COUNCIL OF EUROPE

CONSEIL DE L'EUROPE

Страсбург, 8 декабря 2017 г. **T-PVS/Inf(2017)8**
[Inf08e_2017.docx]

КОНВЕНЦИЯ ОБ ОХРАНЕ ДИКОЙ ФАУНЫ И ФЛОРЫ И
ПРИРОДНЫХ СРЕД ОБИТАНИЯ В ЕВРОПЕ

Постоянный комитет

37-е заседание
Страсбург, 5–8 декабря 2017 г.

КОДЕКС ПОВЕДЕНИЯ В ОТНОШЕНИИ ИНВАЗИВНЫХ ЧУЖЕРОДНЫХ ДРЕВЕСНЫХ ПОРОД

Документ подготовили
г-н Джузеппе Брунди и г-н Дэвид М. Ричардсон
(Кафедра сельского хозяйства, Университет Сассари, Италия — Центр инвазионной биологии, Кафедра ботаники и зоологии, Университет Стелленбоша, Южная Африка)
по поручению Бернской конвенции

Настоящий документ не будет распространяться на заседании. Просьба иметь при себе данный экземпляр.

КОДЕКС ПОВЕДЕНИЯ В ОТНОШЕНИИ ИНВАЗИВНЫХ ЧУЖЕРОДНЫХ ДРЕВЕСНЫХ ПОРОД

Джузеппе Брунди и Дэвид М. Ричардсон

(Кафедра сельского хозяйства, Университет Сассари, Италия — Центр инвазионной биологии, Кафедра ботаники и зоологии, Университет Стелленбоша, Южная Африка)

Резюме

1. ОБОСНОВАНИЕ И ЦЕЛИ НАСТОЯЩЕГО КОДЕКСА ПОВЕДЕНИЯ 4

2. КОДЕКС ПОВЕДЕНИЯ 5

2.1 Предмет настоящего Кодекса: инвазивные чужеродные древесные породы 5

2.2 Аудитория и цели настоящего Кодекса 6

2.3 Добровольный инструмент 6

2.4 Осуществление, мониторинг и оценка настоящего Кодекса 6

3. ПРИНЦИПЫ, СФОРМУЛИРОВАННЫЕ В НАСТОЯЩЕМ КОДЕКСЕ ПОВЕДЕНИЯ 7

3.1 Осведомленность 7

3.1.1 Иметь представление о нормативных положениях, касающихся инвазивных чужеродных древесных пород 7

3.1.2 Иметь представление о чужеродных древесных породах, которые являются инвазивными или имеют высокий риск стать таковыми, и об инвазионном долге 8

3.1.3 Разработать системы обмена информацией и программы подготовки 10

3.2 Предотвращение и локализация 10

3.2.1 Содействовать по возможности использованию местных древесных пород 10

3.2.2 Применять надлежащие практические методы в области питомников и управления 11

3.2.3 Применять надлежащие практические методы в области заготовки и транспортировки древесины 13

3.2.4 Применять надлежащие практические методы в области восстановления мест обитания 13

3.3 Раннее обнаружение и быстрое реагирование 14

3.3.1 Распространять и осуществлять программы раннего обнаружения и быстрого реагирования ... 14

3.3.2 Создать сеть наблюдательных участков или присоединиться к таковой 15

3.4 Информационно-просветительская деятельность 15

3.4.1 Взаимодействовать с общественностью по вопросам рисков, связанных с инвазивными чужеродными древесными породами, оказываемого ими воздействия и способов управления 15

3.5 Упреждающее планирование 16

3.5.1 Учитывать возможность расширения научно-исследовательской деятельности в области инвазивных чужеродных древесных пород и принимать участие в совместных научных проектах на национальном и региональном уровнях 16

3.5.2 Принимать во внимание тенденции, связанные с глобальными изменениями 17

4. ОБЗОРНЫЕ СВЕДЕНИЯ: ИНФОРМАЦИОННАЯ ОСНОВА НАСТОЯЩЕГО КОДЕКСА ПОВЕДЕНИЯ 18

4.1 Преимущества, связанные с лесопосадками и лесопосадками чужеродных древесных пород . 18

4.2 Чужеродные древесные породы, используемые в лесопосадках и для иных целей: исторически сложившиеся и недавно появившиеся пути интродукции ... 21
4.2.1 Общие аспекты ... 21
4.2.2 Чужеродные хвойные породы ... 25
4.2.3 Чужеродные породы эвкалипта ... 26
4.2.4 Чужеродные породы акации ... 26
4.2.5 Чужеродные породы тополя и ивы ... 27
4.2.6 Чужеродные древесные породы и плантации на нарушенных землях ... 28
4.2.7 Чужеродные древесные породы в лесных и порослевых хозяйствах с коротким оборотом рубки ... 29
4.2.8 Чужеродные породы в агролесоводстве ... 30
4.2.9 Чужеродные породы в лесопосадках Средиземноморского региона и стабилизация песчаных дюн ... 30
4.2.10 Чужеродные породы в аридных зонах: предотвращение опустынивания и борьба с ним ... 31
4.2.11 Генетически улучшенные и генетически модифицированные чужеродные древесные породы 32
4.3 Инвазивные чужеродные древесные породы ... 33
4.3.1 Общие аспекты и основные примеры ... 33
4.4 Международные инициативы и законодательство в области инвазивных чужеродных видов и инвазивных чужеродных древесных пород ... 40
4.4.1 Конвенция о биологическом разнообразии ... 40
4.4.2 Совет Европы и Бернская конвенция ... 41
4.4.3 Международная конвенция по карантину и защите растений ... 42
4.4.4 Европейская и Средиземноморская организация по защите растений (ЕОКЗР) ... 42
4.4.5 Конвенция о международной торговле видами дикой фауны и флоры, находящимися под угрозой исчезновения (СИТЕС) ... 43
4.4.6 Устойчивое управление лесами и лесная сертификация ... 44
4.5 Европейские инициативы и законодательство ... 50
4.5.1 Директива о сохранении естественных мест обитания — Natura 2000 ... 50
4.5.2 Система охраны здоровья растений в Европейском союзе ... 51
4.5.3 Стратегия Европейского союза в области биоразнообразия ... 51
4.5.4 Регламент Европейского союза об инвазивных чужеродных видах ... 52
4.5.5 Лесная политика Европейского союза ... 52
4.5.6 Политика Европейского союза в области энергетики ... 55
5. Список литературы ... 56
6. Приложения ... 80
6.1 Определения – глоссарий ... 80
6.2 Чужеродные древесные породы, включенные в перечни стран Европы ... 85

1. Обоснование и цели настоящего Кодекса поведения

Настоящий Кодекс адресован всем заинтересованным сторонам и лицам, принимающим решения, 47 государств – членов Совета Европы. Он призван служить руководством по снижению негативного воздействия, к которому может приводить нерегулируемое использование и распространение **инвазивных[1] чужеродных древесных пород**, то есть таких чужеродных пород, интродукция или распространение которых, как было установлено, угрожает биоразнообразию и связанным с ним экосистемным услугам или негативно влияет на них.

Чужеродные древесные породы и надлежащим образом управляемые лесопосадки таких деревьев могут использоваться для обеспечения различных лесных товаров и услуг и содействия снижению нагрузки на естественные леса (ФАО 2015b) или же предоставлять возможности для адаптации к изменению климата и глобальным изменениям.

При этом лишь немногие чужеродные древесные породы являются инвазивными или могут стать таковыми, то есть способны расселяться за пределы мест посадок на прилегающие территории и в ряде случаев наносить существенный урон биоразнообразию и связанным с ним экосистемным услугам. Задача состоит в том, чтобы посредством управления чужеродными древесными породами, а также существующими и будущими лесопосадками таких деревьев добиться максимальных текущих преимуществ и возможностей и свести к минимуму риски и негативное воздействие, без потери будущей выгоды и эффективности землепользования.

С этой целью в настоящем Кодексе сформулированы следующие одиннадцать принципов:

- иметь представление о нормативных положениях, касающихся инвазивных чужеродных древесных пород;
- иметь представление о чужеродных древесных породах, которые являются инвазивными или имеют высокий риск стать таковыми, и об инвазионном долге;
- разработать системы обмена информацией и программы подготовки;
- содействовать по возможности использованию местных или неинвазивных чужеродных древесных пород;
- применять надлежащие практические методы в области питомников и управления;
- применять надлежащие практические методы в области восстановления мест обитания;
- распространять и осуществлять программы раннего обнаружения и быстрого реагирования;
- создать сеть наблюдательных участков или присоединиться к таковой;
- взаимодействовать с общественностью по вопросам рисков, связанных с инвазивными чужеродными древесными породами, оказываемого ими воздействия и способов управления;
- учитывать возможность расширения научно-исследовательской деятельности в области инвазивных чужеродных древесных пород и принимать участие в совместных научных проектах на национальном и региональном уровнях;
- принимать во внимание тенденции, связанные с глобальными преобразованиями, ввиду того что изменение климатических условий может приводить к изменениям в видовом составе лесов.

---

[1] См. раздел 2.1 в отношении определения понятия «инвазивные чужеродные древесные породы», используемого в настоящем Кодексе.

2. КОДЕКС ПОВЕДЕНИЯ

2.1 Предмет настоящего Кодекса: инвазивные чужеродные древесные породы

В соответствии с определением КБР[2], термин «**чужеродные**[3] **древесные породы»** имеет исключительно биогеографическое значение и означает вид, подвид или нижестоящий таксон, интродуцированный за границами своего естественного, бывшего или нынешнего, распространения; включает любую часть, семена или ростки таких пород, которые могут выжить и впоследствии воспроизводиться. Таким образом, в понятии «чужеродные древесные породы» отсутствует негативная оценка такого вида.

Чужеродные древесные породы могут встречаться за пределами своих обычных ареалов в локализованных средах (например, ботанических садах, дендрариях, плантациях) или укореняться в среде обитания. В настоящем Кодексе термин «**акклиматизированные**[4] **чужеродные древесные породы»** используется для обозначения чужеродных пород, которые имеют самоподдерживающуюся популяцию, способны к естественному расселению и стали частью местной флоры.

В соответствии с определением КБР и для целей настоящего Кодекса, понятие **«инвазивные чужеродные древесные породы»** означает чужеродные породы, интродукция и/или распространение которых представляет угрозу разнообразию и связанным с ним экосистемным услугам или оказывает негативное влияние на них.

Не все чужеродные породы акклиматизируются. Аналогичным образом, **инвазивные чужеродные древесные породы** составляют лишь часть акклиматизированных чужеродных

---

[2] Решение V/8 Конференции Сторон по Конвенции о биологическом разнообразии.

[3] В контексте настоящего Кодекса понятия «чужеродные», «неместные», «экзотические» и «интродуцированные» породы считаются равнозначными. В соответствии с определением КБР термин «чужеродные древесные породы» имеет исключительно биогеографическое значение, означает вид, подвид или нижестоящий таксон, интродуцированный за границами своего естественного, бывшего или нынешнего, распространения, и включает любую часть, семена или ростки таких пород, которые могут выжить и впоследствии воспроизводиться. Таким образом, в понятии «чужеродные древесные породы» отсутствует негативная оценка такого вида. Лишь небольшая доля всех чужеродных пород являются или могут стать со временем инвазивными (КС-6, Решение VI/23 «Чужеродные виды, которые угрожают экосистемам, местам обитания или видам»). Важно отметить, что чужеродные виды — это виды, «интродуцированные за границами своего естественного, бывшего или нынешнего, распространения» при непосредственном или опосредованном участии деятельности человека. Приведенное определение принимает во внимание Рекомендацию № 142(2009) Постоянного комитета Конвенции об охране дикой фауны и флоры и природных сред обитания в Европе от 26 ноября 2009 года, касающуюся толкования сформулированного КБР понятия «инвазивный чужеродный вид» с учетом изменения климата: «Договаривающимся Сторонам Конвенции рекомендуется и государствам, имеющим статус наблюдателей, предлагается: 1. для целей осуществления Европейской стратегии по инвазивным чужеродным видам толковать термин “чужеродные виды” как **не включающий местные виды, естественным образом расширяющие свой ареал в результате изменения климата**» (см. раздел 4.6.2 настоящего Кодекса). В этой связи понятие «чужеродные древесные породы», используемое в настоящем Кодексе, не включает явления прошлой массовой миграции популяций лесных пород, пути реколонизации в постледниковый период и аналогичные явления. В настоящем документе основное внимание уделяется чужеродным древесным породам, которые были интродуцированы, непосредственно или опосредованно, при участии деятельности человека за границами естественного, бывшего или нынешнего, ареала распространения. При этом понятие «бывший», в соответствии с контекстом КБР и определением Pyšek et al. (2004), относится к «неофитам» (то есть породам, введенным после 1500 года). Кроме того, применительно к настоящему Кодексу «чужеродные древесные породы» считаются чужеродными во всех 47 государствах – членах Совета Европы. Согласно данному определению, термин «чужеродные древесные породы» не относится к инорайонным климатипам, являющимся местными как минимум в одном из 47 государств – членов Совета Европы.

[4] В соответствии с Регламентом ЕС № 1143/2014 (ст. 3), чужеродный инвазивный вид находится на стадии акклиматизации, когда его популяция способна к самовоспроизводству.

древесных пород, при этом многие из акклиматизированных деревьев не становятся инвазивными, то есть не представляют угрозу биологическому разнообразию и не наносят ущерб экономике или окружающей среде.

Таким образом, в соответствии с определениями КБР (КС-6, Решение VI/23), рекомендациями Постоянного комитета Конвенции об охране дикой фауны и флоры и природных сред обитания в Европе и Регламентом ЕС № 1143/2014, понятия *«чужеродные древесные породы», «акклиматизированные чужеродные древесные породы»* и *«инвазивные чужеродные древесные породы»* используются в настоящем Кодексе в различных значениях, как разъясняется выше. Понятие «*лесопосадки*» используется в соответствии с определением ФАО (FAO 2012, ФАО 2015a, 2015b).

2.2 Аудитория и цели настоящего Кодекса

Настоящий Кодекс поведения адресован всем заинтересованным сторонам и лицам, принимающим решения, 47 государств – членов Совета Европы. Он ставит своей целью расширение сотрудничества между представителями лесного сектора (торговли и промышленности, национальных ведомств, занимающихся вопросами лесоводства, сертификационных органов и природоохранных организаций) и профильными специалистами по вопросам предотвращения, снижения и регулирования возможных рисков и негативных последствий. В частности, настоящий Кодекс направлен на снижение риска интродукции новых инвазивных чужеродных древесных пород и негативных последствий, которые могут быть результатом нерегулируемого использования таких видов. Локализация инвазивных чужеродных древесных пород на территориях, предназначенных для их разведения или использования, должна быть неотъемлемой частью мер в области управления.

Настоящий документ дополняет Кодекс управления Совета Европы инвазивными чужеродными видами растений в садоводстве (Heywood & Brunel 2009, 2011), посвященный садоводческой отрасли и торговле, а также Европейский кодекс управления инвазивными чужеродными видами в ботанических садах (Heywood & Sharrock 2013).

2.3 Добровольный инструмент

Настоящий Кодекс является добровольным.

Он не заменяет собой нормативные требования, закрепленные в международном или национальном законодательстве, однако его не следует рассматривать и как дополнение к ним. Несмотря на добровольную основу, важно, чтобы заинтересованные стороны, насколько возможно, использовали надлежащие методы, изложенные в настоящем Кодексе. Такой подход позволит снизить вероятность введения обязательного законодательства в случае, если будет сочтено, что саморегулирования недостаточно. Частные лесные предприятия, местные органы власти и лица, ответственные за государственные леса, могут пожелать публично выразить свою приверженность настоящему Кодексу поведения посредством использования символа или логотипа, указывающих на это.

2.4 Осуществление, мониторинг и оценка настоящего Кодекса

С целью обеспечения полноценной эффективности и повышения вероятности долгосрочного изменения поведения требуются широкое распространение настоящего Кодекса поведения и его перевод на национальные языки. Данное обстоятельство ясным образом подчеркивает важность проведения информационных кампаний, направленных на недопущение недостатка знаний, возможно, в координации с ключевыми заинтересованными ассоциациями и при поддержке национальных властей. Проект AlterIAS LIFE+ (Halford et al. 2014) — один из примеров осуществления Кодекса поведения в отношении инвазивных чужеродных растений в Бельгии. Национальным властям следует признать, что проблема инвазивных чужеродных древесных пород представляет собой серьезную угрозу видам, местам обитания и экосистемам, и принять меры для обеспечения полного понимания, эффективного применения, внедрения и соблюдения всех

имеющихся законодательных норм, направленных на предотвращение интродукции инвазивных видов, используемых в лесных хозяйствах.

Национальным органам власти следует разработать стратегии и протоколы для объективного урегулирования конфликтов интересов между теми, кто получает выгоду от интродукции, распространения и выращивания инвазивных чужеродных пород, и теми, кто подвергается их негативному воздействию и страдает от этого.

3. Принципы, сформулированные в настоящем Кодексе поведения

Одиннадцать принципов, закрепленных в настоящем Кодексе поведения, разделены на пять групп: (1) осведомленность, (2) предотвращение и локализация, (3) раннее обнаружение и быстрое реагирование, (4) информационно-просветительская деятельность и (5) упреждающее планирование.

3.1 Осведомленность

3.1.1 Иметь представление о нормативных положениях, касающихся инвазивных чужеродных древесных пород

Лицам, чья деятельность связана с интродукцией новых древесных пород и лесопосадками, необходимо иметь представление о своих обязательствах по нормативным положениям и законодательству. Основные обязательства по действующим законам и соглашениям приводятся в разделе 4 настоящего Кодекса.

Регламент ЕС № 1143/2014, Директива 2000/29/ЕС о здоровье растений, Регламенты о торговле дикими видами животных и растений (338/97/ЕС и 1808/2001/ЕС), Директива о естественных местах обитания (92/43/ЕЕС) применяются только к странам – членам ЕС. Кроме того, страны Европы и Средиземноморья ратифицировали многие другие международные конвенции, касающиеся вопросов инвазивных чужеродных видов (Shine 2007). Данные рекомендации могут осуществляться в рамках Европейского союза или национального законодательства (стран, ратифицировавших соответствующие соглашения) и призваны регулировать вопросы, связанные с вредными организмами, процедурами досмотра, фитосанитарными мерами, приобретением, торговлей и выпуском в дикую природу инвазивных чужеродных видов растений и подкарантинных вредных организмов. Указанные положения оказывают воздействие на повседневную деятельность отрасли лесопосадок и использование инвазивных чужеродных древесных пород.

В ряде стран на национальном (и субнациональном) уровне действует законы и/или нормативные положения, направленные на недопущение владения, транспортировки, торговли или выпуска в дикую природу определенных инвазивных чужеродных древесных пород[5].

---

[5] Например, в Норвегии основными внутригосударственными документами, касающимися неместных древесных пород, являются Белая книга по природоохранной политике правительства и состоянии окружающей среды Норвегии от 2005 года (Доклад Стортингу № 21, 2004–2005 гг.), новый Закон о лесах (№ 31 от 27 мая 2005 года, в отношении лесного хозяйства), Закон о природном разнообразии (№ 100 от 16 июня 2009 года), Регламент о неместных древесных породах (№ 284 от 15 марта 2013 года), Национальная стратегия по инвазивным чужеродным видам (опубликована в мае 2007 года), а также Черный список Норвегии (Gederaas et al. 2012). Руководящие принципы в отношении деревьев, кустарников и растений, используемых на Мальтийских островах в посадках и озеленении, ограничивают использование чужеродных пород в проектах по облесению сельскохозяйственных земель (MEPA 2002). Лесная служба Исландии разработала свод руководящих принципов для лиц, занимающихся планированием лесоразведения: в них не рекомендуется высаживать чужеродные породы на территориях естественных лесных массивов (Gunnarsson et al. 2005). Учитывая феноменальную и уникальную значимость исландских популяций водяных птиц, для которых лесоводство представляет угрозу, должна проводиться тщательная оценка последствий, связанных с созданием лесонасаждений на безлесных участках (см. Рекомендацию № 96 (2002) Бернской конвенции о сохранении природных мест обитания и дикой флоры и фауны, в особенности птиц, в рамках мероприятий по

3.1.2 Иметь представление о чужеродных древесных породах, которые являются инвазивными или имеют высокий риск стать таковыми, и об инвазионном долге

Повышение уровня осведомленности о проблемах, связанных с инвазивными чужеродными древесными породами, означает, что информация о таких видах и способах их регулирования становится более доступной (см., например, специальный веб-сайт Европейского союза[6], ЕОКЗР[7], Европейской информационной сети по инвазивным чужеродным видам (EASIN[8])). Существуют убедительные доказательства того, что инвазивные чужеродные древесные породы могут воспроизводить инвазивное поведение в схожих экологических условиях в разных частях мира.

Инвазивные чужеродные древесные породы способны оказывать негативное воздействие даже в тех случаях, когда они полноценно не укоренились или широко не распространились (например, до акклиматизации, по ОЛР ФАО за 2015 год)[9].

Тот факт, что некоторые инвазивные чужеродные древесные породы еще не распространились за пределы определенных лесопосадок, не следует воспринимать как доказательство того, что расселение и негативные последствия не наступят в будущем. Анализ опыта использования инвазивных чужеродных древесных пород в лесопосадках, создаваемых в других частях мира, в том числе в районах длительного пребывания таких пород, позволяет определить уровень «инвазионного долга» (invasion debt) (Richardson et al. 2015)[10].

Инвазивные чужеродные древесные породы, включенные в «черные списки», не следует выпускать в среду обитания или использовать для закладки новых лесопосадок в странах или регионах, где они занесены в соответствующие перечни. Кроме того, в странах с огромными территориями перемещение местных пород из одной части в другую должно подвергаться тщательному анализу на предмет оценки связанных с таким действием возможностей и рисков. По

облесению низменных районов Исландии, https://wcd.coe.int/). Закон Швеции о лесах установил ограничения на программу по созданию насаждений *P. contorta* в 1987, 1989 и 1991 годах из-за высокой степени заражения *Gremmeniella abietina* особей, выращиваемых в горных районах северной части Швеции, которое произошло по причине экстремальных погодных условий в 1984–1987 годы (Karlman 2001). Во многих странах существуют национальные и субнациональные «черные списки» или другие перечни, в которых приводятся чужеродные древесные породы, интродукция которых запрещена или не рекомендуется ввиду их негативного воздействия на окружающую среду или здоровье людей, животных или растений. В качестве альтернативного подхода в ряде стран используются «белые списки» (или же «красные», «зеленые» и «янтарные» списки, см. Perrings et al. 2005; Simberloff 2006) чужеродных видов, представляющих низкий риск инвазии, в которых в том числе перечисляются древесные породы.

6 http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/list/index_en.htm

7 https://www.eppo.int/INVASIVE_PLANTS/ias_plants.htm

8 https://easin.jrc.ec.europa.eu/

9 Использование некоторых древесных пород приводит к негативным последствиям: например, аллергическая пыльца может отрицательным образом отражаться на здоровье человека, такие породы могут быть переносчиками новых вредных организмов или патогенов для других деревьев (см., например, Engelmark et al. 2001), они способны изменять состав надземной растительности, свойства и фауну почв (Finch & Szumelda 2007), водный баланс, устойчивость древостоя к пожарам.

10 Согласно Richardson et al. (2015), «инвазионный долг» (invasion debt) включает четыре основных элемента: (1) количество видов, которые еще не были, но, вероятно, могут быть интродуцированы в будущем, учитывая текущую степень интродукции/общее число выпущенных особей; (2) укоренение интродуцированных видов; (3) потенциальное расширение области, заселенной укоренившимися видами (в том числе инвазивными); (4) и потенциальное увеличение воздействия. Авторы исследования считают, что «инвазионный долг» является важным параметром при составлении отчетов об угрозах, сопряженных с биологическими инвазиями, и что он должен учитываться в стратегических планах по управлению глобальными изменениями. Кроме того, как и в других исследованиях, ученые подчеркивают важность активного регулирования. Однако ввиду неопределенности, связанной с биологическими инвазиями, требуется проводить дальнейшую работу с целью оценки разных элементов «инвазионного долга».

этой причине в отношении России Нотов и др. (2011) предлагают создать трехуровневую систему субнациональных перечней, которые называются «черные книги».

Перечни обеспечивают компаниям и правительственным ведомствам ясный подход. Они могли бы применяться для ускоренного одобрения использования в посадках неместных видов растений, демонстрирующих низкий риск инвазии, или же для ограничения ответственности владельцев лесов в этом случае.

В отношении любой новой чужеродной древесной породы или климатипа,[11] которые еще не подверглись оценке, лицам,[12] занимающимся интродукцией новых чужеродных древесных пород или планированием новых лесопосадок с использованием таких пород, следует проводить оценку или анализ риска с целью учета возможностей и рисков. Согласно Křivánek & Pyšek (2006),[13] опираясь на используемые методы и этап инвазии, на который они направлены, можно выделить две основные группы моделей оценки риска: (1) модели, применяемые до интродукции, предсказывающие возможное поведение чужеродной породы до ее интродукции; (2) модели, применяемые после интродукции, предсказывающие будущее поведение чужеродной породы, уже акклиматизировавшейся или ставшей инвазивной на новой территории. Существует более 100 механизмов оценки и анализа рисков в отношении растений (Leung et al. 2012; Křivánek & Pyšek (2006). Ряд схем принятия решений были разработаны специально для деревьев или древесных растений (Reichard and Hamilton 1997; Pheloung et al. 1999; Haysom & Murphy 2003; Widrlechner et al. 2004; Kumschick & Richardson 2013; Wilson et al. 2014). В 2014 году лишь несколько методов оценки

---

[11] В лесоводстве под «климатипом» (или географическим происхождением, provenance) понимают определенное место произрастания древесной породы, или же географическое происхождение семенного или посадочного материала. Так, на протяжении многих десятилетий в Норвегии для лесоразведения использовалась европейская ель из разных стран Европы, особенно из Германии и Австрии. Такие инорайонные климатипы могут отличаться с точки зрения адаптивных экологических характеристик, таких как фенологические признаки, морозоустойчивость, образование и распространение семян. Таким образом, климатипы могут различаться с точки зрения потенциала к росту и распространению (Aarrestad et al. 2014). Большинство видов растений демонстрируют пространственное структурирование генетических вариаций в рамках ареала (Hamrick 1990). Перенос отдельных видов растений иногда предлагается в качестве стратегии по расширению генетических вариаций популяции, однако в случае перемещения между разными средами такие особи могут плохо адаптироваться к новым условиям. Более того, существует риск возникновения аутбредной депрессии или генетического замещения при скрещивании отличных друг от друга популяций. Таким образом, необходимо оценивать последствия переноса семенного материала относительно потенциальной пользы повышенной генетической вариации в рамках основных популяций (O'Brien et al. 2007; Aitken & Bemmels 2016). См. также Директиву Совета ЕС № 1999/105/ЕС от 22 декабря 1999 года о реализации лесовосстановительного материала (статья 2 (g): «в отношении видов или подвидов районом происхождения является территория или совокупность территорий, характеризующаяся в достаточной степени единообразными экологическими условиями, где выявлены лесонасаждения или источники семенного материала со схожими фенотипическими или генетическими характеристиками, с учетом пределов высотного перемещения в соответствующих случаях»).

[12] Различные авторы полагают, что ответственность за ущерб окружающей среде должны нести импортеры, лица, занимающиеся закладкой насаждений и разведением растений, а также ответственные за интродукцию потенциально инвазивных чужеродных пород (принцип «загрязнитель платит»), а не налогоплательщики или частные владельцы прилегающих участков, которых затрагивает эта проблема (Richardson 1998a; Buddenhagen et al. 2009; Chimera et al. 2010; Witt 2010; McCormick & Howard 2013; Lorentz & Minogue 2015).

[13] С целью анализа действенности ранее разработанных механизмов оценки риска в странах Центральной Европы, Křivánek & Pyšek (2006) протестировали на основе набора данных из 180 чужеродных древесных пород, широко используемых в лесопосадках в Чешской Республике, (1) австралийскую схему оценки риска инвазии сорных растений (A-WRA; Pheloung et al. 1999); (2) A-WRA, снабженную дополнительным анализом, предложенным Daehler et al. 2004; и (3) схему отбора пород, разработанную Reichard & Hamilton (1997) для Северной Америки. Исследование показало, что модель A-WRA, в особенности при использовании дополнительного анализа, дает многообещающие результаты с точки зрения построения широко применимой системы отслеживания интродукций инвазивных растений в регионе Центральной Европы. В работе Gordon et al. (2011, 2012) модель A-WRA использовалась для оценки 38 коммерчески ценных пород эвкалипта.

риска соответствовали требованиям Регламента ЕС № 1143/2014 (Roy et al. 2014)[14]. Однако за прошедшее время удалось добиться большого прогресса; были приложены усилия к тому, чтобы протоколы оценки риска соответствовали регламенту. См. также обзор оценок риска, опубликованный в работе Roy et al. 2017.

3.1.3 Разработать системы обмена информацией и программы подготовки

Эффективность любой стратегии, направленной на борьбу с инвазивными чужеродными древесными породами, в том числе способность составлять достоверные отчеты об анализе риска (см. принцип 3.1.2), зависит от наличия информации и обмена данными, знаниями и опытом[15]. Системы обмена информацией могли бы существенным образом повысить потенциал органов власти в области предотвращения интродукции и распространения инвазивных чужеродных древесных пород (Katsanevakis et al. 2014). Кроме того, для управления инвазивными чужеродными породами необходимы специальные знания и навыки, которые могут сформироваться только со временем. Для эффективного выполнения принципов, сформулированных в настоящем Кодексе поведения, крайне важно повысить потенциал и осведомленность землевладельцев, официальных лиц, занимающихся вопросами лесоводства, и других заинтересованных сторон.

3.2 Предотвращение и локализация

Меры по предотвращению потенциального риска, связанного с инвазивными чужеродными древесными породами, зачастую представляются весьма целесообразными, в том числе с точки зрения сравнения или ограничения распространения прочих чужеродных видов в целом. Необходимо принимать меры по предотвращению потенциальных рисков, связанных с инвазивными чужеродными породами. Ниже представлены некоторые ключевые подходы к этому вопросу.

3.2.1 Содействовать по возможности использованию местных древесных пород

Всегда необходимо рассматривать возможность, где представляется осуществимым, использования местных или же неинвазивных/менее инвазивных[16] чужеродных пород в качестве

---

[14] В статье 5 Регламента (ЕС) № 1143/2014 перечисляются критерии, необходимые для проведения оценки риска для целей статьи 4, то есть для последующей процедуры определения инвазивных чужеродных видов, вызывающих обеспокоенность в ЕС. Другие методы оценки риска, включающие дополнительные или иные критерии, используются в отношении настоящего и потенциального ареала инвазивных чужеродных видов, подлежащих оценке.

[15] См. также Решение VI/23 6-й Конференции Сторон «Чужеродные виды, которые угрожают экосистемам, местам обитания или видам», руководящий принцип 8: обмен информацией.

[16] Во Франции и Бельгии (Biogeco, INRA, Университет Бордо, Gembloux Agro-Bio Tech, Льежский университет, Gembloux и BFP, INRA, Университет Бордо в Вильнав-д'Орнон) было проведено междисциплинарное исследование, посвященное фенотипическому и генетическому разнообразию *Robinia pseudoacacia*. В нем анализировались различия в поведении существующих популяций породы (http://www.neobiota2016.org/wp/wp-content/uploads/neobiota_2016_book-of-abstracts_web.pdf).

альтернативы высокоинвазивным чужеродным породам[17]. То же касается географического происхождения[18] семенного и генетического материала[19].

3.2.2 Применять надлежащие практические методы в области питомников и управления

Необходимо применять надлежащие практические методы в отношении пород и географического происхождения семян (Karlman 2001), сеянцев, сорных растений, мер по борьбе с вредными организмами и болезнями (ФАО 2011). Перед посадкой, где представляется возможным, необходимо выявлять, документировать и искоренять сорные растения. В Стандарте ЕОКЗР PP 1/141 (3) описано проведение испытаний по оценке эффективности гербицидов в питомниках деревьев и кустарников, включая питомники лесного древостоя (EPPO 2009)[20].

