

УДК 63.54:631.417:631.46

## АГРОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ТЕХНОЛОГИИ УПРАВЛЕНИЯ ПОТОКАМИ CO<sub>2</sub> В АГРОЭКОСИСТЕМАХ. СООБЩЕНИЕ 1. ФАКТОРЫ УПРАВЛЕНИЯ МИКРОБНЫМ ЗВЕНОМ АГРОГЕОХИМИЧЕСКОГО КРУГОВОРОТА

© 2023 г. В. Н. Башкин

*Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН  
142290 Пуцино, Московская обл., ул. Институтская, 2, Россия**E-mail: vladimirbashkin@yandex.ru*

Поступила в редакцию 02.02.2023 г.

После доработки 26.02.2023 г.

Принята к публикации 16.03.2023 г.

В обзоре рассмотрено применение агрогеохимических технологий, направленных на восстановление агрогеохимических циклов в сельскохозяйственных экосистемах, прежде всего в микробном звене, регулирующем потоки CO<sub>2</sub>. Показаны факторы управления этим микробным звеном при внесении как минеральных, так и органических удобрений. Рассмотрены процессы минерализации органических веществ почвы и методы регулирования сопряженной углерод- и азотминерализующей способности почв. Рассмотрены изменения продуктивности сельскохозяйственных экосистем в условиях повышения концентрации углекислого газа в атмосфере и в почвенном воздухе. Показаны различные агротехнологические приемы, в том числе применение нулевой обработки почвы, органических удобрений различной природы, а также различных мелиорантов, в том числе фосфогипса. На основании многочисленных данных сделан вывод о том, что агроэкосистемы в большинстве случаев являются чистым источником CO<sub>2</sub>, а секвестрация происходит только при переводе сельскохозяйственных угодий в залежь. Оценены методы, направленные на снижение потоков CO<sub>2</sub> при использовании удобрений в цикле “производство–внесение”. Показано, что существующая практика внедрения сельскохозяйственных низкоуглеродных технологий (agricultural low carbon technologies – ALCT) пока не может свидетельствовать об их применимости для обеспечения как продовольственной, так и экологической безопасности.

*Ключевые слова:* агроэкосистемы, потоки CO<sub>2</sub>, микробоценозы, регулирующие факторы, удобрения, агрогеохимические технологии

**DOI:** 10.31857/S0002188123060042, **EDN:** QOFTYT

### ВВЕДЕНИЕ

Начало нынешнего века ознаменовалось обострением глобальных изменений природной среды и климата, что привело к нарушениям углеродных и азотных биогеохимических циклов, увеличению концентрации парниковых газов в атмосфере, утрате биоразнообразия и стабильности экосистемы, ухудшению качества и здоровья почвы [1–10].

Такие экологические нарушения в свою очередь коренным образом изменяют биогеохимические процессы и круговорот химических элементов как на уровне агроэкосистемы в целом, так и на уровне профиля почвы, затрагивая, прежде всего, почвенную биоту. Биогеохимические циклы превращаются в агрогеохимические. Изменения происходят как на макроуровне (корневая система растений, почвенные животные), так и

на уровне сообщества почвенных микроорганизмов, осуществляющих противоположно направленные процессы образования и разложения почвенного органического вещества. Дисбаланс этих процессов приводит к изменению запасов почвенного гумуса и увеличению выбросов парниковых газов в атмосферу [11]. Возделываемые в агроэкосистемах культуры являются результатом чистой первичной продукции фотосинтеза, которая затем становится источником CO<sub>2</sub> при ее разложении [12, 13].

Органический углерод, оставшийся после микробного разложения чистых первичных продуктов, превращается в образующуюся биомассу, а доля углерода, возвращаемого в пахотную землю, ограничена и не компенсирует затраты углерода в почвенной органике на микробное дыхание при обработке почвы, включая минерализа-

цию. В результате сельское хозяйство становится чистым источником  $\text{CO}_2$  [14–16].

В настоящее время широко распространено снижение содержания органического вещества в почвах при их длительном сельскохозяйственном использовании. Это объясняется, во первых, тем что формирование биомассы сельскохозяйственных культур происходит за счет элементов, выделяющихся при минерализации органических веществ, а их восполнение в почвах за счет внесения минеральных удобрений лишь частично компенсирует вынос питательных веществ урожаем. Во-вторых, сбор сельскохозяйственной продукции приводит к почти повсеместному отрицательному балансу углерода в почвах агроэкосистем. Известны также способы восполнения углеродной массы за счет внесения в почву органических удобрений различной природы: навоза, отходов пищевой, деревообрабатывающей и химической промышленности, осадков коммунально-бытовых сточных вод, различных сапропелей и др. Также существует ряд агротехнологий, которые позволяют поддерживать и пополнять запас органического вещества в почвах: минимальная обработка, запашка бобовых и сидератов, различные специализированные севообороты, лесовосстановление [17].

Однако этих методов недостаточно в современных условиях, когда углекислый газ накапливается в атмосфере за счет природных и антропогенных процессов. По некоторым оценкам, поступление углекислого газа в атмосферу с сельскохозяйственных угодий планеты составляет  $\approx 10\%$  доли  $\text{CO}_2$ , образующейся при сжигании ископаемого топлива [7, 14].

Следовательно, требуется регулирование состава органического вещества в почвах, но характер этого процесса определен далеко не четко на качественном и количественном уровнях, а роль совокупного внесения минеральных и органических удобрений (в том числе “зеленых” удобрений) в формировании поглощающего углерод пула органического вещества почвы не ясна. Нет однозначной количественной параметризации процессов стока и эмиссии  $\text{CO}_2$  в системе “почва–растение–атмосфера”, особенно в условиях меняющегося климата. Нет четкого представления и о параметрах биогеохимического цикла углерода в конкретных агроэкосистемах, прежде всего в его микробном звене. Также имеются серьезные нарушения биогеохимических циклов N и C в агроэкосистемах. В то же время известно, что микробная биомасса является ключом к оценке потоков  $\text{CO}_2$  и  $\text{NO}_x$ .

Таким образом, возникает необходимость управления микробными процессами в сельскохозяйственных почвах. Это приобретает особое значение в условиях современного сельского хозяйства, направленного на получение максимального количества продукции, когда роль почвы часто сводится к субстрату, обеспечивающему механическую фиксацию корней растений и регулируемому водно-воздушный режим. Для получения высоких урожаев вносят все возрастающие дозы минеральных удобрений. В таких условиях существенно изменяется микробное звено биогеохимического круговорота основных биофильных (питательных) элементов, прежде всего углерода и азота по сравнению с естественными параметрами, упрощается микробиоценоз, разрушаются взаимоотношения между разными видами микробов, нарушаются их функции. Нарушается замкнутость биогеохимических циклов, они переходят в агрогеохимические циклы с выбросом газов в атмосферу, в частности, парниковых газов –  $\text{CO}_2$  и  $\text{NO}_x$  [18, 19].

Следовательно, необходимы новые технологические подходы к управлению выбросами  $\text{CO}_2$  из агроэкосистем. Одним из таких подходов является разработка природоподобных биогеохимических технологий. Биогеохимический инжиниринг и биогеохимические технологии направлены на восстановление биогеохимических циклов в различных экосистемах, а в условиях современных агроэкосистем уже можно говорить об агрогеохимических технологиях. Необходимо рассмотреть применимость таких технологических приемов для управления потоками  $\text{CO}_2$  в сельскохозяйственных системах. Поэтому целью работы было изучение различных факторов, связанных с управлением выбросами  $\text{CO}_2$  в агроэкосистемах, и целенаправленного управления почвенным микробиомом с использованием агрогеохимических технологий.

## ФАКТОРЫ УПРАВЛЕНИЯ. ВНЕСЕНИЕ УДОБРЕНИЙ

*Управление процессами минерализации органического вещества почвы.* Выделение почвами и сток в них  $\text{CO}_2$ , а также  $\text{CH}_4$  и  $\text{N}_2\text{O}$  (парниковых газов, ПГ) является результатом различных микробиологических процессов, которые в свою очередь зависят от факторов, определяющих условия роста и развития микроорганизмов. Поведение  $\text{CO}_2$  ( $\text{CH}_4$  и  $\text{N}_2\text{O}$ ) может варьироваться в зависимости от типа почвы, ее физико-химических параметров, температуры, влажности и плотности почвы, содержания органического вещества и

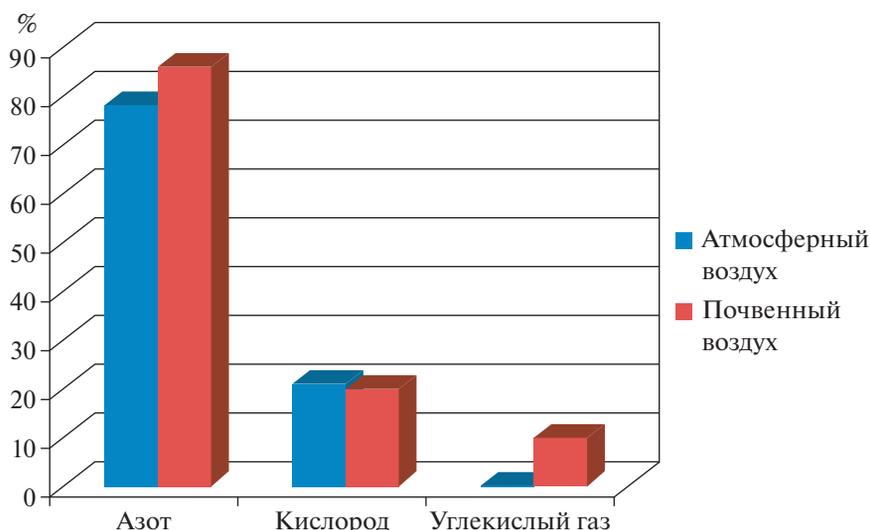


Рис. 1. Основные компоненты атмосферного и почвенного воздуха, % (по данным [20]).

