

УДК 574.4:574.45+[57.044+631.45]

## НАДЗЕМНАЯ ФИТОМАССА И СКОРОСТЬ ДЕСТРУКЦИИ РАСТИТЕЛЬНЫХ ОСТАТКОВ В ТРАВЯНИСТЫХ СООБЩЕСТВАХ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОЧВЫ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

© 2016 г. В. С. Безель\*, Т. В. Жуйкова\*, \*\*, В. А. Гордеева\*\*, Э. В. Мелинг\*\*, А. Б. Трубянов\*\*\*, Н. В. Глотов\*\*\*

\*Институт экологии растений и животных УрО РАН  
620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

\*\*Нижнетагильский государственный социально-педагогический институт,  
филиал Российского государственного профессионально-педагогического университета  
622031 Нижний Тагил, ул. Красногвардейская, 57

\*\*\*Марийский государственный университет  
424000 Республика Марий Эл, Йошкар-Ола, пл. Ленина, 1  
e-mail: bezel@ipae.uran.ru

Поступила в редакцию 23.07.2015 г.

Рассмотрены продукционные и деструкционные процессы в травянистых сообществах Среднего Урала, подверженных химическому загрязнению тяжелыми металлами. Высокая вариабельность надземной фитомассы агроботанических групп (бобовые, разнотравье, злаки) обусловлена пространственной неоднородностью загрязнения почвы исследуемых территорий и связанным с этим изменением видового состава растительных сообществ. Непараметрические методы статистического анализа (критерий Крускалла–Уоллиса с последующими попарными сравнениями по критерию Вилкоксона–Манна–Уитни с учетом поправки Бонферрони на множественные сравнения), показали, что в градиенте возрастающего загрязнения при неизменной фитомассе бобовых отмечено снижение доли разнотравья и увеличение вклада в общую фитомассу злаков. Почвы, хорошо обеспеченные элементами питания, способны поддерживать высокий уровень деструкции растительных остатков, компенсируя негативное влияние на эти процессы повышенных уровней тяжелых металлов. Сбалансированность процессов продукции и минерализации позволяет травянистым сообществам стабильно и длительно существовать при интенсивном загрязнении природной среды.

*Ключевые слова:* травянистые фитоценозы, биопродуктивность, процессы деструкции, химическое загрязнение среды, тяжелые металлы.

DOI: 10.7868/S0367059716040089

Судьба биогеоценоза как комплекса живых, биокосных и косных компонентов при любом антропогенном воздействии определяется способностью системы поддерживать необходимый уровень обмена вещества (Вернадский, 1934; Ковальский, 1990). Проблема биологического круговорота особенно обострилась в связи с химическим загрязнением природной среды. Техногенное воздействие ведет к изменению объема эволюционно обусловленных биогенных потоков и может влиять на стабильность функционирования природных биогеоценозов.

Многочисленные исследования о влиянии химического загрязнения среды на состояние растительных сообществ, произрастающих в разных эколого-географических условиях, различного состава и интенсивности воздействия, как правило, ограничиваются изучением уровней накопле-

ния химических веществ разными компонентами природных экосистем (Безель и др., 1998; Горюнова, 2001; Федорова, Одинцева, 2005; и др.). Между тем устойчивое функционирование природных биогеоценозов обеспечивается сбалансированностью синтеза первичной продукции, последующей ее деструкцией и минерализацией. Интенсивность этих процессов зависит от многих факторов, включая такие эдафические условия как кислотность почвы, содержание в ней алюмосиликатов, гумуса, состав и обилие почвенной биоты, а также от влияния на эти параметры химического загрязнения почвы (Воробейчик, 2002; Паршина, 2007; Помазкина, 2011; Казнина, Титов, 2013; Жуйкова и др., 2013; Berg et al., 1991; Chew et al., 2001; Fischer et al., 2006; и др.).

