

УДК 631.813.4:631.342.4:631.872

ГАЗООБРАЗНЫЕ ПОТЕРИ АЗОТА ПРИ СОВМЕСТНОМ ИСПОЛЬЗОВАНИИ АММИАЧНОЙ СЕЛИТРЫ И РАСТИТЕЛЬНЫХ ОСТАТКОВ

В. В. КИДИН, А. М. ПЕТРОВА, С. П. ТОРШИН

(Кафедра агрономической и биологической химии)

В условиях модельных лабораторных опытов изучался газовый состав надпочвенной атмосферы при инкубировании дерново-подзолистой почвы с растительными остатками на фоне разных доз NH_4NO_3 . Установлена зависимость микробиологической активности почвы от качества растительных остатков. Размер и состав газообразных потерь азота варьировали в широких пределах в зависимости от дозы аммиачной селитры и качества растительных остатков.

Интенсификация земледелия неразрывно связана с глубоким, всесторонним изучением путей превращения органических и минеральных удобрений, в том числе азотных.

Систематическое применение органических и азотных удобрений является необходимым условием повышения гумусированности почв и улучшения их агрофизических и агрохимических свойств [2, 3, 11]. В то же время многочисленные исследования, проведенные в нашей стране [1, 9, 10, 16] и за рубежом [17, 20—23, 26], показали, что внесение органических удобрений и заплата растительных остатков приводят к значительному повышению активности почвенных микроорганизмов, в результате потери азота удобрений вследствие денитрификации могут возрастать не только на переувлажненных, но и на пахотных, хорошо аэрируемых почвах. Увеличение газообразных потерь азота из хорошо аэрируемых почв при внесении органических удобрений связано с образованием большого количества анаэробных микростроек, в которых создаются интенсивно восстановительные условия и происходит редукция нитратов, при этом образуется N_2O и молекулярный азот [4, 6, 7, 17, 24]. Однако при совместном применении азотных удобрений и растительных остатков газообразные потери азота из почвы не всегда увеличиваются. Так, в работах ряда авторов отмечается [13—15], что при внесении в почву соломы снижаются потери азота удобрений и значительно повышается количество иммобилизованного азота в почве, а при совместном внесении зеленой массы растений и азотных удобрений, наоборот, увеличиваются газообразные потери азота и снижается количество азота, закрепленного в органической форме.

Вопрос о влиянии почвенного плодородия, химического состава органических, минеральных удобрений и растительных остатков на процессы иммобилизации и денитрификации азота в почве в настоящее время широко дискутируется. Несмотря на достаточную информацию о влиянии различных органических удобрений на численность и биологическую активность отдельных групп микроорганизмов, действие растительных остатков, на величину и состав газообразных потерь азота из почвы при внесении разных доз и форм удобрений до сих пор остается неясным. В этой связи в нашу задачу входило изучение динамики выделения и состава газообразных потерь азота при совместном внесении аммиачной селитры, соломы или зеленых растительных остатков.

Методика

Для опытов использовали воздушно-сухую дерново-подзолистую среднесуглинистую почву со следующей агрохимической характеристикой: $pH_{\text{СОЛ}} - 5,5$, $H_r - 2,52$ мэкв/100 г, содержание гумуса (по Тюрину) — 1,4 %, $N-NO_3^- - 10,5$, $N-NO_2^- - 0,4$, $N-NH_4^+ - 6,3$ мг азота на 1 кг. Опыты проводили в герметичных стеклянных сосудах, снабженных с одной стороны вакуумным краном для промывки сосудов инертным газом, с другой — штуцером для отбора проб надпочвенного воздуха.

Измельченные пшеничную солому (5 г/кг) или свежую надземную массу люпина (22 г сухой массы на 1 кг, влажность 77 %) смешивали с 30 г почвы, вносили раствор одно- и двухзамещенного фосфата калия из расчета 180 мг K_2O и P_2O_5 на 1 кг и NH_4NO_3 (1 N и 2 N соответственно 90 и 180 мг на 1 кг) согласно схеме опыта.

Почву увлажняли до 80 % капиллярной влагоемкости (КВ) и инкубировали при постоянной температуре 25 °С.

