

УДК 631.417.2:631.84

ЭМИССИОННЫЙ ФАКТОР ЗАКИСИ АЗОТА ПРИ ПРИМЕНЕНИИ АЗОТНЫХ УДОБРЕНИЙ В ЗЕМЛЕДЕЛИИ РОССИИ¹

© 2021 г. В. Н. Кудеяров^{1, 2, *}

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

² Всероссийский научно-исследовательский 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 09.06.2021 г.

После доработки 20.06.2021 г.

Принята к публикации 10.08.2021 г.

Баланс азота в земледелии РФ за последние 25 лет оценивается как остродефицитный. Это означает, что значительная доля урожая формируется за счет минерализованного азота почвы, который практически не накапливается в свободном состоянии, а быстро ассимилируется растениями и микроорганизмами. При оценке величины эмиссии N_2O из почвы используют эмиссионный фактор (Φ_{N_2O}), который меняется в зависимости от почвенно-климатических условий, внесения в почву разных форм удобрений, растительных остатков и азотсодержащих отходов. Сведения по прямому измерению эмиссии N_2O из почв РФ весьма ограничены, и оценки эмиссии N_2O для формирования “Кадастра парниковых газов РФ” строятся на расчетных данных с использованием международных коэффициентов по методике МГЭИК. В течение 2000–2018 гг. в РФ по нашим расчетам при внесении азота удобрений под посевы зерновых культур (площадь 22–27 млн га) Φ_{N_2O} удобрений оценен в пределах 0.66–0.70, под пропашные в среднем: сахарная свекла – 0.93, картофель – 1.96, овоще-бахчевые – 0.77, что гораздо ниже оценок, приведенных в Кадастрах парниковых газов РФ для тех же культур.

Ключевые слова: биогеохимический цикл азота, парниковые газы, потенциал глобального потепления, азотные удобрения, закись азота, нитрификация, денитрификация, эмиссионный фактор.

DOI: 10.31857/S0002188121110089

ВВЕДЕНИЕ

Соотношение продуктов денитрификации может варьировать в зависимости от концентрации нитрата в почве, наличия легко минерализуемых органических соединений углерода и влажности почвы. Например, в работе [1], в условиях инкубационных экспериментов с почвами, взятыми с полей, имевшими длительную и разную “удобрительную” историю (применение одних минеральных удобрений или постоянное внесение навоза), показали, что отношение $N_2O : (N_2O + N_2)$ в варианте с постоянным внесением навоза было меньше, чем в варианте с минеральными удобрениями. При этом авторы выявили, что концентрация нитратов в почве также влияла на отношение $N_2O : (N_2O + N_2)$. Снижение концентрации $N-NO_3 < 20$ мг/кг сухой почвы вызывало уменьше-

ние эмиссии N_2O вплоть до 0. При концентрации $NO_3^- \leq 2$ мМ в почве в варианте с постоянным внесением навоза наблюдали более низкое отношение $N_2O : (N_2O + N_2)$ по сравнению с внесением только минерального N-удобрения. При концентрации нитратов в почве ≥ 10 мМ отношение $N_2O : (N_2O + N_2)$ было значительно больше и не зависело от вида предшествующей удобрённости. Сделано заключение, что в почвах с предшествующим удобрением минеральным азотом последующее внесение органических материалов с высоким содержанием лабильного углерода является триггером усиления денитрификации и эмиссии N_2O . В почвах с низким содержанием нитратов такое внесение органики может существенно понизить отношение $N_2O : (N_2O + N_2)$ и соответственно снизить эмиссию N_2O .

¹ Работа выполнена в рамках Госзадания 121040800126-5.

Таблица 1. Посевная площадь сельскохозяйственных культур, население Мира и применение азотных удобрений

	2005 г.	2010 г.	2015 г.	2016 г.	2017 г.	2050 г. (прогноз)
Посевная площадь, млн га*	1502	1505	1550	1555	1561	1425?
Население, млн чел. **	6541	6956	7379	7464	7547	9725
Удельная площадь, га/чел.***	0.22	0.21	0.21	0.21	0.21	0.15
Применение $N_{удоб}$ * кг/га посевов	60.3	67.0	68.6	69.3	69.9	98.2***
	90.5	100.8	106.4	107.8	109.1	140***
Применение $N_{удоб}$, в расчете кг/чел., среднее***	13.8	14.5	14.4	14.4	14.4	14.4

*FAO Stat (2019 г.).

** United Nations: World Population Prospects (2019 г.).

***Наши расчеты.

По данным ФАО, потребление азотных удобрений достигло в 2017 г. 109.2 млн т [2]. Увеличивается и поступление в почвы биологического азота (в основном симбиотически связанного). По данным ФАО, в почвы сельскохозяйственных угодий Мира поступает ≈ 44 млн т биологического азота ежегодно [3].

Самые высокие дозы азотных удобрений на единицу площади посевов в настоящее время применяют в азиатских странах, среди которых лидирует Китай. В Европе по данному показателю первенство удерживают страны Западной Европы. Из постсоветских республик наибольшие количества азота на 1 га посевов применяют в Белоруссии, наименьшие – в Российской Федерации [4].

Растущее население Земли требует все большего количества продовольствия. Ежегодный прирост населения за 2010–2017 гг. составил 591 млн человек. По оценкам ООН, в конце первой половины текущего столетия население в Море увеличится на 1/3, достигнув 9.7 млрд, а к 2100 г. составит 11.2 млрд человек [5]. Это означает, что при почти не увеличивающейся общей площади пахотных угодий удельная площадь пашни на 1-го человека в Море сократится (табл. 1). Несмотря на ограниченность земельных ресурсов, мировое земледелие должно ежегодно наращивать производство продуктов питания для удовлетворения потребностей в продовольствии растущего населения Земного шара. Это означает, что и применение промышленных удобрений, а азотных в особенности, будет только наращиваться. Это в свою очередь приведет к усилению эмиссии закиси азота в атмосферу. Если принять нормы применения азотных удобрений (N, кг/га посевной площади или кг/человека) на среднемировом уровне 2017 г., то к середине текущего века применение азотных удобрений на посевах сельскохозяйственных культур в Море должно увели-

читься более чем на 1/3. Поэтому эмиссия N_2O в атмосферу из сельскохозяйственных почв также усилится.

Биогеохимический дисбаланс азота в биосфере только нарастает, поскольку высокопродуктивное товарное сельскохозяйственное производство представляет собой в значительной степени разомкнутую биогеохимическую систему. На входе в нее стоят искусственные азотные удобрения, биологическая азотфиксация и атмосферные выпадения промышленных выбросов окислов азота и аммиака, на выходе – товарная сельскохозяйственная продукция, перемещающаяся с полей на урбанизированные территории, с которых отчужденные урожаеми из почв большие объемы биофильных элементов уже никогда не возвращаются обратно в почвы, а уносятся, в конечном счете, в океан, а в случае азота (преимущественно N_2) – и в атмосферу. Сопоставляя концентрацию N_2O в атмосфере с количеством применяемых азотных удобрений, можно прогнозировать, насколько может вырасти концентрация закиси азота в атмосфере к середине текущего столетия. По оценкам ФАО [2], мировая эмиссия N_2O из почв от применения азотных удобрений увеличилась с 1682 тыс. т в 2000 г. до 2272 тыс. т в 2017 г., т.е. на 35% за 17 лет. Применение азотных удобрений за тот же период выросло на 26%. Разумеется, рост эмиссии N_2O в атмосферу происходит и за счет других источников (минерализации почвенного органического вещества, сжигания биомассы, промышленных выбросов и других факторов).

