

## ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННОЙ ЭМИССИИ АЗОТА НА БИОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ПОЧВ И ВИДОВОЕ БОГАТСТВО НАЗЕМНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ЛУГОВЫХ ЭКОСИСТЕМ

*И.Ю. Кудреватых*

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения Российской академии наук,  
142290, Московская обл., г. Пушкино, ул. Институтская, д. 2; *averkieva25@rambler.ru*

**Резюме.** В луговых экосистемах промышленной зоны (10, 15, 20 м, всего 9) НАК «Азот», г. Новомосковск и на расстоянии 5 и 20 км (всего 5) от нее в фоновых лугах Новомосковского района, Тульская обл. был оценен видовой состав напочвенного покрова и отобран верхний гумусовый слой почв (0-20 см). В полученных образцах почв определяли содержание аммония ( $N-NH_4^+$ ), нитратов ( $N-NO_3^-$ ), общего углерода ( $C_{общ}$ ) и азота ( $N_{общ}$ ), P, Al, Ca, pH, гранулометрический состав, а так же микробиологические параметры (углерод микробной биомассы ( $C_{мик}$ ), скорость микробного дыхания (БД), удельное дыхание микробной биомассы ( $qCO_2$ ) и долю  $C_{мик}$  в общем пуле  $C_{орг}$ ). По результатам проведенного исследования было выявлено, что в промышленной зоне отмечено уменьшение в почве соотношения  $N_{общ}/P$ , но повышение в ней содержания  $N_{мин}$ ,  $N-NO_3^-$ , Ca и Al и показателей функционирования ее микробного сообщества ( $C_{мик}$ , БД,  $C_{мик}/C_{орг}$  и  $qCO_2$ ), а так же выявлено увеличение видового богатства мохообразных в напочвенном покрове.

**Ключевые слова.** Загрязнение азотом, промышленная зона, микробные показатели, почва, видовое богатство.

## INFLUENCE OF ANTHROPOGENIC NITROGEN EMISSION ON BIOLOGICAL -GEOCHEMICAL PROPERTIES OF SOILS AND SPECIES RICHNESS OF GROUND VEGETATION IN MEADOW ECOSYSTEMS

*I.Y. Kudrevatykh*

Institute of Physical-Chemical and Biological Problems in Soil Science  
Russian Academy of Sciences,  
2, Institutskaya str., Pushchino, 142290, Russia Federation

**Abstract.** In the meadow of the industrial zone (10, 15, 20 m, total 9) of the NAK «Azot», Novomoskovsk city and at a distance of 5 and 20 km (5 in total) from it in the background of the Novomoskovsk district, Tula region the species composition of the ground cover was assessed and the upper humus layer of soils (0-20 cm) was selected. The content of ammonium ( $N-NH_4^+$ ), nitrates ( $N-NO_3^-$ ), total carbon ( $C_{tot}$ ) and nitrogen ( $N_{tot}$ ), P, Al, Ca, pH, texture, as well as microbio-

logical properties (microbial biomass carbon ( $C_{mic}$ ), microbial respiration (MR), microbial metabolic quotient ( $qCO_2$ ) and part of  $C_{mic}$  in the total pool of  $C_{org}$ ). According to the results of the study, it was found that in the industrial zone there were a decrease in the  $N_{tot} / P$  ratio in the soil, but an increase of the content of  $N_{min}$ ,  $N-NO_3^-$ , Ca and Al and the indicators of its microbial community ( $C_{mic}$ , MR,  $C_{mic} / C_{org}$ ,  $qCO_2$ ), as well as an increase in the species richness of bryophytes in the ground cover.

**Keywords.** Nitrogen pollution, industrial zone, microbial indicators, soil, species richness.

## Введение

Атмосферное загрязнение азотом (N) является признанной и распространённой экологической проблемой современности. Подсчитано, что в настоящее время его атмосферные выпадения в мире составляют  $1-100 \text{ кг N га}^{-1} \text{ год}^{-1}$  (Sutton et al., 2011; Jia et al., 2016), которые оказывают ряд различных потенциальных воздействий на природные экосистемы. Так по существующим прогнозам осаждение этого элемента вместе с землепользованием и изменением климата, входит в первую тройку факторов, ведущих к снижению глобального биоразнообразия растительности к 2100 году (Sala et al., 2000). При высоких концентрациях N в воздухе происходит интоксикация растений, определяющая повреждение листьев и снижение их роста (Sheppard, Leith, 2002). Однако такие достаточно высокие концентрации в атмосфере встречаются редко и только в непосредственной близости от точечных источников выбросов. Более низкие уровни выпадений N определяют опосредованные эффекты, которые проявляются в изменении геохимических свойств почв, ведущих к ее эвтрофикации или подкислению, что в свою очередь вызывает повышение восприимчивости (вторичный стресс) почвенных микроорганизмов и растительных видов (Galloway et al., 2008; Bobbink et al.; 2010, Allison et al., 2008; Sutton et al., 2011).

В отечественной науке наиболее изучены вопросы прямого воздействия N на леса, которое связано с повреждением растительности кислотными осадками в промышленно-урбанизированных районах и их ингаляционным влиянием на здоровье населения (Лукина, Никонов, 1992; Пристова, Василевич, 2011). Вопросы, связанные с влиянием этого поллютанта на природные экосистемы в результате опосредованного воздействия, менее изучены и в основном касаются отдельных компонентов лесных экосистем (воздуха, воды, почвы, редко растительности). Оценка же влияния выпадений азота на луговые экосистемы мало изучена, а соединения N в них рассматривался исключительно с позиции сельского хозяйства, что и определяет актуальность данного исследования.