Содержание N_2 , O_2 , CO_2 и N_2O контроли-

ровали методом газоадсорбционной хроматографии на двух последовательно соединенных хроматографах — «Хром 3» с детектором по теплопроводности и «Газохром 3101» с электронно-ионизационным детектором. На первом приборе (колонка, наполненная сорбентом «поропак Q») определяли CO_2 и N_2O , на втором (колонка, наполненная «молекулярными ситами 5 А») — O_2 и N_2 .

Для установления количества NO и NO_2 воздух из сосудов прокачивали через систему поглотителей с последующим определением содержания нитритов колориметрически. Поскольку концентрация NO и NO_2 в атмосфере сосудов низкая, определяли их суммарное количество, для чего NO предварительно окисляли до NO_2 в 5 % подкисленном растворе $KMnO_4$.

Содержание минеральных форм азота в почве определяли колориметрически согласно (ОСТ 46 49—76) ЦИНАО.

Ацетилен получали гидролитическим разложением карбида кальция с последующей очисткой газа в концентрированной серной кислоте.

Результаты

Накопленный к настоящему времени фактический материал свидетельствует о гораздо большей значимости биологических процессов в общей схеме трансформации азота в почве, нежели химических реакций. Это определяет необходимость изучения газообразных потерь азота из почвы в связи с ее биологической активностью. В модельных лабораторных опытах активность почвенной микрофлоры оценивали по интегральным показателям — накоплению CO_2 в почвенном воздухе и поглощению почвой O_2 . Использованные нами замкнутые системы позволяют определить суммарные потери углерода в форме CO_2 в динамике.

Влияние различных органических остатков на выделение углекислоты из почвы было неадекватным. При внесении в почву зеленой массы люпина эмиссия углекислоты оказалась наиболее интенсивной (рис. 1). Так, к 3-м суткам в атмосфере почвы, компостируемой с зеленым удобрением, накапливалось в 3,6 раза, а с соломой — в 1,9 раза больше CO_2 , чем в контроле. Во всех вариантах наибольшее накопление углекислоты наблюдалось в первые несколько суток, в последующем CO_2 выделялся из почвы в меньших количествах.

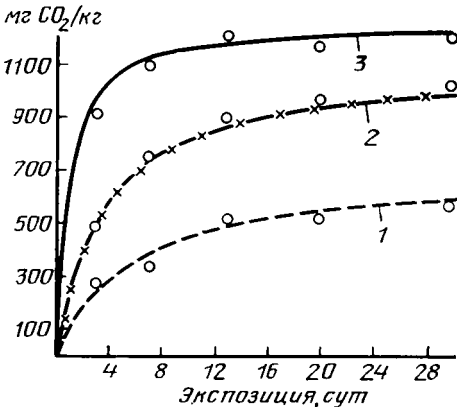


Рис. 1. Динамика выделения CO_2 из почвы.
1 — контроль; 2 — с соломой; 3 — с люпином.

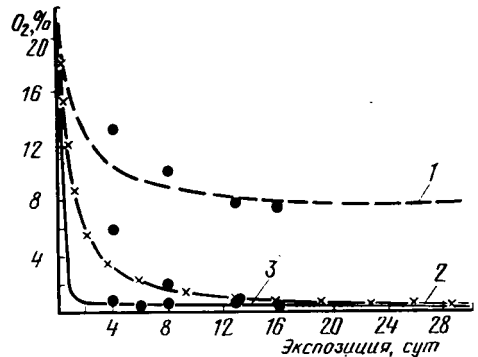


Рис. 2. Поглощение O_2 .
Обозначения те же, что на рис. 1

Содержание минерального азота в почве (мг/кг)