Питомники могут играть роль важного источника чужеродных видов для лесопосадок. Кроме того, посредством запасов питомника на новые территории попадают многие вредные для древесных пород организмы — как насекомые, так и патогены[21].

ВСТАВКА 3.2.2.1 «Внезапная смерть дуба» (Phytophthora ramorum)

В середине 1990-х годов в Калифорнии *Phytophthora ramorum* впервые появился в США в качестве патогена древесных пород, вызвавшего гибель дуба (*Quercus* spp.) и литокарпуса густоцветкового (*Notholithocarpus densiflorus*). Примерно в это же время он распространился в

---

[17] Принцип 9 ФАО «Сохранение биологического разнообразия» гласит, что: «[…] ФАО поощряет закладку лесопосадок местных, а не экзотических пород, так как они обеспечивают более широкий круг продуктов и преимуществ, представляют более низкий риск для окружающей среды и повышают уровень биоразнообразия. Интродуцированные виды должны подбираться исключительно сообразно конкретным целям в области управления, условиям рынка и экологическим условиям места. При принятии решения о посадке интродуцированных пород необходимо тщательно оценивать риск того, что такие породы могут стать инвазивными или оказывать негативное воздействие на местное биоразнообразие […]» (FAO 2010b). Кроме того, Принцип ФАО 10 «Сохранения биологического разнообразия» гласит, что: «[…] Руководящие принципы включают, но не ограничиваются: […] для закладки лесопосадок отбираются местные виды, если они аналогичным образом или больше подходят для поставленных целей по сравнению с интродуцированными видами […] » (FAO 2006b). См. также «Протокол по интродукции видов», предложенный Haysom and Murphy (2003). См. также Richardson (1998); FAO (2010b); Gordon et al. (2012); Lorenz & Minogue (2015); Peltzer et al. (2015).

[18] См. принцип 3.2.1 (сноска 10).

[19] См. Общеевропейские руководящие принципы в области лесоразведения и лесовозобновления, в которых особое внимание уделяется положениям Рамочной конвенции ООН об изменении климата (РКИК). Руководящие принципы были приняты 12–13 ноября 2008 года в ходе заседания экспертов Конференции министров по защите лесов в Европе и 4 ноября 2008 года Бюро Общеевропейской стратегии по охране биологического и ландшафтного разнообразия от имени Совета по Общеевропейской стратегии. На стр. 21 Экологических руководящих принципов указано, в частности, что: «породы, климатипы, разновидности или экотипы за пределами их природного ареала должны использоваться только в том случае, если их интродукция не ставит под угрозу важные и/или ценные местные экосистемы, флору и фауну. В соответствии с Руководящими принципами по предотвращению, интродукции и смягчению последствий, связанных с чужеродными видами, представляющими угрозу для экосистем, мест обитания или видов, не допускается использование пород, обладающих высоким потенциалом к инвазии». См. также Aarrestad et al. (2014).

[20] См. также Orwig (2002) и EPPO (2012). EPPO Technical Document No. 1061, EPPO Study on the Risk of Imports of Plants for Planting EPPO Paris. URL: https://www.eppo.int/media/uploaded_images/RESOURCES/eppo_publications/td_1061_plants_for_planting.pdf.

[21] См. также FPS COST Action FP1401 “A global network of nurseries as early warning system against alien tree pests (Global Warning)” («Глобальная сеть питомников в качестве системы раннего предупреждения о чужеродных вредных для деревьев организмов (Глобальное предупреждение)») [URL: http://www.cost.eu/COST_Actions/fps/Actions/FP1401].

Европе в качестве патогена, занесенного из питомников. *Phytophthora ramorum* поражает большое количество лиственных пород, в том числе широко используемых в ландшафтном дизайне. Исследования в области популяционной генетики указывают на различное происхождение популяций, распространившихся в Северной Америки и Европе, и на то, что заражение северо-американских лесов, скорее всего, произошло в питомниках (Ivors et al. 2006; Mascheretti et al. 2008). Хотя запасы питомников и были основным путем расселения в географически удаленные области, на местном уровне патоген распространялся с помощью дождя, а также через стоки поверхностных вод из зараженных питомников. Патоген был обнаружен в 14 округах на калифорнийском побережье и в одном округе северо-западного Орегона. В Европе, в свою очередь, его выявили в лесистой местности Ирландии, Соединенного Королевства, Норвегии, Нидерландов и Германии, а также в питомниках 16 стран Европы и Канады (Liebhold et al. 2012). По мнению Ivors et al. (2006), более высокое генотипическое разнообразие *Phytophthora ramorum* в питомниках можно объяснить множественным обменом генотипами патогена через торговлю зараженным растительным материалом, существенным селекционным давлением, из-за которого отбираются новые генотипы, появившиеся в результате соматической (митотической) рекомбинации или мутации, или посредством обоих механизмов. Культурные традиции и химические методы обработки могут частично обуславливать подобное селекционное давление в питомниках. О потенциальной роли торговли растениями в создании «искусственной» панмиктической популяции на континентальном уровне свидетельствует (i) замечание о том, что редкие генотипы встречались более одного раза в Европе, особенно в Соединенном Королевстве, где генотип EU4 был выявлен несколько раз в разных регионах, и (ii) обнаружение генотипа EU в питомниках Орегона и Вашингтона (Ivors et al. 2006).

Передовые методы управления включают критерии, такие как необходимость учета вопросов биоразнообразия при закладке лесопосадок (11-я Конференция Сторон по КБР, Решение XI/19, 8–19 октября 2012 год, Хайдарабад, Индия). При закладке лесопосадок инвазивных чужеродных древесных пород следует сводить к минимуму края, расположенные перпендикулярно господствующим ветрам, во время сезона рассеивания семян. Следует поощрять создание репрезентативных участков естественного леса в лесопосадках и, по возможности, восстанавливать естественные леса на соответствующих территориях (Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2009), а также, где представляется возможным, предотвращать посадки инвазивных чужеродных пород вблизи участков Natura 2000 и других охраняемых территорий или мест обитания, находящихся под угрозой исчезновения. Применение надлежащих методов посадки также позволяет ограничить распространение патогенов и вредных организмов в пределах лесных насаждений и их перенос с зараженных участков на местные виды и экосистемы (см., например, Engelmark et al. 2001; ФАО 2011).

Воздействие инвазивных чужеродных хвойных пород на гидрологию может быть существенным, в особенности в случаях, когда они заменяют нелесную растительность. По оценкам, в Южной Африке инвазивным чужеродным породам сосны требуется 232 млн кубов воды в год, что составляет около 7 % воды, необходимой всем инвазивным чужеродным видам растений, и около 17 % воды, приходящейся на все промышленное лесоводство (Le Maitre et al. 2000). При этом поверхностный сток в логах, подвергнувшихся серьезной инвазии, сокращается на 30–70 % (Van Wyk 1987).

Владельцам лесопосадок необходимо иметь представление о том, какие виды лесоводческой деятельности способствуют распространению чужеродных пород за границами насаждений. Например, ведение порослевого хозяйства, как было обнаружено, служит одним из факторов распространения *R. pseudoacacia* и *A. altissima* в Южном Тироле, Северная Италия. Radtke et al. (2013) пришли к выводу, что применяемые в настоящее время меры по управлению порослевыми насаждениями, состоящие в сплошной рубке каждые 20–30 лет, способствуют распространению указанных пород. Таким образом, во избежание дальнейшего распространения за пределами насаждений предлагается скорректировать сложившуюся систему управления.

Наконец, в отношении лесопосадок инвазивных чужеродных древесных пород необходимо применять подходящие методы управления с точки зрения производства биоэнергии (лесные хозяйства с коротким оборотом рубки/низкоствольные порослевые хозяйства с коротким оборотом рубки), тщательного выбора новых мест для насаждений, содействия биоразнообразию (Weih 2008; Framstad 2009), защиты гидрологии (Christen & Dalgaard 2012), сохранения ценности ландшафта и восстановления участков после завершения цикла выращивания (Hardcastle 2006; McKay 2011; Neary 2013; Caplat et al. 2014). В отношении лесопосадок чужеродных древесных пород рекомендуется разрабатывать системы содействия принятию решений по управлению лесами.

3.2.3 Применять надлежащие практические методы в области заготовки и транспортировки древесины

Обеспечить надлежащий контроль за водой и отложениями и не допускать попадания стока непосредственно в водостоки. Хранить оборудование вдали от водоемов и прибрежных границ. Очищать и проверять оборудование в случае наличия определенного риска переноса ростков и рассеиваемых частей инвазивных чужеродных древесных пород.

Необходимо, чтобы персонал лесных хозяйств был обучен распознавать необычные вредные организмы и симптомы больных или зараженных деревьев и сообщать о них, а также применять методы, снижающие риск переноса вредных и чужеродных видов или их размножения в других местах[22]. С целью сведения риска распространения чужеродных инвазивных древесных пород к минимуму персоналу следует носить верхнюю одежду и обувь, которая не способствует «переносу семян» (см. USDA 2012).

3.2.4 Применять надлежащие практические методы в области восстановления мест обитания

При наличии желания искоренить из насаждений чужеродные древесные породы с целью их последующей замены местными деревьями или по другим причинам, лицам, управляющим лесопосадками, необходимо применять соответствующие руководящие принципы, касающиеся восстановления участков, ранее занятых чужеродными породами или лесопосадками чужеродных пород. В широком смысле, задачи в области восстановления можно разделить на следующие комплексные стратегии: реабилитация (rehabilitation), восстановление (reconstruction), окультуривание (reclamation) и замещение (replacement) (см. Stanturf et al. 2014). Местные деревья могут произрастать в подлесках, располагающихся в лесопосадках чужеродных пород. Однако не все лесопосадки чужеродных древесных пород имеют разнообразный с точки зрения видового состава подлесок; некоторые из них представляют собой монокультуры чужеродных древесных пород. Такая ситуация обусловлена, вероятно, низкой степенью проникновения света, удаленностью от источника семенного материала, неблагоприятными условиями для организмов, обеспечивающих рассеивание семян, бедностью почвы или плохим лесным опадом с точки зрения прорастания семян или роста сеянцев, интенсивной конкуренцией корневых систем местных и чужеродных пород, химическим ингибированием и другими формами аллелопатии и взаимодействия растений, закладкой насаждений или периодическими нарушениями, вызванными организмами или внешними факторами (Lugo 1997). При этом все перечисленные причины необходимо внимательным образом учитывать.

В Пьемонте, Италия, было разработано специальное руководство по восстановлению участков, ранее занятых лесопосадками *Robinia pseudoacacia*[23]. Sturgess & Atkinson (1993) в своей работе предложили управленческие стратегии по восстановлению в Соединенном Королевстве песчаных дюн, близких к естественным, после вырубки сосновых лесов. Brown et al. (2015) представили подходы к закладке лесопосадок чужеродных хвойных пород на местах первобытных лесов. В

---

[22] См. также Руководство ФАО по применению фитосанитарных стандартов в лесном хозяйстве.

[23] http://www.regione.piemonte.it/foreste/images/files/pubblicazioni/esotiche.pdf. В отношении Италии см. также Maltoni et al. (2012).

работе Szitár et al. (2014) была проведена оценка степени восстановления в Венгрии открытых и закрытых лугов через пять лет после уничтожения лесопосадок чужеродных пород сосны путем их сжигания в пределах системы внутренних песчаных дюн. Arévalo and Fernández-Palacios (2005) исследовали вопрос последовательного искоренения на Тенерифе, Канарские острова (Испания), *P. radiata* и ее замены новыми популяциями *P. canariensis*. Hughes (2003) и Moss & Monstadt (2008) предложили ряд руководящих принципов по восстановлению пойменных лесов в Европе.

3.3 Раннее обнаружение и быстрое реагирование

3.3.1 Распространять и осуществлять программы раннего обнаружения и быстрого реагирования

Раннее обнаружение и инициирование мер в области управления может иметь решающее значение в отношении того, представляется ли возможным применить допустимые стратегии или же необходимо использовать более затратную охранную стратегию (смягчение последствий, локализация и т. д.). Активные меры по снижению вероятности распространения инвазивных чужеродных древесных пород и решению проблем на ранней стадии должны стать частью стандартной практики ведения лесного хозяйства. Составление перечней возможных новых инвазивных чужеродных древесных пород также может способствовать оперативному реагированию (Richardson 2011; Faulkner et al. 2014).

Благодаря относительно длительному начальному этапу, который охватывает период между интродукцией и акклиматизацией/инвазией, и медленной динамике распространения, наблюдаемой у многих инвазивных чужеродных древесных пород по сравнению с другими видами растений, создаются благоприятные условия для борьбы с такими деревьями, пока популяции побегов малочисленны (Finnoff et al. 2007; Dodet & Collet 2012). В отношении любых инвазивных чужеродных древесных пород, обнаруженных в дикой природе или за пределами зон выращивания, следует применять меры по их уничтожению, регулированию или локализации.

Популяции чужеродных пород одичавших хвойных деревьев (conifer wildings)[24] поддаются регулированию: их относительно легко выявлять (большинство инвазий происходят на территориях, покрытых лугами и кустарниками); направление их распространения (по ветру) и возраст начала активного производства семян (как правило, 10–15 лет) весьма предсказуемы. Таким образом, вполне возможно добиться успешного пресечения распространения одичавших особей на ранних стадиях, а также недопущения их преобладания и неконтролируемого распространения за пределами лесопосадок (Froude 2011). В ряде случаев предпочтительным вариантом является естественное восстановление чужеродных хвойных пород. Так, в соответствии с изменяющейся

[24] «Одичавшее растение» («wildings») — термин, используемый (в основном в Новой Зеландии) для обозначения естественного восстановления или распространения сеянцев интродуцированных пород на территориях, не используемых под лесные хозяйства. Это понятие, как правило, применяется к особям семейства *Pinaceae*, в рамках которого встречаются древесные породы, распространение которых вызывает особую обеспокоенность. Большинство одичавших растений произрастают вблизи источника родительского семенного материала и распространяются по границам. Одичавшие растения, появляющиеся в удалении, считаются способными к распространению на дальние расстояния. Они произрастают из семян, которые зачастую разносятся с помощью ветра с открытых территорий, и встречаются, как правило, в виде отдельных деревьев, стоящих в стороне от остальных (Pringle & Willsman 2013). В Новой Зеландии, как было установлено, одичавшие экземпляры полыни уязвимы к выпасу в течение первых 2 лет: выпас овец на таких участках значительно ограничивает их распространение. Зачастую эта мера оказывается настолько эффективной, что требуется минимальное осуществление других усилий в области регулирования. При этом выгон крупного рогатого скота не так эффективен. Расселение можно ограничить путем подсева и некорневой подкормки в радиусе 200-метровой зоны потенциального распространения деревьев. Это увеличивает пастбищную нагрузку на молодые одичавшие деревья и позволяет кочковидным растениям конкурировать с прорастающими сеянцами (Nick Ledgard & Lisa Langer, Wilding Prevention. Forest Research Institute, Box 29 237, Fendalton, Christchurch, URL: http://ecan.govt.nz/advice/your-business/farming/Pages/wilding-trees-preventing-spread.aspx#techniques-prevent-spread).

политикой Великобритании в области лесного хозяйства, необходимо использовать «формы лесопользования, оказывающие меньшее воздействие» на соответствующие участки, не требующие масштабных сплошных рубок. Преобразование крупных чужеродных хвойных плантаций в древостои с экземплярами разного возраста в значительной степени зависит от естественного восстановления (Malcolm et al. 2001). Таким образом, экология естественного восстановления, и, следовательно, акклиматизации и инвазии, является весьма актуальной проблемой (Richardson & Rejmánek 2004). Естественное укоренение *E. globulus* в Португалии было недавно задокументировано в работах Águas et al. (2014), Catry et al. (2015), Fernandes et al. (2016).

3.3.2 Создать сеть наблюдательных участков или присоединиться к таковой

Мониторинг инвазивных чужеродных древесных пород можно проводить в рамках сети наблюдательных участков (sentinel sites). К другим территориям, которые могут служить источниками ростков и местами проникновения новых инвазий, относятся районы проживания людей, где были разбиты сады (Alston & Richardson 2006), экспериментальные насаждения, дендрарии или ботанические сады, где выращивают (инвазивные) чужеродные виды. Перечисленные места также могут быть включены в сети наблюдательных участков.

Visser et al. (2014) показали, что при создании глобальной сети наблюдательных участков с целью обнаружения случаев инвазии чужеродных видов можно использовать Google Earth — бесплатный и простой инструмент, предоставляющий возможность работы с регулярно обновляемыми изображениями. Кроме того, с учетом популярности Google Earth, мониторинг можно осуществлять в рамках «любительских» усилий (Silvertown 2009). Обмен данными с помощью файлов KML представляется простым и позволяет легко обмениваться информацией о местоположении наблюдательных участков. Кроме того, в Google Earth можно загружать фотографии (с помощью Panoramio; www.panoramio.com), что обеспечивает более точную идентификацию и верификацию видов.

Согласно Visser et al. (2014), сеть наблюдательных участков могла бы содействовать (1) выявлению новых тенденций в области инвазии чужеродных древесных пород, (2) обеспечению ценной информации о местонахождении конкретных чужеродных пород, (3) мониторингу изменений в численности и распространении чужеродных пород с течением времени, (4) обеспечению соблюдения управляющими земельными участками и владельцами насаждений требований законодательства и (5) отслеживанию принимаемых усилий в области управления.

Помимо непосредственно наблюдательных участков, включающих (инвазивные) чужеродные древесные породы, все чаще используются новые технологии, например, приложения для смартфонов, позволяющие охватить более широкую аудиторию и привлечь общественность к учету инвазивных чужеродных пород (Adriaens et al. 2015).

3.4 Информационно-просветительская деятельность

3.4.1 Взаимодействовать с общественностью по вопросам рисков, связанных с инвазивными чужеродными древесными породами, оказываемого ими воздействия и способов управления

Помимо владельцев земельных и лесных участков, общественность является важной заинтересованной стороной в вопросах, связанных с чужеродными древесными породами на национальном уровне, начиная с садоводства и ландшафтного дизайна и заканчивая лесами и лесными хозяйствами. Мероприятия по повышению осведомленности широкой публики и установлению связи с ней играют важнейшую роль в информировании и просвещении населения[25]

[25] В Португалии инвазивные чужеродные древесные породы, например акации, признаны в соответствии с законом в качестве угрозы биоразнообразию, однако большинство населения не знает об этом. С целью повышения осведомленности учащихся о проблеме биологических инвазий в Ботаническом музее при Университете Коимбры был организован семинар на тему «Инвазивные виды растений». В мероприятии

с целью обеспечения его более эффективного участия в принятии решений. Общественная поддержка усилий по регулированию инвазивных чужеродных древесных пород должна обеспечиваться за счет последовательного проведения тщательно спланированных и долгосрочных информационно-просветительских инициатив, включающих, среди прочего, встречи с заинтересованными сторонами и главами местных деревень, привлечение сельских жителей из районов, прилегающих к очагам заражения, а также эффективное использование средств массовой информации.

На протяжении многих лет лесоводство становилось все более сложным. Сегодня эта форма землепользования приносит пользу более широким слоям населения и средам, чем прежде, и одновременного подвергается многочисленным требованиям в социальном и экологическом плане. В результате возросла потребность в широком спектре профессиональных и управленческих навыков.

Кроме того, все большее число туристов стремится познакомиться с уникальными природными и культурными средами и ландшафтами и узнать о них больше. Туры по лесам как раз предоставляют возможность поделиться информацией о различных типах лесных экосистем, местных и неместных породах, мероприятиях по восстановлению, дикой природе и ландшафтах, о том, как они функционируют и образовались. Кроме того, туристов может интересовать образ жизни, культурные традиции, социальная и политическая история местных общин, проживающих вблизи лесных массивов.

3.5 Упреждающее планирование

3.5.1 Учитывать возможность расширения научно-исследовательской деятельности в области инвазивных чужеродных древесных пород и принимать участие в совместных научных проектах на национальном и региональном уровнях

Инвазионная биология инвазивных чужеродных древесных пород представляет собой сложную междисциплинарную область. В этой связи очевидно, что государственные и частные леса, включающие инвазивные чужеродные древесные породы, являются отправными точками для проведения полевых исследований по таким темам, как акклиматизация, распространение, регулирование, управление и риски, в сотрудничестве с национальными или местными природоохранными ведомствами, исследовательскими центрами и соответствующими региональными или европейскими организациями[26].

приняли участие 170 учащихся из пяти школ. Участникам дали три задания, которые были направлены на рассмотрение следующих вопросов: (1) идентификация инвазивных растений, (2) конкуренция между местными и инвазивными растениями и (3) регулирование инвазивных растений. Через год участникам были направлены опросники для оценки эффективности семинара. Выяснилось, что они знают об инвазивных видах растений больше, чем сопоставимая группа учащихся, не участвовавших в семинаре. Результаты ясно показали, что практические мероприятия, проводимые в рамках неформального образования, эффективны с точки зрения повышении осведомленности населения. Опросы позволили оценить полученные и сохранившиеся по итогам семинара знания (Marchante et al. 2010; Schreck Reis et al. 2011). См. также Andreu et al. (2009); McNeely (ed.) (2001).

[26] Например, проект FPS COST Action FP1403 Non-native tree species for European forests - experiences, risks and opportunities («Неместные породы деревьев в европейских лесах: опыт, риски и возможности», NNEXT) [URL: http://www.cost.eu/COST_Actions/fps/Actions/FP1403]; проект INVASIVE, Introduced tree species in European forests (Интродуцированные древесные породы в европейских лесах) [URL: http://www.eficent.efi.int/portal/projects/invasive/]. Проект INVASIVE финансируется Федеральным министерством Германии по продовольствию и сельскому хозяйству (BMEL) и координируется совместно сотрудниками Европейского института лесов (EFI) Регионального офиса EFICENT по Центральной Европе. Среди партнеров проекта: научно-исследовательский институт FVA земли Баден-Вюртемберг, IRSTEA, Университет Фрайбурга, швейцарский научно-исследовательский институт WSL и организация Belgian Biodiversity Platform. Программа FA COST Action TD1209 European Information System for Alien Species

3.5.2 Принимать во внимание тенденции, связанные с глобальными изменениями

Ожидается, что глобальные преобразования и изменение климата будут оказывать существенное влияние на управление лесами и их сохранение. Глобальные тенденции будут затрагивать не только непосредственно древесные породы, но и стратегии и рекомендации в области управления лесами и их сохранения[27].

Bernier and Schoene (2009) предлагают три возможных подхода к адаптации лесов к изменению климата: невмешательство (no intervention), ответная адаптация (reactive adaptation) и плановая адаптация (planned adaptation)[28]. В отношении лесопосадок «невмешательство» означает ведение обычной деятельности: выбор пород, целей и методов управления исходя из того, что адаптация лесопосадок в целом будет происходить так же, как и в прошлом. «Ответная адаптация» означает действия, предпринимаемые после изменения условий. «Плановая адаптация», в свою очередь, предполагает заблаговременное изменение целей и методов ведения лесного хозяйства с учетом рисков и неопределенностей, связанных с изменением климата. Такой подход включает в себя принятие целенаправленных, упреждающих мер на разных уровнях и в разных отраслях. Изменение климата может влиять на динамику инвазии[29] чужеродных древесных пород различными взаимосвязанными способами, а именно: (a) посредством преобразования местных экосистем, способствуя изменению ареала, акклиматизации и распространению как местных, так и чужеродных пород (см., например, Iverson et al. 2008; McKenney et al. 2011), (b) поощрения определенных признаков конкретных чужеродных пород (см., например, Capdevila-Argüelles & Zilletti 2008; Kawaletz et al. 2013; Castro-Díez et al. 2014), а также (c) изменения путей интродукции и содействия более широкому использованию определенных чужеродных пород (Courbet et al. 2012; Lindenmayer et al. 2012), в том числе через переосмысление важности принципа «выбирать всегда местные виды»

(«Европейская информационная система по чужеродным видам») [URL: http://www.cost.eu/COST_Actions/fa/Actions/TD1209] не касается непосредственно инвазивных чужеродных древесных пород и направлена на содействие расширенному сбору информации и обмену ей через сеть экспертов, а также обеспечение поддержки европейской информационной системы по инвазивным чужеродным видам, которая позволяет принимать эффективные и обоснованные решения в отношении таких видов. Главный приоритет программы заключается в определении потребностей и форматов информации о чужеродных видах для различных групп пользователей и, в частности, в отношении осуществления Стратегии ЕС по биоразнообразию на период до 2020 года. См. также программу FPS COST Action FP1002 Pathway Evaluation and pest Risk Management In Transport («Оценка путей и управление рисками, связанными с вредными организмами, в рамках перевозок», PERMIT) [URL:http://www.cost.eu/COST_Actions/fps/Actions/FP1002].

[27] См., Jackson et al. (2005); Aitken et al. (2008); Canadell & Raupach (2008); Diaz et al. (2009); Heller & Zavaleta (2009); Thompson et al. (2009); Strassburg et al. (2010); Milad et al. (2013).

[28] В рамках устойчивого управления лесами (УЛП) адаптация к изменению климата означает «адаптацию природных или человеческих систем в ответ на фактические или ожидаемые климатические стимулы или их последствия, направленную на смягчение ущерба или использование благоприятных возможностей. Можно выделить различные типы адаптации, включая упреждающую и ответную, частную и государственную, автономную и плановую». Экосистемная адаптация к изменению климата означает такую стратегию, которая включает управление экосистемами, а также их сохранение и восстановление с целью предоставления услуг, которые помогают людям приспособиться к неблагоприятным последствиям изменения климата. См. также McCarthy et al. (2001); Locatelli et al. (2008); CBD Secretariat (2009). Connecting biodiversity and climate change mitigation and adaptation: report of the Second Ad Hoc Technical Expert Group on Biodiversity and Climate Change. Technical Series No.41. CBD Secretariat, Montreal, Canada.

[29] В соответствии с Рекомендацией Постоянного комитета № 142(2009), принятой 26 ноября 2009 года, которая касается толкования понятия «инвазивный чужеродный вид», сформулированного КБР, с учетом вопроса изменения климата, для целей настоящего Кодекса понятие «чужеродные древесные породы» не включает местные древесные породы, естественным образом расширяющие свой ареал в результате изменения климата.

(Соединенное Королевство, Комиссия по лесоводству[30]). Контролируемое перемещение[31] было предложено в качестве способа поддержания продуктивности, здоровья и экосистемных услуг леса в условиях стремительного изменения климата (см., например, Gray et al. 2011; Kreyling et al. 2011; Pedlar et al. 2012).

Наконец, важно учитывать изменение климата в моделях оценки и анализа риска при проведении предварительного анализа сценариев инвазии чужеродных пород. Составление карт рисков[32], описывающих последствия изменения климата, должны помочь лицам, занимающимся управлением земельными участками, и заинтересованным сторонам, связанным с лесоводством, в долгосрочном планировании. Необходимо, чтобы в планах по управлению заповедниками лучше учитывались изменения, связанные с риском инвазии в результате глобального потепления.

4. Обзорные сведения: информационная основа настоящего Кодекса поведения

4.1 Преимущества, связанные с лесопосадками и лесопосадками чужеродных древесных пород

Лесопосадки — это леса, состоящие преимущественно из пород, укоренившихся путем посадки саженцев и/или планового сева семян (FAO 2012)[33]. Лесопосадки интродуцированных пород являются подкатегорией лесопосадок и представляют собой насаждения, состоящие главным образом из интродуцированных пород (FAO 2012). В 2010 году общая площадь лесопосадок оценивалась в 264 млн га (примерно 7 % общей площади мировых лесов; ФАО 2010). В 2015 году этот показатель увеличился до 277,9 млн га (ФАО 2015a, 2015b; Payn et al. 2015)[34]. Несмотря на

---

[30] http://www.forestry.gov.uk/pdf/eng-trees-and-climate-change.pdf/$FILE/eng-trees-and-climate-change.pdf. См. также Forestry Commission (2011); NOMADES, *NOuvelles Méthodes d'Acclimatation Des Essences forestières* («Новые методы акклиматизации древесных пород», URL: http://www.reseau-aforce.fr/nomades-437950.html - http://www.reseau-aforce.fr/data/info/497950-NOMADES_Fascicule1_Bilan_introduction_vdef_fev15.pdf); REINFFORCE, REsource INFrastructures for monitoring, adapting and protecting european atlantic FORests under Changing climatE (Системы ресурсов по мониторингу, адаптации и защите европейских атлантических лесов в условиях изменения климата, URL: http://www.iefc.net/?affiche_page=projet_REINFFORCE&langue=en).

[31] Контролируемое переселение (managed relocation) или вспомогательная миграция (assisted migration) были предложены в качестве одного из подходов к смягчению воздействия изменения климата на биоразнообразие путем преднамеренного перемещения видов в подходящие с точки зрения климатических условий места, находящиеся за пределами их естественного ареала (Richardson et al. 2009).

[32] Карты фитосанитарного риска являются эффективным инструментом визуальной коммуникации, который позволяет описывать места возможного заноса, укоренения, распространения или негативного воздействия инвазивных чужеродных пород. На основе таких карт принимаются стратегические и тактические решения по регулированию вредных организмов: устанавливаются ограничения на международную торговлю или разрабатываются схемы проверок на наличие вредных организмов и вводятся внутренние карантинные меры. При составлении карт рисков, сопряженных с вредными организмами, используются различные методы. В результате существует вероятность формирования разных представлений о риске одного и того же вида (Venette et al. 2010).

[33] В контексте Глобальной оценки лесных ресурсов за 2015 год (ОЛР) слово «преимущественно» означает, что, как ожидается, насаженные/посеянные деревья составят более 50 % запаса древостоя по достижении зрелости. Кроме того, лесопосадки включают: (a) подлесок из деревьев, первоначально насаженных или посеянных, и (b) плантации каучуковых деревьев, пробкового дуба и рождественских елок, но (c) не включают самосевные особи интродуцированных пород.

[34] С 1990 года площадь лесопосадок увеличилась более чем на 110 млн га и составляет 7 % площадей мировых лесов. Среднегодовой темп прироста в период с 1990 по 2000 годы составил 3,6 млн га. Этот показатель достиг 5,2 млн га в год в период с 2000 по 2010 годы, а затем снизился до 3,1 млн га в год в период с 2010 по 2015 годы по причине снижения площади насаждений в Восточной Азии, Европе, Северной Америке, Южной и Юго-Восточной Азии (ФАО 2015 b).

наличие существенных различий между регионами и в их пределах, чужеродные древесные породы, по оценкам, составляют от 18 % до 19 % лесопосадок (Payn et al. 2015; ФАО 2015a, 2015b).

Лесопосадки, предназначенные для обеспечения многочисленных экосистемных услуг, позволяют снизить нагрузку на естественные леса и даже восстановить ряд предоставляемых ими экологических услуг. Кроме того, лесопосадки, благодаря связыванию углерода, могут играть ключевую роль в борьбе с глобальным потеплением. На основании результатов анализа экономических, социальных и экологических услуг, обеспечиваемых за счет лесопосадок, Paquette & Messier (2010) призвали создавать тщательно продуманные, разнообразные, многоцелевые насаждения, чтобы сохранить биоразнообразие лесов и обеспечить функционирование экосистем. Такие насаждения могли бы содействовать смягчению последствий изменения климата[35] за счет прямого связывания углерода или предотвращения обезлесения, а также способствовать защите оставшихся естественных лесов, благодаря повышению продуктивности.

За последние несколько десятилетий в рамках межправительственных процессов, механизмов сертификации (например, FSC, PEFC), а также деятельности международных организаций[36] и национальных правительств (см. раздел 4.6.6 настоящего Кодекса) были разработаны стандарты, руководящие принципы, критерии и показатели в области устойчивого управления лесами (Masiero et al. 2015). Они применяются ко всем лесам, в том числе к лесопосадкам. Таким образом, признается, что лесоводство является устойчивой по своей сути формой землепользования и играет важную роль в борьбе с изменением климата за счет накопления углерода и предотвращения обезлесения. После принятия Заявления о принципах устойчивого управления лесами во время Саммита Земли, состоявшегося в Рио-де-Жанейро в 1992 году в ответ на обеспокоенность международного сообщества по поводу обезлесения и неустойчивой эксплуатации естественных лесов, усилия в этой области активизировались (Stupak et al. 2011). На европейском уровне 46 сторон, присоединившихся к Конференции министров по защите лесов в Европе, согласовали определение устойчивого управления лесами в рамках министерского процесса, имевшего место в 1990 году, а также разработали и составили перечень соответствующих критериев и показателей, который регулярно обновляется и адаптируется к новым вызовам[37]. С начала 1990-х годов Международная организация по тропической древесине (ITTO) разработала критерии и показатели в области устойчивого управления лесами и занимается их пересмотром[38].

