

УДК 63.54

АГРОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ЦИКЛЫ УГЛЕРОДА И АЗОТА В СОВРЕМЕННОМ ЗЕМЛЕДЕЛИИ РОССИИ¹

© 2019 г. В. Н. Кудеяров^{1,2,*}

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

² Всероссийский институт фитопатологии РАН
143050 Московская обл., Одинцовский р-н, р.п. Большие Вяземы, ул. Институт, влад. 5, Россия

*E-mail: vnikolaevich2001@mail.ru

Поступила в редакцию 28.07.2019 г.

После доработки 03.08.2019 г.

Принята к публикации 10.09.2019 г.

Проанализированы агрогеохимические циклы углерода и азота в земледелии Российской Федерации за 1990–2016 гг. Перестройка производственных отношений в сельскохозяйственном секторе России привела к структурным изменениям аграрного землепользования. Выведенные из сельскохозяйственного оборота десятки миллионов гектаров пахотных угодий перешли в разряд залежных земель, подвергшихся зарастанию луговой и древесной растительностью. Это в свою очередь изменило характер формирования биологической продуктивности и ее состав на сельскохозяйственных угодьях в целом. Пахотные угодья России за период 1992–2016 гг. представляли собой чистый источник С-СО₂ в размере 21–27 (в среднем 24.5) млн т С-СО₂/год. Земли сельскохозяйственного назначения из чистого источника С-СО₂ в начале 1990 гг. превратились в чистый накопитель (секвестор) С-СО₂ в размере ≈20 (45.0 – 24.5 = 20.5) млн т С-СО₂/год, чему способствовало образование залежей и накопление в них органического углерода. Оценка баланса азота в земледелии показала, что за 25 лет после распада СССР земледелие России приобрело устойчивый истощительный характер, т.е. производство сельскохозяйственной продукции основывается практически на естественном плодородии почв. Явно нарастает питательная деградация пахотных почв.

Ключевые слова: биогеохимические потоки, стоки и источники углекислого газа, баланс, удобрения, углерод, азот, питательная деградация почв, посевные площади, залежные земли.

DOI: 10.1134/S000218811912007X

ВВЕДЕНИЕ

Последствия техногенных нарушений в биосфере выражаются прежде всего в увеличении разомкнутости биогеохимических циклов биофильных элементов. Одной из главных причин разомкнутости циклов углерода, азота, фосфора и калия является использование в больших количествах этих элементов на построение урожаев сельскохозяйственных культур, используемых в производстве продуктов питания и сырья для промышленности. Потоки питательных элементов при современном характере сельскохозяйственного производства носят преимущественно однонаправленное движение, т.е. поступающие из почвы в растения питательные элементы отчуждаются урожаями и перемещаются на урбанизированные территории, с которых они уже ни-

когда не возвращаются в почвы. Рециклированию в почвах подвергается лишь малая часть питательных элементов, оставшаяся на поверхности почвы в виде пожнивных и побочных продуктов растениеводства, корней растений и органических удобрений (навоза, сидератов). Для поддержания биопродуктивности агроэкосистем на соответствующем уровне необходимо возмещение извлеченных из почвы питательных веществ. Высокопродуктивное сельскохозяйственное производство не может функционировать без пополнения запасов в почвах питательных элементов в виде удобрений. В противном случае почвенное плодородие истощается и наступает питательная деградация почв. С учетом ограниченности земельных ресурсов, пригодных для сельскохозяйственного использования, актуальность повышения плодородия почв и применения удобрений все более усиливается.

¹ Работа выполнена в соответствии с Госзаданием, тема № 0191-2019-0045.

Таблица 1. Посевная площадь сельскохозяйственных культур и население в мире

Показатель	Годы					
	1995	2005	2016	прогноз		
				2030	2050	2100
Посевная площадь, млн га*	1169	1254	1385	1425?	1425?	1425?
Население млн человек **	5751	6542	7550	8500	9725	11213
Удельная площадь, га/человека***.	0.20	0.19	0.18	0.17	0.15	0.12

*FAO Stat [2019].

** United Nations: World Population Prospects: The 2015. Revision.

***Наши расчеты.

В результате нерациональной хозяйственной деятельности человека (антропогенной деградации земель) и климатических изменений обеспеченность человечества пригодными для земледелия почвенными ресурсами быстро уменьшается. Из имеющихся пахотных угодий в мире 33% площадей подвергнуты деградации в сильной и средней степени. Ежегодно в глобальном масштабе в результате эрозии теряется 75 млрд т почв. Продукция, которую можно было бы получить на этой почвенной массе, оценивается в 400 млрд долларов США [1].

Растущее население Земли требует все большего количества продовольствия. Прирост населения за 2005–2016 гг. составил 1 млрд или более 90 млн человек в год. К 2030 г. прогнозируется увеличение численности населения мира до 8.5 млрд. По оценкам ООН, в конце текущего столетия население в мире составит 11.2 млрд человек [2]. Это означает, что при почти не увеличивающейся общей площади пахотных угодий [3] удельная площадь посевов сельскохозяйственных культур на 1-го человека в мире постоянно сокращается (табл. 1).

Несмотря на ограниченность земельных ресурсов, мировое земледелие должно ежегодно значительно наращивать производство продуктов питания. Кроме того, растениеводческую продукцию все в большей степени будут использовать также и для производства биоэнергии и в других промышленных целях.

Среди основных рычагов подъема урожайности сельскохозяйственных культур (сорт, химические средства защиты растений, мелиорация и другие), главным остается применение удобрений.

Данные мировой статистики свидетельствуют, что за последние 40 лет на долю минеральных удобрений приходилось 40% прироста производства продовольствия в мире [4]. Из минеральных удобрений наибольшим спросом пользуются азотные удобрения. Такая потребность в азоте

объясняется тем, что практически во всех почвах одним из лимитирующих факторов, определяющих продуктивность основных сельскохозяйственных культур, является азот. Минеральные удобрения стали мощным рычагом не только повышения продуктивности сельского хозяйства, но и весьма ощутимым фактором, воздействующим на глобальные биогеохимические циклы биофильных элементов. Последствия нарушений естественных циклов этих элементов наиболее ярко проявляются в повышении миграционной активности растворимых соединений азота, эвтрофикации природных вод, эмиссии закиси азота – 3-го по значению (после CO₂) парникового газа. По данным ФАО, потребление минеральных удобрений (N + P₂O₅ + K₂O) в 2016 г. достигло 197.5 млн т. Среди основных удобрений использование азотных занимает главное место и составляло в 2016 г. 110.2 млн т. [3]. При этом в земледелии увеличивается поступление и биологического азота (в основном симбиотически связанного). По данным ФАО, в почвы сельскохозяйственных угодий мира поступает биологического азота ≈44 млн т N ежегодно [5].

