

Invasive pests play a crucial role in natural and anthropogenic plantings in the south of the European part of Russia. Currently, the urban forests of Stavropol are seven separate massifs – Grushevsky, Krugly, Mamaysky, Russky, Tamansky, Tatarsky and Chlinsky, located in the upper part of the Stavropol Mountain. The emerald ash borer *Agrilus planipennis* Fairmaire, 1888 (*Coleoptera*: Buprestidae) is a species of East Asian origin, the most dangerous pest of ash in the world. A. Over 20 years of invasion in the Russian Federation, *A. planipennis* has shown itself to be an aggressive stem pest capable of populating both weakened trees and trees without signs of weakening. A phytosanitary survey of urban forests in Stavropol was conducted in February 2023. *A. planipennis* was found in plantations of Roundwood, Chlin forest, and mountain area “Tamanskaya lesnaya dacha”. In the lower and middle part of the trunks under the bark, characteristic, highly convoluted, spiral larval passages and larvae clogged with frass were found, as well as D-shaped flight holes with a diameter of about 4–5 mm typical for the emerald ash borer at the exit points of the beetles. The structure of the larvae and the shape of the flight holes made it possible to identify the species of the pest. The results of the survey suggest that the reason for ash’s desiccation in the urban forests of Stavropol was the emerald ash borer. This record is the first for Stavropol and Stavropol Krai. Most likely, the settlement of the emerald ash borer occurred no later than 2020.

**Key words:** *Buprestidae*, invasion, stem pests, ash, *Fraxinus*, desiccation, urban forests.

УДК 633.72+631.468:631.82:(213.1:470.62)      doi: 10.31360/2225-3068-2023-85-178-193

## ПРИРОДНЫЕ И АГРОГЕННЫЕ ФАКТОРЫ, ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ ВАРИАЦИИ ДЫХАТЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ ПОЧВ (ОБЗОР)

Малюкова Л.С.

*Федеральный исследовательский центр  
«Субтропический научный центр Российской академии наук»,  
Сочи, Россия, e-mail: malukovals@mail.ru*

*Малюкова Л.С. [orcid.org/0000-0003-1531-5745](https://orcid.org/0000-0003-1531-5745)*

Дыхание почв является важнейшим глобальным биосферным процессом, определяющим специфику почвообразования, уровень плодородия почв, запасы и доступность питательных элементов. Этот показатель широко используется для оценки продуктивности экосистем, а также активности почвенных микробсообществ. Перечисленным определяется интерес к изучению влияния различных природных и антропогенных факторов на эти процессы. За последние годы получено много новых знаний, однако отсутствуют обзоры, которые обобщают эти данные и связывают их с новыми для других природных

зон, в частности субтропической зоны России. Анализ научной литературы показывает, что значительную роль в сезонной и временной изменчивости базального дыхания различных типов почв играет температурный фактор, а в летний период – количество осадков и влажность почвы. Для почв агроценозов на сезонную динамику этого параметра накладывается воздействие минеральных удобрений. Показано, что азотные удобрения в дозах до 150–180 кг/га д.в. в год увеличивали базальное дыхание, поскольку под их воздействием активизировались ростовые процессы растений, которые продуцировали большее количество органического вещества. Более высокие дозы минеральных удобрений ингибировали этот процесс. Для бурых лесных кислых почв под культурой чая установлен доза-зависимый эффект: средние (близкие к оптимальным) дозы удобрений (N200P60K50) увеличивали базальное дыхание; более высокие дозы (N400P120K100, N600P180K150) существенно снижали этот показатель. Меньшее воздействие на параметры дыхания и более быстрое (в течение месяца) его восстановление отмечали при применении кальций-, магний- и цинксодержащих удобрений. Установлено, что через 7 лет после снятия агрогенной нагрузки на бурых лесных кислых почвах под чаем проявилась тенденция восстановления дыхания. Показано, что с увеличением продолжительности внесения азотных удобрений происходит накопление органического углерода в почве, что рассматривается в целом, как положительная тенденция для круговорота этого элемента в биосфере.

**Ключевые слова:** почвы, эмиссия CO<sub>2</sub>, базальное дыхание, микробоценоз, минеральные удобрения, бурозёмы, агрогенная трансформация почв, культура чая.

Дыхание почв широко используются для оценки продуктивности экосистем, а также для анализа активности почвенных микробоценозов. Потоки CO<sub>2</sub> в атмосферу в результате «дыхания» почвы примерно в десять раз больше, чем при сжигании ископаемого топлива [63] и являются одним из крупнейших источников этого газа [30]. Даже незначительное изменение почвенного дыхания может привести к существенному увеличению концентрации CO<sub>2</sub> в атмосфере, что ещё больше повлияет на изменение климата [40, 50].

При этом дыхание почв является важнейшим глобальным биосферным процессом (круговорот углерода в природе), определяющим специфику и направленность почвообразования, уровень плодородия почв, запасы и доступность питательных элементов. Выделение углекислоты из почвы считается объективным индикатором интенсивности разложения органического вещества почвы и позволяет охарактеризовать одну из важнейших сторон биологического круговорота веществ. Чем выше эффективность усвоения микроорганизмами углерода, тем меньше его расходуется на дыхание и меньше теряется из почвы в виде CO<sub>2</sub> [49, 16].

При диагностике антропогенных изменений наземных экосистем микробное дыхание почвы считается одним из наиболее информативных показателей и широко используется в качестве биоиндикатора «здоровья», как в естественных ценозах (лес), так и в антропогенно-преобразованных (в том числе сельскохозяйственных) [1, 4, 6, 12, 13]. Перечисленным определяется интерес к изучению влияния различных природных и антропогенных факторов на эти процессы. За последние годы получено много новых знаний, однако отсутствуют обзоры, которые обобщают эти данные и связывают их с новыми для других природных зон, в частности субтропической зоны России.

**Целью данной работы** являлось анализ и обобщение данных о влиянии ряда природных и агрогенных факторов на дыхание почв, в том числе для субтропической зоны России.