ЭМИССИОННЫЙ ФАКТОР N_2O (Φ_{N_2O})

В глобальном масштабе за счет антропогенной деятельности примерно от 50 до 60% эмиссии закиси азота в атмосферу приходится на сельскохозяйственное производство, в котором главной со-

ставляющей является прямая эмиссия N_2O из почв за счет внесения минеральных и органических удобрений.

Органические и минеральные азотсодержащие соединения в почвах в разной степени подвергаются минерализации и дальнейшей нитрификации и денитрификации. Шпеер и др. [6], используя метку ^{15}N при изучении превращений NH_4^+ и NO_3^- в почве, сделали вывод о том, что денитрификация и нитрификация могут проходить одновременно с продукцией N_2O и N_2 , и что продукция N_2O из NO_3^- превосходит таковую из NH_4^+ даже в аэробных условиях и в условиях пониженной влажности.

При оценке эмиссии N_2O из почвы важную роль отводят эмиссионному фактору (Φ_{N_2O}), величина которого меняется в довольно широком интервале в зависимости от почвенно-климатических условий, содержания в почвах органических и минеральных форм азота, органического углерода, внесения в почву разных форм и доз азотных и органических удобрений, растительных остатков и азотсодержащих отходов [1, 8–32]. В приведенных ниже работах можно увидеть, как величины Φ_{N_2O} соотносятся с эмиссией N_2O из различных источников органических и минеральных соединений азота.

В обзоре Чарлес и др. [17] показано, что при обобщении 846 наблюдений кумулятивной эмиссии N_2O в опытах с внесением в почву органических и минеральных удобрений была получена средняя величина $\Phi_{N_2O} = 0.8\%$, которая меньше стандартной величины, предложенной Межправительственной группой экспертов по изменению климата (IPCC или МГЭИК) – 1%, применяемой в расчетах глобальных величин радиационного эффекта парниковых газов. Авторы [17] провели мета-анализ эмиссионных факторов N_2O на основе базы данных, содержащих 422 измерения эмиссии N_2O в 38 исследованиях, проведенных в 12-ти странах. Из европейских стран было использовано 201 наблюдение, из Северной Америки – 137, из азиатских стран – 55, из Южной Америки – 24 и из Австралии – 5. Большинство данных (393) были получены в регионах с умеренным климатом, в том числе 198 в условиях прохладного умеренного климата. Данные были сгруппированы по видам внесенных в почвы органических материалов и комбинаций этих материалов с минеральными азотными удобрениями. Анализ и обработка данных были выполнены с помощью REML-модели.

Φ_{N_2O} рассчитывали согласно следующему уравнению:

$$\Phi_{N_2O} = \frac{N_2O - N_{уд} - N_2O - N_0}{N_{уд}},$$

где $(N_2O - N_{уд} - N_2O - N_0)$ – разность между кумулятивной эмиссией N_2O из удобренных и контрольных (без удобрений) вариантов, $N_{уд}$ – количество внесенного в почву N-удобрения.

Полученные величины Φ_{N_2O} были сгруппированы, по так называемым “фертиклассам” (FertiClasses), разделенным на 3 группы: с высоким, средним и низким риском эмиссии N_2O . В группу с высоким риском эмиссии N_2O вошли такие приемы применения удобрений: навозная жижа в комбинации с минеральными азотными удобрениями ($N_{мин}$), сточные воды, жидкий навоз, сухой навоз плюс $N_{мин}$, отходы производства биогаза. Средневзвешенный Φ_{N_2O} этой группы оценили как 1.2%, с интервалом от 0.78 до 2.44%. В группу со средним риском были включены приемы внесения в почву сухого навоза, компоста и поуборочных остатков совместно с минеральными удобрениями. Средневзвешенная величина Φ_{N_2O} для этой группы вариантов была равна 0.75% с интервалом от 0.23 до 0.97%. В группу пониженного риска входило внесение в почву бумажной пульпы совместно с растительными остатками, компоста, поуборочных остатков, жидкого навоза совместно с поуборочными остатками. Средний Φ_{N_2O} этой группы был равен 0.23 с интервалом 0.07–0.28%. Авторы отмечали, что Φ_{N_2O} довольно тесно связан с такими факторами как отношение C : N в органических материалах, используемых на удобрение, физические и химические свойства почв (текстура, водопроницаемость, содержание органических азота и углерода) и климатические факторы (метеосадки).

Величина эмиссии N_2O негативно коррелирует с величиной C : N, будучи наиболее низкой при C : N ≥ 30 и наиболее высокой при C : N = 11 (типичное отношение в пахотных почвах). В комбинации с засухой и низкой величиной pH эмиссия N_2O значительно ингибируется при C : N ≤ 20 [26].

В работах китайских исследователей [19, 34] подробно рассмотрена связь между содержанием органического углерода в почвах и эмиссией N_2O при внесении органических и минеральных азотных удобрений. Например, в работе [34] в 25-летнем полевом эксперименте было показано, что средний Φ_{N_2O} во всех удобрительных вариантах

составлял 0.48 и 0.63% для сезонов выращивания кукурузы (лето) и озимой пшеницы (октябрь–май) соответственно. При обработке данных за все годы и во всех вариантах оказалось, что между эмиссией N_2O и накоплением органического углерода в почве существовала высокая корреляция ($r^2 = 0.9$, $n = 28$, $p \leq 0.001$) для кукурузы и ($r^2 = 0.77$, $n = 11$, $p \leq 0.001$) для озимой пшеницы. Более высокая продукция N_2O при повышении содержания легкоусвояемого органического углерода в почве объясняется общим повышением микробной активности и, вследствие этого, увеличением использования кислорода из почвенного воздуха, что приводило к установлению анаэробнозиса и более благоприятным условиям для денитрификации. В другой работе китайских авторов [19] показано, что 18-летнее применение компоста не только увеличило содержание органического углерода в почве на 152%, но и усилило эмиссию N_2O на 106%. Принимая во внимание, что потенциал глобального потепления (ПГП) закиси азота в 298 раз больше CO_2 , то оказывается, что эффект от секвестрирования углерода с целью снижения ПГП почти полностью нивелируется дополнительными выбросами из почвы N_2O . В работе Сенбайрама и др. [1] также высказана мысль, что обогащение почвы легкодоступным органическим углеродом усиливает микробное дыхание и, как следствие, происходит усиление денитрификации и эмиссии N_2O . Таким образом, обогащение почвы органическим углеродом не всегда благоприятствует целям сокращения выбросов парниковых газов в земледелии.

В обзоре Лесчен и др. [23] величины Φ_{N_2O} сгруппированы в зависимости от вида землепользования, свойств почв и применения органических и минеральных азотных удобрений. Авторы отмечали, что в минеральных почвах содержание органического азота – достаточно постоянная величина в течение ряда лет, и чистая минерализация оценивается величиной, близкой к нулю. Отмечено также, что на пастбищах в целом Φ_{N_2O} гораздо больше, чем на пахотных почвах. В целом при одном и том же количестве внесенных аммонийных и нитратных удобрений Φ_{N_2O} на пашне был соответственно в 0.5 и 0.8 раза меньше, чем на пастбищах.