---

[35] Например, в отношении Франции см. Blondet M. (2015), Conflicting engagements on climate change adaptation in French private forest: an anthropological perspective. Document de travail du LEF n°2015-03 (LEF, AgroParisTech/INRA, Nancy, France). Во Франции и Европе проблема изменения климата постепенно начинает затрагивать сферу управления лесами. Это ставит перед лицами, ответственными за лесные хозяйства, серьезные вопросы, так как управление лесами осуществляется на весьма длительной основе. Решения, принятые сегодня, будут влиять на состояние лесов в течение многих лет, и изменение климата может ставить под угрозу такие долгосрочные инвестиции. По мнению ученых, буковый лес особенно восприимчив к засухам и в результате глобального потепления может исчезнуть в ближайшие годы. Бук также включен в перечень охраняемых видов, который приводится в приложении к Директиве о естественных средах обитания. Во Франции на национальном уровне различные субъекты лесного сектора, природоохранные организации и политические деятели стремятся найти решение проблемы будущего буковых лесов до того, как климатические условия изменятся. Тем не менее, у сторон есть разные взгляды на данный вопрос. В этом контексте во Франции недавно начались обсуждения на тему допустимости использования лесопосадок чужеродных пород для борьбы с последствиями изменения климата для лесов. Их цель заключается в том, чтобы найти более устойчивые породы и заменить ими наиболее слабые, такие как европейский бук. Более устойчивые породы зачастую являются неместными, что может стать предметом разногласий между представителями лесного сектора, природоохранными организациями и лицами, ответственными за разработку политики.

[36] См., New Generation Plantations (NGP), 2014. New generation plantations: review 2014 (URL: http://newgenerationplantations.org/multimedia/file/12b486cb-ea24-11e3-9f9e-005056986313).

[37] Forest Europe, https://foresteurope.org/workstreams/sustainable-forest-management/

[38] ITTO, http://www.itto.int/sustainable_forest_management/

Признавая экономическую, социальную, культурную и экологическую значимость лесопосадок, правительства и другие заинтересованные стороны обратились к ФАО с просьбой подготовить совместно с партнерами ряд руководящих принципов в поддержку политики, правовых, нормативных и технических условий в области управления лесопосадками (FAO 2006b).

С 1980 года Продовольственная и сельскохозяйственная организация Объединенных Наций (ФАО) в рамках оценки лесных ресурсов (ОЛР) занимается сбором данных о лесных площадях по двум основным категориям: естественные леса и лесопосадки[39]. В 2005 году в ОЛР были включены две дополнительные категории лесов: модифицированные естественные леса и полуестественные леса (Evans 2009a). Таким образом, сформировалось пять основных категорий лесов, в зависимости от степени вмешательства человека и методов восстановления: (1) девственные леса, (2) модифицированные естественные леса, (3) полуестественные леса, восстанавливаемые естественным образом и с помощью насаждения, (4) плантации, в том числе продуктивные и защитные насаждения, а также (5) деревья, произрастающие за пределами лесных массивов (Payn et al. 2015). Продуктивные и защитные насаждения, а также полуестественные леса были выделены в подгруппу «лесопосадки»[40] (ФАО 2010). В Глобальной оценке лесных ресурсов за 2010 год (ФАО 2010) приводится более широкое определение понятия «лесопосадки» по сравнению с термином «лесные плантации», который использовался в предыдущих глобальных оценках. Это изменение было внесено с тем, чтобы охватить все лесопосадки, в соответствии с рекомендациями Глобального тематического исследования в отношении лесопосадок, опубликованного в 2005 году (FAO 2006a), и недавними усилиями по разработке руководящих принципов и надлежащей практики в области закладки лесопосадок и управления ими. В определении, которое приводится в ОЛР-2015 (FAO 2012), уточняется, что речь идет о лесе, состоящем преимущественно из пород, укоренившихся путем посадки саженцев и/или планового сева семян; при этом ожидается, что насаженные/посеянные деревья составят более 50 % запаса древостоя по достижении спелости. К лесопосадкам также относятся подлесок из деревьев, первоначально насаженных или посеянных, а также плантации каучуковых деревьев, пробкового дуба и рождественских елок (Payn et al. 2015).

Восточная Азия, Европа и Северная Америка имеют наибольшую площадь лесопосадок. Совокупно на эти страны приходится около 75 % площадей лесопосадок во всем мире. Затем следуют Северная Америка, Южная и Юго-Восточная Азия (ФАО 2010; Payn et al. 2015). В Восточной Азии лесопосадки составляют 35 % общей площади лесов; большинство из них находится в Китае. Второе место по площади лесопосадок занимает Европа, хотя их доля в этом регионе и близка к среднемировому уровню. Однако без учета Российской Федерации, обладающей огромными площадями естественных лесов, доля лесопосадок в Европе составляет 27 % — это второй показатель в мире. Северная Америка занимает третье место по площади лесопосадок: примерно 5,5 % общей площади лесов приходится на данный субрегион. Наименьшая площадь лесопосадок наблюдается в субрегионах Африки, Карибского бассейна, Центральной Америки, Западной и Центральной Азии. В большинстве субрегионов большая часть лесопосадок приходится всего на несколько стран. Например, в Северной Африке 75 % площадей лесопосадок располагаются в Судане, в Восточной Азии 86 % лесопосадок — в Китае. Ряд стран, находящихся в аридной зоне (Кабо-Верде, Египет, Кувейт, Ливия, Оман, Объединенные Арабские Эмираты), и Нидерланды сообщили, что все лесные массивы на территориях указанных государств были созданы путем посадки саженцев или планового сева семян. (ФАО 2010).

---

[39] В ОЛР-2000 (FAO 2001) понятие «лесные плантации» означало лесные насаждения, созданные путем посадки или/и посева в процессе лесоразведения или лесовозобновления. Такие участки площадью более 0,5 га состояли из местных или неместных пород, высотой более 5 м и с сомкнутостью полога более 10 %.

[40] В приложении 2 «Термины и определения, используемые в ОЛР-2010» (с. 212) понятие «*лесопосадки*» определяется следующим образом: «Леса, состоящие преимущественно из деревьев, появившихся путем посадки саженцев и/или планового сева семян». При этом подкатегория «*лесопосадки интродуцированных пород*» определяется как «лесопосадки, где посажены деревья преимущественно интродуцированных пород».

В период с 2000 по 2010 годы площадь лесопосадок увеличивалась примерно на 5 млн га в год (ФАО 2010). Тенденция к увеличению сохранилась и в период с 2010 по 2015 годы (Payn et al. 2015; ФАО 2015b). Большая часть лесопосадок была создана в рамках облесения, особенно в Китае.

4.2 Чужеродные древесные породы, используемые в лесопосадках и для иных целей: исторически сложившиеся и недавно появившиеся пути интродукции

4.2.1 Общие аспекты

Как указано в разделе 1, в соответствии с КБР и Регламентом (ЕС) № 1143/20014, в настоящем Кодексе используется обозначение «чужеродные древесные породы». Данный термин равнозначен понятиям «экзотический», «интродуцированный», «неместный» и «интродуцент». В соответствии с определением КБР термин «чужеродные древесные породы» имеет исключительно биогеографическое значение и означает вид, подвид или нижестоящий таксон (в том числе климатип), интродуцированный за границами своего естественного, бывшего или нынешнего, распространения в результате деятельности человека.

По итогам Конференции Организации Объединенных Наций по окружающей среде и развитию (ЮНСЕД), состоявшейся в 1992 году и известной как «Саммит Земли», на международной сцене стал обсуждаться вопрос необходимости более глубокого понимания устойчивого управления лесами (Wolfslehner et al. 2005; см. раздел 4.6.6 настоящего Кодекса поведения). Основным итогом конференции стало принятие «Принципов лесоводства» и главы 11 Плана действий конференции в отношении Повестки дня на XXI век (ЮНСЕД, 1992a, 1992b, 1992c), в которых подробно излагаются международные обязательства в области устойчивого развития лесов и содержится призыв к разработке научно-обоснованных критериев и показателей в отношении устойчивого управления лесами (Baycheva-Mergera & Wolfslehner 2016).

Вместе с тем, помимо лесопосадок, чужеродные породы используются и интродуцируются (пути интродукции[41]) в садоводстве, дендрологических парках, для выполнения защитных функций, защиты от эрозии и увеличения лесных площадей путем облесения заброшенных или неосвоенных участков.

В Глобальной оценке лесных ресурсов за 2010 год (ФАО 2010) страны представили информацию об использовании интродуцированных[42] пород при закладке лесопосадок. На

---

[41] Термин «**пути интродукции**» используется в соответствии с определением КБР, сформулированным в документе «Пути интродукции инвазивных видов, определение их приоритетности и регулирование» (UNEP/CBD/SBSTTA/18/9/Add.1 от 26 июня 2014 года, URL: https://www.cbd.int/doc/meetings/sbstta/sbstta-18/official/sbstta-18-09-add1-ru.pdf). В Руководящих принципах по предотвращению, интродукции и смягчению последствий, связанных с чужеродными видами, представляющими угрозу для экосистем, мест обитания или видов (Руководящие принципы), приведенных в приложении к Решению VI/23, сформулированы рекомендации для всех правительств и организаций по разработке эффективных стратегий, направленных на сведение к минимуму распространения и воздействия инвазивных чужеродных видов. В частности, в документе подчеркивается важность определения путей интродукции инвазивных видов с целью их сведения к минимуму и содержится призыв проводить оценку рисков, связанных с такими путями. Более того, Айтинская целевая задача 9 гласит: «К 2020 году инвазивные чужеродные виды и пути их интродукции идентифицированы и классифицированы по приоритетности, приоритетные виды регулируются или искоренены, и принимаются меры регулирования путей перемещения для предотвращения их интродукции и внедрения».

[42] В Глобальной оценке лесных ресурсов за 2010 год используется термин «интродуцированная порода». В оценке приводится следующее определение: породы, подвиды или более низкий таксон, встречающиеся за пределами своего естественного ареала обитания (бывшего или настоящего) и возможного распространения (например, за пределами территории, на которой вид встречается в природе, или может встретиться без прямого или опосредованного вмешательства человека). В Глобальной оценке лесных ресурсов за 2015 год (ОЛР) «интродуцированная порода» означает породу, подвид или более низкий таксон, встречающиеся за пределами своего естественного ареала обитания (бывшего или настоящего) и возможного распространения

международном уровне из 233 стран и территорий, включенных в оценку, только 117[43] представили информацию об использовании интродуцированных пород, в то время как 116 — не сообщили о таких случаях.

На международном уровне в странах, по которым имеются данные, интродуцированные породы встречаются примерно на четверти площадей лесопосадок (ФАО 2010). По оценке Payn et al. (2015), проведенной на основе данных ОЛР-2015 (ФАО 2015a, 2015b), лишь 18–19 % лесопосадок включают деревья интродуцированных пород. Существуют заметные различия между регионами и в их пределах. Так, в Южной Америке, Океании, Восточной и Южной Африке преобладают насаждения интродуцированных пород, причем значительная доля лесопосадок включает деревья интродуцированных пород. В Северной Америке, Западной и Центральной Азии, а также Европе, в свою очередь, наблюдается противоположная ситуация: 1 %, 3 % и 8 % площадей соответственно заняты интродуцированными породами (Payn et al. 2015).

В восточной и южной частях Африки большинство лесопосадок состоит из интродуцированных пород, относящихся к родам *Eucalyptus, Pinus, Hevea, Acacia* и *Tectona*, выбранных за их способность произрастать в различных условиях и быстро производить древесину или другие коммерческие продукты (например, гуммиарабик и каучук) (ФАО 2010).

В Океании и Южной Америке (Аргентина, Боливия, Бразилия, Уругвай, Чили и Эквадор) лесопосадки также состоят из интродуцированных пород. В Океании, в результате исторически сложившегося дефицита древесины, с давних пор занимаются управлением лесопосадками. При этом в регионе сложились благоприятные условия для выращивания ряда быстрорастущих пород, таких как *Eucalyptus spp., Pinus radiata* (сосна лучистая), *Pseudotsuga menziesii* (Дугласова пихта) и *Cupressus spp.*[44]. В Южной Америке поощряется использование интенсивно управляемых интродуцированных пород с коротким оборотом рубки, таких как *Eucalyptus spp., Pinus radiata, P. taeda, P. elliottii* и *Tectona grandis*.

Что касается Восточной Азии, то в Китае интродуцированные породы используются на 28 % площадей лесопосадок; Япония, в свою очередь, не представила информацию о доле интродуцированных пород (ФАО 2010, 2015a). Ряд стран Южной и Юго-Восточной Азии, имеющих значительные площади лесопосадок, не представили информацию об интродуцированных породах (Вьетнам, Индонезия и Малайзия[45]). В насаждениях Юго-Восточной Азии предпочтение отдается недревесным культурам, особенно кокосовым и масличным пальмам, а также каучуковому дереву (Corlett 2005). При этом наблюдается повышенный интерес к плантациям акаций и эвкалипта (Harwood & Nambiar 2014).

В странах Западной и Центральной Азии интродуцированные породы занимают небольшие площади (например, в Турции[46] — 59 тыс. га, ФАО 2015a). Другие страны данного субрегиона не представили информацию об интродуцированных породах. В умеренных и бореальных регионах

(например, за пределами территории, на которой вид встречается в природе, или может встретиться, без прямого или опосредованного вмешательства человека), FAO (2012). В ОЛР-2015 понятие «интродуцированный» считается равнозначным слову «неместный».

[43] Семнадцать стран сообщили, что они не используют интродуцированные породы при закладке лесопосадок (ФАО 2010).

[44] *Cupressus macrocarpa, C. lusitanica* и родственный вид *C. benthamii*.

[45] По данным Международного союза лесных организаций (IUFRO, Scientific Summary № 120, IUFRO News 4, 2014), наибольшие площади плантаций австралийских акаций находятся в Южной Азии, где основными таксонами являются *A. mangium* и его гибриды *A. auriculiformis* и *A. crassicarpa*. Во Вьетнаме более 1 млн га плантаций акации обеспечивают растущие потребности мебельной промышленности, а также экспортный рынок древесной стружки.

[46] В Стратегическом плане Главного управления лесного хозяйства (2013–2017 годы) закреплено обязательство по созданию промышленных плантаций быстрорастущих пород. Планируется, что к концу 2014 года общая площадь промышленных плантаций составит 15 тыс. га (Deniz & Yildirim 2014).

Европы и Северной Америки, а также в странах засушливой зоны Северной Африки интродуцированные породы используются лишь в незначительной степени.

В некоторых районах Европы отсутствуют высокопродуктивные местные породы, производящие древесину или имеющие подходящие характеристики. По этой причине лесоводы в основном полагаются на неместные породы. По сравнению с местными породами чужеродные деревья легко приживаются в определенных областях, демонстрируют более высокие темпы роста, а также более широкую физиологическую адаптацию к условиям участка, включая засухоустойчивость (Savill et al. 1997). Интродуцированные породы преобладают на территории примерно в 9 млн га, или 4 % общей площади лесов (без учета Российской Федерации). В Российской Федерации менее 100 тыс. га лесных площадей зарегистрированы как леса, состоящие из неместных пород, что является ничтожно малым показателем (66 тыс. га в 2015 году, ФАО 2015a). В Дании, Исландии и Италии[47] интродуцированные породы, по представленной информации, встречаются и на других территориях, покрытых лесистой растительностью (Forest Europe, UNECE and FAO 2011).

К наиболее важным чужеродным породам, используемым в Европе для производства древесины, относятся *Pseudotsuga menziesii, Picea sitchensis, Pinus contorta*, гибриды и клоны тополя и ряд видов *Eucalyptus spp*. Относительное отсутствие вредных организмов и насекомых, уничтожающих листву и повреждающих кору, позволяет чужеродным породам произрастать гораздо быстрее, чем местным видам, до тех пор пока вредные организмы не адаптируются к новым растениям-хозяевам, особенно в отсутствие естественных врагов (Savill et al. 1997). Вместе с тем, ситуации, когда эволюционировавшие вредные организмы, которые могут быть занесены случайно, начинают взаимодействовать с чужеродными породами, используемыми в насаждениях, или когда они сталкиваются с новыми вредителями, к которым у них нет устойчивости, могут приводить к значительному ущербу или потерям. Чем дольше неместные породы выращиваются на территории, тем большую угрозу для них представляют местные вредные организмы (Wingfield et al. 2015).

В Швеции Elfving & Norgren (1993) продемонстрировали, что темпы роста *Pinus contorta*[48] (сосна скрученная широкохвойная) в бореальных условиях на 32 % выше с точки зрения объема стволовой древесины по сравнению с местной породой *P. sylvestris* (сосна обыкновенная): первый вид выделяет больше ресурсов на рост ствола, при этом развивая тонкую корневую систему, в то время как второй имеет более крупную корневую систему (Savill et al. 1997). Такое превосходство можно объяснить более ранним началом роста весной и более низким уровнем суммы температур, необходимым для начала удлинения побегов (Fedorkov 2010; Backlund & Bergsten 2012). Несмотря на очевидно более высокие темпы роста и, следовательно, большие экономические преимущества чужеродных пород, опасения по поводу возможных вспышек вредных организмов и болезней привели к принятию в 1979 году (Закон Швеции о лесах) и в 1992 году законодательных норм, направленных на ограничение использования *P. contorta* до тех пор, пока потенциальные риски не будут изучены более подробно (Savill et al. 1997).

Дугласова пихта (*Pseudotsuga menziesii)* была занесена в Европу из Северной Америки более 150 лет назад[49]; в настоящее время она является наиболее важной с экономической точки зрения чужеродной породой, используемой в лесопосадках стран Европы (Schmid et al. 2014). В Швецию порода была занесена в 1920-х годах. В настоящее время, по оценкам, площадь насаждений *Pseudotsuga menziesii* составляет около 500 га, при этом участки приходятся в основном на крупные хозяйства на юге Швеции (Felton et al. 2013). В работе Broncano et al. (2005) рассматривался вопрос

---

[47] В период с 1920 по 1939 годы в Италии было создано 450 экспериментальных участков, где выращивались 124 неместных породы с целью сравнения их продуктивности (Pavari & De Philippis 1941; Nocentini 2010).

[48] *Pinus contorta* Dougl. var. *latifolia* Engelm.

[49] Дэвид Дуглас занес *Pseudotsuga menziesii* в Соединенное Королевство в 1827 году (Gellini & Grossoni 1996).

акклиматизации *Pseudotsuga menziesii* в заповеднике Монтсени (Каталония, северо-восток Испании, с 1978 года — биосферный заповедник ЮНЕСКО) и было показано, что через 15 лет после высаживания началось укоренение саженцев. В работе Essl (2005) сообщалось об акклиматизации *Pseudotsuga menziesii* на низменных участках северо-восточной части Австрии, а также о случаях акклиматизации в большинстве других стран Центральной Европы (Schmid et al. 2014)[50].

Дуб красный (*Quercus rubra*) представляет собой ценную с экономической точки зрения, умеренно теневыносливую породу, произрастающую на востоке Северной Америки (Sander 1990). Во многих местах естественного ареала восстановить популяцию красного дуба не представляется возможным, в то время как в лесах Центральной Европы, куда *Quercus rubra* был занесен в середине XVIII-го века (Kuehne et al. 2014), с этим справились. Возможно, успех восстановления популяций красного дуба в Европе обусловлен способностью неместной породы произрастать одинаково эффективно при различных условиях освещения по сравнению с местными теневыносливыми видами (Riepšas & Straigitė 2008; Kuehne et al. 2014; Woziwoda et al. 2014).

Белая акация *(Robinia pseudoacacia)* широко используется для различных целей: озеленения, производства древесины (ее качество сравнимо с твердыми породами тропических деревьев) и дров, восстановления растительности в засушливых районах, стабилизации почвы, удобрения малоплодородных почв и обеспечения нектара для производства меда (EEA 2008). Леса *Robinia pseudoacacia* занимают 20 % (около 400 тыс. га) лесных площадей Венгрии (Rédei 2002; Rédei et al. 2011b), также задокументировано, что белая акация является пионерным видом[51]. Ввиду того, что в Исландии произрастает только один местный вид — пушистая береза (*Betula pubescens*) — и в целом леса занимают небольшую площадь, в стране, по итогам предпринимаемых усилий в области облесения, наблюдается высокая доля интродуцированных пород.

Ель ситхинская (*Picea sitchensis*), занесенная из Северной Америки, является наиболее распространенной чужеродной породой в Великобритании и Ирландии (Peterken et al. 1992; Quine & Humphrey 2010; Peterken 2001). В Великобритании произрастает весьма ограниченное число местных пород, поэтому в настоящее время наблюдается большое разнообразие интродуцированных деревьев (Peterken 2001). Наиболее часто используемыми чужеродными хвойными породами являются *Abies alba*, *Larix decidua*, *Picea abies*, *Picea sitchensis*, *Pinus contorta*, *Pseudotsuga menziesii* и *Tsuga heterophylla*. Интродуцированные породы, в свою очередь, образовали гибриды как с местными деревьями, так и между собой. Например, *Quercus* × *turneri* (син. *Quercus* × *hispanica*) — это полувечнозеленый дуб, появившийся в конце XVII-го века путем скрещивания *Q. ilex* × *Q. robur*.

Айлант высочайший *(Ailanthus altissima)*, используемый в основном в качестве декоративного растения или в придорожных насаждениях, считается одним из наиболее распространенных инвазивных чужеродных видов растений Европы и Северной Америки (Sladonja et al. 2015). На третьем месте по распространенности находятся *Acer negundo* и *Prunus serotina*[52], которые

---

[50] См.: Tschopp, T., Holderegger, R., Bollmann, K., 2014: Auswirkungen der Douglasie auf die Waldbiodiversität: Eine Literaturübersicht. WSL Berichte, Heft 20, 2014 (55 S.); Tschopp, T., Holderegger, R., Bollmann, K., 2015: Auswirkungen der Douglasie auf die Waldbiodiversität. Schweiz. Z. Forstwesen 166 (2015) 1: 9–15: Vor, T., Spellmann, H., Bolte, A., Ammer, C. (Hrsg.), 2015: Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Deutscher Verband forstl. Forschungsanstalten, 2015 (233 S.). URL: http://www.dfwr.de/aktuelles/, Rubrik «Aktuelles aus der Forstwirtschaft», Mitteilung vom 23. Februar 2015, Dokument Nr 5.

[51] В настоящее время чистые или смешанные плантации *Robinia pseudoacacia* занимают около 200 тыс. га во Франции, 250 тыс. га в Румынии и 230 тыс. га в Италии (Sitzia 2014).

[52] Черемуха поздняя (*Prunus serotina*, син. *Padus serotina*) — лесная порода североамериканского происхождения (Мексика–Гватемала — юго-восточная Канада), которая была занесена в центральную часть Европы и выращивалась для различных целей. Первое свидетельство о появлении породы в Европе относится к 1623 году, когда черемуха поздняя была высажена в декоративных целях недалеко от Парижа (Starfinger 1997). Затем упоминания о ней встречаются в Англии в 1629 году и в Германии в 1685 году (Starfinger & Kowarik 2003), где она особенно ценилась как декоративный вид (Petitpierre et al. 2009). С 1900-х по

считаются инвазивными одновременно в нескольких европейских странах (Forest Europe, UNECE and FAO 2011).

Смещение усилий в области управления лесами в сторону увеличения доли местных пород привел к устойчивому снижению использования интродуцированных пород (например, в Нидерландах). В таких странах, как Литва, Финляндия, Эстония, Сербия, Латвия, Беларусь, Лихтенштейн и Грузия, интродуцированные породы составляют незначительную долю (менее 0,5 %) или таковые отсутствуют вовсе (Forest Europe, UNECE and FAO 2011, 2015a).

4.2.2 Чужеродные хвойные породы

Многие чужеродные хвойные породы широко используются в лесопосадках, а также в озеленении и декоративных целях (Richardson & Rejmánek 2004). Сосна лучистая (*Pinus radiata)* изначально встречалась на небольших участках в Калифорнии и на нескольких островах, теперь же она произрастает на огромных территориях плантаций чужеродных пород, в основном в южном полушарии, особенно в Новой Зеландии, Чили, Австралии и Южной Африке. В международную базу данных по инвазивным деревьям и кустарникам (Rejmánek & Richardson 2013) включены 38 хвойных пород, 15 из них признаны инвазивными в Европе[53].

В целом, хвойные таксоны из Европы и Северной Америки используются за пределами своих естественных ареалов шире, чем таксоны из других регионов, в частности из Азии (Richardson & Rejmánek 2004 и указанные в работе ссылки). Так, *Picea asperata* и родственная ей *P. abies*. *P. asperata* (из Китая) встречаются в насаждениях и расселяются за пределы своего ареала реже по сравнению с *P. abies* из Европы. Одними из наиболее распространенных и оказывающих наибольшее воздействие инвазивных чужеродных пород, особенно в южном полушарии, считаются несколько видов *Pinus* (Richardson & Rejmánek 2004).

1930-е годы черемуха поздняя выращивалась для различных целей, например для защиты от ветра и пожаров, укрытия или улучшения почв в хвойных насаждениях (Pairon et al. 2010; Vanhellemont et al. 2010). Изначально европейские лесоводы считали породу ценной с точки зрения древесины, затем полезным в лесном хозяйстве недревесным видом, еще позднее — лесным вредителем, контролируемым сорняком, инвазивной чужеродной породой и, в конце концов, породой, с которой нам необходимо сосуществовать. Все приписываемые *P. serotina* преимущества, зачастую не имеющие научных доказательств, способствовали ее использованию. В результате были посажены миллионы экземпляров черемухи поздней. Впоследствии миллионы евро были потрачены на меры регулирования этой породы (см., например, Van den Meersschaut & Lust 1997). Общий ущерб экономике Германии от снижения урожайности и затрат на меры регулирования оценивается в 25 млн евро в год. Аналогичные значения приводятся в отношении Нидерландов (Starfinger 2010). Пример *P. serotina* и меняющихся со временем представлений о данной породе демонстрирует необходимость проведения научно обоснованных оценок при разработке политики в отношении использования неместных пород в лесопосадках (Starfinger et al. 2003). Регион Ломбардия, Италия, предупреждает об опасности использования *Prunus serotina* в лесопосадках (http://www.biodiversita.lombardia.it/). Согласно результатам последних исследований, порода спонтанно произрастает во многих европейских странах от Франции до Польши и Румынии, а также от Дании до Италии. Черемуха поздняя распространяется в лесах умеренного пояса в северо-западной Европе, особенно на хорошо дренированных малоплодородных почвах. В настоящее время *Prunus serotina* считается одним из 100 наиболее инвазивных чужеродных видов Европы (DAISIE, 2009). Она конкурирует за ресурсы с местными видами растений, особенно в условиях восстановления лесов и существенного давления со стороны травоядных. Древостои, подвергшиеся инвазии, характеризуются более высоким содержанием фосфора, более тонким напочвенным покровом и более низким уровнем pH по сравнению с древостоями, не подвергшимися инвазии. Затеняя деревья, которым требуется много света, особенно сеянцы, *Prunus serotina* препятствует естественному восстановлению местных пород и приводит к снижению видового разнообразия, главным образом в нарушенных древостоях. Плоды черемухи поздней производятся в больших количествах и хорошо рассеиваются, в основном птицами. Более 50 % семян рассеиваются на расстояние более 50 м; среднее расстояние рассеивания оценивается в 257 м (Pairon et al. 2010 и указанные в работе ссылки).

[53] См. также Carrillo-Gavilán and Vilà (2010).

В Дании зарегистрировано 56 неместных хвойных пород. Семь из них считаются инвазивными и уже включены в «черный список» (см. приложение 6.2). Указанные породы были преднамеренно интродуцированы для использования в лесоводстве и садоводстве (Madsen et al. 2014).

В лесных хозяйствах Норвегии используются в основном две местные хвойные породы *Picea abies* и *Pinus sylvestris*. При этом предпринимались попытки насаживать и чужеродные породы, некоторые из которых выращиваются и в настоящее время (Felton et al. 2013). Все насаженные чужеродные породы дали семена; многие из них в той или иной степени распространились за пределы плантаций. Только 4–5 чужеродных пород в какой-то мере представляют проблему. Однако ввиду их способности весьма серьезно изменять среду обитания в местах укоренения, они могут оказывать значительное воздействие на биоразнообразие на местном и, возможно, региональном уровнях (Gederaas et al. 2012). К интродуцированным породам относятся *Picea sitchensis, Tsuga heterophylla, Pinus contorta, Larix decidua* и *Pinus mugo*. *Picea sitchensis* считается породой, способной привести к серьезным последствия, и включена в Черный список Норвегии (см. приложение 6.2).

Североамериканская порода *Pinus contorta* var. *latifolia* была занесена в Швецию в порядке эксперимента еще в 1920-е годы. С 1970-х годов порода широко используется в лесных хозяйствах страны. В настоящее время насаждения этой породы занимают площадь в 475 тыс. га (не менее 65 % из них приходится на сосну скрученную широкохвойную) и находятся в основном в северной части страны (Engelmark et al. 2001; SLU 2010).

В Исландии, ввиду отсутствия местных пород, пригодных для лесопосадок, чужеродные породы (в частности, хвойные) имеют большое экономическое значение. Многие хвойные породы были интродуцированы в лесные хозяйства страны и используются в них. При этом *Pinus contorta* и *Picea sitchensis* уже акклиматизировались и начали распространяться за пределы областей выращивания (Wasowicz et al. 2013).

4.2.3 Чужеродные породы эвкалипта

Более 800 пород эвкалипта (роды *Angophora*, *Corymbia* и *Eucalyptus*) являются местными в Австралии и на нескольких островах Тихого океана. Среди них встречаются одни из наиболее ценных во всем мире чужеродных деревьев с точки зрения древесины твердых пород и целлюлозы. Эвкалипты, как и сосны, относятся к наиболее часто и широко выращиваемым чужеродным породам. Более 70 пород считаются акклиматизированными чужеродными деревьями (то есть они воспроизводят и поддерживают свои популяции) за пределами своих естественных ареалов. Учитывая масштабы выращивания, эвкалипты акклиматизированы в значительно меньшей степени и проявляют меньшую инвазивность по сравнению со многими другими широко используемыми чужеродными деревьями и кустарниками. Причины такой относительно низкой инвазивности не удалось до конца установить (Rejmánek & Richardson 2011; Rejmánek and Richardson 2013; Águas et al. 2014; Catry et al. 2015; Lorentz & Minogue 2015).

Эвкалипты широко распространены в лесных хозяйствах Испании и Португалии. В более ограниченных масштабах они встречаются в Италии и Турции. В Испании эвкалипты составляют чуть более 3,5 % общих лесных площадей (Anuario de estadística forestal 2011), в Португалии они занимают примерно 812 тыс. га (Inventarío Florestal Nacional 5, 2005-06, 2013) (Forest Europe, UNECE and FAO 2011). В Европе акклиматизированными чужеродными породами признаны два представителя рода эвкалиптов — *E. camaldulensis* и *E. Globulus* (см., например, Catry et al. 2015).

4.2.4 Чужеродные породы акации

Наряду с соснами и эвкалиптами, на протяжении многих столетий акации (полифилетическая группа, включающая более 1350 пород, по данным Maslin et al. 2003), особенно австралийские, широко насаживались за пределами своих естественных ареалов (Richardson et al. 2011; Kull et al. 2011). Чужеродные породы акации являются важными коммерческими культурами и оказывают различное влияние на жизнь и источники дохода сельских общин во всем мире. В ландшафтах многих регионов мира преобладают насаженные или самосевные древостои австралийских акаций.