Учёные выделяют группу процессов, вследствие которых в почве образуется  $\text{CO}_2$ :

- 1) микробное разложение органического вещества почвы в свободных от корней и растительных остатков зонах (базальное дыхание);
- 2) микробное разложение органического вещества почвы в смежных с корнями и растительными остатками зонах (ризосферный эффект);
- 3) микробное разложение мёртвых растительных остатков;
- 4) микробное разложение ризодепозитов живых корней (ризомикробальное дыхание);
- 5) дыхание корней [3, 18, 39, 17].

Эти процессы в целом формирующие почвенное дыхание, исследователи [27, 53] разделяют на два глобальных компонента: гетеротрофное дыхание, это  $\text{CO}_2$ , выделяемый при микробном разложении органического вещества (базальное дыхание), и автотрофное дыхание, которое учитывает  $\text{CO}_2$ , выделяемый живыми корнями, между которыми часто существует механизм положительной обратной связи.

Растения являются главным автотрофным продуцентом диоксида углерода в ходе корневого дыхания. Вклад других автотрофов, например, водорослей и хемоавтотрофов, низок и проявляется лишь в специфических местообитаниях этих организмов. Агентами «микробного дыхания» в почве выступают гетеротрофные микроорганизмы (бактерии, немикоризные и микоризные грибы, актиномицеты), простейшие и почвенная макрофауна (беспозвоночные, мелкие позвоночные животные). Почвенные микроорганизмы окисляют поступающее в почву растительное органического вещества (15–60 % целлюлоза, 10–30 % гемицеллюлоза, 5–30 % лигнин) и их вклад в дыхание почвы составляет по разным оценкам в среднем от 50 до 90 % [26, 2].

В России и за рубежом успешное применение нашли методы измерения эмиссии  $\text{CO}_2$  *in situ* и *in exp.* [49, 39, 17, 5; 12]. Образование  $\text{CO}_2$  почвой в лабораторных условиях оценивают чаще всего поглощением раствором щелочи с последующим титрованием [20] или с использованием инструментов газовой хроматографии и инфракрасной спектроскопии (ISO/DIS 16072). Считают, что дыхание нативной (необогащённой) почвы (освобожденной от корней растений) обусловлено только микроорганизмами, поэтому его принято называть «базальным» или микробным дыханием почвы. Базальное дыхание – есть скорость продуцирования  $\text{CO}_2$  почвой в определённых гидротермических условиях (температура, влажность), в том числе и при её прединкубации и инкубации, как правило, при 22 °С в течение 24 ч [22, 17, 5, 12].

Скорость продуцирования  $\text{CO}_2$  почвой существенно зависит от многих факторов: физических и химических свойств почвы [62, 57], биохимических процессов, происходящих в почве [27, 53], деятельности корневой системы растений [36, 35], вида растений [57], гидротермических условий [41, 63], внесения минеральных и органических удобрений, а также других агротехнических мероприятий [39, 57], что в целом определяет временную и пространственную вариабельность этого показателя. Считается, что свойства почвы (в их числе рН, содержание органического углерода, общий азот, отношение С : N, микробная биомасса), а также климатические факторы (годовые осадки и температура) объясняют большую часть вариаций почвенного дыхания, хотя вклад свойств почвы в изменчивость этого показателя сравнительно больше, чем вклад климатических факторов. Так показано, что более высокая среднегодовая температура или доступность почвенной воды могут увеличить дыхание почвы, напрямую стимулируя активность микробов и косвенно влияя на рост растений и снабжение почвы органическим субстратом [41, 63, 57]. Сообщалось, что изменения гетеротрофного дыхания были тесно связаны с изменениями микробного метаболического фактора под влиянием рН почвы [62, 27, 53, 57]. При этом отмечалось, что подкисление почвы, индуцированное высвобождением протона во время преобразования азота, может улучшить его доступность в почве, что оказывает стимулирующий эффект на автотрофное дыхание [48, 53].

Большое влияние на разложение органического вещества с выделением углекислого газа или секвестрацию углерода в почве оказывает использование неорганических азотных удобрений. Имеются прогнозы, что скорость осаждения азота из атмосферы при существующих темпах синтеза азотных удобрений увеличится вдвое к концу этого века

[35]. Повышение количества азота в почвах может существенно повлиять на баланс углерода в экосистеме за счёт изменения круговорота питательных веществ, скорости поступления углерода (первичное производство) и выхода углерода (разложение органического вещества), а также секвестрации углерода в экосистеме [29]. В литературе на эту тему сообщалось о противоречивых результатах. Например, метаанализ 138 экспериментов с пахотными почвами показал, что азотные удобрения значительно увеличивают «дыхание почвы», поскольку при удалении надземной биомассы и обработке почвы на фоне добавления азота активизируется разложение органических веществ [63, 39]. Q. Gao с соавторами [31] наблюдали увеличение дыхания почв в субтропическом лесу в ответ на добавление азота за счёт автотрофного дыхания (корневой системы). Аналогичный эффект был установлен L. Zhou с соавторами [63] на пашне и пастбище, где добавление азота значительно увеличило дыхание почв на 12,4 и 7,8 %, соответственно. Многие исследователи это объясняют тем, что добавление азота в почву (в невысоких дозах) и повышение его доступности для растений, на фоне высоких температур и хорошей водообеспеченности способствуют их росту, соответствующему увеличению биомассы и усилению дыхания корней (автотрофному дыханию) [63, 36, 37]. Однако в некоторых природных экосистемах растения часто выделяют корнями небольшое количество вновь ассимилированных органических веществ [25, 37], что определяет их большую стабильность со сбалансированным круговоротом азота в почве и, соответственно, меньшую реакцию параметра дыхания почв на добавление азота.

Наряду с приведёнными выше данными имеются источники, в которых отмечали ингибирующий эффект от применения азотных удобрений или его отсутствие. В нескольких исследованиях показано, что добавление азота вызывало существенное снижение дыхания почв и увеличение наземной секвестрации углерода [46, 24]. Показано, что длительное применение азота подавляло дыхание почв, главным образом, за счёт большего негативного воздействия на гетеротрофное дыхание, чем на автотрофное дыхание [45, 24]. S. Hu с соавторами [32] установили, что на автотрофное и гетеротрофное дыхание приходится по 35,3 и 64,7 %, соответственно, общего дыхания почвы, что позволяет предположить, что добавление азота оказывает большее влияние на гетеротрофное дыхание, чем на автотрофное дыхание. Эта же закономерность (добавление азота уменьшало гетеротрофное дыхание и в целом дыхание почв, но увеличивало автотрофное дыхание) прослеживалась и по метаанализу, который провели Y. Yang с соавторами [57].

