



ПРОБЛЕМЫ АНТРОПОГЕННОЙ ТРАНСФОРМАЦИИ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

Материалы международной конференции
памяти Н.Ф. Реймерса и Ф.Р. Штильмарка
14-15 ноября 2019 г.

Пермь 2019

МИНИСТЕРСТВО НАУКИ И ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования
«ПЕРМСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ
НАЦИОНАЛЬНЫЙ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ»

ПРОБЛЕМЫ АНТРОПОГЕННОЙ ТРАНСФОРМАЦИИ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

Материалы международной конференции
памяти Н. Ф. Реймерса и Ф. Р. Штильмарка

(14–15 ноября 2019 года, г. Пермь)



Пермь 2019

УДК 504.05: 574

ББК 20.18

П781

Проблемы антропогенной трансформации природной среды. Материалы
П781 междунар. конф. (14–15 ноября 2019 г.) / под ред. С. А. Бузмакова; Перм. гос. нац.
исслед. ун-т. – Пермь, 2019. – 298 с.

ISBN 978-5-7944-3372-2

Сборник содержит материалы международной конференции «Проблемы антропогенной трансформации природной среды», проведенной на кафедре биогеоценологии и охраны природы Пермского государственного национального исследовательского университета.

Представлены результаты современных исследований в области антропогенной трансформации экосистем и отдельных их компонентов. Издание предназначено для экологов, природопользователей, географов, биологов, специалистов в области охраны природы, преподавателей высшей школы, аспирантов и студентов географических, биологических и геологических направлений.

УДК 504.05: 574

ББК 20.18

*Печатается по решению оргкомитета международной конференции
«Проблемы антропогенной трансформации природной среды»*

Главный редактор: проф. С. А. Бузмаков

Рецензенты: д-р биол. наук, директор научно-исследовательского института экологии и
рационального использования природных ресурсов при ТюмГУ А. В. Соромотин;
д-р техн. наук, профессор, директор ФГБУ УралНИИ «Экология» Б. Е. Шенфельд

ISBN 978-5-7944-3372-2

© Пермский государственный национальный
исследовательский университет, 2019

Библиографический список

1. Залозных Д.В., Пономаренко О.И. Численность, особенности распределения и территориальное поведение бездомных собак в Нижнем Новгороде. — 2006. — № 2 (17). — С. 19–23.
2. Рахманов А. И. Проблема бродячих собак в городах // Ветеринарная патология. — 2002. — № 1.
3. Туманова И.Л. Социальные взаимоотношения диких собак // Наука и инновации XXI века: мат-лы открытой окружной конф. молодых учёных (27–28 ноября 2003 г.): в 2 т. / Сургут. гос. ун.-т. — Сургут, 2004. — Т. 1. — С. 197–199.
4. WSPA. Всемирное общество защиты животных. 1999 Stray Dog Control. World Society for the Protection of Animals, London, pp. 49.

УДК 581.142

О.С. Рафикова, Д.И. Дубровин
 Институт экологии растений и животных УрО РАН
 620144, г. Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202
 e-mail: rafikova_os@mail.ru

O.S. Rafikova, D.I. Dubrovin
 Institute of Plant and Animal Ecology of the Ural branch of the
 Russian Academy of Sciences
 202, 8 March st., Yekaterinburg, 620144

**ВСХОЖЕСТЬ СЕМЯН МЕСТНЫХ РАСТЕНИЙ
В ЗАРОСЛЯХ ИНВАЗИВНОГО *ACER NEGUNDO* НЕ ПОДАВЛЯЕТСЯ**

Рассмотрена всхожесть семян местных видов растений в зарослях инвазивного *Acer negundo*. В ходе полевого эксперимента выявлено, что в инвазивных зарослях всхожесть и выживаемость проростков *Sinapis alba*, *Festuca rubra*, *Pinus sylvestris* и *Acer negundo* были выше по сравнению с сообществами с доминированием других видов деревьев. Эффекты воздействия условий под пологом *Acer negundo* на прорастание тест-объектов были значимы, но небольшими по абсолютной амплитуде. Сделан вывод о более благоприятных условиях для прорастания семян под *Acer negundo*.