т.п. К основным факторам, влияющим на интенсивность выделения ПГ почвами или их поглощения, относят температуру и влажность почвенного покрова. Содержание углекислого газа в почвенном воздухе в сотни раз больше, чем в атмосферном, а кислорода – на 10–20% меньше (рис. 1).

В пахотных почвах концентрация CO<sub>2</sub> составляет всего 1–2%. При внесении свежих органических удобрений содержание углекислого газа увеличивается до 2, а иногда и до 9–12%. Выброс углекислого газа в атмосферу зависит от почвы, содержания органического вещества, влажности и температуры. Почвенный воздух обеспечивает растения CO<sub>2</sub> за счет его постоянного обмена с атмосферным воздухом. За 1 сут обновляется 10–15% состава почвенного воздуха [21]. В то же время в агроэкосистемах состав почвенного воздуха во многом регулируется органическим веществом.

Было подтверждено, что в случае применения минеральных удобрений в органическом веществе (ОВ) черноземной почвы трудноминерализуемого углерода больше, чем в контрольной почве, но в 1.1–2.2 раза меньше, чем при проведении аналогичного сравнения с использованием навоза. Выявленные особенности структуры активного пула органического вещества могли быть обусловлены как минимум 2-мя причинами. Во-первых, более интенсивной минерализацией и стабилизацией свежего органического вещества в почве агроценоза по сравнению с залежью, во-вторых – недостаточным и неустойчивым возвратом свежего органического вещества в почву,

преобладанием низкокачественного материала с самым разным соотношением C : N в его составе, что препятствует развитию быстрорастущих микроорганизмов и накоплению микробной биомассы в почве. Фактическое содержание углерода микробной биомассы (C<sub>мб</sub>) в контрольной почве и в почве с применением удобрений составило всего 0.4–0.6% C<sub>орг</sub> при незначительных различиях между этими вариантами и было в 4.7–7.3 раза меньше, чем в почве залежного земельного участка. Повышенные величины метаболического коэффициента в экспериментальных вариантах почвы и особенно при внесении минеральных удобрений свидетельствуют о неблагоприятном эколого-физиологическом состоянии почвенных микроорганизмов, которые вынуждены потреблять углерод преимущественно из вновь поступивших источников для сохранения содержания органического вещества и его качества. Так как растительные остатки минерализуются до CO<sub>2</sub> быстрее и в большей степени, чем свежий или перепревший навоз, количество органического углерода, накопленного в почве, уменьшается согласно следующему ряду: перепревший навоз > > свежий навоз > солома > зеленая масса растений. При этом биомасса микроорганизмов, выращенных на легко перерабатываемых органических субстратах, быстрее и эффективнее превращается в гуминовые вещества [22, 23]. Органическое вещество почвы, образованное в основном из растительных остатков, содержит больше ароматических соединений и, следовательно, более устойчиво по сравнению с органическим веществом, образованным из навоза. Применение ми-

неральных удобрений по сравнению с внесением навоза либо не вызывало значительного повышения минерализации органического вещества и его потерь, либо количество поступающих в почву растительных остатков в случае с удобрениями превышало потери минерализации.

Количество  $\text{CO}_2$ , выделившееся за исследованный период ( $n = 48$ ), достоверно коррелировало с общими потерями почвенного азота и удобрений ( $r = 0.578$ ), а также с содержанием минерального азота в почве ( $r = -0.427$ ). Динамику чистой минерализации азота в почвах с растениями на контрольных участках и при внесении азотных удобрений наиболее точно описывает параболическая функция [24].

### УПРАВЛЕНИЕ ПРОДУКТИВНОСТЬЮ РАСТЕНИЙ И МИКРООРГАНИЗМОВ

Постоянно возрастающая концентрация  $\text{CO}_2$  в атмосфере оказывает непосредственное влияние не только на климат Земли, но и на первичную биопродуктивность наземных экосистем. В свою очередь изменение биопродуктивности растений и некоторых их физиологических процессов может приводить к изменению структуры и функционирования как естественных, так и искусственных растительных сообществ, а также повлиять на баланс подповерхностного углерода [14].

Первичная продуктивность растений напрямую зависит от усвоения  $\text{CO}_2$  листьями и от всасывания питательных веществ корнями. Повышенная концентрация углекислого газа потенциально может увеличить рост  $\text{C}_3$ -растений, но реализация этого потенциала зависит от наличия других питательных веществ и наличия влаги. Данные, полученные в ходе полевых экспериментов, показывают неоднозначную реакцию дикорастущих и сельскохозяйственных видов растений на повышенную концентрацию  $\text{CO}_2$ . Тем не менее, в большинстве экспериментов ответная реакция растений на повышенную концентрацию  $\text{CO}_2$  была положительной: повышение урожайности составило от 30 до 50%, а продуктивность некоторых древесных пород увеличивалась на 100–300% [25].

В подробном обзоре [25] обобщено более 500 сообщений о влиянии повышенной концентрации  $\text{CO}_2$  на биомассу древесных растений. Вариабельность величины эффекта  $\text{CO}_2$  рассмотрена во взаимодействии с другими факторами. Общая биомасса и чистая ассимиляция  $\text{CO}_2$  древесными культурами значительно увеличились при удвоении концентрации  $\text{CO}_2$  в атмосфере

независимо от условий выращивания. В другом обзоре [26] показано, что в подавляющем большинстве опытов наблюдали увеличение сухой массы (на 100–200%) и длины корней (на 110%) при увеличении концентрации атмосферного  $\text{CO}_2$  независимо от климатических условий. Более того, увеличение сухой массы происходило почти полностью за счет роста мелких корней. Тем не менее, имеются противоречивые данные, особенно о соотношении корней и стеблей, объема корней и их длины. Разброс данных может быть вызван условиями эксперимента, т.к. прирост подземной биомассы сильно зависит от поглотительной способности корневой системы, которая в свою очередь определяется объемом почвы на одно растение.

Положительная реакция растений на повышенную концентрацию  $\text{CO}_2$  возможна при условии отсутствия дефицита в почвах других основных питательных элементов (азота, фосфора, калия). Несмотря на обилие информации о влиянии повышенной концентрации  $\text{CO}_2$  на рост растений, в литературе очень мало сведений о его воздействии на ризосферу и почвенные процессы в целом. Повышенная концентрация  $\text{CO}_2$  в атмосфере позволяет увеличить содержание углерода в ризосфере за счет усиления корневых выделений растений, что влияет на численность и активность грибов, бактерий, в том числе и азотфиксирующих видов.

В работе [27] проведено исследование влияния высоких концентраций углекислого газа в атмосфере (400, 800 и 1200 ч./млн) на рост тополя дельтовидного (*Populus deltoides*). Работа выполнена на базе закрытой системы “Биосфера-2” (Аризона, США). Исследования показали, что повышение концентрации углекислого газа в атмосфере можно рассматривать как фактор атмосферного удобрения, способствующий повышению продуктивности растений. В проведенном эксперименте наибольшая общая масса дельтовидного тополя образовалась при увеличении концентрации  $\text{CO}_2$  в атмосфере в 2 раза по сравнению с существующей на данный момент. Утроение концентрации  $\text{CO}_2$  не вызывало дальнейшего повышения продуктивности растений. Прирост биомассы растений при двукратном увеличении концентрации  $\text{CO}_2$  в атмосфере осуществлялся в основном за счет увеличения их надземной части, тогда как при трехкратном увеличении — за счет увеличения доли корней в общей массе растений. Повышение содержания  $\text{CO}_2$  в атмосфере с 400 до 800 и 1200 ч./млн усиливало процессы минерали-

зации органических остатков в почвах под деревьями. Интенсивность выбросов в модельном атмосферном воздухе увеличивалась в диапазоне 400, 800 и 1200 ч./млн концентраций CO<sub>2</sub>.

Содержание микробной биомассы в почве под влиянием высоких концентраций атмосферного углекислого газа увеличивалось. Наибольшее количество  $C_{\text{мб}}$  отмечено в случае с утроенной концентрацией CO<sub>2</sub> (75.1 мг/100 г), наименьшее – при нормальной концентрации (53.7 мг/100 г). Повышение концентрации CO<sub>2</sub> в атмосфере сопровождалось снижением эффективности метаболизма почвенных микроорганизмов. Метаболический коэффициент C-CO<sub>2</sub> :  $C_{\text{мб}}$  составил 2.35, 2.43 и 3.07 соответственно для биомов 400, 800 и 1200 ч./млн.

Современные исследования [28], выполненные с использованием спутниковых данных, показывают увеличение площади листовой поверхности за счет прямых факторов (управление землепользованием со стороны человека) и косвенных факторов (таких как изменение климата, подкормка CO<sub>2</sub>, осаждение азота и восстановление после природных нарушений). Среди них главными движущими силами, по-видимому, являются изменение климата и воздействие подкормки CO<sub>2</sub>. Тем не менее, согласно новым спутниковым данным (2000–2017 гг.), наблюдается закономерность в озеленении: она поразительно заметна в Китае и Индии и распространяется на пахотные угодья во всем мире. Только на Китай приходится 25% глобального чистого прироста площади листовой поверхности при том, что она занимает только 6.6% глобальной площади растительности. Озеленение в Китае происходит за счет лесов (42%) и пахотных угодий (32%), в Индии – в основном за счет пахотных угодий (82%) с незначительным вкладом лесов (4.4%). Китай разрабатывает амбициозные программы по сохранению и расширению лесов с целью смягчения последствий деградации земель, загрязнения воздуха и изменения климата. С 2000 г. производство продуктов питания в Китае и Индии увеличилось более чем на 35% – в основном за счет увеличения посевных площадей при использовании многократных посевов, чему способствовало использование удобрений и орошение поверхностными и/или грунтовыми водами. Такие результаты свидетельствуют, что данный прямой фактор является ключевым драйвером “озеленения Земли”, процесса, на долю которого приходится более 1/3, возможно и больше наблюдаемого чистого прироста площади зеленого листового покро-

ва. Они подчеркивают необходимость реалистичного представления практики землепользования человеком в моделях Земли как системы.