В настоящей работе рассмотрено изменение продуктивности и скорости деструкции фитомас-

сы в травянистых экосистемах, подверженных различному уровню техногенного загрязнения тяжелыми металлами. Предполагается, что выявленные различия связаны не только с разными уровнями токсического воздействия, но зависят и от состава почвенного субстрата и условий вегетации.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

### Общая характеристика района исследований.

Исследования проведены в зоне аэрогенных выбросов предприятий черной металлургии Среднего Урала (г. Нижний Тагил Свердловской области, 58° с.ш., 60° в.д.). Ведущее предприятие – Нижнетагильский металлургический комбинат (ОАО “ЕВРАЗ НТМК”), действующий с 1938 года. Приоритетные загрязнители – полиметаллическая пыль окислов Cr, Ni, Fe, Cu, Zn, Cd, Pb и S. В градиенте химического загрязнения максимальные превышения фоновых значений отмечены по Cd – в 78 раз, Cu – в 10 раз, Zn – в 29 раз. Подвижные формы тяжелых металлов составляют 70–90% от их валового содержания в почве.

На основе суммарного коэффициента концентрации тяжелых металлов в почве  $Z$ , выраженного в относительных к фоновым значениям единицах, были выделены зоны токсической нагрузки, названия которых даны в соответствии с номенклатурой ЮНЕП (Global..., 1973): фоновая, в пределах которой расположена площадка “Фон” (Ф;  $Z = 1.44$  отн. ед.); буферная: Буфер-1 (Б-1;  $Z = 3.53$  отн. ед.) и Буфер-2 (Б-2;  $Z = 9.03$  отн. ед.); импактная: Импакт-1 (И-1;  $Z = 21.58$  отн. ед.), Импакт-2 (И-2;  $Z = 29.53$  отн. ед.).

В процессе длительного антропогенного освоения и техногенеза на исследуемой территории сформировались почвы, по многим параметрам отличающиеся от первоначальных дерново-подзолистых. По ландшафтному и почвенным условиям участки Ф и Б-1 отнесены к *агроземам*, Б-2, И-1 и И-2 – к *техноземам*.

*Агроземы* расположены в агроландшафтах с агродерново-подзолистыми почвами, со средним плодородием, слабой и средней насыщенностью основаниями ( $V = 50–95\%$ ), низкой и средней обеспеченностью подвижными соединениями фосфора и калия. Содержание легкогидролизуемого азота в агроземах среднее и низкое.

*Техноземы* расположены в техногенных ландшафтах (на промышленных отвалах, возраст которых более 45 лет). Это молодые почвы, формируемые по буроземному и литоземному типам, обладающие более высоким плодородием, сильно насыщенные основаниями ( $V > 95\%$ ), с высокими и очень высокими показателями обеспеченности обменными формами фосфора и калия.

Обеспеченность азотом при слаборазвитой дернине низкая, при наличии дернины – высокая.

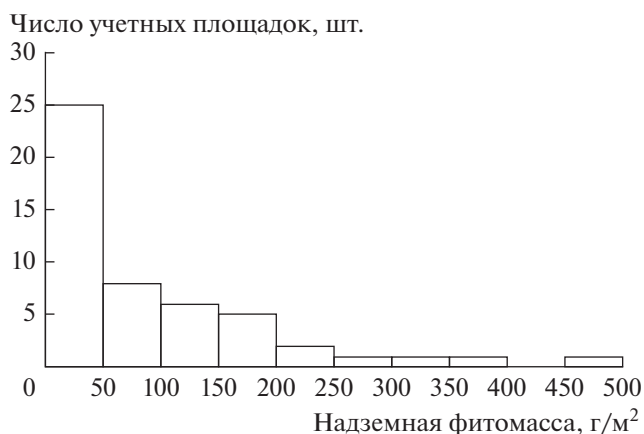
В составе растительных сообществ на исследуемой территории выявлено 78 видов, входящих в 60 родов и 19 семейств. Сообщества участков фоновой и буферной зон относятся к классу Molinio-Arrhenatheretea и соответствуют гликофитному варианту лугового типа растительности. Сообщества импактной зоны являются переходными между классами Artemisietea vulgaris (рудеральные сообщества дву- и многолетников) и Agropyretea repentis (рудеральные сообщества с преобладанием многолетних злаков, представляющие предшествующую лугам стадию восстановительной сукцессии).

Подробная характеристика уровней загрязнения, почв и видового состава травянистых сообществ приведена ранее (Кайгородова и др., 2013; Жуйкова и др., 2015; Ившина и др., 2014).

