

УДК 581.93 (470.61-25)

DOI: 10.18522/2308-9709-2026-55-9

Управление инвазивными чужеродными видами древесных растений в степной зоне юга Европейской России (на примере Ростовской области)

Козловский Борис Леонидович, Дмитриев Павел Александрович, Куропятников Михаил Викторович, Федоринова Ольга Ивановна, Дмитриева Анастасия Анатольевна

¹Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия;
pdmitriev@sfedu.ru

Аннотация:

Распространение древесных инвазивных чужеродных видов (ИЧВ) в травянистых экосистемах значительно изменяет их структуру и функционирование и стало серьезной экологической проблемой во всем мире. Поэтому разработка региональной стратегии управления древесными ИЧВ в степной зоне юга Европейской России, учитывающей экологические, социальные и экономические особенности региона, является актуальной задачей. На настоящий момент в границах Ростовской области зафиксировано 24 ИЧВ. Предложена принципиальная схема управления ИЧВ в степной зоне юга России, учитывающая зональную специфику процесса инвазии. Для *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Amorpha fruticosa* и *Halimodendron halodendron* предложена политика искоренения. Для остальных ИЧВ рекомендуется политика сдерживания избирательная по отношению к растительным сообществам. Отмечается, что реализация политики управления конкретным ИЧВ должна опираться на объективную оценку баланса экологического и экономического ущерба от его инвазии и эффекта экосистемных услуг от его культуры. Быть обеспечена финансовыми, технологическими и человеческими ресурсами, а также иметь обоснованные гарантии достижения поставленной цели.

Ключевые слова: Инвазия растений, древесные биоморфы, искоренение и сдерживание инвазивных видов, экосистемные услуги, уязвимость степных сообществ

Management of invasive alien tree species in the steppe zone of southern European Russia (based on the example of the Rostov Region)

Kozlovsky Boris Leonidovich¹, Dmitriev Pavel Alexandrovich¹, Kuropyatnikov Mikhail Viktorovich¹, Fedorinova Olga Ivanovna¹, Dmitrieva Anastasiya Anatolievna¹

¹Southern Federal University, Rostov-on-Don, Russia

Abstract:

The spread of woody invasive alien species (IAS) in grassland ecosystems significantly alters their structure and functioning and has become a serious environmental problem worldwide. Therefore, developing a regional strategy for managing woody IAS in the steppe zone of southern European Russia, taking into account the ecological, social, and economic characteristics of the region, is a pressing issue. Currently, 24 IAS have been identified within the Rostov Region. A conceptual framework for managing IAS in the steppe zone of southern Russia is proposed, taking into account the zonal specificity of the invasion process. An eradication policy is proposed for *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Amorpha fruticosa*, and *Halimodendron halodendron*. For the remaining IAS, a containment policy, selective for plant communities, is recommended. It is noted that the implementation of a management policy for a specific IAS should be based on an objective assessment of the balance of ecological and economic damage from its invasion and the ecosystem service benefits of its cultivation. Be provided with financial, technological and human resources, and also have reasonable guarantees of achieving the set goal.

Введение

Инвазивные чужеродные виды (ИЧВ) являются важной составляющей глобальных изменений, угрожая биоразнообразию, функционированию экосистем, экономике и здоровью человека. Число чужеродных видов, достигших инвазивного статуса, в последние годы экспоненциально растет, что требует разработку программ раннего обнаружения, контроля, смягчения последствий и искоренения инвазий (Lázaro-Lobo et al., 2024). Древесные растения являются одними из самых сильно трансформирующих экосистему ИЧВ, особенно в травянистых экосистемах из-за внедрения ранее отсутствовавших жизненных форм (Moyano et al., 2023). Распространение древесных ИЧВ значительно изменяет структуру и функционирование травянистых экосистем и стало серьезной экологической проблемой во всем мире (Alofs and Fowler, 2013; Aweto, 2024). Уникальность экологических условий, характер землепользования и высокая уязвимость степной зоны юга Европейской России к инвазии древесных жизненных форм требует

разработки региональной стратегии управления древесными ИЧВ. Уязвимость степной зоны юга Европейской России к древесным ИЧВ обусловлена большими масштабами сельскохозяйственной деятельности на равнинных территориях, а также интенсивной преднамеренной интродукцией древесных чужеродных видов (ЧВ) для предоставления необходимых для экономического и социального развития региона экосистемных услуг. Плодородные почвы после нарушения степного покрова становятся ключевым ресурсом, обеспечивающим скорость и успешность инвазии древесных ЧВ.

На настоящий момент в границах Ростовской области зафиксировано 24 ИЧВ и 50 потенциальных древесных ИЧВ (Шмараева и др., 2023; Kozlovsky et al., 2025). В этой связи целью исследования являлась разработка основ стратегии управления ИЧВ, относящихся к древесным жизненным формам, в степной зоне юга Европейской части России на примере Ростовской области.