| Вариант | Экспозиция, сут | | | | | | | | | | | |
|--------------------|-----------------|------|-------|-------|-----|-------|-------|-----|-------|-------|-----|-------|
| | 4 | | | 8 | | | 16 | | | 30 | | |
| | 1 | 2 | 3* | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 |
| PK | 6,1 | 0,6 | 16,5 | 0,3 | 0,4 | 17,5 | 1,7 | 0,1 | 21,0 | 0 | 0,2 | 22,0 |
| PK + солома | 6,0 | 0,1 | 16,0 | 0 | 0,2 | 15,5 | 0 | 0,3 | 17,0 | 0 | 0,5 | 22,0 |
| PK + люпин | 0 | 0,1 | 16,0 | 0 | 0,5 | 37,0 | 0 | 0,5 | 45,0 | — | — | — |
| 1NPK | 117,0 | 1,9 | 69,0 | 120,7 | 2,3 | 62,0 | 66,0 | 2,3 | 78,0 | 11,0 | 1,0 | 78,0 |
| 1NPK + соло- ма | 59,0 | 8,5 | 68,0 | 0 | 0,3 | 60,0 | 0,4 | 0,5 | 67,0 | 0 | 0,5 | 69,0 |
| 1NPK + люпин | 0 | 0,2 | 77,0 | 0 | 0,6 | 89,0 | 0 | 0,5 | 96,0 | — | — | — |
| 2NPK | 347,0 | 1,3 | 54,0 | 266,0 | 0,5 | 101,0 | 226,0 | 1,0 | 98,0 | 166,0 | 1,1 | 100,0 |
| 2NPK + соло- ма | 313,0 | 5,6 | 101,0 | 77,9 | 1,1 | 100,0 | 10,5 | 0,9 | 106,0 | 4,1 | 0,5 | 93,0 |
| 2NPK + люпин | 111,2 | 32,0 | 148,0 | 0 | 0,2 | 149,0 | 0 | 0,5 | 146,0 | — | — | — |

* 1—N—NO₃⁻; 2—N—NO₂⁻; 3—N—NH₄⁺.

Подобная закономерность характерна и для убыли O₂ из почвенного воздуха (рис. 2). Анаэробнозис быстрее наступал в почве, инкубируемой с зеленой массой люпина, чем в почве, инкубируемой с соломой, и в контроле: практически весь запас O₂ почвой под влиянием люпина потреблялся к 2—4-м суткам. Несколько медленнее (к 13-м суткам) весь O₂ использовался почвой, удобренной соломой. В контрольных вариантах полностью анаэробные условия не были достигнуты; после 12—14-суточного периода содержание O₂ в надпочвенной атмосфере этих вариантов стабилизировалось на уровне 7—8 %. Следует отметить, что возрастающие нормы азота не оказали заметного влияния на выделение CO₂ и поглощение O₂ почвой.

Интенсивность минерализации почвенного азота также зависела от наличия в почве легкоразлагаемого микроорганизмами органического вещества (табл. 1). Результаты опытов показали, что аммонификация не прекращалась на протяжении всего инкубационного периода. Снижение содержания O₂ в сосудах не лимитировало этот процесс, а внесение соломы, и особенно зеленого удобрения, оказывало стимулирующее действие. Так, при добавлении 90 и 180 мг азота аммиачной селитры на 1 кг содержание азота в почве, компостируемой с люпином, соломой и без органических добавок, составило соответственно 77 и 148 мг, 68 и 101, 69 и 54 мг N—NH₄⁺ на 1 кг, т. е. в почве N—NH₄⁺ обнаружено больше, чем было внесено с удобрениями и содержалось в почве в сумме. Кроме того, о наличии аммонификации свидетельствует 2—3-кратное по сравнению с исходным содержанием накопление аммонийного азота в почве без внесения азота. Максимальное количество N—NH₄⁺ наблюдалось в первые несколько суток инкубации.

Не менее интенсивно в начале эксперимента протекала нитрификация: содержание нитратов и нитритов возрастало по сравнению с их исходным количеством (табл. 1). Этому способствовали длительное хранение почвы в воздушно-сухом состоянии и благоприятные для нитрификаторов условия инкубации (аэрация, температура 25°C, влажность 80 % КВ).

Внесение аммиачной селитры вызывало дополнительную минерализацию почвенного азота. Однако вклад возрастающих доз NH₄NO₃ в такие статьи баланса азота, как содержание его в различных минеральных формах, оценить трудно из-за одновременного прохождения в почве разнонаправленных процессов трансформации этого элемента.

Ускоренные наступления анаэробных условий под влиянием внесенной в почву зеленой массы люпина и соломы (рис. 2), вероятно, привело к подавлению нитрификации, особенно ее второй стадии — окисления

NO_2^- в NO_3^- (табл. 1), и, как следствие, к повышению содержания нитритов, которые в наибольших количествах (до 32 мг N—NO_3^- на 1 кг) накапливались в варианте 2NPK+люпин к 4-дневному сроку.

В почве, компостируемой с соломой, содержание нитритов колебалось в пределах 6—8 мг азота на 1 кг. Повышенное содержание нитритов в микробиологически активных почвах в начале инкубационного периода может быть обусловлено и денитрификацией, поскольку появление нитритов как промежуточного соединения в ходе этого процесса к настоящему времени доказано.