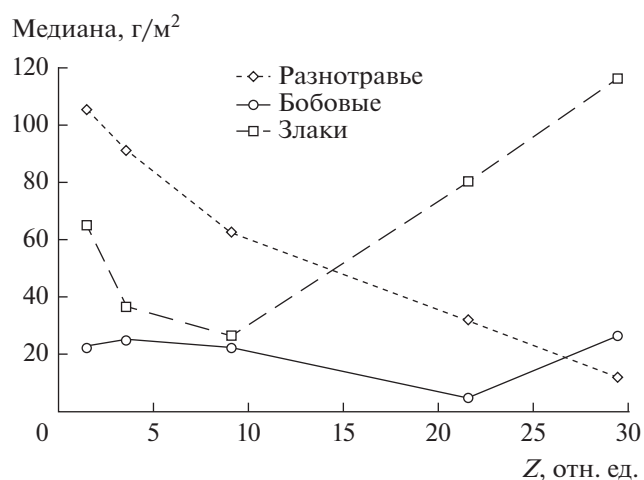
### Оценка первичной продуктивности сообществ.

В вегетационные сезоны 2009–2012 гг. в период максимального развития травостоя в исследуемых фитоценозах закладывали по 10 учетных площадок размером 25 × 25 см. Отбор проб проводили методом монолитов с 25-см глубины (Шалыт, 1960; Харитонов, Бойков, 1999). В пределах каждой учетной площадки растения разбирали по видам. В лаборатории определяли воздушно-сухую надземную фитомассу вида в пределах каждой учетной площадки. Дальнейший анализ продуктивности травянистых сообществ проведен для трех агроботанических групп: бобовые, злаки, разнотравье.

На участке Ф в составе бобовых доминируют *Lathyrus pratensis* L. (9–31% общей фитомассы), *Trifolium pratense* L. (7–9%), среди злаков – *Poa angustifolia* L. (13–18%), *Festuca pratensis* Huds. (8–10%), среди разнотравья – *Pimpinella saxifrage* L. (9–22%), *Carum carvi* L. (7–10%), *Tanacetum vulgare* L. (7–20%). На участке Б-1 среди бобовых доминируют *Lathyrus pratensis* L. (7–23%), *Trifolium medium* L. (8–18%), среди злаков – *Poa palustris* L. (4–14%), *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv. (10%), *Poa angustifolia* L. (4–9%), *Festuca pratensis* Huds. (14–20%), среди разнотравья – *Alchemilla vulgaris* L. (33–52%). На участке Б-2 в составе бобовых доминируют *Lathyrus pratensis* L. (4–15%), *Trifolium pratense* L. (18–23%), злаков – *Festuca pratensis* Huds. (6–20%), *Poa palustris* L. (6–17%), разнотравья – *Carum carvi* L. (10–17%), *Achillea millefolium* L. (5–11%). На участке И-1 среди бобовых доминируют *Lathyrus pratensis* L. (5–25%), *Trifolium pratense* L. (9–20%), среди злаков – *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth (35–56%), среди разнотравья – *Tussilago farfara* L. (4–9%), *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop. (5–10%), *Cirsium setosum* (Willd.) Bess. (4–6%). На участке И-2 среди бобовых доминируют *Lathyrus pratensis* L. (11–28%), *Carum carvi* L. (4–9%), злаков – *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth (46–69%), разнотравья – *Cirsi-*



**Рис. 1.** Распределение фитомассы бобовых по учетным площадкам в 2012 г. (распределения для разных зон загрязнения не различаются).



**Рис. 2.** Зависимость фитомассы разных агроботанических групп от токсической нагрузки.

*um setosum* (Willd.) Bess. (5–16%), *Picris hieracioides* L. (2–5%).