На эмиссию N_2O из почвы оказывает влияние рН среды. Автотрофная нитрификация весьма чувствительна к величине рН почвенной среды. Показано [21], что при рН < 4.0–4.5 в естественных почвах автотрофная нитрификация практически отсутствует. Поэтому при незначительной

продукции нитратов в почве, что происходит в результате низкой активности нитрификации, денитрификация также характеризуется низкой активностью.

Почвенные влажность и температура могут объяснить 74 и 86% вариаций эмиссии N_2O соответственно [26]. Повышение почвенной температуры ведет к увеличению почвенного дыхания, как позитивный ответ усиления микробного метаболизма. Эмиссия N_2O усиливается вслед за повышением почвенного дыхания, и это ведет к снижению содержания кислорода в почвенном воздухе. Но позитивный отклик на температуру может быть сглажен за счет водного стресса, поскольку вода – один из важных факторов, определяющих активность микроорганизмов. Эмиссия N_2O из почвы возрастает вплоть до 37°C, затем интенсивность продукции N_2O снижается. Величины Q_{10} для N_2O варьируют в пределах 1.7–9.3. Температура является важным фактором на границе замерзания–оттаивания почвы и может быть ответственной за 50% от годовой эмиссии N_2O [26].

Физические свойства почв также влияют на величину Φ_{N_2O} . В целом при прочих равных условиях эмиссия N_2O возрастает с утяжелением гранулометрического состава почв. В качестве примера приведем данные по эмиссии N_2O в полевом опыте с применением азотных удобрений в посевах многолетних трав в Шотландии [18]. Почва – тяжелый плохо дренированный суглинок, с содержанием органического углерода 5%. Различные формы азотных удобрений (сульфат аммония, мочевины, аммиачную селитру, кальциевую селитру и жидкий навоз) вносили в 3 приема в течение вегетации и в общей дозе N_{360} . Опыт проводили в течение 2-х лет. Эмиссию N_2O из почвы измеряли еженедельно. В среднем за 2 года потери азота к общей дозе внесенного азота в виде N_2O соответствовали 0.3–0.8%. Эмиссия N_2O на делянках без внесения удобрений (контроль) в среднем составляла всего лишь 0.15 кг/га/год. Если отнести эту величину к минерализованному органическому веществу с $C : N = 12$ и средней величиной гетеротрофного дыхания ≈ 3000 кг С/га, тогда количество минерализованного азота почвы (горизонт 0–20 см) составило бы 250 кг N/га и Φ_{N_2O} мог составить всего лишь 0.06%.

На песчаных почвах [18] Φ_{N_2O} в среднем был равен 0.08, 0.51 и 0.26% от дозы N, соответственно для кальций-аммоний-нитратного удобрения, жидкого навоза и комбинации из этих двух ком-

понентов. А на тяжелой суглинистой почве эти величины были соответственно равны 1.18, 1.21 и 1.69%. В итоге авторы предлагают более гибкую систему оценки территориальной суммарной эмиссии парниковых газов, учитывающей региональные особенности землепользования и гранулометрический состав почв. Это позволит с большей объективностью использовать Φ_{N_2O} в практических рекомендациях по снижению отрицательных последствий эмиссии парниковых газов.

Приемы обработки почв – один из факторов, влияющих на величину эмиссии закиси азота. Вид обработки может быть отнесен к тем факторам, которые оказывают косвенное воздействие на размеры денитрификации в целом и на эмиссию закиси азота в частности. Например, минимальная обработка почвы (*NT*) способствует изменению почвенного профиля в результате накопления в верхних горизонтах большого количества растительных остатков и формирования горизонта A0. Это в свою очередь снижает поверхностное испарение и увеличивает запасы влаги в почвенном профиле, а также снижает температуру почвы. Показано, что минимальная обработка почвы вызывает увеличение численности денитрифицирующих микроорганизмов [20]. Комбинация минимальной обработки почвы и применения азотных удобрений приводит к усилению потерь газообразного азота. Например, Пальма и др. [27] обнаружили в 2 раза большие потери азота удобрений за счет денитрификации при минимальной обработке почвы по сравнению с нормальной пахотой за 90-суточный период. При этом была установлена весьма тесная положительная связь между количеством денитрифицирующих микроорганизмов и газообразными потерями азота.

В работе Крауса и др. [22] на глинистой богатой почве (Швейцария) было показано, что при внесении жидкого навоза в условиях травяно-клеверного пара и минимальной обработки почвы эмиссия N_2O была меньше по сравнению с традиционной пахотой, и Φ_{N_2O} при пахотной системе составил 0.71%, в условиях минимальной обработки – 0.65%. В случае озимой пшеницы не было различий в эмиссии N_2O как при обычной пахоте, так и при *NT*.

В приведенном выше обзоре использованы англоязычные источники, география которых включает, прежде всего, западно-европейские, северо-американские и китайские данные. В мета-анализе данных эмиссии не только приведенных авторов, но и в обзорах других исследователей практически отсутствуют ссылки на работы российских исследователей. Причина – очень

малое количество подобных работ в России. Исключение составляют работы Агрофизического института (С.-Петербург) [9–12, 15, 30, 35, 36].

ОЦЕНКА ЭМИССИИ ЗАКИСИ АЗОТА ИЗ ПАХОТНЫХ ПОЧВ РОССИИ

В работах сотрудников Агрофизического института РАН (С.-Петербург) [9, 12, 30, 36, 37] приведены результаты исследований влияния минеральных и органических удобрений на эмиссию N_2O из почвы. Наблюдения проведены в многолетнем полевом опыте на легкой супесчаной окультуренной почве с содержанием органического углерода 1.8% и на той же унавоженной почве (внесение навоза 700 т/га в течение 10 лет) с $C_{орг} = 2.3\%$. Кумулятивные потоки N_2O за вегетационный период (120 сут) из почвы в контроле без удобрений составляли 247.7 ± 56.7 г N- N_2O /га и 519.7 ± 37.2 г N- N_2O /га, а при внесении минерального удобрения в дозе N90 – 299.9 ± 26.6 г и 583.7 ± 71.2 г N- N_2O /га соответственно [10]. Следовательно, эмиссия N- N_2O за счет внесения одного минерального N-удобрения была всего лишь 52.2 г и 64 г N/га ($299.0 - 247.7 = 52.2$ г N/га и $583.7 - 519.7 = 64$ г N/га) соответственно для почвы без внесения навоза и унавоженной. Тогда Φ_{N_2O} внесенного $N_{мин}$ в дозе 90 кг/га будет в пределах 0.058–0.071%, что гораздо меньше стандарта IPCC, равного 1%. Авторы показали, что эмиссия N_2O из агроземов в различных системах земледелия за все время исследований не превышала 5 мг N_2O -N/га/сут, если почва содержала <10 мг $N_{мин}$ /кг почвы. При внесении зеленых или органических удобрений показатель Φ_{N_2O} не превышал 0.62–0.75% [11]. В другой работе [15], проведенной на той же почве, обогащенной 2-мя дозами навоза (160 и 80 т/га) и в контроле (без навоза) проводили опыты с картофелем и капустой при внесении дополнительно 70–120 кг $N_{мин}$ /га и измеряли кумулятивную эмиссию N_2O за вегетационный период. Авторы установили, что кумулятивный поток N_2O как при внесении дополнительного количества $N_{мин}$ в дозах 70–110 кг/га, так и без его внесения, был практически во всех вариантах одинаковым (N- N_2O , кг/га): без внесения $N_{мин}$ – 0.37 ± 0.08 , 0.45 ± 0.11 , 0.43 ± 0.06 , 0.53 ± 0.07 , 0.34 ± 0.09 , 0.37 ± 0.10 и при внесении $N_{мин}$ в дозах 70–110 кг/га – 0.36 ± 0.05 , 0.42 ± 0.08 , 0.45 ± 0.07 , 0.56 ± 0.08 , 0.36 ± 0.11 , 0.60 ± 0.12 . Приведенные данные свидетельствуют, что различия в эмиссии N_2O не наблюдали между вариантами как с внесением минерального азотного удобрения, так и без него. Объяснение такого яв-

ления кроется, по-видимому, в продолжающемся довольно высоком последствии больших доз внесенного навоза, который, возможно, определял и перекрывал в значительной степени эмиссию N_2O из минеральных азотных удобрений. Следует добавить, опыт проводили с пропашными культурами при достаточном увлажнении, что способствовало более высокой минерализации легкоразлагаемых азотсодержащих органических соединений оставшегося в почве навоза.