Снижение микробного дыхания в ответ на добавление азота может быть связано с ингибированием микробного разложения за счёт изменения экспрессии основных генов и изменения состава сообщества [43, 37, 40]. Другой предполагаемый механизм заключается в том, что добавление азота снижает активность фенолоксидазы, как в подстилке, так и в почве [47], влияя на чувствительность её разложения к изменению температуры. Кроме того, предыдущие исследования показали, что микробная активность и дыхание почвы были значительно выше при внесении мочевины, в сравнении с применением аммиачных или нитратных форм азота [44]. Как правило, добавление азота увеличивает биомассу растений и поступление органического углерода в почву, что приводит к положительному влиянию на параметры дыхания почв [36, 37], в то время как вызванное азотом снижение рН почвы может угнетать корни и микробную активность с последующим снижением дыхания [60, 52].

Многие исследователи отмечают важность учёта температурной чувствительности ( $Q_{10}$ ) дыхания почв (показатель увеличения дыхания в ответ на повышение температуры на 10 °C) [16, 63, 62, 50]. Этот показатель служит ключевым параметром для экстраполяции и прогнозирования круговорота углерода в наземных экосистемах [50]. Было установлено, что нормы внесения азотных удобрений по-разному влияли на значения температурной чувствительности дыхания между вегетационным и межвегетационным периодами, а также межгодовые вариации. В целом было отмечено, что значение температурной чувствительности межвегетационного периода было значительно выше, чем вегетационного периода из-за временных вариаций количества осадков и температуры воздуха [56, 39].

Большое влияние на параметры почвенного дыхания и его компоненты оказывали дозы вносимых удобрений. Пик дыхания почв отмечали при применении нормы азота в диапазоне 135–150 кг/га д.в. в год. [39, 57]. Повышение нормы внесения азотных удобрений до 180 кг/га д.в. в год, ингибировало этот процесс, что указывало на нарушение гомеостаза микробоценоза, изменение его функционального биоразнообразия и запуск процессов достижения нового равновесия [41]. Y. Yang с соавторами [57] связывают это с тем, что высокие нормы внесения азота (> 150 кг/га в год) могут привести к насыщению экосистемы азотом и снизить влияние добавления азота на автотрофное дыхание. Также есть мнение, что более высокая норма внесения азота (> 150 кг/га в год) может повысить осмотическое давление почв, а затем усилить мобилизацию ряда ионов, которые могут быть токсичны для почвенных микроорганизмов, что приведёт к снижению их активности



и в целом дыхания почв [51, 36, 15]. Положительное влияние азотных удобрений на накопление органического углерода в почве увеличивалось с увеличением продолжительности внесения удобрений [55], что свидетельствует о том, что длительное применение азота со временем улучшит секвестирование органики, способствуя смягчению последствий изменения климата в будущем.

Сравнительный анализ действия азота на дыхание почв под различными биоценозами представлен в работе Y. Yang с соавторами [57]. Ими установлено, что добавление азота увеличило дыхание на 27,3, 7,3 и 7,9 % в хвойных, лиственных лесах и пахотных землях. При этом чувствительность дыхания к добавлению азота была выше в пахотных почвах, чем в пустынях, кустарниках, лугах и лесах (природные экосистемы). Наибольшие отрицательные отклики на азот автотрофного дыхания наблюдались на заболоченных территориях [21]. Напротив, в пустынях добавление азота часто значительно увеличивало фотосинтез растений, их потребность в воде и питательных веществах почвы, что в конечном итоге увеличивало автотрофное дыхание и уменьшало гетеротрофное [57]. Для кустарникового ценоза снижение дыхания почв при добавлении азота также связывают с отрицательной реакцией гетеротрофного дыхания. Приводится несколько механизмов ингибирования почвенного дыхания азотом: изменением экспрессии фундаментальных генов микроорганизмов [34, 33]; изменением состава сообщества и уменьшением микробной биомассы [57]; подавлением процесса «микробной добычи азота», при котором некоторые микроорганизмы используют более лабильные субстраты [61, 53]. Этими различиями исследователи объясняют разную реакцию дыхания и его компонентов на добавление азота в почвы в разных экосистемах. Также добавление азота в почву снижало соотношение C : N в почве, что может значительно улучшить разложение подстилки, а затем повысить гетеротрофное дыхание [58, 28], которое может также контролироваться составом микробного сообщества, эффективностью использования микробного углерода и активностью внеклеточных ферментов [61, 38]. По мнению Y. Yang с соавторами [57] хорошо объясняют вариации отклика гетеротрофного дыхания на азот такие показатели, как рН почвы, соотношение C : N и температурная чувствительность. В целом нужно констатировать, что значительные различия в воздействии добавления азота на дыхание почвы, вероятно, вызваны сложной динамикой составляющих компонентов почвенного дыхания в разные времена года [39], значительной неоднородностью климата, характеристик почвы и типов растительности в этих отдельных исследованиях [54, 36, 50].

В субтропической зоне России также проведён достаточно большой объём исследований по изучению базального (микробного) дыхания почв [14, 15, 10, 12, 7]. В этих работах показано, что бурые лесные (кислые и слабоненасыщенные) почвы под естественными ценозами (буково-грабовый лес) характеризовались стабильно высокими значениями микробного дыхания, которые варьировали в течение вегетационного периода в среднем от 70 до 160 мг  $\text{CO}_2$ /кг сухой почвы в сутки, что характерно для высоких темпов минерализации органического вещества [10].

Значительную роль в изменчивости этого параметра играл температурный фактор, что согласуется с мнением других исследователей [41, 63, 57]. Минимальные значения дыхания почв отмечены в зимний период, что обусловлено температурой воздуха ниже 10 °С. В весенне-летний период, при достижении температурной отметки в 10 °С и выше показатель возрастал на 30 % в сравнении с зимне-осенним периодом. Также этот пик активности дыхания почв (май-июнь), помимо температурного фактора был обусловлен активизацией вегетативной деятельности растений. Это согласуется с работами, в которых показано, что усиление фотосинтеза растений и увеличение потребности в питательных веществах почвы, часто приводят к большему поступлению углерода в почву, что является дополнительным питательным субстратом для микробоценоза [60, 53]. В засушливый летний период, который в зоне влажных субтропиков России, как правило, наблюдается в июле-августе, отмечался спад дыхательной активности до значений зимнего периода, обусловленный существенным повышением среднесуточной температуры воздуха и снижением влажности почвы. В целом параметры базального дыхания коррелировали со среднесуточной температурой воздуха (за декаду), количеством осадков (за декаду) и влажностью почвы ( $r = 0,30, -0,37$  и  $0,41$ , соответственно).