#### Скорость деструкции растительных остатков.

Полевой эксперимент проведен в тех же сообществах, в которых была изучена продуктивность. В качестве экспонируемого материала использовали атмосферно-сухую фитомассу растений каждой из указанных выше агроботанических групп. Образцы растительной массы ( $2.001 \pm 0.009$  г) помещали в пакеты из капроновой сетки с ячейей 0.5 мм. По 10 пакетов с образцом каждой агроботанической группы помещали в верхний 3–4-сантиметровый слой почвы по трансекте через каждые 30 см на 5-и участках (Ф, Б-1, Б-2, И-1, И-2), где была собрана фитомасса. Срок экспонирования образцов составлял 12 мес. (с 5–8 мая 2010 г.). После экспонирования содержимое пакетов высушивали при  $105^{\circ}\text{C}$ . Ско-

рость деструкции оценивали по убыли массы навески в течение года (Воробейчик, 2002; Воробейчик, Пищулин, 2011).

**Статистический анализ.** Изменчивость надземной фитомассы каждой агроботанической группы на учетной площадке в пределах каждого исследуемого фитоценоза в течение года наблюдения очень велика — от 0 до  $843 \text{ г/м}^2$ . Распределения этого признака J-образные (рис. 1).

Распределение признака скорость деструкции при данных объемах выборок не поддается систематическому описанию (одно- и многовершинность, большие положительный эксцесс, левосторонняя или правосторонняя асимметрия). Поэтому при анализе данных использовали непараметрические методы — критерий Крускала–Уоллиса (КУ) с последующими попарными сравнениями по критерию Вилкоксона–Манна–Уитни (ВМУ) с учетом поправки Бонферрони на множественные сравнения (Реброва, 2002). В качестве параметра положения использовали медиану.

Величины биомассы растений разных агроботанических групп на учетной площадке (в определенный год наблюдения, в конкретном исследуемом сообществе) не коррелируют (из 60 значений коэффициентов ранговой корреляции Спирмена только три отличаются от нуля на 5%-ном уровне значимости). Поэтому правомочен анализ результатов отдельно по каждой агроботанической группе.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

**Надземная фитомасса.** В качестве меры первичной продукции травянистых сообществ чаще всего используют величину фитомассы, собранную в период ее максимального развития. Этот показатель не учитывает надземную фитомассу, отмирающую в течение сезона. Подробный анализ состава близкого к нашим разнотравно-бобово-вейниковому лугового сообщества показал, что продукция травянистых фитоценозов, определенная по максимальным укосам, в 1.5–2.5 раза ниже реальных значений (Титлянова, 1977, 1979). Поскольку прямое определение первичной годовой продукции травянистых фитоценозов представляет методически сложную задачу, мы сочли возможным в качестве оценки полной надземной продуктивности фитоценоза рассматривать лишь ее оценку по фитомассе, собранной в период максимального развития.

Фитомасса разнотравья в разные годы наблюдений на каждом из участков статистически значимо не различается (КУ:  $p = 0.10\text{--}0.78$ ). По суммарным за четыре года данным с возрастанием токсической нагрузки значения медиан монотонно уменьшаются (рис. 2; КУ:  $p = 1.4 \times 10^{-8}$ ). При попарных сравнениях Ф и Б-1 отличаются от И-1 и

И-2 (ВМУ:  $p = 1.0 \times 10^{-6}$ – $5.8 \times 10^{-4}$ ), Б-2 от И-2 (ВМУ:  $p = 1.6 \times 10^{-4}$ ; в обоих случаях с поправкой Бонферрони разница значима на 1%-ном уровне).

Для бобовых величина фитомассы различается в разные годы на участках Ф (КУ:  $p = 6.4 \times 10^{-3}$ ), Б-2 (КУ:  $p = 1.1 \times 10^{-2}$ ) и И-1 (КУ:  $p = 4.7 \times 10^{-3}$ ), поэтому зависимость фитомассы от токсической нагрузки анализировали отдельно по годам. Установлено, что фитомасса бобовых не зависела от уровня загрязнения в 2009 г. (КУ:  $p = 0.13$ ), 2010 г. (КУ:  $p = 0.28$ ) и в 2012 г. (КУ:  $p = 0.54$ ). В 2011 г. эффект загрязнения проявляется (КУ:  $p = 0.0076$ ), но не носит систематического характера: фитомасса на И-1 ниже, чем на Б-1 (ВМУ:  $p = 7.6 \times 10^{-4}$  с поправкой Бонферрони разница значима на 1%-ном уровне) и ниже, чем на И-2 (ВМУ:  $p = 4.7 \times 10^{-3}$  с поправкой Бонферрони разница значима на 5%-ном уровне) за счет того, что на 9 из 10 площадках на участке И-1 бобовые отсутствовали. Можно считать, что общая за все годы наблюдений фитомасса бобовых не зависит от уровня токсической нагрузки (см. рис. 2).