Ключевые слова: всхожесть, выживаемость, аллелопатия, биологические инвазии, *Acer negundo*

SEED GERMINATION OF NATIVE PLANTS IS NOT REDUCED IN THE THICKETS OF INVASIVE *ACER NEGUNDO*

The seed germination of native plants in the thickets of invasive *Acer negundo* is considered. The field experiment resulted that seed germination and seedling survival of *Sinapis alba*, *Festuca rubra*, *Pinus sylvestris* and *Acer negundo* were higher in the invasive thickets compared to communities dominated by other tree species. Effects of conditions under *Acer negundo* on seed germination were significant but small in absolute amplitude. It is concluded about more favorable conditions for seed germination under *Acer negundo*.

Keywords: seed germination, seedling survival, allelopathy, biological invasion, *Acer negundo*

Введение. Одна из возможных форм воздействия чужеродных инвазивных растений на местные – выделение аллелопатически активных веществ. Некоторые инвазивные виды могут получить конкурентное преимущество благодаря высвобождению соединений, которые являются новыми для подвергшегося инвазии сообщества [28].

Всхожесть семян модельных растений – один из основных признаков для проверки гипотез об аллелопатическом воздействии. Влияние инвазивных видов на всхожесть изучается разными методами – в лабораторных биотестах в чашках Петри, тепличных и полевых экспериментах.

Эксперименты в лабораторных условиях направлены на изучение аллелопатии с помощью вытяжек из растительных тканей, которыми обрабатываются проращиваемые в чашках Петри тест-растения [10, 14, 16, 21, 22, 25, 27, 29]. Однако известны методические трудности таких биотестов [17, 18]. Многие лабораторные биотесты не характеризуют взаимодействия в природе из-за несоответствия лабораторных условий естественным и отсутствия стандартизованных методов или критических контролей. Существует мнение, что с помощью лабораторного биоанализа нельзя продемонстрировать, что аллелопатия работает в естественных условиях [18].

Следующая степень приближения к природным условиям – изучение аллелопатического влияния в тепличных экспериментах: выращивание в почве из-под инвазивных видов [24, 2] или совместное выращивание с инвазивным растением [20]. Однако наиболее приближены к природным условиям полевые эксперименты с выращиванием модельных растений под инвазивным видом в естественных сообществах. Такие эксперименты могут проводиться, например, путем трансплантации уже подрошенных в теплице саженцев тест-растений в трансформированное инвайдером сообщество [8, 11–13, 26]. Но при таком дизайне теряется возможность проследить влияние инвазивного вида на прорастание – важный и уязвимый этап онтогенеза. Поэтому другой вариант предполагает вместо трансплантации тепличных саженцев посев семян тест-растений под инвазивным видом [9, 15]. Интересно, что являясь наиболее приближенными к природным условиям, такие эксперименты могут не демонстрировать угнетающего действия инвазивных видов. Например, результаты взаимодействия тест-видов с инвайдерами могут быть положительными в условиях очень высокого абиотического стресса, что указывает на то, что стимулирующие взаимодействия преобладали над аллелопатией в этих условиях [9]. Кроме того, инвазивные виды могут не подавлять прорастание в большей степени, чем сообщества местных растений. То есть, если инвазивные виды и высвобождают аллелопатические соединения, которые подавляют прорастание, тот они делают это в той же степени, что и сообщество местных растений [15].

Таким образом, при соотнесении результатов лабораторных биотестов, тепличных и полевых экспериментов могут возникнуть трудности. Как правило, тепличные и полевые эксперименты не дают идентичные результаты [23]. Следовательно, актуальна проблема выбора адекватной методики и корректной оценки экологической значимости результатов, которые дают эксперименты разного дизайна.

Изучаемый нами инвазивный вид, *Acer negundo* L., относится к группе видов-трансформеров. Это подмножество видов, которые значительно преобразуют природные экосистемы [3]. Его аллелопатическая активность изучена недостаточно.

В лабораторных условиях выявлено, что вытяжки из почвы под кронами *A. negundo* обладают высокой аллелопатической активностью и содержат ингибиторы роста во всех изученных концентрациях растворов. Аллелопатическая активность вытяжек из почвы, взятой с верхнего слоя под исследуемыми растениями, уступает активности водной вытяжки листового опада этих же видов [4]. Однако существует вопрос об экологической значимости результатов лабораторных биотестов. Наши предыдущие вегетационные эксперименты в 2016 и 2017 гг. не подтвердили гипотезу о подавлении всхожести аборигенных растений в почвах из зарослей *A. negundo* [2, 5].

