

УДК 601.641

МИКРОБНАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ СОЕДИНЕНИЙ АЗОТА В ПОЧВАХ СРЕДНЕЙ ТАЙГИ

А.В. Мамай, А.Л. Степанов, Н.Г. Федорец

Проведена оценка интенсивности процессов минерализации, азотфиксации и денитрификации в лесных почвах среднетаежных экосистем Карелии. Установлено, что наиболее высокой азотфиксирующей активностью обладает подзолистая грунтово-глееватая почва под березняком злаково-разнотравным. Потери газообразного азота в процессе денитрификации незначительны вследствие низкой нитрифицирующей активности этих почв. Микробное поглощение N_2O достаточно активно протекает во всех исследуемых почвах с преобладанием этого процесса в подзолах иллювиально-гумусово-железистых под сосняком и ельником. Самую высокую потенциальную способность к минерализации органического азота проявила подзолистая грунтово-глееватая супесчаная почва березняка злаково-разнотравного, где была выявлена максимальная скорость процессов аммонификации и нитрификации.

Ключевые слова: средняя тайга, цикл азота, азотфиксация, денитрификация, минерализация.

Введение

Потоки углерода и азота в биосфере контролируются почвенными микроорганизмами, которые осуществляют такие ключевые процессы, как деструкция и минерализация органического вещества, иммобилизация азота, нитрификация, денитрификация и азотфиксация [9, 17]. В настоящее время в связи с исследованием биосферной роли лесов, их продуктивности и устойчивости на фоне глобального изменения климата возрос интерес к изучению круговорота азота, включая азотфиксацию и денитрификацию как приходную и расходную статьи баланса элемента в экосистемах. Фиксация молекулярного азота является одним из главных источников вовлечения в круговорот его связанной формы, а процессы нитрификации и денитрификации — важнейшие пути его удаления из экосистем [17, 21, 23].

Лесные экосистемы играют значительную роль в глобальных биогеохимических циклах, в частности в углеродном и азотном, и, следовательно, оказывают существенное влияние на темпы и интенсивность глобальных климатических изменений. Исследование особенностей поведения азота в наземных экосистемах осуществляется лишь фрагментарно, несмотря на то что состояние экосистем суши и соответственно стабильность биосферы напрямую зависят от содержания и скорости трансформации этого элемента в почвах [17].

Как выяснилось в последние годы, при микробной денитрификации наряду с молекулярным азотом (N_2) в большом количестве образуется закись азота (N_2O), которая нередко является основным конечным продуктом процесса денитрификации [17]. N_2O — один из важнейших микрогазов Земли, отвечающий за формирование «парникового эффекта» и разрушение озонового «экрана» планеты. Почвы являются основным источником этого соединения, которое

составляет около 60—70% от глобального бюджета атмосферного N_2O [21]. Таким образом, в основном почвенная эмиссия ответственна за увеличение концентрации этого парникового газа в атмосфере [3]. N_2O обладает значительно большей экранирующей способностью по сравнению с другими парниковыми газами (CO_2 и CH_4), а также превосходит их по длительности пребывания в атмосфере (~ 130 лет). Поэтому важность изучения источников и стоков N_2O неуклонно возрастает [11, 16, 17]. Несмотря на важность, масштабы и интенсивность процессов микробной трансформации азота в почвах лесных экосистем, они до настоящего времени изучены слабо. Роль почв в образовании и поглощении азотсодержащих газов остается невыясненной, хотя именно азот во многом определяет способность почв поддерживать продуктивность наземных экосистем.

Цель данной работы — оценка интенсивности процессов азотфиксации, денитрификации и изучение процесса минерализации азота в почвах хвойных и мелколиственных лесов среднетаежной подзоны Карелии.