Для злаков фитомасса различается по годам на участках Б-1 (КУ:  $p = 3.2 \times 10^{-2}$ ) и И-2 (КУ:  $p = 1.8 \times 10^{-3}$ ), поэтому ее зависимость от токсической нагрузки анализировали отдельно по годам. Изменение фитомассы злаков с нагрузкой значимо в 2009 г. (КУ:  $p = 0.0057$ , из множественных сравнений критерием ВМУ с поправкой Бонферрони на 5%-ном уровне значимо только различие Б-1 от И-2,  $p = 0.0028$ ) и в 2010 г. (КУ:  $p = 0.0005$ , из множественных сравнений критерием ВМУ с поправкой Бонферрони значимы на 5%-ном уровне Б-1 и Б-2 против И-2 в сторону больших значений на И-2. Значима также разница Ф с Б-1, но с большей величиной на Ф ( $p = 1.0 \times 10^{-3}$ – $3.6 \times 10^{-3}$ ), в 2011 г. (КУ:  $p = 0.004$ , из множественных сравнений критерием ВМУ с поправкой Бонферрони значима разница Б-2 с И-2 на 5%-ном уровне,  $p = 2.8 \times 10^{-3}$ ). В 2012 г. различие фитомассы в градиенте токсической нагрузки статистически незначимо ( $p = 0.54$ ). Отмечена тенденция увеличения фитомассы злаков на И-2 и ее уменьшения на Б-1 и Б-2 по сравнению с Ф (см. рис. 2).

На рис. 3 показаны доли фитомассы различных агроботанических групп в общей надземной фитомассе. Соотношение “разнотравье–бобовые–злаки” изменяется в градиенте химического загрязнения почв от 46.8 : 21.3 : 31.9 на участке Ф до 17.7 : 19.1 : 63.2 на И-2.

Таким образом, в градиенте токсической нагрузки фитомасса разнотравья, отнесенная к единице площади, уменьшается, у злаков – возрастает, у бобовых – остается без изменения. При этом общая фитомасса всех агроботанических групп в пределах агроземов не различается. На техноземах фитомасса злаков при малых нагрузках ( $Z =$

Доля фитомассы, %

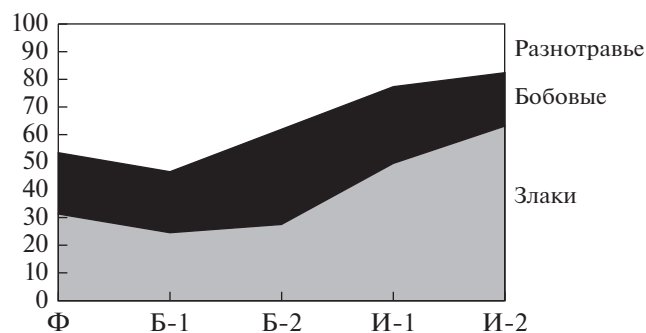


Рис. 3. Соотношение долей фитомассы разных агроботанических групп в общей надземной фитомассе.