1. Материалы и методы

1.1. Объекты исследования

Объектами исследования являлись древесные ЧВ, произрастающие на территории Ростовской области. Для определения инвазивного статуса вида использовались следующие критерии: самовоспроизводящиеся популяции (наличие особей на всех стадиях онтогенеза); способность производить репродуктивное потомство; способность распространяться на новые территории. Материал был собран в ходе обследований зеленых зон в населенных пунктах, искусственных и естественных растительных сообществ, анализа литературных и архивных источников. Как ИЧВ для Ростовской области определены: *Acer negundo* L., *A. platanoides* L., *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *Amorpha fruticosa* L., *Armeniaca vulgaris* Lam., *Celtis occidentalis* L., *Cerasus vulgaris* Mill., *Cotinus coggygria* Scop., *Elaeagnus angustifolia* L., *Fraxinus pennsylvanica* Marshall, *Gleditsia triacanthos* L., *Halimodendron halodendron* (Pall.) Voss, *Juglans regia* L., *Lycium barbarum* L., *Malus domestica* Borkh., *Morus alba* L., *Parthenocissus inserta* (A.Kern.) Fritsch, *Prunus cerasifera* Ehrh., *P. mahaleb* (L.) Mill., *Ptelea trifoliata* L., *Ribes aureum* Pursh, *Robinia pseudoacacia* L., *Syringa vulgaris* L., *Ulmus pumila* L.

Для определения приоритетности управления ИЧВ использовалась следующая балльная шкала (Lauma et al., 2019):

1. Токсикологические значения вида: 0 – нетоксичный вид; 1 – токсичный вид. Определяет виды, содержащие вредные вещества, как угрозу здоровью животных или человека;

2. Тип проникновения или интродукции ИЧВ: 0 – преднамеренный; 1 – непреднамеренный; 1,5 – оба типа проникновения;

3. Укоренение или статус популяции: 0 – вымерший и неизвестный; 1 – не укоренившийся где виды не образовали самовоспроизводящиеся популяции; 2 – сбежавшие, где виды сбежали из неволи, садов, сельского

хозяйства, другой культуры; 3 – укоренившийся, где виды образовали самовоспроизводящиеся популяции;

4. Инвазивность: 1 – потенциально инвазивные представляют угрозу биологическому разнообразию, находятся в соседних странах или странах бореального биогеографического региона; 2 – инвазивные виды, распространение которых угрожает или наносит ущерб биоразнообразию и связанным с ним экосистемным услугам, занимая новые места обитания в ущерб другим видам; 3 – виды трансформеры;

5. Частота встречаемости: 1 – редкие, виды наблюдались только в определенных местах; 2 – локальные, виды с неравномерным распространением, с более высокой численностью в определенных местах; 3 – часто, виды которые не являются многочисленными, но встречаются по всему региону; 4 – очень часто, виды часто встречающиеся по всему региону в высокой численности.

Вид, набравший наибольшее количество баллов имеет наибольший приоритет.

Отношение ИЧВ к свету определяли по шкалам Л.Г. Раменского и Н. Ellenberg (Раменский и др., 1956; Ellenberg, 1992).

2. Результаты и обсуждение

2.1. Анализ мирового опыта управления ИЧВ

Управление ИЧВ включает два ключевых действия: (1) профилактика – предотвращение или сокращение интродукции и укоренения; (2) искоренение или контроль (Li et al., 2024). Предотвращение и сокращение интродукции в первую очередь подразумевает карантинные мероприятия. Искоренение и контроль – механическое, химическое, биологическое уничтожение (полное или частичное) и сдерживание расселения ИЧВ. В большинстве случаев управление направлено как минимум на несколько ИЧВ одновременно, что требует в рамках ограниченного бюджета и других ресурсов расставлять приоритеты (Bruce and Stephen, 2014).

Поэтому важным этапом при определении политики управления ИЧВ является предварительная оценка его инвазивности. В 2000 году был опубликован список «100 наиболее опасных инвазивных чужеродных видов мира», в который вошли 32 наземных и 4 водных вида растений (Lowe et al., 2000). В последующем в список было включено уже 38 видов растений (Lowe et al., 2000). Этот список представляет собой попытку определения приоритетов среди широко распространенных видов-вселенцев для управления ими (Cuthbert et al., 2022a). Для общеевропейского региона как «наиболее опасные инвазивные» ЧВ в настоящее время привидятся 121 вид (European Environment Agency. Invasive alien species in Europe, 2017).

По приоритетности и характеру управления выделяют следующие группы ИЧВ (Li et al., 2024):

1. ИЧВ высокого приоритета, в первую очередь виды, нанесшие значительный экологический или экономический ущерб, с управлением, сосредоточенным на контроле и искоренении, направленном на снижение существующего воздействия и предотвращение дальнейшего ущерба;

2. ИЧВ на ранних стадиях инвазии или вызывающие ограниченные экологические нарушения, требующие подхода к управлению, сочетающего надзор, целенаправленное вмешательство в определенных районах и меры по ограничению дальнейшего распространения. Основные цели – воспрепятствовать дальнейшему распространению и оценить потенциальные долгосрочные последствия этих видов для местных экосистем и биоразнообразия;

3. Потенциальные ИЧВ, включающие виды инвазивные в других регионах или преднамеренно интродуцированные виды с потенциалом распространения, с акцентом на строгие протоколы инспекции, карантина и мониторинга, направленные на создание механизмов раннего предупреждения и реализацию стратегий перехвата;

4. ИЧВ в экологически уязвимых регионах и особо ценных природоохранных зонах, с применением комплексных подходов, ориентированных на конкретные участки, с целью защиты критически важных экосистем и очагов биоразнообразия, сохранения их экологической целостности и уникальных сообществ видов, которые они поддерживают.