В результате усиления денитрификации, с одной стороны, и снижения скорости нитрификации, с другой, при увеличении длительности компостирования уменьшалось содержание нитратов в почве, редукция которых активнее осуществлялась в присутствии растительных остатков. В почве, где аммиачную селитру не вносили, уже к 4-му дню опыта нитраты были восстановлены; при внесении NH_4NO_3 в норме 90 мг N на 1 кг нитраты редуцировались на 8-е сутки, а при внесении двойной дозы селитры и соломы нитраты можно было обнаружить в почве в течение 30 сут.

Зеленое удобрение в наибольшей степени способствовало редукции нитратов: для полного восстановления N—NO_3^- в почве с люпином в зависимости от нормы внесенного азота требовалось менее 8 сут.

Различие в скорости трансформации азота в почве в разных вариантах существенно сказалось на размере и составе выделяющихся вследствие денитрификации газов. В условиях модельных лабораторных опытов размеры и состав газообразных потерь азота зависели от нормы азота, внесенного с удобрением, и биологической активности почвы, а следовательно, и от наличия в ней легкоразлагаемого органического вещества.

В составе азотсодержащих газов, выделяющихся из почвы в процессе ее компостирования с азотными удобрениями, органическими добавками или без них, обнаружены NO_2 , NO , N_2O и N_2 , причем доля высокоокисленных газообразных соединений азота (NO_2 и NO) в общих потерях была невелика — 6—20 мкг $\text{N}(\text{NO}+\text{NO}_2)$ на 1 кг.

Внесение зеленого удобрения привело к увеличению эмиссии $\text{NO} + \text{NO}_2$ из почвы. Наблюдалась общая тенденция к увеличению суммарных потерь $\text{N}(\text{NO}+\text{NO}_2)$ из почвы в начале эксперимента и уменьшению их выделения в конце опыта при повышении дозы азотного удобрения (табл. 2). Следует отметить, что максимальному значению потерь $\text{N}(\text{NO}+\text{NO}_2)$ — 73,3 мкг/кг — соответствовало наибольшее накопление азота нитритов — 32 мг N—NO_2^- на 1 кг (табл. 1). В целом доля высших окислов азота в составе общих газообразных потерь не превышала 74 мкг N на 1 кг, что еще раз подчеркивает второстепенную роль химических процессов по сравнению с биологическими в превращении соединений азота в данной почве.

Газообразные потери азота из почвы в виде N_2O были значительно

Таблица 2

Содержание NO и NO_2 в подпочвенной атмосфере при совместном внесении NH_4NO_3 и зеленой массы люпина
[мкг $\text{N}(\text{NO} + \text{NO}_2)/\text{кг}$]

| Вариант | Экспозиция, сут | | |
|-------------------|-----------------|------|------|
| | 4 | 8 | 16 |
| PK | 14,7 | 10,3 | 18,7 |
| 0.5NPK | 12,7 | 14,7 | 16,7 |
| 1NPK | 16,7 | 20,3 | 8,3 |
| 1.5NPK | 36,7 | 18,7 | 12,7 |
| 2NPK | 73,3 | 16,7 | 6,3 |
| HCP ₀₅ | 35,0 | 2,9 | 10,8 |

больше, чем NO и NO_2 . Прямое определение концентрации N_2O в надпочвенной атмосфере показало, что размер продуцирования этого газа варьировал в пределах 0—35 мг N_2O на 1 кг в зависимости от дозы аммиачной селитры и вида добавленных растительных остатков (рис. 3 и 4, табл. 3). Следует отметить, что не во всех вариантах в почвенном воздухе можно было обнаружить N_2O . Данный газ содержался в почве, не удобренной азотом или при внесении небольшой дозы аммиачной селитры без

растительных остатков. Дальнейшее увеличение дозы аммиачной селитры приводило к изменению характера трансформации азота удобрения в почве и выделения N_2O (рис. 3 и 4). Так, в варианте 1NPK наибольшая концентрация N_2O (5,8 мг) отмечена к 8-дневной экспозиции, а в варианте 2NPK. (16,2 мг) — на 20-е сутки.

На фоне органических добавок выделение N_2O из почвы резко повышалось. При инкубировании почвы, удобренной 45 мг N— NH_4NO_3 на 1 кг совместно с соломой, размеры потерь N_2O за 4 дня увеличились до 13,8 мг/кг. Подобная закономерность наблюдалась и при внесении других доз аммиачной селитры.