Таким образом, необходима проверка предположения об аллелопатическом влиянии *A. negundo* на всхожесть местных видов растений в условиях, приближенных к природным сообществам. Поэтому цель работы – в полевом эксперименте проверить гипотезу о подавлении всхожести семян местных растений в зарослях инвазивного *Acer negundo* L.

Материалы и методы. *Acer negundo* L. – клен ясенелистный, листопадное дерево семейства Sapindaceae. Его первичный ареал находится в Северной Америке. Считается, что во вторичном ареале он представляет угрозу биологическому разнообразию [1] вплоть до полного вытеснения местных видов из трансформированных сообществ. *Acer negundo* занесен в Черную книгу флоры Средней России [3]. В качестве модельных видов выбраны типичные местные растения – *Festuca rubra* L. и *Pinus sylvestris* L., а также часто используемый в качестве модельного растения в экспериментах по проверке всхожести *Sinapis alba* L. и сам *Acer negundo* – для изучения влияния вида на всхожесть собственных семян.

Было выбрано 5 участков в г. Екатеринбурге. На каждом участке было по 2 варианта, один в зарослях инвазивного *Acer negundo* (An+), другой – в сообществе с доминированием других видов деревьев (An-). Сомкнутости крон на участках с *A. negundo* и без него были близкими. В каждом варианте каждый модельный вид сеяли в двух повторностях. Таким образом, схема эксперимента: 4 вида * 5 участков * 2 варианта * 2 квадрата на каждый вид.

В каждом из вариантов с помощью деревянной рамки намечались по 8 квадратов площадью 50 × 50 см. Их перекапывали на глубину 3–5 см, очищали от подстилки, сорняков и крупного мусора. Высеваемый в квадрат вид модельного растения назначали случайно. Затем в центре квадрата 50 × 50 см обозначали квадрат 25 × 25 см, в который высевали по 50 семян *A. negundo* или по 100 семян других видов. Всхожесть фиксировали на 3, 5, 6, 7, 10, 14, 15, 22, 29 и 36 сутки. Продолжительность эксперимента – 36 сут (4 июля – 9 августа 2019 г.). Статистический анализ выполнен с использованием ANOVA, учетной единицей был засеянный квадрат.