Как было показано выше, основным вкладом в эмиссию закиси азота из почв является применение всех видов азотсодержащих минеральных и органических удобрений, а также различных отходов органического происхождения. Весьма интересным является факт, что по усредненным мировым показателям для всех видов удобрений ЭФ_{N_2O} приближается к 1% от количества, внесенного в почву азота. Этот коэффициент принят ИРСС за стандарт в 2006 г. и в последнем обновлении методики расчетов эмиссии парниковых газов в 2019 г. подтвержден ИРСС на прежнем уровне [38]. В новом стандарте допускается корректировка этого коэффициента в зависимости от климатических условий. Для условий влажного климата умеренного и бореального поясов (коэффициент увлажнения >1) за стандарт принимают $\text{ЭФ}_{N_2O} = 1.6\%$ от внесенного в почву количества N минеральных удобрений. Для других источников азота принимают $\text{ЭФ}_{N_2O} = 0.6\%$. В условиях недостаточного увлажнения (коэффициент увлажнения <1) для всех источников азота принимают $\text{ЭФ}_{N_2O} = 0.5\%$. Судя по проанализированному литературному материалу, следует отметить, что для предлагаемой ИРСС градации недостаточно оснований.

Кадастровая оценка эмиссий парниковых газов для пахотных угодий в РФ использует постоянно меняющиеся посевные площади сельскохозяйственных культур. За последние 25 лет произошло перераспределение пахотных угодий страны. По определению Люри и сотр. [39–41], для современного земледелия характерно динамическое изменение рядов площадей аграрных угодий в регионах России. Авторами [40] для анализа был выбран параметр “площадь посевов”, т.к. параметры “площадь сельскохозяйственных угодий” и “площадь пашен” являются элементами земельной статистики, инвентаризация которых происходит редко. В то время как данные о посевных площадях — это ежегодные отчеты сельскохозяйственных предприятий, отражающие фактическую ситуацию. Кроме того, следует принимать во внимание гидротермические усло-

вия расположения пахотных угодий. Сочетание достаточной теплообеспеченности (сумма температур $>10^\circ = >2500^\circ$) с удовлетворительным увлажнением (коэффициент увлажнения >0.75) наблюдается только на 1% территории земельных угодий России [42].

Еще один показатель, который должны принимать во внимание — это доля удобряемой площади. Площадь пашни, на которой вносили минеральные азотные удобрения за последние 18 лет, составляла 21 600–47 200 тыс. га [43]. Внесение минеральных азотных удобрений в среднем на 1 га удобряемой пашни за период 2000–2018 гг. находилось на уровне 26.5–32.4 кг $N/га$ [43]. Внесение органических удобрений за этот же период осуществлялось лишь на 3–9% от общей площади посевов и составляло в пересчете на общий азот 35.0–206.0 кг $N/га/год$. Величина 206 кг $N/га$ относится к 2000 г., значительно выделяется из общего ряда доз органического азота, внесенного в период 2000–2018 гг. и никак не объясняется. При этом, следует отметить, что имелись существенные различия в дозах внесения как минеральных, так и органических удобрений в зависимости от возделываемых культур. Например, сахарную свеклу, овощные и картофель удобряли значительно больше, чем другие культуры [43].

Пример расчета эмиссии N_2O из пахотных почв РФ при внесении азотных удобрений. В обзорах [17, 19, 23, 26, 32, 44] показаны основные факторы, влияющие на эмиссию N_2O из почв. В число этих факторов входят формы, виды и дозы минеральных и органических удобрений, технологии земледелия, почвенно-климатические условия и др. Среди перечисленных одним из главных факторов, определяющих величину ЭФ_{N_2O} , который необходимо учитывать при составлении региональных кадастров эмиссии парниковых газов, является учет зависимости ЭФ_{N_2O} от количества вносимого в почву азота. В качестве примера может служить работа Щербака и др. [32], четко показавшая эту зависимость. Авторами выполнен мета-анализ данных, полученных на основе полевых исследований, включивших 84 местности, 233 опыто-лет, с не менее чем 3-мя уровнями применения N -удобрений и сделанных более 1000 измерений эмиссии N_2O . В условиях данного исследования усредненный ЭФ_{N_2O} определен в среднем в размере $\approx 0.9\%$. Эта величина являлась средней для всех видов удобрений, среди которых при внесении синтетических (минеральных) азотных удобрений ЭФ_{N_2O} равен 1.0%, органических (навоз) — 0.8% [32]. Авторы установили, что

Таблица 2. Основные показатели состояния баланса азота в земледелии России за период 1992–2016 гг.

В среднем в год за период	Вынос азота урожаями основных сельскохозяй- ственных культур	Внесение азота со всеми видами удобрений на всех посевных площадях	Баланс азота	Возмещение выноса азота урожаями внесе- нием 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
На 1 га посевов (всего N, кг/га за 25 лет)	1145	352	–792	30.7
N, кг/га/год	45.8	14.1	–31.7	30.7

для большинства культур ответ эмиссии N_2O на увеличение дозы минерального N-удобрения рос значительно быстрее, чем линейное повышение дозы N. Было также замечено, что прибавка $\Delta\Phi_{N_2O}$ ($\Delta\Phi_{N_2O}$) с дозой N была более выраженной для почв с содержанием $C_{орг} > 1.5\%$ и $pH < 7.0$, и если удобрения применяли в один прием. Общий тренд экспоненциального увеличения $\Delta\Phi_{N_2O}$ совпадал с применением N-удобрения в количестве, явно превышающем потребность растений в азоте. В интервале доз азота 150–200 кг/га Φ_{N_2O} был равен 1% и совпадал со стандартом IPCC. Но если дозы азота возрастали до 300 кг/га, то Φ_{N_2O} возрастал на 25% по сравнению со стандартом IPCC. Для культур, не получавших достаточного количества азота, т.е. ≤ 50 кг N/га $\Delta\Phi_{N_2O}$ снижался на 25%. Это значит, что, если используют стандарт IPCC для вычисления эмиссионного фактора в условиях применения небольших доз (до 100 кг N/га), расчеты эмиссии N_2O будут значительно завышены, а при внесении 200–300 кг N/га – значительно занижены. На основе большого объема систематизированного экспериментального материала авторы работы [32] разработали модель расчета $\Delta\Phi_{N_2O}$ для установления эмиссии N_2O в зависимости от дозы минерального N-удобрения:

$$\Delta\Phi_{N_2O} = (0.001N[6.49 + 0.0187N]),$$

где $\Delta\Phi_{N_2O}$ – приращение эмиссии N- N_2O (кг/га), N – доза удобрения (кг/га).