Применение азотных удобрений крайне неравномерно в отдельных странах и регионах мира. Широкое варьирование потребления удобрений отмечено также и внутри отдельных регионов (табл. 2) [3].

Самые высокие дозы азотных удобрений на единицу площади посевов в настоящее время отмечены в странах Азии, среди которых лидирует Китай. В Европе первенство по данному показателю удерживают страны Западной Европы.

Из постсоветских республик наибольшие количества азота на 1 га посевов применяют в Белоруссии, наименьшие – в Российской Федерации.

В силу различных причин, внесенные в почву азотные удобрения не могут быть полностью использованы растениями и, как следствие, остатки удобрений могут загрязнять окружающую среду.

Например, в настоящее время в Китае коэффициент использования азота удобрений для риса, пшеницы и кукурузы составляет всего лишь 26–28%, для овощных культур – менее 20% [6]. Потери азота в окружающую среду достигают более 50% в виде растворимых соединений (NO_3^-) и газообразных форм (преимущественно N_2 , N_2O).

В Евросоюзе избыточное использование удобрений привело к такому накоплению азота в почве, что, по имеющимся оценкам, оно угрожает устойчивости 70% природных экосистем [7].

В бывшем СССР в районах возделывания овощных и технических культур также имело место применение высоких доз минеральных удобрений при низкой культуре их применения. Часто применение неоправданно высоких доз азотных удобрений приводило к загрязнению природных вод нитратами [8]. Этот негативный опыт не должен повторяться в стране при новой форме производственных отношений.

Кроме удобрений, в приходной части азотного баланса агро- и экосистем имеют место выпадения из атмосферы аммиака и окислов азота, образующихся при сжигании ископаемого топлива.

При всех возможных негативных последствиях интенсивной химизации сельского хозяйства альтернативы применению минеральных удобрений не имеется. Причина в том, что высокопродуктивное товарное сельскохозяйственное производство представляет собой открытую биогеохимическую систему. На выходе из этой системы стоит масштабная товарная продукция, с которой отчуждаются большие объемы биофильных элементов.

В большинстве Европейских стран средний уровень урожаев, например, зерновых достигает 8–10 т зерна/га [3]. Для получения такого урожая, кроме высокопродуктивных сортов, химических препаратов защиты растений от вредителей и болезней требуется обеспечение растений соответствующим количеством питательных элементов. Например, для формирования урожая зерна в 10 т/га с соответствующим количеством побочной продукции необходимо предоставить растениям (с учетом коэффициентов использования доступных питательных веществ) ~400 кг азота, ~130 кг фосфора и ~250 кг калия. Ни одна почва за счет естественного плодородия не сможет обеспечить планируемый урожай таким количеством питательных элементов, тем более, систематически из года в год.

Имеются принципиальные различия факторов, определяющих доступность растениям, с одной стороны, углерода и с другой, азота, фосфора, калия

Таблица 2. Применяемые в настоящее время дозы азота удобрений в мире, некоторых регионах и странах (по данным ФАО, 2019), N кг/га посевной площади

Регионы и страны	Годы		
	2014	2015	2016
Мир в целом	68.4	67.6	68.6
Регионы			
Северная Америка	70.8	71.4	71.4
Европа в целом	48.5	49.4	50.2
Восточная Европа	25.6	26.6	28.4
Северная Европа	103.3	107.6	107.3
Южная Европа	66.1	66.7	65.3
Западная Европа	129.7	129.2	127.6
Азия в целом	114.9	112.3	111.0
Отдельные страны			
КНР	254.5	228.7	225.8
Нидерланды	205.0	225.4	244.9
Бельгия	224.7	223.2	216.4
Великобритания	167.0	169.3	171.3
Германия	151.0	141.9	138.7
Франция	111.7	115.1	113.3
Финляндия	65.9	63.9	61.4
Белоруссия	78.9	76.6	60.1
Украина	30.3	29.3	35.6
Молдавия	24.7	14.1	15.6
Россия	9.6	10.1	11.6

и других питательных элементов. Углеродное питание растений происходит из атмосферы за счет усвоения листьями (через хлорофилл) углекислоты, запасы которой не лимитированы, а даже на оборот пополняются все новыми поступлениями CO_2 в атмосферу за счет хозяйственной деятельности человека. В противоположность углероду, азот и другие питательные элементы поступают в растения преимущественно через корни. Наличие питательных элементов в почвах в доступных для растений формах всегда ограничено и часто лимитирует биологическую продуктивность растений.

С позиций оценки состояния круговорота углерода принципиальное значение имеет соотношение стоков и эмиссии CO_2 , поскольку именно соотношение этих двух главных потоков углерода определяет изменение атмосферной концентрации CO_2 и запасов органического углерода в почвах. Гумусное состояние почв определяет не только уровень плодородия почв, но и ее “здоровье” [9]. Применение минеральных азотных удобрений



Рис. 1. Использование продукции сельского хозяйства.

ний в значительной степени воздействует на трансформацию органического углерода в почвах. При этом минеральный азот опосредованно влияет на общее микробное дыхание, в результате чего изменяется эмиссия CO_2 с поверхности почвенного покрова. Сельскохозяйственное производство в подавляющем большинстве случаев, как и промышленность, вносит свой вклад в повышение концентрации парниковых газов в атмосфере. Вид землепользования и его изменение может как увеличивать эмиссию CO_2 в атмосферу, так и дополнительно абсорбировать из нее углерод (секвестирование) и переводить его в почвенный гумус. Особенностью сельскохозяйственного производства является тот факт, что почти вся произведенная в нем продукция является чистой первичной продукцией фотосинтеза (*NPP*), которая быстро утилизируется и становится источником CO_2 (рис. 1). В категорию экосистемной продукции (*NEP*) переходит незначительная часть органического С, остающегося после микробного разложения *NPP*. Собранный урожай сельскохозяйственных культур перерабатывается, используется как продовольствие, животные корма или сырье для промышленности, а отходы производства (за исключением навоза) практически уже не возвращаются на поля и в почвы.

В агроэкосистемах остающаяся *NEP* в виде корней и пожнивных остатков очень мала и практически не компенсирует расхода углерода органического вещества почвы на минерализацию. В результате сельскохозяйственное производство при традиционной системе земледелия (*ТС*) практически всегда является чистым источником CO_2 .