Дополнительная мобилизация почвенного азота под влиянием азотного удобрения и активное включение его в процессы трансформации, в частности в газообразные потери, очевидны и без использования изотопной методики. Добавление в почву зеленого удобрения привело к наиболее динамичному выделению и последующей редукции N_2O . Так, к 4-дневной экспозиции N_2O в надпочвенном воздухе в этих вариантах уже не обнаруживалась.

Таким образом, внесение дополнительного источника углерода в почву оказалось доминирующим фактором, определяющим интенсивность накопления и восстановления N_2O . Однако необходимо отметить зависимость между количеством N_2O и концентрацией в почве нитратов (рис. 3, табл. 1). Высокие концентрации N— NO_3^- и низкая биологическая активность почв (варианты без органических добавок), вероятно, способствовали ингибированию образования и восстановлению N_2O . На наличие аналогичной зависимости указывается также в работе [18].

Из табл. 1 и рис. 5 следует, что процессы редукции N_2O протекали параллельно с уменьшением содержания N— NO_3^- в почве и преобладали над ее образованием при внесении 90 мг N на 1 кг на фоне соломы с 4-х сут, а при дозе 180 мг N — с 8-х сут.

Проведенные ранее исследования показали [16, 21, 23 и др.], что N_2O не является конечным продуктом диссимилаторного восстановления нитратов. Микроорганизмы в анаэробных условиях при окислении углерода органических веществ способны передавать электроны на N_2O , восстанавливая ее до N_2 .

Для определения общих потерь азота был применен метод ингибирования редуцтазы N_2O ацетиленом. При однократном введении ацетилена (1,3 об. %) в вариантах NH_4NO_3 +солома и NH_4NO_3 без дополнительного внесения растительных остатков (рис. 5) выделение N_2O было

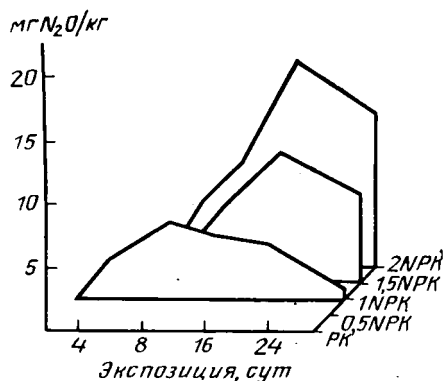


Рис. 3. Динамика выделения N_2O из почвы при внесении NH_4NO_3 .

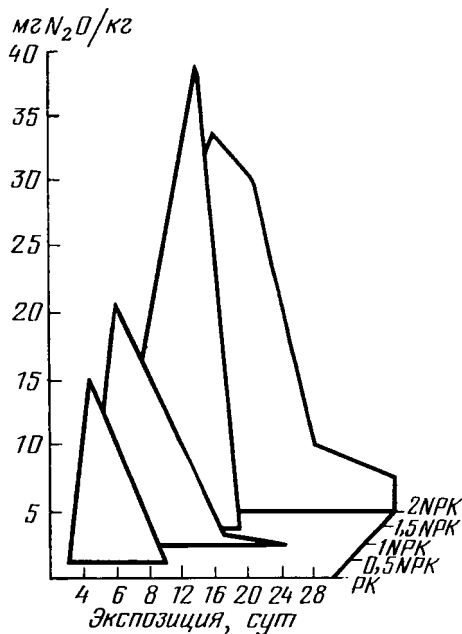


Рис. 4. Динамика выделения N_2O из почвы при совместном внесении NH_4NO_3 и соломы.

Выделение N_2O из почвы (мг/кг) при совместном внесении NH_4NO_3 и зеленой массы люпина без ацетилена и с ацетиленом (в скобках)

| Вариант | Экспозиция, сут | | | | |
|----------------|-----------------|----------|------------|------------|-------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| 0,5NPK + люпин | 1,4 | 0 (0) | 0 (0) | 0 (0) | 0 (0) |
| 1NPK + люпин | 26,2 | 0 (31,6) | 0 (17,6) | 0 (0) | 0 (0) |
| 1.5NPK + люпин | 25,9 | 0 (56,0) | 0 (45,4) | 0 (7,2) | 0 (0) |
| 2NPK + люпин | 18,2 | —(68,9) | 37,5(44,0) | 8,1 (15,8) | 0 (0) |

Примечание. В варианте PK + люпин N_2O из почвы не выделялась.