Модель [32], предложенная для расчетов Φ_{N_2O} , является более гибкой в смысле учета вносимых доз азота, а отсюда и более объективной, чем стандарт IPCC [38, 45], который построен на

“прямолинейном отношении эмиссия N_2O : доза N”. Кроме того, коэффициент IPCC одинаков для всех источников азота, будь то азот самой почвы, азот растительных остатков или различные азотсодержащие удобрения. Объективность модели Щербака и др. [32] подтверждена аналогичными исследованиями [36]. Кроме того, в обзорах [17, 23, 44] стандарт IPCC [37, 39] подвергается критике.

В наших расчетах эмиссии N_2O и $\Delta\Phi_{N_2O}$ на пахотных угодьях РФ были взяты данные Росстата [43] по посевным площадям сельскохозяйственных культур и применению удобрений за последние 25 лет. Земледелие в эти годы характеризовалось остродефицитным балансом азота, т.е. в пересчете на 1 га посевов вынос азота урожаями в течение 25 лет превышал его внесение более чем на 30% (табл. 2) [4]. Это означает, что значительная доля урожая формировалась за счет минерализованного азота почвы. При такой ситуации, очевидно, остаточные количества подвижного азота удобрения в почве и его дальнейшие потери как за счет денитрификации, так и вымывания нитратов, должны быть ничтожно малы.

Если посмотреть дозы азота, которые вносили под посевы сельскохозяйственных культур за рассматриваемый период на пахотных угодьях России (табл. 3), то они находятся на нижнем пределе величины Φ_{N_2O} , который отмечен в различных обзорах эмиссии N_2O , включая и стандарты IPCC. При дефицитном балансе азота эмиссионный фактор зависит, прежде всего, от условий увлажнения. В документе IPCC от 2019 г. [38] допускается дифференциация стандартных величин Φ_{N_2O} в зависимости от климатических условий: умеренного и бореального поясов (при ко-

Таблица 3. Расчетные данные эмиссии N₂O в посевах зерновых культур (кроме кукурузы и риса), удобренных азотом* (за период 2000–2018 гг.)

Годы	Удобряемая азотом площадь**, тыс. га	N, кг/га/год	Внесено N _{удобр.} под посевы зерновых культур, тыс. т	Эмиссия N-N ₂ O***, кг/га/год	ЭФ _{N₂O}	Эмиссия N-N ₂ O, т/год
2000	12 307	10.0	123.1	0.066	0.66	812
2005	13 949	15.0	209.2	0.101	0.67	1409
2010	18 145	20.0	362.9	0.137	0.68	2486
2015	22 372	22.0	492.2	0.151	0.68	3378
2018	27 340	30.0	820.2	0.212	0.70	5796

*Сумма минерального и органического азота.

** Данные Росстата (2019 г.).

***Вычислено по модели Щербака (пояснения в тексте).

эффиценте увлажнения >1) за стандарт принимается $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}} = 1.6\%$ от внесенного в почву количества N минеральных удобрений. Для других источников азота (пожнивные остатки, почвенный органический азот) принимается $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}} = 0.6\%$. В условиях недостаточного увлажнения (коэффициент увлажнения <1) для всех источников азота принимается $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}} = 0.5\%$.

Модель Щербака и др. [32] была построена на данных эмиссии N₂O из почв под посевами суходольных зерновых культур с применением азотных удобрений в интервале доз 0–300 кг N/га. Как видно из табл. 3, дозы N, которые вносили под посевы зерновых РФ изменялись в интервале 10.0–30.0 кг/га. Расчет эмиссии N-N₂O по модели [32] дает результат 0.066–0.212 кг/га. Эмиссионный фактор за счет применения минеральных азотных удобрений под зерновые культуры оказался при этом в среднем за почти 20-летний период в интервале 0.66–0.70 и значительно более низким, чем тот, который использовали для расчетов кадастра парниковых газов по методике МГЭИК [46, 47].

Зерновые культуры занимают максимальную посевную площадь страны, составляя за последние 25 лет 54–59% от общей площади посевов всех культур [43], а применение минеральных удобрений происходило лишь на 27–59% площади от общих посевов зерновых [43]. Правда, в последние годы в РФ происходит расширение удобряемых площадей сельскохозяйственных культур, включая и зерновые.

Другими культурами по суммарному размеру посевных площадей с применением удобрений являются картофель, сахарная свекла и овощные культуры. Эти же культуры возделывают при гораздо более высоком, чем зерновые, применении азотных и органических удобрений (табл. 4). Од-

нако доля органических удобрений в составе применяемых удобрений очень неравномерна в зависимости от культуры. Например, под сахарную свеклу вносят $<10\%$ азота в виде навоза. Применение органики под эту культуру остается крайне низким и продолжает снижаться по сравнению с началом 2000-х годов. Более высокие дозы органического азота вносят под картофель, составляя в среднем за последние годы $\approx 30\%$. Под овощные культуры доля органического азота составляет в среднем по годам $\approx 22\%$. В этих условиях определяющим фактором эмиссии закиси азота из почв будут минеральные азотные удобрения, поскольку N_{мин} сразу после внесения в почву “готов” к использованию нитрифицирующими и денитрифицирующими организмами. Внесенный органический азот должен пройти стадию минерализации, а затем уже подвергнуться нитрификации и денитрификации. В данном случае можем допустить, что величина $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}}$ в почве при таком соотношении внесенного минерального и органического азота будет зависеть в большей степени от суммарного количества внесенного азота. Поэтому мы сочли возможным для расчета $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}}$ с определенной долей условности и для пропашных культур использовать модель Щербака и др. [32].

Как видно, в отличие от зерновых культур, получающих гораздо меньше азота, в случае с пропашными культурами эмиссионный фактор гораздо больше. В табл. 4 сгруппированы данные по величине эмиссионного фактора и общей эмиссии N₂O при возделывании основных пропашных культур. Наиболее высокий $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}}$ показан для картофеля, но и внесение азота под эту культуру больше, чем под другие. В посевах сахарной свеклы и овощных культур $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}}$ довольно близок. В целом $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}}$ гораздо больше зависит от дозы

Таблица 4. Пропашные культуры, удобряемые минеральными и органическими удобрениями в земледелии РФ за период 2000–2018 гг.* и расчетный эмиссионный фактор**

Годы	Показатель	Свекла сахарная	Картофель	Овоще-бахчевые
2000	Площадь, тыс. га	805	2834	744
	N _{мин} , кг/га	60	78.0	42.0
	N _{орг} , кг/га	9	135	35
	Всего N _{мин+орг} , кг/га	69	213	77
	ЭФ _{N₂O}	0.54	2.26	0.61
2005	Площадь, тыс. га	799	2277	641
	N _{мин} , кг/га	126	90.0	57.0
	N _{орг} , кг/га	11.5	80	25
	Всего N _{мин+орг} , кг/га	137.5	170	82
	ЭФ _{N₂O}	1.24	1.64	0.65
2010	Площадь, тыс. га	1159	1948	603
	N _{мин} , кг/га	138	132.0	90.0
	N _{орг} , кг/га	10	45	15
	Всего N _{мин+орг} , кг/га	148	177	105
	ЭФ _{N₂O}	1.37	1.73	0.88
2015	Площадь, тыс. га	1021	1562	563
	N _{мин} , кг/га	137	164	83.0
	N _{орг} , кг/га	11	30	20
	Всего N _{мин+орг} , кг/га	147	194	103
	ЭФ _{N₂O}	1.36	1.96	0.86
2018	Площадь, тыс. га	1127	1325	526
	N _{мин} , кг/га	152	187.0	94.0
	N _{орг} , кг/га	11	25	10
	Всего N _{мин+орг} , кг/га	162	212	104
	ЭФ _{N₂O}	1.54	2.20	0.87
ЭФ _{N₂O} (средние за 2000–2018 гг.)		0.93	1.96	0.77

*Данные Росстата (2019 г.).