Город Новомосковск был основан в 1930 г. во время строительства одного из крупнейших в стране химических комбинатов, функционирующего и по настоящее время. Это предприятие ОАО “НАК «Азот»”, которое имеет второе место в России по объёмам выпуска азотных удобрений и аммиака. По

---

результатам Экологического отчета Тульской области в 2014 году показано, что выбросы комбината составили для нитрат-аниона 1803.7 тыс. тонн год<sup>-1</sup>, нитрит-аниона 14.1 тыс. тонн год<sup>-1</sup> и аммония 150 тонн год<sup>-1</sup> (Доклад..., 2015). В этой связи цель данного исследования состояла в том, чтобы изучить воздействие долгосрочного промышленного загрязнения, характеризующегося повышенной концентрации соединений азота, на биолого-геохимические свойства почв и видовое богатство наземной растительности.

## Материалы и методы

**Локализация.** Промышленный комплекс предприятия ОАО «НАК «Азот»», г. Новомосковск, Тульская обл., сосредоточен в северной части города. Отбор почвы (чернозем выщелоченный, в 3-х повторностях) и геоботаническое описание растительности проводили на территории данной промышленной зоны (10, 15, 20 м, всего 9) и на расстоянии 5 и 20 км (всего 5) от нее в фоновых лугах Новомосковского района. Климат региона исследования умеренно-континентальный, относительно мягкий и умеренно влажный. Основное направление ветра – западное, южное и юго-западное (в этой связи район исследований фоновых лугов выбран на севере и северо-востоке от промышленной зоны). Среднегодовая температура +5°C, годовое количество осадков 500-700 мм.

**Методы.** На каждом из выбранных ключевых участков случайным методом выбирались 2-3 площадки размером 10 м<sup>2</sup>, на которых составляли список видов сосудистых растений и мохообразных (Методические..., 2010; Bertills, Näsholm, 2000). Видовое богатство определялось путем прямого подсчета видов растений, а видовое богатство групп растений (разнотравье, нитрофилы и т.п.) рассчитывали как долю от общего числа видов на площадке.

Отбор проб почвы для геохимических и микробиологических анализов проводили на тех площадках, что и геоботанические описания. Почву в период после вегетации (сентябрь – октябрь) отбирали из верхнего гумусового горизонта (0-20 см), который характеризуется максимальной насыщенностью корневых систем растений и микробными сообществами. В полученных образцах почв определяли содержание аммония (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) и нитратов (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) с использованием фенолят-гипохлоритной реакции; содержание общего углерода (C<sub>общ</sub>) и азота (N<sub>общ</sub>) – методом сухого сжигания в токе кислорода на элементном анализаторе Elementar Vario EL III.; содержание P, Al, Ca, – рентген-флуоресцентным методом на приборе Спектроскан Макс GV; pH и гранулометрический состав по методу ЦИНАО (ГОСТ 26483-85 и 24104-80, соответственно). Для характеристики геохимических условий изученных почв были рассчитаны следующие соотношения: C<sub>общ</sub>/N<sub>общ</sub> – отражает скорость иммобилизации органического вещества в почве и N<sub>общ</sub>/P – показывает обеспеченность почвы фосфором для питания и роста растений (Sutton et al., 2011).

Для оценки функционирования микробиологических сообществ в изученных почвах определяли следующие параметры: углерод микробной биомассы (C<sub>мик</sub>) – наиболее динамичная часть почвенного углеродного пула, которая

---

является очень чувствительной к различным воздействиям и нарушениям; скорость микробного (базального) дыхания (БД) – показатель биологической активности, высокие значения которого указывают на доступность углеродного питания для почвенных микроорганизмов; удельное дыхание микробной биомассы (или «микробный метаболический коэффициент»,  $q\text{CO}_2$ ) отражающее «устойчивость» (буферность) микробного почвенного сообщества к внешним воздействиям; соотношение  $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$  – это показатель качества органического вещества почвы (Anderson, Domsch, 1978). Содержание  $C_{\text{мик}}$  почвы измеряли методом субстрат-индуцированного дыхания, основанного на внесении в почву дополнительного источника углерода и энергии (глюкоза) и регистрации дыхательного отклика микроорганизмов (Anderson, Domsch, 1978). Этот отклик прямо пропорционален содержанию микробной биомассы почвы. Скорость микробного дыхания (БД) определяли продуцированием  $\text{CO}_2$  нативной (необогащенной) почвой в контролируемых условиях (22 °C, 60% ПВ). Величина  $q\text{CO}_2$  представляет собой отношение БД /  $C_{\text{мик}}$ .

Химические и микробиологические измерения выполнены в 3-х повторностях, расчеты – на вес сухой почвы (105°C, 8 ч) и выражены как среднее (mean) ± стандартное отклонение (sd). Для всех изученных параметров рассчитывали коэффициент вариации ( $\text{CV} = \text{mean}/\text{sd} \times 100\%$ ). Статистическая оценка взаимосвязи между почвенными геохимическими ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{N}_{\text{общ}}$ ,  $\text{C}_{\text{общ}}$ , P, Al, Ca) и микробиологическими ( $C_{\text{мик}}$ , БД,  $q\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_{\text{мик}}$  и  $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$ ) параметрами, а так же геоботаническими характеристиками изученных локализаций промышленной зоны и фоновых лугов проведена с помощью коэффициента Спирмана.

## Результаты

**Физико-химические свойства почв.** Изученный чернозем (0-20 см) как промышленной зоны, так и фоновых лугов характеризуется суглинистым гранулометрическим составом (от легкого до среднего) и кислым значение pH (5.8-6.4) (табл. 1). Содержание  $\text{C}_{\text{общ}}$  и  $\text{N}_{\text{общ}}$  в изученных почвах промышленного района и фоновых лугов не показало значимых различий и составило в среднем 3.7% и 0.34% соответственно. Соотношение  $\text{C}_{\text{общ}}/\text{N}_{\text{общ}}$  в почвах около завода было в интервале от 11 до 13, а в фоновых лугах составило 11-12 ( $\text{CV}$  4 и 2%, соответственно), что свидетельствует об отсутствии процессов долгосрочной иммобилизации азота в изученных почвах. Однако  $\text{N}_{\text{мин}}$  почвы промышленного района был в среднем в 3.2 раза выше фонового значения. Это объясняется тем, что содержание  $\text{N-NO}_3^-$  в почве промышленного района в среднем было в 4 раза выше, чем в черноземах фонового луга (41.8 и 10.6 мг N  $\text{кг}^{-1}$  соответственно). Содержание же  $\text{N-NH}_4^+$  в изученных почвах не показало таких сильных вариаций и составило в среднем 3.4 и 4.5 мг N  $\text{кг}^{-1}$  в промышленной зоне и фоне соответственно (табл. 1).