Для агрогенно-изменённых почв, в частности под чаем, без применения удобрений профиль сезонной дыхательной активности выделялся более резкими подъёмами и спадами, что указывало на менее стабильное состояние микробного сообщества почв под чаем в сравнении с лесом, даже в отсутствии минеральных удобрений. Это обусловлено различиями сравниваемых ценозов, характеристики которых (габитус растений, ярусность ценоза, наличие почвенно-покровных растений), определяют температурный режим верхних слоёв почвы. Нужно отметить, что в отсутствие оптимального минерального питания чайные плантации имеют малоразвитый габитус, разомкнутые шпалеры и наличие на поверхности почв травянистого покрова (задернение) [9]. Июльское затухание активности дыхания, характерное для почвы леса, не было зафиксировано для почв под чаем, что, по-видимому, об-



условлено усилением физиологической активности растений чая в этот период, а именно цветением, которое, как правило, сопровождается повышенной эксудацией корнями органических соединений. Варьирующие реакции дыхания почв различных биоценозов на природные и антропогенные факторы приведены и в других работах [57].

Применение азотно-фосфорно-калийных удобрений в невысокой дозе (N200P60K50) в агроценозах чая оказывало стимулирующее действие на почвенное дыхание, что было зафиксировано несколько раз за вегетацию: в зимний период (в январе); после основного внесения минеральных удобрений (в апреле) и после внесения «подкормки» (в июле) [10]. Схожие результаты получены и другими исследователями, при применении нормы азота в диапазоне N135-150 [39, 57]. Многие исследователи [42, 57] считают, что применение азотных удобрений в дозе более 150 кг/га в год приводит к насыщению экосистемы азотом и ингибирует дыхание почв в связи с нарушением гомеостаза микробиоценоза. Из этого следует то, что минеральные удобрения не всегда являются фактором ингибирования биологической активности, они могут не оказывать на неё влияния, или даже стимулировать, при этом эффект воздействия будет зависеть от дозы удобрений.

Также, для чайных агроценозов влажно-субтропической зоны РФ было установлено [14, 10], что длительное применение азотных или азотно-фосфорно-калийных удобрений в более высокой дозе (N400P0K0 и N400P120K100 кг/га д.в.) существенно снижало базовый уровень дыхания относительно контроля (чайных почв без применения минеральных удобрений), что обусловлено накоплением в почвах высоких концентраций нитратов непосредственно после внесения и стабильным существенным подкислением почв [8, 9]. Это согласуется с исследованиями, в которых также показано, что обогащение почв азотом, увеличивая кислотность почвы и концентрацию ионов  $\text{NO}_3$  в почвенном растворе, подавляет микробную биомассу и её активность [59, 15]. Однако следует отметить, что через 4 месяца (в августе) после основного внесения удобрений дыхание почвы было соизмеримо и даже выше, чем без применения удобрений или с применением невысоких доз азота. Трёхкратное увеличение дозы удобрений (N600P180K150) существенно ингибировало дыхание почв во все изученные периоды вегетации, что связано с угнетением биохимических процессов при внесении стрессовых доз удобрений, которые следует рассматривать как критические, не отвечающие экологической безопасности [19, 23]. Установленный доза-зависимый эффект прослеживался также по параметрам уреазной активности и численности основных физиологических групп микроорганизмов на этих же объектах [19, 15].

По данным Н.В. Козловой и В.В. Керимзаде [7] после снятия нагрузки минеральными удобрениями, длительно применявшихся на чайных плантациях в высоких дозах (N600P180K150) и вызвавших значительные агрогенные трансформации, уже спустя 7 лет в отсутствие их непосредственного влияния дыхательная активность существенно выросла и только в 1,2 раза уступала параметрам почвы без применения удобрений. Дыхательная активность почвы с невысокой степенью агрогенной трансформации на фоне применения одинарных доз удобрений (N200P60K50) и почвы контрольного варианта без удобрений (N0P0K0) находились примерно на одном уровне, сопоставимом между собой, и в агрогенной, и в постагрогенной фазе исследований.

В межгодовой динамике (с 2008 по 2012 гг.) по данным Е.В. Рогожиной [14] и Л.С. Малюковой, В.В. Керимзаде, А.В. Великого [10] был отмечен менее выраженный отклик дыхания почв на внесение оптимальных доз минеральных удобрений, что согласуется с данными других исследователей [55, 57] и свидетельствует о закреплении углерода в почве при увеличении продолжительности применения азотных удобрений.

Другие исследования, проведенные в специальном опыте на чайной плантации, показали, что внесение на фоне невысоких доз NPK-удобрений в почву ряда биогенных элементов, таких как магний, кальций, сера, бор и цинк в течение 10-летнего периода по-разному влияло на базальное дыхание почв [10]. В целом, в годичном цикле отмечалась тенденция увеличения дыхательной активности почв под воздействием мезо- и микроэлементов. В сезонной динамике в конце мая (почти через два месяца после внесения минеральных удобрений) отмечался закономерный спад дыхательной активности почв, обусловленный ингибирующим воздействием вносимых агрохимикатов. Наиболее быстрое восстановление дыхательной активности почв (в течение месяца) и последующий её существенный рост наблюдались при внесении в почву кальций- и магнийсодержащих удобрений, которые снижая почвенную кислотность активизировали, по-видимому, биологическую активность почв. В августе базальное дыхание почв на всех вариантах опыта, за исключением варианта с внесением бора, достигало максимальных или близких к ним значений и достоверно превышало контрольный уровень (фоновое внесение NPK), демонстрируя таким образом стимулирующее действие S, Mg, Ca, Zn на этот показатель, обусловленное возросшей физиологической активностью растений. На варианте с бором базальное дыхание продолжало снижаться к августу, начало восстановления дыхательной активности было зафиксировано только в конце сентября.