Большой проблемой является составление списков ИЧВ, находящихся на ранних стадиях инвазии и потенциально инвазивных видов среди интродуцированных экзотов. Обнаружение ИЧВ является ключевым моментом его управления (Emry et al., 2011). Более того, искоренение будет более вероятным, если вид будет обнаружен до того, как он воспроизводится (Panetta, 2009). Обнаружение новых вторгающихся видов на ранних этапах натурализации обычно происходит случайно. Поэтому ИЧВ могут присутствовать на новых территориях в течение длительного времени, прежде чем будут обнаружены (Lavoie et al., 2012).

Сложной задачей является предварительная оценка инвазивного потенциала интродуцированных видов из-за высокого разнообразия их адаптаций к абиотическим и биотическим факторам среды и отсутствия ясности относительно факторов, способствующих успешной инвазии ЧВ (Van Kleunen et al., 2014; El-Barougy et al., 2021).

Основная проблема в управлении ИЧВ – это эффективность карантина и мероприятий, направленных на их искоренение и сдерживание. Профилактика вторжения путем сочетания стратегий, направленных на снижение темпов проникновения, является наиболее эффективным методом борьбы с ИЧВ. В последнее время проактивные стратегии, такие как предотвращение проникновения, раннее обнаружение и быстрое вмешательство (Регламент (ЕС) № 1143/2014 Европейского парламента и

Совета от 22 октября 2014 г.), приоритет мер контроля и информирование граждан были предложены в качестве ключевых для предотвращения распространения ИЧВ и снижения их негативного воздействия и затрат на контроль (Eranchin-Niell et al., 2021; Price-Jones et al., 2022). Однако, несмотря на карантинные барьеры, многие виды, которые стали инвазивными, были преднамеренно интродуцированы, широко и часто высажены, что привело к высокому давлению пропангул (Bruce and Stephen, 2014).

Известно, что меры, направленные на искоренение ИЧВ, не всегда бывают успешными (Smith et al., 2006; Ibáñez, 2021), а результаты часто оказываются лишь временными (Copeland et al., 2019). В некоторых случаях методы борьбы, направленные на один инвазивный вид, могут способствовать вторичным инвазиям (Pearson et al., 2016). Современные методы борьбы с ИЧВ могут давать приемлемые краткосрочные результаты, но оказались нецелесообразными или нерентабельными в долгосрочной перспективе или на больших территориях (Lorenzo and Morais, 2023). Искоренение и сдерживание ИЧВ, особенно древесных, требует больших финансовых затрат (Battisti et al., 2023), особенно в случаях выраженного вторжения, когда инвазивные растения демонстрируют высокую вегетативную подвижность и широко распространены на больших территориях. Рассчитать экономическую целесообразность искоренения ИЧВ представляется затруднительным, так как экономические издержки, связанные с негативным воздействием ИЧВ, остаются в значительной степени неизвестными. Согласно последних данных о расходах, связанных с биологической инвазией в США, они достигли 1,22 триллиона долларов (Fantle-Lepczyk et al., 2022) и 116,61 миллиарда евро в Европе (Haubrock et al., 2021) в период с 1960 по 2020 год, при этом расходы на устранение ущерба явно преобладали над расходами на управление (Cuthbert et al., 2022b), уделяя особое внимание мерам по искоренению и контролю (Moodley et al., 2022).

Общей проблемой для большинства традиционных методов борьбы с инвазиями является их низкая экономическая эффективность при широком распространении ИЧВ и в течение продолжительного времени. Например, было предсказано, что для искоренения *Alliaria petiolata* (Bieb.) Cavara на территории парка Адирондак (США) потребуется 11 лет при 100% эффективности контроля или более 50 лет при 90% эффективности контроля (Corbin et al., 2017). В связи с этим, Регламент № 1143/2014 Европейского парламента и Совета о предотвращении и контроле интродукции и распространения ИЧВ предписывает, что «в случае, если искоренение не представляется возможным или затраты на искоренение превышают экологические, социальные и экономические выгоды в долгосрочной перспективе, следует применять меры сдерживания и контроля» (Regulation, 2014). Таким образом, при принятии решения о борьбе с инвазивными видами необходимо расставлять приоритеты в отношении ограниченных ресурсов

таких как финансовые средства и рабочая сила. Для оправдания расходования ресурсов на меры контроля вид должен наносить серьёзный экономический или экологический ущерб или вред здоровью человека, проект должен иметь высокую вероятность успеха, и работа должна приносить хорошую окупаемость инвестиций.

Особый подход к управлению должен реализоваться в отношении ИЧВ, интродуцированных в прагматических целях. Во многих регионах мира невозможно отказаться от интродукции древесных растений и экосистемных услуг, которые производят уже интродуцированные экзоты ставшие ИЧВ (González Giro et al., 2023; Bobul'ská et al., 2025). В этом случае существуют искусственные зеленые насаждения, являющиеся инициальными центрами постоянного распространения ИЧВ. Поэтому распределение ответственности за сдерживание этих видов является критически важным вопросом, так же, как и надзор и координация программ сдерживания. Использование стерильных растений может помочь преодолеть проблему инвазивности ЧВ древесных растений, что в том числе предполагает широкое использование генетически модифицированных растений в будущем.

Единый подход к управлению конкретными ИЧВ в полной мере нереализуем из-за региональных различий в финансовых и человеческих ресурсах, в балансе между негативными последствиями инвазии и экосистемными услугами от культуры ИЧВ (Li et al., 2024). Поэтому разработка региональных стратегий управления ИЧВ, учитывающих экологические, социальные и экономические особенности региона, является актуальной задачей.