больше, чем в вариантах без ацетилена. Выделение N_2O в присутствии ацетилена при внесении аммиачной селитры в дозе 180 мг N на 1 кг превышало таковое при внесении 90 мг N и контроль как на фоне соломы, так и без нее.

На основании полученных данных можно предположить, что наряду с N_2O значительные потери азота происходили в виде N_2 . Причем, как показали наши исследования, выделение молекулярного азота началось одновременно с выделением N_2O и по мере наступления анаэробиса в почвенной атмосфере соотношение $N_2O : N_2$ сдвигалось в сторону более восстановленного продукта — N_2 .

Внесение в почву соломы способствовало увеличению как общих потерь азота, так и доли N_2 в составе газообразных потерь. Большая интенсивность процессов трансформации азота и более быстрое наступление анаэробиса в почве при внесении соломы по сравнению с контро-

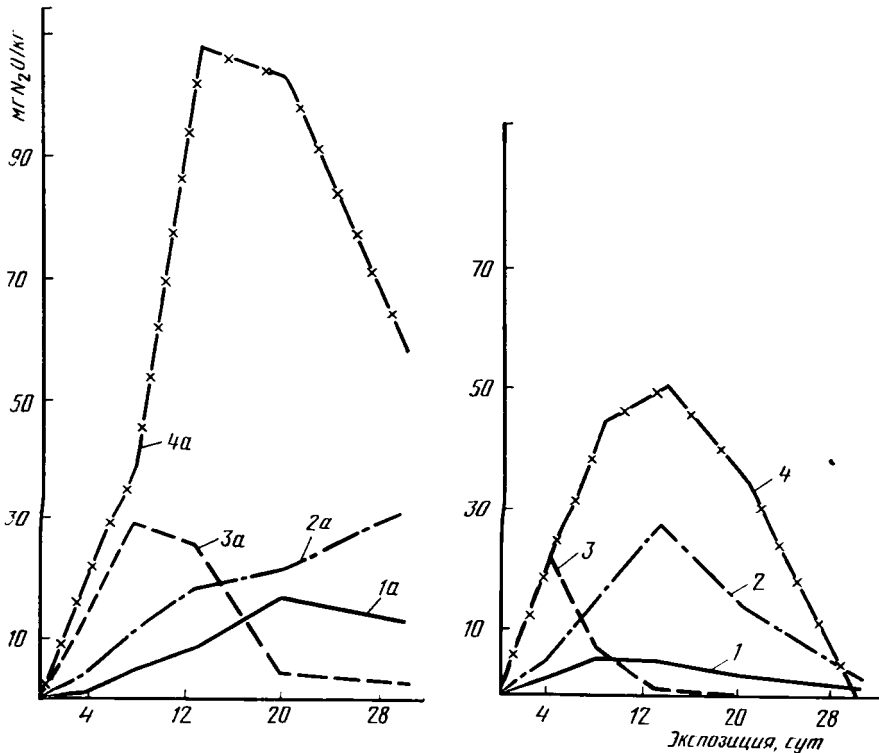


Рис. 5. Динамика содержания N_2O в надпочвенной атмосфере при однократном введении ацетилена.

1 и 1a — соответственно N_1PK и N_2PK ; 2 и 2a — N_1PK + ацетилен и 1_2PK +ацетилен; 3 и 3a — N_1PK +солома и 1_2PK +солома; 4 и 4a — N_1PK +солома+ацетилен и 1_2PK +солома+ацетилен.

лем обусловили сдвиг максимума выделения N_2O к началу инкубации и большие потери азота в форме N_2 .

При внесении свежей растительной массы люпина процессы трансформации азота были более интенсивными, чем при внесении соломы. Нитраты, внесенные с аммиачной селитрой в дозах менее 135 мг N на 1 кг и образовавшиеся в ходе нитрификации аммонийного азота почвы и удобрений, оказались полностью восстановленными уже к 4-м суткам. Азот в двойной дозе использовался микроорганизмами несколько медленнее и к 4-м суткам обнаружено 111,2 мг $N-NO_3^-$ на 1 кг. Внесение 90 мг $N-NH_4NO_3$ на 1 кг совместно с люпином вызвало несколько большее накопление N_2O к 1м суткам (26,2 мг N_2O на 1 кг) по сравнению с дозой 180 мг N на 1 кг (18,2 мг N_2O на 1 кг). Это, вероятно, связано с большим содержанием нитратов в почве, вследствие чего электроны, полученные в процессе дыхания, передавались преимущественно нитратам, а не N_2O .