**Выводы.** Итак, анализ научной литературы показывает, что скорость продуцирования  $\text{CO}_2$  почвой существенно зависит от многих факторов: физических и химических свойств почвы, биохимических процессов, происходящих в почве, деятельности корневой системы растений, вида растений, гидротермических условий, внесения минеральных и органических удобрений, а также других агротехнических мероприятий, что в целом определяет временную и пространственную вариабельность этого показателя. Параметры базального дыхания зональных типов почв субтропической зоны России, а также их временная и пространственная вариабельность соизмеримы с другими типами почв, сформированными в схожих климатических условиях. Значительную роль в сезонной изменчивости этого параметра, по аналогии с другими почвами играл температурный фактор, а в летний период – количество осадков и влажность почвы. Для почв агроценозов, которые подвергались действию минеральных удобрений, в весенне-летний период было отмечено более резкое доза-зависимое снижение этого показателя, что продолжалось до осеннего периода, в котором ограничивающим фактором становился температурный режим почв. Большое влияние на параметры почвенного дыхания и его компоненты оказывали дозы вносимых удобрений. Пороговой дозой азотных удобрений является диапазон более 150–200 кг/га д.в. в год. Установлено, что в постагрогенный период происходит восстановление уровня дыхательной активности, обусловленное активизацией микробоценоза в отсутствие токсичного уровня минеральных удобрений. Показано, что с увеличением продолжительности внесения азотных удобрений происходит накопление органического углерода в почве, что рассматривается как положительная тенденция в целом для круговорота этого элемента в биосфере.

*Публикация подготовлена в рамках реализации  
государственного задания ФИЦ СЦ РАН FGRW-2021-0010,  
№ госрегистрации 122032400081-5*

#### **Список литературы/References**

1. Джанаев З.Г. Агрохимия и биология почв юга России. М: Изд-во МГУ, 2008, 528 [Dzhanaev Z.G. Agrochemistry and biology of soils in the south of Russia. M: Publishing House of Moscow State University, 2008, 528. (In Rus)].
2. Евдокимов И.В., Ларионова А.А., Шмитт М., Лопес де Гереню В.О., Бан М. Определение вклада дыхания корней растений в эмиссию  $\text{CO}_2$  из почвы методом субстрат-индуцированного дыхания, Почвоведение. 2010; 3 : 349-355. [Evdokimov, I.V., Larionova, A.A., Schmitt, M., Lopez de Gerenyu, V.O., and Ban, M. Determination of the contribution of plant root respiration to  $\text{CO}_2$  emission from the soil by the method of substrate-induced respiration, Eurasian Soil Science. 2010; 3 : 349-355. (In Rus)].

3. Заварзин Г.А., Кудеяров В.Н. Почва как главный источник углекислоты и резервуар органического углерода на территории России, Вестник Российской академии наук. 2006; 76(1) : 14-29. [Zavarzin G.A., Kudeyarov V.N. Soil as the main source of carbon dioxide and a reservoir of organic carbon in Russia, Bulletin of the Russian Academy of Sciences. 2006; 76(1) : 14-29. (In Rus)].
4. Звягинцев Д.Г. Биология почв и их диагностика, в кн. Проблемы и методы биологической диагностики и индикации почв. М.: Наука, 1976, 175-189. [Zvyagintsev D.G. Biology of soils and their diagnostics, in the book. Problems and methods of biological diagnostics and indication of soils. M.: Nauka, 1976, 175-189. (In Rus)].
5. Иващенко К. В. Обилие и дыхательная активность микробного сообщества почвы при антропогенном преобразовании наземных экосистем. Канд. дис. Пушкино, 2017. [Ivashchenko KV Abundance and respiratory activity of soil microbial community during anthropogenic transformation of terrestrial ecosystems. Cand. dis. Pushchino, 2017. (In Rus)].
6. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Биологическая диагностика и индикация почв: методология и методы исследований. Ростов-на/Д.: ЦВВР, 2003, 350. [Kazeev K.Sh., Kolesnikov S.I., Valkov V.F. Biological diagnostics and indication of soils: methodology and research methods. Rostov-on-Don: TsVVR, 2003, 350. (In Rus)].
7. Козлова Н.В., Керимзаде В.В. Дыхательная активность агрогенно-изменённых почв чайных плантаций в постэксплуатационный период, Субтропическое и декоративное садоводство. 2019; 69 : 192-200. [Kozlova N.V., Kerimzade V.V. Respiratory activity of agrogenic soils of tea plantations in the post-exploitation period, Subtropical and ornamental horticulture. 2019 ;69 : 192-200. (In Rus)]. DOI: 10.31360/2225-3068-2019-69-192-200.
8. Козлова Н.В., Малюкова Л.С., Керимзаде В.В. Особенности азотного режима почв чайных плантаций субтропиков России, Научные основы возделывания чая в субтропической зоне Краснодарского края: сб. науч. тр. Субтропическое и южное садоводство России. 2010; 43(1) : 21-33. [Kozlova N.V., Malyukova L.S., Kerimzade V.V. Features of the nitrogen regime of soils of tea plantations in the subtropics of Russia, Scientific foundations of tea cultivation in the subtropical zone of the Krasnodar Territory: Sat. scientific tr. Subtropical and southern gardening in Russia. 2010; 43(1) : 21-33. (In Rus)]. ISBN: 978-5-904533-07-6.
9. Малюкова Л.С. Оптимизация плодородия бурых лесных почв и применения минеральных удобрений при выращивании чая в условиях Черноморского побережья России. Докт. дис. М.: МГУ им. М.В. Ломоносова, 2013. [Malyukova L.S. Optimization of the fertility of brown forest soils and the use of mineral fertilizers in the cultivation of tea in the conditions of the Black Sea coast of Russia. Dr. dis. Moscow: Moscow State University. M.V. Lomonosov, 2013. (In Rus)].
10. Малюкова Л.С., Керимзаде В.В., Великий А.В. Влияние различных видов и доз минеральных удобрений на дыхательную активность почв чайных плантаций, Плодоводство и ягодоводство России. 2015; 43 : 132-138. [Malyukova L.S., Kerimzade V.V., Velikii A.V. Influence of various types and doses of mineral fertilizers on the respiratory activity of soils of tea plantations, Pomiculture and small fruits culture in Russia. 2015; 43 : 132-138. (In Rus)].
11. Малюкова Л.С., Рогожина Е.В., Струкова Д.В. Влияние длительного применения минеральных удобрений на биологическую активность почв чайных плантаций, Агрохимический вестник. 2012; 2 : 15-17. [Malyukova L.S., Rogozhina E.V., Strukova D.V. Influence of long-term use of mineral fertilizers on the biological activity of tea plantation soils, Agrochemical Bulletin. 2012; 2 : 15-17. (In Rus)].
12. Малюкова Л.С., Рогожина Е.В., Струкова Д.В. Диагностика биофункционального состояния агрогенно-изменённых почв под многолетними насаждениями в зоне влажных субтропиков России. Сочи: ФИЦ ШЦ РАН, 2022, 86. [Malyukova L.S., Rogozhina E.V., Strukova D.V. Diagnostics of the biofunctional state of agrogenically modified soils under perennial plantations in the zone of humid subtropics of Russia. Sochi: FITs SNTs RAS, 2022, 86. (In Rus)]. ISBN: 978-5-904533-45-8.
13. Никитин Д.А., Семёнов М.В., Чернов Т.И., Ксенофонтова Н.А., Железова А.Д., Иванова Е.А., Хитров Н.Б., Степанов А.Л. Микробиологические индикаторы эколого-