** Рассчитан по модели Шербака (2014 г.).

применяемых азотсодержащих удобрений, чем от вида возделываемой культуры.

ОБСУЖДЕНИЕ И ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Аналитический обзор ключевой литературы по глобальной проблеме эмиссии закиси азота показал следующее. Если усиление концентрации углекислого газа и метана связано с развитием энергетики, и выброс этих газов можно контролировать за счет перехода на другие виды энергии (атомную энергию, гидроэнергию, ветровую и др.), а высококонцентрированные промышленные выбросы CO₂ могут утилизироваться

химическим путем в устойчивые, малоактивные формы или, в конечном итоге, захораниваться на океанскую глубину, то ограничение выбросов закиси азота – безусловно более сложная задача. Применение ингибиторов нитрификации или уреазной активности – это всего лишь откладывание на сравнительно небольшое время мобилизации оставшегося в почве азота удобрений. Через какое-то время этот азот будет вновь вовлечен в процессы нитрификации и денитрификации – таков общий закон круговорота азота.

Уменьшение эмиссии N₂O путем сдерживания роста применения азотных удобрений скажется на ограничении производства продуктов пита-

ния. Сейчас и в обозримом будущем именно сельскохозяйственное производство является и будет являться незаменимым производителем продуктов питания для человека. Ограничение применения азотных удобрений в сельскохозяйственном производстве при одновременном естественном сокращении удобных для возделывания земель будет грозить человечеству нарастанием дефицита продовольствия. Отсюда разумное регулирование применения синтетического и биологического азота является лишь паллиативом, и радикальное решение проблемы пока не просматривается.

Следует внимательнее присмотреться к предлагаемым приемам секвестирования атмосферной углекислоты. С одной стороны, связывание CO_2 в органическое вещество почвы на какой-то срок (десятилетия или даже на столетия) выводит CO_2 из атмосферы, но, с другой, обогащение почвы органическим углеродом активизирует дыхание почвенной биоты и понижает концентрацию кислорода в почвенном воздухе. Снижение кислорода в почве провоцирует усиление процесса денитрификации. Работами китайских исследователей показано [34], что многолетнее применение компоста не только увеличило содержание органического углерода в почве на 152%, но и увеличило эмиссию N_2O на 106%. Принимая во внимание, что ППП закиси азота в 298 раз больше, чем CO_2 , то оказывается, что эффект от секвестирования углерода с целью снижения ППП почти полностью нивелируется дополнительными выбросами из почвы N_2O . Таким образом, обогащение почвы органическим углеродом не всегда благоприятствует целям сокращения выбросов парниковых газов в земледелии.

Проблема точной оценки выбросов закиси азота в атмосферу еще далека до своего разрешения. Причина – недостаточное количество экспериментальных исследований *in situ*, дороговизна аналитического оборудования. Многие регионы Земли практически не охвачены мониторингом эмиссии закиси азота, включая обширные территории России. Наиболее продвинутыми в решении проблемы закиси азота являются европейские и северо-американские страны. Широким охватом идут исследования в Китае.

Сбором информации о парниковых газах и ее обработкой в мировом масштабе занимается МГЭИК, данные которой представляют собой совокупность национальных кадастров инвентаризации парниковых газов, которые выполнены по единой методике.

В соответствии с обязательствами по выполнению Рамочной конвенции ООН об изменении

климата, Киотского протокола и Парижского соглашения по климату Российская Федерация регулярно представляет в МГЭИК “Национальные доклады о кадастре антропогенных выбросов и абсорбции парниковых газов” [47]. Руководящие принципы национальных инвентаризаций парниковых газов разработаны МГЭИК по поручению Рамочной конвенции ООН об изменении климата [46]. Однако оценки эмиссий парниковых газов, получаемые МГЭИК и ФАО, в значительной степени генерализованы. Причина – крайняя недостаточность экспериментальных данных в большинстве регионов. Представляемые Россией в МГЭИК национальные кадастры парниковых газов, включая данные эмиссии N_2O , основываются исключительно на данных, полученных расчетным путем с использованием статистической информации и пересчетных коэффициентов эмиссионных факторов, которые рекомендует МГЭИК. Поскольку по территории России имеются весьма ограниченные данные эмиссии N_2O , то МГЭИК предлагает в расчетах использовать по умолчанию коэффициенты, полученные в основном для условий Западно-европейских стран с умеренным климатом.

Сбором данных эмиссии парниковых газов в сельскохозяйственном производстве занимается также ФАО. Но данные ФАО эмиссий газов также являются весьма ориентировочными [2]. Например, согласно этим данным, за 2005–2017 гг. эмиссию N_2O при применении азотных удобрений рассчитывали, исходя из единой величины эмиссионного фактора, равного 1.33% (допускается, что из каждого кг азота, внесенного с минеральными и органическими удобрениями в почву, выделяется в атмосферу 0.0133 кг $\text{N-N}_2\text{O}$ или 1.33% от количества внесенного азота). Это означает, что для стран, находящихся в весьма контрастных природно-климатических условиях (например, Индия, Китай, Франция, Германия, Финляндия, РФ и другие страны), принимается одинаковое допущение, что трансформация всех видов удобрений совершенно одинакова во всех типах почв. Однако, как показано выше в обзоре, существует большая вариация эмиссии N_2O и величины $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}}$ в зависимости от доз и форм азотных и органических удобрений, почвенно-климатических условий, приемов земледелия, выращиваемых культур и многих других факторов. Экстраполяция данных, полученных в странах Западной Европы, для условий России не всегда приемлема, поскольку почвенно-климатические условия страны весьма разнообразны [1, 2, 9, 10, 13, 15, 19–28, 31, 32, 34, 36, 44, 48–50].

Значительные площади почвенного покрова в северо-, средне- и южно-таежной зонах имеют невысокое плодородие, характеризуются кислой реакцией среды. В целом $\approx 75\%$ земельных ресурсов страны находится в пределах холодного пояса и малообеспеченных теплом горных областей. В степной и сухостепной зонах с недостаточным увлажнением площади пахотных угодий России составляют $\approx 15\%$ [42]. Для большинства регионов, в которых ведется сельскохозяйственное производство, продолжительность безморозного периода гораздо короче, и как следствие продуктивность всех микробиологических процессов азотного цикла в почвах в абсолютных величинах меньше, чем в почвах Западной Европы.

С конца 1990-х–начала 2000-х гг. IPCC приняла стандартную величину для $\Phi_{N_2O} = 1\%$. Эта величина применяется не только для расчетов эмиссии N_2O из почвы при внесении в нее всех видов и доз азотосодержащих удобрений, но и различных растительных остатков, других азотосодержащих материалов, минерализованного азота самой почвы независимо от почвенно-климатических условий и типов земледелия [45]. В пересмотренном варианте 2019 г. [38] руководящих указаний IPCC величина $\Phi_{N_2O} = 1\%$ была подтверждена для дальнейшего использования несмотря на то что эта величина подвергается критике со стороны многих исследователей. Мы уже рассматривали более гибкий подход к расчету Φ_{N_2O} с учетом интервала доз азотных удобрений [32]. Однако в руководствах IPCC в глобальном масштабе принята более высокая величина $\Phi_{N_2O} = 1.25\%$ [46].