Объекты и методы исследования

Исследования проводили в Республике Карелия на стационарных пробных площадях в государственном заповеднике «Кивач» и в районе пос. Березовка Кондопожского р-на. Объект исследования — лесные почвы разного генезиса под хвойными и лиственными древостоями среднетаежной подзоны. Названия почв даны по региональной классификации [13]: подзол иллювиально-гумусово-железистый песчаный на двучленных озерно-ледниковых отложениях (сосняк черничный), подзол иллювиально-гумусово-железистый пылевато-песчаный на двучленных ледниковых отложениях (ельник черничный), подзолистая грунтово-глееватая супесчаная почва на суглинках, пере-

Физико-химические свойства исследуемых почв

Горизонт, глубина, см	pH _{сол}	pH _{вод}	С	N	C:N	ГК	С	V, %	P ₂ O ₅	K ₂ O
			%			мг-экв./100 г			мг/100 г	
Подзол иллювиально-гумусово-железистый песчаный (сосняк черничный)										
A0 0—3(7)	4,3	3,3	47,4	1,290	36,0	51,5	26,2	33,7	40,0	100,0
A2 3(7)—10	4,3	3,3	0,80	0,084	9,5	5,7	1,0	14,9	1,0	1,7
Bhf 10—27	4,9	3,9	1,80	0,095	18,9	5,3	1,0	13,7	34,0	1,5
Bf 27—43	5,8	4,8	0,50	0,075	6,5	2,5	0,3	12,5	12,2	0,8
ПВЗ 43—64	5,9	4,9	0,40	0,058	6,9	1,8	0,0	0,0	6,6	1,5
BC 64—110	5,7	4,7	0,40	0,032	12,5	16	0,9	3,6	16,8	2,1
С 110—160	5,4	4,4	0,30	0,010	30,0	1,8	5,8	76,3	41,0	2,4
Подзол иллювиально-гумусово-железистый пылевато-песчаный (ельник черничный)										
A0 0—2(3)	4,05	3,30	46,11	1,610	28,6	104,3	69,2	39,8	54,0	101,31
A2 2(3)—11	4,12	3,42	0,35	0,034	10,3	4,3	3,6	45,5	1,3	1,61
Bhf 11—20(34)	4,38	3,46	0,83	0,057	14,6	5,3	1,0	16,1	26,5	1,83
Bf 20(34)—31	4,75	4,27	н/о	н/о	н/о	2,4	0,0	0,0	11,4	1,22
B3 31—58	4,7	4,15	— « —	— « —	— « —	2,1	0,8	27,6	9,2	2,42
D 58—72	4,7	3,86	— « —	— « —	— « —	2,5	7,8	75,8	32,1	4,05
Подзолистая грунтово-глееватая супесчаная почва (березняк злаково-разнотравный)										
A0 0—2	5,46	4,93	45,67	2,174	21,0	87,3	65,0	42,6	70,8	102,81
A1A2 2—8	4,55	3,78	1,69	0,148	11,4	8,5	3,4	28,8	18,5	5,06
A2 8—12	4,45	3,69	0,53	0,03	17,7	4,6	0,0	0,0	6,7	1,81
B1 12—19	5,36	4,38	1,27	0,108	11,8	7,1	1,6	18,6	12,5	6,52
B2 19—30	5,15	4,29	0,46	0,034	13,5	2,1	0,0	0,0	12,2	4,44
B3g 30—70	5,19	4,03	0,27	н/о	н/о	3,6	3,6	50,4	58,2	3,46

ходящих в ленточные глины (березняк злаково-разнотравный). Характеристика некоторых физико-химических свойств исследованных почв представлена в таблице.

Определение актуальной активности азотфиксации и денитрификации (по выделению N₂O) проводили методом эмиссионных камер с использованием пластиковых изоляторов (V = 1000 мл), врезаемых в почву и во внутренний объем которых сразу после установки вводили ацетилен (10% от объема камеры) [12]. Тот же показатель по поглощению закиси азота определяли методом эмиссионных камер, во внутренний объем которых сразу после установки вводили N₂O (1% от объема камеры), после чего через прокладку в изоляторе два раза отбирали пробы воздуха через равные промежутки времени (20 мин.); затем вводили ацетилен (10% от объема камеры) и пробы воздуха отбирали еще два раза с тем же интервалом [15].