2.2. Стратегия управления ИЧВ древесных растений в степной зоне юга Европейской части России на примере Ростовской области

При определении стратегии управления ИЧВ древесных растений в степной зоне юга Европейской России следует исходить из двух вводных:

1. Древесные растения являются одними из самых преобразующих захватчиков, особенно в травянистых экосистемах из-за внедрения ранее отсутствовавших жизненных форм (Moуano et al., 2023).

2. В степной зоне введенные в культуру ИЧВ оказывают незаменимые экосистемные (зеленые насаждения населенных пунктов, искусственные леса природоохранного назначения) и сельскохозяйственные (защитные лесополосы, плодовые сады) услуги.

Поэтому управление ИЧВ в степной зоне имеет свою специфику. Предлагается следующая принципиальная схема управления ИЧВ в степной зоне Юга Европейской России (рисунок 1).

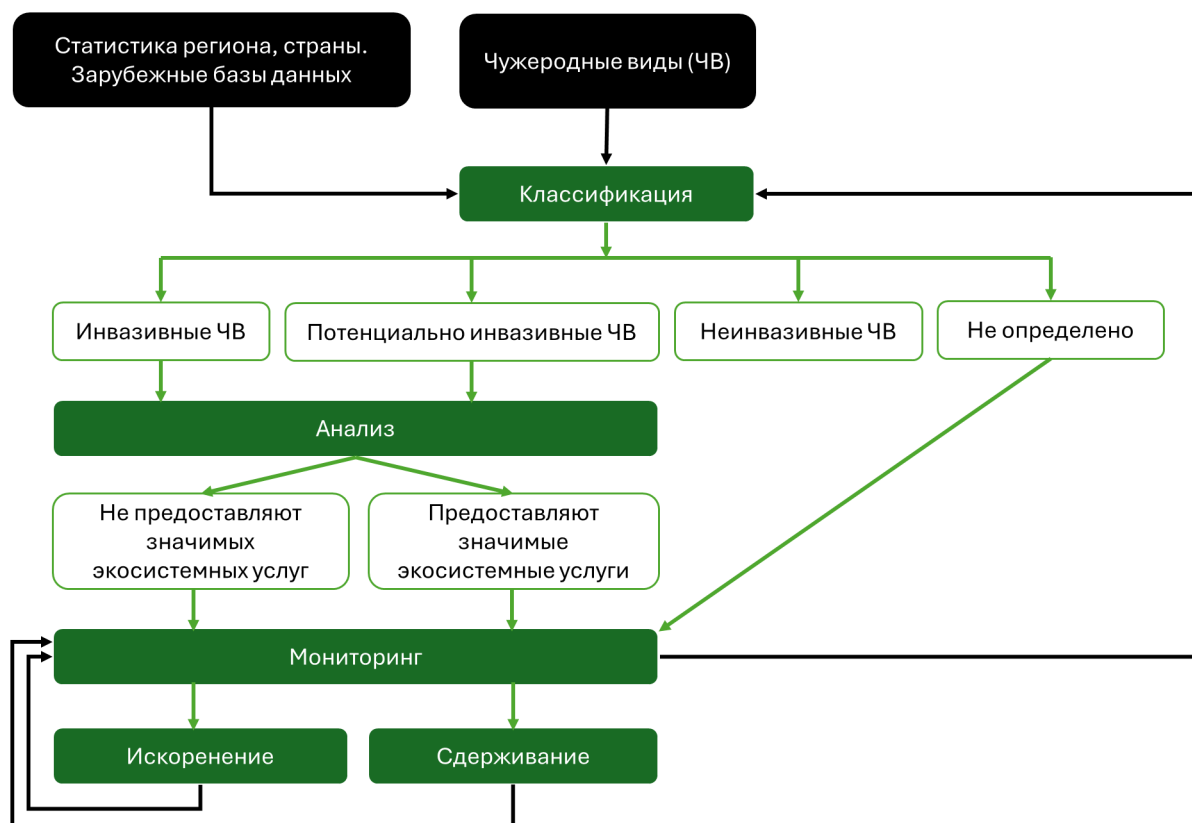


Рисунок 1 – Принципиальная схема управления ИЧВ в степной зоне юга Европейской России.

Принципиальным для степной зоны является то, что к древесным ИЧВ, предоставляющим значимые экосистемные услуги, здесь применяется стратегия сдерживания, а не искоренения. Она может быть реализована в виде системы мероприятий по предотвращению проникновения (или искоренения если внедрение произошло) ИЧВ в естественные фитоценозы. При этом если применение к степным и луговым сообществам такой стратегии не вызывает сомнения, то для пойменных и байрачных лесов ее применение может быть дискутируемой. В ряде случаев ИЧВ приносят пользу экосистемам. Изменения комплекса факторов (климат, система землепользования, урбанизация и др.) приводит к появлению новых экосистем, где акцент усилий по управлению смещается с сохранения исторических видовых сообществ на сохранение и поддержание устойчивой, функциональной системы, которая обеспечивает разнообразные экосистемные услуги, одновременно поддерживая жизнедеятельность человека (Hobbs et al., 2011; DiTomaso et al., 2017). Кроме поддержания экосистемных функций этих экосистем, ИЧВ могут обеспечивать ряд дополнительных полезных услуг, включая снижение эрозии почвы, расширение среды обитания для опылителей и других видов, предоставление мест-питомников для укоренения аборигенных растений, содействие фиторемедиации и др. (Richardson and Gaertner, 2013). В ряде

случаев ИЧВ намеренно внедрялись в некоторые деградировавшие сообщества для восстановления ключевых экосистемных услуг (Eviner et al., 2012).