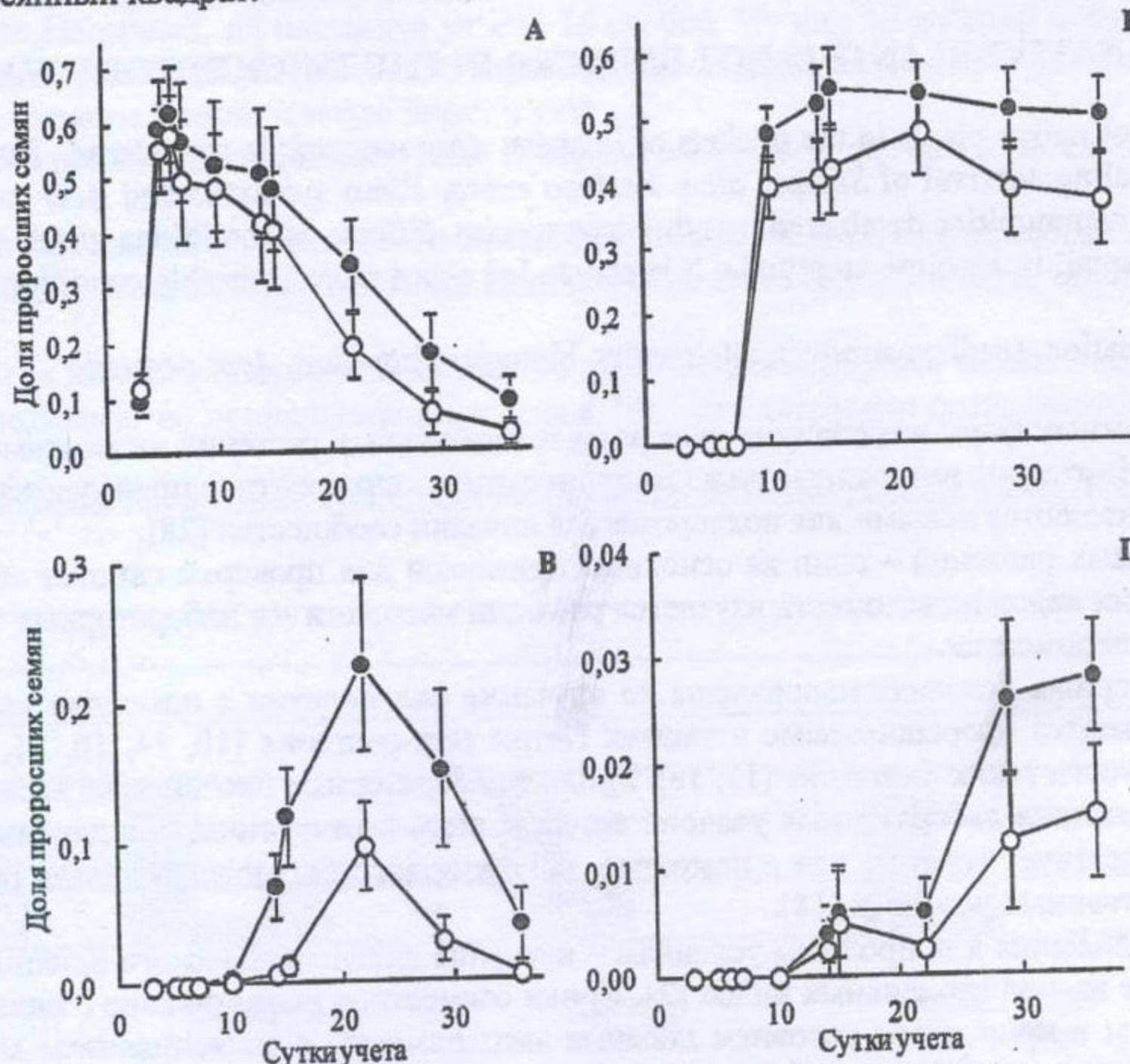


Рис. 1. Всхожесть семян *Sinapis alba* (А), *Festuca rubra* (Б), *Pinus sylvestris* (В), *Acer negundo* (Г). Светлые точки – варианты без *Acer negundo*, темные точки – варианты с *Acer negundo*; точки – среднее, интервалы – SE.

Следует обратить внимание на различие масштаба по оси ординат на рис. А–Г.

Результаты. Всхожесть. Всхожесть семян модельных видов оказалась выше в зарослях инвазивного *A. negundo* (рис. 1). В трехфакторном ANOVA (факторы: вариант опыта; модельный вид; тур учета) значимость различий для фактора «вариант опыта» была $F_{(1; 696)}=19,30$; $P=0,0001$. У разных модельных видов всхожесть различалась. Наиболее высокая всхожесть была у *S. alba*; ниже у *F. rubra* и *P. sylvestris*; самая низкая – у *A. negundo*. Значимость различий для фактора «модельный вид» составляла $F_{(3; 696)}=340,04$; $P<0,0001$.

При анализе каждого модельного вида отдельно (дву faktorный ANOVA; факторы: вариант опыта; тур учета) заметна видоспецифичная динамика прорастания. Раньше всего начал всходить *S. alba*, максимальное число проростков у него было на 6 сут, а затем их число уменьшалось с каждым туром ($F_{(9; 180)}=12,18$; $P<0,0001$). Появление первых всходов *A. negundo* на 14 сут, с последующим увеличение числа проростков ($F_{(9; 168)}=13,43$; $P<0,0001$). Важно, что у каждого модельного вида всхожесть была выше в зарослях инвазивного *A. negundo*. Эти различия были незначимы для *S. alba* ($F_{(1; 180)}=2,54$; $P=0,1130$), но значимы для других модельных видов: *F. rubra* – $F_{(1; 174)}=9,54$; $P=0,0023$; *P. sylvestris* – $F_{(1; 174)}=27,05$; $P<0,0001$; *A. negundo* – $F_{(1; 168)}=5,58$; $P=0,0193$.

Выживаемость. Выживаемость – это доля растений, оставшихся к моменту окончания учета, от высаженных семян.