Из приведенного обзора работ по эмиссии N_2O можно сделать заключение, что стандартные величины Φ_{N_2O} (IPCC, МГЭИК и ФАО), используемые для глобальных расчетов ППП, заведомо больше по сравнению с фактически получаемыми многочисленными данными в различных регионах мира.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Senbayrama M., Chenc R., Budaid A., Bakkend L., Ditterb K.* N_2O emission and the $N_2O/(N_2O + N_2)$ product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations // *Agricult. Ecosyst. Environ.* 2012. V. 147. P. 4–12.
2. FAO Stat. 2019. http://faostat.fao.org/stat-ic/syb/syb_5000.pdf
3. World fertilizer trends and outlook to 2018. Rome: FAO, 2015. 66 p.
4. *Кудеяров В.Н.* Агрогеохимические циклы углерода и азота в современном земледелии России // *Агрохимия*. 2019. № 12. С. 3–14.
5. United Nations: World Population Prospects 2019: Department of Economic and Social Affairs Population Dynamics.
6. *Speir T.W., Kettles H.A., More R.D.* Aerobic emissions of N_2O and N_2 from soil cores: measurement procedures using ^{13}N -labelled NO_3^- and NH_4^+ // *Soil Biol. Biochem.* 1995. V. 27. P. 1289–1298.
7. *Мухина И.М., Рижия Е.Я., Бучкина Н.П.* Влияние биоугля на индикаторы качества дерново-подзолистой супесчаной почвы разной степени окультуренности // Научно-технический прогресс в сельскохозяйственном производстве. Мат-лы Международ. научн.-техн. конф. Минск: Изд-во Беларуская навука, 2019. С. 150–154.
8. *Мухина И.М., Рижия Е.Я., Бучкина Н.П.* Влияние биоугля на индикаторы качества дерново-подзолистой супесчаной почвы // *Перспективы и технологии развития естественных и математических наук*. Н. Новгород, 2019. Вып. IV. С. 24–25.
9. *Рижия Е.Я., Бучкина Н.П., Мухина И.М., Белинец А.С., Балашов Е.В.* Влияние биоугля на свойства образцов дерново-подзолистой супесчаной почвы с разной степенью окультуренности (лабораторный эксперимент) // *Почвоведение*. 2015. № 2. С. 211–220.
10. *Рижия Е.Я., Бучкина Н.П., Мухина И.М., Балашов Е.В.* Многолетний мониторинг прямой эмиссии закиси азота из дерново-подзолистых почв // Тенденции развития агрофизики: от актуальных проблем земледелия и растениеводства к технологиям будущего. Мат-лы II Международ. научн. конф., посвящ. памяти акад. Е.И. Ермакова. СПб.: АФИ РАН, 2019. С. 117–122.
11. *Рижия Е.Я., Мухина И.М., Бучкина Н.П., Балашов Е.В.* Управление прямой эмиссией закиси азота в системах земледелия // Реализация методологических и методических идей профессора Б.А. Доспехова в совершенствовании адаптивно-ландшафтных систем земледелия. М.: РГАУ–МСХА им. К.А. Тимирязева, 2017. С. 190–194.
12. *Buchkina N.P., Balashov E.V., Rizhiya E.Y., Smith K.A.* Nitrous oxide emissions from a light-textured arable soil of North-Western Russia: Effects of crops, fertilizers, manures and climate parameters // *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 2010. V. 87. № 3. P. 429–442. <https://doi.org/10.1007/s10705-010-9349-5>
13. *Baresel C., Andersson S., Yang J., Andersen M.H.* Comparison of nitrous oxide (N_2O) emissions calculations at a Swedish wastewater treatment plant based on water concentrations versus off-gas concentrations // *Adv. Climat. Change Res.* 2016. V. 7. P. 185–191.
14. *Bin-feng S., Hong Z., Yi-zhong L., Fei L., Xiao-ke W.* The effects of nitrogen fertilizer application on methane and nitrous oxide emission/uptake in Chinese croplands // *J. Integrat. Agricult.* 2016. V. 15 (2). P. 440–450.
15. *Buchkina N.P., Rizhiya E.Y., Pavlik S.V., Balashov E.V.* Soil physical properties and nitrous oxide emission from agricultural soils // *Adv. Agrophys. Res.* 2013. P. 193–220.