При выработке стратегии по отношению к естественным лесам степной зоны можно опираться на две гипотезы:

1. Гипотеза «избыточности» (Walker, 1992). Она предполагает, что когда несколько видов регулируют экосистемные процессы схожим образом, их можно считать функциональной группой, а избыточность среди видов, выполняющих схожую функцию, позволяет экосистеме компенсировать потерю одного или нескольких видов. Наличие специфических функциональных групп может быть более важным, чем видовое богатство или конкретный вид, как было показано для новых лесов, которые поддерживали основные экосистемные процессы после повсеместной утраты местных видов и замены их интродуцированными ЧВ (Mascaro et al., 2012);

2. Гипотеза «комплементарности ниш» (Tilman et al., 1997). Эта гипотеза предполагает, что сообщества, богатые видами, способны получать доступ к ограниченным ресурсам и использовать их более эффективно, поскольку они содержат виды с разнообразным набором экологических характеристик. Экосистема считается более функционально «полной», поскольку виды дополняют друг друга, что позволяет им оптимизировать использование ресурсов.

Таким образом, последствия внедрения ИЧВ в естественные леса должны рассматриваться с учетом этих гипотез, а также смещения акцента с сохранения исторического видового состава растительных сообществ на сохранение их экосистемных функций. Поэтому «обогащение» первого яруса пойменных смешанных дубрав Нижнего Дона за счет ИЧВ может стать актуальным после массовой гибели *Fraxinus excelsior* от инвазионного вредителя *Agilus planipennis*.

При работе с большим количеством ИЧВ, которые различаются по своему потенциалу, важно разработать стратегию скрининга видов и установить приоритеты для мер контроля. Пример такого скрининга представлен в таблице 1.

Таблица 1 – Результаты скрининга ИЧВ по приоритетности управления и хозяйственному использованию

Инвазионный вид	Приоритетность, балл *	Хозяйственное использование **	Отношение к свету	Меры управления	Приоритетные локации ***
-----------------	------------------------	--------------------------------	-------------------	-----------------	--------------------------

<i>Acer negundo</i>	11	Нет	Гелиофит	Искоренение	Искоренение в населенных пунктах
<i>Acer platanoides</i>	6	Озеленение населенных пунктов. Искусственные леса.	Сциофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения в естественные леса
<i>Ailanthus altissima</i>	11	Нет	Гелиофит	Искоренение	Искоренение в населенных пунктах
<i>Amorpha fruticosa</i>	9	Нет	Гелиофит	Искоренение	Искоренение в луговых ценозах
<i>Armeniaca vulgaris.</i>	5	Плодовое. Защитные лесные полосы.	Гелиофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения в естественные леса
<i>Celtis occidentalis</i>	7	Озеленение населенных пунктов. Защитные лесные полосы.	Гелиофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения в естественные леса
<i>Cerasus vulgaris</i>	5	Плодовое.	Сциофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения в естественные леса
<i>Cotinus coggygia</i>	6	Защитные лесные полосы. Искусственные леса.	Гелиофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения в естественные леса
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	8	Защитные лесные полосы.	Гелиофит	Не предлагается	Вид давно расселился и вошел в местные ценозы
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	10	Озеленение населенных пунктов. Защитные лесные полосы. Искусственные леса.	Гелиофит Более светолюбив, чем <i>Fraxinus excelsior</i>	Сдерживание	Сдерживание проникновения в естественные леса
<i>Gleditsia triacanthos</i>	5	Защитные лесные полосы. Искусственные леса.	Гелиофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения в естественные леса
<i>Halimodendron halodendron</i>	5	Нет	Гелиофит	Искоренение	Искоренение в степных ценозах
<i>Juglans regia</i>	6	Озеленение населенных пунктов. Защитные лесные полосы. Плодовое.	Сциофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения в естественные леса
<i>Lycium barbarum</i>	8	Противоэрозийные насаждения.	Гелиофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения

					в степные ценозы
<i>Malus domestica</i>	6	Плодовое.	Сциофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения в естественные леса
<i>Morus alba</i>	6	Озеленение населенных пунктов. Плодовое.	Гелиофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения в естественные леса
<i>Parthenocissus inserta</i>	9	Озеленение населенных пунктов.	Сциофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения в естественные леса
<i>Prunus cerasifera</i>	6	Плодовое.	Гелиофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения в естественные леса
<i>Prunus mahaleb</i>	9	Защитные лесные полосы.	Гелиофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения в естественные леса
<i>Ptelea trifoliata</i>	5	Искусственные леса.	Гелиофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения в населенные пункты
<i>Ribes aureum</i>	5	Противоэрозийные насаждения. Плодовое.	Сциофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения в степные ценозы.
<i>Robinia pseudoacacia</i>	10	Озеленение населенных пунктов. Искусственные леса. Защитные лесные полосы.	Гелиофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения в степные ценозы и естественные леса
<i>Syringa vulgaris</i>	6	Озеленение населенных пунктов.	Сциофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения в естественные леса и луговые ценозы
<i>Ulmus pumila</i>	8	Озеленение населенных пунктов. Искусственные леса. Защитные лесные полосы.	Гелиофит	Сдерживание	Сдерживание проникновения в естественные леса и луговые ценозы

* Приоритетность управления ИЧВ приводится в соответствии с Lauma et al. (2019)

** Приводится информация о хозяйственном использовании ИЧВ в настоящее время

*** Политика искоренения ИЧВ, подразумевает применения этой функции к виду на всей территории региона, однако учитывая невозможность решения этой задачи на практике, выделены приоритетные локации (сообщества).