В исследовании европейских авторов [29] также оценивали факторы, связанные с повышением продуктивности агроэкосистем в условиях увеличения потоков CO<sub>2</sub>, в первую очередь за счет сельского хозяйства. Авторы отмечали, что если рассматривать продовольственную безопасность и смягчение последствий изменения климата в качестве основных задач устойчивого развития сельского хозяйства, главной целью является обеспечение приемлемого уровня выбросов парниковых газов (ПГ) в сельскохозяйственном производстве. Описаны эффекты воздействия ПГ. Для оценки воздействия парниковых газов на урожай зерновых в странах ЕС созданы модели данных длительного наблюдения. Исследование сосредоточено на изменении климата, вызванном выбросами ПГ, которые оказывают непосредственное влияние на сельское хозяйство в том, что касается производства зерновых. В связи с этим была выполнена оценка влияния ПГ на производство зерновых в Европейском союзе, за исключением Мальты, в период 2000–2016 гг. Результаты показали положительное влияние выбросов ПГ от сельского хозяйства и потребления удобрений в предыдущем году на производство зерновых в ЕС. Такой результат говорит об обеспечении устойчивости сельского хозяйства, которое производит больше зерновых в условиях роста выбросов ПГ.

Полученные данные свидетельствуют о том, что наметившаяся устойчивая тенденция к увеличению концентрации CO<sub>2</sub> в атмосфере в результате различных процессов не только не оказывает вредного воздействия на растительный мир Земли, но и способствует увеличению продуктивности его фотосинтеза. Повышенное усвоение углекислого газа растениями при увеличении его концентрации в атмосфере можно рассматривать как дополнительный сток CO<sub>2</sub>. Величину этого стока пока трудно оценить, однако можно прогнозировать, что в целом биопродуктивная деятельность на земном шаре возрастет, но вместе с ней, очевидно, увеличится дыхательная активность не только растений, но и почвенных микроорганизмов. На вопрос, будет ли увеличиваться запас углерода в виде продуктов биомы при длительном пребывания в нем углерода, пока нет ответа [14].

### УПРАВЛЕНИЕ УГЛЕРОД- И АЗОТМИНЕРАЛИЗУЮЩЕЙ СПОСОБНОСТЬЮ ПОЧВЫ ПОД ВЛИЯНИЕМ МИНЕРАЛЬНЫХ (АЗОТНЫХ, ФОСФОРНЫХ) И ОРГАНИЧЕСКИХ УДОБРЕНИЙ

Несмотря на десятилетия исследований точная оценка микробиологического процесса минерализации углерода и азота остается сложной задачей [6, 9–15]. Показатели минерализации зависят от свойств почвы, количества и качества органических веществ и климатических факторов [30–32]. Например, исследования с использованием индикаторов  $^{15}\text{N}$  показывают, что азот, минерализованный из почвенного органического вещества (ПОВ), обычно обеспечивает >50% азота, поглощаемого кукурузой в течение вегетационного периода, несмотря на широкое использование азотных удобрений [33].

Оценивая результаты определения минерализации азота, полученные различными методами, следует подчеркнуть, что наряду с учетом ряда факторов, определяющих минерализацию углерода и азота в почве, не учитывается один из важнейших факторов, а именно влияние на этот процесс вносимых минеральных азотных удобрений. Хотя разработано множество аналитических приемов и методов расчета и определения влияния данного фактора, например, с помощью меченых азотных удобрений, на практике ни один из указанных приемов не был в полной мере реализован ни при оценке эффективности использования азота, ни для диагностики азотного питания или общей минерализации. Поэтому необходимо было разработать достаточно простой, но при этом информативный метод определения азотминерализующей способности почв.

Методологически он основан на следующих подходах. Оценку азотминерализующей способности почвы, которая служит важнейшим критерием степени выраженности агрохимического круговорота азота, можно выполнить методом определения содержания минерализованного азота почвы, эквивалентного по своей доступности азотным удобрениям. Для этого образцы почвы компостируют с увеличением дозы азотных удобрений. Компостирование образцов почвы проводят при оптимальных температурных условиях (18–28°C) и влажности (60% водоудерживающей способности) в течение 4-х нед с набором (4–6) доз азотных удобрений, эквивалентных дозам, запланированным для различных культур. Величина азотминерализующей способности почвы определяется путем нахождения первой производной квадратного уравнения регрессии, описывающего накопление доступного азота (нитра-

тов и обменного аммония) в почве в зависимости от доз внесенных азотных удобрений. Также можно использовать метод решения этого уравнения путем нахождения его корней. Используя математическое выражение зависимости накопления доступного азота в почве при компостировании от доз азотных удобрений, можно оценить азотминерализующую способность почвы, в которую войдет весь потенциально доступный азот почвенного фонда, способный к минерализации в течение прогнозируемого вегетационного периода [34]. Влияние гидротермических условий вегетационного периода учитывают, используя долгосрочные метеорологические прогнозы или долгосрочные средние данные для конкретного региона. Такой учет осуществляется с учетом поправок на скорость накопления доступного азота в почве при компостировании в зависимости от температурно-влажностного режима.

Обоснование предлагаемого метода определения азотминерализующей способности связано с оценкой так называемого “прайминг-эффекта” или величин “экстра”-азота, характеризующих степень повышенной минерализации азотных и углеродистых соединений почвы при внесении азотных удобрений, по состоянию микрофлоры [11, 30–35]. Таким образом, в любой момент времени величина азотминерализующей способности будет пропорциональна величине “экстра”-азота. Содержание “экстра”-азота, обнаруженное в почве в виде доступных соединений азота после компостирования почвы в полиэтиленовых мешках, отражает фактическую способность почвы осуществлять минерализацию органических компонентов азота.

При определении этой величины предложенным способом дается оценка фактической азотминерализующей способности почв, т.е. способности, которая может проявиться в течение следующего прогнозируемого вегетационного периода. В этом его отличие от азотминерализующего потенциала, при котором определяется потенциально минерализованный азот. Поэтому расчетные данные, полученные предложенным методом, будут в основном меньше.

Например, азотминерализующую способность серой лесной почвы оценивали в ходе многофакторного эксперимента. В этом эксперименте изучали воздействие 3-х видов обработки почвы – отвально-плуговую, поверхностно-фрезерную и комбинированную (поверхностное + свободное рыхление) и 3 способа удобрения – без удобрений, оптимальный уровень (60 кг N/га под ячмень и 90 кг N/га под озимую пшеницу) и высокий уровень (120 кг N/га + навоз 20 т/га под яч-

мень и 120 кг N/га + навоз 40 т/га под озимую пшеницу). Величину полевой влагоемкости оценивали для слоев 0–20 см и 20–40 см почвы.

Азотминерализующая способность (АМС) серой лесной почвы в верхнем слое (0–20 см), как правило, была больше, чем в подстилающем слое (20–40 см), достигая 180 кг N/га при совместном внесении органических и минеральных удобрений. Минимальные показатели были отмечены при использовании отвальной вспашки без удобрений – до 10 кг N/га. Необходимо отметить, что внесение высокой дозы азота вместе с навозом смещало максимальный показатель в нижний слой, и наиболее ярко это проявлялось при минимальной обработке почвы.

Изучение типа возделываемой культуры и, соответственно, степени удобрения почвы проводили также на выщелоченной тяжелосуглинистой черноземной почве и дерново-подзолистой супесчаной почве. Величина АМС целинного чернозема была больше, чем целинной дерново-подзолистой почвы. Внесение органических удобрений под технические культуры, такие как картофель и конопля, а также под кукурузу и озимую пшеницу (навоз КРС 40–100 т/га) привело к повышению азотминерализующей способности как чернозема, так и дерново-подзолистой почвы. Возделывание ячменя в севообороте зерновых на черноземе без удобрений сопровождалось снижением способности почвы к минерализации азота в 2 раза по сравнению с целинной (115 и 66 кг N/га). Выращивание многолетних трав, наоборот, увеличивало АМС обоих типов почв, причем в относительном выражении это увеличение было более значительным для дерново-подзолистой почвы [36].

Потенциальную минерализационную способность органического вещества выщелоченного чернозема, а также залежных земель изучали при различных системах удобрения полевых культур, включая внесение возрастающих доз навоза (5 и 10 т/га) и минеральных удобрений (N52P48K50 и N114P96K94). При этом общее производство C-CO<sub>2</sub> почвами (метод мембранных пробоотборников) в ходе эксперимента превышало его эмиссию (метод изоляторов) в 11.6 раза под растениями и в 8 раз в пару при явной приближенной взаимосвязи между этими показателями ( $r = 0.730$ ). При оценке выделения C-CO<sub>2</sub> с помощью обоих методов, было выявлено различие между почвами по содержанию общего и микробного углерода, которое возрастало в присутствии растений и активизировалось при внесении азотных удобрений. Константа скорости минерализации ( $k$ , сут<sup>-1</sup>,

изменялась от 0.005–0.006 при внесении навоза до 0.014–0.019 при дополнительном внесении минеральных удобрений. При этом, несмотря на максимальные запасы потенциально минерализованного углерода, величины константы скорости минерализации в залежи составляли 0.009. Продуцирование и выделение C-CO<sub>2</sub> в динамике коррелировало с нетто-мобилизацией почвенного азота ( $r = 0.845–0.976$  и  $r = 0.905–0.942$  соответственно). На единицу чистого подвижного азота в почве производилось 40–80 единиц C-CO<sub>2</sub>, а в атмосферу выбрасывалось 4–8 единиц C-CO<sub>2</sub> [22].