Среди акаций встречаются как породы, имеющие важное коммерческое значение, так и породы, представляющие значительную ценность с точки зрения широкого круга целей. Одни австралийские акации относятся к наиболее распространенным и опасным инвазивным чужеродным растениям (Richardson & Rejmánek 2011), другие считаются умеренно инвазивными, а в отношении третьих отсутствует информация о случаях инвазии (однако некоторые из них были интродуцированы недавно).

Акация черная *(A. Melanoxylon)* была занесена в Португалию в качестве декоративного растения в середине XIX-го века, и в первой половине XX-го века произошло ее расселение благодаря национальным программам в области лесоразведения, в рамках которых для облесения прибрежных дюн использовались такие чужеродные породы, как акация, казуарина и эвкалипт (Goes 1991; Leite et al. 1999; Knapic et al. 2006). В настоящее время *A. melanoxylon* широко акклиматизировалась в северной части Испании, в Галисии, и встречается в районах, расположенных ниже 500 м над уровнем моря, как правило, на низких склонах (Sanz-Elorza et al, 2004). *Acacia dealbata* включена в «черный список» материковой Испании; *A. farnesiana* и *A. salicina* — в «черный список» Канарских островов[54]. *Acacia dealbata*, согласно описанию, представляет серьезную экологическую проблему в северо-западной части страны, где ее распространение, как предполагается, ведет к сокращению популяции местных видов и угрожает биоразнообразию местных растений (Lorenzo et al. 2010, 2011).

Всего в международную базу данных по инвазивным чужеродным деревьям и кустарникам (Rejmánek & Richardson 2013) включены 33 вида из рода акации; 9 представителей данного рода считаются инвазивными чужеродными породами в ряде европейских стран (8 пород из Австралии и одна порода из Африки)[55].

4.2.5 Чужеродные породы тополя и ивы

По оценкам, в 70 странах тополя и ивы произрастают, наряду с другими древесными породами естественного происхождения, в лесопосадках и в качестве отдельно стоящих деревьев (включая агролесоводство). Согласно страновым отчетам Международной комиссии по культуре тополя (IPC[56]), во всем мире тополя и ивы занимают площадь более 95 млн га, из них 82 млн га составляют естественные леса и 13 млн га —лесопосадки и территории агролесоводств. По представленной информации, на Российскую Федерацию, Канаду и США приходятся наибольшие площади произрастания тополей и ив естественного происхождения; при этом в Китае, Индии и Пакистане находятся крупнейшие площади лесопосадок (FAO IPC Website 2014[57]).

Во всем мире тополя и ивы являются многоцелевыми породами и важным элементом лесных и сельских хозяйств, принадлежащих зачастую мелким фермерам. Из древесины и волокон данных пород получают множество товаров (пиломатериалы, шпон, фанеру, целлюлозу и бумагу, упаковочные ящики, паллеты, бревна, предметы мебели и небольшие ремесленные изделия); они обеспечивают недревесную продукцию (корм для животных), экологические услуги

---

[54] Закон 630/2013 от 2 августа, утверждающий Каталог инвазивных чужеродных видов Испании *(Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras*, URL: http://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2013-8565). См. также García-de-Lomas & Vilà (2015).

[55] См. также Pasta et al. (2012) в отношении Средиземноморского региона. Во Вьетнаме более 400 тыс. га земель занято плантациями акаций, в том числе более 220 тыс. га — клоновыми гибридами акации (*Acacia mangium* × *Acacia auriculiformis*). Гибридные виды акации широко используются в южных провинциях Вьетнама и стали одной из основных пород в промышленных плантациях (Sein & Mitlöhner 2011).

[56] Международная комиссия по культуре тополя (IPC) — один из старейших уставных органов Продовольственной и сельскохозяйственной организации Объединенных Наций (ФАО), учрежденный в 1947 году 9 европейскими странами после окончания Второй мировой войны, когда культуры тополя и ивы считались приоритетными в точки зрения поддержания восстановления сельской и промышленной экономики (http://www.fao.org/forestry/ipc/en/).

[57] http://www.fao.org/forestry/ipc/69994/en/

(восстановление деградировавших земель, восстановление лесного ландшафта, смягчение последствий изменения климата). Кроме того, их все чаще используют в биоэнергетических плантациях, предназначенных для производства биотоплива. Благодаря перечисленным преимуществам, тополя и ивы прекрасно подходят для обеспечения источников средств к существованию жителей сельских районов, повышения продовольственной безопасности, снижения уровня бедности и содействия устойчивому землепользованию и развитию сельских районов (FAO IPC Website 2014).

В США трансгенные тополя использовались в многочисленных контролируемых испытаниях на местах (Strauss et al. 2004). В настоящее время их выращивают в коммерческих целях только в Китае (Sedjo 2005). Существует высокий потенциал для расширения применения трансгенных культур: геном тополя был секвенирован, многие генотипы поддаются генетической трансформации, и такая трансформация, как представляется, позволяет повысить ценность породы с точки зрения биоремедиации, а также улучшить ряд других характеристик (Boerjan 2005; Di Fazio et al. 2012). Тополя являются двудомными и ветроопыляемыми растениями; они дают множество мелких семян, снабженных пухом, которые с помощью ветра и воды переносятся на большие расстояния. Наконец, одичавшие особи зачастую способны скрещиваться с выращиваемыми клонами. Вблизи коммерческих плантаций, как правило, встречаются обширные популяции одичавших особей (Di Fazio et al. 2012). Существуют серьезные опасения в связи с распространением трансгенных растений среди природных и одичавших растительных сообществ. Еще большую обеспокоенность вызывают многолетние виды, то есть породы, которые плохо подвергаются окультуриванию и которые обеспечивают многочисленные экологические услуги (James et al. 1998; Hoenicka & Fladung 2006; Di Fazio et al. 2012).

Североамериканская ива аляскинская (*Salix alaxensis*), недавно занесенная в Исландию в качестве лесоводческой породы, акклиматизировалась и стала весьма активно распространяться. Как представляется, изменение климата будет способствовать дальнейшему расселению данной породы (Wasowicz et al. 2013).

В международную базу данных по инвазивным деревьям и кустарникам включены 5 таксонов *Populus* и 14 таксонов *Salix* (Rejmánek & Richardson 2013); 3 породы тополя (*P. alba, P.* × *canadensis, P.* × *canescens*) и 2 породы ивы (*S. daphnoides, S. fragilis*) признаны инвазивными для Европы или в ее пределах (хотя в некоторых частях региона они являются местными).

4.2.6 Чужеродные древесные породы и плантации на нарушенных землях

Многочисленные промышленные процессы приводят к нарушениям земляного покрова. Речь идет главным образом о добыче ископаемых, песка, гравия и глины, камня и известняка, а также захоронении отходов, в том числе размещении свалок, и строительстве автомобильных и железных дорог. Наибольшая степень истощения земель наблюдается в индустриальных странах. Проблема обусловлена главным образом тем, что субстрат на таких участках образуется почти всегда в результате проведения горных или земляных работ и характеризуется неразработанностью подпочвенного слоя, каменистостью или загрязнениями. По этой причине на осваиваемых территориях необходимо использовать устойчивые к воздействию и нетребовательные к питательным веществам виды, что зачастую ассоциируется с пионерными видами, в том числе чужеродными (Savill 1997).

Подходящие для посадки на карьерных отвалах виды должны быть способны: (1) произрастать на малоплодородных и засушливых почвах; (2) развивать растительный покров за короткое время и быстро накапливать биомассу; (3) связывать почву, чтобы останавливать эрозию и регулировать потерю питательных веществ; и (4) улучшать состояние перегноя и микробной биомассы почв, тем самым обеспечивая приток питательных веществ к растениям. Кроме того, необходимо, чтобы такие растения представляли экономическую ценность (Singh et al. 2006). Поскольку требуются виды, обладающие повышенной физиологической устойчивостью, способные улучшить характеристики

участка и запустить почвообразующие процессы, зачастую используются чужеродные породы акации, ольхи, березы, эвкалипта, сосны, ивы и другие растения-пионеры (Evans 2009a).

В отличие от участков, подвергшихся меньшей деградации, для восстановления растительности на землях, где проводились горные работы, по-прежнему допустимо использовать чужеродные породы в том случае (D'Antonio & Meyerson 2002; Li 2006), если они выполняют временную сукцессионную функцию по колонизации и мелиорации существенно деградировавших территорий и способствуют колонизации и последующему преобладанию местной флоры (Seo et al. 2008).

4.2.7 Чужеродные породы в лесных и порослевых хозяйствах с коротким оборотом рубки

Два основных фактора вывели производство возобновляемой энергии на первое место в глобальной повестке: изменение климата и энергетическая безопасность. Быстрорастущие тополя и ивы можно выращивать в лесных хозяйствах с коротким оборотом рубки (SRF) с циклом в 15–18 лет, при этом в порослевых хозяйствах с коротким оборотом рубки (SRC) этот период еще больше сокращается за счет регулярных рубок каждые 3–5 лет (Karp & Shield 2008).

Предполагается, что лесные хозяйства с коротким оборотом рубки позволяют получить больший объем биомассы с той же площади по сравнению с другими культурами. Ведение лесного хозяйства с коротким оборотом рубки означает практику выращивания быстрорастущих деревьев, которые достигают своего оптимального с экономической точки зрения размера в возрасте от 8 до 20 лет. Каждое растение при этом производит один ствол, который срубается при достижении примерно 15 см в диаметре. Такие культуры, как правило, выращивают на сельскохозяйственных землях более низкого класса, которые ранее относились к лесам или освоенным территориям, поэтому они не конкурируют напрямую с продовольственными культурами за наиболее продуктивные сельскохозяйственные участки (McKay 2011).

Из 330–500 пород рода *Salix* кустарниковые ивы (*Salix viminalis* в Европе и *Salix eriocephala* в Северной Америке и Канаде) считаются наиболее подходящими в качестве биоэнергетических культур (Kuzovkina et al. 2008). Кроме того, используются *S. dasyclados, S. schwerinii, S. triandra, S. caprea, S. daphnoides* и *S. purpurea*, при этом многие культуры являются межвидовыми гибридами. По сравнению с ивами, в биоэнергетических плантациях используется относительно небольшое число пород тополя. Их можно разделить на шесть различных с морфологической и экологической точек зрения категорий. Из них наибольшую ценность с точки зрения биоэнергетики имеют *Aigeiros* (тополь пирамидальный, *Populus nigra*) и *Populus alba* (осина, тополь серебристый) (Karp & Shield 2008). Многие другие чужеродные породы (в том числе гибриды и генетически модифицированные деревья) также используются или тестируются в лесных и порослевых хозяйствах с коротким оборотом рубки: *Acacia angustissima, Gliricidia sepium* и *Leucaena collinsii* в Замбии (Kaonga 2010), *Eucalyptus spp.* и гибриды (например, *Eucalyptus grandis* × *E. urophylla* и морозоустойчивые клоны эвкалиптов), *Platanus occidentalis, Pinus taeda, Liquidambar styraciflua* в США (Hinchee et al. 2009), *Robinia pseudoacacia* в Албании, Венгрии, Германии, Испании и Италии (Grünewald et al. 2009; González-García et al. 2011; Rédei et al. 2011a; Kellezi et al. 2012; Ciccarese et al. 2014), *Acacia saligna* в Израиле (Eggleton et al. 2007), *Eucalyptus spp*. в Соединенном Королевстве[58] (Evans 1980; Leslie et al. 2012) и Китае[59] (Wu et al. 2014), гибрид акации (*Acacia mangium* × *Acacia auriculiformis*) во Вьетнаме (Kim et al. 2011).

---

[58] Климат Соединенного Королевства не подходит для большинства эвкалиптов. Однако существует небольшое число пород, которые способны выдерживать климатические условия страны, характеризующиеся возможным промерзанием земли, иссушающими ветрами и отрицательными температурами. Речь идет об эвкалиптах, которые обитают в более южных широтах и высокогорных районах Австралии, например, *Eucalyptuus gunnii* (Leslie et al. 2012).

[59] *E. dunnii, E. grandis, E. grandis* × *E. camaldulensis, E. urophylla* × *E. camaldulensis, E. urophylla* × *E. tereticornis, E. grandis* × *E. tereticornis, E. urophylla* × *E. grandis*.

На региональном уровне существуют серьезные опасения по поводу того, что широкое выращивание инвазивных чужеродных пород в коммерческих целях может оказывать негативное воздействие на биоразнообразие, особенно в районах, имеющих высокую природоохранную ценность. Напротив, включение в сельскохозяйственные ландшафты видов, используемых в качестве биомассы, может стимулировать экономику в сельских районах, тем самым в определенной степени противодействуя негативным последствиям, связанным с заброшенностью сельскохозяйственных земель, или поддерживая восстановление деградировавших земель, и приводить к повышению ценности биоразнообразия (Dauber et al. 2010; Bianco et al. 2014).

В Австрии[60] с 1998 года действуют 10 принципов развития систем лесных хозяйств с коротким оборотом рубки, которые учитывают необходимость охраны природы и окружающей среды (Trinkaus 1998). Так, принцип 2 гласит: «Аборигенным растениям следует играть важную роль, так как неместные растения (например, *Robinia pseudoacacia* и *Ailanthus altissima*) зачастую демонстрируют нежелательную тенденцию к распространению».

4.2.8 Чужеродные породы в агролесоводстве

Системы агролесоводства включает как традиционные, так и современные формы землепользования, в рамках которых на сельскохозяйственных территориях деревья выращиваются вместе с сельскохозяйственными культурами и/или домашним скотом. Агролесоводство используется в регионах как с тропическим, так и умеренным климатом. Его цель заключается в производстве древесной и недревесной продукции, включая продукты питания и волокно, необходимые для укрепления продовольственной и нутриционной безопасности (Jama & Zeila 2005). Потенциал агролесоводства в области содействия устойчивому развитию был признан на международном уровне, в том числе в Рамочной конвенции ООН об изменении климата (РКИК ООН) и Конвенции о биологическом разнообразии (КБР), что оправдывает увеличение инвестиций в развитие данной области (FAO 2013). Агролесоводство традиционно формировало важные элементы европейских и средиземноморских ландшафтов, оно способно содействовать будущему развитию устойчивых сельских хозяйств в Европе и поддерживается посредством Единой сельскохозяйственной политики ЕС (Eichhorn et al. 2006).

Многие системы агролесоводства, в частности связанные с посадкой деревьев на безлесных участках или близлежащих территориях, в значительной степени полагаются на чужеродные породы[61]. Как и в отношении других проектов, где используются преимущественно неместные виды, проблемы возникают в тех случаях, когда чужеродные породы распространяются за пределы мест интродукции и выращивания и вторгаются в области, где их присутствие в силу разных причин является нежелательным. В некоторых районах проблемы, связанные с распространением инвазивных чужеродных пород за пределы агролесоводческих хозяйств, представляют серьезную угрозу биоразнообразию и могут приводить к снижению и даже сведению к нулю каких бы то ни было преимуществ такого предприятия с точки зрения биоразнообразия (Richardson et al. 2004).

4.2.9 Чужеродные породы в лесопосадках Средиземноморского региона и стабилизация песчаных дюн

В Средиземноморском регионе лесопосадки создавались с давних пор. Если раньше в горных районах лесопосадки интродуцированных хвойных пород ограничивались территориями, подверженными риску эрозии, то теперь, в результате акклиматизации и укоренения интродуцированных пород (например, *Pinus nigra*) или же колонизации заброшенных земель, они занимают большие площади пастбищных и даже сельскохозяйственных угодий. В Испании во второй половине XX-го века *Pinus radiata* использовалась в основном в районах побережья

---

[60] По поручению Федерального министерства науки, транспорта и искусства Австрии исследование было проведено силами междисциплинарной группы австрийских ученых, в которую вошли специалисты по фитосоциологии, ландшафтной экологии, лесному хозяйству, охране природы и планированию территорий.

[61] Например, на северо-западе Италии, согласно Sitzia et al. (2013).

Атлантического океана на участках, где в прошлом были поля, и площадь таких насаждений составляла 300 тыс. га. С недавних пор насаждения сосны лучистой также создаются в зоне влажного средиземноморского климата, на кислых почвах бывших сельскохозяйственных земель, ограниченных участками с безизвестковыми почвами, где годовое количество осадков составляет более 700 мм (Romanyà & Vallejo 2004).

В 1880 году в Турции французы использовали *P. pinaster* для облесения с целью защиты песчаных дюн вокруг озера Теркоз (Deniz & Yildirim 2014). В Израиле первые крупные насаждения лесных пород были созданы в 1890 году жителями Хадеры из числа евреев. В попытке осушить близлежащие болота и с целью стабилизации песчаных дюн были насажены эвкалипты (в основном *E. camaldulensis*) (Bonneh 2000).

Итальянские лесоводы разработали успешные методы стабилизации песчаных дюн: в результате их усилий в 40-е годы прошлого века в Италии и Ливии несколько тысяч гектаров дюн были укреплены и засажены *Pinus spp., Acacia spp.* и *Eucalyptus spp.* Кроме того, в Ливии удалось таким образом защитить автомобильные трассы. До появления Лесной службы Италии дороги, пролегавшие из Триполи в Хомс (Лебда) и по стране, считались небезопасными, требовались многочисленные объезды (Messines 1952).

ВСТАВКА 4.2.9.1 Расселение сосны алеппской (Pinus halepensis) в местах обитания средиземноморского пояса — последствия лесоразведения, выпаса и пожаров

В Израиле местные популяции сосны алеппской (*Pinus halepensis)* ограничиваются массивом Кармель и рядом других горных районов. В XX-м веке данная порода широко использовалась в стране для лесоразведения, и сегодня в средиземноморском поясе она составляет до 30 % лесопосадок, или примерно 100 тыс. га. Такие массивы создавались в различных местах обитания, некоторые из которых находятся явно за пределами естественного ареала распространения *P. halepensis*, как признается в настоящее время (Liphschitz & Biger 2001). В таких насаждениях использовался в основном семенной материал чужеродных пород, генетически отличных от местного восточно-средиземноморского экотипа (Schiller & Grunwald 1987). Наблюдается широкое расселение сосны алеппской за пределы лесопосадок на прилегающие участки, которые могут иметь высокую природоохранную ценность (Lavi et al. 2005). Сложившаяся ситуация стала важной экологической проблемой и предметом постоянных дискуссий среди лесоводов и специалистов в области охраны природы. Очевидно, что расселение сосны связано с широким использованием *P. halepensis* в рамках облесения, однако факторы, определяющие интенсивность и динамику этого процесса, изучены плохо (Richardson & Bond 1991; Osem et al. 2011).

4.2.10 Чужеродные породы в аридных зонах: предотвращение опустынивания и борьба с ним

Опустынивание затрагивает миллионы наиболее уязвимых людей, проживающих в Африке, где две трети почвенно-растительного покрова составляют засушливые земли и пустыни. Опустынивание — это процесс деградации земель в засушливых, полузасушливых и субгумидных районах, который обусловлен такими факторами, как давление человеческой деятельности на хрупкие экосистемы, вырубка лесов и изменение климата. Опустынивание и деградация земель оказывают серьезное негативное воздействие на продовольственную безопасность и источники средств к существованию местных сообществ засушливых районов Африки, где проживает беднейшее население мира (FAO 2014).

Еще одна проблема связана с наступлением песков[62], которое приводит к разрушительным экологическим и социально-экономическим последствиям. В результате сокращается площадь

[62] Считается, что наступление песков происходит в результате переноса песчинок с помощью ветра и их скопления на побережье, берегах водотоков и обрабатываемых или необрабатываемых участках. В результате

пахотных и пастбищных земель и снижается доступность водных ресурсов, что угрожает продуктивности экосистем (ФАО 2010).

«Великая зеленая стена» — панафриканская инициатива по «озеленению» континента с запада на восток для борьбы с опустыниванием. Ее цель заключается в решении проблемы бедности и деградации почв в регионе Сахель и Сахара. «Стена» простирается от Дакара до Джибути на территории шириной в 15 км и протяженностью в 7 100 км (Dia & Duponnois 2010). Несмотря на заявленное обязательство по борьбе с засухой и опустыниванием, проект столкнулся с противодействием и даже подвергался критике за недостаточную проработку экологических и социально-экономических соображений. *Prosopis juliflora*[63] — один из видов, которые планируется использовать в рамках данной инициативы (Dia & Duponnois 2010).

В Китае «возводится» «Великая зеленая стена», призванная остановить стремительное наступление пустыни и противодействовать изменению климата. «Стена» представляет собой лесной массив протяженностью 4 480 км, проходящий через 551 уезд и 13 провинций в северо-западной, центральной, северной и северо-восточной частях Китая. Она является частью более широких национальных природоохранных программ и представляет собой крупнейшую в мире экологическую инициативу, направленную на то, чтобы предотвратить ежегодное опустынивание 2 460 км^2 земель в районе пустыне Гоби, происходящее по причине чрезмерного выпаса скота, обезлесения и засухи. Планируется, что к 2050 году площадь искусственного леса составит 400 млн га, то есть более 42 % территории Китая. Осуществление проекта началось в 1978 году, и три года спустя Всекитайское собрание народных представителей — высший законодательный орган Китая — приняло резолюцию, согласно которой каждый гражданин старше 11 лет обязан ежегодно сажать не менее трех саженцев тополя, эвкалипта, лиственницы или других деревьев (Levin 2005).

4.2.11 Генетически улучшенные и генетически модифицированные чужеродные древесные породы

В настоящее время с целью развития лесопосадок чужеродных пород интенсивно применяются различные биотехнологические методы. К ним относятся клональное микроразмножение[64], межвидовая гибридизация, различные молекулярные инструменты, направленные на интенсификацию селекции превосходящих генотипов (дактилоскопия ДНК, картирование генома, идентификация генов и секвенирование генома), а также генетическая трансформация (Grattapaglia & Kirst 2008; Strauss et al. 2009). Однако из всего многообразия методов только генетическая трансформация — прямое изменение и перенос ДНК в организмы в лабораторных условиях (то есть генная инженерия или модификация) — строго регулируется на государственном уровне, а также вызывает внимание со стороны КБР[65] и споры по поводу допустимости ее использования, даже для исследовательских целей (Strauss et al. 2009).

перемещения, деревни, дороги, оазисы, посевы, сады, ирригационные каналы и плотины оказываются погребены под скоплениями песка (дюнами), что наносит существенный материальный и социально-экономический ущерб. Таким образом, для решения данной серьезной проблемы должны осуществляться программы по борьбе с опустыниванием (FAO 2010a).

[63] Из 44 признанных видов *Prosopis* наиболее инвазивными считаются *Prosopis, P. glandulosa, P. velutina, P. juliflora* и *P. pallida*. В Африке, по оценкам, породы из вида *Prosopis* заняли путем инвазии более 4 млн га земель. Такая ситуация представляет угрозу растениеводству и земледелию и приводит к сокращению ограниченных водных ресурсов и вытеснению местной флоры и фауны (Mwangi & Swallow 2005; Shackleton et al. 2014; Wakie et al. 2014; Shackleton et al. 2015).

[64] См., например, Rédei et al. (2002, 2011a, b).

[65] На 8-м совещании Конференции Сторон (КС-8), состоявшемся 20–31 марта 2006 года в Куритибе, Бразилия, Конвенция о биологическом разнообразии приняла Решение VIII/19 «Биологическое разнообразие лесов: осуществление программы работы», в котором рекомендовала «Сторонам применять осмотрительный подход при рассмотрении вопроса о генетически модифицированных деревьях». В данном Решении было

Исследования в области стратегий и рисков, связанных с интродукцией растений, демонстрирующих новые характеристики, в естественные популяции, по-прежнему находятся на стадии становления. Деревья живут гораздо дольше и имеют гораздо более длительный период репродукции, чем однолетние культуры, что затрудняет проведение исследований и увеличивает их продолжительность. Так, между тополями, используемыми в лесопосадках, и естественными популяциями наблюдаются высокие темпы перемещения генов (Vanden Broeck et al. 2005; Di Fazio et al. 2012), поэтому, если введение новой характеристики, как считается, представляет риск, необходимо разрабатывать инструменты, позволяющие снизить интенсивность такого потока генов.

Учитывая разнообразие характеристик, видов и сред, целесообразным представляется применение индивидуального подхода, что было официально закреплено в качестве основы в Картахенском протоколе. В Приложении III/6 «Оценка рисков», в пункте, посвященном общим принципам, указано, что: «Оценка риска должна проводиться на индивидуальной основе (см. также FAO 2010b). Требуемая информация может отличаться по характеру и уровню детализации в каждом конкретном случае в зависимости от соответствующего живого измененного организма, его предполагаемого использования и вероятной потенциальной принимающей среды». Приведенный принцип отражает разнообразие генетически модифицированных деревьев (Strauss et al. 2009).

4.3 Инвазивные чужеродные древесные породы

4.3.1 Общие аспекты и основные примеры

Многие чужеродные древесные породы, выращиваемые для производственных или иных целей, непосредственно оказывают существенное положительное воздействие на местную и национальную экономику различных стран. Однако в ситуациях, когда чужеродная древесная порода становится инвазивной, ее использование зачастую приводит к конфликту интересов или негативному воздействию на экосистему (Dodet & Collet 2012; van Wilgen & Richardson 2012; Dickie et al. 2014).

Разные виды лесопосадок стали крайне важными путями интродукции и распространения инвазивных чужеродных древесных пород (Wilson et al. 2009; Richardson & Rejmánek 2011; Donaldson et al. 2014). В большинстве случаев предпочтение отдается чужеродным породам по причине их способности приспосабливаться к различным местам обитания, включая территории с суровыми условиями, а также демонстрировать высокие темпы роста. Вместе с тем обе указанные характеристики присущи и инвазивным чужеродным древесным породам (Richardson 1998b).

На протяжении последних десятилетий во всем мире велся активный сбор данных о факторах, способствующих инвазии чужеродных пород, используемых в различных формах лесного хозяйства (Richardson et al. 2014). Необходимо отметить, что такие факторы, в определенной степени и с должной осмотрительностью, могут применяться к разным регионам: в отношении областей, где лесопосадки появились недавно, можно заимствовать опыт мест с более давней традицией лесоразведения, находящихся в разных частях мира и имеющих схожие экологические условия (Richardson et al. 2015).

Многие чужеродные древесные породы, отчасти из-за крупных размеров, но и по другим причинам, являются важными древесными породами–инженерами. Инвазии чужеродных древесных

признано «наличие неопределенности в отношении потенциальных экологических и социально-экономических последствий, включая долгосрочные и трансграничные последствия, использования генетически модифицированных деревьев для биологического разнообразия лесов в мире, а также для источников средств к существованию коренных и местных общин и учитывая отсутствие надежных данных и потенциала в некоторых странах для проведения оценки риска и оценки данных потенциальных последствий». См. также Решение IX/5 «Биоразнообразие лесов», принятое Конференцией Сторон на совещании, состоявшемся 19–30 мая 2008 года в Бонне, Германия, и директиву ЕС № 2001/18/EC (Directive 2001/18/EC of the European Parliament and of the Council of 12 March 2001 on the deliberate release into the environment of genetically modified organisms and repealing Council Directive 90/220/EEC – Commission Declaration, Official Journal L 106, 17/04/2001 P. 0001–0039).

пород представляются одними из наиболее затратных с точки зрения управлении, поскольку такие виды способны производить высокую биомассу и влияют на экосистемные услуги, например, на обеспечение водными ресурсами при вторжении на территории, покрытые лугами и кустарниками (Richardson 1998a; Le Maitre et al. 2002; van Wilgen & Richardson 2012; Richardson et al. 2014). Многие инвазивные чужеродные древесные породы приводят к смене режима экосистем, подвергнувшихся инвазии, и последствиям, которые отражаются на всех трофических уровнях (Gaertner et al. 2014).

В настоящее время инвазии чужеродных древесных пород чаще встречаются за пределами Европы (особенно в южном полушарии). По этой причине в настоящем Кодексе используются решения, заимствованные из других регионов, где возникают соответствующие ситуации. Это позволяет обозначить возможные сценарии и разработать принципы, необходимые для определения правил в отношении Европейского и Средиземноморского регионов. Во многих случаях выводы касаются древесных пород, которые, как правило, непосредственно встречаются в лесопосадках, расположенных в Европе.

Инвазивные чужеродные древесные породы могут одновременно приносить пользу и наносить существенный вред окружающей среде, что довольно часто приводит к разногласиям в отношении управления подобными ситуациями. Воздействие возрастает со временем по мере распространения инвазии, равно как меняется восприятие обществом ценности инвазивных чужеродных древесных пород по мере углубления понимания проблемы и изменения ценностей (Dickie et al. 2014; van Wilgen & Richardson 2014).

Преимущества и воздействие инвазивных чужеродных древесных пород различаются по своему типу и масштабу в зависимости от вида, его потенциала к инвазии, степени инвазии и характеристик среды, подвергшейся инвазии. Масштаб преимуществ и воздействия можно рассматривать как отдельные, независимые континуумы, что позволяет разделить виды на четыре общих типа (см. рис. 1).

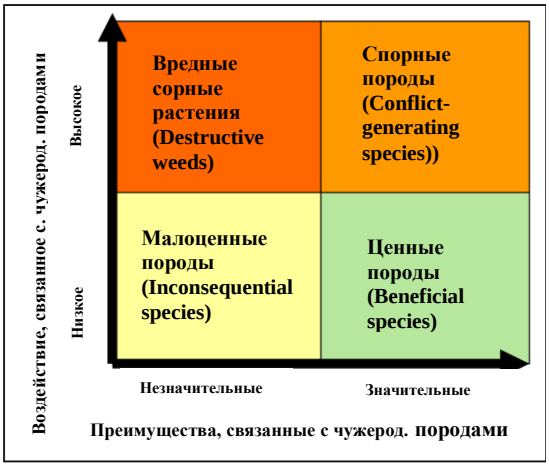

Рис. 1 Типы инвазивных чужеродных древесных пород в зависимости от их относительной степени воздействия на среду обитания и преимуществ, связанных с их выращиванием и использованием. Приводится по van Wilgen & Richardson (2014). В рамках данной системы положение любой чужеродной древесной породы является динамичным.

Согласно классификации, предложенной van Wilgen & Richardson (2014), многие чужеродные древесные породы не являются инвазивными и либо являются малоценными (inconsequential species), так как не предоставляют существенных преимуществ и не оказывают серьезного воздействия, либо же считаются ценными (beneficial species) в тех случаях, когда способны производить важную продукцию, такую как древесина или плоды, или обеспечивают важные экосистемные услуги, такие как стабилизация песков или борьба с эрозией. Важно отметить, что в

рамках данной системы положение любой чужеродной древесной породы является динамичным. Решающими факторами в этом отношении являются продолжительность пребывания и усилия по интродукции (общее число выпущенных особей). При этом меры в области управления и изменение социально-политических условий также могут влиять на положение пород в представленной классификации. Небольшое число инвазивных чужеродных древесных пород обладают незначительными преимуществами и относятся к группе вредных сорных растений (destructive weeds). В их отношении практически не существует разногласий по поводу необходимости их искоренения или локализации. Ввиду того, что человек использует деревья в совершенно разных целях, очень мало пород можно без сомнений отнести к данной категории. Последний тип — это породы, являющиеся одновременно и полезными, и инвазивными (conflict-generating species). Именно такие деревья вызывают споры и разногласия. В этой связи все более важной и насущной проблемой становится поиск устойчивых решений в области управления. К наиболее примечательным примерам таких деревьев можно отнести некоторые породы из родов *Acacia*, *Casuarina*, *Eucalyptus*, *Pinus*, *Prosopis* (Wise et al. 2012; Shackleton et al. 2014) и *Salix* (van Wilgen & Richardson 2014).

Количество деревьев, попадающих в категорию «спорных» (conflict-generating species), стремительно растет, поскольку изначальные преимущества многих чужеродных древесных пород нивелируются последствиями их возможной инвазии. По мере увеличения площади лесопосадок, количества насаживаемых пород и времени, прошедшего с момента интродукции, растет и число спорных ситуаций (van Wilgen & Richardson 2014).