Из приведенных в таблице 1 в ТОП-100 самых опасных чужеродных видов России входят *Acer negundo*, *Fraxinus pennsylvanic* и *Parthenocissus*

inserta (Самые опасные..., 2018). В соответствии с D. M. Richardson (2000) с соавторами к видам-трансформерам в Ростовской области, опираясь на имеющуюся в настоящее время информацию, можно отнести *Amorpha fruticosa* и *Parthenocissus inserta*.

При бедной аборигенной дендрофлоре (Kozlovsky et al., 2025), решающее значение для определения стратегии по отношению к ИЧВ имеют представляемые ими экосистемные услуги, а также опасность для здоровья населения. Учитывая, что все ИЧВ это «беглецы из культуры» (кроме *Elaeagnus angustifolia*) и уже прошли предварительный отбор к климатическим факторам степной зоны в процессе интродукции, решающее значение в определении их опасности для степей или лесов является их отношение к свету. Гелиофиты представляют опасность для степных и луговых сообществ, сциофиты – для лесных сообществ (Fridley et al., 2023; Glogov et al., 2019). Это является важным критерием для определения региональной политики управления древесными ИЧВ.

Стратегию искоренения можно рекомендовать к *Acer negundo*, *Amorpha fruticosa*, *Halimodendron halodendron*, *Ailanthus altissima*. Эти виды не предоставляют уникальные экосистемные услуги и могут быть замещены другими древесными ЧВ. *Amorpha fruticosa* является типичным видом-трансформером пойменных травянистых сообществ. *Acer negundo* и *Ailanthus altissima* активно расселяются по территории населенных пунктов и в нарушенных сообществах, а также представляют опасность для здоровья человека. *Halimodendron halodendron*, обладая высоким светолюбием, засухоустойчивостью и жаростойкостью, солеустойчивостью, толерантностью к плодородию почв из-за наличия симбиоза с азотфиксирующими бактериями представляет большую потенциальную опасность для степных сообществ. Ранее этот ИЧВ ограниченно использовался для укрепления склонов. От целенаправленного культивирования этих четырех ИЧВ на территории Ростовской области в настоящее время отказались – виды не выращиваются на питомниках и не высаживаются в составе искусственных насаждений. Следует уточнить, что по существу политика искоренения *Acer negundo*, *Amorpha fruticosa*, *Halimodendron halodendron*, *Ailanthus altissima* ограниченная конкретными растительными сообществами, представляет вариант политики сдерживания.

От экосистемных услуг других ИЧВ в настоящий момент, по нашему мнению, отказаться невозможно. Проблема ассортиментом древесных растений для озеленения населенных пунктов и мелиоративных насаждений стало хорошо заметной после массовой гибели ИЧВ *Fraxinus pennsylvanica*, который был одним из основных видов в зеленых насаждениях населенных пунктов и защитных лесных полосах. В настоящее время основная ставка в восстановлении защитных лесных полос в регионе делается на *Robinia pseudoacacia* – вид, который запрещены к ввозу, продаже и выращиванию на

всей территории ЕС (EU List of Invasive Alien Species of Union Concern). Вероятно, что для этих целей потребуется возобновление региональной культуры ИЧВ *Celtis occidentalis*, который наряду с крупными размерами (дерево первой величины), относительно быстрым ростом, долговечностью (до 100 лет), обладает комплексом эколого-биологических свойств, обеспечивающих ему высокую устойчивость в степной зоне. К древесным ИЧВ, оказывающим экосистемные услуги, от которых в настоящее время не возможно отказаться без серьезных экономических и социальных последствий, следует применять стратегию контроля и сдерживания.

Учитывая масштабы распространения ИЧВ, их тотальное искоренение или сдерживание в регионе невозможно. Существенно не скажется на распространении ИЧВ и ограничения их использования в озеленении населенных пунктов (кроме *Halimodendron halodendron* – вид, который не имеет давней и широкой культуры в регионе). Поэтому особое внимание следует уделять предотвращению инвазий ИЧВ в естественные растительные сообщества.

3. Заключение

Формирование обоснованной политики управления в отношении конкретных ИЧВ требует комплексной оценки, основанной на анализе следующих ключевых аспектов:

Баланс воздействий – необходима объективная оценка экологического ущерба и экономических потерь, причиняемых видом, с учётом экосистемных услуг, которые он может выполнять в конкретном регионе;

Ресурсное обеспечение – реалистичность выбранной стратегии управления определяется наличием достаточных финансовых, технических и кадровых ресурсов для её последовательной и долгосрочной реализации;

Прогноз эффективности – выбор стратегии должен опираться на научно обоснованный прогноз её результативности. Необходима уверенность в том, что поставленные цели (например, искоренение ИЧВ на выделенной территории) могут быть достигнуты в запланированные сроки;

Анализ последствий – важным этапом является оценка всех прямых и косвенных последствий управленческих мероприятий. Это включает не только экологические риски (например, нарушение почвенного покрова при удалении растений и освобождение ниш для других ИЧВ), но и потенциальные экономические выгоды или издержки, связанные с проводимыми действиями.