Интенсивность выделения CO<sub>2</sub> почвой за длительный период инкубации при постоянных условиях дает представление о доступности углерода для микроорганизмов как источника питания и энергии [37]. В первые 9 сут наибольшая скорость выделения C-CO<sub>2</sub> была характерна для почвы с применением минеральных удобрений и навоза (10 т/га) и достигала 4–5 мг C-CO<sub>2</sub>/100 г почвы/сут. Чуть меньшее количество углекислого газа образовалось в почве при внесении только навоза – до 3 мг C-CO<sub>2</sub>/100 г почвы/сут. Интенсивность образования C-CO<sub>2</sub> в почве при внесении навоза 5 т/га с минеральными удобрениями также была несколько больше, чем в контрольной почве. В дальнейшем образование углекислого газа происходило с постоянной скоростью, при этом в почве с различными минеральными удобрениями она была меньше, чем в соответствующих субстратах без их внесения. Скорость образования C-CO<sub>2</sub> почвой залежи по сравнению с опытными вариантами была достоверно больше на протяжении всего исследованного периода с постепенным снижением до <1 мг C-CO<sub>2</sub>/100 г почвы/сут к концу наблюдений.

Величина общего продуцирования C-CO<sub>2</sub> почвой оцененных образцов за 125 сут эксперимента достигала 200–300 мг C-CO<sub>2</sub>/100 г почвы в залежи, в случаях с применением навоза в дозах 5–10 т/га – 60–80 мг C-CO<sub>2</sub>/100 г почвы, при совместном внесении навоза и минеральных удобрений снижалась до 40–60 мг C-CO<sub>2</sub>/100 г почвы, а при использовании повышенных доз были зафиксированы еще меньшие показатели. Аппроксимируя кривые суммарно произведенного в ходе инкубации CO<sub>2</sub> однокомпонентным уравнением кинетики первого порядка, можно определить содержание потенциально минерализованного углерода (C<sub>пм</sub>) в черноземе выщелоченном с помощью различных систем удобрения полевых культур [38].

Почва опытных образцов содержала в 2.2–5.2 раза меньше потенциально минерализованного углерода  $C_{\text{пм}}$ , чем залежь. Агрогенное истощение выщелоченного чернозема потенциально минерализованным углеродом было значительно больше, чем истощение общим органическим углеродом. Доля потенциально минерализованного углерода в почве залежи составила 5.2%  $C_{\text{орг}}$ , в неудобренной контрольной почве – 1.5%. Внесение органических удобрений один раз каждые 5 лет в дозах 25 и 50 т/га (5 и 10 т/га при севообороте пашни) привело к повышению обеспеченности выщелоченного чернозема  $C_{\text{пм}}$  в 1.9 и 2.4 раза соответственно по сравнению с контролем. Доля  $C_{\text{пм}}$  в почве этих образцов достигала 2.7 и 3.2%  $C_{\text{орг}}$ . Внесение минеральных удобрений на фоне навоза вызывало снижение содержания  $C_{\text{пм}}$ . Особенно низкий уровень доступного  $C_{\text{пм}}$  образовался при внесении минеральных удобрений на фоне навоза 10 т/га, и поэтому его доля в общем  $C_{\text{орг}}$  была даже меньше контроля [38].

#### ПРИМЕНЕНИЕ РАЗЛИЧНЫХ АГРОТЕХНОЛОГИЙ И МЕЛИОРАНТОВ

Анализ собственных данных и другой литературы позволяет оценить возможности пахотных почв в том, что касается секвестрации атмосферного  $\text{CO}_2$  при использовании современных агротехнологий, основанных на применении минеральных удобрений и минимальной обработке почвы. За счет повышения урожайности и, соответственно, количества растительных остатков эти технологии обеспечивают относительно небольшой абсолютный прирост  $C_{\text{орг}}$  в верхнем слое почвы – до 0.1%. По ориентировочным оценкам, для лесостепных черноземов это не более 10% от количества  $C_{\text{орг}}$ , потерянного ими после вспашки до достижения равновесного содержания углерода. Есть как минимум 2 причины, не позволяющие восстановить с помощью агротехнологий большую часть органического вещества, утраченного целинными почвами. Первая связана с резким – как минимум в 3 раза – уменьшением поступления растительного вещества в пахотные почвы по сравнению с их целинными аналогами. В результате в первую очередь теряются легкоминерализуемые фракции органического вещества, что наиболее заметно по изменению содержания детрита или мортмассы в почве. Вторая причина недостаточной углерод-секвестрирующей способности пахотных почв связана с их неспособностью прочно закреплять свежесформированные гумусовые вещества, тем самым предохраняя гу-

мусовые вещества от дальнейшей минерализации почвенными микроорганизмами. Показано, что при ежегодном внесении меченых  $^{14}\text{C}$  растительных остатков к 5-му году эксперимента увеличение содержания углерода в почве прекращается из-за установления равновесия между процессами минерализации и фиксации меченых соединений  $^{14}\text{C}$  в почве. Возможно, способность прочно закреплять свежесформированные гумусовые вещества является характерным свойством целинных (залежных) почв [39].

Также, основываясь на кинетике ( $k$ ) скорости оборота почвенного органического вещества, а также на количественной оценке источников  $\text{C}$  в почвах различных хронологических последовательностей и парных участков в России и США, получены нелинейные показатели оборота запасов углерода в почве после обработки естественных пастбищ и последующем залесении пахотных земель. Показано, что скорость снижения содержания  $\text{C}$  в почвах в течение 250 лет после перехода с естественных пастбищ на постоянные пахотные земли составляет  $0.010 \text{ год}^{-1}$ . В то же время после залесения содержание  $\text{C}$  в почве происходило быстрее ( $k = 0.055 \text{ год}^{-1}$ ). Этот вклад “древесного” углерода достиг 22 мг  $\text{C}/\text{га}$  через 70 лет после посадки деревьев [17].

Следовательно, пашни могут играть существенную роль в секвестрации атмосферного  $\text{CO}_2$  только после их перевода в залежь. Однако по понятным причинам такой способ секвестрации  $\text{CO}_2$  можно применять в очень ограниченных масштабах, в основном на землях, которые по тем или иным причинам нецелесообразно использовать для производства зерновых культур. Также следует подчеркнуть, что увеличение содержания органического вещества в почве происходит только в течение первых 20–30 лет, а затем этот показатель стабилизируется [40].

Эффективность секвестрации почвенного органического углерода (**ПОУ**) как подходящей технологии с отрицательным уровнем выбросов зависит главным образом от поступления органического углерода растительного происхождения и его распределения в стабилизированных пулах ПОУ. На эти процессы может влиять использование удобрений и тип почвы. Было проведено исследование влияния органического удобрения (компост из птичьего помета), минерального удобрения (фосфорит) и их смеси на перенос органического углерода (**ОУ**) из растения в почву. Добавление компоста из птичьего помета и его смеси с фосфоритом привело к увеличению корневой биомассы и большему переводу корневых

ОУ в активные пулы, чем при внесении одного только фосфорита. Почва, дополненная компостом из птичьего помета, отличалась более высоким содержанием микробной биомассы, чем почва с минеральными удобрениями из-за более высокого содержания доступного органического фосфора. Различия в динамике пулов стабилизированного органического углерода среди почв могут быть связаны с влиянием источников фосфорных удобрений на процессы стабилизации ПОУ. Таким образом, органические и минеральные фосфорные удобрения могут оказывать противоположное воздействие на поступление органического углерода из растения в почву и, в частности, на распределение органического углерода, полученного из корней растений, в лабильные или устойчивые фракции ПОУ [41].

Долговременное поверхностное внесение извести (И) и/или фосфогипса (ФГ) в системах с нулевой обработкой почвы (НО) может улучшить рост растений, а также физиологические и биохимические процессы. Несмотря на наличие множества исследований, посвященных влиянию извести на биомассу и рост растений, до сих пор отсутствует комплексная оценка воздействия этой практики на чистую ассимиляцию CO<sub>2</sub>, активность антиоксидантных ферментов и синтез сахарозы. Соответственно, важно изучить влияние долгосрочного поверхностного применения извести и фосфогипса на плодородие почвы и, как следствие, их действие на рост корней, питание растений, фотосинтез, метаболизм углерода и антиоксидантов, а также на выход зерна (ВЗ) кукурузы в засушливых зимних регионах. Сочетание извести с фосфогипсом усиливало эти эффекты, а также увеличивало количество S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. Мелиорирующее вещество с известью и фосфогипсом усилило развитие корневой системы на большей глубине и улучшило питание растений кукурузы. Их комбинированное воздействие способствовало повышению концентрации фотосинтетических пигментов и газообмена даже при низкой доступности воды. Более того, была повышена активность рибулозо-1,5-бифосфаткарбоксилазы/оксигеназы, сахарозосинтазы и антиоксидантных ферментов, что позволило снизить окислительный стресс. Такие улучшения физиологических показателей растений кукурузы привели к повышению ВЗ. В целом результаты подтверждают, что комбинирование почвенных мелиорантов является важной стратегией повышения плодородия почвы и обеспечения урожайности в регионах, где во время цикла выращивания случаются периоды засухи. Важно отметить и усиление про-

цесса поглощения углекислого газа (секвестрации). Чистая скорость фотосинтеза была максимальной при обработке известью и фосфогипсом и достигала 30–40 мкмоль C-CO<sub>2</sub>/м/с [42].