Медиана, %/год

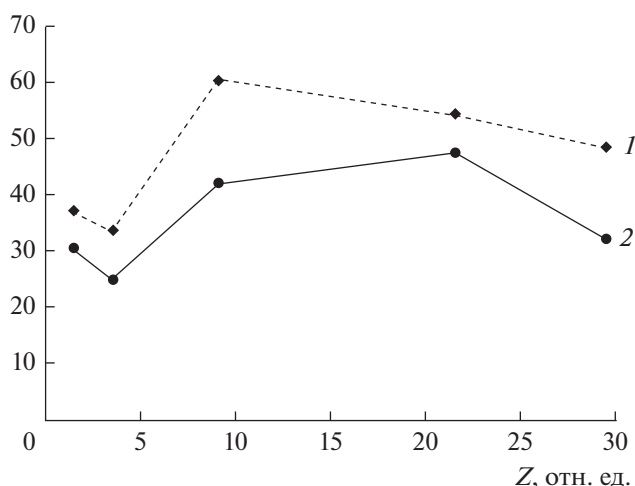
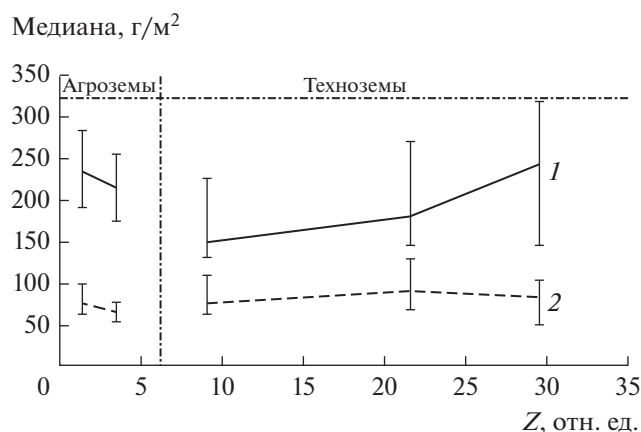


Рис. 4. Скорость деструкции разнотравья (1) и объединенной группы бобовые и злаки (2) при разных техногенных нагрузках.

$= 9.03$  отн. ед.) ниже, чем на агроземах. С нашей точки зрения, своеобразие распределений (J-образное) надземной фитомассы с единицы площади и отдельные нерегулярные в разные годы ее значения при разных нагрузках указывают на неоднородность загрязнения почвы и, вероятно, связанную с этим нерегулярность распределения видов травянистых растений в пределах выделенных фитоценозов, что согласуется с данными других исследователей (Воробейчик, 2002).

**Скорость деструкции растительных остатков.** Многие авторы отмечают снижение скорости деструкции растительных остатков в почвах, подверженных загрязнению тяжелыми металлами и соединениями серы (Воробейчик, 2002; Berg et al., 1991; и др.). Вместе с тем возможен обратный эффект, когда в агроэкосистемах на загрязненных почвах процессы минерализации ускоряются (По-



**Рис. 5.** Изменение надземной (1) и разложившейся в течение года (2) фитомассы в градиенте загрязнения почвы тяжелыми металлами (вертикальные столбцы – 95%-ный доверительный интервал медианы).

мазкина, 2011). При высоких концентрациях микроэлементов в почвах возрастает роль металлоустойчивых деструкторов (бактерий и грибов), что ведет к ускорению процессов разложения (Ившина и др., 2014).

Установлено, что скорости разложения бобовых и злаков не различаются ни на одном участке (ВМУ:  $p = 0.12-0.78$ ). Учитывая это, мы сочли возможным проводить сравнение скоростей разложения разнотравья с объединенной выборкой «бобовые и злаки». На рис. 4 все точки кривой скорости деструкции для разнотравья лежат выше, чем для объединенной выборки бобовых и злаков. Сравнение 10 медиан показывает, что различия между парами «разнотравье» и «бобовые и злаки» статистически значимы (КУ:  $p = 7.4 \times 10^{-13}$ ). Статистический анализ парных сравнений приведен в таблице.

Различия между группами «разнотравье» и «бобовые и злаки» статистически значимы на участках Б-2 и И-2. На участке Б-2 скорость деструкции «разнотравья» и «бобовые и злаки» зна-

чимо увеличивается по сравнению с Б-1. Статистически значимо также снижение скорости деструкции на И-2 по сравнению с И-1 для «бобовые и злаки», аналогичное снижение для разнотравья статистически незначимо.

Таким образом, в пределах агрозоемов (Ф и Б-1) скорость деструкции растительных остатков не изменяется и одинакова для всех агроботанических групп. При переходе к технозомам (Б-1 от Б-2) скорость деструкции возрастает, что наиболее выражено у разнотравья. Для объединенной выборки «бобовые и злаки» характерно незначимое уменьшение скорости деструкции при переходе от И-1 к И-2.