В мировом сельскохозяйственном производстве в настоящее время набирает силу подход сбережения и накопления органического углерода в почвах. В связи с принятием Парижского соглашения по климату, министерство сельского хозяйства Франции предложило развернуть Международную программу “4 промиле”, в соответствии с которой страны, подписавшие Соглашение, берут на себя обязательства по увеличению на 4‰ (промиле) органического углерода в год в почвах сельскохозяйственных угодий. Четыре промиле соответствуют отношению годового выброса C-CO_2 за счет сжигания ископаемого топлива в мире к запасам органического углерода в 2-метровом горизонте почв мировых экосистем [10]. По мнению инициаторов, это мероприятие позволит удержать потепление на Земле в пределах 2–3°C к концу 21-го века.

Одним из приемов, который может отвечать требованиям сбережения и даже накопления углерода в культивируемых почвах, является широко известный прием минимальной обработки почвы. Этот прием пропагандировали еще в советское время для районов засушливого земледелия. В англоязычной литературе минимальная обработка почвы получила название “no till” (*NT*). Прием *NT* сейчас пропагандируется для использования не только в засушливых районах, но и в зонах с нормальным увлажнением. Изменение системы земледелия с традиционной (пашенной) системы на *NT* рассматривается не только как прием пополнения почвы органическим веществом, но и как способ снижения выбросов парниковых газов в земледелии [11].

Однако, как показывает опыт, *NT* эффективен не для всех почвенно-климатических условий.

Тип почвы, чередование выращиваемых культур и климатические условия – наиболее важные факторы, которые сильно влияют на накопление органического вещества в почвах [12]. Различные чередования культур (севообороты) имеют разные потенциалы для углеродонакопления в почвах. Углерод накапливается в почвах тогда, когда складывается положительный азотно-углеродный баланс в севообороте, т.е. наряду с приходом азота (биологического или удобрений) поступает в соответствующих количествах и органический углерод. При этом поступление азота должно превышать его отчуждение урожаем [13–15].

Как правило, лимитирующим фактором накопления углерода в почве является ограниченное количество растительных остатков, поступающих в почву. Например, когда при уборке урожая вывозят с поля не только товарную часть продукции, но и побочную, а в почве остаются только корни.

Другой пример, когда все остающиеся наземные растительные остатки, включая и солому, быстро заделывают в почву. В этом случае происходит интенсивная минерализация органических остатков и эмиссия CO_2 в атмосферу, поскольку, во-первых, обеспечивается прямой контакт почвенных разлагающих организмов с поступившими в почву растительными остатками, во-вторых, действуют факторы наиболее благоприятных влажностных условий для деятельности разлагателей, доступности азота, оптимальной температуры и, в третьих, существуют благоприятные окислительные условия для почвенных микроорганизмов [16].

Есть еще один важный фактор, оказывающий влияние на усиление минерализации органического углерода почвы. Поступающие в почву свежие растительные остатки вызывают так называемый затравочный эффект, который способствует более интенсивному разложению собственно почвенного органического вещества [17, 18]. Но если растительные остатки остаются на поверхности почвы они не влияют на минерализацию почвенного органического вещества и никакого затравочного эффекта не наблюдается [14].

В почвах, которые много лет не распахивают, минерализация почвенного органического вещества в верхних и приповерхностных горизонтах снижается и увеличивается накопление органического вещества [19]. При этом наблюдается строгая связь между поверхностным накоплением почвенного органического материала, соответствующей вертикальной стратификацией углерода и устойчивостью почвы к эрозии [20].

Большинство сельскохозяйственных почв обедняются органическим веществом благодаря регулярной машинной обработке, что ведет к ухудшению их углеродного баланса по сравнению с естественными почвами. Это связано с тем, что постоянная вспашка и культивация почв приводит к более интенсивному поступлению в них кислорода и усилению минерализации органического вещества. В то же время традиционное ведение земледелия предусматривает полное или частичное удаление с полей послеуборочных остатков. Нередко пожнивные остатки подвергаются и огневому палу. Это в свою очередь сильно ограничивает поступление в почву свежего органического вещества и не компенсирует потери из почв углерода в виде CO_2 . Все вместе взятое ведет к углеродной деградации почв, сопровождающейся большей подверженностью эрозии, меньшей водоудерживающей способностью, потерей структуры, уменьшением порозности, а также уменьшением разнообразия почвенной биоты.

После реформирования производственных отношений в сельском хозяйстве страны произошли радикальные изменения. Большие площади пашни были выведены из оборота и подверглись зарастанию луговой и лесной растительностью. Сокращение посевных площадей сопровождалось и катастрофическим снижением применения всех видов удобрений, что не могло сказаться на состоянии биогеохимических потоков биофильных элементов.

Цель работы – оценка состояния агрогеохимических циклов углерода и азота в современном земледелии за период 1992–2016 гг.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

При расчетах потоков и балансов азота и углерода использовали статистические данные за период 1992–2016 гг. по распределению земельной площади РФ по категориям, посевным площадям сельскохозяйственных культур, валовым сборам продуктов растениеводства, урожайности сельскохозяйственных культур. Были использованы данные по производству и применению минеральных и удобрений [1, 21–24]. Использовали справочные материалы по соотношению основной и побочной продукции сельскохозяйственных культур, пожнивным наземным остаткам и корневым системам (Рекомендации Почвенного института им. В.В. Докучаева для исследования баланса ..., 1984, цит. по [25]). Все виды сельскохозяйственной продукции переводили в сухую биомассу и для определения величины углерода первичной продукции фотосинтеза (*NPP*) умно-

жали на единый коэффициент 0.45. Расчеты выносов питательных элементов из почвы с урожаями сельскохозяйственных культур выполняли с использованием соответствующих коэффициентов, приведенных в [26].

Микробное (гетеротрофное) дыхание пахотных почв (R_h), как часть углеродного баланса, несомненно, должно учитываться при оценке углеродного баланса. Факторы, определяющие уровень R_h – это количество поступающих в почву органических материалов, уровень увлажнения и температуры почв. Поступление в почву органических материалов прежде всего зависит от величины NPP экосистемы, в нашем случае – от количества поступающих в почву наземных растительных остатков, корней и органических удобрений. Для оценки R_h использовали предложенное Мухортовой и др. [27] уравнение, описывающее взаимосвязь NPP и R_h :

$$R_h = NPP \frac{\sum R_h}{\sum NPP},$$

где R_h – гетеротрофное дыхание, $\sum R_h$ – суммарная величина R_h для почв, $\sum NPP$ – суммарное NPP для экосистем на тех же почвах. Принцип такого расчета гетеротрофного дыхания почв имеет определенное научное обоснование, поскольку дыхательный субстрат для почвенных микроорганизмов представляет собой прежде всего свежий, легко разлагаемый органический материал, а именно NPP . Чем больше в почву поступает NPP , тем больше величина R_h .