Для улучшения свойств почвы и повышения урожайности сельскохозяйственных культур можно повторно использовать отходы фосфогипса (ФГ) и отходы водоподготовки (ОВП) в сельскохозяйственных целях. Исследование проводили с целью определения влияния ФГ и ОВП, внесенных в тяжелые глинистые почвы (содержащие более 50% глинистых частиц) в дозах 5 и 10 т/га с рекомендуемым азотным удобрением (АУ), на основные свойства почвы и урожайность кукурузы. Результаты показали, что углерод микробной биомассы почвы (УМБ), выделение CO<sub>2</sub> и активность дегидрогеназы (ДГА) значительно увеличились при добавлении ФГ или ОВП. Применение ФГ с АУ в дозе 10 т/га показало самую высокую микробную активность, доступность питательных веществ в почве, урожайность зерна кукурузы по сравнению с другими видами обработки. Добавление АУ + ФГ в дозах 10 и 5 т/га и АУ + ОВП в дозах 10 и 5 т/га способствовало повышению ДГК в 1.70, 1.60, 1.40 и 1.20 раза соответственно по сравнению с обработкой АУ. Можно сделать вывод, что применение ФГ и ОВП в рекомендуемых дозах внесения поможет улучшить свойства тяжелых глинистых почв. Содержание углерода микробной биомассы в почве менялось от 630 до 915 мкг/г. Полученные данные существенно отличались в зависимости от способа обработки. Содержание УМБ на участках, обработанных ФГ, было больше, чем на участках, обработанных ОВП при тех же дозах. Выделение CO<sub>2</sub> значительно выросло ( $p < 0.05$ ), составив от 200 до 337 мг/100 г. Самый высокий показатель выделения CO<sub>2</sub> был зафиксирован на участках, обработанных АУ + ФГ10, самый низкий – на участках, обработанных АУ. Внесение АУ + ФГ10, АУ + ФГ5, АУ + ОВП10 и АУ + ОВП5 значительно увеличило выделение CO<sub>2</sub> – на 26.3, 17.9, 20.9 и 8.60% соответственно по сравнению с обработкой АУ [43].

Была проведена оценка влияния суперфосфата (СФФ) и фосфогипса (ФГ) на сукцессию бактериальных и грибных сообществ и молекулярных экологических сетей при компостировании. Добавление СФФ и ФГ оказало положительное влияние на видовое многообразие бактерий и насыщенность видами, но негативно сказалось на видовом многообразии грибов и их насыщенности видами. Микробное разнообразие и богатство были больше в случае с фосфогипсом, чем с су-

**Таблица 1.** Суммарные и удельные выбросы парниковых газов 1 и 2 степеней охвата (по данным ПАО “ФосАгро” в целом за год (2018–2021 гг.) и плановые на 2028 г., тыс. т CO<sub>2</sub>-экв.)

Показатель	Годы				
	2018	2019	2020	2021	2028
Валовые выбросы парниковых газов: степень охвата 1, тыс. т	4855.3	4656.3	4739.4	4675.8	4175.5
Валовые выбросы парниковых газов: степень охвата 2, тыс. т	924.1	967.0	978.3	893.3	794.7
Удельные выбросы парниковых газов, степень охвата 1, кг/т	158.0	143.3	140.1	132.7	109.1

перфосфатом. Неметрический многомерный масштабный анализ позволил четко отделить СФФ и ФГ от контрольной обработки без добавок. Преобладающими родами оказались *Turicibacter*, *Bacillus*, *norank\_o\_SBR1031*, *Thermobifida*, *norank\_f\_Limnochordaceae*, *Truepera*, *Thermopolyspora*, *Mycothermus*, *Dipodascus*, *Thermomyces* и *Unclassified\_p\_Ascomycota*. При всех видах обработки основные виды бактерий четко различались на более поздних стадиях компостирования – термофильной, стадии охлаждения и созревания, тогда как основные виды грибов значительно отличались на термофильной стадии. Изменения в преобладающих видах микроорганизмов при внесении СФФ и ФГ могли воспрепятствовать или способствовать деградации органического вещества на различных стадиях компостирования. Добавление СФФ и ФГ привело к образованию более сложных бактериальных сетей и менее сложных грибковых сетей, причем СФФ оказывал более неблагоприятное воздействие на грибковые сети, чем ФГ. СФФ и ФГ потенциально могли изменить закономерности совместной встречаемости для бактериального и грибкового сообществ путем изменения наиболее влиятельных видов. СФФ и ФГ изменили состав и последовательность микробного сообщества, воздействуя на различные физико-химические свойства на разных стадиях компостирования, где основным объясняющим фактором была величина pH. В целом это формирует новое представление о влиянии СФФ и ФГ на микробное сообщество и его взаимодействия с другими сообществами в процессе компостирования [44].

#### “ЗЕЛЕНое” СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЕ ПРОИЗВОДСТВО И ЕГО ДОСТИЖИМОСТЬ. ПРОИЗВОДСТВО УДОБРЕНИЙ

При производстве минеральных удобрений неизбежны выбросы различных газов, прежде всего CO<sub>2</sub>. Поскольку производство находится в

начале цепи “удобрение–урожай”, важно оценивать этот процесс применительно к конкретному производителю. Например, компания ПАО “Фосагро”, один из ведущих мировых производителей удобрений, большое внимание уделяет производству продукции, направленной на минимизацию как удельных, так и суммарных выбросов CO<sub>2</sub> в атмосферу (табл. 1). Расчет удельных выбросов парниковых газов осуществляется путем арифметического деления величин валовых выбросов (степень охвата 1) на величины показателей выпускаемой продукции и полуфабрикатов. Для достижения целевых уровней выбросов была принята программа, задачей которой является снижение фактических уровней к 2028 г. Целевая величина удельных выбросов парниковых газов (степень охвата 1) составит 109.1 кг CO<sub>2</sub>-экв./т, что на 30.9% меньше базового уровня 2018 г.

Для выбросов степени охвата 1 (прямые выбросы) и 2 (косвенные выбросы) устанавливаются научно обоснованные целевые показатели в соответствии с международными требованиями. Суммарная величина научно обоснованных целевых уровней выбросов парниковых газов 1 и 2 степеней охвата в 2028 г. составит (степень охвата 1 – 4175.6 и степень охвата 2 – 794.7) в общей сложности 5134898 т CO<sub>2</sub>-экв., что на 14% (или на 835914 т CO<sub>2</sub>-экв.) меньше базового уровня [45, 46].

При этом валовые выбросы ПАО “Фосагро” по степеням охвата 1, 2 в 2021 г. составили 5569.1 тыс. т CO<sub>2</sub>-экв. Как отмечалось, промышленные выбросы на территории России значительно меньше выбросов CO<sub>2</sub> из почв. Согласно оценке почвенного дыхания в России, на долю почвенного покрова России приходится около 9 млрд т от общего объема выбросов CO<sub>2</sub> за вегетационный период [47]. Более поздние оценки [15] показали, что в 1990–2016 гг. пахотные земли в России представляли собой чистый источник C-CO<sub>2</sub>, обеспечивая 21–27 (в среднем 24.5) млн т C-CO<sub>2</sub>/год,



Рис. 2. Судьба сельскохозяйственной продукции [15].

или  $\approx 95$  млн т CO<sub>2</sub> по состоянию на текущий момент.

В последние годы в литературе наметилась тенденция оценивать весь жизненный цикл продукта, включая его “углеродный след”. В то же время ряд компаний, производящих минеральные удобрения, объявили о создании производственных мощностей по выпуску полностью “зеленых” удобрений. Предполагалось, что вся энергия, используемая в этом производственном процессе, будет получена из возобновляемых источников энергии. Однако энергетический кризис привел к существенной корректировке таких планов. Поэтому представляется логичным показать сохранившиеся планы отдельных компаний, например, ПАО “Фосагро”, относительно сокращения выбросов CO<sub>2</sub>. Наряду с экологическими последствиями, это также будет способствовать энергосбережению.

Аналогичные исследования были проведены в ряде других регионов, в частности, в различных провинциях Китая. Показано, что экономический рост, финансовые возможности и энергоемкость оказывают обратное U-образное нелинейное влияние на выбросы CO<sub>2</sub>. В то же время механизмы влияния этих 3-х влияющих факторов различны, и соответствующее государственное регулирование должно быть адаптировано к этим параметрам. Например, влияние урбанизации на выбросы CO<sub>2</sub> показывает мягкую “M-образную” закономерность, и существует обратная “N-образная” нелинейная зависимость между открытостью торговли и выбросами CO<sub>2</sub>. Следовательно, природоохранные нормативы должны учитывать

дифференцированную политику сокращения выбросов на разных этапах [48, 49].

## ВЫРАЩИВАНИЕ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ПРОДУКЦИИ

Особенностью сельскохозяйственного производства является то, что вся производимая продукция представляет собой чистые первичные продукты фотосинтеза (ЧПП), которые быстро утилизируются и становятся источником CO<sub>2</sub> (рис. 2).