К многочисленным преимуществам чужеродных древесных пород, как полезных, так и инвазивных, относятся производство древесины, эстетическая ценность, восстановление деградировавших земель, защита водных ресурсов, борьба с эрозией и смягчение последствий песчаных бурь и подвижности песков, обеспечение продовольствия для людей, корма для скота и энергетических ресурсов, связывание углерода, агролесоводство, сохранение биоразнообразия (van Wilgen & Richardson 2014), содействие регенерации местных пород, развитие туризма и благоустройство ландшафта. Ответственное управление лесопосадками имеет критически важное значение для природных лесных экосистем: таким образом можно снизить нагрузку на естественные леса с точки зрения лесной продукции и впоследствии использовать их для других защитных и природоохранных целей (FAO 2010b; Mead 2013).

В настоящее время сформировалось более глубокое понимание того, какую роль лесопосадки чужеродных пород играют в сохранении биоразнообразия (Brockerhoff et al. 2008). Так, во фрагментированном лесном ландшафте Европы лесопосадки являются все более важной частью матрицы, которая окружает участки естественных лесов. Лесопосадки могут служить местами обитания для лесных видов и, таким образом, обеспечивать большую связность ландшафта и более высокий уровень регионального биоразнообразия (Bremer & Farley 2010).

В работе Quine и Humphrey (2009) был проведен сравнительный анализ видового разнообразия различных таксонов (лишайников, бриофитов, грибов, сосудистых растений, беспозвоночных и певчих птиц), встречающихся в лесопосадках чужеродных и местных пород с разной структурой на севере и юге Великобритании. С точки зрения общего разнообразия местных видов существенной разницы между насаждениями обнаружено не было. Однако видовое разнообразие лишайников было значительно ниже в лесопосадках чужеродных пород по сравнению с лесопосадками местных пород. При этом в насаждениях чужеродных пород наблюдалось более высокое разнообразие бриофитов и грибов. Авторы пришли к выводу, что новые экосистемы чужеродных хвойных пород нельзя считать несущественными с точки зрения биоразнообразия. В местах укоренения такие лесопосадки могут служить местом обитания для местных видов, особенно в ситуациях, когда лесных массивов, состоящих из местных пород, мало и восстановление биоразнообразия является первоочередной задачей (Quine & Humphrey 2009).

В работе Calviño-Cancela (2013), в свою очередь, приводится, что в лесопосадках эвкалипта шаровидного (*Eucalyptus globulus)* в Галисии, Испания, птицы представлены скудно по сравнению с разнообразной и обильной орнитофауной сосновых лесопосадок. Низкая пригодность эвкалиптовых насаждений может быть обусловлена чужеродным статусом и таксономической изоляцией *E. globulus* в регионе, а также специфическими особенностями листвы и коры данной породы. В результате в таких лесопосадках насекомые-фитофаги представлены ограниченно, и, следственно, корма для птиц также меньше (Calviño-Cancela 2013).

Инвазивные чужеродные древесные породы, попадающие за пределы лесопосадок, могут по-разному влиять на подвергшиеся инвазии экосистемы, их функционирование и связанные с ними услуги. Многие из них являются **видами-трансформерами** (или «инженерами экосистем»), то есть такими инвазивными чужеродными древесными породами, которые достигают крайне высокой плотности, существенно увеличивают биомассу или изменяют тип и устройство надземного материала. В некоторых случаях инвазии деревьев приводят к видимым, стремительным и серьезным последствиям, и даже иногда радикальным образом изменяют целые экосистемы.

Так, инвазивные чужеродные породы акации и сосны за короткий период времени превратили богатые с точки зрения флоры и фауны территории Южной Африки, покрытые кустарниками финбош, и растительный покров песчаных дюн в Португалии в леса или лесные массивы, характеризующиеся бедным видовым разнообразием, преобладанием чужеродных видов и существенными изменениями с точки зрения биоразнообразия и функций экосистемы. В результате инвазии *Melaleuca quinquenervia* в Эверглейдс (Флорида, США)[66] большие площади открытых болот с травянистым покровом развились в закрытые болотные леса.

Чистое воздействие инвазивной чужеродной древесной породы определяется произведением её воздействия на душу населения, численностью её популяции (которая выражается в количестве стволов на участке или общей добавленной биомассе) и её географическим ареалом (Parker et al. 1999). Одни инвазивные чужеродные древесные породы не вызывают видимых последствий, другие оказывают местное воздействие, в то время как третьи приводят к масштабным изменениям на уровне экосистем. Ряд наиболее важных категорий воздействия инвазивных чужеродных древесных пород, встречающихся в различных частях мира, представлены ниже в соответствии с классификацией Richardson et al. (2000). С более подробной информацией и ссылками на приведенные примеры можно ознакомиться в обзорной статье Richardson & Rejmánek (2011).

Чрезмерные потребители ресурсов (excessive users of resources): многие инвазивные чужеродные древесные породы вторгаются в прибрежные экосистемы, где они занимают преобладающее положение и достигают высокой численности. В результате им необходимо больше воды по сравнению с местными видами, которые обычно встречаются в данных экосистемах. Такое воздействие обусловлено, прежде всего, увеличением биомассы и, следовательно, повышением уровня потребностей вида в воде. К данной категории относятся *Tamarix spp.*[67] на западе Северной Америки (Stromberg et al. 2007) и породы акации, в частности *A. mearnsii* в Южной Африке (Dye & Caren 2004) и в Южной Сардинии (Италия).

---

[66] *Melaleuca quinquenervia*, интродуцированная во Флориду в конце 1800-х годов для декоративных и иных целей (осушение водно-болотных угодий), сегодня является наиболее широко встречающимся видом из 60 неместных растений, расселившихся во многих естественных водно-болотных и возвышенных районах Флориды, включая Эверглейдс — объект Всемирного наследия ООН и заповедник ЮНЕСКО «Человек и биосфера». Инвазия *Melaleuca quinquenervia* привела к вытеснению местных видов, снижению ценности места обитания с точки зрения дикой флоры и фауны, изменению гидрологии, почвенных ресурсов и уровня пожароопасности (Mazzotti et al. 2014).

[67] Таксоны тамарикса (*Tamarix ramosissima, T. chinensis* и их гибриды) были интродуцированы в США из Азии в конце 1800-х годов для озеленения и борьбы с эрозией почвы. В настоящее время это третий по распространенности таксон чужеродных пород, встречающихся в прибрежных зонах на западе Соединенных Штатов Америки (Friedman et al. 2005).

Доноры ограниченных ресурсов (donors of limiting resources): многие инвазивные чужеродные древесные растения семейства бобовых влияют на экосистемы, подвергшиеся инвазии, главным образом за счет внесения в почву азота (естественное удобрение). К хорошо изученным примерам относятся *Morella faya*, которая позволяет удвоить содержание азота в пологе по мере замещения местных древесных пород на Гавайях, австралийские виды акации в Южной Африке и Средиземноморье, а также *R. pseudoacacia*, которая приводит к увеличению содержания почвенного азота в бедных азотом почвах Европы (см., например, Sitzia et al. 2012; Cierjacks et al. 2103; González-Muñoz et al. 2013). *A. altissima* повышает содержание минерального азота в пологе благодаря большому количеству быстро разлагающегося опада, производимого данной породой (González-Muñoz et al. 2013; Medina-Villar et al. 2015).

Возбудители/подавители пожара (fire promoters/suppressors): хорошо изученным примером того, как инвазивная чужеродная древесная порода может вызывать пожары в экосистемах, не сталкивавшихся ранее с этой проблемой, является инвазия *Melaleuca quinquenervia* в болотистые места обитания Флориды, США, где массовое увеличение объемов горючих материалов привело к сильным пожарам. Однако существуют виды деревьев и кустарников, инвазия которых способствует сокращению частоты пожаров: *Mimosa pigra* в северной Австралии, а также *Triadica sebifera* и *Schinus terebinthifolius* в Северной Америке. Инвазия таких чужеродных деревьев приводит к уменьшению горизонтальной бесперебойности снабжения горючими материалами и, таким образом, к снижению частоты и интенсивности пожаров (Brooks et al. 2004).

Стабилизаторы песка (sand stabilizers): в ряде регионов мира в посадках вдоль прибрежных дюн для стабилизации песка широко используются австралийские виды акации. Посаженные и самосевные древостои таких видов, как *A. cyclops*, превосходно справляются с данной задачей. Вместе с тем в некоторых районах Южной Африки стабилизация дюн привела к масштабной эрозии пляжей. В экосистемах дюн Португалии одними из наиболее агрессивных инвазивных чужеродных пород являются *Acacia longifolia* и *A. saligna*. Указанные чужеродные древесные породы семейства бобовые были посажены в начале прошлого века для борьбы с эрозией песчаных почв, сегодня же они разрослись, зачастую служат источником пожаров и приводят к значительным экологическим последствиям. Длительное присутствие *A. longifolia* значительно изменило свойства почвы (повысился уровень содержания органического углерода, общего азота и обменных катионов), что привело к увеличению микробной биомассы, основного дыхания и активности b-глюкозаминидазы (Marchante 2001; Marchante et al. 2003; Marchante et al. 2008). Замена засухоустойчивых местных видов на инвазивную породу *A. longifolia*, требующую значительных водных ресурсов, может иметь серьезные последствия с точки зрения функционирования экосистемы, особенно во время продолжительных периодов засухи, которые, по прогнозам, будут наблюдаться в Португалии в будущем (Rascher et al. 2011).

Колонизаторы приливно-отливной зоны/стабилизаторы отложений (colonisers of intertidal mudflats/sediment stabilizers): порода *Rhizophora mangle* была завезена на Гавайи в 1902 году для борьбы со сточными водами сельских хозяйств, расположенных выше по течению. На Гавайские острова были также интродуцированы и другие чужеродные виды мангровых деревьев, однако вид *R. mangle* оказался наиболее успешным: он произрастает в прибрежных зонах на всех основных Гавайских островах, включая эстуарные пруды, созданные коренными народами для разведения рыб еще в 1000 году до н. э. (Siple & Donahue 2013).

В естественном ареале мангровые деревья являются видами-инженерами, которые способны серьезным образом изменять среду обитания и оказывать важные экосистемные услуги, такие как защита береговой линии, улавливание тяжелых металлов, стабилизация отложений, поддержание лиственной подстилки и обеспечение выростойных зон (Siple & Donahue 2013). В интродуцированном ареале перечисленные потенциальные экосистемные услуги необходимо сопоставлять с воздействием на местные экосистемы. Так, на Гавайях чужеродные мангровые деревья создают места обитания, кардинальным образом отличающиеся от песчаных отмелей, населенных немногочисленными местными прибрежными макрофитами. В итоге прибрежные

песчаные места обитания превращаются в поросшие растительностью и защищенные от океанической эрозии участки, характеризующиеся низкой скоростью потока воды, высокими темпами образования отложений и бескислородными донными отложениями. Чужеродные мангровые леса обеспечивают место обитание для чужеродных видов, в том числе живущих в норах хищников, которые могут оказывать нисходящее воздействие на бентосные сообщества (Siple & Donahue 2013).

Накопители лесной подстилки (litter accumulators): в песчаниковых областях Чешской Республики североамериканская порода *Pinus strobus* вторгается в естественные леса и лесопосадки *P. sylvestris*. *Pinus strobus* производит большее количество лесной подстилки, которая разлагается медленнее по сравнению с опадом местной породы, что существенным образом влияет на кислотность почв. В таких условиях *P. strobus* восстанавливается лучше по сравнению с *P. sylvestris*, в чем и заключается успешность данного дерева в качестве инвазивной чужеродной древесной породы (Pyšek & Prach 2003). В Центральной Европе многие песчаниковые области находятся под охраной из-за своей уникальной среды обитания, в связи с чем стремительное расселение *P. strobus* вызывает обеспокоенность (Hadincová et al. 2007; Mandák et al. 2013).

Инвазивные чужеродные древесные породы способны **создавать гибриды и интрогрессировать**, если в местной флоре встречаются близкие с таксономической точки зрения родственные растения. Использование таких пород может представляться, с одной стороны, целесообразным с учетом их более эффективной адаптации к изменяющимся климатическим условиям и обеспечения потребностей человека в возобновляемых «древесных» материалах, а с другой, нежелательным с точки зрения охраны природы (Rhymer & Simberloff 1996; Smulders et al. 2008; Felton et al. 2013; Kjær et al. 2014), особенно если местные деревья встречаются редко[68] по сравнению с насаженными особями данной инвазивной чужеродной породы.

По классификации Richardson et al. (2000), многие инвазивные чужеродные породы можно отнести к «**видам-трансформерам**»: например, австралийские породы акации (Чили, Португалия и Южная Африка), *Cinchona pubescens* (Галапагосские острова), *Ligustrum robustum* var. *walkeri* (остров Реюньон), *Melaleuca quinquenervia* (Флорида, США), *Miconia calvesens* (Таити), *Mimosa pigra* (северная часть Австралии и Замбия), *Morella faya* (Гавайи), *Pinus pinaster* (Южная Африка) и *Triadica sebifera* (Северная Америка). Напротив, во Франции *Pinus pinaster* превратила бедные кислые песчаные почвы, покрытые кустарниками, в продуктивный лес площадью в 1 млн га, который выполняет множество экономических, социальных и экологических функций (MAAF 2016, материал доступен в ограниченном порядке).

Помимо перечисленных выше видов воздействия непосредственно на физические ресурсы, благодаря крупным размерам и существенной биомассе деревьев, или на доступность таких ресурсов, многие инвазии чужеродных деревьев и кустарников влияют на местную биоту и менее очевидными способами. Важной категорией воздействия инвазивных чужеродных древесных пород является изменение среды обитания для других организмов. Как показывают примеры из разных частей света, инвазивные чужеродные древесные породы могут вызывать широкие изменения. На Гавайях распространение чужеродных мангровых деревьев привело к утрате мест обитания для водно-болотных птиц (Allen 1998; Siple & Donahue 2013). Кроме того, новые мангровые места обитания служат средой обитания для хищников, охотящихся на водных птиц, включая инвазивные виды крыс (*Rattus spp.*) и мангустов (*Herpestes spp.*), и для чужеродных морских видов, таких как мангровый краб (*Scylla serrata*). Корневая система Rhizophora mangle также подвергается колонизации со стороны различных интродуцированных усоногих и губок, изменяя, таким образом, структуру сообществ макрофауны. Многие инвазивные чужеродные древесные породы оказывают

---

[68] Например, сицилийская пихта (*Abies nebrodensis*) является эндемичным видом для Сицилии, Италия, произрастающим в районе гор Мадоние на высоте 1700–1900 м над уровнем моря. Данный вид находится под угрозой исчезновения (Council of Europe 1977) и состоит из одной реликтовой популяции, насчитывающей около 30 зрелых экземпляров деревьев на площади в 150 га (Ducci 2014).

существенное влияние за счет создания непроходимых колючих зарослей, которые ограничивают передвижение животных (например, *Caesalpinia decapetala, Mimosa pigra* и *Prosopis spp.*). В результате инвазии *Annona glabra* в австралийские эстуарии и заселения мангровых болот, саженцы данной породы покрыли берег и не позволяют другим видам прорастать или выживать. Инвазия ив (вид *Salix*) в прибрежные зоны вызвала уменьшение кормовых ресурсов и изменение места обитания, что, в свою очередь, привело к сокращению разнообразия местных птиц и нарушению связности прибрежной зоны. Инвазия чужеродного *Pittosporum undulatum* и других чужеродных видов, которой поверглись естественные леса на острове Сан-Мигель в составе архипелага Азорских островов, привела к заметному снижению структурной сложности и обеднению флоры. В результате замещения крупных насекомых, обитавших на местных растениях, мелкими, встречающимися на чужеродных видах, произошло снижение биомассы насекомых, что может иметь далеко идущие негативные последствия с точки зрения стабильности экосистемы (Heleno et al. 2009).

Помимо многочисленных экологических последствий, рассмотренных выше (многие из которых связаны с изменением экосистем), инвазии чужеродных древесных пород оказывают различное комплексное, как положительное, так и отрицательное, воздействие на источники средств к существованию людей. Такая ситуация была подробным образом задокументирована в Южной Африке (особенно в отношении австралийских акаций) и Папуа–Новой Гвинее (инвазия *Piper aduncum*). Инвазии вида *Prosopis* в Африке, в районах к югу от Сахары, привели к значительной деградации пастбищ и множеству проблем для сообществ людей, в особенности общин, полагающихся на натуральное хозяйство (см., например, Mwangi & Swallow 2005; Shackleton et al. 2014). Во многих регионах инвазии чужеродных древесных пород влекут за собой существенные финансовые расходы.

В Великобритании в результате акклиматизации ряда чужеродных древесных культур (Mabey 1996; Peterken 2001) изменилось восприятие природы общественностью. Так, в северной и западной частях Великобритании *F. sylvatica* широко признается местным растением. *A. pseudoplatanus* считается традиционным видом на удаленных фермах Уэльса и северной Англии. *P. sylvestris* воспринимается как естественная часть вересковых пустошей, расположенных в южных районах (Peterken 2001).

Инвазии чужеродных древесных пород на территории, покрытые лугами и кустарниками, превращают многие уникальные растительные формации фактически в монокультурные насаждения чужеродных деревьев. В работе Macdonald et al. (1988) проводится аналогия между вторжением *Cinchona pubescens* в кустарниковые сообщества, образовавшиеся в высокогорных районах острова Санта-Крус, Галапагосские острова, и инвазией чужеродных сосен и акаций на территории, покрытые кустарниками финбош в Южной Африке. Указанные явления послужили ключевыми факторами деградации затронутых экосистем на большей части их протяженности.

Ель ситхинская *(Picea sitchensis)* произрастает на западном побережье Северной Америки и импортируется в Норвегию в основном в качестве промышленной породы, используемой для закладки лесопосадок и создания защитных полос. В прошлом ель ситхинская также импортировалась для исследовательских целей, однако в настоящее время такой импорт прекращен. *Picea sitchensis* укоренилась в Норвегии с 50-х годов и является наиболее распространенной чужеродной породой с точки зрения площади насаждений. Она выращивается в основном в прибрежных районах в вересковых пустошах, пастбищных черничных лесах и небольших папоротниковых лесах. В местах обитания, где ожидается ее дальнейшее расселение, она считается инвазивной чужеродной древесной породой (Gederaas et al. 2012).

ВСТАВКА 4.3.1.1 Инвазивные чужеродные породы акации

Инвазивные чужеродные породы акации, как и многие другие инвазивные чужеродные виды, оказывают различные типы воздействия, некоторые из которых обеспечивают синергический эффект. Чужеродные породы акации способны изменять одновременно надземные и подземные

сообщества, микроклимат, режим влажности почвы и уровень питательных веществ в ней (Marchante et al. 2003, 2008b; Yelenik et al. 2004; Werner et al. 2010; Gaertner et al. 2011). Многие последствия напрямую связаны с ключевыми характеристиками рода *Acacia*, такими как быстрые темпы роста, крупные и устойчивые банки семян, способность конкурировать с местными растениями (Morris et al. 2011), накапливать высокую биомассу и фиксировать азот (Yelenik et al. 2007). Перечисленные характеристики позволяют им занимать преобладающее положение в конкурентном взаимодействии с местными видами. Многие абиотические и биотические изменения тесно взаимосвязаны и могут происходить одновременно, а не последовательно (Hobbs et al. 2009). То же касается прогрессии от структурных до функциональных последствий (Le Maitre et al. 2011). Воздействие инвазивных чужеродных австралийских акаций на биоразнообразие, свойства и функции экосистем влияет и на обеспечение экосистемных услуг и преимуществ, предоставляемых ими обществу. К соответствующим экосистемным услугам относятся вспомогательные (например, формирование почвы), регулятивные (например, регулирование потоков воды и круговорота питательных веществ), производственные (например, обеспечение продовольствия и волокон), а также культурные или улучшающие жизнь (например, возможности отдыха или образования для поддержания благосостояния человека) (Le Maitre et al. 2011).

Наконец, прошлый опыт интродукции древесных пород из других стран показывает, что одним из возможных негативных последствий может быть неспособность интродуцированной породы успешно произрастать (Engelmark et al. 2001). Чужеродные деревья широко используются в лесопосадках по причине их более высокой продуктивности и производительности по сравнению с местными породами. Однако уровень преимуществ может снижаться, как и в случае любых других видов, если травоядные, насекомые и микробные патогены, которые были занесены случайно и/или адаптировались к новым деревьям-хозяевам, наносят вред чужеродным породам (Branco et al. 2014; Wingfield et al. 2015).

4.4 Международные инициативы и законодательство в области инвазивных чужеродных видов и инвазивных чужеродных древесных пород

Проблема инвазивных чужеродных видов, способных оказывать нежелательное воздействие на экологию и экономику, затрагивается во многих международных документах. Речь идет как о юридически обязывающих соглашениях, так и не имеющих обязательной силы технических руководствах, посвященных конкретным видам или путям интродукции. В настоящем разделе приводятся основные международные инструменты в области инвазивных чужеродных видов, при этом особое внимание уделяется инвазивным чужеродным древесным породам и лесопосадкам. Указанная ниже информация излагается в поддержку сформулированного в настоящем Кодексе принципа «иметь представление о нормативных положениях».

4.4.1 Конвенция о биологическом разнообразии

Конвенция о биологическом разнообразии (КБР), обсуждение которой осуществлялось под эгидой Программы ООН по окружающей среде (ЮНЕП), была принята в 1992 году и вступила в силу в 1993 году. Она направлена на сохранение биологического разнообразия, устойчивое использование биологических ресурсов, а также совместное получение на справедливой и равной основе выгод, связанных с использованием генетических ресурсов (Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2001a, 2001b). КБР требует от Сторон «насколько возможно и целесообразно, [...] предотвраща[ть] интродукцию чужеродных видов, которые угрожают экосистемам, местам обитания или видам, контролир[овать] или уничтожа[ть] такие чужеродные виды» в соответствии с положением статьи 8(h).

С учетом указанного круга полномочий, правительства стран – членов Конвенции, входящих в состав Конференции Сторон (КС), приняли многочисленные решения в отношении чужеродных видов, многие из которых непосредственно касаются управления (инвазивными) чужеродными древесными породами. В частности, принятое на 11-м совещании Конференции Сторон

Решение XI/19[69] гласит, что «при разработке, осуществлении и мониторинге мероприятий по облесению, лесовосстановлению и возобновлению лесов для целей смягчения последствий изменения климата [необходимо] обращ[ать] внимани[е] на сохранение биоразнообразия и экосистемных услуг, например, за счет: (i) преобразования только земель, не имеющих большой ценности с точки зрения биоразнообразия, или экосистем, состоящих в основном из неместных видов, и предпочтительно тех, которые деградировали; ii) приоритизации в случае осуществимости местных и акклиматизировавшихся аборигенных пород деревьев при отборе пород для посадок; iii) предотвращения интродукции инвазивных чужеродных видов; iv) предотвращения чистого сокращения запасов углерода во всех органических пулах углерода; (v) стратегического размещения мероприятий по облесению в ландшафтах для улучшения связности и расширения оказываемых экосистемных услуг на территории лесных угодий».

4.4.2 Совет Европы и Бернская конвенция

Совет Европы[70] поощряет усилия (не имея нормативного мандата), направленные на недопущение преднамеренной интродукции и распространения чужеродных видов, предотвращение случайной интродукции и создание информационной системы по инвазивным чужеродным видам (ИЧВ). В 1984 году Комитет министров Совета Европы принял с этой целью рекомендацию. Кроме того, согласно Бернской конвенции (Конвенции об охране дикой фауны и флоры и природных сред обитания в Европе) — основному договору Совета Европы в области сохранения биоразнообразия — Договаривающимся Сторонам надлежит «строго контролировать введение неместных видов[71]».

В 2003 году Бернская конвенция приняла Европейскую стратегию по инвазивным чужеродным видам (Дженовези и Шайн 2003), направленную на предоставление правительствам европейских стран подробных руководящих указаний по вопросам, связанным с ИЧВ. В стратегии определены приоритеты и ключевые действия для Европы, призванные способствовать повышению уровня осведомленности и информированности об ИЧВ, укреплению национального и регионального потенциала в области ИЧВ, принятию мер по предотвращению и реагированию, направленных, например, на снижение негативного воздействия ИЧВ и восстановление пострадавших видов и природных мест обитания. В соответствии с приоритетами, установленными в Европейской стратегии, многие Стороны разработали и приступили к осуществлению национальных стратегий. Кроме того, следует отметить, что с 1997 года Постоянный комитет принял множество рекомендаций, касающихся ИЧВ[72].

---

[69] На 11-м совещании Конференции Сторон, состоявшемся в Хайдарабаде, Индия, с 8 по 19 октября 2012 года, было принято Решение XI/19 «Биоразнообразие и изменение климата и смежные вопросы: рекомендации по применению соответствующих мер защиты биоразнообразия в отношении сокращения выбросов в результате обезлесения и деградации лесов в развивающихся странах и роли сохранения лесов, устойчивого управления лесами и увеличения запасов лесного углерода в развивающихся странах». См. также Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2002) (https://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-07.pdf). В разделе, посвященном «неустойчивому управлению лесами», представлены тематические исследования, которые проводились в отношении воздействия *Leucaena leucocephala, Miconia calvescens, Spathodea campanulata* и *Cordia alliodora*.

[70] В состав Совет Европы входят 47 стран, 28 из которых также являются членами Европейского союза. (http://www.coe.int/en/web/portal/home).

[71] В пункте 2.b статьи 11 Конвенции каждая Договаривающаяся Сторона обязуется строго контролировать введение неместных видов.

[72] Рекомендация № 57 (1997) об интродукции в среду обитания организмов, относящихся к неместным видам; Рекомендация № 91 (2002) об инвазивных чужеродных видах, которые угрожают биологическому разнообразию на островах и в географически и эволюционно изолированных экосистемах; Рекомендация № 77 (1999) об искоренении неместных видов наземных позвоночных; Рекомендация № 99 (2003) о Европейской стратегии по инвазивным чужеродным видам, в которой Договаривающимся Сторонам рекомендуется подготовить и осуществить национальные стратегии по инвазивным чужеродным видам с учетом указанной стратегии, а также установить сотрудничество, в соответствующих случаях, с другими

4.4.3 Международная конвенция по карантину и защите растений

Деятельность Международной конвенции по карантину и защите растений (МККЗР), существующей с 1950-х годов, направлена на предотвращение интродукции и распространения вредных организмов. Национальные службы защиты растений и Временная комиссия по фитосанитарным мерам (ВКФМ) — руководящий орган МККЗР — признали, что цель КБР, заключающаяся в предотвращении интродукции чужеродных видов, в широком смысле соответствует цели МККЗР. С 1999 года МКЗРМ активно занимается вопросом уточнения своей роли в отношении инвазивных чужеродных видов, являющихся вредными организмами. В 2001 году МКЗРМ определила, что такие виды следует считать карантинными вредными организмами и применять к ним меры в соответствии с положениями МККЗР. Также было решено, что стандарты МККЗР должны быть пересмотрены с тем, чтобы они в достаточной степени учитывали экологические риски, связанные с вредными организмами. В 2003 году ВКФМ приняла дополнения к двум международным стандартам по фитосанитарным мерам («Глоссарий фитосанитарных терминов» и «Анализ фитосанитарного риска для карантинных вредных организмов»). В них подробно рассматриваются экологические аспекты. Их цель — недопущение противоречивых изменений в рамках МККЗР и КБР в области инвазивных чужеродных видов и вредных организмов (Lopian 2005; Brunel et al. 2009).

4.4.4 Европейская и Средиземноморская организация по защите растений (ЕОКЗР)

Европейская и Средиземноморская организация по карантину и защите растений (ЕОКЗР) является межправительственной организацией, отвечающей за сотрудничество в области охраны здоровья растений на европейском уровне. Ее членами являются почти все страны Европейского и Средиземноморского региона. Деятельность ЕОКЗР направлена на защиту растений, разработку международных стратегий по противодействию интродукции и распространению опасных вредных организмов и продвижение безопасных и эффективных методов борьбы с ними. Организация занимается вопросом выработки совместной общеевропейской стратегии по защите региона ЕОКЗР от инвазивных чужеродных растений. В 2002 году была создана Группа по инвазивным чужеродным видам, в задачи которой входило определить инвазивные виды растений, представляющие риск для региона ЕОКЗР, и предложить меры по предотвращению их интродукции и распространения, а также сформулировать рекомендации в отношении способов искоренения, уничтожения и локализации интродуцированных инвазивных чужеродных видов (Brunel et al. 2009).

Группа составила Перечень инвазивных чужеродных растений ЕОКЗР, который можно рассматривать в качестве списка приоритетных видов. В него включены чужеродные породы *Acacia dealbata, Ailanthus altissima* и *Prunus serotina*[73].

Договаривающимися Сторонами и государствами-наблюдателями по вопросам предотвращения, смягчения последствий, искоренения или локализации чужеродных видов; Рекомендация № 134 (2008) Постоянного комитета о Европейском кодексе управления инвазивными чужеродными растениями в садоводстве, принятая 27 ноября 2008 года; Рекомендация № 141 (2009) Постоянного комитета о потенциально инвазивных чужеродных растениях, используемых в качестве биотопливных культур, принятая 26 ноября 2009 года.

Рекомендация № 142 (2009) Постоянного комитета от 26 ноября 2009 года, касающаяся толкования сформулированного КБР понятия «инвазивный чужеродный вид» с учетом изменения климата, в которой Договаривающимся Сторонам Конвенции рекомендуется и государствам-наблюдателям предлагается: «для целей осуществления Европейской стратегии по инвазивным чужеродным видам толковать термин “чужеродный вид” как не включающий местные виды, естественным образом расширяющие свой ареал в результате изменения климата»; Рекомендация № 160 (2012) Постоянного комитета о Европейском кодексе управления инвазивными чужеродными видами в ботанических садах, принятая 30 ноября 2012 года; Рекомендация № 179 (2015) Постоянного комитета о мерах по продвижению и дополнению усилий в области осуществления Регламента ЕС № 1143/2014 об инвазивных чужеродных видах, принятая на заседании в Страсбурге 1–4 декабря 2015 года. С полным списком рекомендаций можно ознакомиться по следующей ссылке: http://www.coe.int/en/web/bern-convention/recommendations-on-ias.

[73] Группа ЕОКЗР определила включенные в перечень растения как отсутствующие или встречающиеся в

ЕОКЗР публикует стандарты, руководства, информационный бюллетень и отчеты, являющиеся ценными источниками информации об инвазивных чужеродных видах. В 2016 году в штаб-квартире ЕОКЗР состоялся трехдневный семинар, посвященный определению приоритетов перечня инвазивных чужеродных растений на основании оценки риска. Мероприятие проводилось в рамках проекта «Снижение в ЕС угрозы, связанной с инвазивными чужеродными растениями, посредством анализа фитосанитарного риска в поддержку Постановления ЕС № 1143/2014», который финансируется посредством программы LIFE[74] (LIFE15 PRE FR 001) (см. www.IAP-risk.eu). В семинаре приняли участие эксперты Группы ЕОКЗР по инвазивным чужеродным растениям, Центра экологии и гидрологии NERC и Секретариата ЕОКЗР. Группа чужеродных древесных пород, к которой относятся *Acacia dealbata, Cinnamomum camphora, Hakea sericea, Prosopis juliflora* и *Sapium sebiferum*, была определена в качестве высокоприоритетной с точки зрения оценки риска.

4.4.5 Конвенция о международной торговле видами дикой фауны и флоры, находящимися под угрозой исчезновения (СИТЕС)

СИТЕС касается в первую очередь вопросов торговли видами, находящимися под угрозой исчезновения, и, таким образом, призвана предотвращать или эффективнее регулировать перемещение инвазивных чужеродных видов, находящихся под угрозой исчезновения. В конвенции предусмотрены три различных уровня охраны видов, распределенных по приложениям[75]. Существуют без преувеличения тысячи видов растений, находящихся под охраной СИТЕС, однако лишь часть из них являются деревьями. Из древесных пород относительно небольшая доля

регионе ЕОКЗР, имеющие высокий потенциал к распространению, представляющие серьезную угрозу здоровью растений и/или окружающей среде и биоразнообразию и, наконец, оказывающие иное пагубное воздействие на общество. Множество инвазивных чужеродных растений уже встречаются в регионе ЕОКЗР, поэтому в качестве приоритетных были выбраны виды, представляющие наибольшую угрозу видам и экосистемам данного региона. В этой связи ЕОКЗР настоятельно рекомендует странам, в случае наличия угрозы, принимать меры по предотвращению интродукции и распространения инвазивных чужеродных растений или по управлению нежелательными популяциями (например, с помощью рекламных кампаний, ограничений на продажу и посадку, а также мер регулирования). Группа на регулярной основе пересматривает перечень (виды могут как вноситься в список, так и исключаться из него). При этом данный документ не является исчерпывающим, в нем представлены только основные риски (см. http://www.eppo.int/INVASIVE_PLANTS/ias_lists.htm).