Потенциальную биологическую активность почв определяли в воздушно-сухих образцах в лаборатории в условиях гидротермического оптимума, после их обогащения соответствующими субстратами, согласно [12]. Для этого навеску почвы (1—5 г) поме-

щали во флаконы объемом 15 мл, увлажняли водой (60% от полной влагоемкости) и предынкубировали в течение 3—5 сут. во влажной камере, затем добавляли глюкозу в концентрации 2,5 мг · г⁻¹ почвы и нитраты в количестве 0,4 мг · г⁻¹ почвы (для измерения активности процесса денитрификации). Флаконы закрывали резиновыми пробками, фиксировали зажимами, продували аргоном (для измерения активности процесса денитрификации), вводили ацетилен (1 см³) для измерения азотфиксации и денитрификации, инкубировали в течение 24 ч при 28°, следя за динамикой накопления исследуемых газов в газовой фазе.

Потенциальную активность последней стадии денитрификации оценивали по скорости потребления закиси азота [10]. Для этого навеску воздушно-сухой почвы массой 5 г помещали в стеклянные флаконы (15 мл), увлажняли дистиллированной водой и инкубировали при 28°. Добавляли раствор глюкозы, флаконы закрывали резиновыми пробками, фиксировали зажимами, продували аргоном (для создания анаэробных условий, необходимых для процесса денитрификации). В газовую фазу вводили шприцем 0,5 мл N₂O в качестве конечного акцептора электронов. Пробы воздуха из газовой фазы каждого флакона от-

бирали шприцем объемом 0,5 мл (сразу после введения N_2O и через 24 ч инкубации) для анализа концентрации N_2O на газовом хроматографе. Измерение концентрации C_2H_4 и N_2O осуществляли методом газовой хроматографии.

Содержание C_2H_4 в газовой фазе измеряли на газовом хроматографе с пламенно-ионизационным детектором, концентрацию N_2O во флаконах — на газовом хроматографе с детектором по теплопроводности [15].

Общую численность микроорганизмов, численность азотфиксаторов, аммонификаторов, нитрификаторов и денитрифицирующих бактерий определяли методом предельных разведений с использованием жидких питательных сред [12].

Процесс минерализации органического азота (аммонифицирующая и нитрифицирующая способность почв) изучали методом компостирования почвы и измерения количества образовавшихся в ней нитратов и аммония. Образцы воздушно-сухой почвы массой 10 г помещали во флаконы, увлажняли до 60–80% от полевой влагоемкости и инкубировали при 28° в течение 30 сут. Количество нитратов и аммония измеряли в исходной почве на 10-е, 20-е и 30-е сут. За интенсивность аммонификации и нитрификации принимали разницу в содержании нитратов и аммония в почве после компостирования и в исходных образцах. Содержание минеральных соединений азота (нитратного и аммонийного) определяли по общепринятым методикам: аммонийных — колориметрическим методом с реактивом Несслера, нитратных — по Грандваль—Ляжу (метод с дисульфифеноловой кислотой) [1].

Результаты и их обсуждение

Исследования показали, что наибольших величин азотфиксирующая активность достигала в подзолистой супесчаной грунтово-глееватой почве березняка злаково-разнотравного (0,66 нмоль $N_2/см^2 \cdot ч$) (рис. 1). Минимальная нитрогеназная активность отмечена в подзоле иллювиально-гумусово-железистом под сосняком черничным (0,48 нмоль $N_2/см^2 \cdot ч$).