Для всех модельных видов выживаемость на 36 сут была выше в зарослях *A. negundo*. В двухфакторном ANOVA (факторы: вариант опыта; модельный вид) значимость различий для фактора «вариант опыта» была $F_{(1; 68)}=6,42$; $P=0,0136$. Самая

высокая выживаемость отмечена у *F. rubra*, ниже она была у *S. alba* и *A. negundo*, самое низкое число сохранившихся проростков отмечено у *P. sylvestris* (фактор «модельный вид», $F_{(3; 68)}=57,61$; $P<0,0001$).

Если рассматривать каждый вид отдельно, тенденция более высокой выживаемости под *A. negundo* сохраняется, однако различия между вариантами становятся незначимы (однофакторный ANOVA, фактор «вариант опыта»): *S. alba* ($F_{(1; 18)}=1,08$; $P=0,3122$); *F. rubra* ($F_{(1; 17)}=2,22$; $P=0,15150$); *P. sylvestris* ($F_{(1; 17)}=1,81$; $P=0,1963$); *A. negundo* ($F_{(1; 16)}=3,43$; $P=0,0824$).

Заключение. В полевом эксперименте проверена гипотеза о подавлении всхожести семян местных растений в зарослях инвазивного *A. negundo*. Несмотря на видоспецифичную динамику появления проростков, всхожесть была выше при выращивании на почве в зарослях инвазивного вида. Это подтверждается как при совместном анализе прорастания всех модельных видов, так и при их отдельном рассмотрении. Финальная выживаемость проростков также была выше в зарослях *A. negundo*. В целом, эффекты воздействия *A. negundo* небольшие, для *S. alba* средняя всхожесть под *A. negundo* и на участках без него различалась в 0,8–2,7 раз. Для *F. rubra* всхожесть была выше в инвазивных зарослях в 1,1–1,4 раза; для *A. negundo* в 1,2–2,4 раза. Сильные контрасты наблюдались для *P. sylvestris* – в 2,3–9,0 раз. Наши результаты позволяют сделать вывод о более благоприятных условиях для прорастания семян под *A. negundo*, чем на других урбанизированных участках лесной растительности. Возможно, что высокая скорость разложения опада *A. negundo* и более быстрый круговорот питательных веществ в его зарослях [19], а также влияние на динамику питательных веществ в подстилке [7], воздействуют на семена модельных видов, стимулируя более высокое прорастание по сравнению с местными сообществами.

Однако прорастание – это только начальный этап онтогенеза, и дальнейшее развитие растений под инвазивным деревом может быть не подвержено такому же стимулирующему эффекту. Поэтому необходимы более долгие полевые эксперименты, которые позволяют выявить длительное влияние *A. negundo* на местные растения.

Кроме всхожести и выживаемости возможно оценить влияние инвайдера и по другим параметрам: подземной и надземной биомассе, длине надземных и подземных органов, микоризному симбиозу. Возможно, что влияние *A. negundo* неодинаково проявляется в разное время вегетационного сезона и связано с погодными условиями. Поэтому в будущих исследованиях для точной оценки возможно учитывать, например, расстояние до инвазивного растения и время посева.