В нашем случае $\sum R_h$ получили как суммарную годовую величину R_h для пахотных почв на основе базы данных по дыханию почв сельскохозяйственных угодий различных почвенно-климатических зон [28]. Величина $\sum NPP$ (суммарная среднегодовая NPP для пахотных почв) вычислена как средняя величина за период 1990–2016 гг. Отношение $\sum R_h : \sum NPP$ оказалось равным 0.6. Этот коэффициент был использован для расчета ежегодного гетеротрофного дыхания пахотных почв за период 1992–2016 гг., т.е. величину общей NPP умножали на 0.6. Разумеется, рассчитанные величины R_h являются до некоторой степени условными, поскольку получены при усреднении большого массива данных и не отражают почвенных различий. Величина R_h – одна из главных составляющих баланса углерода не только в экосистемах, но и в масштабе почвенно-климатических регионов.

Баланс углерода (B) на пахотных угодьях РФ определяли с расчетом за год. Приходная часть

баланса состояла из углерода NPP (основная и побочная продукция сельскохозяйственных культур, наземный растительный опад), углерода органических удобрений и корневых систем. В расходную часть баланса (P) включали углерод основной и побочной продукции, величину почвенного гетеротрофного дыхания (R_h). Баланс углерода рассчитывали по формуле: $B = NPP - (P + R_h)$. Отрицательная величина баланса указывает на преобладание эмиссии C-CO₂ над его стоком и означает, что данная экосистема является источником CO₂. Положительная величина углеродного баланса – преобладание стока C-CO₂ над его эмиссией (секвестирование C-CO₂).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Углерод. Выведенные из сельскохозяйственно-го оборота десятки миллионов гектаров пахотных угодий перешли в разряд залежных земель, подвергшихся зарастанию луговой и древесной растительностью. Это в свою очередь изменило характер формирования биологической продуктивности и ее состав на сельскохозяйственных угодьях в целом.

Наиболее резкие сокращения посевных площадей происходили в период с 1992 до начала 2000-х гг. В последующие 15 лет посевные площади сельскохозяйственных культур стабилизировались на уровне 78–80 млн га [29]. Как показывают статистические данные, получение сельскохозяйственной продукции в России в настоящее время осуществляется в основном за счет естественного плодородия почв, а точнее за счет минерализации органического вещества почв. При этом почвы обедняются не только доступными формами элементов питания, но и страдают от дегумификации. Потеря гумуса сказывается на устойчивости почв к эрозионным процессам, различным видам загрязнений, распространению патогенной микрофлоры, уменьшению биологического разнообразия. Дегумификация – один из главных факторов ухудшения “здоровья почв” [1, 9]. Кроме этого сам процесс потери гумуса (минерализация) – существенный вклад в эмиссионную составляющую глобального цикла углерода. Здоровые почвы содержат многообразное сообщество почвенных организмов, которые помогают бороться с болезнями растений, насекомыми-вредителями и сорняками. К этому определению можно добавить экосистемный аспект – здоровая почва не загрязняет окружающую среду [30].

Динамика и состав чистой первичной продукции фотосинтеза (NPP) на посевной площади РФ за 25-летний период показана на рис. 2. На дина-



Рис. 2. Динамика и состав чистой продуктивности фотосинтеза (NPP).

мику NPP оказывали влияние разные факторы: сокращение посевных площадей, снижение применения удобрений, изменения погодных условий. Важным фактором, определяющим уровень NPP, были погодные условия. В качестве примера может служить 2010 г. как экстремально засушливый и, естественно, это отразилось на провале урожайности всех сельскохозяйственных культур, в особенности зерновых. В 2010 г. валовой сбор зерна был рекордно низким за последние более чем 60 лет и составил 61 млн т [22, 29]. Период после 2010 г. до настоящего времени характеризуется небольшим наращиванием уровня NPP на сохраняющемся низком уровне применения удобрений. Валовые сборы зерна за 5 лет (2012–2016 гг.) выросли с 70.9 до 120.7 млн т [29]. Этот рост прежде всего можно объяснить довольно благоприятными погодными условиями на всей Европейской части РФ. По данным ИГКЭ, по сравнению с периодом 1961–1990 гг. наблюдают тренд увеличения количества осадков в весенний период времени – наиболее важный для развития зерновых культур [31].

Из общей NPP на долю экосистемной продукции (NEP) можно отнести наземные растительные остатки и корневые системы. Относительно побочной продукции, например, соломы злаков, мы не располагаем достоверной информацией, поскольку возможны разные варианты ее судьбы. Нередко солому измельчают при уборке урожая, она остается на поле, и ее запахивают в почву, используют в качестве подстилки на животноводческих фермах и в дальнейшем в составе навоза она поступает на поля. Также солому используют для различных хозяйственных нужд, а иногда просто

сжигают. В наших расчетах баланса углерода побочную продукцию, так же как и основную, относили к утилизируемой, т.е. продукции, которая практически полностью подвергается минерализации и служит в конечном счете источником CO₂.

Применение органических удобрений под посевы сельскохозяйственных культур за последние 25 лет было ничтожно мало и не имело сколько-нибудь значимого влияния на баланс углерода в земледелии (рис. 3). Углерод органических удобрений составлял менее 2% от NPP. Потери углерода органических удобрений при их минерализации в почвах опосредовано учитывали при расчетах гетеротрофного дыхания почв (R_h). Вычленив долю эмиссии CO₂, связанную с минерализацией в почве органических удобрений, не представляется возможным.

На рис. 4 приведены данные состояния баланса углерода на пахотных угодьях РФ за период 1992–2016 гг. Представленные данные наглядно демонстрируют, что пахотные угодья России за этот период представляли собой чистый источ-

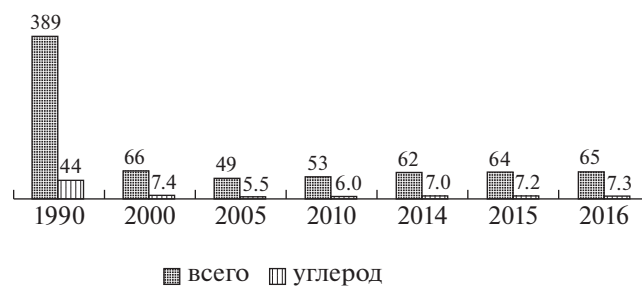


Рис. 3. Использование органических удобрений в земледелии РФ, млн т.