Выявленная закономерность сохранялась на протяжении всех лет исследования. Азотфиксация как процесс очень энергоемкий в значительной степени зависит от обеспеченности микроорганизмов органическим веществом, которое они получают либо с корневыми выделениями растений, либо при разложении опада и подстилки. В хвойных насаждениях структура микробценоза подстилки в значительной степени обусловлена особенностями химического состава и строения хвои: наличием толстой восковой кутикулы, антибиотических веществ и обогащенностью полифенолами. Все это ограничивает возможность ее микробной деструкции [2]. Постоянный отток питательных веществ за счет выноса фитомассой, водных и газообразных потерь очень медленно восполняется в процессе их высвобождения из разлагающейся хвои. В результате в хвойных эко-

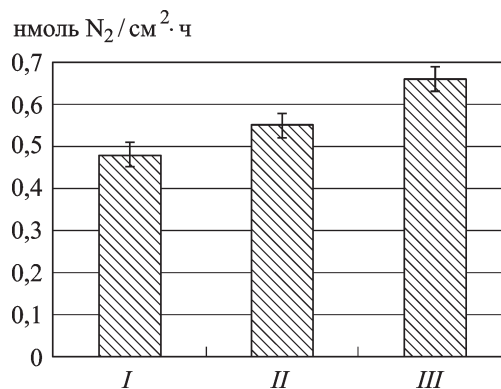


Рис. 1. Активность азотфиксации в почвах: I — подзол иллювиально-гумусово-железистый песчаный под сосняком черничным; II — подзол иллювиально-гумусово-железистый пылеватопесчаный под ельником черничным; III — подзолистая супесчаная грунтово-глееватая почва под березняком злаково-разнотравным (здесь и на рис. 2 и 3)

системах по сравнению с лиственными микроб- и фитоценоз существуют в условиях дефицита элементов питания и высокого фонда трудноминерализуемых соединений [5]. Микробные сообщества почв березовых лесов развиваются в условиях постоянного притока доступных пищевых ресурсов из листовного опада [6]. Так, в подзолистой почве под березняком злаково-разнотравным создаются более благоприятные условия для процессов минерализации и трансформации органического вещества. Благодаря листовному опаду и травянистой растительности лесная подстилка характеризуется более высоким содержанием элементов минерального питания (N, P, K и др.) и меньшей кислотностью по сравнению с подзолами иллювиально-гумусово-железистыми под сосняком и ельником. В подзолистой почве березняка обнаружено наибольшее количество азотфиксаторов (10^5 кл/г почвы) в отличие от подзолов под сосняком (где их численность 10^3 кл/г почвы). Высокая кислотность почв ельников и сосняков является одним из факторов, приводящих к снижению в них численности бактериальной флоры и биологической активности. Эти факторы безусловно влияют на способность фиксировать молекулярный азот из атмосферы.

Оценка потенциальной активности азотфиксации показала, что наибольшие значения отмечены в подзолистой грунтово-глееватой почве под березняком злаково-разнотравным. Максимум нитрогеназной активности для всех почв приходился на летний период наблюдений. Следует отметить, что в подзолистой грунтово-глееватой почве под березняком злаково-разнотравным в осенний период азотфиксирующие микроорганизмы все еще сохраняли довольно высокую активность. Возможно, это связано с поступлением в почву энергетического субстрата в виде свежего листовного опада и разлагающейся подстилки, содержащей легкодоступные соединения, которые могут быть использованы азотфиксирующими микроорганизмами.

В ходе определения актуальной денитрифицирующей активности по эмиссии закиси азота (N_2O)

в почвах на протяжении вегетационного периода под разными фитоценозами не удалось обнаружить ее выделения денитрифицирующими бактериями (уровень образующейся закиси азота почти всегда оставался ниже порога чувствительности прибора). Такая низкая активность денитрификации характерна для северных лесных почв [11]. Вероятно, это обусловлено бедностью нитратами вследствие очень низкой нитрифицирующей активности почв под естественными лесными насаждениями и реакцией почвенного раствора. Оптимальными для образования нитратов при нитрификации и сменяющей ее денитрификации являются значения pH 7,0—8,0 [8]. Подкисление вызывает быстрое снижение активности автотрофных нитрифицирующих бактерий, и процесс прекращается при pH < 4,5.