Органический углерод, оставшийся после микробного разложения ЧПП, переходит в категорию продуктов экосистемы (истинный прирост фитомассы). Истинный прирост фитомассы является трудно определяемой величиной в условиях сельскохозяйственного производства. В современном агропромышленном комплексе преобладают однонаправленные потоки использования агрогеохимических веществ. Собранный урожай (ЧПП) перерабатывают, используют в пищу, на корм животным или как сырье для промышленности. Отходы производства (за исключением навоза) практически не возвращаются на поля и в почву. Доля органического углерода, возвращаемого обратно на поля с навозом, весьма ограничена и не компенсирует затраты углерода органического вещества почвы на микробное дыхание в процессе обработки почвы. В агроэкосистемах поступление в почвы “чистых продуктов фотосинтеза” очень мало, они практически не компенсируют расход углерода в продуктах биомы на минерализацию. В результате сельскохоз-

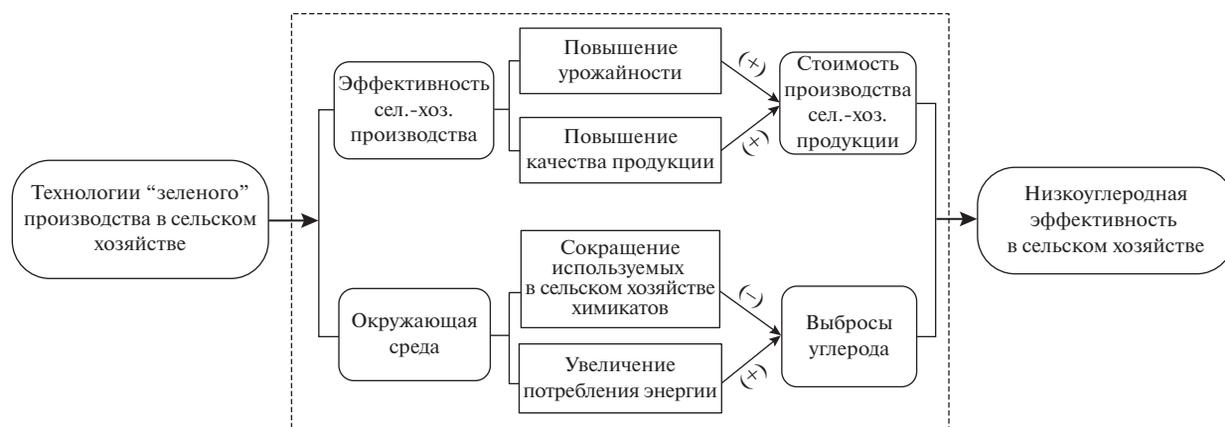


Рис. 3. Пути от экологически чистых (“зеленых”) сельскохозяйственных технологий производства к “низкоуглеродной” эффективности [51].

ственное производство является чистым источником  $\text{CO}_2$  [15].

Небольшие изменения в больших запасах почвенного органического углерода (ПОУ) могут серьезно сказаться на том, какое воздействие оказывает сельское хозяйство на климат. На основе информации шведской программы мониторинга почв в сочетании с данными переписи ферм были проанализированы концентрации ПОУ и изменения запасов ПОУ на молочных фермах за 10 лет по сравнению с другими типами ферм, а также была проведена оценка влияния этих изменений на “углеродный след”. Данные мониторинга почв включали пробы верхнего слоя почвы, полученные во время 2-х обследований на 159 молочных фермах, 86 мясных фермах, 318 пахотных фермах и 13 свинофермах, взятые в одних и тех же местах в 2001–2007 и 2011–2017 гг. Концентрации ПОУ на молочных фермах (3.0%) были значительно больше, чем в земледельческих хозяйствах (2.3%) и на свинофермах (2.4%), но не значительно отличались от показателей ферм по выращиванию крупного рогатого скота (3.1%). Концентрация ПОУ коррелировала с долей угодий в масштабах фермы. Запасы ПОУ в верхних 20 см почвы значительно увеличились на молочных фермах, фермах по выращиванию КРС и земледельческих фермах на 0.38, 0.14 и 0.21 мг С/га/год, соответственно в период с 2001 по 2007 г. и с 2011 по 2017 г. Для молочных ферм это соответствует 1.4 мг  $\text{CO}_2$ /га и примерно 0.22 кг  $\text{CO}_2$ /кг энергетически скорректированного молока, а это свидетельствует о том, что изменения ПОУ могут иметь существенное влияние на “углеродный след” молока [50].

### ТЕХНОЛОГИИ “ЗЕЛЕННОГО” ПРОИЗВОДСТВА В СЕЛЬСКОМ ХОЗЯЙСТВЕ

Пути от экологически чистых (“зеленых”) сельскохозяйственных технологий производства к “низкоуглеродной” эффективности показаны на рис. 3. Все большее внимание уделяется влиянию экологически чистых (“зеленых”) технологий сельскохозяйственного производства (ЗТСП) на продуктивность сельского хозяйства и окружающую среду. На основании данных длительного наблюдения за сельскохозяйственным производством материкового Китая с 2000 по 2017 г. проводили исследование, задачей которого было выяснить, как темпы внедрения ЗТСП могут повлиять на повышение низкоуглеродной эффективности при использовании модели случайного воздействия Тобита [52]. Обнаружили, что уровень внедрения ЗТСП в среднем составляет менее 20%, причем сосредоточена эта практика на северо-востоке и северо-западе материкового Китая. В период с 2000 по 2017 г. отмечали тенденцию к увеличению суммарного объема выбросов углерода в сельском хозяйстве и к снижению низкоуглеродной эффективности. Глубокая обработка почвы с внесением удобрений приводила к увеличению выбросов углерода на национальном и региональном уровнях. Более того, водосберегающее орошение, механизированная глубокая вспашка и скарификация, а также беспашотный посев препятствовали внедрению низкоуглеродных эффективных технологий на национальном и региональном уровнях.

При этом установлено, что внедрение данных технологий имело не только экономическую, но и социальную составляющую. Например, была проведена оценка на уровне 1115 рисоводческих хозяйств субъективного восприятия изменений

климата фермерами, внедрения низкоуглеродных сельскохозяйственных технологий (СХНТ) и решающих факторов, определяющих адаптацию выращивающих рис фермеров к изменению климата в бассейне р. Янцзы (центральный Китай). Результаты показали, что большинство фермеров, выращивающих рис, полностью согласны с тем, что в прошлом году наблюдали изменение местных погодных условий 52.74% респондентов и нерегулярный режим выпадения осадков – 52.56%. Кроме того, более 2/3 респондентов считали, что сельскохозяйственное производство способствует изменчивости климата (26.73% полностью согласны, 40.54% согласны с этим утверждением). В том, что касается интенсивности внедрения СХНТ, установлено, что ≈96% выращивающих рис фермеров внедрили как минимум одну низкоуглеродную технологию. Важно отметить, что восприятие фермерами изменения климата положительно связано с адаптацией к изменению климата. К другим важным показателям адаптации к изменению климата относятся многолетний опыт, доступ к сельскохозяйственному образованию через службы распространения знаний, обмен технической информацией между фермерами и доступ к мобильным сетям и почтовым службам [53].

Более того, возникала необходимость адаптировать низкоуглеродные сельскохозяйственные технологии и меры по управлению сельским хозяйством к местным условиям с учетом различных географических, климатических и социально-экономических особенностей развития, а также сформировать регионально дифференцированную систему низкоуглеродных сельскохозяйственных технологий и мер управления. Окончательный перечень низкоуглеродных технологий и мер управления высокой продуктивностью производства углерода в сельском хозяйстве может служить ориентиром для принятия решений при разработке системы технологий сокращения выбросов углерода в сельском хозяйстве и планирования развития низкоуглеродного сельского хозяйства [54–56].

“Зеленое” развитие сельского хозяйства становится все более важной стратегией и привлекает значительное внимание во всем мире. Учитывая проблемы, связанные с агроэкосистемой и окружающей средой, последние разработки в области биотехнологий предлагают более надежный подход к обеспечению продовольственной безопасности для будущих поколений, а также к решению сложных экологических проблем. Перспективной стратегией противодействия потерям органического вещества сельскохозяйственными почвами является использование компоста из зе-

ленных и древесных остатков. Системы органического земледелия могут предоставить полезные решения текущих проблем, влияющих на микробиом почвы. Использование “зеленых” удобрений способствует устойчивому управлению почвой и питательными веществами в сельском хозяйстве, однако невозможно точно определить реакцию почвенных микробных сообществ на разные способы удобрения в региональном масштабе [57–72].

Если говорить о низкоуглеродных технологиях, одним из устойчивых и эффективных подходов к переработке сельскохозяйственных отходов (СО) в сельском хозяйстве является компостирование. Тем не менее традиционный процесс компостирования занимает много времени, а произведенный компост обладает низким содержанием азота по сравнению с химическими азотными удобрениями. По этой причине требуется провести всестороннее исследование, чтобы усовершенствовать процесс компостирования и повысить содержание азота в органических мелиорантах. Работа [68] направлена на изучение положительного влияния комплексного применения биоугля и специфических микроорганизмов, участвующих в круговороте углерода и азота, на процесс компостирования и качество компостированных продуктов. В стремлении заменить химические азотные удобрения биоорганическими необходимо поднять вопрос эффективности комбинированного применения компоста, биоугля и азотфиксирующих бактерий в системах сельскохозяйственного производства. Понимание умной интеграции СО и действия микроорганизмов в сельском хозяйстве могло бы решить основные сельскохозяйственные и экологические проблемы, связанные с антропогенными потоками C-CO<sub>2</sub> и N-NO<sub>x</sub> [70].

С годами возросло значение органического земледелия для обеспечения продовольственной безопасности при минимальном ущербе для экосистемы. Помимо экологических преимуществ у органического земледелия есть и постоянная проблема – неудовлетворительный урожай. Возможное решение может строиться на микробиоме почвы, который играет решающую роль в почвенной системе [71, 72].