[74] LIFE является финансовым инструментом ЕС, призванным поддерживать осуществляемые в ЕС проекты в области охраны окружающей среды, природы и климата (http://ec.europa.eu/environment/life/).

[75] В Приложении I представлены виды, которым грозит наибольшая опасность и которые считаются находящимися под угрозой исчезновения. Соответственно, в их отношении действуют наиболее строгие ограничения в сфере международной торговли. В Приложении II перечислены виды, которые подвергаются опасности в дикой природе, однако не находятся под угрозой исчезновения. Они регулируются строго, но в их отношении действует меньше ограничений по сравнению с видами из Приложения I. В Приложении III указаны виды, которые определенная страна (именуемая в СИТЕС «стороной») добровольно попросила регулировать, чтобы помочь сохранить их. В их отношении ограничения распространяются только на конкретную сторону, обратившуюся с просьбой о включении вида в Приложение III, и потому они еще менее строгие, чем содержащиеся в Приложениях I или II. СИТЕС осуществляется в странах ЕС посредством регламентов, касающихся торговли объектами дикой природы. В настоящее время речь идет о Регламенте Совета (ЕС) № 338/97/ЕС о защите видов дикой фауны и флоры путем регулирования торговли ими (основной регламент) и Регламенте Комиссии (ЕС) № 865/2006/ЕС, устанавливающем подробные правила осуществления Регламента Совета (ЕС) № 338/97/ЕС (исполнительный регламент). Регламенты, включая № 997/2010/ЕС (от 5 ноября 2010 года) и № 359/2009/ЕС (от 30 апреля 2009 года), приостанавливают интродукцию в Сообщество определенных видов из определенных стран.

используется в качестве лесоматериалов. Так, например, только *Araucaria araucana*[76] и *Dalbergia nigra*[77] включены в Приложение I.

4.4.6 Устойчивое управление лесами и лесная сертификация

Идея разработки общих международных руководящих принципов в лесном секторе возникла в 1992 году. «Принципы лесоводства» — неофициальное название документа «Не имеющее обязательной силы заявление с изложением принципов для глобального консенсуса в отношении рационального использования, сохранения и устойчивого развития всех видов лесов», подготовленного в ходе Конференции ООН по окружающей среде и развитию (ЮНСЕД), известной также как Саммит Земли. Принципы представляют собой не имеющий обязательной силы документ, в котором содержится ряд рекомендаций в области сохранения и устойчивого развития лесоводства. Формулировка о необязательной силе была вынесена дополнительно в заголовок, что свидетельствует о значительных расхождениях сторон во мнениях во время переговоров ЮНСЕД в 1992 году (Ruis 2001). Принципы лесоводства следует применять ко всем видам лесов — как естественным, так и насаженным, — во всех географических регионах и климатических зонах. Так, принцип 6(a) гласит, что: «Все виды лесов играют важную роль в удовлетворении потребностей в энергии, предоставляя возобновляемые источники биоэнергии, особенно в развивающихся странах, а потребности в топливной древесине, используемой в бытовых и промышленных целях, следует удовлетворять на основе рационального использования лесных ресурсов, облесения и лесовозобновления. С этой целью необходимо признать потенциальные возможности искусственных насаждений местных и вводимых пород в области поставок топливной и промышленной древесины».

Начало FOREST EUROPE (Конференции министров по защите лесов в Европе) — общеевропейскому добровольному политическому процессу, направленному на диалог и сотрудничество в области европейской лесной политики, — было положено на Страсбургской конференции в 1990 году. Принципы лесоводства, в свою очередь, были одобрены и включены в повестку дня Хельсинкской конференции, прошедшей в 1993 году. Концепция устойчивого управления лесами (УУЛ) была определена следующим образом: «Управление и использование лесных территорий таким образом и темпами, которые поддерживают их продуктивность, биоразнообразие, производительность, способность к восстановлению, жизнеспособность и способность в настоящее время и в будущем осуществлять соответствующие экологические, экономические и социальные функции на местном, национальном и международном уровнях и

---

[76] Араукария чилийская (*Araucaria araucana)* широко высаживалась во всем мире в районах с умеренным климатом в качестве плюсового дерева, однако лесопосадки этой породы практически не встречаются. Небольшое насаждение было создано на юго-западе Шотландии в 1916 году (Williams & Winn 1977; Premoli et al. 2013). *Araucaria araucana*, находящаяся под угрозой исчезновения по классификации МСОП, включена в Приложение I СИТЕС, которое строго регулирует торговлю ее древесиной и семенами (CITES 2014: http://www.iucnredlist.org/details/31355/0).

[77] Бразильский палисандр, или палисандр Рио *(Dalbergia nigra* (*Vell.*) *Allemao ex Benth),* является эндемичной породой, произрастающей в центральной части бразильского атлантического леса. Данное дерево производит высококачественную древесину, которая высоко ценится в области изготовления музыкальных инструментов и изысканной мебели. В итоге, начиная со времен колонизации Бразилии, *D. nigra* широко вырубали, и сегодня порода находится под угрозой исчезновения в связи с чрезмерным использованием, отсутствием замещающих насаждений и вырубкой атлантического леса (по классификации МСОП). Бразильский палисандр чрезвычайно редко встречается в природе. С 1990-х годов торговля бразильским палисандром запрещена на международном уровне по Конвенции о международной торговле видами дикой фауны и флоры, находящимися под угрозой исчезновения (СИТЕС 2008, Приложения I, II и III к Конвенции о международной торговле видами дикой фауны и флоры, находящимися под угрозой исчезновения. Служба США по рыбным и животным ресурсам: Вашингтон; Ribeiro et al. 2011; Taylor et al. 2012). Дополнительную информацию можно найти в Резол. Конф. 13.10 (13-е заседание Конференции Сторон, URL: http://www.cites.org/eng/res/13/13-10.php).

которые не наносят ущерба другим экосистемам» (European Commission 2016; FOREST EUROPE 2016).

FOREST EUROPE разрабатывает общие стратегии для 47 стран-членов (46 стран Европы и Европейский союз) в области защиты лесов и устойчивого управления ими. Осуществляемый с 1990 года процесс сотрудничества министров, ответственных за вопросы лесоводства в Европе, оказал существенное экономическое, экологическое и социальное влияние на национальном и международном уровнях. К достижениям FOREST EUROPE можно отнести создание руководящих принципов, критериев и показателей в области устойчивого управления лесами (FOREST EUROPE 2016).

В 1993 году в Хельсинки были подготовлены первые два свода правил: «Общие руководящие принципы в области устойчивого управления лесами в Европе» и «Общие руководящие принципы в области сохранения биологического разнообразия лесов в Европе» (резолюции H1 и H2 соответственно). Они разрабатывались в качестве политических руководящих принципов общего характера, которые необходимо осуществлять комплексно, внедрять в национальные руководства и применять к техническим решениях на местном уровне.

В первой части резолюции H1 принцип 9 гласит: «По возможности преимущество следует отдавать *местным породам и локальным климатипам*. Использование пород, климатипов, разновидностей или экотипов за пределами их природного ареала следует допускать только в тех случаях, когда их интродукция не ставит под угрозу важные и/или ценные аборигенные экосистемы, виды флоры и фауны. *Интродуцированные породы* могут использоваться, если на протяжении достаточного времени проводилась оценка и анализ их возможного негативного воздействия и если они обладают большими преимуществами по сравнению с аборигенными породами с точки зрения производства древесины и других функций. В случае использования интродуцированных пород для замещения местных экосистем, необходимо одновременно предпринимать достаточные меры по сохранению местной флоры и фауны».

«Общеевропейские указания операционного уровня по устойчивому лесоуправлению», одобренные на конференции министров в Лиссабоне в 1998 году, были доработаны с целью перевода международных обязательств на уровень практики и планирования в сфере управления лесами. Данный документ непосредственно основан на резолюциях H1 и H2 и согласуется с шестью общеевропейскими критериями, которые были сформулированы в качестве основных элементов устойчивого управления лесами. Документ разделен на две части: «Планирование в области лесоуправления» и «Практические методы в области лесоуправления». При этом основное внимание сосредоточено на экологических, экономических и социальных требованиях к устойчивому управлению лесами в рамках каждого критерия. Пункт 4.2 (b), закрепленный в рамках критерия 4 «Поддержание, сохранение и надлежащее повышение биологического разнообразия лесных экосистем», гласит, что: «При лесовозобновлении и лесоразведении преимущество следует отдавать по возможности *местным породам и локальным климатипам*, которые приспособлены к условиям участка. Использование *интродуцированных пород*, климатипов или разновидностей допускается только в тех случаях, когда была проведена оценка их воздействия на экосистему и генетическую целостность местных пород и локальных климатипов и когда негативного воздействия можно избежать или свести его к минимуму».

В сотрудничестве с инициативой «Окружающая среда для Европы» (Environment for Europe) и Общеевропейской стратегией по биологическому и ландшафтному разнообразию FOREST EUROPE также разработала «**Общеевропейские руководящие принципы в области лесоразведения и лесовозобновления**», в которых особое внимание уделяется положениям РКИК ООН. Документ был согласован в 2008 году и в нем признается роль устойчивого управления лесами в смягчении последствий изменения климата. Общеевропейские руководящие принципы представляют собой перечень добровольных рекомендаций для национальных властей, иных государственных органов и заинтересованных сторон, которые касаются осуществления программ и проектов по

лесоразведению и лесовозобновлению на основе экономической целесообразности, экологической безопасности и социальной справедливости. В разделе «Экологические руководящие принципы» руководящий принцип 19 подтверждает: «В целях лесоразведения и лесовозобновления следует использовать, в соответствующих случаях, *местные древесные породы*, климатипы и разновидности или экотипы, приспособленные к условиям участка»; руководящий принцип 20 предусматривает: «При выборе пород, климатипов и разновидностей для лесоразведения и лесовозобновления следует учитывать необходимость адаптации к изменению климата»; и руководящий принцип 21 гласит: «Породы, климатипы и разновидности или экотипы следует использовать за пределами их естественного ареала только в тех случаях, когда их интродукция не ставит под угрозу важные и/или ценные местные экосистемы, флору и фауну. Руководствуясь Руководящими принципами КБР по предотвращению, интродукции и смягчению последствий, связанных с чужеродными видами, представляющими угрозу для экосистем, мест обитания или видов, нельзя допускать использования пород, имеющих высокий потенциал к инвазии». Кроме того, в руководящем принципе 22 указывается следующее: «В отношении использования генетически модифицированных деревьев следует применять осмотрительный подход». Необходимо проводить анализ экологического, социально-экономического и культурного воздействия, включая долгосрочные последствия, и проводить тщательную, всестороннюю и прозрачную оценку риска в соответствии с Картахенским протоколом по биобезопасности. В этом контексте следует в полной мере учитывать потенциальное воздействие генетически модифицированных деревьев на местный генетический фонд».

За последние несколько десятилетий в рамках межправительственных процессов и схем сертификации (например, FSC, PEFC), а также деятельности международных организаций[78] и национальных правительств были разработаны стандарты, руководящие принципы, критерии и показатели в области устойчивого управления лесами (УУЛ) (Masiero et al. 2015). Они применяются ко всем лесам, в том числе к лесопосадкам. Признается, что лесоводство является устойчивой по своей сути формой землепользования и играет важную роль в борьбе с изменением климата благодаря способности к накоплению углерода и предотвращению обезлесения. После принятия Заявления о принципах устойчивого управления лесами на Саммите Земли, прошедшем в Рио-де-Жанейро в 1992 году в ответ на обеспокоенность международного сообщества по поводу обезлесения и неустойчивой эксплуатации природных лесов, усилия в этой области активизировались (Stupak et al. 2011). На европейском уровне 46 сторон, присоединившихся к Конференции министров по защите лесов в Европе, согласовали определение устойчивого управления лесами в рамках министерского процесса 1990 года, а также разработали и составили перечень соответствующих критериев и показателей. Перечень регулярно обновляется и пересматривается в связи с появлением новых задач[79]. С начала 1990-х годов Международная организация по тропической древесине (ITTO) разработала критерии и показатели в области устойчивого управления лесами и занимается их пересмотром[80]. Лесопосадки могут выполнять многие, хотя и не все, функции, осуществляемые естественными лесами (FAO 2010b), и обеспечивают значительную экономическую выгоду, при этом снижая нагрузку на естественные леса.

Лесная сертификация представляет собой добровольный инструмент устойчивого управления лесами, призванный содействовать устойчивому управлению и сохранению лесных экосистем путем повышения рыночной стоимости продукции, произведенной в соответствии с экологическими и социально-экономическими принципами (Cashore et al. 2004; Auld et al. 2008; Gomez-Zamalloa et al. 2011; Meidinger 2011; Dias et al. 2013). Ее суть заключается в том, что третья сторона оценивает соблюдение экологических и социально-экономических стандартов, разработанных государственными структурами, неправительственными природоохранными организациями,

---

[78] См. New Generation Plantations (NGP), 2014. New generation plantations: review 2014 (URL: http://newgenerationplantations.org/multimedia/file/12b486cb-ea24-11e3-9f9e-005056986313).

[79] Forest Europe, URL: http://www.foresteurope.org/sfm_criteria/criteria.

[80] ITTO, URL: http://www.itto.int/sustainable_forest_management/.

отраслевыми ассоциациями и социальными группами в ходе общественных процессов с участием общественности. В основе лесной сертификации лежит готовность растущего числа потребителей платить больше за экологически чистые продукты. Цель сертификации состоит в том, чтобы поощрять руководителей лесных хозяйств, придерживающихся методов устойчивого управления лесами (Auld et al. 2008; Brown et al. 2001; Suzuki & Olson 2008).

На международном уровне распространены две системы сертификации лесов: Лесной попечительский совет (FSC[81]) и Программы по утверждению схем лесной сертификации (PEFC[82]). FSC является международной системой сертификации лесов, тогда как PEFC — это зонтичная организация, одобряющая национальные схемы сертификации, которые были разработаны в рамках PEFC или существовали на независимой основе в течение нескольких лет до создания организации. К таким схемам относятся Американская система лесных хозяйств (ATFS), Инициатива устойчивого лесопользования (SFI) и Канадская ассоциация стандартов (CSA) (Stupak et al. 2011).

Схема сертификации FSC была создана в 1993 году с целью «поддержки экологически приемлемого, социально выгодного и экономически жизнеспособного управления мировыми лесами» (Auld et al. 2008; URL; https://ic.fsc.org/index.htm). Сертификация FSC[83] включает 10 принципов и 70 критериев, которые охватывают экологические, социальные и экономические аспекты управления лесами. В стандарте используется определение чужеродных видов, сформулированное КБР, а критерий 10.3 (принципа 10 «Осуществление мер в области управления») гласит: «Организация[84] должна использовать интродуценты[85] только тогда, когда знания и/или опыт

---

[81] Лесной попечительский совет (FSC) — некоммерческая международная организация, созданная в начале 1990-х годов для содействия ответственному управлению мировыми лесами. В рамках FSC разработана система применимых во всем мире принципов и критериев (FSC Std 01-001). В отношении каждого критерия разрабатываются индикаторы для «местной» сертификации, то есть показатели, подходящие для конкретных национальных правовых обстоятельств. Они составляют национальные стандарты (принципы и критерии во всех стандартах полностью совпадают, однако индикаторы отличаются в зависимости от страны). В одних государствах национальные стандарты разработаны специально для управления лесными плантациями, в других — для управления естественными лесами или недревесной лесной продукцией (НДЛП). В 2014–2015 годах (после многолетних переговоров с участием многих заинтересованных сторон) был одобрен стандарт SC Std 01-001 (5 вер.), к которому прилагался стандарт FSC STD 60-004 «Международные общие индикаторы (IGI)». Скорее всего, до октября 2015 года будет использоваться 4-я версия, а не 5-я. В 5-й версии «Принципов и критериев» (Std 01-001 V5) отсутствует понятие «лесные плантации, планируемые и управляемые в соответствии с принципами 1–9, а также принципом 10»: «С точки зрения растительности Принципы и критерии применяются на международном уровне ко всем типам и масштабам лесов, включая естественные леса, лесные плантации [...]». Лишь в ряде случаев (например, требования к восстановлению) в FSC STD 60-004 проводится различие между лесными плантация и другими формами лесоуправления.

[82] В 1999 году, в ответ на FSC, была разработана Общеевропейская схема сертификации, которую поддерживают ассоциации частных лесовладельцев и которая позднее была переименована в Программу одобрения схем лесной сертификации (PEFC, www.pefc.org) (Gulbrandsen 2005; Johansson & Lidestav 2011).

[83] FSC 2012. FSC Principles and Criteria for Forest Stewardship. Document reference code: FSC-STD-01-001 V5-0 EN. Approval date: 10 February 2012. Forest Stewardship Council. URL: https://ic.fsc.org/download.fsc-std-01-001-v5-0-revised-principles-and-criteria-for-forest-stewardship.a-1780.pdf [Дата обращения: май 2014 года].

[84] Физическое или юридическое лицо, являющееся держателем сертификата или подающее заявку на сертификацию, несущее ответственность за обеспечение выполнения требований, составляющих основу FSC-сертификации (Источник: FSC 2011).

[85] Вид, подвид или нижестоящий таксон, интродуцированный за границами своего естественного бывшего или нынешнего распространения; включает любую часть, гаметы, семена, яйцеклетки или ростки таких видов, которые могут выжить и впоследствии воспроизводиться (Источник: Конвенция о биологическом разнообразии (КБР), Программа по инвазивным чужеродным видам. Глоссарий терминов, как приводится на веб-сайте КБР). Источник: FSC 2012. [*Прим. переводчика:* в переводах стандартов FSC на русский язык используется термин «интродуцент», однако по смыслу он является синонимом понятия «чужеродный вид», которое закреплено в Решении VI/23 Конференции Сторон по КБР].

их применения свидетельствуют, что можно контролировать их инвазивность, а также при условии применения эффективных методов смягчения негативных последствий от их воздействия».

Канада имеет самую большую в мире площадь лесов, сертифицированных независимой третьей стороной (CSA, FSC, SFI). По состоянию на 2011 год, в Канаде было сертифицировано более 151 млн га лесов, что составляет 42 % всех сертифицированных лесов в мире. Великобритания стала первой страной в мире, где все государственные леса прошли независимую сертификацию. Швеция — первой страной, которая ввела национальную систему сертификации на основе стандартов FSC. Сегодня на Швецию приходится большая часть портфеля FSC, хотя ее доля в общей площади сертифицированных лесов и снизилась за последние годы: с примерно 30 % мировых лесов, имеющих сертификацию FSC, в начале века (Boström 2003) до 12 % (Региональные итоговые показатели: сертификации лесного управления, 8 октября 2007 года, URL: http://www.fsc-sverige.org) (Schlyter et al. 2003). В Швеции частные лесовладельцы, вышедшие из процесса FSC, предпочли выбрать Программу одобрения лесной сертификации (PEFC), которая позволила успешно привлечь к движению сертификации значительное число мелких частных непромышленных лесовладельцев. Определенная доля представителей лесной промышленности считает, что стандарты FSC несовместимы с «плантационным лесоводством». Важно отметить, что «лесопосадки» не всегда являются «плантациями» (в соответствии со стандартом FSC[86]), так как могут обладать большинством основных свойств и ключевых элементов естественных лесных экосистем, типичным для данной территории.

В большинстве сертификационных стандартов отмечается, что для лесоразведения и лесовосстановления необходимо использовать подходящие культуры, разновидности и породы. Всегда следует отдавать предпочтение местным породам, однако использование интродуцированных пород допускается, если они существенно превосходят местные экземпляры с точки зрения достижения целей плантации (Stupak et al. 2011)[87].

Согласно международному стандарту FSC, предпочтение следует отдавать аборигенным видам, однако допускается использование интродуцентов, при условии тщательного контроля и активного отслеживания во избежание неблагоприятных экологических последствий (критерий 6.9). Что

---

[86] «Плантация» – лесной участок, созданный путем посадки или посева с использованием чужеродных или местных пород деревьев, часто образованный одновозрастными деревьями одной или нескольких пород, расположенных на одинаковом расстоянии, характеризующийся отсутствием большинства основных свойств и ключевых элементов естественного леса. Forest Stewardship Council (2015) FSC International Standard. FSC Principles and Criteria for Forest Stewardship, FSC-STD-01-001 V5-2 EN (URL: https://ic.fsc.org/en/certification/principles-and-criteria/the-revised-pc). Один из десяти принципов FSC (принцип 10) касается непосредственно плантаций (URL: https://ic.fsc.org/en/certification/principles-and-criteria/the-10-principles).

[87] См. также FSC STD 01-001 V4: «6.2 Должны быть обеспечены гарантии, направленные на защиту редких, находящихся под угрозой вымирания и исчезновения видов и мест обитаний […]. 6.3 Экологические функции и ценности леса должны поддерживаться в первоначальном виде, улучшаться или восстанавливаться. Это включает: (а) лесовозобновление и естественное развитие (сукцессии) леса; б) разнообразие на генетическом, видовом и экосистемном уровнях; в) естественные циклы, которые влияют на продуктивность ресурсов, вовлекаемых в сферу хозяйствования. 6.9 Использование интродуцентов должно тщательно контролироваться и активно отслеживаться во избежание неблагоприятных экологических последствий. 10.2 Проектирование и размещение плантаций должно обеспечивать защиту, восстановление и сохранение естественных лесов и не должно увеличивать нагрузку на них. “Зеленые коридоры” […]. 10.4 При выборе видов для создания плантаций должно учитываться, насколько они в целом соответствуют данному местообитанию и отвечают целям ведения лесного хозяйства. При проектировании плантаций и восстановлении деградированных экосистем аборигенные виды должны иметь преимущество перед интродуцентами для лучшего сохранения биологического разнообразия. Интродуценты (которые должны использоваться, только если их показатели значительно превосходят аборигенные виды) должны находиться под тщательным контролем для своевременного выявления аномальных уровней смертности и заболеваний, вспышек численности растительноядных животных и других негативных экологических последствий.

касается плантаций, то преимущество также должны иметь аборигенные виды, однако допускается использование и интродуцентов, если они демонстрируют более высокие показатели (критерий 10.4). В контексте FSC генетически модифицированный организм означает «организм, генетический материал которого был изменен таким образом, который отличается от естественного пути размножения и/или естественного перекрещивания, или обоих вариантов». Использование генетически модифицированных пород, как правило, запрещено (критерий 6.8).

FSC Папуа—Новой Гвинеи[88] запрещает полевые испытания ГМО. В некоторых национальных стандартах приводятся дополнительные подробности в отношении чужеродных пород: наличие системы мониторинга спонтанного восстановления за пределами плантаций; необычно высокий уровень смертности, болезней, массового появления насекомых или других неблагоприятных воздействий на окружающую среду (SW Австралии); допущение использования чужеродных пород в древостоях только в качестве одиночных деревьев или небольших групп (FSC Люксембург[89]), только в плантациях или питомниках растений, или же в случае необходимости сохранения исторических мест (FSC Россия)[90] (Stupak et al. 2011).

---

[88] https://ic.fsc.org/papua-new-guinea.285.htm. Согласно Принципам и критериям предполагается, что все национальные стандарты FSC сформулированы одинаковым образом: FSC STD 01-001 V4: «8. Использование агентов биологического контроля […]; использование генетически модифицированных организмов запрещается». FSC STD 01-001 V5: «10.4 Организация не должна использовать генетически модифицированные организмы в пределах единицы управления». Таким образом, в рамках сертификации FSC не допускается проведение полевых испытаний ГМО, при этом в одних национальных перечнях индикаторов это подчеркивается, в других — нет, что никоим образом не влияет на результат: ГМО отсутствуют в какой-либо единице управления, сертифицированной в соответствии с FSC.

[89] http://www.fsc-lux.lu/

[90] FSC Люксембурга и России — примеры того, когда в национальном стандарте установлены более строгие требования по сравнению с международными принципами и критериями. Аналогичным образом, FSC Германии предусматривает отсутствие плантаций, за исключением плантаций рождественских елок; и их площадь не может превышать 5 га или 5 % площади единицы управления. См. FSC Германии: «6.9.1 Древесные породы, не являющиеся частью естественных лесных сообществ (включая чужеродные породы), размещаются в виде одиночных деревьев или небольших групп в таком количестве, которое не ставит под угрозу долгосрочное развитие древостоя в естественные лесные сообщества. 6.9.1.1 Если доля древесных пород, не являющихся частью естественных лесных сообществ, превышает 20 % запланированного целевого запаса для конкретной единицы управления, лесное хозяйство обязуется профессиональным образом доказать отсутствие угрозы в отношении перехода к естественному лесному сообществу растений. 6.9.1.2 Такое доказательство не требуется предоставлять в отношении кормовых культур, не являющихся частью естественных лесных сообществ, если под временную смесь занято не более 20 % единицы запаса. 6.9.1 Древесные породы, не являющиеся частью естественных лесных сообществ, размещаются в виде отдельных деревьев или небольших групп в таком количестве, которое не представляет угрозу развитию древостоя в долгосрочной перспективе в естественные лесные сообщества. 6.9.2 Размещение пород, не являющихся частью естественных лесных сообществ (включая чужеродные виды), на территориях, подпадающих под действие принципа 9, возможно только в том случае, если это прямо разрешается положениями соответствующего природоохранной области (например, регламентом об особо охраняемых территориях, планом управления участком Natura 2000)». В отношении плантаций рождественских елок: «10.4.3 С целью недопущения негативного воздействия на лесную экосистему чужеродные виды подвергаются тщательному мониторингу. Лесное хозяйство обеспечивает принятие соответствующих мер с тем, чтобы предотвратить негативное воздействие». Кроме того, в пункте 6.9.1.1 дополнений к FSC Германии указано, что чужеродные породы выращиваются в Германии только в том случае, если отсутствие их экологической инвазивности доказано многолетним опытом или сопоставимыми данными экспериментальных проектов. То есть они должны сосуществовать с местными породами и не демонстрировать тенденцию к преобладанию. Такие породы должны поддерживать разнообразие растительного и животного мира, которое не должно в значительной степени уступать разнообразию растительных сообществ естественного леса. Они должны способствовать выполнению экологической функции леса и восстанавливаться естественным образом в существующих условиях окружающей среды (URL: https://ic.fsc.org/germany.278.htm).

В рамках PEFC также отдается предпочтение местным породам (см. Общеевропейские указания операционного уровня, PEOLG[91]), однако использование чужеродных пород допускается, если удается не допустить их негативного воздействия или свести его к минимуму.

4.5 Европейские инициативы и законодательство

4.5.1 Директива о сохранении естественных мест обитания — Natura 2000

Директива о сохранении естественных мест обитания[92] (равно как Директива о птицах) является краеугольным камнем европейской природоохранной политики. Она построена на двух столпах: сети охраняемых участков Natura 2000 и строгой системе охраны видов. В целом под защитой директивы находятся более 1 200 видов животных и растений и более 200 типов мест обитания (например, особые типы лесов, лугов, водно-болотных угодий и т. д.), представляющие интерес для Европы. Согласно статье 22.b: «При осуществлении положений настоящей Директивы Государства – члены: обеспечивают контроль за преднамеренной интродукцией в дикую природу любых видов, которые не встречаются на их территории, таким образом, чтобы не причинялся ущерб природным местам обитания в пределах их естественного ареала или дикой фауне и флоре государства и, если Государства-члены посчитают таковое целесообразным, запрещают интродукцию. Результаты проведенной оценки должны направляться в комитет для ознакомления».

ВСТАВКА 4.5.1.1 Управление местами обитания сети Natura 2000: 9 360 макаронезийских лавровых лесов (Laurus, Ocotea)

Гумидные и гипергумидные вечнозеленые леса, известные как лавровые леса и широко встречавшиеся по всей материковой Европе до ледникового периода (неогеновый период), оказались на грани исчезновения в результате периодов похолоданий. Сегодня их ареал ограничивается «облачным поясом» Макаронезийских островов: они произрастают только в глубоких слоях почвы, на высоте от 500 до 1 500 м. С XV-го века макаронезийские лавровые леса стремительно преображались: девственные лесные массивы вырубались для создания сельскохозяйственных угодий и деградировали в результате лесопользования и животноводства. В ряде районов их местообитание, уже значительно сократившееся по площади, подвергается еще большей деградации в результате рубки и выпаса скота. В некоторых случаях сокращение площади местообитания привело к его фрагментации, что угрожает его разнообразию и ведет к исчезновению видов. К прочим текущим угрозам относятся распространение чужеродных видов, вызывающее серьезную озабоченность на Азорских островах и острове Мадейра, и лесные пожары, особенно на Канарских островах. Естественные леса вырубались под пастбища и с 1940-х годов засаживались чужеродными породами, такими как *Acacia spp.* и *Cryptomeria japonica* (Hervías Parejo et al. 2014).

При необходимости тип управления выбирается в зависимости от степени окультуривания места обитания и местных особенностей. К наиболее распространенным ситуациям относятся выборочные вырубки с целью улучшения регенерации древостоя, подвергавшегося интенсивной эксплуатации, перехода от лесопосадок к лавровым лесам, борьбы с инвазивными чужеродными видами и восстановления отдельных видов, находящихся под угрозой исчезновения.

Что касается Тенерифе (Канарские острова), авторы Arevalo et al. (2011) предполагают, что усилия по сохранению и восстановлению должны быть направлены на уничтожение существующих плантаций *E. globulus* и постепенное прореживание *P. radiata*, с конечной целью развития нынешних лесопосадок в леса, напоминающие по структуре и составу лавровые.

---

91 URL: http://pefc.org/images/documents/MCPFE_PEOLG.pdf.

92 Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal L 206, 22/07/1992 P. 0007 – 0050 [URL: http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm].

Natura 2000[93] — проект Европейской комиссии, осуществление которого началось в январе 2007 года. Его цель заключается в определении надлежащих методов управления местами обитания, включенными в Приложение I к Директиве о сохранении естественных мест обитания (№ 92/43/ЕЕС), которые нуждаются в активном регулярном управлении. Было рассмотрено 26 типов мест обитаний, представляющих различные биогеографические регионы. Подготовленный вариант лег в основу нескольких европейских программ LIFE, направленных на восстановление лавровых лесов.

4.5.2 Система охраны здоровья растений в Европейском союзе

Правила Европейского союза в области здоровья растений[94] направлены на защиту сельскохозяйственных культур, цветов, плодовых, овощных и декоративных растений, а также лесов от вредителей и болезней (вредных организмов) путем предотвращения их интродукции в ЕС или распространения в пределах ЕС. Данная цель содействует охране государственных и частных зеленых насаждений, лесов и природного ландшафта. Основной задачей человека является борьба с вредными организмами (вредителями) в рамках Сообщества, в этой связи по фитосанитарным причинам может ограничиваться или специальным образом регламентироваться интродукция определенных древесных пород[95].

4.5.3 Стратегия Европейского союза в области биоразнообразия

В 2011 году Европейская комиссия приняла новую стратегию, в которой излагались рамки действий ЕС на период до 2020 года по достижению к указанному сроку основной цели в области сохранения биоразнообразия, установленной лидерами ЕС в 2010 году[96].

Согласно целевой задаче 5 Стратегии ЕС по биоразнообразию: «К 2020 году инвазивные чужеродные виды (ИЧВ) и пути их распространения выявлены и распределены в порядке приоритетности, приоритетные виды регулируются или искоренены, пути их распространения контролируются с целью предотвращения интродукции и укоренения новых ИЧВ». В рамках меры 16 целевой задачи 5 ЕС принял на себя обязательство разработать специальный законодательный документ, посвященный этому вопросу.