Определение потенциальной активности денитрификации на протяжении сезонов весна—лето—осень выявило эмиссию закиси азота только из подзолистой почвы березняка, что, вероятно, связано с концентрацией легкодоступного энергетического материала, минеральных соединений азота, а также различной биомассой и активностью денитрифицирующих микроорганизмов. Больше всего денитрификаторов, выделяющих N_2O , — 10^5 кл/г почвы — было обнаружено в почве под березняком, а в почвах под хвойными насаждениями только 10^3 — 10^4 кл/г почвы. Следует отметить, что наибольшая потенциальная активность денитрификации была характерна для летнего периода 2007 г. — 2,82 мкмоль N_2O /г · сут., тогда как максимум эмиссии N_2O в 2008 г. наблюдался осенью и составлял в среднем 3,23 мкмоль N_2O /г · сут.

Помимо образования N_2O , в почвах постоянно протекает ее восстановление до N_2 . Оценка интенсивности поглощения закиси азота в процессе денитрификации почвами среднетаежной подзоны показала, что микробное поглощение N_2O достаточно активно протекает во всех типах исследуемых почв. Однако скорость ее поглощения в различных почвах неодинакова. Так, максимальная денитрифицирующая активность наблюдалась в подзолах под сосняком и ельником (0,97 и 0,62 мкмоль N_2O /см² · ч соответственно), а минимальная — в подзолистой грунтово-глееватой почве березняка (0,24 мкмоль N_2O /см² · ч). Разная скорость поглощения N_2O может определяться неодинаковой численностью и степенью активности денитрифицирующих микроорганизмов [7], а также более низким содержанием минерального азота в почвах хвойных лесов, чем лиственных. Возможно, из-за недостатка нитратов бактерии-денитрификаторы осуществляют лишь последнюю стадию денитрификации — восстановление N_2O до N_2 . Это позволяет рассматривать лесные экосистемы не только как сток углекислого газа, но и как один из путей поглощения газообразных атмосферных окислов азота, в частности закиси азота.

В литературе описано воздействие древесных пород на интенсивность образования и потребления

N_2O [10]. Так, почвы под лиственными породами имеют низкую активность потребления N_2O (в почве под березой ~ 4 мг N— N_2O кг/сут.) по сравнению с почвами под хвойными породами (в почве под елью и сосной ~ 6,5 и 7,5 мг N— N_2O кг/сут. соответственно), что приводит к более высоким скоростям общей эмиссии N_2O в лиственных лесах. Сделан вывод, что и в полевых условиях более высокую эмиссию N_2O можно ожидать в почвах под березой и осинкой. Немецкие исследователи [21] также обнаружили более высокую эмиссию N_2O из почв под лиственным лесом по сравнению с хвойными лесами Германии. Полученные нами данные согласуются с оценками этих авторов.

Результаты исследований по минерализации органического азота (рис. 2), определенной в лабораторных условиях, свидетельствуют о том, что процесс трансформации органического вещества в основном происходит по пути накопления аммония. Нитрификация шла во всех почвах, но интенсивность ее была значительно ниже интенсивности аммонификации. При оптимальных условиях компостирования на 30-е сут. содержание аммиачного азота во всех почвах было значительно выше содержания нитратного азота. Как указывают многие исследователи [5, 14, 18, 19], в лесных почвах под пологом хвойных лесов процессы аммонификации преобладают над процессами нитрификации, что обусловлено особенностями гидротермического режима почв, реакцией почвенного раствора, составом органического вещества, а также наличием специфических продуктов разложения подстилок (воскосмолы, лигнины). Это может быть связано и с тем, что на процесс окисления аммония существенное влияние оказывают фенольные соединения, ингибирующие процесс нитрификации [20], что и приводит к его аккумуляции.