Таким образом, можно выращивать сельскохозяйственные культуры без деградации почв, одновременно способствуя как надземной урожайности, так и потокам углерода под землей. Анализ условий, в которых растения производят дополнительный углерод, может способствовать оптимизации методов ведения сельского хозяйства, чтобы обеспечить как производство растениеводческой продукции, так и восстановление здоро-

вья почв [73]. Мы должны учиться у природы тому, как управлять доступностью азота, фосфора и/или воды, чтобы обеспечить непрерывный поток растворимого углерода под землей для поддержки почвенных микроорганизмов [74].

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Приведенный в данном обзоре анализ систем управления микробиомом в агроэкосистемах может приблизить к пониманию агрогеохимического круговорота углерода и азота в сельском хозяйстве.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Звягинцев Д.Г., Добровольская Т.Г., Бабьева И.П., Чернов И.М. Развитие представлений о структуре микробных сообществ почв // Почвоведение. 1999. № 1. С. 134–144.
2. Кудеяров В.Н., Заварзин Г.А., Благодатский С.А., Борисов А.Б., Воронин П.Ю. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России. М.: Наука, 2007. 315 с.
3. Семенов А.М., Семенов В.М., Ван Бругген А.Х.К. Диагностика здоровья и качества почвы // Агрохимия. 2011. № 12. С. 4–20.
4. Smith K.A., Ball T., Conen F., Dobbie K.E., Massheder J., Rey A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: Interactions of soil physical factors and biological processes // *Europ. J. Soil Sci.* 2003. V. 54. P. 779–791.
5. Кудеяров В.Н. Агрогеохимические циклы углерода и азота в современной земледелии России // Агрохимия, 2019. № 12. С. 3–15. <https://doi.org/10.1134/S000218811912007X>
6. Mueller N.D., Gerber J.S., Johnston M., Ray D.K., Ramankutty N., Foley J.A. Closing yield gaps through nutrient and water management // *Nature*. 2012. V. 490. P. 254–257.
7. Le Quéré C., Moriarty R., Andrew R.M., Peters G.P., Ciais P., Friedlingstein P. Global carbon budget 2014 // *Earth Syst. Sci. Data Discuss.* 2014. V. 7. С. 521–610.
8. Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Kuzyakov Y. Large scale carbon sequestration in post-agrogenic ecosystems in Russia and Kazakhstan // *Catena*. 2015. V. 133. P. 461–466.
9. Urdvardi M., Below F.E., Castellano M.J., Eagle A.J., Giller K.E., Ladha J.K. A research road map for responsible use of agricultural nitrogen // *Front. Sustain. Food Syst.* 2021. V. 5 / 660155. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.660155>
10. Башкин В.Н., Галиулина Р.А. Повышение эффективности использования азота: проблемы и пути решения. Сообщение. 2. Биологические подходы // Агрохимия. 2022. № 9. С. 97–110. <https://doi.org/10.31857/S0002188122090034>
11. Благодатская Е.В., Семенов М.В., Якушев А.В. Активность и биомасса почвенных микроорганизмов в изменяющихся условиях окружающей среды. М.: Товарищ-во научн. изд. КМК, 2016. 243 с.
12. Заварзин Г.А., Кудеяров В.Н. Почва как основной источник углекислоты и резервуар органического углерода на территории России // *Вестн. РАН*. 2006. № 1. С. 14–29.
13. Кудеяров В.Н. Роль почв в круговороте углерода // *Почвоведение*. 2005. № 8. С. 915–923.
14. Кудеяров В.Н. Современное состояние углеродного баланса и способность почв России к поглощению углерода // *Почвоведение*. 2015. № 9. С. 1049–1060.
15. Кудеяров В.Н. Почвенное дыхание и биогенный сток углекислого газа на территории России: аналитический обзор // *Почвоведение*. 2018. № 6. С. 643–658.
16. Курганова И.Н., Кудеяров В.Н. Экосистемы России и глобальный углеродный бюджет // *Наука в России*. 2012. № 5. С. 25–32.
17. Hernandez-Ramirez G., Sauer T.J., Chendev Y.G., Genadiev A.N. Nonlinear turnover rates of soil carbon following cultivation of native grasslands and subsequent afforestation of croplands // *Soil*. 2021. V. 7. P. 415–431.
18. Bashkin V.N. Modern biogeochemistry: Environmental risk assessment. 2d ed. Dordrecht: Springer Publishers, 2006. P. 444.
19. Bashkin V.N. Modern biogeochemistry: Environmental risk assessment. 2d ed. Beijing: Chemical Industry Press, 2009. P. 268.
20. Околелова А.А. Экологические принципы сохранения почвенного покрова. Волгоград: РПК “Политехник”, 2006. С. 96.
21. Федоров Ю.А., Сухоруков В.В., Трубник Р.Г. Обзор: эмиссия и поглощение парниковых газов почвами // *Экол. пробл. Антропогенная трансформация природной среды*. 2021. № 1. С. 6–34. <https://doi.org/10.17072/2410-8553-2021-1-6-34>
22. Семенов В.М., Кузнецова Т.В., Розанова Л.Н., Кудеяров В.Н. Продуцирование почвой CO<sub>2</sub> и его эмиссия при минерализации азотсодержащих компонентов // *Почвоведение*. 1995. № 10. С. 79–85
23. Семенов В.М. Функции углерода в минерализационно-иммобилизационном обороте азота в почве // *Агрохимия*. 2020. № 6. С. 78–96. <https://doi.org/10.31857/S0002188120060101>
24. Кузнецова Т.В., Семенов А.В., Ходжаева А.К., Иванникова Л.А., Семенов В.М. Накопление азота в микробной биомассе серой лесной почвы при разложении растительных остатков // *Агрохимия*. 2003. № 10. С. 3–12.
25. Curtis P.S., Wang X. A meta-analysis of elevated CO<sub>2</sub> effects on woody plant mass, form, and physiology // *Oecologia*. 1998. V. 113. P. 299–313.
26. Rogers H.H., Peterson C.M., McCrimmon J.N., Cure J.D. Response of plant roots to elevated atmospheric carbon dioxide // *Plant Cell Environ.* 1992. V. 15. P. 749–752.
27. Kudeyarov V.N., Biel K., Blagodatsky S.A., Semenov V.M., Dem'yanova E.G., Dorodnikov M.V. Fertilizing effect of the increasing CO<sub>2</sub> concentration in the atmosphere // *Euras. Soil Sci.* 2006. V. 39. P. 6–14.
28. Chen C., Park T., Wang X., Piao S., Xu B., Chaturvedi R.K. China and India lead in greening of the world through land-use management // *Nat. Sustain.* 2019. V. 2. P. 122–129.