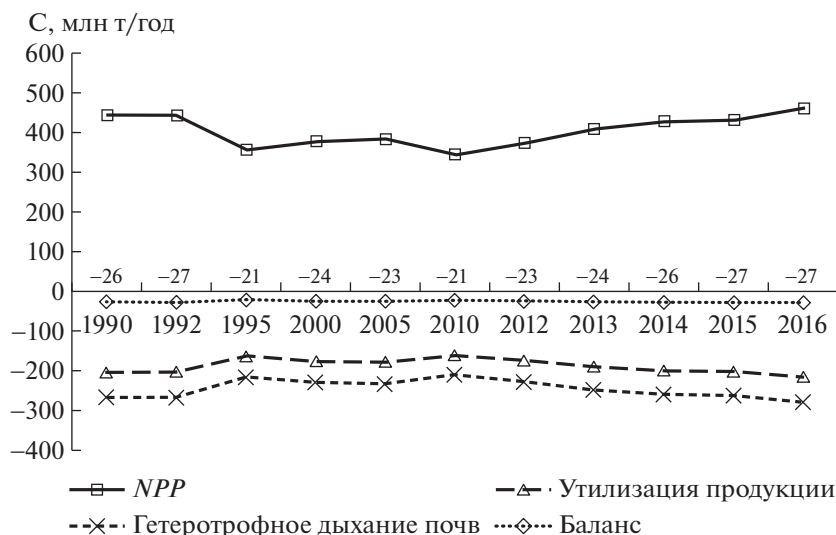


Рис. 4. Динамика баланса углерода на пахотных угодьях РФ за период 1990–2016 гг.

ник $C-CO_2$ в размере 21–27 (в среднем 24.5) млн т $C-CO_2$ /год.

Как было упомянуто выше, из состава пахотных угодий за 25-летний период в залежное состояние перешло до 40 млн га. Исследование углеродного баланса залежей показало, что этот вид земель превратился из источника CO_2 в его абсолютный сток, т.е. происходила секвестрация атмосферной CO_2 . Например, средняя скорость депонирования углерода в бывших пахотных почвах РФ оценивается ≈ 45 млн т C в год, а в целом за 1995–2016 гг. аккумулировалось ≈ 1 млрд т углерода в органическом веществе почв и растительной биомассе выросших за это время древесной и кустарниковой растительности [32–34].

Оценивая в целом изменение баланса углерода на землях сельскохозяйственного назначения за период 1992–2016 гг. можно констатировать, что в земледелии России за счет сокращения пахотных угодий и перевода их в залежное состояние существенно изменился баланс углерода. Сельскохозяйственные земли в целом из чистого источника $C-CO_2$ в начале 1990-х гг. превратились в чистый накопитель (секвестор) $C-CO_2$ в размере ≈ 20 ($45.0 - 24.5 = 20.5$) млн т $C-CO_2$ /год и тем самым служат выполнению глобальной задачи сокращения эмиссии парниковых газов в сельскохозяйственном производстве (Международная программа “4 промиле”).

Азот. Одновременно с потоками углерода изменились направленность и количественные характеристики потоков азота, фосфора и калия — составляющих плодородия почв и основы корневого питания растений. Эти изменения произо-

шли вследствие резкого сокращения применения всех видов удобрений. В сельском хозяйстве России с начала 1990-х гг. радикально изменился баланс биогеохимических потоков N, P, K в агроосфере. При сокращении посевных площадей произошло одновременно и снижение норм применения всех видов удобрений. Отличительной особенностью применения удобрений после 1992 г. являются прежде всего очень низкие дозы их применения в расчете на 1 га посевов и резкое сокращение удобряемой площади пашни в 1990-х гг. С начала 2000-х гг. отмечен постепенный рост доли удобряемой площади, но этот рост обусловлен сокращением общей посевной площади.

На удобряемой площади дозы питательных веществ удобрений под ряд основных культур за последние 15 лет составляли: под зерновые — 20–50, под сахарную свеклу — 119–294, под картофель — 155–326 кг/га [29]. Органические удобрения вносятся на менее чем 10% посевных площадей.

Роль органических удобрений в земледелии бесспорна. Их применение не ограничивается только снабжением растений питательными элементами (N, P, K , рядом микроэлементов), но при этом также происходит обогащение почвы органическим углеродом. Однако накопление органического углерода в почве возможно только при определенном отношении $C_{орг} : N_{мин}$.

Следует привести пример классического опыта в Ротамстеде (Англия) [35]. При ежегодном внесении навоза в дозе 35 т/га/год в карбонатную почву с исходным содержанием органического азота $\approx 0.1\%$ в почве постоянно в течение 80 лет возрастал названный показатель до 0.25–0.27%.

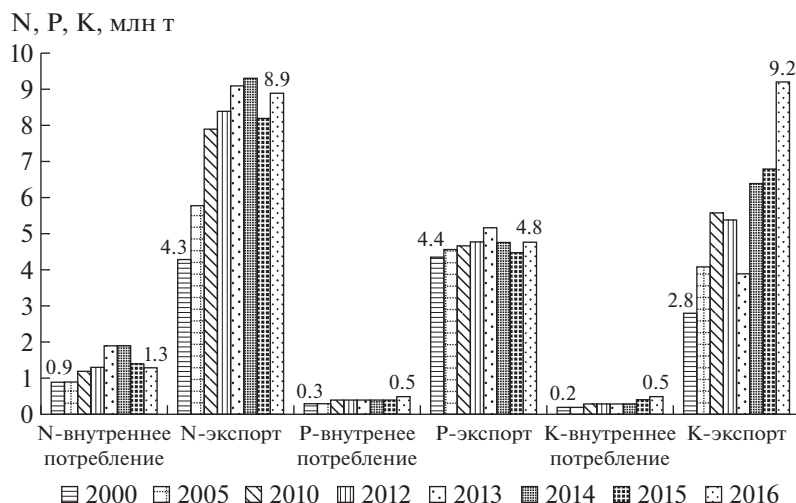


Рис. 5. Соотношение экспорта и внутреннего потребления минеральных удобрений в России по данным [29].

Следующие 70 лет ежегодного внесения навоза практически не способствовали увеличению в почве органического вещества. В контроле без удобрений и при ежегодном внесении только минеральных удобрений, в составе которых было 144 кг N/га/год, содержание органического азота в почве оставалось на первоначальном уровне, т.е. было равно 0.1%. При этом урожаи зерна озимой пшеницы в вариантах с внесением навоза и полного минерального удобрения были практически одинаковыми и к 2000-м гг. превысили 9 т/га. Следует отметить, что в классическом опыте Ротамстеда на протяжении всего периода проведения опыта вводили изменения технологии возделывания озимой пшеницы: применяли известкование, высевали новые интенсивные сорта, применяли новейшие гербициды и фунгициды. Оказалось, что все эти новшества практически не меняли величину урожая зерна (≈ 1 т/га) в контроле без удобрений.