В нашем опыте наибольшая активность аммонификации и нитрификации была выявлена для лесной подстилки под березняком злаково-разнотравным. За 20 дней компостирования накопилось 66,2 мг NH_4 /100 г почвы. Менее интенсивной была аммонификация в подстилке ельника черничного — 48,2 мг NH_4 /100 г почвы, после чего количество аммонийного азота значительно уменьшилось. Наимень-

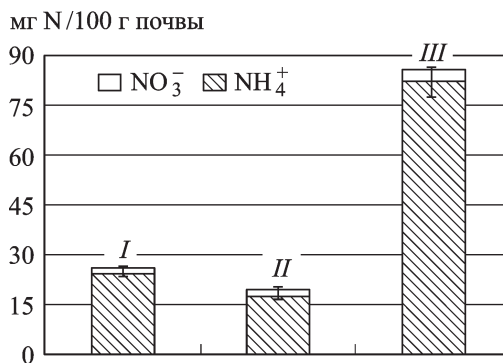


Рис. 2. Интенсивность минерализации органического азота в лесной подстилке исследуемых почв

шая скорость минерализации органического азота обнаружилась в подзоле иллювиально-гумусово-железистом песчаном под сосняком черничным. В подзолистой почве под березняком злаково-разнотравным создаются наиболее благоприятные условия для процессов минерализации и трансформации органического вещества.

Известно, что концентрация азота, содержание лигнина, кислотность и анатомическое строение растительных остатков являются факторами, регулирующими скорость его разложения. В хвойных лесах поступающие на поверхность почвы растительные остатки отличаются сравнительно низким содержанием азота и минеральных веществ и находятся в труднодоступной для микроорганизмов форме [5]. Несмотря на то что общее содержание углерода в подстилке березняка злаково-разнотравного ниже, чем в подстилках под хвойными древостоями, более высокое содержание общего азота приводит к сужению соотношения C:N (в подстилке березняка оно равно 21, сосняка и ельника — 36 и 28,6 соответственно), что обуславливает наибольшую скорость минерализации растительных остатков в березняке злаково-разнотравном (таблица).

Результаты оценки интенсивности процессов микробной трансформации азота в исследуемых фитоценозах указывают, что выбранные параметры коррелируют с общей численностью азотфиксирующих, аммонифицирующих, нитрифицирующих и денитрифицирующих бактерий, определенной методом пре-

дельных разведений (рис. 3). Среди микроорганизмов, вырастающих на безазотистой среде Эшби, наибольшая численность бактерий (10^5 кл/г почвы), способных фиксировать молекулярный азот, была обнаружена в подстилке березняка злаково-разнотравного. Там же зафиксировано максимальное число аммонификаторов и нитрификаторов — 10^4 и 10^3 кл/г почвы соответственно. В лесных подстилках сосняка и ельника численность аммонифицирующих и нитрифицирующих микроорганизмов была низкой и находилась на одном уровне (10^3 и 10^2 кл/г почвы соответственно), тогда как в подстилке березняка злаково-разнотравного численность денитрификаторов, способных восстанавливать N_2O , оказалась минимальной среди исследуемых почв — 10^2 кл/г почвы. Больше всего денитрификаторов, выделяющих N_2O , обнаружено в подстилке под березняком злаково-разнотравным (10^7 кл/г), что соответствует нашим данным по активности процесса денитрификации (по выделению N_2O).

Выводы

- Активность процессов микробной трансформации азота в лесных почвах среднетаежной подзоны Карелии во многом определяется свойствами почв и типом сформировавшегося на них фитоценоза. Наибольший уровень азотфиксирующей активности отмечен для подзолистой грунтово-глееватой супесчаной почвы под березняком злаково-разнотравным, что обусловлено химическим составом опада и лесной подстилки, реакцией почвенного раствора, численностью азотфиксирующих микроорганизмов.

- Максимальная скорость процессов аммонификации и нитрификации в лесной подстилке была выявлена в подзолистой супесчаной грунтово-глееватой почве под березняком злаково-разнотравным, а наименьшая — в подзоле иллювиально-гумусово-железистом песчаном под сосняком черничным, что определяется различием в качественном составе растительного опада. Продуктом минерализации лесной подстилки во всех исследуемых фитоценозах преимущественно являлся аммоний.