Дальнейшие перспективы исследований заключаются в оценке эколого-биологических свойств потенциально инвазивных для региона древесных ЧВ. Разработке регионально адаптированной методики определения приоритетности их управления. Доведения списков потенциально инвазивных древесных ЧВ до сведения органов управления и общественности.

Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках государственного задания в сфере научной деятельности, № FENW-2026-0019.

Литература

Дгебуадзе, Ю.Ю., Петросян, В.Г., Хляп, Л.А., 2018. Самые опасные инвазионные виды России (ТОП-100). М.: Товарищество научных изданий КМК. 655.

Раменский, Л.Г., Цаценкин, Л.Г., Чижиков, О.Н., Антипин, Н.А., 1956. Экологическая оценка кормовых угодий по растительному покрову. М.: Сельхозгиз. 472.

Шмараева, А.Н., Козловский, Б.Л., Макарова, Л.И., 2023. Некоторые итоги инвентаризации инвазионной флоры Ростовской области. Актуальные проблемы экологии и природопользования: Сборник материалов. 100-летию Юрия Николаевича Куражковского посвящается. Ростов-на-Дону - Таганрог : Южный федеральный университет. 146-150.

Alofs, K.M., Fowler, N.L., 2013. Loss of native herbaceous species due to woody plant encroachment facilitates the establishment of an invasive grass. *Ecology*. 94, 751-60. <https://doi.org/10.1890/12-0732.1>

Aweto, A.O., 2024. Is woody plant encroachment bad? Benefits of woody plant encroachment—A review. *Landsc Ecol*. 39, 21. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01823-1>

Battisti, L., Larcher, F., Devecchi, M., 2023. Urban green management plan: Guidelines for European cities. *Front. Hortic*. 2, 1105159. <https://doi.org/10.3389/fhort.2023.1105159>

Bobul'ská, L., Demková, L., Pinčáková, G., Lošák, T., 2025. Alien Plant Invasion: Are They Strictly Nature's Enemy and How Can We Use Their Supremacy? *Land*. 14, 107. <https://doi.org/10.3390/land14010107>

Bruce, A., Stephen, J., 2014. Invasive alien plant management. *CAB Reviews Perspectives in Agriculture Veterinary Science Nutrition and Natural Resources*. 9. <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20149037>

Copeland, S.M., Munson, S.M., Bradford, J.B., Butterfield, B.J., 2019. Influence of climate, post-treatment weather extremes, and soil factors on vegetation recovery after restoration treatments in the southwestern US. *Appl. Veg. Sci*. 22, 85–95.

Corbin, J.D., Wolford, M., Zimmerman, C.L., Quirion, B., 2017. Assessing feasibility in invasive plant management: A retrospective analysis of garlic mustard (*Alliaria petiolata*) control. *Restor. Ecol*. 25, 170–177.

Cuthbert, R.N., Diagne, C., Haubrock, P.J. et al., 2022a. Are the “100 of the world's worst” invasive species also the costliest? *Biol. Invasions*. 24.

Cuthbert, R.N., Diagne, C., Hudgins, E.J. et al., 2022b. Biological invasion costs reveal insufficient proactive management worldwide. *Sci. Total Environ.* 819, 153404.

DiTomaso, J.M., Monaco, T.A., James, J.J., Firn, J., 2017. Invasive Plant Species and Novel Rangeland Systems. In: Briske, D. (eds) *Rangeland Systems*. Springer Series on Environmental Management. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2_13

El-Barougy, R.F., Dakhil, M.A., Abdelaal, M., El-Keblawy, A., Bersier, L.-F., 2021. Trait-Environment Relationships Reveal the Success of Alien Plants Invasiveness in an Urbanized Landscape. *Plants.* 10, 1519. <https://doi.org/10.3390/plants10081519>

Ellenberg, H., 1992. *Zeigerwerte der Pflanzen in Mitteleuropa*. Aufl. Goltze, Göttingen. *Scripta Geobotanica.* 18

Emry, D.J., Alexander, H.M., Tourtellot, M.K., 2011. Modelling the local spread of invasive plants: importance of including spatial distribution and detectability in management plans. *Journal of Applied Ecology.* 48, 1391–400.

Epanchin-Niell, R., Thompson, A.L., Treakle, T., 2021. Public contributions to early detection of new invasive pests. *Conserv. Sci. Pract.* 3.

European Environment Agency. *Invasive alien species in Europe*. 2017. [Online]. Available: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/invasive-alien-species-in-europe/invasive-alien-species-in-europe>

Eviner, V.T., Garbach, K., Baty, J.H., Hoskinson, S.A., 2012. Measuring the effects of invasive plants on ecosystem services: challenges and prospects. *Invasive Plant Science and Management.* 5, 125–136.

Fantle-Lepczyk, J.E., Haubrock, P.J., Kramer, A.M. et al., 2022. Economic costs of biological invasions in the United States. *Sci. Total Environ.* 806, 151318.