- гических функций почв (обзор), Почвоведение. 2022; 2 : 228-243. [Nikitin D.A., Semenov M.V., Chernov T.I., Ksenofontova N.A., Zhelezova A.D., Ivanova E.A., Khitrov N.B., Stepanov A.L. Microbiological indicators of ecological functions of soils (review), Soil Science. 2022; 2 : 228-243. (In Rus)]. DOI: 10.31857/s0032180x22020095 .
14. Рогожина Е.В. Влияние минеральных удобрений на «дыхание» бурых лесных кислых почв в ризосфере чайного растения (*Thea Sinensis*) в условиях субтропической зоны России, Вестник Мичуринского филиала Российского университета кооперации. 2011; 1 : 78-82. [Rogozhina E.V. Influence of mineral fertilizers on the “respiration” of brown forest acidic soils in the rhizosphere of the tea plant (*Thea Sinensis*) in the subtropical zone of Russia, Bulletin of the Michurin Branch of the Russian University of Cooperation. 2011; 1 : 78-82. (In Rus)].
15. Рогожина Е.В. Структурно-функциональное состояние микробного комплекса бурых лесных кислых почв влажно-субтропической зоны России при длительном агрогенном воздействии. Канд. дис. Петропавловск-Камчатский, 2019. [Rogozhina E.V. Structural and functional state of the microbial complex of brown forest acidic soils of the humid subtropical zone of Russia under prolonged agrogenic exposure. Cand. dis. Petropavlovsk-Kamchatsky, 2019. (In Rus)].
16. Семёнов В.М., Иванникова Л.А., Кузнецова Т.В., Семёнова Н.А., Тулина А.С. Минерализуемость органического вещества и углерод-секвестрирующая ёмкость почв зонального ряда, Почвоведение. 2008; 7 : 819-832. [Semenov V.M., Ivannikova L.A., Kuznetsova T.V., Semenova N.A., Tulina A.S. Mineralizability of organic matter and carbon sequestering capacity of zonal soils, Eurasian Soil Science. 2008; 7 : 819-832. (In Rus)].
17. Семёнов М.В. Биомасса и таксономическая структура архей и бактерий в почвах природных и сельскохозяйственных экосистем. Канд. дис. М.: МГУ им. М.В. Ломоносова, 2016. [Semenov M.V. Biomass and taxonomic structure of archaea and bacteria in soils of natural and agricultural ecosystems. Cand. dis. Moscow: Moscow State University. M.V. Lomonosov, 2016. (In Rus)].
18. Степанов А.Л. Микробная трансформация парниковых газов в почвах. М.: ГЕОС, 2011, 192. [Stepanov A.L. Microbial transformation of greenhouse gases in soils. Moscow: GEOS, 2011, 192. (In Rus)].
19. Струкова Д.В., Малукова Л.С. Некоторые показатели биологической активности бурых лесных кислых почв чайных плантаций субтропиков России, Агрехимический вестник. 2010; 6 : 5-9. [Strukova D.V., Malyukova L.S. Some indicators of the biological activity of brown forest acidic soils of tea plantations in the subtropics of Russia, Agrochemical Bulletin. 2010; 6 : 5-9. (In Rus)].
20. Alef K., Nannipieri P. Soil respiration. In: Methods in applied soil microbiology and biochemistry, Academic Press. 1995; 214-218.
21. Allison S.D., Wallenstein M.D., Bradford M.A. Soil-carbon response to warming dependent on microbial physiology, Nature Geoscience. 2010; 3(5) : 336. DOI: 10.1038/ngeo846.
22. Anderson T.-H., Domsch K.H. Application of eco-physiological quotients (qCO<sub>2</sub> and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories, Soil Biology and Biochemistry. 1990; 22 : 251-255.
23. Bastida F., Luis Moreno J., Teresa Hernández T., García C. Microbiological Degradation index of Soils in a Semiarid Climate, Soil Biology and Biochemistry. 2006; 38(12) : 3463-3473. DOI: 10.1016/j.soilbio.2006.06.001.
24. Boetius A. Global change microbiology – big questions about small life for our future. Nature Reviews, Microbiology. 2019; 17(6): 331. DOI: 10.1038/s41579-019-0197-2.
25. Bond-Lamberty B., Thomson A. Temperature-associated increases in the global soil respiration record, Nature. 2010; 464(7288) : 579. DOI: 10.1038/nature08930.
26. Bowden R.D., Nadelhoffer K.J., Boone R.D., Melillo J.M., Garrison J.B. Contributions of above ground litter, below ground litter, and root respiration to total soil respiration in a temperate mixed hardwood forest, Can J. For Res. 1993; 23 :1402-1407.
27. Brundrett M.C., Tedersoo L. Evolutionary history of mycorrhizal symbioses and global