Содержание фосфора в почве промышленного района было в среднем в 1.2 раза выше (694 мг  $\text{кг}^{-1}$  P- $\text{P}_2\text{O}_5$ ), чем таковое в фоновых лугах (391 мг  $\text{кг}^{-1}$  P- $\text{P}_2\text{O}_5$ ). Соотношение  $\text{N}_{\text{общ}}/\text{P}$  в почвах около завода составило 8-9, что в среднем было в 1.5 раза ниже, чем таковое в фоновых экосистемах (5-21).

Таблица 1. Физико-химические свойства (среднее значение ± стандартное отклонение) изученных черноземов (0–20 см) промышленной зоны и фоновых лугов Новомосковского района, Тульская обл.

Расстояние от завода	Гранулометрический состав	рН	N <sub>общ</sub>	C <sub>общ</sub>	C <sub>общ</sub> /N <sub>общ</sub>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N <sub>мин</sub>	P	N <sub>общ</sub> /P	Al	Са
<b>Почва промышленной зоны</b>												
10 м	Суглинок средний	6.1 ± 0.3	0.3 ± 0.02	3.9 ± 0.4	11 ± 2	2.9 ± 1.4	23.1 ± 1.8	26.1 ± 0.5	386.5 ± 6.5	8 ± 3	2.9 ± 0.05	1.2 ± 0.01
		5.9 ± 0.4	0.3 ± 0.01	4.0 ± 0.01	12 ± 1	5.0 ± 1.1	40.1 ± 28.8	45.1 ± 29.9	396.0 ± 0.01	9 ± 4	3.1 ± 0.1	1.1 ± 0.01
15 м	Суглинок средний	6.3 ± 0.2	0.3 ± 0.03	4.1 ± 0.4	13 ± 2	5.7 ± 1.3	62.0 ± 40.8	67.7 ± 42.1	393.0 ± 1.1	8 ± 6	3.1 ± 0.1	1.5 ± 0.6
		6.0 ± 0.2	0.3 ± 0.005	3.5 ± 0.05	12 ± 1	3.5 ± 0.05	11.1 ± 2.2	14.7 ± 2.2	372.5 ± 226.5	21 ± 10	1.3 ± 0.4	0.8 ± 0.1
<b>Почва фоновых лугов</b>												
15 км	Суглинок легкий	5.9 ± 0.2	0.3 ± 0.005	3.9 ± 0.1	12 ± 2	3.3 ± 0.2	10.1 ± 0.3	13.4 ± 0.1	319.5 ± 20.5	5 ± 4	1.1 ± 0.4	0.7 ± 0.1
		6.0 ± 0.2	0.3 ± 0.005	3.5 ± 0.05	12 ± 1	3.5 ± 0.05	11.1 ± 2.2	14.7 ± 2.2	372.5 ± 226.5	21 ± 10	1.3 ± 0.4	0.8 ± 0.1
20 км	Суглинок средний	6.0 ± 0.2	0.3 ± 0.005	3.5 ± 0.05	12 ± 1	3.5 ± 0.05	11.1 ± 2.2	14.7 ± 2.2	372.5 ± 226.5	21 ± 10	1.3 ± 0.4	0.8 ± 0.1
		6.0 ± 0.2	0.3 ± 0.005	3.5 ± 0.05	12 ± 1	3.5 ± 0.05	11.1 ± 2.2	14.7 ± 2.2	372.5 ± 226.5	21 ± 10	1.3 ± 0.4	0.8 ± 0.1

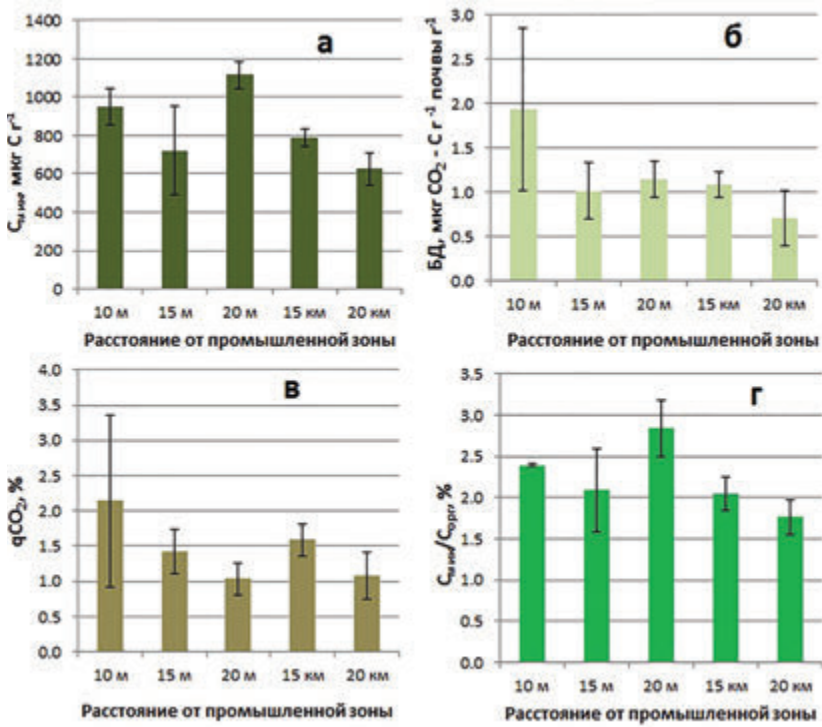
Содержание кальция в изученных черноземах показало более значительные различия (разница в 2 раза) и составило 0.94-2.1 и 0.63-1.1 Ca-CaO % для промышленного района и фона соответственно. Содержание алюминия в почве промышленной зоны составило в среднем 2.9 %, что было в 2.5 раза выше по сравнению с его фоновыми значениями (1.2 %).