- Потери газообразного азота в процессе денитрификации незначительны, поскольку эмиссии закиси азота денитрифицирующими бактериями в исследуемых почвах практически не обнаружено вследствие низкой нитрифицирующей активности этих почв.

- Микробное поглощение N_2O зарегистрировано во всех исследуемых почвах. Преобладание этого процесса в почвах хвойных лесов может определяться неодинаковой численностью и степенью активности денитрифицирующих микроорганизмов, а также более низким содержанием минерального азота в почвах хвойных лесов, чем в лиственных.

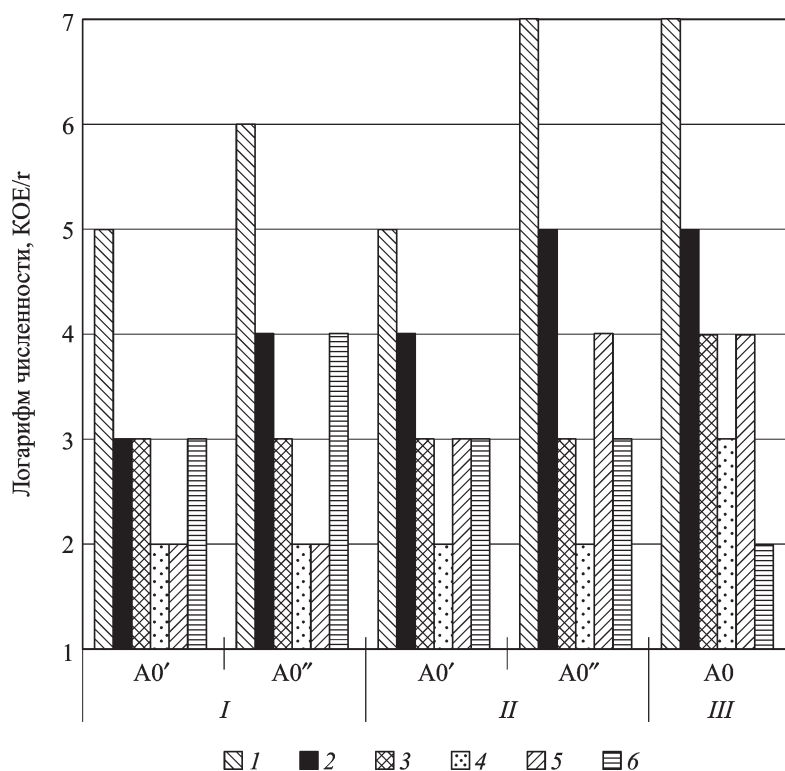


Рис. 3. Численность микроорганизмов в лесной подстилке исследуемых почв: 1 — общая; 2 — азотфиксаторы; 3 — аммонификаторы; 4 — нитрификаторы; 5 — денитрификаторы, выделяющие N_2O ; 6 — денитрификаторы, поглощающие N_2O