- host plant diversity, *New Phytologist*. 2018; 1-8. DOI: 10.1111/nph.14976.
28. Chen C., Chen H.Y., Chen X., Huang Z., Meta-analysis shows positive effects of plant diversity on microbial biomass and respiration, *Nature Communications*. 2019; 10(1) : 1-10. DOI: 10.1038/s41467-019-09258-y.
29. Ciais P., Yao Y., Gasser T., Baccini A., Wang Y., Lauerwald R., Zhu D. Empirical estimates of regional carbon budgets imply reduced global soil heterotrophic respiration, *National Science Review*. 2021; 8(2) : nwaal45. DOI: 10.1093/nsr/nwaal45.
30. Delgado-Baquerizo M., Eldridge D.J., Ochoa V., Gozalo B., Maestre F.T. Soil microbial communities drive the resistance of ecosystem multifunctionality to global change in drylands across the globe, *Ecology Letters*. 2017; 20(10) : 1295-1305. DOI: 10.1111/ele.12826.
31. Gao Q., Hasselquist N.J., Palmroth S., Zheng Z., You W. Short-term response of soil respiration to nitrogen fertilization in a subtropical evergreen forest, *Soil Biology and Biochemistry*. 2014; 76 : 297-300. DOI: 10.1016/j.soilbio.2014.04.020.
32. Hu S., Li Y., Chang S.X., Li Y., Yang W., Fu W., Lin Z. Soil autotrophic and heterotrophic respiration respond differently to land-use change and variations in environmental factors, *Agricultural and Forest Meteorology*. 2018; 250 : 290-298. DOI: 10.1016/j.agrformet.2018.01.003.
33. Hursh A., Ballantyne A., Cooper L., Maneta M., Kimball J., Watts J. The sensitivity of soil respiration to soil temperature, moisture, and carbon supply at the global scale, *Global Change Biology*. 2017; 23(5) : 2090-2103. DOI: 10.4067/S0718-95162013005000035.
34. Janssens I.A., Dieleman W., Luysaert S., Subke J.A., Reichstein M., Ceulemans R., Law, B.E. Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition, *Nature Geoscience*. 2010; 3(5) : 315-322. DOI: 10.1038/ngeo844.
35. Li J., Pei J., Pendall E., Fang C., Nie M., Spatial heterogeneity of temperature sensitivity of soil respiration: a global analysis of field observations, *Soil Biology and Biochemistry*. 2020; 141 : 107675. DOI: 10.1016/j.soilbio.2019.107675.
36. Li Q., Song X., Chang S.X., Peng C., Xiao W., Zhang J., Wang W. Nitrogen depositions increase soil respiration and decrease temperature sensitivity in a Moso bamboo forest, *Agricultural and Forest Meteorology*. 2019; 268 : 48-54. DOI: 10.1016/j.agrformet.2019.01.012.
37. Li S., Cui Y., Xia Z., Zhang X., Zhu M., Gao Y., Ma Q. The mechanism of the dose effect of straw on soil respiration: evidence from enzymatic stoichiometry and functional genes, *Soil Biology and Biochemistry*. 2022; 168 : 108636. DOI: 10.1016/j.soilbio.2022.108636.
38. Liu D., Keiblinger K. M., Leitner S., Wegner U., Zimmermann M., Fuchs S., Lassek C., Reidel K., Zechmeister Boltenstern S. Response of microbial communities and their metabolic functions to drying – rewetting stress in a temperate forest soil, *Microorganisms*. 2019. DOI: 10.3390/microorganisms7050129.
39. Liu Q., Wang R., Li R., Hu Y., Guo S. Temperature Sensitivity of Soil Respiration to Nitrogen Fertilization: Varying Effects between Growing and Non-Growing Seasons, *PLoS ONE*. 2016; 11(12) : e0168599. DOI: 10.1371/journal.pone.0168599.
40. Liu Z., Deng Z., Davis S.J., Giron C., Ciais P. Monitoring global carbon emissions in 2021, *Nat. Rev. Earth Environ*. 2022; 3(4) : 217-219. DOI: 10.1038/s43017-022-00285-w.
41. Lu M., Yang Y., Luo Y., Fang C., Zhou X., Chen J., Li B. Responses of ecosystem nitrogen cycle to nitrogen addition: a meta-analysis, *New Phytologist*. 2011; 189(4) : 1040-1050. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2010.03563.x
42. Lu S.J., Mattson K.G., Zaerr J.B., Marshall J.D. Root respiration of Douglas-fir seedlings: effect of N concentration, *Soil Biol Biochem*. 1998; 30(3) : 331-336.
43. Ma S., Verheyen K., Props R., Wasof S., Vanhellemont M., Boeckx P., De Frenne P. Plant and soil microbe responses to light, warming and nitrogen addition in a temperate forest, *Functional Ecology*. 2018; 32(5) : 1293-1303. DOI: 10.1111/1365-2435.13061.
44. Marschner P., Kandeler E., Marschner B. Structure and function of the soil microbial