В результате корреляционного анализа показано, что пул минерального азота ( $N-NH_4^+ + N-NO_3^-$ ) в основном определяется  $N-NO_3^-$  ( $r = 0.98$ ). Обнаружена значимая положительная взаимосвязь между содержанием в почве  $N-NO_3^-$  и Ca ( $r = 0.78, p < 0.05$ ), а так же Al ( $r = 0.75, p < 0.05$ ). Содержание  $N_{\text{мин}}$  в изученных почвах так же значимо положительно коррелировало с содержанием в ней Ca и Al ( $r = 0.70$  и  $0.81, p < 0.05$  соответственно).

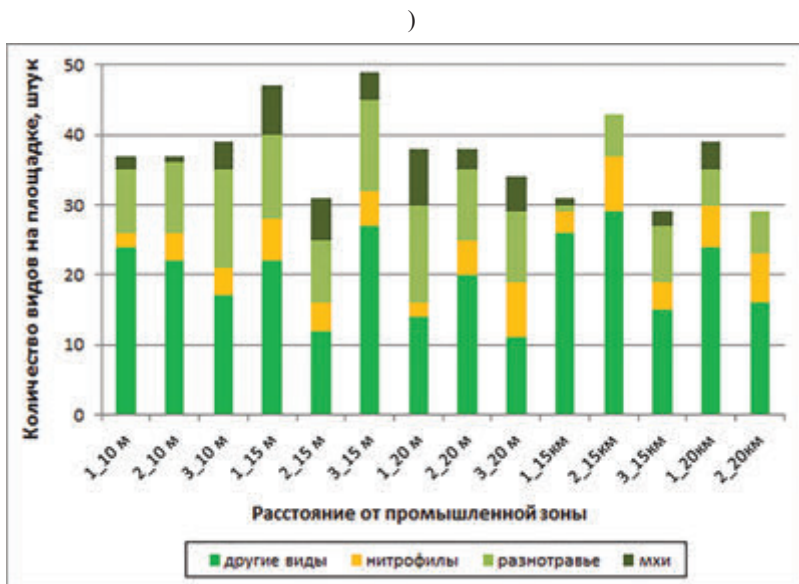
**Микробиологические свойства почв.** Содержание  $C_{\text{мик}}$  в изученных черноземах промышленной зоны варьировало от 491 до 1177 мгк С г<sup>-1</sup> (CV = 25%) и в среднем составило 928 мгк С г<sup>-1</sup> (рис. 1а). Показано, что в почве фоновых лугов варьирование этого показателя было значительно меньше (CV = 16%), а его среднее значение было в 1.5 раза ниже (725 мгк С г<sup>-1</sup>), чем в почвах промышленной зоны. В почве промышленной зоны величины БД были 0.56-3.22 мгк CO<sub>2</sub>-С г<sup>-1</sup> ч<sup>-1</sup> и в среднем составили 1.37 мгк CO<sub>2</sub>-С г<sup>-1</sup> ч<sup>-1</sup> (рис. 1б). Однако в почве фоновых лугов этот показатель был в 1.5 раз ниже и составил 0.4-1.25 мгк CO<sub>2</sub>-С г<sup>-1</sup> ч<sup>-1</sup>. В нашем исследовании показано, что показатель  $qCO_2$  в почве промышленной зоны варьировал в пределах от 0.74 до 3.87% и в среднем составил 1.53%. Для фоновых почв этот показатель был ниже и составил 0.74-1.84% (рис. 1в). Доля  $C_{\text{мик}}$  в пуле органического углерода почв промышленной зоны в среднем составила 2.4%, что было в 1.5 раза выше, чем таковая фоновых почв (1.9%) (рис. 1г).

Взаимосвязи между химическими и микробиологическими свойствами почв изученных черноземов нами не выявлено (низкие коэффициенты корреляции). Однако обнаружена значимая положительная корреляция между содержанием в почве Ca и соотношением  $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$  ( $r = 0.92, p < 0.05$ ).

**Видовое богатство растительности.** Растительность исследованных локализаций была представлена разнотравно-луговыми ассоциациями. Травянистый ярус промышленного района составляли *Poa pratensis* L., *Cirsium arvense* (L.) Scop., *Hieracium arvense* (L.) Scop., *Equisetum arvense* L., *Elytrigia répens* (L.) Desv., *Artemisia vulgáris* L., а фоновых лугов - *Festuca pratensis* Huds., *Phleum pretense* L., *Medicago falcate* L., *Tanacetum vulgare* L., *Trifolium pretense* L. По результатам исследований было показано, что обилие нитрофилов в общем количестве видов сосудистых растений на площадке (всего 16) колебалось от 2 до 8 видов и не показало значимых различий между экосистемами промышленного района и фона (рис. 2). Видовое богатство разнотравья изученных луговых экосистем составило 1-14 видов с их сильным преобладанием (9-14 видов от общего числа на площадке) в экосистемах промышленной зоны. Видовое богатство мхов для изученных лугов изменялось от 0 до 8 видов, а в промышленной зоне было показано их небольшое увеличение (6-8 видов от общего числа на площадке) по сравнению с фоном.