Совершенно иную картину видим на примере многолетнего опыта акад. Д.Н. Прянишникова, проводившегося на дерново-подзолистой почве (Долгопрудная агрохимическая опытная станция НИУИФ) по сравнению эффективности применения навоза и эквивалентного количества питательных веществ в минеральных удобрениях. Применение навоза в течение 40 лет практически не только не оказало положительного влияния на содержание органического углерода в почве, а выявило достоверное его снижение в почве с 1.06 в 1934 г. до 0.90% в 1978 г. [36]. Одним из объяснений такого результата могла быть невысокая доза (20 т/га) внесения навоза. Однако множество опытов, проведенных на различных почвах быв-

шего СССР, показало однозначный положительный эффект применения органических удобрений на содержание $C_{орг}$ в почве [37].

Основной вывод из многочисленных агрохимических исследований, начатых еще Д.Н. Прянишниковым в начале прошлого века, является факт высокой эффективности применения удобрений на всех без исключения почвах России. Однако этот неоспоримый факт абсолютно проигнорирован в новое время. Мы являемся свидетелями уникального положения, когда страна является одним из крупнейших в мире производителей минеральных удобрений, и в то же время в земледелии России применяют ничтожно малое количество удобрений, и как следствие, страна получает одни из самых низких урожаев. Это не удивительно, поскольку получение сельскохозяйственной продукции в России производится практически полностью за счет не очень богатого естественного плодородия почв. В то же время произведенные в стране удобрения на 80–90% экспортируют за рубеж (рис. 5).

Ниже приведены соответствующие данные, показывающие баланс азота в земледелии РФ за период 1992–2016 гг. (табл. 3). Установлено, что за 25-летний период в земледелии России вынос азота урожаями сельскохозяйственных культур превысил внесение азота со всеми видами удобрений на 63.4 млн т. или в расчете на 1 га посевов — 792 кг.

В почвы также поступал азот за счет симбиотической и несимбиотической азотфиксации. В более ранней нашей работе [13] был сделан обзор литературы по проблеме поступления азота в почвы при несимбиотической фиксации. Анализ

Таблица 3. Основные показатели состояния баланса азота в земледелии России за период 1992–2016 гг.

Средние в год за период	Вынос азота урожаями основных сельскохозяйственных культур	Внесение азота со всеми видами удобрений на всех посевных площадях	Баланс азота	Возмещение выноса азота урожаями внесением удобрений, %
	млн т			
1992–1995	3.40	1.72	–1.68	50.6
1996–2000	3.10	0.94	–2.16	30.3
2001–2005	3.39	0.70	–2.70	20.6
2006–2010	3.57	1.06	–2.69	29.7
2011–2015	4.00	1.28	–2.72	32.0
2016	7.51	1.40	–6.11	18.6
Суммарно за период 1992–2016 гг.				
Азот, млн т	91.60	28.18	–63.42	30.8
На 1 га посевов, N кг/га	1145	352	–792	

опубликованных данных показал, что за счет несимбиотической фиксации в почвы может поступать связанного азота до 30 кг/га/год [38, 39].

Симбиотическая азотфиксация значительно более продуктивна по сравнению с несимбиотической. Многолетние бобовые травы (клевер, люцерна, эспарцет и др.) в симбиозе с клубеньковыми азотфиксирующими бактериями могут накапливать до 200 и более кг N/га/год. Такие показатели могут быть при условии высоких урожаев сена бобовых трав, получаемых в результате применения передовых технологий выращивания многолетних трав, включающих в себя применение высоко активных штаммов клубеньковых бактерий, достаточных количеств фосфорно-калийных и микроэлементных удобрений. Однако, согласно статистическим данным, продуктивность посевов многолетних трав за многие годы в РФ очень низкая и составляет всего лишь ≈ 1.0 т сена/га. О составе травяной смеси, к сожалению, нет статистических данных, но можно предположить, что бобовый компонент составляет не менее 50%. По данным Петербургского [26], для расчетов баланса азота содержание общего азота в сене многолетних трав принимали коэффициент 17.2, однолетних – 18.2 кг N/т. Количество азота, фиксированного из атмосферы бобовым компонентом, для многолетних трав может составлять 2/3 от общего его содержания, для однолетних трав – 1/2. Проведенные расчеты показывают, что приход азота атмосферы за счет симбиотической фиксации при возделывании многолетних и однолетних трав мог составлять ≈ 2.5 млн т за период 1992–2016 гг. В то же время применение

азотных удобрений было очень мало и составляло всего лишь 28.1 млн т, но превышало более чем в 10 раз поступление в почвы биологического азота.

В почвы поступает также связанный азот (NH_3 , NO_x) с атмосферными выпадениями, и в количественном отношении это поступление очевидно значительно меньше, чем при несимбиотической фиксации.

Из почв происходят потери азота вследствие денитрификации и вымывания нитратов. Если судить по данным, полученным с мечеными по ^{15}N азотными удобрениями на различных почвах, в разных климатических зонах, и опубликованным в 1970–1980 гг., только потери азота в газообразных формах достигали 15–25% от внесенных доз [40–45]. О потерях почвенного азота можно косвенно судить по минерализации гумусовых веществ. Если принять отношение C : N в почвенном гумусе равным 10–12, то на каждый кг C- CO_2 , образовавшийся при минерализации гумуса, может высвободиться до 100 г минерального азота. Например, при минерализации органического вещества почв с одновременным образованием CO_2 высвобождается минеральный азот, часть которого подвергается денитрификации и улетучиванию в атмосферу, а также реиммобилизации и усвоению растениями. В экспериментах, проведенных с мечеными ^{15}N удобрениями при изучении их последствий на 2-й год (т.е. остаточный ^{15}N находился только в органической форме) потери почвенного нетто-минерализованного азота достигали 20%. Нетто-минерализованный почвенный азот включал в себя усвоенный растениями, остаточный в конце опыта $N_{\text{мин}}$ и потерянный

в результате денитрификации. Отношение потерянному и усвоенному растениями почвенного органического азота в опытах с ^{15}N было примерно равно 1 : 2 [44].