Однако общие потери азота при совместном внесении зеленой растительной массы и максимальной дозы азота были выше. Исследования, проведенные с применением ацетилена, позволили установить, что основными продуктами денитрификации при совместном внесении NH_4NO_3 и свежей надземной массы люпина также являются N_2O и N_2 .

Внесение NH_4NO_3 в дозе менее 135 мг N на 1 кг (табл. 3) совместно с люпином вызвало редукцию N_2O через 2 сут. При внесении 180 мг N на 1 кг наблюдалось ингибирование процесса денитрификации в начальный период и N_2O была восстановлена лишь на 5-е сутки. Введение ацетилена через сутки инкубации в половину сосудов вновь привело к быстрому накоплению в их атмосфере N_2O . Так, в присутствии ацетилена через 2-е суток содержание N_2O в почвенном воздухе составило 31,6, 56,0 и 68,9 мг N_2O на 1 кг при внесении соответственно 90, 135 и 180 мг $N-NH_4NO_3$ на 1 кг.

Таким образом, на основании полученных результатов можно предположить, что в естественных условиях в результате денитрификации из почвы наряду с N_2 могут одновременно выделяться все промежуточные газообразные продукты — NO , NO_2 , N_2O . Количество эмиссии каждого из них определяется внешними условиями: наличием в почве нитратов, количеством и качеством органических веществ, аэрацией и другими.

В то же время присутствие всех перечисленных выше газов в первые дни инкубации в микроаэрофильных условиях служит подтверждением возможности денитрификации при наличии в почвенном воздухе кислорода в условиях хорошей аэрации. Об этом свидетельствуют также результаты многочисленных полевых и вегетационных опытов, в которых потери азота достигли 20—40%.

Вероятно, вследствие почвенной микророльности, более четко выраженной при внесении удобрений (особенно органических), денитрификация может протекать в анаэробных микроразонах, поэтому даже в хорошо аэрируемой почве данный процесс может протекать до восстановленных продуктов — N_2O и N_2 . В этой связи внесение азотных туков задолго до активного потребления его растениями и запашка зеленых удобрений могут привести к восстановлению нитратов в почве и значительным потерям азота удобрений.

Выводы

1. Внесение растительных остатков люпина, отличающихся более узким, чем у соломы, соотношением углерода и азота, приводило к более значительному усилению микробиологической активности дерново-подзолистой почвы и увеличению газообразных потерь нитратного азота почвы и удобрения.

2. Размер и состав газообразных потерь азота из почвы зависели от условий аэрации почвы, вида растительных остатков и содержания минерального азота в почве.

3. Потери азота удобрений из почвы происходили в основном в виде

N_2O и N_2 , в то время как доля NO и NO_2 в составе газообразных потерь была незначительная.

4. Скорость редукции N_2O зависела не только от наличия в почве доступного микроорганизмам органического вещества, но и от содержания нитратов в почве.

5. Введение ацетилена в надпочвенную атмосферу сосудов ингибировало закисредуктазную активность почвы и приводило к увеличению в ней концентрации N_2O .