**Рисунок 1.** Распределение содержания углерода микробной биомассы ( $C_{мик}$ ) (а), микробного дыхания (БД) (б), микробного метаболического коэффициента ( $q_{CO_2}$ ) (в), доли  $C_{мик}$  в общем углероде ( $C_{мик} / C_{орг}$ ) (г) в изученных почвах (0-20 см



**Рисунок 2.** Видовое богатство сосудистых растений и мохообразных на исследуемых площадках промышленной зоны (10, 15 и 20 м) и фоновых лугов (15 и 20 км)

Проведенный статистический анализ показал, что видовое богатство нитрофилов и разнотравья не имеет корреляционной зависимости с распределением геохимических свойств изученных почв (низкие коэффициенты корреляции). Однако видовое богатство мхов показало слабую, но значимую положительную корреляцию с содержанием  $N_{\text{мин}}$  в почве ( $r^2 = 0.45, p < 0.05$ ).

### Дискуссия

Содержание  $N\text{-NO}_3^-$  в почвах промышленного района около предприятия ОАО «НАК «Азот»» г. Новомосковск составили 11.3-102.9 мг N кг<sup>-1</sup>, что в 4 раза превышало фоновые значения (8.9-10.5 мг N кг<sup>-1</sup>). Выявлено, что в пуле  $N_{\text{мин}}$  изученных почв  $N\text{-NO}_3^-$  составлял более 60%, однако традиционно считается, что аммоний является преобладающим в минеральном пуле черноземов (более 70%) (Кудеяров, 1976; Никитишен и др., 1994). Высокое содержание  $N_{\text{мин}}$  и  $N\text{-NO}_3^-$  в изученных почвах, несомненно, является результатом выбросов от промышленного предприятия. Такую закономерность отмечали и другие авторы. Так было показано, что поступление  $N_{\text{мин}}$  (как в виде  $N\text{-NO}_3^-$ , так и в  $N\text{-NH}_4^+$ ) из атмосферы в естественные экосистемы за счет антропогенной эмиссии вызывает рост первичной биологической продукции фитоценозов (Bobbink et al., 2010), что в свою очередь определяет изменение процесса минерализации органического вещества почвы (Care et al., 2012), увеличивая содержание в ней  $N\text{-NH}_4^+$ . Растения поглощают доступный  $N\text{-NH}_4^+$  из почвы до своего физиологического максимума и в дальнейшем свободный аммоний в результате процессов нитрификации переходит в  $N\text{-NO}_3^-$  (Eickhout et al., 2006).

Показано, что содержание P в почвах промышленной зоны в среднем было в 1.2 раза выше, чем таковое фона. В то же время соотношение  $N_{\text{общ}}/P$  в почвах около завода было в 2 раза ниже, чем в фоновых лугах. Другие авторы отмечают, что в результате роста биологической продуктивности биоценозов при азотном загрязнении в луговых экосистемах происходит интенсивное поглощение фосфора из почвы, что приводит к его дефициту (Rao et al., 2009; Sutton et al., 2011). На наш взгляд, снижение соотношения  $N_{\text{общ}}/P$  в районе завода объясняется сильным поглощением фосфора растительностью, обусловленное высоким содержанием в почве нитратов.

Содержание Ca и Al в черноземах промышленной зоны было в 2 и 2.5 раза соответственно выше, чем в фоновых почвах. Для изученных почв нами выявлена прямая положительная корреляционная взаимосвязь между содержанием этих элементов и почвенными  $N\text{-NO}_3^-$  и  $N_{\text{мин}}$ . Подобные закономерности были выявлены и другими авторами. Так было показано, что воздействие подкисления почвы за счет увеличения в ней нитратов определяет выветривание почвенных силикатных минералов, что приводит к выщелачиванию основных катионов (Ulrich, 1991; Pierson-Wickmann et al., 2009) и высвобождению из них Al (Neuvonen, Suomela, 1990; MacDonald et al., 2002). Так же показано, что изменение в почве pH и содержания кальция влияет на микробиологические и фаунистические сообщества, проявляющееся в увели-



---

чении микробиологической активности (Haimi, Huhta, 1990). С этими данными согласуется выявленная нами значимая положительная корреляция между содержанием в почве Са и соотношением  $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$  ( $r = 0.92, p < 0.05$ ).

В нашем исследовании для почв промышленной зоны было обнаружено увеличение микробной биомассы, базального дыхания, отношения  $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$  и  $q\text{CO}_2$ . Однако другие авторы, отмечали снижение  $C_{\text{мик}}$  при дополнительном поступлении азота, что объяснялось угнетением их роста за счет более быстрого формирования, в таких условиях, труднодоступных органических соединений (Agren et al., 2001). Для других микробиологических показателей (БД, отношения  $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$  и  $q\text{CO}_2$ ) показаны аналогичные закономерности снижения их значений в фоновых почвах, которое указывает на повышение относительно окружающей территории уровня стресса микробного сообщества в промышленной зоне (Peiulyt, Dirginiut-Volodkien, 2009; Жукова, Хомяков, 2015). При этом другие исследователи, как и в нашей работе, не обнаружили значимой корреляции между содержанием  $N_{\text{мин}}$  в почве и показателями  $C_{\text{мик}}$ , БД,  $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$  и  $q\text{CO}_2$  (Arnebrandt et al., 1996; Shukurova et al., 2006).

Анализ видового богатства сосудистых растений и мохообразных для изученных луговых экосистем показал сильную пространственную вариабельность этого показателя как в промышленной зоне, так и в фоновых лугах. Для экосистем промышленной зоны нами выявлено преобладание по сравнению с фоном мохообразных и разнотравья, представленного сорняками. Не смотря на то, что обнаруженные нами виды разнотравья (например, *Urtica dioica* L.) предпочитают обогащение азотом почвы, чаще всего они являются видами-пионерами при зарастании почв после трансформации ее верхнего слоя, а не индикаторами эмиссии азота от промышленного предприятия (Аверкиева, 2012). Выявленное нами, небольшое увеличение мхов в общей доле видов на площадке является достаточно новой тенденцией в исследованиях влияния азота на биоразнообразие луговых экосистем. Наличие подобных закономерностей показали исследования, проведенные в лугах Западной Европы (Stevens et al., 2011), а так же в экспериментах по искусственному добавлению азота в почву с минеральными удобрениями (Mountford et al., 1993). Отсутствие корреляционной взаимосвязи между видовым богатством нитрофилов и содержанием  $N_{\text{мин}}$  в почве может обуславливаться как нитратным подкислением (Leith et al., 1999), так и тем, что многие растения имеют очень широкий экологический спектр требований к экологическим условиям среды (например, *Agróstis capilláris* L., *Festuca ovina* L.) (Жукова и др., 2013).