16. CAST (Council for Agricultural Science and Technology), "Effect of Increased Nitrogen Fixation on Stratospheric Ozone," Iowa, 1976. Rep. № 53.
17. Charles A., Rochette P., Whalen J.K., Angers D.A., Chantigny M.H., Bertrand N. Global nitrous oxide emission factors from agricultural soils after addition of organic amendments: A meta-analysis // *Agricult. Ecosyst. Environ.* 2017. V. 236. P. 88–98.
18. Clayton H., McTaggart I.P., Parker J., Swan L., Smith K.A. Nitrous oxide emissions from fertilized grassland: A 2-year study of the effects of N fertilizer form and environmental conditions // *Biol. Fertil. Soils.* 1997. V. 25. P. 252–260.
19. Ding W., Luo J., Li J., Yu H., Fan J., Liu D. Effect of long-term compost and inorganic fertilizer application on background N₂O and fertilizer-induced N₂O emissions from an intensively cultivated soil // *Sci. Total Environ.* 2013. V. 465. P. 115–124.
20. Doran J.W. Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1980. V. 44. P. 765–771.
21. Duggin J.A. Autotrophic and heterotrophic nitrification in response to clearcutting northern hardwood forest // *Soil Biol. Biochem.* 1991. V. 23. P. 779–787.
22. Krauss M., Ruser R., Müller T., Hansen S., Mäder P., Gattinger A. Impact of reduced tillage on greenhouse gas emissions and soil carbon stocks in an organic grass-clover ley winter wheat cropping sequence // *Agricult. Ecosyst. Environ.* 2017. V. 239. P. 324–333.
23. Lesschen J.P., Velthof G.L., Wim de Vries, Kros J. Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils // *Environ. Pollut.* 2011. V. 159. P. 3215–3222.
24. Marco A., Esposito F., Berg B., Giordano M., Virzo A. De Santo. Soil C and N sequestration in organic and mineral layers of two coeval forest stands implanted on pyroclastic material (Mount Vesuvius, South Italy) // *Geoderma.* 2013. V. 209–210. P. 128–135. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.06.011>
25. Miao Y., Stewart B.A., Zhang F. Long-term experiments for sustainable nutrient management in China. A review // *Agron. Sustain. Develop.* Springer Verlag/EDP Sciences/INRA. 2011. V. 31. P. 397–414. <https://doi.org/10.1051/agro/2010034>
26. Oertel C., Matschullat J., Zurba K., Zimmermann F., Erasmí S. Greenhouse gas emissions from soils – A review // *Chemie der Erde.* 2016. V. 76. P. 327–352.
27. Palma R.M., Rímolo M., Saubidet M.I., Conti M.E. Influence of tillage system on denitrification in maize-cropped soils // *Biol. Fertil. Soils.* 1997. V. 25. P. 142–146.
28. Rapson T.D., Dacres H. Analytical techniques for measuring nitrous oxide (Review) // *Trends Analyt. Chem.* 2014. V. 54. P. 65–74.
29. Rashti M.R., Wang W.J., Chen C.R., Reeves S.H., Scheer C. Assessment of N₂O emissions from a fertilized vegetable cropping soil under different plant residue management strategies using ¹⁵N tracing techniques // *Sci. Total Environ.* 2017. V. 598. P. 479–487.
30. Rizhiya E.Y., Mukhina I.M., Balashov E.V., Šimansky V., Buchkina N.P. Effect of biochar on N₂O emission, crop yield and properties of Stagnic Luvisol in a field experiment // *Zemdirbyste-Agriculture.* 2019. V. 106. № 4. P. 297–306.
31. Shan J., Yan X. Effects of crop residue returning on nitrous oxide emissions in agricultural soils // *Atmospher. Environ.* 2013. V. 71. P. 170–175.
32. Shcherbak I., Millar N., Robertson G.P. Global meta-analysis of nonlinear response of soil nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer nitrogen // *PNAS.* 2014. June 24. V. 111. № 25. P. 9199–9204.
33. Klemetsson L., Klemetsson A.K., Moldan F. Nitrous oxide emission from Swedish forest soils in relation to liming and simulated increased N-deposition. // *Biol. Fertil. Soils.* 1997. V. 25. P. 290–295.
34. Gu J., Yuan M., Liu J., Hao Y., Zhou Y., Qu D., Yang X. Trade-off between soil organic carbon sequestration and nitrous oxide emissions from winter wheat-summer maize rotations: Implication of a 25-year fertilization experiment in Northwestern China // *Sci. Total Environ.* 2017. V. 595. P. 371–379.
35. Мухина И.М., Рижия Е.Я., Бучкина Н.П. Влияние биоугля на эмиссию закиси азота из дерново-подзолистой супесчаной почвы разной степени окультуренности // Научно-технический прогресс в сельскохозйственном производстве. Мат-лы Международ. научн.-техн. конф. Минск: Изд-во Беларуская навука, 2019. С. 150–154.
36. Рижия Е.Я., Бойцова Л.В., Бучкина Н.П., Панова Г.Г. Влияние пожнивных остатков с различным отношением C/N на эмиссию закиси азота из дерново-подзолистой супесчаной почвы // *Почвоведение.* 2011. № 10. С. 1251–1259.
37. Зинченко С.И., Зинченко М.К., Бучкина Н.П., Рижия А.Я. Экологическая оценка влияния приемов основной обработки в агроэкосистемах на биологические свойства серой лесной почвы // Сб. докл. Всерос. научн.-практ. конф. ГНУ ВНИИЗиЗПЭ, 10–12 сентября 2014 г. Курск, 2014. С. 127–133.
38. IPCC 2019. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories / Eds. Calvo Buendia E., Tanabe K., Kranjc A., Baasansuren J., Fukuda M., Ngarize S., Osako A., Pyrozhenko Y., Shermanau P., Federici S. Published: Switzerland: IPCC, 2019.
39. Люри Д.И., Горячкин С.В., Караваева Н.А., Денисенко Е.А., Нефедова Т.Г. Динамика сельскохозяйственных земель России в XX в. и постагрогенное восстановление растительности и почв. М.: ГЕОС, 2010. 416 с.
40. Люри Д.И., Некрич А.С., Карелин Д.В. Изменение пахотных площадей в России в 1990–2015 гг. и почвенная эмиссия диоксида углерода // *Вестн. МГУ. Сер. 5, географ.* 2018. № 3. С. 70–76.
41. Некрич А.С., Люри Д.И. Изменения динамики аграрных угодий России в 1990–2014 гг. // *Изв. РАН. Сер. географ.* 2019. № 3. С. 64–77.
42. Единый государственный реестр почвенных ресурсов России // Верс. 1.0. Коллект. монограф. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2014. 768 с.
43. Россия в цифрах. 2019. Кратк. статист. сб. // М.: Росстат, 2019. 549 с.
44. H'enault C., Grosseil A., Mary B., Roussel M. and L'eonard J. Nitrous oxide emission by agricultural soils: A

- Review of spatial and temporal variability for mitigation // *Pedosphere*. 2012. V. 22 (4). P. 426–433.
45. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Switzerland, Geneva: IPCC, 2014.
46. МГЭИК, Межправительственная группа экспертов по изменению климата // Руководящие указания по эффективной практике для землепользования, изменений в землепользовании и лесного хозяйства // Ред. Д. Пенман, М. Гитарский, Т. Хираиши, Т. Крюг, Д. Крюгер, Р. Пипатти, Л. Бундиа, К. Мива, Т. Нгара, К. Танабе, Ф. Вагнер. Опубл. Всемирной Метеорологической Организацией для МГЭИК. Отпечатано в Швейцарии. 2006. 649 с.
47. Национальный доклад “О Кадастре антропогенных выбросов из источников и абсорбции поглотителями парниковых газов, не регулируемых Монреальским протоколом за 1990–2009 гг.”. Ч. 1. М., 2011.
48. Forster P.V., Ramaswamy P., Artaxo T., Bernsten R., Betts D.W., Fahey J., Haywood J., Lean D.C., Lowe G., Myhre J., Nganga R., Prinn G., Raga M., Schulz, Van Dorland R. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing // *Climate change: The Physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change* // Cambridge, United Kingdom and N.Y., USA: Cambridge University Press, 2007.
49. Han Z., Walter M.T., Drinkwater L.E. Impact of cover cropping and landscape positions on nitrous oxide emissions in northeastern US agroecosystems // *Agricult. Ecosyst. Environ.* 2017. V. 245. P. 124–134.
50. Hoben J.P., Gehl R.J., Millar N., Grace P.R., Robertson G.P. Nonlinear nitrous oxide (N₂O) response to nitrogen fertilizer in on-farm corn crops of the US Midwest // *Glob. Change Biol.* 2011. V. 17. № 2. P. 1140–1152.

Nitrous Oxide Emission Factor from Russian Arable Soils at the Fertilizers Application

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

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

^b *All-Russian Scientific Research Institute of Phytopathology
Institute ul., vlad. 5, Moscow region, Odintsovo district, r.p. Bolshye Vyazemy 143050, Russia*

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

Nitrogen of the mineral fertilizers and organic amendments are being applied on the fields easily includes in the soil nitrogen biogeochemical cycle and contribute to the N₂O emission to the atmosphere. To evaluate the regional agricultural soils contributions to the total Word emissions of greenhouse gasses the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) recommend to use emission factors (EF_{N₂O}) for calculations of national N₂O inventories. The EF_{N₂O} value depends on many factors: soil-climatic conditions, mineral fertilizer type, organic amendments, agricultural crop systems, and others. Nevertheless, default IPCC EF_{N₂O} do not take into account differences between various N inputs to the soils and environmental conditions. The data on N₂O emissions in the field conditions of Russia are very much restricted, and national N₂O inventories are calculated accordingly IPCC Guidelines. IPCC EF_{N₂O} are not good appropriate because very wide range of soil-climatic and environmental conditions in the Russia. We shall attempt to calculate EF_{N₂O} at the fertilization of cereal and till crops on the base of literature and statistical data. Average EF_{N₂O} for cereals was in range 0.66–0.70% and for till crops – 0.77–1.96.

Key words: nitrous oxide, greenhouse gasses, nitrogen fertilizers, emission factor, nitrification, denitrification.