Библиографический список

1. Веселкин Д.В., Дубровин Д.И. Разнообразие травяного яруса урбанизированных сообществ с доминированием инвазивного *Acer negundo* // Экология. 2019. №5. С.323–331.
2. Веселкин Д.В., Рафикова О.С., Екишибаров Е.Д. Почва из зарослей инвазивного *Acer negundo* неблагоприятна для образования микоризы у аборигенных трав // Журнал общей биологии. 2019. Т. 80. №3. С. 214–225.
3. Виноградова Ю.К., Майоров С.Р., Хорун Л.В. Черная книга флоры Средней России (Чужеродные виды растений в экосистемах Средней России). Москва: ГЕОС, 2009. 494 с.
4. Ерёменко Ю.А. Аллелопатическая активность инвазионных древесных видов // Российский журнал биологических инвазий. 2014. Т. 7. №2. С. 33–39.
5. Рафикова О.С., Екишибаров Е.Д. Развитие *Festuca rubra* L. при выращивании на почве из куртин инвазивного *Acer negundo* L. // Материалы конференции молодых ученых «Экология: факты, гипотезы, модели». Екатеринбург: Гоцицкий, 2017. С. 102–106.
6. Энциклопедия лесного хозяйства. М.: ВНИИЛМ, 2006. Т. 1. 416 с.
7. Ágoston-Szabó E., Schöll K., Kiss A., Dinka M. The effects of tree species richness and composition on leaf litter decomposition in a Danube oxbow lake (Gemenc, Hungary) // Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie. 2017. Vol. 189. № 4, P. 301–314.
8. Anacker B.L., Strauss S.Y. Ecological similarity is related to phylogenetic distance between species in a cross-niche field transplant experiment // Ecology. 2016. Vol. 97. №7, P. 1807–1818.
9. Arroyo A.I., Pueyo Y., Giner M.L., Foronda A., Sanchez-Navarrete P., Saiz H., Alados C.L. Evidence for chemical interference effect of an allelopathic plant on neighboring plant species: A field study // PloS one. 2018. Vol. 13. №2, P. e0193421.
10. Chen F., Peng S., Chen B., Ni G., Liao H. Allelopathic potential and volatile compounds of *Rosmarinus officinalis* L. against weeds // Allelopathy Journal. 2013. Vol. 32. №1, P. 57.
11. Cipollini K.A., McClain G. Y., Cipollini D. Separating above-and belowground effects of *Alliaria petiolata* and *Lonicera maackii* on the performance of *Impatiens capensis* // The American Midland Naturalist. 2008. Vol. 160. №1. P. 117–129.
12. Cipollini K.A., Schradin K.D. Guilty in the court of public opinion: testing presumptive impacts and allelopathic potential of *Ranunculus ficaria* // The American Midland Naturalist. 2011. Vol. 166. №1, P. 63–75.
13. Cole P. G., Weltzin J.F. Light limitation creates patchy distribution of an invasive grass in eastern deciduous forests // Biological Invasions. 2005. Vol. 7. №3, P. 477–488.
14. Csizsár Á., Korda M., Schmidt D., Šporčić D., Süle P., Teleki B., Tiborcz Vol., Zagyvai G., Bartha D. Allelopathic potential of some invasive plant species occurring in Hungary // Allelopathy Journal. 2013. Vol. 31. №2, P. 309.
15. Del Fabbro C., Güsewell S., Prati D. Allelopathic effects of three plant invaders on germination of native species: a field study // Biological Invasions. 2014. Vol. 16. №5, P. 1035–1042.
16. Dornung M., Cipollini D. Leaf and root extracts of the invasive shrub, *Lonicera maackii*, inhibit seed germination of three herbs with no autotoxic effects // Plant Ecology. 2006. Vol. 184. №2, P. 287–296.
17. Inderjit D.K.M.M., Dakshini K.M.M. On laboratory bioassays in allelopathy // Bot Rev. 1995. Vol. 61. №1, P. 28–44.
18. Inderjit; Weston L.A. Are laboratory bioassays for allelopathy suitable for prediction of field responses? // Journal of Chemical Ecology. 2000. Vol. 26. №9, P. 2111–2118.
19. Janusauskaite D., Straigyte L. Leaf litter decomposition differences between alien and native maple species // Baltic For. 2011. Vol. 17. P. 189–196.
20. Jarchow M.E., Cook B.J. Allelopathy as a mechanism for the invasion of *Typha angustifolia* // Plant Ecology. 2009. Vol. 204. №1, P. 113–124.
21. John J., Patil R.H., Joy M., Nair A.M. Methodology of allelopathy research: 1. Agroforestry systems // Allelopathy Journal. 2006. Vol. 18. №2, P. 173.
22. Nasir H., Iqbal Z., Hiradate S., Fujii Y. Allelopathic potential of *Robinia pseudo-acacia* L. // Journal of chemical ecology. 2005. Vol. 31. №9, P. 2179–2192.
23. Nuismer S.L., Gandon S. Moving beyond common-garden and transplant designs: insight into the causes of local adaptation in species interactions // The American Naturalist. 2008. Vol. 171. №5, P. 658–668.