Таким образом, в результате исследование выявлено, что долгосрочное промышленное загрязнение, характеризующееся повышенной концентрации соединений азота, определяет уменьшение в почве соотношения  $N_{\text{общ}}/P$ , но повышение в ней содержания  $N_{\text{мин}}$ ,  $N\text{-NO}_3^-$ , Са и Al и показателей функционирования микробного сообщества ( $C_{\text{мик}}$ , БД,  $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$  и  $q\text{CO}_2$ ), а так же повышение видового богатства мохообразных в напочвенном покрове.

---

---

**Список литературы**

Аверкиева И.Ю. 2012. Анализ трансформации лесных экосистем Подмосковья в связи с воздействием техногенных соединений азота на основе метода балльных оценок. – Вестник Брянского государственного университета, т. 2, № 4, с. 96-101.

Доклад об экологической ситуации в Тульской области за 2014. 2015. – Министерство природных ресурсов и экологии Тульской области, 114 с. – Электронный ресурс. URL: [http://www.greenpatrol.ru/sites/default/files/doklad\\_ob\\_ekologicheskoy\\_situacii\\_v\\_tulskoj\\_oblasti\\_2014.pdf](http://www.greenpatrol.ru/sites/default/files/doklad_ob_ekologicheskoy_situacii_v_tulskoj_oblasti_2014.pdf) (дата обращения 12 апреля 2017).

Жукова А.Д., Хомяков Д.М. 2015. Показатели микробного дыхания в почвенном покрове импактной зоны предприятия по производству минеральных удобрений. – Почвоведение, № 8, с. 984-992.

Жукова Л.А., Турмухаметова Н.В., Дорогова Ю.А. 2013. Экологическая характеристика некоторых видов растений. – В кн.: Онтогенетический атлас растений. – Йошкар-Ола, Изд. Марийский государственный университет, с. 289-296.

Кудяров В.Н. 1976. О биогеохимическом цикле азота. – В кн.: Биогеохимические циклы в биосфере. – М., Наука, с. 190-198.

Лукина Н.В., Никонов В.В. 1992. Состояние еловых биоценозов севера в условиях техногенного загрязнения /под ред. Уткина А.И. – Апатиты, Коми НЦ РАН, 134 с.

Методические подходы к экологической оценке лесного покрова в бассейне малой реки. 2010. / Под ред. Л.Б. Заугольной, Т.Ю. Браславской. – М., КМК, 383 с.

Никитишен В.И., Демидова Л.К., Заборин А.В. 1994. Баланс азота в агроценозах и эффективность длительного внесения удобрений. – Агрехимия, № 12, с. 73-82.

Пристова Т.А., Василевич М.И. 2011. Особенности химического состава снежного покрова в лесных экосистемах средней тайги Республики Коми. – Геохимия, № 2, с. 212-219.

Agren G., Bosatta E., Magill A.H. 2001. Combining theory and experiment to understand effects of inorganic nitrogen on litter decomposition. – *Oecologia*, vol. 128, pp. 94-98.

Allison S.D., Czimczik C.I., Treseder K.K. 2008. Microbial activity and soil respiration under nitrogen addition in Alaskan boreal forest. – *Global Change Biology*, vol. 14, pp. 1156-1168.

Anderson J.P.E., Domsch K.H. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. – *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 10 (3), pp. 215-221.

Arnebrandt K., Baath E., Soderstrom B., Nohrstedt H.O. 1996. Soil microbial activity in eleven Swedish coniferous forests in relation to site fertility and nitrogen fertilization. – *Scand. J. For. Res.*, vol. 11, pp. 1-6.

Bertills U., Näsholm T. 2000. Effects of nitrogen deposition on forest ecosystems. – Trelleborg, Printed Berlings Skogs, 160 p.

Bobbink R., Hicks K., Galloway J., Spranger T., Alkemade R., Ashmore M., Bustamante M., Cinderby S., Davidson E., Dentener F., Emmett B., Erisman J.W., Fenn M., Gilliam F., Nordin A., Pardo L., De Vries W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity. – *Ecol. Appl.*, vol. 20 (1), pp. 30-59.

---

---

Cape J.N., Tang Y.S., González-Benítez J., Mitosinková M., Makkonen U., Jocher M., Stolk A. 2012. Organic nitrogen in precipitation across Europe. – *Biogeosciences*, vol. 9, pp. 4401-4409.

Eickhout B., Bouwman A.F., Van Zeijts H. 2006. The role of nitrogen in world food production and environmental sustainability. – *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 116, pp. 4-14.

Galloway J.N., Townsend A.R., Erisman J.W., Bekunda M., Cai Z., Freney J.R., Martinelli L.A., Seitzinger S.P., Sutton M.A. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions and potential solutions. – *Science*, vol. 320, pp. 889-892.

Haimi J., Huhta V. 1990. Effects of earthworms on decomposition processes in raw humus forest soil -a microcosm study. – *Biology and Fertility of Soils*, vol. 10 (3), pp. 178-183.

Jia Y., Yu G., Gao Y., He N., Wang Q., Jiao C., Zuo Y. 2016. Global inorganic nitrogen dry deposition inferred from ground and space-based measurements. – *Sci. Rep.*, vol. 6 (19810). Doi: 10.1038/srep19810.

Leith I.D., Hicks W.K., Fowler D., Woodin S.J. 1999. Differential responses of UK upland plants to nitrogen deposition. – *New Phytologist*, vol. 141, pp. 277-289.