---

93 http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/best_practice_en.htm

94 Правила ЕС в отношении здоровья растений образуют «Систему охраны здоровья растений ЕС», которая была пересмотрена впервые с 1977 года. В мае 2013 года Комиссия предложила новый регламент ЕС, посвященный здоровью растений. С этой целью была подготовлена Директива Совета № 2000/29/ЕС (Директива Совета № 2000/29/ЕС от 8 мая 2000 года о защитных мерах против интродукции в Сообщество организмов, вредных для растений или растительной продукции, и против их распространения в Сообществе). Общие принципы основаны на положениях, изложенных в Международной конвенции по карантину и защите растений (МККЗР). Директиву № 2000/29/ЕС поддерживает ряд директив в области контроля и чрезвычайных мер. См. также Исполнительную директиву Комиссии (ЕС) № 2017/1279 от 14 июля 2017 года, вносящую изменения в Приложения I–V к Директиве Совета № 2000/29/ЕС о защитных мерах борьбы с интродукцией в Сообщество организмов, вредных для растений или растительной продукции, и их распространения в Сообществе.

95 Исполнительным решением от 1 марта 2012 года, касающимся чрезвычайных мер по предотвращению интродукции и распространения на территории Союза *Anoplophora chinensis* (Forster) (уведомлено посредством документа C(2012) 1310) (2012/138/EU, Официальный журнал Европейского союза, L 64/38, от 3 марта 2012 года), Комиссия ввела запрет на интродукцию *Acer spp.* на территорию Европейского союза до 30 апреля 2012 года. В рамках системы ЕС в области охраны здоровья растений запрещается импортировать некоторые породы деревьев из стран, не входящих в ЕС (согласно Приложению 111). Так, из стран, не входящих в ЕС, запрещен импорт *Chamaecyparis* spp.

96 http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/factsheets/Biod%20Strategy%20FS.pdf

4.5.4 Регламент Европейского союза об инвазивных чужеродных видах

Регламент об инвазивных чужеродных видах был принят Европейским парламентом и Советом 22 октября 2014 года[97] и вступил в силу 1 января 2015 года. Данный документ направлен на комплексное решение проблемы инвазивных чужеродных видов с целью защиты местного биоразнообразия и экосистемных услуг, а также сведения к минимуму и смягчения последствий, связанных с этими видами, для здоровья человека и экономики[98].

Центральное место в Регламенте (ЕС) № 1143/2014 занимает перечень инвазивных чужеродных видов, вызывающих обеспокоенность в Союзе (перечень ЕС), который формируется на основе научно обоснованных оценок риска при содействии государств-членов.

В регламенте предусматривается три вида мер в отношении видов, включенных в перечень ЕС: предотвращение, раннее обнаружение и быстрое искоренение, а также регулирование. Не допускается преднамеренная интродукция на территорию ЕС, содержание, разведение, ввоз в ЕС, вывоз из ЕС или перемещение в пределах ЕС, сбыт, выращивание или выпуск в среду обитания видов, включенных в перечень ЕС. Государствам-членам необходимо решить проблемы, связанные с соответствующими путями непреднамеренной интродукции и распространения. Как закреплено в регламенте, государствам-членам надлежит создать систему раннего обнаружения и применять меры по быстрому искоренению появившихся видов или меры по регулированию широко распространенных видов. Кроме того, государства-члены должны установить штрафные санкции в случае ненадлежащего выполнения положений регламента.

Изначальная редакция перечня инвазивных чужеродных видов, вызывающих обеспокоенность в ЕС, вступила в силу 3 августа 2016 года. Первая обновленная версия вступила в силу 2 августа 2017 года[99]. Таким образом, в Сводный перечень инвазивных чужеродных видов, вызывающих обеспокоенность в ЕС[100], были включены 49 видов, из которых 23 вида растений. На настоящий момент в перечне не представлены чужеродные породы деревьев, но присутствует древесный кустарник (*Baccharis halimifolia*).

4.5.5 Лесная политика Европейского союза

В Европейском союзе лесная политика осуществляется государствами-членами в четко определенных рамках установленных прав собственности и опирается на национальные и региональные законы и нормы, основанные на долгосрочном планировании. Несмотря на отсутствие в Договорах Европейского союза положений, касающихся общей лесной политики, с давних пор в ЕС разрабатывались меры по поддержке определенных видов деятельности, связанных с лесами, которые координировались главным образом посредством Постоянного комитета по лесному хозяйству при поддержке государств-членов (European Commission 2003).

Широкий круг инициатив и политических документов Сообщества, вытекающих из различных отраслевых политических документов ЕС, посвящены лесам (см., например, Schmithüsen et al. 2000). В последние несколько десятилетий повысилось внимание к экологическим функциям леса, в основном в связи с сохранением биоразнообразия и, с недавнего времени, воздействием изменения климата и политикой в данной области. Помимо традиционного производства древесины и другой лесной продукции, леса в общественном сознании все больше ценятся за их роль в качестве объектов

---

97 Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species, published in the Official Journal of the European Union, L 317, 4.11.2014, p. 35–55 (URL: http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1415726405933&uri=CELEX:32014R1143).

98 http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/index_en.htm

99 Commission Implementing Regulation (EU) 2017/1263 of 12 July 2017 updating the list of invasive alien species of Union concern established by Implementing Regulation (EU) 2016/1141 pursuant to Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council.

100 http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/list/index_en.htm

благоустройства, резервуаров биоразнообразия, регуляторов климата и местных погодных условий, источников чистой воды, защиты от стихийных бедствий и возобновляемых источников энергии[101] (European Commission 2003).

В 1992 году Европейская комиссия приступила к осуществлению программы, направленной на расширение облесения сельскохозяйственных угодий[102]. Цель программы заключалась в сокращении расходов на сельскохозяйственные субсидии. Землевладельцы, желавшие превратить сельскохозяйственные земли в леса или лесополосы, получали субсидии на облесение, которые были призваны покрыть затраты на содержание участков в течение первых критически важных лет, а также в выплате лесной компенсации, возмещающей утраченную прибыль от отсутствия реализации сельскохозяйственной продукции (Dohrenbusch & Bolte 2007). За первые десять лет после начала осуществления программы в Европейском сообществе было облесено около миллиона гектаров земли, в основном в Испании, Португалии и Ирландии. Странам, осуществляющим данную программу, была предоставлена определенная, хотя и довольно ограниченная, степень гибкости в том, что касается выбора древесных пород (включая неместные породы), размера разрешенных субсидий и компенсаций[103] (Dohrenbusch & Bolte 2007; Lefebvre et al. 2012).

В Лесной стратегии ЕС[104], впервые принятой в 1998 году, в качестве общих принципов указываются устойчивое управление лесами и их многоцелевое использование. В соответствии с принципом субсидиарности, означающим, что каждое административное решение всегда должно приниматься на наиболее подходящем уровне с учетом конкретных местных условий, данная Стратегия призвана создать согласованные рамки действий в отношении лесов на уровне ЕС. Кроме того, она направлена на укрепление связей и координации между различными областями политики, а также на обеспечение согласованности с политическими стратегиями государств-членов в области лесоводства (European Commission 2003).

Также стоит отметить Директиву Совета № 1999/105/ЕС от 22 декабря 1999 года о реализации лесовосстановительного материала[105].

---

101 http://ec.europa.eu/environment/forests/fpolicies.htm

102 Council Regulation No 2080/1992 of 30 June 1992(OJ L215, 30.7.1992). См. также the Reg.No. 2078/1992.

103 В Ирландии, например, субсидии на облесение составляли от 2 000 евро до 5 000 евро за гектар, в зависимости от состава пород. Так, за плантации хвойных пород, таких как ель ситхинская (*Picea sitchensis*) или сосна скрученная (*Pinus contorta*), где произрастало примерно 2 500 растений на гектар, предоставлялись субсидии в размере около 2 000 евро и дополнительно 700 евро на содержание. В случае широколиственных пород, таких как дуб обыкновенный (*Quercus robur*) или бук европейский (*Fagus sylvatica*), субсидии на лесовосстановление составляли более 5 000 евро и компенсации на содержание — 1 600 евро. Для фермеров выплаты «лесной компенсации» назначались сроком до 20 лет максимум, в случае лиц, не являющихся фермерами, этот срок уменьшался до 15 лет (Dohrenbusch & Bolte 2007).

104 Council Resolution of 15 December 1998 on a forestry strategy for the European Union. (OJ C56, 26.2.1999).

105 [Official Journal L 011, 15/01/2000, P. 0017–0040]. В данном документе содержатся определения, которые, хотя и относятся исключительно к целям Директивы, несколько отличаются от общепринятых определений чужеродных и местных видов (см. статью 2). «[…] (d) Аборигенный и местный означает одно из следующих: (i) Аборигенный древостой или семенной материал: аборигенный древостой или семенной материал — это такой древостой или семенной материал, который, как правило, непрерывно восстанавливается естественным путем. Древостой или семенной материал может восстанавливаться искусственно с помощью лесовосстановительного материала, полученного из того же древостоя или семенного материала, или же из аборигенных древостоев или семенного материала, находящихся в непосредственной близости; (ii) Местный древостой или семенной материал: местный древостой или семенной материал — это аборигенный древостой или семенной материал, или же древостой или семенной материал, выращенный искусственно из семян, источник которых находится в том же районе происхождения. (e) Источник: применительно к аборигенному древостою или семенному материалу источником является место произрастания деревьев. Применительно к неаборигенному древостою или семенному материалу источником является место, откуда семена или растения были первоначально занесены. Источник древостоя или семенного материала может быть неизвестен. (f) Происхождение: место произрастания любого древостоя. (g) Район происхождения: применительно к

В 2006 году ЕС подкрепил свою поддержку устойчивому управлению лесами и многоцелевому использованию лесов посредством принятия Лесного плана действий ЕС[106]. План заложил основу для ведения лесоводства и использовался для координации инициатив ЕС с лесной политикой государств-членов. Было сформулировано 18 ключевых действий, которые надлежало реализовать совместно с государствами-членами в течение 2007–2011 годов.

В 2014 году ЕС принял пересмотренную Лесную стратегию[107], которая отвечает на новые вызовы, связанные с лесами и лесными хозяйствами. В данной Стратегии и в сопроводительной документации к ней подчеркивается, что лесам в Европе угрожают биотические и абиотические агенты, такие как насекомые и другие вредители, болезни, пастбищные и инвазивные чужеродные виды, бури, лесные пожары, засухи, наводнения и лавины. Важно отметить, что в данной Стратегии лесная промышленность не указывается в качестве потенциального пути и фактора интродукции и распространения новых инвазивных чужеродных видов. В 2014 году Совет принял заключение, в котором приветствовалась новая Лесная стратегия ЕС, подчеркивалась необходимость с помощью мер в области предотвращения повысить потенциал лесов в области их адаптации и устойчивости к изменению климата, снизить риски и смягчить последствия лесных пожаров, массового появления вредных организмов и болезней, инвазивных чужеродных видов и других нарушений.

Политика в области развития сельских районов является частью общей сельскохозяйственной политики ЕС, которая в последние годы служила основным инструментом, направленным на осуществление мер в области лесного хозяйства. Финансовая поддержка усилий, принимаемых ЕС в области лесного хозяйства, без учета прямого финансирования со стороны государств-членов, составила 4 800 млн евро за 2000–2006 годы (что составляет почти 10 % бюджета, выделенного на развитие сельских районов, источник: ЕС 2011, Евростат).

Леса высокой природоохранной ценности (ЛВПЦ) можно определить как естественные и полуестественные леса Европы, система управления которыми (прошлая или настоящая) направлена на поддержание высокого разнообразия местных видов и мест обитания и/или присутствие видов, имеющих природоохранное значение на европейском, и/или национальном, и/или региональном уровне (European Commission 2013). Ведение и развитие сельскохозяйственных и лесохозяйственных систем, имеющих высокую природоохранную ценность, является стратегической целью Европейской политики развития сельских районов. При этом специальный орган управления уполномочен контролировать и оценивать эффективность мер в данной области. Для целей оценки Европейская комиссия установила три показателя в отношении сельскохозяйственных и лесохозяйственных территорий, имеющих высокую природоохранную ценность, в контексте Общей системы мониторинга и оценки (CMEF) развития сельских районов на период с 2007 по 2013 годы (см. Регламент ЕС № 1974/2006): базовый показатель 18, показатель результата 6 и показатель воздействия 5. Их применение представляется трудной задачей, в основном из-за сложности измеряемой концепции (Pignatti et al. 2012).

видам или подвидам районом происхождения является территория или совокупность территорий, характеризующаяся в достаточной степени единообразными экологическими условиями, в которых обнаружены древостои или семенной материал, демонстрирующие схожие фенотипические или генетические характеристики, с учетом пределов высотного перемещения в соответствующих случаях […]».

[106] В Плане действий прямо не упоминается риск, связанный с инвазивными чужеродными видами. Тем не менее, ключевое действие 7 гласит: «Способствовать достижению пересмотренных целей Сообщества в области биоразнообразия на 2010 год и последующие годы». Данный пункт может рассматриваться как приверженность принципам, направленным на борьбу с инвазивными чужеродными видами, которые присутствуют в упоминаемом документе, т.е. в Сообщении Комиссии от 22 мая 2006 года «Прекращение утраты биоразнообразия к 2010 году и в последующие годы: поддержание экосистемных услуг в интересах благосостояния человека» [COM(2006) 216 final, не опубликовано в Официальном журнале].

[107] Brussels, 20.9.2013, COM(2013) 659 final, http://ec.europa.eu/agriculture/forest/strategy/index_en.htm.

4.5.6 Политика Европейского союза в области энергетики

Биоэнергетика рассматривается в качестве одного из главных способов снижения выбросов парниковых газов и замены ископаемого топлива (см., например, Faaij 2006). Таким образом, широкое производство возобновляемого тепла, электроэнергии и транспортного топлива из биомассы является важным элементом многих планов, имеющих отношение к смягчению последствий изменения климата и энергоснабжению, а также одним из стратегически важных путей увеличения глобального потребления возобновляемых источников энергии (Slade et al. 2014). Вместе с тем, из-за возможных конфликтов за ресурсы, в особенности за землю, воду, сохранение биоразнообразия, плодородие почвы (Slade et al. 2014; Somerville et al. 2010) и сохранение леса, на практике не удается добиться ускоренного осуществления намеченных целей (Biello 2011). Это ставит вопрос, во всех ли случаях и обстоятельствах оправдана политика продвижения биоэнергетики (Slade et al. 2014; Searle & Malins 2014) и может ли она стать дополнительным путем интродукции новых чужеродных видов.

На международном уровне и на уровне ЕС ведется осуществление нескольких инициатив, направленных на более устойчивое управление лесами, в том числе с точки зрения биоэнергии, получаемой из лесов и лесопосадок. Можно привести в пример различные международные процессы в области устойчивого управления лесами на основе критериев и индикаторов, сокращение выбросов в результате обезлесения и деградации лесов (REDD+) или обеспечение выполнения норм в области лесных хозяйств, управления и торговли лесами (FLEGT). Что касается европейского уровня, была пересмотрена Лесная стратегия ЕС (COM/2013/0659 «Лесная стратегия ЕС в отношении лесов и лесных хозяйств»); в настоящее время также ведется подготовка юридически обязательного соглашения по лесам. В дополнение к указанным общим положениям, касающимся лесов и лесного хозяйства, было подготовлено несколько специальных инициатив в области лесной биоэнергетики с целью обеспечения общей экологической устойчивости (Fritsche et al. 2014; Repo et al. 2015)[108].

Выражение благодарности

Авторы выражают благодарность всем коллегам и экспертам, предоставившим полезную информацию об инвазивных чужеродных древесных породах, национальных черных списках, вопросах управления лесами и сведения для других разделов настоящего Кодекса управления, в частности, Паулине Анастасиу, Траусти Балдурссону, Линде Берглунд, Урсуле Бережной-Базиль, Этьену Бранкарту, Саре Брюнель, Виму Бюйсу, Игнацио Камарде, Томасу Кампаньяро, Пауло Кармо, Марии Ампаро Каррильо-Гавилан, Альберто Дель Лунго, Пьеру Эре, Рене Эшену, Францу Эсслу, Астре Гаркайе, Квентину Груму, Ричарду Хоу, Мелани Йозефссон, Марион Карманн, Вальтеру Коллерту, Франку Крумму, Сандрин Льежуа, Мерике Линнамаги, Кристине Магуас, Элизабет Маршант, Хелии Маршант, Марьям Мироновой, Андрею Орлинскому, Херардо Санчесу Пенья, Еве Писарчук, Петеру Робернцу, Хелен Рой, Хоакиму Санде Сильве, Лизе Шембри, Томмазо Ситциа, Войцеху Соларцу, Ойстейну Сторкерсену, Робу Таннеру, Теодоре Тричковой, Маргариде Томе, Мауритсу Вандегеухте, Люси Витковой, Владимиру Владимирову, Джан-Рето Вальтеру и Павлу Васовичу.

Дэвид М. Ричардсон выражает признательность за финансирование, предоставленное Центром передового опыта в области биологических инвазий Южной Африки (Centre of Excellence for Invasion Biology, DST-NRF) и Национальным научно-исследовательским фондом Южной Африки (грант 85417).

---

[108] См. также проект BASIS, посвященный созданию информационной системы в области доступности и устойчивости биомассы, URL: http://www.basisbioenergy.eu/fileadmin/BASIS/D4.1.Sustainability_Criteria_for_Bioenergy.pdf.

5. Список литературы

Дженовези П., Шайн К. (2004) Европейская стратегия по инвазивным чужеродным видам. Конвенция об охране дикой фауны и флоры и природных сред обитания в Европе (Бернская конвенция). Природа и окружающая среда, № 137, Изд. Совета Европы, Страсбург, 55 стр.

Нотов А.А, Виноградова Ю.К, Майоров С.Р. (2011) О проблеме разработки и ведения региональных черных книг. Российский журнал биологических инвазий 2(1): стр. 35-45.

ФАО (2010) Глобальная оценка лесных ресурсов 2010 года. Основной отчет. Документ ФАО по лесному хозяйству 163. Продовольственная и сельскохозяйственная организация ООН, Рим, Италия, 340 стр. [URL: https://www.fao.org/3/i1757r/i1757r.pdf].

ФАО (2011) Руководство по применению фитосанитарных стандартов в лесном хозяйстве. Документ ФАО по лесному хозяйству 164, Продовольственная и сельскохозяйственная Организация Объединенных Наций, Рим, Италия, 101 стр.

ФАО (2015a) Глобальная оценка лесных ресурсов 2015 года. Настольное руководство. Продовольственная и сельскохозяйственная организация ООН, Рим, Италия, 244 стр.

ФАО (2015b) Глобальная оценка лесных ресурсов 2015 года. Как меняются леса мира? Продовольственная и сельскохозяйственная организация ООН, Рим, Италия, 47 стр.

ЮНСЕД (1992a) Повестка дня на XXI век. Глава 11: борьба с обезлесением, Рио-де-Жанейро.

ЮНСЕД (1992b) Принципы лесоводства, Рио-де-Жанейро, 3–14 июня, URL: https://www.un.org/ru/documents/decl_conv/conventions/forest.shtml.

ЮНСЕД (1992c) Не имеющее обязательной силы заявление с изложением принципов для глобального консенсуса в отношении рационального использования, сохранения и устойчивого развития всех видов лесов (Лесные принципы), URL: https://www.un.org/ru/documents/decl_conv/conventions/forest.shtml.

Aarrestad P.A., Myking T., Stabbetorp O.E., Tollefsrud M.M. (2014) Foreign Norway spruce (*Picea abies*) provenances in Norway and effects on biodiversity. NINA Report 1075, 39 pp.

Adriaens T., Sutton-Croft M., Owen K., Brosens D., van Valkenburg J., Kilbey D., Groom Q., Ehmig C., Thürkow F., Van Hende P., Schneider K. (2015) Trying to engage the crowd in recording invasive alien species in Europe: experiences from two smartphone applications in northwest Europe. Management of Biological Invasions 6(2): 215–225.

Aitken S.N., Bemmels J.B. (2016) Time to get moving: assisted gene flow of forest trees. Evolutionary Applications, 9: 271–290.

Aitken S.N., Yeaman S., Holliday J.A., Wang T., Curtis-McLane S. (2008) Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. Evolutionary Applications 1: 95–111.

Águas A., Ferreira A., Maia P. et al. (2014) Natural establishment of *Eucalyptus globulus* Labill. in burnt stands in Portugal. For Ecol Manage 323: 47–56.

Aguilar S., Condit R. (2001) Use of native tree species by an Hispanic community in Panama. Economic Botany 55: 223–235.

Aguilera J., Nielsen K.M., Sweet J. (2013) Risk assessment of GM trees in the EU: current regulatory framework and guidance. iForest 6: 127–131.

Allen J. (1998) Mangroves as alien species: the case of Hawaii. Global Ecology & Biogeography Letters 7: 61–71.

Alston K.P., Richardson D.M. (2006) The roles of habitat features, disturbance, and distance from putative source populations in structuring alien plant invasions at the urban/wildland interface on the Cape Peninsula, South Africa. Biological Conservation 132: 183–198.

Anastasiu P., Negrean G. (2005) Invasive and potential invasive alien plants in Romania (Black List). In: Bioplatform – Romanian National Platform for Biodiversity. Inter-Institutional Protocul for Biodiversity Research Development (ed. Mihăilescu Simona). Bucureşti: Edit. Academiei Române, pp. 107–114.

Andersson B., Engelmark O., Rosvall O., Sjoèberg K. (1999) Miljoèkonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbruk med contortatall i Sverige. Skog Forsk Redogoèrelse 1, 50 pp.

Andreu J., Vilà M., Hulme P.E. (2009) An assessment of stakeholder perceptions and management of noxious alien plants in Spain. Environmental Management 43: 1244–1255.

Arévalo J.R., Fernández-Palacios J.M. (2005) Gradient analysis of exotic *Pinus radiata* plantations and potential restoration of natural vegetation in Tenerife, Canary Islands (Spain). Acta Oecologica 27(1): 1–8.

Arevalo J.R., Delgado J.D., Fernandez-Palacios J.M. (2011) Regeneration of potential laurel forest under a native canopy and an exotic canopy, Tenerife (Canary Islands). Forest Systems 20(2): 255–265.

Auld G., Gulbrandsen L.H., McDermott C.L. (2008) Certification. Annual Review of Environment and Resources 33: 187–211.

Backlund I., Bergsten U. (2012) Biomass production of dense direct-seeded Lodgepole Pine (*Pinus contorta*) at Short Rotation Periods. Silva Fennica 46: 609–623.

Baycheva-Mergera T., Wolfslehner B. (2016) Evaluating the implementation of the Pan-European Criteria and indicators for sustainable forest management – A SWOT analysis. Ecological Indicators 60: 1192–1199.

Bernier P., Schoene D. (2009) Adapting forests and their management to climate change: an overview. Unasylva 60: 3–4.

Bianco P., Ciccarese L., Jacomini C., Pellegrino P. (2014) Impacts of short rotation forestry plantations on environments and landscape in Mediterranean basin. Rapporti 196/14. ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma, 115 pp.

Biello D. (2011) The false promise of biofuels. Scientific American 305: 58–65. Опубликовано онлайн: 19 июля 2011 г. Doi: 10.1038/scientificamerican0811-58.

Blackburn T.M., Pyšek P., Bacher S., Carlton J.T., Duncan R.P., Jarošík V., Wilson J.R.U., Richardson D.M. (2011) A proposed unified framework for biological invasions. Trends in Ecology & Evolution26: 333–339.

Boerjan W. (2005) Biotechnology and the domestication of forest trees. Current Opinion in Biotechnology 16: 159–166.

Bonfils A.-C. (2006) Canada's regulatory approach. In: Williams C.G. (ed.), Landscapes, genomics and transgenic conifers, Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 229–243.

Bonneh O. (2000) Management of planted pine forest in Israel: past, present and future. In: Ne'eman G., Trabaud L. (eds.) Ecology, biogeography and management of *Pinus halepensis* and *P. brutia* forest ecosystems in the Mediterranean Basin. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 377–390.

Boström M. (2003) How state-dependent is a non-state driven rule-making project? The case of forest certification in Sweden. Journal of Environmental Policy and Planning 5(2): 165–180.

Boström M. (2003) How state-dependent is a non-state driven rule-making project? The case of forest certification in Sweden. Journal of Environmental Policy and Planning 5 (2): 165–180.

Boyd I.L., Freer-Smith P.H., Gilligan C.A., Godfray H.C.J. (2013) The Consequence of Tree Pests and Diseases for Ecosystem Services. Science 342: 823–829.

Branco M., Brockerhoff E.G., Castagneyrol B. (2014) Host range expansion of native insects to exotic trees increases with area of introduction and presence of congeneric native trees. Journal of Applied Ecology. Doi: 10.1111/1365-2664.12362.

Branquart E. (ed.) (2014) Alert, black and watch lists of invasive species in Belgium. Harmonia version 1.2, Belgian Forum on Invasive species. Дата обращения: 10 ноября 2014 г. URL: http://ias.biodiversity.be.

Bremer L.L., Farley K.A. (2010) Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. Biodiversity and Conservation19: 3893–3915.

Brockerhoff E.G., Jactel H., Parrotta J.A., Quine C.P., Sayer J. (2008) Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? Biodiversity and Conservation 17: 925–951.

Broncano M.J., Vilà M., Boada M. (2005) Evidence of *Pseudotsuga menziesii* naturalization in montane Mediterranean forests. Forest Ecology and Management 211: 257–263.

Brooks M.L., D'Antonio C.M., Richardson D.M., Grace J.B., Keeley J.E., Di Tomaso J.M., Hobbs R.J., Pellant M., Pyke D. (2004) Effects of invasive alien plants on fire regimes. BioScience 54: 677–688.

Brown N.R., Noss R.F., Diamond D.D., Myers M.N. (2001) Conservation biology and forest certification working together toward ecological sustainability. Journal of Forestry 88: 18–25.

Brown N.D., Curtis T., Adams E.C. (2015) Effects of clear-felling versus gradual removal of conifer trees on the survival of understorey plants during the restoration of ancient woodlands. Forest Ecology and Management 348: 15–22.

Brundu G. (2008) La legislazione italiana in materia di specie vegetali alloctone. In: Galasso G., Chiozzi G., Azuma M., Banfi E. (eds.), Le specie alloctone in Italia: censimenti, invasività e piani di azione. Memorie della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano 36(1): 44.

Brunel S., Petter F., Fernandez-Galiano E., Smith I. (2009) Approach of the European and Mediterranean Plant Protection Organization to the Evaluation and Management of Risks Presented by Invasive Alien Plants. In: Inderjit (ed.), Management of Invasive Weeds, Invading Nature — Springer Series in Invasion Ecology, pp. 319–343.

Brunner A.M., Li J., Di Fazio S.P., Shevchenko O., Montgomery B.E., Mohamed R., Wei H., Ma C., Elias A.A., Van Wormer K., Strauss S.H. (2007) Genetic containment of forest plantations. Tree Genetics & Genomes. Doi: 10.1007/s11295-006-0067-8.

Buddenhagen C.E., Chimera C., Clifford P. (2009) Assessing biofuel crop invasiveness: a case study. PLoS One 4, doi: 10.1371/journal.pone.0005261.

Calviño-Cancela M. (2013) Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for birds. Forest Ecology and Management 310: 692–699.

Calviño-Cancela M., Rubido-Bará M. (2013) Invasive potential of *Eucalyptus globulus*: Seed dispersal, seedling recruitment and survival in habitats surrounding plantations. Forest Ecology and Management 305: 129–137.

Canadell G., Raupach M.R. (2008) Managing Forests for Climate Change Mitigation. Science 320: 1456–1457.

Capdevila-Argüelles L., Zilletti B. (2008) A perspective on climate change and invasive alien species. T-PVS/Inf (2008) 5 rev. 2nd Meeting of the Group of Experts on Biodiversity and Climate Change.

Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Standing Committee, Strasbourg, 16 June 2008, 31 pp.

Caplat P., Hui C., Maxwell B.D., Peltzer D.A. (2014) Cross-scale management strategies for optimal control of trees invading from source plantations. Biological Invasions 16: 677–690.

Carnus J.-M., Parrotta J., Brockerhoff E., Arbez M., Jactel H., Kremer A., Lamb D., O'Hara K., Walters B. (2006) Planted Forests and Biodiversity. Journal of Forestry 104(2): 65–77.

Carrillo-Gavilán M.A., Vilà M. (2010) Little evidence of invasion by alien conifers in Europe. Diversity and Distributions 16: 203–213.

Cashore B., Auld G., Newsom D. (2004) Governing Through Markets — Forest Certification and the Emergence of Non-State Authority. Yale University Press, New Haven.

Castro-Díez P., Valle G., González-Muñoz N., Alonso A. (2014) Can the life-history strategy explain the success of the exotic trees *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* in Iberian floodplain forests? PloS One 9(6), doi: 10.1371/journal.pone.0100254.

Catry F.X., Moreira F., Deus E., Silva J.S., Águas A. (2015) Assessing the extent and the environmental drivers of *Eucalyptus globulus* wildling establishment in Portugal: results from a countrywide survey. Biological Invasions, doi: 10.1007/s10530-015-0943-y.

Cierjacks A., Kowarik I., Joshi J., Hempel S., Ristow M., Lippe M., Weber E. (2013) Biological flora of the British Isles: *Robinia pseudoacacia*. Journal of Ecology 101(6): 1623–1640.

Chimera C.C., Buddenhagen C.E., Clifford P.M. (2010) Biofuels: the risks and dangers of introducing invasive species. Biofuels 1: 785–796.

Christen B., Dalgaard T. (2012) Buffers for biomass production in temperate European agriculture: A review and synthesis on function, ecosystem services and implementation, Biomass and Bioenergy, doi: 10.1016/j.biombioe.2012.09.053.

Ciccarese L., Pellegrino P., Silli V., Zanchi G. (2014) Short rotation forestry and methods for carbon accounting. A case study of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) plantation in central Italy. 200/2014, ISPRA — Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma, 49 pp.

Council of Europe (1977) Liste des plantes rares, menacées et endémiques en Europe. Collection Sauvegarde de la Nature. Strasbourg, France.

Corlett R.T. (2005) Vegetation. In: Gupta A. (ed), The Physical Geography of Southeast Asia. Oxford University Press, Oxford, pp. 105–119.

Courbet F., Lagacherie M., Marty P., Ladier J., Ripert C., Riou-Nivert P., Huard F., Amandier L., Paillassa É. (2012) Le cèdre en France face au changement climatique: bilan et recommandations.

Craven D., Hall J.S., Verjans J.M. (2008) Impacts of herbicide application and mechanical cleanings on growth and mortality of two timber species in *S. spontaneum* grasslands of the Panama Canal watershed. Restoration Ecology, doi:10.1111/j.1526-100x.2008.00408.x

DAISIE. 2009. Handbook of alien species in Europe. Knoxville, TN: Springer.

D'Antonio C., Meyerson L.A. (2002) Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. Restoration Ecology 10: 703–713.

Daehler C.C., Denslow J.S., Ansari S., Kuo H.-C. (2004) A risk assessment system for screening out invasive pest plants from Hawai'i and other Pacific Islands. Conservation Biology 18: 360–368.

Danin A. (2000) The inclusion of adventive plants in the second edition of Flora Palaestina. Willdenowia 30: 305–314.

Dauber J., Jones M.B., Stout J.C. (2010) The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity. GCB Bioenergy 2: 289–309.

Declan L., Collins K., Cross J., Cooke D., McGinnity P. (2014) Native Riparian Woodlands — A Guide to Identification, Design, Establishment and Management. Native Woodland Scheme Information Note No. 4 [URL: http://www.woodlandsofireland.com/sites/default/files/Riparian.pdf].

den Herder M., Burgess P.J., Mosquera-Losada M.R., Herzog F., Hartel T., Upson M., Viholainen I., Rosati A. (2015) Preliminary stratification and quantification of agroforestry in Europe. Milestone Report 1.1 for EU FP7 Research Project: AGFORWARD 613520. (22 April 2015). 57 pp.

Deniz T., Yildirim H.T. (2014) Institutional and political assessment of forest plantations in Turkey. International Forestry Review 16(2): 199–204.

Despain D.G. (2001) Dispersal ecology of lodgepole pine (*Pinus contorta Dougl.*) in its native environment as related to Swedish forestry. Forest Ecology and Management 141: 59–68.