Согласно нашим данным, независимо от группы рассмотренных почв и градиента их химического загрязнения количество ежегодно разложившейся надземной фитомассы изменяется незначительно, обеспечивая нужный уровень биогенного круговорота, необходимый для стабильного (многие годы) функционирования исследуемых травянистых сообществ (рис. 5). Эта своеобразная адаптация сообществ к токсическому стрессу обеспечивается сменой их видового состава (Жуйкова и др., 2015) и спектров деструкторов в градиенте загрязнения (Ившина и др., 2014).

Поскольку в течение длительного периода на всех рассмотренных нами участках стабильно сохраняются неизменный видовой состав и его средняя продуктивность, то массы ежегодно разлагающихся надземных частей растений при последующей их минерализации достаточно для обеспечения стабильности биогенного круговорота углерода и зольных элементов даже в условиях химического пресса.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Показано, что в условиях высокой пространственной вариабельности полей загрязнения анализ продуктивности растительных сообществ и интенсивности процессов деструкции раститель-

Результаты статистического анализа скорости деструкции (значения  $p$  приведены по критерию ВМУ)

Сравнение агроботанических групп («разнотравье» и «бобовые + злаки») при разной техногенной нагрузке				
Ф	Б-1	Б-2	И-1	И-2
$1.8 \times 10^{-2}$	0.11	$6.5 \times 10^{-4*}$	$3.0 \times 10^{-3}$	$2.4 \times 10^{-4*}$
Сравнение зон загрязнения по возрастанию техногенной нагрузки				
Агроботанические группы	Ф и Б-1	Б-1 и Б-2	Б-2 и И-1	И-1 и И-2
Разнотравье	0.21	$5.8 \times 10^{-4*}$	0.21	$1.1 \times 10^{-2}$
Бобовые + злаки	0.30	$9.7 \times 10^{-6**}$	$3.0 \times 10^{-3}$	$2.4 \times 10^{-6**}$

Примечание: \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $p < 0.01$  с учетом поправки Бонферрони.

ных остатков требует адекватных непараметрических методов анализа собранного материала.

При различных уровнях химического загрязнения среды и связанного с этим изменением видового состава и продуктивности растительных сообществ на почвах различного генезиса сохраняется сбалансированность процессов продукции и деструкции органического вещества, что поддерживает необходимый уровень биогенного круговорота, обеспечивая стабильное функционирование травянистых сообществ.

Полученные результаты соответствуют условиям южно-таежной зоны Урала, характерны для травянистых сообществ определенного видового состава, сформировавшихся на конкретной группе почв и подвергающихся конкретному по виду и интенсивности химическому загрязнению. Выявленная многофакторность влияния на интенсивность биогенного круговорота ряда биотических и абиотических условий требует осторожного подхода к возможности широких обобщений и к попыткам прямой экстраполяции полученных данных на иные экотоксикологические ситуации.

Работа выполнена при финансовой поддержке Правительства Свердловской области и РФФИ (проект № 13-04-96056-р\_урал\_а), Программы фундаментальных исследований УрО РАН № 15-3-4-28 (проект 2015).