С учетом приведенных фактов можно полагать, что приход в почвы несимбиотически фиксированного азота и его потери вследствие денитрификации – величины одного порядка. Поэтому достаточно правомочно судить о балансе азота в земледелии России сопоставив 2 величины: вынос азота урожаями сельскохозяйственных культур и внесение азота со всеми видами удобрений. В результате можно заключить, что сельское хозяйство России в настоящее время испытывает острый дефицит азота и, судя по продолжающейся тенденции нарастания этого дефицита, ситуация в обозримой перспективе не изменится.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Оценены агрогеохимические циклы углерода и азота в земледелии Российской Федерации за 1992–2016 гг. Перестройка производственных отношений в сельскохозяйственном секторе России привела к структурным изменениям аграрного землепользования. Выведенные из сельскохозяйственного оборота десятки миллионов гектаров пахотных угодий перешли в разряд залежных земель, подвергшихся зарастанию луговой и древесной растительностью. Это в свою очередь изменило характер формирования биологической продуктивности и ее состав на сельскохозяйственных угодьях в целом.

Наиболее резкие сокращения посевных площадей происходили в период с 1992 до начала 2000-х гг. В последующие 16 лет посевные площади сельскохозяйственных культур стабилизировались на уровне 78–80 млн га.

Пахотные угодья России за период 1992–2016 гг. представляли собой чистый источник C-CO_2 в размере 21–27 (в среднем 24.5) млн т $\text{C-CO}_2/\text{год}$. В немалой степени этому способствовало очень низкое использование всех видов органических удобрений.

Принимая во внимание залежные земли и оценивая в целом изменение баланса углерода на землях сельскохозяйственного назначения, можно констатировать, что эти земли в целом из чистого источника C-CO_2 в начале 1990-х гг. превратились в чистый накопитель (секвестор) C-CO_2 в размере ≈ 20 ($45.0 - 24.5 = 20.5$) млн т $\text{C-CO}_2/\text{год}$. Этот факт можно рассматривать как вклад земель сельхозугодий России в выполнение глобальной задачи Международной Программы “4 промиле”

по сокращению эмиссии парниковых газов в сельскохозяйственном производстве.

Оценка баланса азота в земледелии показала, что за 25 лет после распада СССР земледелие России приобрело устойчивый истощительный характер, т.е. производство сельскохозяйственной продукции основывается практически на естественном плодородии почв. Явно нарастает питательная деградация пахотных почв.

В этой ситуации нецелесообразно проводить кампанию по возвращению залежных земель в пашню. Расширение посевных площадей без их обеспечения удобрениями лишь усилит экстенсивность сельскохозяйственного производства, как малопродуктивного и низко производительного.

Дефицитный баланс питательных веществ означает, что в сельскохозяйственном производстве в значительной степени не реализуется почвенно-климатический потенциал и потенциал других факторов, таких как сорт, химические средства защиты растений и другие. В результате производительность труда в сельском хозяйстве России – одна из самых низких в мире, и страна не дополучает многие миллионы тонн продукции и продолжает зависеть от импорта продовольствия.

В целях обеспечения продовольственной безопасности страны должен быть осуществлен переход аграрного сектора на интенсивный путь развития, включая всестороннюю химизацию земледелия. Разумной альтернативы применению минеральных удобрений не имеется!

Модель рационального и безопасного применения минеральных удобрений и других современных средств химизации позволит приостановить истощение почв и повысить продуктивность культур до уровня, при котором страна откажется от импорта продовольствия.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Voluntary guidelines for sustainable soil management food and agriculture organization of the United Nations. Rome, Italy: FAO, 2017. 26 p.
2. United Nations: World population prospects: The 2015 Revision. File POP/1-1.
3. FAO Stat. 2019. http://faostat.fao.org/static/syb/syb_5000.pdf
4. Save and Grow // A policymaker's guide to the sustainable intensification of smallholder crop production. Rome: FAO, 2011. 116 p.
5. World fertilizer trends and outlook to 2018. Rome: FAO, 2015. 66 p.
6. Miao Y., Stewart B.A., Zhang F. Long-term experiments for sustainable nutrient management in China. A review // *Agronomy for Sustainable Development*.