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агрохимические методы исследования почв. М., 1975.
2. Аристовская Т.В. Микробиология процессов почвообразования. Л., 1980.
3. Благодатский С.А. Микробная биомасса и моделирование цикла азота в почве: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Пушкино, 2011.
4. Гришина Л.А. Биологический круговорот и его роль в почвообразовании. М., 1974.
5. Загуральская Л.М. Микробная трансформация органического вещества в лесных почвах Карелии. СПб., 1993.
6. Казимиров Н.И., Морозова Р.М., Куликова В.К. Органическая масса и потоки веществ в березняках средней тайги. Л., 1979.
7. Кромка М., Степанов А.Л., Умаров М.М. Восстановление заиси азота микробной биомассой в почвах // Почвоведение. 1991. № 8.
8. Кудяров В.Н. Азотный цикл и продуцирование заиси азота // Почвоведение. 1999. № 8.
9. Кудяров В.Н. Цикл азота в почве и эффективность удобрений. М., 1989.
10. Меняйло О.В. Влияние древесных пород Сибири на образование и потребление N_2O // Изв. РАН. Сер. Биол. 2006. № 5.
11. Меняйло О.В., Краснощекоев Ю.Н. Потенциальная активность денитрификации и эмиссии CO_2 в северных лесных почвах Енисейского меридиана (Сибирский IGBP трансект) // Изв. РАН. Сер. Биол. 2003. № 3.
12. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Д.Г. Звягинцева. М., 1991.
13. Морозова Р.М. Лесные почвы Карелии. Л., 1991.
14. Ремезов Н.П. Аммонификация и нитрификация в лесных почвах // Исследования по лесному почвоведению. 1941. Т. 1, вып. 24.
15. Степанов А.Л., Лысак Л.В. Методы газовой хроматографии в почвенной микробиологии. М., 2002.
16. Умаров М.М. Роль микроорганизмов в круговороте химических элементов в наземных экосистемах // Структурно-функциональная роль почв и почвенной биоты в биосфере. М., 2003.
17. Умаров М.М., Кураков А.В., Степанов А.Л. Микробиологическая трансформация азота в почве. М., 2007.
18. Федорец Н.Г., Бахмет О.Н. Экологические особенности трансформации соединений углерода и азота в лесных почвах. Петрозаводск, 2003.
19. Шумаков В.С. О причинах, задерживающих нитрификацию в лесных почвах // Почвоведение. 1948. № 4.
20. Breemen N. van. Soils: biotic constructions in a Gaian sence? // Responces of forest ecosystems to environmental changes. L.; N.Y., 1992.
21. Butterbach-Bahl K., Gasche R., Breuer L., Papen H. Fluxes of NO and N_2O from temperate forest soil: impact of forest type. N deposition and of liming on the NO and N_2O emissions // Nutr. Cycl. Agroecosyst. 1997. Vol. 48.
22. Conrad R. Microbiological and biochemical background of production and consumption of NO and N_2O in soil // Trace Gas Exchange in Forest Ecosystems / Ed. by R. Gasche, H. Papen, H. Rennenberg. Boston; L., 2002.
23. Davidson E., Kinglerlee W. A global inventory of nitric oxide emissions from soils // Nutr. Cycl. Agroecosyst. 1997. Vol. 48.

Поступила в редакцию
02.12.2012

MICROBIAL TRANSFORMATION OF NITROGEN COMPOUNDS IN THE SOILS OF MIDDLE TAIGA

A.V. Mamai, A.L. Stepanov, N.G. Fedorets

The rates of mineralization, nitrogen fixation and denitrification processes in forest soils of middle-taiga ecosystems of Karelia were estimated. The actual and the potential rates of nitrogen fixation and denitrification were determined by gas chromatography; the rates of ammonification and nitrification — by composting followed by measurement of the resulting amounts of ammonium and nitrates using common agrochemical methods. The highest nitrogen fixing activity was detected for the groundwater gleyic podzol underlying a grass-herbs birch stand. Gaseous nitrogen losses to denitrification in the surveyed coenoses were minor owing to the low nitrifying activity of the soils. The microbial consumption of N_2O was quite active in all the soils surveyed, but the process prevailed in humo-ferric podzols underlying a pine and a spruce stand. The greatest potential capacity to mineralize organic nitrogen was demonstrated by the groundwater gleyic podzol with the loamy sand texture in the grass-herbs birch stand. The rates of ammonification and nitrification there were the highest.

Key words: middle taiga, nitrogen cycle, azotfixation, denitrification, mineralization.

Сведения об авторах

Мамай Анастасия Витальевна, аспирант, мл. науч. сотр. лаборатории лесного почвоведения и микробиологии Института леса Карельского научного центра РАН. *E-mail:* krutova_n@mail.ru. **Степанов Алексей Львович**, докт. биол. наук, профессор каф. биологии почв ф-та почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова. *E-mail:* stepanov_aleksey@mail.ru. **Федорец Наталья Глебовна**, докт. с.-х. наук, зав. лабораторией лесного почвоведения и микробиологии Института леса Карельского научного центра РАН. *E-mail:* fedorets@krc.karelia.ru.