MacDonald J.A., Dise N.B., Matzner E., Armbruster M., Gundersen P., Forsius M. 2002. Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. – *Global Change Biology*, vol. 8, pp. 1028-1033.

Mountford J.O., Lakhani K.H., Kirkham F.W. 1993. Experimental assessment of the effects of nitrogen addition under hay-cutting and aftermath grazing on the vegetation of meadows on a Somerset peat moor. – *Journal of Applied Ecology*, vol. 30, pp. 321-332.

Neuvonen S., Suomela J. 1990. The effect of simulated acid rain on pine needle and birch leaf litter decomposition. – *Journal of Applied Ecology*, vol. 27, pp. 857-872.

Peiulyt D., Dirginiut-Volodkien V. 2009. Effect of longterm industrial pollution on soil microorganisms in deciduous forests situated along a pollution gradient next to a fertilizer factory. – *Ekologija*, vol. 55 (1), pp. 67-77.

Pierson-Wickmann A. C., Aquilina L., Martin C., Ruiz L., Mole'nat J. 2009. High chemical weathering rates in first-order granitic catchments induced by agricultural stress. – *Chemical Geology*, vol. 265, pp. 369-380.

Rao L.E., Parker D.R., Bytnerowicz A., Allen E.B. 2009. Nitrogen mineralization across an atmospheric nitrogen deposition gradient in Southern California deserts. – *Journal of Arid Environments*, vol. 73, pp. 920-950.

Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M., Wall, D.H. 2000. Biodiversity – global biodiversity scenarios for the year 2100. – *Science*, vol. 287, pp. 1770-1774.

Sheppard L.J., Leith I.D. 2002. Effects of NH<sub>3</sub> fumigation on the frost hardiness of *Calluna* - does N deposition increase winter damage by frost? – *Phyton-annales Rei Botanica*, vol. 42, pp. 183-190.

Shukurova N., Pen-Mouratova S., Steinberger Y. 2006. The influence of soil pollution on soil microbial biomass and nematode community structure in Navoiy Industrial Park, Uzbekistan. – *Environment International*, vol. 32, pp. 1-11.

---

Stevens C. J., Duprè C., Dorland E., Gaudnik C., Gowing D.J.G., Bleeker A., Diekmann M., Alard D., Bobbink R., Fowler D., Corcket E, Mountford J.O., Vandvik V., Aarrestad P.A., Muller S., Dise N.B. 2011. The impact of nitrogen deposition on acid grasslands in the Atlantic region of Europe. – *Environmental Pollution*, vol. 159, pp. 2243-2250.

Sutton M.A., Howard C., Erismann J.W., Billen G., Bleeker A., Grenfelt P., van Grinsven H., Grizzetti B. 2011. *The European Nitrogen Assessment*. – Cambridge, Camb. Univ. Press., 612 p.

Ulrich B. 1991. An ecosystem approach to soil acidification. – In book: *Soil acidity* / eds. B. Ulrich, M.E. Sumner. – Berlin, Springer, pp. 28-79.

## References

Averkiewa I.Ju. 2012. Analiz transformacii lesnyh jekosistem Podmoskov'ja v svjazi s vozdejstviem tehnogennyh soedinenij azota na osnove metoda ball'nyh ocenok [Analysis of the transformation of forest ecosystems in the Moscow region in connection with the impact of anthropogenic nitrogen compounds by the scoring method]. *Vestnik Brjanskogo gosudarstvennogo universiteta - Bulletin of the Bryansk State University*, vol. 2, no. 4, pp. 96-101.

*Doklad ob jekologicheskoj situacii v Tul'skoj oblasti za 2014* [Report on the ecological situation in the Tula region for 2014]. 2015. 114 p. Available at: [http://www.greenpatrol.ru/sites/default/files/doklad\\_ob\\_ekologicheskoj\\_situacii\\_v\\_tul'skoj\\_oblasti\\_2014.pdf](http://www.greenpatrol.ru/sites/default/files/doklad_ob_ekologicheskoj_situacii_v_tul'skoj_oblasti_2014.pdf) (accessed 12 April 2017).

Zhukova A.D., Homjakov D.M. 2015. Pokazateli mikrobnogo dyhanija v pochvennom pokrove impaktnoj zony predprijatija po proizvodstvu mineral'nyh [Parameters of microbial respiration in soils of the impact zone of a mineral fertilizer factory]. *Pochvovedenie - Eurasian Soil Science.*, issue 8, pp. 984–992.

Zhukova L.A., Turmuhametova N.V., Dorogova Ju.A. 2013. Jekologicheskaja harakteristika nekotoryh vidov rastenij [Ecological characteristics of some plant species]. *Ontogeneticheskij atlas rastenij* [Ontogenetic plant atlas]. Jashkar-Ola, pp. 289-296.

Kudejarov V.N. 1976. O biogeohimicheskom cikle azota [About biogeochemical cycle of nitrogen]. *Biogeohimicheskie cikly v biosfere* [Biogeochemical cycles in the biosphere]. Moscow, pp. 190-198.

Lukina N.V., Nikonov V.V. 1992. *Sostojanie elovyh biocenozov severa v uslovijah tehnogennogo zagryznenija* [State of spruce biocenoses of the north under conditions of industrial pollution]. Apatity, 134 p.

*Metodicheskie podhody k jekologicheskoj ocenke lesnogo pokrova v bassejne maloj reki* [Methodological Approaches to the Environmental Assessment of Forest Cover in a Small River Basin]. 2010. Moscow, 383 p.

Nikitishen V.I., Demidova L.K., Zaborin A.V. 1994. Balans azota v agrocenozah i jeffektivnost' dlitel'nogo vnesenija udobrenij [Nitrogen balance in agrocenoses and efficiency of long-term fertilizer application]. *Agrohimiya - Agricultural Chemistry*, issue 12, pp. 73-82.