- Springer Verlag/EDP Sciences/INRA, 2011. V. 31. P. 397–414.
<https://doi.org/10.1051/agro/2010034>
7. Hettelingh J.P., Slootweg J., Posch M. Critical load, dynamic modeling and impact assessment in Europe: CCE Status Report. 2008. 234 p.
 8. Кудеяров В.Н., Башкин В.Н., Кудеярова А.Ю., Бочкарев А.Н. Экологические проблемы применения минеральных удобрений. М.: Наука, 1984. 214 с.
 9. Соколов М.С. Здоровая почва – неотъемлемый, экологически значимый фактор коэволюции биосферы и социума (в развитие ноосферных идей В.И. Вернадского) // Ю.Я. Спиридонов, М.С. Соколов, А.П. Глинушкин, С.Д. Каракотов, А.В. Коршунов, Е.Ю. Торопова, А.М. Семенов, В.М. Семенов, Н.В. Никитин, В.П. Калинин, Ю.Н. Лысенко. Адаптивно-интегрированная защита растений. М.: Печатный Город, 2019. 628 с.
 10. Minasny B., Malone B., McBratney A.B., Angers D.A., Arrouas D., Chambers A., Chaplot V., Chen Zueng-Sang, Cheng Kun, Das B.B., Field D., Gimona A., Hedley C.B., Hong S.Y., Mandal B., Marchant B., Martin M., McConkey B.G., O'Rourke S., Richer-de-Forges A., Odeh I., Padarian J., Paustian K., Pan Genxing, Poggio L., Savin I., Stolbovoy V., Stockman U., Sulaeman Y., Tsui Chu-Chin, Vagen Tor-Gunnar, van Wesemael B., Winowiecki L. Soil 4 per mille // Geoderma. 2017. V. 292. P. 59–86.
 11. Corsi S., Friedrich T., Kassam A., Pisante M., João de Moraes Sã. Soil organic carbon accumulation and greenhouse gas emission reductions from conservation agriculture. Rome: Integrated Crop Management, FAO, 2012. V. 16. 88 p.
 12. Vanden Bygaart A.J., Gregorich E.G., Angers D.A. Influence of agricultural management on soil organic carbon: a compendium and assessment of Canadian studies // Canad. J. Soil Sci. 2003. V. 83. P. 363–380.
 13. Кудеяров В.Н. Азотно-углеродный баланс в почве // Почвоведение. 1999. № 1. С. 73–82.
 14. Sisti C.P.J., dos Santos H.P., Kohhann R., Alves B.J.R., Urquiaga S., Boddey R.M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil // Soil Till. Res. 2004. V. 76. P. 39–58.
 15. Bayer C., Mielniczuck J., Amado T.J.C., Martin-Neto L., Fernandes S.B.V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil // Soil Till. Res. 2000. V. 54. P. 101–109.
 16. Magdoff F., Weil R.R. Soil organic matter management strategies // Soil organic matter in sustainable agriculture. N.Y.: CRC Press, 2004. P. 45–65.
 17. Журавлева А.И., Алифанов В.М., Благодатская Е.В. Влияние контрастных трофических условий на величины затравочного эффекта в серых лесных почвах // Почвоведение. 2018. № 2. С. 203–210.
 18. Kuzakov Y., Friedel J.K., Stahr K. Review of mechanisms and quantification of priming effects // Soil Biol. Biochem. 2000. V. 32. P. 1485–1498.
 19. Tian J., Pausch J., Yu G., Blagodatskaya E., Gao Y., Kuzakov Y. Aggregate size and their disruption affect ¹⁴C-labeled glucose mineralization and priming effect // Appl. Soil Ecol. 2015. V. 90. P. 1–10.
 20. Moreno F., Murillo J.M., Pelegrín F., Girón I.F. Long-term impact of conservation tillage on stratification ratio of soil organic carbon and loss of total and active CaCO₃ // Soil Till. Res. 2006. V. 85. P. 86–93.
 21. Основные показатели сельского хозяйства в России в 2010 году // Россия в цифрах. 2011. М.: Росстат, 2011.
 22. Российский статистический ежегодник. 1995. М.: Госкомстат России, 1995. 976 с.
 23. Российский статистический ежегодник. 2016. М.: Росстат, 2016. 725 с.
 24. Российский статистический ежегодник. 2017. М.: Росстат, 2017. 686 с.
 25. Семенов В.М., Козут Б.М. Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 2015. 233 с.
 26. Петербургский А.В. Круговорот и баланс питательных веществ в земледелии. М.: Наука, 1979. 168 с.
 27. Mukhortova L., Schepaschenko D., Shvidenko A., McCallum I., Kraxner F. Soil contribution to carbon budget of Russian forests // Agricult. Forest Meteorol. 2015. V. 200. P. 97–108.
 28. Кудеяров В.Н., Заварзин Г.А., Благодатский С.А., Борисов А.В., Воронин П.Ю., Демкин В.А., Демкина Т.С., Евдокимов И.В., Замолодчиков Д.Г., Карелин Д.В., Комаров А.С., Курганова И.Н., Ларионова А.А., Лопес де Гереню В.О., Уткин А.И., Чертов О.Г. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России. М.: Наука, 2007. 315 с.
 29. Россия в цифрах. 2019. М.: Росстат, 2019. 549 с.
 30. Соколов М.С., Спиридонов Ю.Я., Торопова Е.Ю., Глинушкин А.П., Семенов А.М. Экологические и фитосанитарные функции почвенного органического вещества // Агрохимия. 2018. № 5. С. 79–96.
 31. Второй оценочный доклад об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. М.: Росгидромет, 2014. С. 18–36.
 32. Баева Ю.И., Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Телеснина В.М. Содержание углерода в залежных почвах различных природно-климатических зон европейской части России // Ноосфера. 2017. № 1. С. 128–142.
 33. Kurganova I.N., Kudeayrov V.N., Lopes de Gerenyu V.O. Updated estimate of carbon balance on Russian territory // Tellus. 2010. V. B62. P. 497–505.
 34. Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Kuzakov Y. Large-scale carbon sequestration in post-agrogenic ecosystems in Russia and Kazakhstan // Catena. 2015. V. 133. P. 461–466.
 35. Rothamsted Research // Guide to the classical and other long-term experiments, datasets and sample archive. UK: Harpenden, 2012. 52 p.
 36. Хлыстовский А.Д. Плодородие почвы при длительном применении удобрений и известии. М.: Наука, 1992. 192 с.
 37. Шевцова Л.К. Изменение гумусного состояния и азотного фонда основных типов почв при длительном применении различных систем удобрения: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М.: ВИУА, 1986. 36 с.

38. Мишустин Е.Н., Емцев В.Т. Почвенные азотфиксирующие бактерии рода *Clostridium*. М.: Наука, 1974. 251 с.
39. Мишустин Е.Н., Кудеяров В.Н., Башкин В.Н. Круговорот азота на территории СССР // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1983. № 2. С. 165–178.
40. Смирнов П.М. Превращение азотных удобрений в почве и их использование растениями: Автореферат дис. ... д-ра с.-х. наук. М.: ТСХА, 1970. 42 с.
41. Кореньков Д.А. Агрохимия азотных удобрений. М.: Наука, 1976. 223 с.
42. Кудеяров В.Н. Об интенсификации вовлечения азота в его биогеохимический цикл // Круговорот и баланс азота в системе почва–растение–удобрение–вода. М.: Наука, 1979. С. 280–288.
43. Кудеяров В.Н. Интенсивность процессов азотного цикла в почве при применении азотных удобрений // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1982. № 5. С. 660–669.
44. Кудеяров В.Н. Цикл азота в почве и эффективность удобрений. М.: Наука, 1989. 216 с.
45. Филимонов Д.А., Руделев Е.В. Потери азота удобрений и почвы при вымывании на основных почвенных разностях Нечерноземной зоны // Круговорот и баланс азота в системе почва–растение–удобрение–вода. М.: Наука, 1979. С. 132–138.

The Agrobiogeochemical Cycles of Carbon and Nitrogen of Russian Croplands

V. N. Kudeyarov^{a,b,#}

^a Institute of Physicochemical and Biological Problems of Soil Science of RAS
Institutskaya ul. 2, Moscow region, Pushchino 142290, Russia

^b All-Russian Research Institute of Phytopathology
ul. Institut posses 5, Moscow region, r.p. Bol'shie Vyazemy 143050, Russia

[#]E-mail: vnikolaevich2001@mail.ru

The agrobiogeochemical cycles of carbon and nitrogen of Russian croplands for 1992–2016 were evaluated. Croplands of Russia during 25 years are defined as CO₂ source in the quantity of 20 million tons C-CO₂ per year on average. On a whole the agricultural lands with inclusion of abounded lands are determined as a sink of atmospheric CO₂ in the quantity of 20.5 million tons C-CO₂ per year on average. The evaluation of nitrogen balance of the croplands shows the extreme deficit of this nutrient in the soil-crop system. The total nitrogen uptake by the crop yields during 1992–2016 was 91.6 million tons. But N-fertilizer applied was only 28.1 million tons. Thus the formation of crop yields in the Russia is mainly accounted for by the consumption of soil nitrogen in that period of time.

Key words: carbon, nitrogen, balance, croplands, CO₂ source and sink, N-fertilizer, crop yields, soil nitrogen, crop N-uptake.