29. *Simionescu M., Bilan Y., Gędek S., Streimikiene D.* The effects of greenhouse gas emissions on cereal production in the European Union // *Sustainability*. 2019. V. 11. P. 3433.
30. *Liu Y., Wang C., He N., Wen X., Gao Y., Li S.* A global synthesis of the rate and temperature sensitivity of soil nitrogen mineralization: Latitudinal patterns and mechanisms // *Glob. Chang. Biol.* 2017. V. 23. P. 455–464.
31. *Miller K.S., Geisseler D.* Temperature sensitivity of nitrogen mineralization in agricultural soils // *Biol. Fertil. Soils*. 2018. V. 54. P. 853–860.
32. *Miller K., Aegerter B.J., Clark N.E., Leinfelder-Miles M., Miyao E.M., Smith R.* Relationship between soil properties and nitrogen mineralization in undisturbed soil cores from California agroecosystems // *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 2019. V. 50. P. 77–92.
33. *Gardner J.B., Drinkwater L.E.* The fate of nitrogen in grain cropping systems: A meta-analysis of <sup>15</sup>N field experiments // *Ecol. Appl.* 2009. V. 19. P. 2167–2184.
34. *Башкин В.Н.* Увеличение эффективности использования азота: оценка азотминерализующей способности почв // *Рос. сел.-хоз. наука*. 2022. № 3. С. 45–50.
35. *Bashkin V.N.* Increasing the efficiency of nitrogen use: Assessing the nitrogen-mineralizing capability of soils // *Rus. Agric. Sci.* 2022. V. 48. P. 283–289.
36. *Башкин В.Н.* Оценка величин азотминерализующей способности в различных почвенно-экологических регионах // *Использование и охрана природн. ресурсов в России*. 2022. № 3. С. 117–122.
37. *Кудеяров В.Н.* Цикл азота в почве и эффективность удобрений. М.: Наука, 1989. С. 278.
38. *Кузнецов В.Б., Иванникова Л.А., Семин В.Ю., Надежкин С.М., Семенов В.М.* Влияние длительного применения удобрений на биологическое качество органического вещества почвы выщелоченного чернозема // *Агрохимия*. 2007. № 11. С. 21–31.
39. *Шарков И.Н., Антипина П.В.* Некоторые аспекты углерод-секвестрирующей способности пахотных почв // *Почва и окружающая среда*. 2022. Т. 5 (2). с. 175. <https://doi.org/10.31251/pos.v5i2.175>
40. *Курганова И.Н., Телеснина И.М., Лопес де Гереню В.О., Личко В.И., Овсепян Л.А.* Изменения запасов углерода, микробной и ферментативной реактивности агродерно-подзолов южной тайги в ходе постагрогенной эволюции // *Почвоведение*. 2022. № 7. С. 825–843. <https://doi.org/10.31857/S003189X22070073>
41. *Poblete-Grant P., Cartes P., Pontigo S., Biron P., Mora M.D., Rumpel C.* Phosphorus fertiliser source determines the allocation of root-derived organic carbon to soil organic matter fractions // *Soil Biol. Biochem.* 2022. V. 167. P. 108614.
42. *Bossolani J.W., Crusciol C.A., Garcia A., Moretti L.G., Portugal J.R., Rodrigues V.A.* Long-term lime and phosphogypsum amended-soils alleviates the field drought effects on carbon and antioxidative metabolism of maize by improving soil fertility and root growth // *Front Plant Sci.* 2021. V. 12. P. 650296.
43. *Mahmoud E., Ghoneim A., El Baroudy A., Abd El-Kader N., Aldhumri S.A., Othman S.* Effects of phosphogypsum and water treatment residual application on key chemical and biological properties of clay soil and maize yield // *Soil Use Manag.* 2021. V. 37. P. 494–503.
44. *Lei L., Gu J., Wang X., Song Z., Wang J., Yu J.* Microbial succession and molecular ecological networks response to the addition of superphosphate and phosphogypsum during swine manure composting // *J. Environ. Manag.* 2021. V. 279. P. 111560.
45. Раскрытие компанией “Фосагро” информации, связанной с изменением климата. Отчет ПАО “ФосАгро” за 2020 год. 2021. С. 43. Доступно: [www.phosagro.ru](http://www.phosagro.ru)
46. Интегрированный годовой отчет ПАО “ФосАгро” за 2021 год, 2022. С. 360. Доступно: [www.phosagro.ru](http://www.phosagro.ru)
47. *Кудеяров В.Н., Хакимов Ф.И., Деева Н.Ф.* Оценка дыхания почв в России // *Почвоведение*. 1995. № 1. С. 33–42.
48. *Xu B., Xu R.* Assessing the carbon intensity of the heavy industry in China: Using a nonparametric econometric model // *Environ. Impact Assess. Rev.* 2023. V. 98. P. 106925.
49. *Xu B., Lin B.* Investigating drivers of CO<sub>2</sub> emission in China’s heavy industry: A quantile regression analysis // *Energy*. 2020. V. 206. P. 118159.
50. *Henryson K., Meurer K.H., Bolinder M.A., Kätterer T., Tidåker P.* Higher carbon sequestration on Swedish dairy farms compared with other farm types as revealed by national soil inventories // *Carbon Manag.* 2022. V. 13. P. 266–278.
51. *He P., Zhang J., Li W.* The role of agricultural green production technologies in improving low-carbon efficiency in China: Necessary but not effective // *J. Environ. Manage.* 2021. V. 293. P. 112837.
52. *Yang X., Zhou X., Deng X.* Modeling farmers’ adoption of low-carbon agricultural technology in Jiangnan Plain, China: An examination of the theory of planned behavior // *Technol. Forecast. Soc. Change*. 2022. V. 180. P. 121726.
53. *Li W., Ruiz-Menjivar J., Zhang L., Zhang J.* Climate change perceptions and the adoption of low-carbon agricultural technologies: Evidence from rice production systems in the Yangtze River Basin // *Sci. Total. Environ.* 2021. V. 759. P. 143554.
54. *Xu B., Lin B.* Factors affecting CO<sub>2</sub> emissions in China’s agriculture sector: Evidence from geographically weighted regression model // *Energy Policy*. 2017. V. 106. P. 404–414.
55. *Xu B., Xu R.* Assessing the role of environmental regulations in improving energy efficiency and reducing CO<sub>2</sub> emissions: Evidence from the logistics industry // *Environ. Impact Assess. Rev.* 2022. V. 96. P. 106831.
56. *Xu B., Chen W., Zhang G., Wang J., Ping W., Luo L.* How to achieve green growth in China’s agricultural sector // *J. Clean. Prod.* 2020. V. 271. P. 122770.
57. *Naher U.A., Biswas J.C., Maniruzzaman M., Khan F.H., Sarkar M.I., Jahan A.* Bio-organic fertilizer: A green technology to reduce synthetic N and P fertilizer for rice production // *Front Plant Sci.* 2021. V. 12. P. 602052.
58. *dos Santos Nascimento G., de Souza T.A., da Silva L.J., Santos D.* Soil physico-chemical properties, biomass production, and root density in a green manure farming system from tropical ecosystem, North-east-

- ern Brazil // *J. Soils Sediments*. 2021. V. 21. P. 2203–2211.
59. Singh J.S., Kumar A., Rai A.N., Singh D.P. Cyanobacteria: A precious bio-resource in agriculture, ecosystem, and environmental sustainability // *Front Microbiol*. 2016. V. 7. P. 529.
  60. Singh N., Agarwal S., Jain A., Khan S. 3-Dimensional cross linked hydrophilic polymeric network “hydrogels”: An agriculture boom // *Agric. Water Manag.* 2021. V. 253. P. 106939.
  61. Pizzeghello D., Bellin L., Nardi S., Francioso O., Squarini A., Concheri G. Wood-based compost affects soil fertility and the content of available forms of nutrients in vineyard and field-scale agroecosystems // *Agronomy*. 2021. V. 11. P. 518.
  62. Songjuan G.A., Weidong C.A., Guopeng Z.H. Bacterial communities in paddy soils changed by milk vetch as green manure: A study conducted across six provinces in South China // *Pedosphere*. 2021. V. 31. P. 521–530.
  63. Toma Y., Takechi Y., Inoue A., Nakaya N., Hosoya K., Yamashita Y. Early mid-season drainage can mitigate greenhouse gas emission from organic rice farming with green manure application // *Soil Sci. Plant Nutr.* 2021. V. 67. P. 482–492.
  64. Ferrara R.M., Carozzi M., Decuq C., Loubet B., Finco A., Marzuoli R. Ammonia, nitrous oxide, carbon dioxide, and water vapor fluxes after green manuring of faba bean under Mediterranean climate // *Agric. Ecosyst. Environ.* 2021. V. 315. P. 107439.
  65. Song H.J., Lee J.H., Canatoy R.C., Lee J.G., Kim P.J. Strong mitigation of greenhouse gas emission impact via aerobic short pre-digestion of green manure amended soils during rice cropping // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 761. P. 143193.
  66. Mao H., Zhou L., Ying R., Pan D. Time Preferences and green agricultural technology adoption: Field evidence from rice farmers in China // *Land Use Policy*. 2021. V. 109. P. 105627.
  67. Sánchez-Monedero M.A., Cayuela M.L., Sánchez-García M., Vandecasteele B., D'Hose T., López G. Agronomic evaluation of biochar, compost and biochar-blended compost across different cropping systems: Perspective from the European project FERTIPLUS // *Agronomy*. 2019. V. 9. P. 225.
  68. Fellet G., Pilotto L., Marchiol L., Braidot E. Tools for nano-enabled agriculture: Fertilizers based on calcium phosphate, silicon, and chitosan nanostructures // *Agronomy*. 2021. V. 11. P. 1239.
  69. Peltoniemi K., Velmala S., Fritze H., Lemola R., Pennanen T. Long-term impacts of organic and conventional farming on the soil microbiome in boreal arable soil // *Eur. J. Soil Biol.* 2021. V. 104. P. 103314.
  70. Harindintwali J.D., Zhou J., Muhoza B., Wang F., Herzberger A., Yu X. Integrated ecosystems towards sustainable carbon and nitrogen cycling in agriculture // *J. Environ. Manag.* 2021. V. 293. P. 112856.
  71. Durrer A., Gumiere T., Zagatto M.R., Feiler H.P., Silva A.M., Longaresi R.H. Organic farming practices change the soil bacteria community, improving soil quality and maize crop yields // *Peer J*. 2021. V. 9. P. e11985.
  72. Liu Z., Rong Q., Zhou W., Liang G. Effects of inorganic and organic amendment on soil chemical properties, enzyme activities, microbial community and soil quality in yellow clayey soil // *PloS One*. 2017. V. 12. P. e0172767.
  73. Prescott C.E., Rui Y., Cotrufo M.F., Grayston S.J. Managing plant surplus carbon to generate soil organic matter in regenerative agriculture // *J. Soil Water Conserv.* 2021. V. 76. P. 99A–104A.
  74. Bashkin V., Alekseev A., Levin B., Mescherova E. Biogeochemical technologies for managing CO<sub>2</sub> flows in agroecosystems // *Adv. Environ. Eng. Res.* 2023. V. 4 (1). P. 012.  
<https://doi.org/10.21926/aecer.2301012>

## Agrogeochemical Technologies for Managing CO<sub>2</sub> Flows in Agroecosystems.

### Message 1. Management Factors of the Microbial Link of the Agrogeochemical Cycle

**V. N. Bashkin**

*Institute of Physico-Chemical and Biological Problems of Soil Science of the RAS  
ul. Institutskaya 2, Moscow region, Pushchino 142290, Russia  
E-mail: vladimirbashkin@yandex.ru*

The review considers the application of agrogeochemical technologies aimed at restoring agrogeochemical cycles in agricultural ecosystems, primarily in the microbial link regulating CO<sub>2</sub> flows. The factors of management of this microbial link in the application of both mineral and organic fertilizers are shown. The processes of mineralization of soil organic substances and methods of regulation of the conjugate carbon- and nitrogen-mineralizing ability of soils are considered. Changes in the productivity of agricultural ecosystems under conditions of increasing the concentration of carbon dioxide in the atmosphere and in the soil air are considered. Various agrotechnological techniques are shown, including the use of zero tillage, organic fertilizers of various nature, as well as various meliorants, including phosphogypsum. Based on numerous data, it is concluded that agroecosystems in most cases are a pure source of CO<sub>2</sub>, and sequestration occurs only when agricultural land is transferred to fallow lands. Methods aimed at reducing CO<sub>2</sub> fluxes when using fertilizers in the “production–application” cycle are evaluated. It is shown that the existing practice of introducing agricultural low carbon technologies (agricultural low carbon technologies – ALCT) cannot yet indicate their applicability to ensure both food and environmental safety.

**Key words:** agroecosystems, CO<sub>2</sub> fluxes, microbocenoses, regulatory factors, fertilizers, agrogeochemical technologies.