24. Rudgers J.A., Orr S. Non-native grass alters growth of native tree species via leaf and soil microbes // Journal of Ecology. 2009. Vol. 97. №2, P. 247–255.
25. Sharma N.K., Samra J.S., Sing, H.P. Effect of aqueous extracts of *Populus deltoids* M. on germination and seedling growth. I. Wheat // Allelopathy Journal. 2000. Vol. 7. №1, P. 56–68.
26. Tian Y.H., Feng Y.L., Liu C. Addition of activated charcoal to soil after clearing *Ageratina adenophora* stimulates growth of forbs and grasses in China // Tropical Grasslands. 2007. Vol. 41. P. 285–291.
27. Tseng M.H., Kuo Y.H., Chen Y.M., Chou C.H. Allelopathic Potential of *Macaranga tanarius* (L.) Muell.-Arg // Journal of chemical ecology. 2003. Vol. 29. №5, P. 1269–1286.
28. Weidenhamer J.D., Callaway R.M. Direct and indirect effects of invasive plants on soil chemistry and ecosystem function // Journal of chemical ecology. 2010. Vol. 36. №1, P. 59–69.
29. Zhang C., Fu S. Allelopathic effects of leaf litter and live roots exudates of *Eucalyptus* species on crops // Allelopathy Journal. 2010. Vol. 26. №1, P. 91–100.

УДК 712

А.М. Роготнева

Пермский государственный
национальный исследовательский университет
614990, Пермь, Букирева, 15
e-mail: rogotneva.nastya@mail.ru

A.M. Rogotneva

Perm State University
15, Bukireva st., Perm, 614990

РЕКОНСТРУКЦИЯ ЗЕЛЕНЫХ НАСАЖДЕНИЙ

Растительность в городской среде, как живой компонент природы, постоянно трансформируется в пространстве и во времени. В процессе роста и развития древесные растения постепенно стареют, теряют свои полезные качества, гибнут.

Ключевые слова: Зеленые насаждения, реконструкция, восстановление, плотность, размещение, объект озеленения.

RECONSTRUCTION OF GREEN SPACES

Vegetation in an urban environment, as a living component of nature, is constantly transforming in space and time. In the process of growth and development, woody plants gradually age, lose their useful qualities, perish.

Key words: Green spaces, reconstruction, restoration, density, location, landscaping object.

Зеленые насаждения – древесные, кустарниковые и травянистые растения естественного происхождения или посаженные на определенных территориях, в том числе в парках, садах, скверах, на бульварах, в городских лесах, в границах улично-дорожной сети, на местах погребения, а также газонах, цветниках.

Реконструкция зелёных насаждений – это комплекс мероприятий, предусматривающий полную или частичную замену деревьев, кустарников, цветников, газонов, садово-парковых дорожек и площадок, оборудования и малых архитектурных форм. При частичной реконструкции производится замена части деревьев и кустарников – больных, отмирающих, удаление заросли, поросли и т.п [2].

Основным компонентом восстановления и реконструкции является растительность в виде массивов, куртин, групп деревьев и кустарников, газонов и цветников.

В процессе роста зеленых насаждений происходит старение, распад, разрушение и гибель насаждений. Но не только из-за возраста необходима реконструкция, а также потому, что зеленые насаждения перестают выполнять свои основные функции. К таким функциям относят: градостроительную – при недостаточно продуманных размещении и планировке; оздоровительную – из-за бессистемного размещения растений внутри насаждения; отсутствия зонирования территории и учета его при озеленении; архитектурно – художественную, когда наблюдается монотонность, однообразность, загущенность посадок, несоответствие окружающей застройке и т.д.

Основные причины, вызывающие необходимость реконструкции:

1. Естественное старение насаждений;
2. Ошибки при проектировании и создании зеленых насаждений;
3. Недостаточность ухода, отрицательное воздействие эксплуатации (обрезка и др.);
4. Влияние городской среды;
5. Механические повреждения растений.

Норма посадки деревьев и кустарников на 1 га озеленяемой площади объектов озеленения

Таблица 1

Виды насаждений	Количество, шт/га	
	деревья	кустарники
Парки общегородские и районные	200-250	2000-2500
Сады жилых районов и микрорайонов	180-200	1440-1600
Скверы, бульвары, набережные	300-330	1200-1320
Улицы	300-330	900-990
Жилые территории	150-170	750-850
Лесопарки	370-400	1110-1200

Существует 3 метода реконструкции: полная, частичная и выборочная реконструкция.

При полной реконструкции изменению подлежат все насаждения и основные элементы благоустройства. Полная реконструкция рекомендуется, когда нет возможности дальнейшего сохранения зеленых насаждений.