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Безель В.С., Жуйкова Т.В., Позолотина В.Н.* Структура ценопопуляций одуванчика и специфика накопления тяжелых металлов // *Экология*. 1998. № 5. С. 376–382.
- Вернадский В.И.* Очерки геохимии. 4-е изд. М.; Л., 1934. 290 с.
- Воробейчик Е.Л.* Изменение пространственной структуры деструкционного процесса в условиях атмосферного загрязнения лесных экосистем // *Изв. РАН. Сер. биол.* 2002. № 3. С. 368–379.
- Воробейчик Е.Л., Пищулин П.Г.* Влияние деревьев на скорость деструкции целлюлозы в почвах в условиях промышленного загрязнения // *Почвоведение*. 2011. № 5. С. 597–610.
- Горюнова Т.А.* Тяжелые металлы (Cd, Pb, Cu, Zn) в почвах и растениях юго-западной части Алтайского края // *Сиб. экол. журн.* 2001. № 2. С. 181–190.
- Жуйкова Т.В., Безель В.С., Жуйкова В.А.* и др. Химические элементы в процессе минерализации растительных остатков при загрязнении почв тяжелыми металлами // *Сиб. экол. журн.* 2013. № 2. С. 271–282.
- Жуйкова Т.В., Мелинг Э.В., Кайгородова С.Ю.* и др. Особенности почв и травянистых растительных сообществ в условиях техногенеза на Среднем Урале // *Экология*. 2015. № 3. С. 163–172. [*Zhuikova T.V., Meling E.V., Kайгородова S.Yu., Bezel' V.S., and Gordeeva V.A.* Specific Features of Soils and Herbaceous Plant Communities in Industrially Polluted Areas of the Middle Urals // *Rus. J. of Ecology*. 2015. V. 46. № 3. P. 213–221.]
- Ившина И.Б., Костина Л.В., Каменских Т.Н.* и др. Почвенный микробиоценоз как показатель стабильности луговых сообществ при химическом загрязнении среды тяжелыми металлами // *Экология*. 2014. № 2. С. 83–90. [*Ivshina I.B., Kostina L.V., Kamenskikh T.N., Zhuikova V.A., Zhuikova T.V., Bezel' V.S.* Soil Microbiocenosis as an Indicator of Stability of Meadow Communities in the Environment Polluted with Heavy Metals // *Rus. J. of Ecology*. 2014. V. 45. № 2. P. 83–89.]
- Казнина Н.М., Титов А.Ф.* Влияние кадмия на физиологические процессы и продуктивность растений семейства Роасеae // *Усп. совр. биол.* 2013. Т. 133. № 6. С. 588–603.
- Кайгородова С.Ю., Жуйкова Т.В., Жуйкова В.А.* и др. Характеристика антропогенно деградированных почв и микробного комплекса территорий Нижнетагильского промузла // *Современные проблемы загрязнения почв: Мат-лы IV междунар. научн. конф. М., 2013.* С. 226–231.
- Ковальский В.В.* Геохимическая экология. М.: Наука, 1990. 637 с.
- Паршина Е.К.* Разложение растительного вещества в лесотундре // *Сиб. экол. журн.* 2007. № 5. С. 781–787.
- Помазкина Л.В.* Интегральная оценка влияния техногенного загрязнения и климатических факторов на агроэкологическую систему Байкальской природной территории // *Успехи совр. биол.* 2011. Т. 131. № 3. С. 194–203.
- Реброва О.Ю.* Статистический анализ медицинских данных. Применение пакета прикладных программ STATISTICA. М.: МедиаСфера, 2002. 312 с.
- Титлянова А.А.* Биологический круговорот углерода в травяных биогеоценозах. Новосибирск: Наука, 1977. 219 с.
- Титлянова А.А.* Биологический круговорот азота и зольных элементов в травянистых биогеоценозах. Наука: Новосибирск. 1979. 149 с.
- Федорова Е.В., Одинцева Г.Я.* Биоаккумуляция металлов растительностью в пределах малого аэротехногенно загрязненного водосбора // *Экология*. 2005. № 1. С. 26–31.
- Харитонов Ю.Д., Бойков Т.Г.* Биомасса подземных органов степных фитоценозов Западного Забайкалья // *Экология*. 1999. № 5. С. 344–347.
- Шальт М.С.* Вегетативное размножение и возобновление высших растений и методы его изучения // *Полевая геоботаника*. М.; Л., 1960. Т. 2. С. 163–208.
- Berg M.P., Ekbohm G., Soderstrom B., Staaf H.* Reduction of decomposition rate of Scots pine needle litter due to heavy-metal pollution // *Water, Air and Soil Pollut.* 1991. V. 59. P. 165–177.
- Chew I., Obbard J.P., Stanforth R.R.* Microbial cellulose decomposition in soils from a rifle range contaminated with heavy metals // *Environ. Pollut.* 2001. V. 111. № 3. P. 367–375.
- Fischer Z., Niewinna M., Yasulbutaeva I.* Intensity of organic matter decomposition in landscapes for Caucasus (Daghestan) // *Pol. J. Ecology*. 2006. V. 54. № 1. P. 105–116.
- Global Environmental Monitoring System (GEMS): Action Plan for Phase I. SCOPE Rep. 3, Toronto, Canada, 1973. 132 p.