- community in a long-term fertilizer experiment, *Soil Biology and Biochemistry*. 2003; 35(3) : 453-461. DOI: 10.1016/S0038-0717(02)00297-3.
45. Mo J., Zhang W., Zhu W., Fang Y., Li D., Zhao P. Response of soil respiration to simulated N deposition in a disturbed and a rehabilitated tropical forest in southern China, *Plant and Soil*. 2007; 296(1) : 125-135. DOI: 10.1007/s11104-007-9303-8.
46. Niu S., Classen A.T., Dukes J.S., Kardol P., Liu L., Luo Y., Thomas R.Q. Global patterns and substrate-based mechanisms of the terrestrial nitrogen cycle, *Ecology Letters*. 2016; 19(6) : 697-709. DOI: 10.1111/ele.12591.
47. Saiya-Cork K.R., Sinsabaugh R.L., Zak D.R. The effects of long-term nitrogen deposition on extracellular enzyme activity in an *Acer saccharum* forest soil, *Soil Biology and Biochemistry*. 2002; 34(9) : 1309-1315. DOI: 10.1016/S0038-0717(02)00074-3.
48. Sierra C.A. Temperature sensitivity of organic matter decomposition in the Arrhenius equation: some theoretical considerations, *Biogeochemistry*. 2012; 108(1) : 1-15. DOI: 10.1007/s10533-011-9596-9.
49. Six J., Frey S.D., Thiet R.K., Batten K.M. Bacterial and Fungal Contributions to Carbon Sequestration in Agroecosystems, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2006; 70 : 555-569.
50. Tian P., Liu S., Zhao X., Sun Z., Yao X., Niu S., Wang Q. Past climate conditions predict the influence of nitrogen enrichment on the temperature sensitivity of soil respiration, *Communications Earth & Environment*. 2021; 2(1) : 1-9. DOI: 10.1038/s43247-021-00324-2.
51. Tripathi B.M., Stegen J.C., Kim M., Dong K., Adams J.M., Lee Y.K. Soil pH mediates the balance between stochastic and deterministic assembly of bacteria, *The ISME Journal*. 2018; 12 : 1072. DOI: 10.1038/s41396-018-0082-4.
52. Wang H., Zhang H., Zhao Y., Xu R.K. Soil acidification of alfisols influenced by nitrate and ammonium nitrogen level in tea plantation. *Int J Agric. Biol Eng.* 2018; 11(4) : 168-172.
53. Wang J., Song B., Ma F., Tian D., Li Y., Yan T., Gao Q., Nitrogen addition reduces soil respiration but increases the relative contribution of heterotrophic component in an alpine meadow, *Functional Ecology*. 2019; 33(11) : 2239-2253. DOI: 10.1111/1365-2435.13433.
54. Wei C., Yu Q., Bai E., Lü X., Li Q., Xia J., Han X. Nitrogen deposition weakens plant-microbe interactions in grassland ecosystems, *Global Change Biology*. 2013; 19(12) : 3688-3697. DOI: 10.1111/gcb.12348.
55. Xu C., Xu X., Ju C., Chen H.Y., Wilsey B.J., Luo Y., Fan W. Long-term, amplified responses of soil organic carbon to nitrogen addition worldwide, *Global Change Biol.* 2021; 27(6) : 1170-1180. DOI: 10.1111/gcb.1548.
56. Xu M., Qi Y. Spatial and seasonal variations of Q10 determined by soil respiration measurements at a Sierra Nevada Forest, *Global Biogeochem Cy.* 2001; 15(3) : 687-696.
57. Yang Y., Li T., Pokharel P., Liu L., Qiao J., Wang Y., An S., Scott X., Chang S.X. Global effects on soil respiration and its temperature sensitivity depend on nitrogen addition rate, *Soil Biology and Biochemistry*. 2022; 174 : 108814. DOI: 10.1016/j.soilbio.2022.108814.
58. Yue K., Peng Y., Fornara D.A., Van Meerbeek K., Vesterdal L., Yang W., Ni X. Responses of nitrogen concentrations and pools to multiple environmental change drivers: a meta-analysis across terrestrial ecosystems, *Global Ecology and Biogeography*. 2019; 28(5) : 690-724. DOI: 10.1111/geb.12884.
59. Zhang C., Niu D., Hall S.J., Wen H., Li X., Fu H., Elser J.J. Effects of simulated nitrogen deposition on soil respiration components and their temperature sensitivities in a semiarid grassland, *Soil Biology and Biochemistry*. 2014; 75 : 113-123. DOI: 10.1016/j.soilbio.2014.04.013.
60. Zhang C.; Liu G.; Xue S.; Wang G. Soil bacterial community dynamics reflect changes in plant community and soil properties during the secondary succession of abandoned farmland in the Loess Plateau, *Soil Biology and Biochemistry*. 2016; 97 : 40-49.
61. Zhang T., Chen H.Y.H., Ruan H. Global negative effects of nitrogen deposition on soil microbes, *The ISME Journal*. 2018; 12 : 1817-1825.
62. Zhong Y., Yan W., Shangguan Z. The effects of nitrogen enrichment on soil CO<sub>2</sub> fluxes

depending on temperature and soil properties, *Global Ecology and Biogeography*. 2016; 25(4) : 475-488. DOI: 10.1111/geb.12430.

63. Zhou L.Y., Zhou X.H., Zhang B.C., Lu M., Luo Y.Q., Liu L.L. Different responses of soil respiration and its components to nitrogen addition among biomes: A Meta-analysis, *Glob Change Biol*. 2014; 20(7) : 2332-2343.

## **NATURAL AND AGROGENIC FACTORS DETERMINING SOIL RESPIRATION VARIATIONS (REVIEW)**

**Malyukova L.S.**

*Federal Research Centre  
the Subtropical Scientific Centre of the Russian Academy of Sciences,  
Sochi, Russia, e-mail: malukovals@mail.ru*

Soil respiration is the most important global biospheric process that determines the specifics of soil formation, soil fertility level, as well as reserves and nutrients availability. This indicator is widely used to assess the productivity of ecosystems, as well as the activity of soil microbial communities. The above determines the interest in studying the influence of various natural and anthropogenic factors on these processes. In recent years, a lot of new knowledge has been obtained, but there are no reviews that could generalize these data or connect them with new ones for other natural zones, in particular, for the subtropical zone of Russia. An analysis of the scientific literature shows that the temperature factor plays a significant role in the seasonal and temporal variability of basal respiration for various soil types, while in summer, the amount of precipitation and soil moisture are most significant. For soils of agrocenoses, the effect of mineral fertilizers is superimposed on the seasonal dynamics of this parameter. It is shown that nitrogen fertilizers in doses up to 150–180 kg/ha a.i. per year increased basal respiration, since under their influence the plants' growth processes were activated, which produced a greater amount of organic matter. Higher doses of mineral fertilizers inhibited this process. For acid brown forest soils under tea crop, a dose-dependent effect has been established: average (close to optimal) fertilizer doses (N200P60K50) increased basal respiration; higher doses (N400P120K100, N600P180K150) significantly reduced this index. Less impact on the respiration parameters and its faster recovery (within a month) was recorded with the use of calcium, magnesium and zinc-containing fertilizers. It has been found that 7 years after the removal of the agrogenic load from acid brown forest soils under tea, a tendency to restore respiration appeared. It is shown that with an increase in the duration of nitrogen fertilizer application, organic carbon accumulates in the soil, which is generally considered as a positive trend for the cycle of this element in the biosphere.

**Key words:** soils, CO<sub>2</sub> emission, basal respiration, microbial cenosis, mineral fertilizers, burozems, agrogenic transformation of soils, tea crop.