ЛИТЕРАТУРА

1. Воробьев С. А., Лошаков В. Г., Горбоконь А. Д. Пожнивные культуры и солома как органические удобрения на дерново-подзолистых почвах. — Изв. ТСХА, 1972, вып. 3, с. 38—46. — 2. Газиев С. А. Влияние зерновых севооборотов, систем удобрений и обработки почвы на количественные и качественные изменения органического вещества дерново-подзолистой почвы и урожайность полевых культур. — Автореф. канд. дис. М., 1988. — 3. Довбан К. И. Применение зеленых удобрений в интенсивном земледелии. — Минск: Ураджай, 1981. — 4. Заварзин Г. А. Роль микроорганизмов в формировании микрокомпонентного состава почвенного воздуха. — Роль организмов в газообмене почв. — М.: Изд-во МГУ, 1986, с. 3—14. — 5. Замятина В. Б., Кореньков Д. А., Варюшкина Н. М. и др. Применение ^{15}N при изучении превращения азота удобрений в почве и использование азота растениями. — Докл. ВАСХНИЛ, 1963, вып. 2, с. 21—24. — 6. Звягинцев Д. Г. Почва и микроорганизмы. — М.: Изд-во МГУ, 1987. — 7. Кауричев И. С., Тарарина Л. Ф., Бирюкова В. А. Влияние органического материала на ОВ процессы в почве при ее капиллярном насыщении. — Почвоведение, 1975, № 8, с. 32—39. — 8. Кудеяров В. Н., Шабалаев В. П. Круговорот и баланс азота при интенсивном применении удобрений. — Регулирование плодородия почв, круговорота и баланса питательных веществ в земледелии СССР. Пушкино, 1981, с. 21—26. — 9. Лошаков В. Г., Кузякина Т. И., Гусев Г. С. Влияние пожнивных сидератов и соломы на почвенную микрофлору и урожай сельскохозяйственных культур. — Изв. ТСХА, 1974, вып. 5, с. 54—64. — 10. Лошаков В. Г., Сидоренко О. Д., Султанов М. М. Влияние пожнивных зеленых удобрений на микрофлору дерново-подзолистой почвы в специализированных зерновых севооборотах. — Изв. ТСХА, 1981, вып. 5, с. 70—78. — 11. Лыков А. М. Органическое вещество и плодородие дерново-подзолистых почв в условиях интенсивного земледелия. — Автореф. докт. дис. М., 1976. — 12. Макаров Б. Н., Герашенко Л. Б. Газообразные потери азота из почвы при внесении различных доз и форм азотных удобрений. — Агротехника, 1981, № 1, с. 13—18. — 13. Смирнов П. М., Вуйцик-Войтко в я к Д. Использование ^{15}N для изучения влияния внесенной в почву соломы на превращение азотных удобрений и усвоение их растениями. — Докл. ТСХА, 1967, вып. 124, с. 119—126. — 14. Смирнов П. М. Превращение азотных удобрений в почве и их использование растениями. — Автореф. докт. дис. М., 1970. — 15. Смирнов П. М., Шилова Е. И., Кидин В. В. Иммунизация азота в почве при внесении меченных ^{15}N удобрений и растительных остатков. — Докл. ТСХА, 1971, вып. 162, с. 167—173. — 16. Смирнов П. М., Кидин В. В., Торшин С. П. Влияние почвенного плодородия на газообразные потери азота почвы и удобрений. — Почвоведение, 1981, № 11, с. 99—107. — 17. Aulack M. S., Rennie D. A. Trans. 13. Congr. int. Soc. Soil Sci. Hamburg, 13—20 Aug., 1986, vol. 2, S. J., s. a., p. 226—227. — 18. Blackmer A. M., Bremner J. M. — Soil Biol. a. Biochem., 1978, vol. 10, N 3, p. 187—191. — 19. Bremner J. M., Blackmer A. M. — Sci., 1978, vol. 199, N 4326, p. 295—296. — 20. Buresh R. I., Patrick W. H. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. J., 1978, vol. 42, N 6, p. 913—918. — 21. Garsia J. L. — Cah. ORSTOM Biol., 1978, vol. 13, N 2, p. 117—127. — 22. Hamouda G. H. H., Adams W. A. — Compost: Prod., Qual. a. Use: Proc. Symp. Udine, 17—19 Apr., 1986. London, New-York, 1987, p. 245—253. — 23. Lehfeldt J. — Albrecht — Thaer — Arch., 1970, Bd. 14, H. 7, S. 625—633. — 24. Myr old D. D., Tiedje J. M. — Soil Biol. Biochem., 1985, vol. 17, N 6, p. 819—822. — 25. Scott Smith M., Tiedje J. M. — Soil Biol. a. Biochem., 1979, vol. 11, N 3, p. 261—267. — 26. Tsutsuki Kiyoshi, Ponnampetruma F. N. — Soil Sci. a. Plant Nutr., 1987, vol. 33, N 1, p. 13—33.

Статья поступила 5 марта 1989 г.

SUMMARY

In model laboratory experiments, gaseous composition of soil atmosphere at incubating soddy-podzolic soil with plant residues on the background of different NH_4NO_3 doses was studied. It has been established that microbiological soil activity depends on the quality of plant residues. Extent and composition of gaseous losses of nitrogen varied greatly with the dose of ammonium saltpeter and with quality of residues.