Fridley, J.D., Bellingham, P.J., Closset-Kopp, D., Daehler, C.C., Dechoum, M.S., Martin, P.H., Murphy, H.T., Rojas-Sandoval, J., Tng, D., 2023. A general hypothesis of forest invasions by woody plants based on whole-plant carbon economics. *Journal of Ecology.* 111, 4–22. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14001>

Glogov, P., Pavlova, D., Georgieva, M., Dodev, Y., Gyudorova, 2019. Survey of invasive alien species in the flora of Lozenska Mountain. *Botanikai Közlemények Bulgaria.* 106, 197–216. <https://doi.org/10.17716/BotKozlem.2019.106.2.197>

González Giro, Z., Pedraza Olivera, R., Lamadrid Mandado, R. et al., 2023. Invasive woody plants in the tropics: a delicate balance between control and harnessing potential benefits. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 43, 41. <https://doi.org/10.1007/s13593-023-00892-x>

Haubrock, P.J., Turbelin, A.J., Cuthbert, R.N. et al., 2021. Economic costs of invasive alien species across Europe. *NeoBiota.* 67, 153–190.

Hobbs, R.J., Hallett, L.M., Ehrlich, P.R., Mooney, H.A., 2011. Intervention ecology: Applying ecological science in the twenty-first century. *BioScience*. 61, 442–450.

Ibáñez, I., Liu, G., Petri, L., Schaffer-Morrison, S., Schueller, S., 2021. Assessing vulnerability and resistance to plant invasions: a native community perspective. *Invasive Plant Science and Management*. 14, 64–74.

Kozlovsky, B.L., Fedorinova, O.I., Kuropyatnikov, M.V., Sereda, M.M., Dmitrieva, A.A., Dmitriev, P.A., 2025. Introduction Policy of the Botanical Garden of Southern Federal University and Problems of Managing Invasive Woody Plants. *J. Zool. Bot. Gard*. 6, 63. <https://doi.org/10.3390/jzbg6040063>

Lauma, Z., Indra, M., Dagnija B., 2019. New Vision on Invasive Alien Plant Management System. *Environmental and Climate Technologies*. 23, 166–186. <https://doi.org/10.2478/rtuct-2019-0062>

Lavoie, C., Saint-Louis, A., Guay, G., Groeneveld, E., Villeneuve, P., 2012. Naturalization of exotic plant species in north-eastern North America: trends and detection capacity. *Diversity and Distributions*. 18, 180–90.

Lázaro-Lobo, A., Campos, J.A., Díaz González, T.E., Fernández-Pascual, E., González-García, V., Marchante, H., Romero Buján, M.I., Jiménez-Alfaro, B., 2024. An ecoregion-based approach to evaluate invasive plant species pools. *NeoBiota*. 96, 105–128. <https://doi.org/10.3897/neobiota.96.116105>

Li, F.F., Hao, Q., Cui, X. et al., 2024. Global invasive alien plant management lists: Assessing current practices and adapting to new demands. *Plant Divers*. 47, 666–680. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2024.11.002>

Lorenzo, P., Morais, M.C., 2023. Strategies for the Management of Aggressive Invasive Plant Species. *Plants*. 12, 2482. <https://doi.org/10.3390/plants12132482>

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. et al., 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: a Selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a Specialist Group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). https://www.iucn.org/sites/default/files/2022-04/100_worst_invasive_species_english.pdf.

Mascaro, J., Hughes, R.F., Schnitzer, S.A., 2012. Novel forests maintain ecosystem processes after the decline of native tree species. *Ecological Monographs*. 82, 221–238.

Moodley, D., Angulo, E., Cuthbert, R.N. et al., 2022. Surprisingly high economic costs of biological invasions in protected areas. *Biol. Invasions*. 24, 1995–2016.

Moyano, J., Zamora-Nasca, L.B., Caplat, P. et al., 2023. Predicting the impact of invasive trees from different measures of abundance. *Journal of Environmental Management*. 325. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116480>

Panetta, F.D., 2009. Weed eradication – an economic perspective. *Invasive Plant Science and Management*. 2, 360.

Pearson, D.E., Ortega, Y.K., Runyon, J.B., Butler, J.L., 2016. Secondary invasion: the bane of weed management. *Biol. Conserv.* 197, 8–17.

Price-Jones, V., Brown, P.M.J., Adriaens, T. et al., 2022. Eyes on the aliens: Citizen science contributes to research, policy and management of biological invasions in Europe. *NeoBiota.* 78, 1–24.

Regulation (EU). 2014. No. 1143/2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. Official Journal of European Union.

Richardson, D.M. et al., 2000. Naturalization and Invasion of Alien Plants: Concepts and Definitions. *Diversity and Distributions.* 6, 93–107.

Richardson, D.M., Gaertner, M., 2013. Plant invasions as builders and shapers of novel ecosystems. In *Novel ecosystems: Intervening in the new ecological world order*, ed. R.J. Hobbs, E.C. Higgs, and C.M. Hall. Oxford: Wiley.

Smith, R.G., Maxwell, B.D., Menalled, F.D., Rew, L.J., 2006. Lessons from agriculture may improve the management of invasive plants in wildland systems. *Front. Ecol. Environ.* 4, 428–434.

Tilman, D., Lehman, C., Thomson, K., 1997. Plant diversity and ecosystem productivity: Theoretical considerations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America.* 94, 1857–1861.

Van Kleunen, M., Dawson, W., Maurel, N., 2014. Characteristics of successful alien plants. *Mol. Ecol.* 24, 1954–68. <https://doi.org/10.1111/mec.13013>

Walker, B.H., 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology.* 6, 18–23.

Статья поступила в редакцию 8 февраля 2026 г.

Поступила после доработки 10 февраля 2026 г.

Принята к печати 15 марта 2026 г.

Received 8, February, 2026

Revised 10, February, 2026

Accepted 15, March, 2026