Pristova T.A., Vasilevich M.I. 2011. Osobennosti himicheskogo sostava snezhnogo pokrova v lesnyh jekosistemah srednej tajgi Respubliki Komi [Chemical composition of snow cover in middle-taiga forest ecosystems in the Komi Republic]. *Geohimiya - Geochemistry International*, issue 2, pp. 212–219.

---

Agren G., Bosatta E., Magill A.H. 2001. Combining theory and experiment to understand effects of inorganic nitrogen on litter decomposition. – *Oecologia*, vol. 128, pp. 94-98.

Allison S.D., Czimczik C.I., Treseder K.K. 2008. Microbial activity and soil respiration under nitrogen addition in Alaskan boreal forest. – *Global Change Biology*, vol. 14, pp. 1156-1168.

Anderson J.P.E., Domsch K.H. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. – *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 10 (3), pp. 215-221.

Arnebrandt K., Baath E., Soderstrom B., Nohrstedt H.O. 1996. Soil microbial activity in eleven Swedish coniferous forests in relation to site fertility and nitrogen fertilization. – *Scand. J. For. Res.*, vol. 11, pp. 1-6.

Bertills U., Näsholm T. 2000. Effects of nitrogen deposition on forest ecosystems. – Trelleborg, Printed Berlings Skogs, 160 p.

Bobbink R., Hicks K., Galloway J., Spranger T., Alkemade R., Ashmore M., Bustamante M., Cinderby S., Davidson E., Dentener F., Emmett B., Erisman J.W., Fenn M., Gilliam F., Nordin A., Pardo L., De Vries W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity. – *Ecol. Appl.*, vol. 20 (1), pp. 30-59.

Cape J.N., Tang Y.S., González-Benítez J., Mitošinková M., Makkonen U., Jocher M., Stolk A. 2012. Organic nitrogen in precipitation across Europe. – *Biogeosciences*, vol. 9, pp. 4401-4409.

Eickhout B., Bouwman A.F., Van Zeijts H. 2006. The role of nitrogen in world food production and environmental sustainability. – *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 116, pp. 4-14.

Galloway J.N., Townsend A.R., Erisman J.W., Bekunda M., Cai Z., Freney J.R., Martinelli L.A., Seitzinger S.P., Sutton M.A. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions and potential solutions. – *Science*, vol. 320, pp. 889-892.

Haimi J., Huhta V. 1990. Effects of earthworms on decomposition processes in raw humus forest soil -a microcosm study. – *Biology and Fertility of Soils*, vol. 10 (3), pp. 178-183.

Jia Y., Yu G., Gao Y., He N., Wang Q., Jiao C., Zuo Y. 2016. Global inorganic nitrogen dry deposition inferred from ground and space-based measurements. – *Sci. Rep.*, vol. 6 (19810). Doi: 10.1038/srep19810.

Leith I.D., Hicks W.K., Fowler D., Woodin S.J. 1999. Differential responses of UK upland plants to nitrogen deposition. – *New Phytologist*, vol. 141, pp. 277-289.

MacDonald J.A., Dise N.B., Matzner E., Armbruster M., Gundersen P., Forsius M. 2002. Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. – *Global Change Biology*, vol. 8, pp. 1028-1033.

Mountford J.O., Lakhani K.H., Kirkham F.W. 1993. Experimental assessment of the effects of nitrogen addition under hay-cutting and aftermath grazing on the vegetation of meadows on a Somerset peat moor. – *Journal of Applied Ecology*, vol. 30, pp. 321-332.

Neuvonen S., Suomela J. 1990. The effect of simulated acid rain on pine needle and birch leaf litter decomposition. – *Journal of Applied Ecology*, vol. 27, pp. 857-872.

Peilyt D., Dirginiut-Volodkien V. 2009. Effect of longterm industrial pollution on soil microorganisms in deciduous forests situated along a pollution gradient next to a fertilizer factory. – *Ekologija*, vol. 55 (1), pp. 67-77.

Pierson-Wickmann A. C., Aquilina L., Martin C., Ruiz L., Mole'nat J. 2009. High chemical weathering rates in first-order granitic catchments induced by agricultural stress. – *Chemical Geology*, vol. 265, pp. 369-380.

Rao L.E., Parker D.R., Bytnerowicz A., Allen E.B. 2009. Nitrogen mineralization across an atmospheric nitrogen deposition gradient in Southern California deserts. – *Journal of Arid Environments*, vol. 73, pp. 920-950.

Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M., Wall, D.H. 2000. Biodiversity – global biodiversity scenarios for the year 2100. – *Science*, vol. 287, pp. 1770-1774.

Sheppard L.J., Leith I.D. 2002. Effects of NH<sub>3</sub> fumigation on the frost hardiness of *Calluna* - does N deposition increase winter damage by frost? – *Phyton-annales Rei Botanica*, vol. 42, pp. 183-190.

Shukurova N., Pen-Mouratova S., Steinberger Y. 2006. The influence of soil pollution on soil microbial biomass and nematode community structure in Navoiy Industrial Park, Uzbekistan. – *Environment International*, vol. 32, pp. 1-11.

Stevens C. J., Duprè C., Dorland E., Gaudnik C., Gowing D.J.G., Bleeker A., Diekmann M., Alard D., Bobbink R., Fowler D., Corcket E, Mountford J.O., Vandvik V., Aarrestad P.A., Muller S., Dise N.B. 2011. The impact of nitrogen deposition on acid grasslands in the Atlantic region of Europe. – *Environmental Pollution*, vol. 159, pp. 2243-2250.

Sutton M.A., Howard C., Erisman J.W., Billen G., Bleeker A., Grenfelt P., van Grinsven H., Grizzetti B. 2011. The European Nitrogen Assessment. – Cambridge, Camb. Univ. Press., 612 p.

Ulrich B. 1991. An ecosystem approach to soil acidification. – In book: *Soil acidity* / eds. B. Ulrich, M.E. Sumner. – Berlin, Springer, pp. 28-79.

*Статья поступила в редакцию: 12.04.2017*