Di Fazio S.P., Leonardi S., Slavov G.T., Garman S.L., Adams W.T., Strauss S.H. (2012) Gene flow and simulation of transgene dispersal from hybrid poplar plantations. New Phytologist 193: 903–915.

Dia A., Duponnois R. (2010) Le projet majeur africain de la Grande Muraille Verte — Concepts et mise en œuvre. IRD, Institut de Recherche pour le Développement, Marseille, France, 439 pp.

Dias F.S., Bugalho M.N., Cerdeira J.O., Martins M.J. (2013) Biodiversity and Conservation 22: 93–112.

Diaz S., Hector A., Wardle D.A. (2009) Biodiversity in forest carbon sequestration initiatives: not just a side benefit, Current Opinion in Environmental Sustainability 1(1): 55–60.

Dickie I.A., Bennett B.M., Burrows L.E., Nuñez M.A., Peltzer D.A., Porté A., Richardson D.M., Rejmánek M., Rundel P.W., van Wilgen B.W. (2014) Conflicting values: ecosystem services and invasive tree management. Biological Invasions 16: 705–719.

Dodet M., Collet C. (2012) When should exotic forest plantation tree species be considered as an invasive threat and how should we treat them? Biological Invasions 14: 1765–1778.

Donaldson J.E., Hui C., Richardson D.M., Wilson J.R.U., Robertson M.P., Webber B.L. (2014) Invasion trajectory of alien trees: the role of introduction pathway and planting history. Global Change Biology 20: 1527–1537.

Dohrenbusch A., Bolte A. (2007) Forest Plantations. In: Kües U. (ed.), Wood Production, Wood Technology, and Biotechnological Impacts, Universitätsverlag Göttingen, Germany, pp. 73–84.

Ducci (2014) Species restoration through dynamic ex situ conservation: *Abies nebrodensis* as a model. In: Bozzano M., Jalonen R., Thomas E., Boshier D., Gallo L., Cavers S., Bordács S., Smith P., Loo J. (eds.), The state of the world's forest genetic resources — Thematic study. Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species, pp. 225–233, FAO, Rome.

Drinan T.J., Graham C.T., O'Halloran J., Harrison S.S.C. (2013) The impact of conifer plantation forestry on the *Chydoridae* (*Cladocera*) communities of peatland lakes. Hydrobiologia 700: 203–219.

Dye P., Caren C. (2004) Water use by black wattle (*Acacia mearnsii*): implications for the link between removal of invading trees and catchment streamflow response. South African Journal of Science 100: 40–44.

Eggleton M., Zegada-Lizarazu W., Ephrath J., Berliner P. (2007) The effect of brackish water irrigation on the above- and below-ground development of pollarded *Acacia saligna* shrubs in an arid environment. Plant Soil 299: 141–152.

Eichhorn M.P., Paris P., Herzog F., Incoll L.D., Liagre F., Mantzanas K., Mayus M., Moreno G., Papanastasis V.P., Pilbeam D.J., Pisanelli A., Dupraz C. (2006). Silvoarable systems in Europe — past, present and future prospects. Agroforestry Systems 67: 29–50.

Elfving B., Norgren O. (1993) Volume yield superiority of lodpole pine compared to Scots pine in Sweden. In: Pinus contorta — from untamed forest to domesticated crop. Department of Genetics and Plant Physiology, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, Report 11, pp 69–80.

Elwes H.J., Henry A.H. (1910) The Trees of Great Britain and Ireland. S.R. Publishers, Wakefield (reprint 1971).

Engelmark O., Sjöbergb K., Andersson B., Rosvall O., Ågrend G.O., Baker W.L., Barklund P., Björkman C., Don G.. Despainf, Elfving B., Ennos R.A., Karlman M., Knecht M.F., Knight D.H., Ledgard N.J., Lindelöw Å., Nilsson C., Peterken G.F., Sörlin S., Sykes M.T. (2001) Ecological effects and management aspects of an exotic tree species: the case of lodgepole pine in Sweden. Forest Ecology and Management 141: 3–13.

EPPO (2009) PP 1/141(3): Weeds in tree and shrub nurseries. EPPO Bulletin 39(3): 246–249.

Essl F. (2005): Verbreitung, Status und Habitatbindung der subspontanen Bestände der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) in Österreich. Phyton 45/1: 117–144.

Essl F., Dullinger S., Rabitsch W., Hulme P.E., Hülber K., Jarošík V., Kleinbauer I., Krausmann F., Kühn I., Nentwig W., Vilà M., Genovesi P., Gherardi F., Desprez-Loustau M.-L., Roques A., Pyšek P. (2011) Socioeconomic legacy yields an invasion debt. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 108(1): 203–207.

Essl F., Nehring S., Klingenstein F., Milasowszky N., Nowack C., Rabitsch W. (2011) Review of risk assessment systems of IAS in Europe and introducing the German-Austrian Black List Information System (GABLIS). Journal for Nature Conservation 19: 339–350.

Etienne M. (2000) Pine agroforestry in the West Mediterranean basin. In: Ne'eman G., Trabaud L. (eds) Ecology, biogeography and management of *Pinus halepensis* and *P. brutia* forest ecosystems in the Mediterranean Basin. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 355–368.

European Commission (2003) Sustainable forestry and the European Union — Initiatives of the European Commission. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 56 pp.

European Commission (2013) Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. A new EU Forest Strategy: for forests and the forest-based sector. Brussels, 20.9.2013.

European Commission (2016) Sustainable forest management. URL: http://ec.europa.eu/growth/sectors/raw-materials/industries/forest-based/sustainable-forest-management/index_en.htm.

European Environment Agency (2008) European forests — ecosystem conditions and sustainable use. EEA Report number 3/2008, EEA, Copenhagen.

Evans J (1980) Prospects for eucalypts as forest trees in Great Britain. Forestry 53(2): 129–43.

Evans J. (2009a) The Multiple Roles of Planted Forests. In: Evans J. (ed) Planted forests: uses, impacts, and sustainability. CAB International and FAO, pp. 61–90.

Evans J. (2009b) Sustainable Silviculture and Management. In: Evans J. (ed.) Planted forests: uses, impacts, and sustainability. CAB International and FAO, pp. 113–140.

Faaij A.P.C. (2006) Bio-energy in Europe: changing technology choices. Energy Policy: 322–342.

FAO (2001) Global Forest Resources Assessment 2000, Main Report, FAO Forestry Paper 140, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 479 pp.

FAO (2006a). Global planted forests thematic study. Results and analysis. Planted Forests and Trees Working Paper No. FP38. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

FAO (2006b) Responsible management of planted forests: voluntary guidelines. Planted Forests and Trees Working Paper 37/E, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 73 pp. [URL: https://www.fao.org/3/bl366e/bl366e.pdf].

FAO (2006c) Fire management: voluntary guidelines. Principles and strategic actions. Fire Management Working Paper 17. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 63 pp. [URL: www.fao.org/forestry/site/35853/en].

FAO (2010a) Fighting sand encroachment — Lessons from Mauritania. FAO Forestry Paper 158, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 74 pp.

FAO (2010b) Planted forests in sustainable forest management. A statement of principles. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 16 pp. [URL: http://www.fao.org/docrep/012/al248e/al248e00.pdf].

FAO (2010c) Forests and genetically modified trees. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 235 pp. [URL: http://www.fao.org/docrep/013/i1699e/i1699e.pdf].

FAO (2012) FRA 2015 Terms and Definitions. Forest Resources Assessment Working Paper 180, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 31 pp. [URL: http://www.fao.org/docrep/017/ap862e/ap862e00.pdf].

FAO (2013) Advancing Agroforestry on the Policy Agenda: A guide for decision-makers, by G. Buttoud, in collaboration with O. Ajayi, G. Detlefsen, F. Place & E. Torquebiau. Agroforestry Working Paper no. 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO, Rome, Italy, 37 pp.

FAO (2014) Great Green Wall for the Sahara and the Sahel initiative — The African Wall. Food and Agriculture Organization of the United Nations, 6 pp. [http://www.fao.org/docrep/016/ap603e/ap603e.pdf].

Faulkner KT, Robertson MP, Rouget M, Wilson JRU (2014) A simple, rapid methodology for developing invasive species watch lists. Biological Conservation 179: 25–32.

Fedorkov A. (2010) Variation in shoot elongation patterns in *Pinus contorta* and *Pinus sylvestris* in north-west Russia. Scandinavian Journal of Forest Research 25(3): 208–212.

Felton A., Boberg J., Björkman C., Widenfalk O. (2103) Identifying and managing the ecological risks of using introduced tree species in Sweden's production forestry. Forest Ecology and Management 307: 165–177.

Finch O.-D., Szumelda A. (2007) Introduction of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii (*Mirb.) Franco) into Western Europe: Epigaeic arthropods in intermediate-aged pure stands in northwestern Germany. Forest Ecology and Management 242: 260–272.

Finnoff D., Shogren J., Leung B., Lodge D. (2007) Take a risk: preferring prevention over control biological invaders. Ecological Economics 62: 216–222.

Fischer A., Vasseur L. (2002) Smallholder perceptions of agroforestry projects in Panama. Agrofor Syst 54: 103–113. Doi:10.1023/A:1015047404867

FITEC (2007) Practice for Plantation Forestry. Best Environmental Practices. New Zealand, 1st Edition, 57 pp.

FOREST EUROPE, UNECE, FAO (2011) State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Forest Europe Liaison Unit Oslo, 337 pp.

FOREST EUROPE (2016) What is Forest Europe? (URL: https://foresteurope.org/).

Forestry Commission (2011) Forests and Climate Change. UK Forestry Standard Guidelines. Forestry Commission, Edinburgh. i–iv + 1–68 pp.

Fossati T., Grassi F., Sala F., Castiglione S. (2003) Molecular analysis of natural populations of *Populus nigra L.* intermingled with cultivated hybrids. Molecular Ecology 12: 2033–2043.

Framstad E. (ed) (2009) Increased biomass harvesting for bioenergy — effects on biodiversity, landscape amenities and cultural heritage values. TemaNord 2009:591, Nordic Council of Ministers, Copenhagen [URL: www.norden.org/publications].

Frankenhuyzen K. von, Beardmore T. (2004) Current status and environmental impact of transgenic trees. Canadian Journal of Forest Research 34: 1163–1180.

Friedman J., Auble G., Shafroth P., Scott M., Merigliano M., Freehling M., Griffin E. (2005) Dominance of non-native riparian trees in western USA. Biological Invasions 7: 747–751.

Fritsche U.R., Iriarte L., de Jong J., Agostini A., Scarlat N. (2014) Extending the EU Renewable Energy Directive sustainability criteria to solid bioenergy from forests. Natural Resources Forum 38: 129–140.

Froude V.A. (2011) Wilding Conifers in New Zealand: Beyond the status report. Report prepared for the Ministry of Agriculture and Forestry. Pacific Eco-Logic, Bay of Islands. 44p.

Gaertner M., Biggs R., Te Beest M., Hui C., Molofsky J., Richardson D.M. (2014) Invasive plants as drivers of regime shifts: Identifying high priority invaders that alter feedback relationships. Diversity and Distributions 20: 733–744.

Gaertner M., Richardson D.M., Privett S.D.J. (2011) Effects of alien plants on ecosystem structure and functioning and implications for restoration: insights from three degraded sites in South African fynbos. Environmental Management 48: 57–69.

García-de-Lomas J., Vilà M. (2015) Lists of harmful alien organisms: Are the national regulations adapted to the global world? Biological Invasions 17 (11): 3081–3091.

Garen E.J., Saltonstall K., Slusser J.L., Mathias S., Ashton M.S., Hall J.S. (2009) An evaluation of farmers' experiences planting native trees in rural Panama: implications for reforestation with native species in agricultural landscapes. Agroforestry Systems. Doi: 10.1007/s10457-009-9203-4.

Gederaas L, Moen T.L., Skjelseth S., Larsen L.-K. (eds.) (2012) Alien species in Norway - with the Norwegian Black List 2012. The Norwegian Biodiversity Information Centre, Norway, 212 pp.

Gellini R., Grossoni P. (1996) Botanica Forestale – I – Gimnosperme. Casa Editrice Antonio Milani, Milano, Italy, 267 pp.

Gill A.M. (1997) Eucalypts and fires: interdependent or independent? In: Williams J.E., Woinarski J.C.Z. (eds.), Eucalypt Ecology: Individuals to Ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 151–167.

Goes E. (1991) A floresta portuguesa, sua importância e descrição das espécies de maior interesse. Edição Portucel, Lisboa, 257 pp.

Gomez-Zamalloa M.G., Caparros A., Ayanz A.S.-Miguel (2011) 15 years of forest certification in the European Union. Are we doing things right? Forest Systems 20: 81–94.

González-García S., Gasol C.M., Moreira M.T., Gabarrell X., Rieradevall i Pons J., Feijoo G. (2011) Environmental assessment of black locust (*Robinia pseudoacacia L.*)-based ethanol as potential transport fuel. The International Journal of Life Cycle Assessment 16: 465–477.

González-Muñoz N., Costa-Tenorio M., Espigares T. (2011) Invasion of alien *Acacia dealbata* on Spanish *Quercus robur* forests: Impact on soils and vegetation. Forest Ecology and Management 269: 214–221.

González-Muñoz N., Castro-Diez P., Parker I.M. (2012) Differences in nitrogen use strategies between native and exotic tree species: predicting impacts on invaded ecosystems. Plant and Soil 363: 319–329.

González-Muñoz N., Linares J.C., Castro-Díez C., Sass-Klaassen U. (2014) Predicting climate change impacts on native and invasive tree species using radial growth and twenty-first century climate scenarios. European Journal of Forest Research. Doi: 10.1007/s10342-014-0823-5.

Goosem M., Harding E.K., Chester G., Tucker N., Harriss C., Oakley K. (2010) Roads in Rainforest: Best Practice Guidelines for Planning, Design and Management. Guidelines prepared for the Queensland Department of Transport and Main Roads and the Australian Government's Marine and Tropical Sciences Research Facility. Published by the Reef and Rainforest Research Centre Limited, Cairns, 64 pp.

Gordon D.R., Tancig K.J., Onderdonk D.A., Gantz C.A. (2011) Assessing the invasive potential of biofuel species proposed for Florida and the United States using the Australian Weed Risk Assessment. Biomass Bioenerg 35: 74–79.

Gordon D.R., Flory S.L., Cooper A.L., Morris S.K. (2012) Assessing the invasion risk of Eucalyptus in the Unites States using the Australian Weed Risk Assessment. International Journal of Forestry Research, doi:10.1155/2012/203768.

Grattapaglia D., Kirst M. (2008) Eucalyptus applied genomics: from gene sequences to breeding tools. New Phytologist 179: 911–929.

Gray L.K., Gylander T., Mbogga M.S., Chen P.-Y., Hamann A. (2011) Assisted migration to address climate change: Recommendations for aspen reforestation in western Canada. Ecological Applications 21: 1591–1603.

Grünewald H., Böhm C., Quinkenstein A., Grundmann P., Eberts J., von Wühlisch G. (2009) *Robinia pseudoacacia L.*: a lesser known tree species for biomass production. BioEnergy Research 2: 123–133.

Gulbrandsen L.H. (2005) The effectiveness of non-state governance schemes: a comparative study of forest certification in Norway and Sweden. International Environmental Agreements 5: 125–149.

Gumiero B., Mant J., Hein T., Elso J., Boz B. (2013) Linking the restoration of rivers and riparian zones/wetlands in Europe: Sharing knowledge through case studies. Ecological Applications 56: 36–50.

Gunnarsson K.S., Eysteinsson T., Curl S.L., Thorfinnsson T. (2005) Iceland. Acta Silv. Lign. Hung. Special Edition: 335–346 [http://aslh.nyme.hu/fileadmin/dokumentumok/fmk/acta_silvatica/cikkek/VolE1-2005/iceland.pdf].

Hadincová V., Köhnleinová I., Marešová J. (2007) Invasive behaviour of white pine (*Pinus strobus*) in sandstone areas in the Czech Republic. In: Härtel H., Cílek V., Herben T., Jackson A., Williams R., editors. Sandstones Landscapes. Praha: Academia. 219–224.

Häggman H., Raybould A., Borem A., Fox T., Handley L., Hertzberg M., Lu M.-Z., Macdonald P., Oguchi T., Pasquali G., Pearson L., Peter G., Quemada H., Séguin A., Tattersall K., Ulian E., Walter C., McLean M. (2013) Genetically engineered trees for plantation forests: key considerations for environmental risk assessment. Plant Biotechnology Journal. Doi: 10.1111/pbi.12100.

Halford M., Heemers L., van Wesemael D., Mathys C., Wallens S., Branquart E., Vanderhoeven S., Monty A., Mahy G. (2014) The voluntary Code of conduct on invasive alien plants in Belgium: results and lessons learned from the AlterIAS LIFE+ project. EPPO Bulletin 44(2): 212–222.

Hamrick J.L. (1990) Isozymes and the analysis of genetic structure in plant populations. Isozymes in Plant Biology (eds D.E. Soltis & P.S. Soltis), pp. 87–105. Chapman & Hall, London, UK.

Haysom K.A., Murphy S.T. (2003) The status of invasiveness of forest tree species outside their natural habitat: a global review and discussion paper. Forest Health and Biosecurity Working Paper FBS/3E. Forestry Department. FAO, Rome (unpublished) [http://www.fao.org/docrep/006/J1583E/J1583E00.HTM].

Hardcastle PD (2006) A review of the impacts of short-rotation forestry. LTS International. Short Rotation Coppice Willow, Best Practice Guidelines (Ireland).

Harwood C.E., Nambiar E.K.S. (2014) Productivity of Acacia and Eucalypt plantations in Southeast Asia. 2. Trends and variations. International Forestry Review 16(2): 249–260.

Hawkins C.L., Bacher S., Essl F., Hulme P.E., Jeschke J.M., Kühn I., Kumschick S., Nentwig W., Pergl J., Pyšek P., Rabitsch W., Richardson D.M., Vilà M., Wilson J.R.U., Genovesi P., Blackburn T.M. (2015) Framework and guidelines for implementing the proposed IUCN Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT). Diversity and Distributions 21: 1360–1363.

Heleno R.H., Ceia R.S., Ramos J.A., Memmott J. (2009) Effects of alien plants on insect abundance and biomass: a food-web approach. Conservation Biology 23: 410–419.

Heller N.E., Zavaleta E.S. (2009) Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. Biological Conservation 142(1): 14–32.

Hemström K., Mahapatra K., Gustavsson L. (2014) Public Perceptions and acceptance of intensive forestry in Sweden. Ambio 43(2): 196–206.

Heritage Council (1999) Policy Paper on Forestry and the National Heritage. The Heritage Council, Kilkenny.

Hermy M., Honnay O., Firbank L., Grashof-Bokdam C., Lawesson J.E. (1999) An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for conservation. Biological Conservation 91: 9–22.

Hermy M., Verheyen K. (2007) Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. Ecological Research 22: 361–371.

Hervías Parejo S., Ceia R.S., Ramos J.A., Sampaio H.L., Heleno R.H. (2014) Tiptoeing between restoration and invasion: seed rain into natural gaps within a highly invaded relic forest in the Azores. European Journal of Forest Research 133: 383–390.

Heywood V.H., Brunel S. (2009) Code of Conduct on Horticulture and Invasive Alien Plants. Nature and Environment No. 155. Strasbourg, Council of Europe Publishing.

Heywood V.H., Brunel S. (2011) Code of Conduct on Horticulture and Invasive Alien Plants. Illustrated version. Nature and Environment No. 162. Strasbourg, Council of Europe Publishing.

Heywood V.H., Sharrock S. (2013) European Code of Conduct for Botanic Gardens on Invasive Alien Species. Council of Europe, Strasbourg, Botanic Gardens Conservation International, Richmond, 61 pp.

Hickie D (1997) Evaluation of Environmental Designations in Ireland. The Heritage Council, Kilkenny.

Higgins S.I., Richardson D.M. (1999) Predicting plant migration rates in a changing world: the role of long-distance dispersal. American Naturalist 153: 464–475.

Hinchee M., Rottmann W., Mullinax L., Zhang C., Chang S., Cunningham M., Pearson L., Nehra N. (2009) Short-rotation woody crops for bioenergy and biofuels applications. In Vitro Cellular & Developmental Biology — Plant 45: 619–629.

Hinchee M., Zhang C., Chang S., Cunningham M., Hammond W., Nehra N. (2011) Biotech Eucalyptus can sustainably address society's need for wood: the example of freeze tolerant Eucalyptus in the southeastern US. BMC Proc 5(Suppl. 7): 124.

Hobbs R.J., Higgs E., Harris J.A. (2009) Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. Trends in Ecology and Evolution 24: 599–605.

Hoenicka H., Fladung M. (2006) Biosafety in *Populus spp.* and other forest trees: from non-native species to taxa derived from traditional breeding and genetic engineering. Trees — Structure and Function 20: 131–144.

Hughes F.M.R. (ed.) (2003) The Flooded Forest: Guidance for policy makers and river managers in Europe on the restoration of floodplain forests. FLOBAR2, Department of Geography, University of Cambridge, UK. 96 pp.

Iverson L.R., Prasad A.M., Matthews S.N., Peters M. (2008) Estimating potential habitat for 134 eastern US tree species under six climate scenarios. Forest Ecology and Management 254: 390–406. Doi: 10.1016/j.foreco.2007.07.023.

Ivors K., Garbelotto M., Vries I.D.E., Ruyter-Spira C., Hekkert B.T.E., Rosenzweig N., Bonants P. (2006) Microsatellite markers identify three lineages of *Phytophthora ramorum* in US nurseries, yet single lineages in US forest and European nursery populations. Molecular Ecology 15: 1493–1505.

Jackson R.B., Jobbágy E.G., Avissar R., Baidya Roy S., Barrett D.J., Cook C.W., Farley K.A., le Maitre D.C., McCarl B.A., Murray B.C. (2005) Trading Water for Carbon with Biological Carbon Sequestration. Science 310: 1944–1947.

Jama B., Zeila A. (2005) Agroforestry in the drylands of eastern Africa: a call to action. ICRAF Working Paper no. 1. Nairobi: World Agroforestry Centre, 29 pp.

James R.R., Di Fazio S.P., Brunner A.M., Strauss S.H. (1998) Environmental effects of genetically engineered woody biomass crops. Biomass & Bioenergy 14: 403–414.

Janse G. Ed. (2008) Best Practices in Forest Communication. Contributions from the Forest Communicators Network. UNECE-FAO Forest Communicators Network, 61 pp.

Jansson S., Douglas C.J. (2007) *Populus*: A Model System for Plant Biology. Annual Review of Plant Biology 58: 435–458.

Jeschke J.M., Bacher S., Blackburn T.M., Dick J.T.A., Essl F., Evans T., Gaertner M., Hulme P.E., Kühn I., Mrugała A., Pergl J., Pyšek P., Rabitsch W, Ricciardi A., Richardson D.M., Sendek A., Vilà M., Winter M., Kumschick S. (2014) Defining the impact of non-native species. Conservation Biology 28: 1188–1194.

Jeschke J.M., Keesing F., Ostfeld R.S. (2013) Novel organisms: comparing invasive species, GMOs, and emerging pathogens. AMBIO 42: 541–548.

Johansson J., Lidestav G. (2011) Can voluntary standards regulate forestry? Assessing the environmental impacts of forest certification in Sweden. Forest Policy and Economics 13: 191–198.

Kaonga L.M. (2010) Fractal analysis of canopy architectures of *Acacia angustissima*, *Gliricidia sepium*, and *Leucaena collinsii* for estimation of aboveground biomass in a short rotation forest in eastern Zambia. Journal of Forestry Research 23(1): 1–12.

Karlman M. (2001) Risks associated with the introduction of *Pinus contorta* in northern Sweden with respect to pathogens. Forest Ecology and Management 141: 97–105.

Karp A., Shield I. (2008) Bioenergy from plants and the sustainable yield challenge. New Phytologist 179: 15–32.

Katsanevakis S., Genovesi P., Gaiji S., Nyegaard Hvid H., Roy H., Nunes A.L., Sánchez Aguado F., Bogucarskis K., Debusscher B., Deriu I., Harrower C., Josefsson M., Lucy F.E., Marchini A., Richards G., Trichkova T., Vanderhoeven S., Zenetos A., Cardoso A.C. (2013) Implementing the European policies for alien species – networking, science, and partnership in a complex environment. Management of Biological Invasions 4: 3–6.

Kawaletz H., Mölder I., Zerbe S., Annighöfer P., Terwei A., Ammer C. (2013) Exotic tree seedlings are much more competitive than natives but show underyielding when growing together. Journal of Plant Ecology: 1–11, doi: 10.1093/jpe/rts044.

Kellezi M., Stafasani M., Kortoci Y. (2012) Evaluation of biomass supply chain from *Robinia pseudoacacia L*. SRF plantations on abandoned lands. Journal of Life Sciences 6: 187–193.

Kim T.N., Matsumura J., Oda K. (2011) Effect of growing site on the fundamental wood properties of natural hybrid clones of Acacia in Vietnam. Journal of Wood Science 57: 87–93.

Kjær E.D., Lobo A., Myking T. (2014) The role of exotic tree species in Nordic forestry. Scandinavian Journal of Forest Research 29(4): 323–332.

Kleinbauer I., Dullinger S., Peterseil J., Essl F. (2010) Climate change might drive the invasive tree *Robinia pseudacacia* into nature reserves and endangered habitats. Biological Conservation 143: 382–390.

Knapic S., Pirralho M., Louzada J.L., Pereira H. (2014) Early assessment of density features for 19 Eucalyptus species using X-ray microdensitometry in a perspective of potential biomass production. Wood Science and Technology 48: 37–49.

Knapic S., Tavares F., Pereira H. (2006) Heartwood and sapwood variation in *Acacia melanoxylon R. Br.* Trees in Portugal. Forestry 79 (4), doi:10.1093/forestry/cpl010.

Korosuo A., Sandström P., Öhman K., Eriksson L.O. (2014) Impacts of different forest management scenarios on forestry and reindeer husbandry. Scandinavian Journal of Forest Research 29 (1): 234–251.

Kraus D., Krumm F. (eds.) (2013) Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. 284 pp.

Kreyling J., Bittner T., Jaeschke A., Jentsch A., Steinbauer M.J., Thiel D., Beierkuhnlein C. (2011) Assisted colonization: A question of focal units and recipient localities. Restoration Ecology 19: 433–440.

Krivánek M., Pyšek P. (2006) Predicting invasions by woody species in a temperate zone: a test of three risk assessment schemes in the Czech Republic (Central Europe) Diversity and Distributions 12: 319–327.

Kuehne C., Nosko P., Horwath T., Bauhus J. (2014) A comparative study of physiological and morphological seedling traits associated with shade tolerance in introduced red oak (Quercus rubra) and native hardwood tree species in southwestern Germany. Tree Physiology 00, 1–10. Doi:10.1093/treephys/tpt124.

Kull C.A., Shackleton C.M., Cunningham P.J., Ducatillon C., Dufour-Dror J.-M., Esler K.J., Friday J.B., Gouveia A.C., Griffin A.R., Marchante E., Midgley S.J., Pauchard A., Rangan H., Richardson D.M., Rinaudo T., Tassin J., Urgenson L.S., von Maltitz G.P., Zenni R.D., Zylstra M.J. (2011) Adoption, use and perception of Australian acacias around the world. Diversity and Distributions 17: 822–836.

Kumschick S., Richardson D.M. (2013) Species-based risk assessments for biological invasions: advances and challenges. Diversity and Distributions 19: 1095–1105.

Kuzovkina Y.A., Weih M., Romero M.A., Charles J., Hurst S., McIvor I., Karp A., Trybush S., Labrecque M., Teodorescu I. et al. (2008) *Salix*: botany and global horticulture. Horticultural Reviews 34: 448–490.

Lamb D., Erskine P., Parrotta J.A. (2005) Restoration of degraded tropical forest landscapes. Science 310:1628-1632. Doi:10.1126/science.1111773.

Lavi A., Perevolotsky A., Kigel J., Noy-Meir I. (2005) Invasion of Pinus halepensis from plantations into adjacent natural habitats. Applied Vegetation Science 8: 85–92.

Ledford H. (2014) Brazil considers transgenic trees. Nature 512: 357.

Lefebvre M., Espinosa M., Gomez y Paloma S. (2012) The influence of the Common Agricultural Policy on agricultural landscapes. Report EUR 25459 EN. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 78 pp.

Le Maitre D.C., Gaertner M., Marchante E., Ens E.-J., Holmes P.M., Pauchard A., O'Farrell P.J., Rogers A.M., Blanchard R., Blignaut J., Richardson D.M. (2011) Impacts of invasive Australian acacias: implications for management and restoration. Diversity and Distributions 17: 1015–1029.

Le Maitre D.C., van Wilgen B.W., Gelderblom C.M., Bailey C., Chapman R.A., Nel J.A. (2002) Invasive alien trees and water resources in South Africa: case studies of the costs and benefits of management. Forest Ecology and Management 160: 143–159.

Le Maitre D.C., Versfeld D.B., Chapman R.A. (2000) The impact of invading alien plants on surface water resources in South Africa: a preliminary assessment. Water S.A. 26, 397–408.

Ledgard N. (2002) The spread of Douglas-fir into native forests. New Zealand Journal of Forestry 47: 36–38.

Leite A., Santos C., Saraiva I., Pinho J.R. (1999) O planeamento florestal e as espécies invasoras. In: 1° Encontro de Invasoras Lenhosas. Gerês 16–18 Nov. Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais, Lisboa, pp. 45–50.

Leslie A.D., Mencuccini M., Perks M. (2012) The potential for *Eucalyptus* as a wood fuel in the UK. Applied Energy 89: 176–182.

Leung B., Roura-Pascual N., Bacher S., Heikkilä J., Brotons L., Burgman M.A., Dehnen-Schmutz K., Essl F., Hulme P.E., Richardson D.M., Sol D., Vilà M. (2012) TEASIng apart alien species risk assessments: a framework for best practices. Ecology Letters 15: 1475–1493.

Levin E. (2005) Growing China's great green wall. ECOS 13: 127. [http://www.ecosmagazine.com/?act=view_file&file_id=EC127p13.pdf]

Li M.S. (2006) Ecological restoration of mineland with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China: a review of research and practice. Science of the Total Environment 357: 38–53.

Liebhold A.M., Brockerhoff E.G., Garrett L.J., Parke J.L., Britton K.O. (2012) Live plant imports: the major pathway for forest insect and pathogen invasions of the US. Frontiers in Ecology and the Environment 10(3): 135–143, doi:10.1890/110198.

Lindenmayer D.B., Hulvey K.B., Hobbs R.J., Colyvan M., Felton A., Possingham H., Steffen W., Wilson K., Youngentob K., Gibbons P. (2012) Avoiding bio-perversity from carbon sequestration solutions. Conservation Letters 5: 28–36.

Liphschitz N., Biger G. (2001) Past distribution of Aleppo pine (*Pinus halepensis*) in the mountains of Israel (Palestine). Holocene 11: 427–436.

Locatelli B., Kanninen M., Brockhaus M. et al. (2008) Facing an uncertain future: how forests and people can adapt to climate change. Forest Perspectives No. 5. CIFOR, Bogor, Indonesia.

Loehr R.C., Haith D.A., Walter M.F., Martin C.S. (1979) Best Management Practices for Agriculture and Silviculture. Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science Publishers Inc. 740 pp.

Lopian R. (2005) The International Plant Protection Convention and invasive alien species. In: IPPC Secretariat. 2005. Identification of risks and management of invasive alien species using the IPPC framework. Proceedings of the workshop on invasive alien species and the International Plant Protection Convention, Braunschweig, Germany, 22–26 September 2003. FAO Rome, Italy, pp 6–16.

Lorentz K.A., Minogue P.J. (2015) Exotic *Eucalyptus* plantations in the southeastern US: risk assessment, management and policy approaches. Biological Invasions 17: 1581–1593.

Lorenzo P., González L., Reigosa M.J. (2010) The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. Annals of Forest Science 67: 101, doi: 10.1051/forest/2009082.

Lorenzo P., Palomera-Pérez A., Reigosa M.J., González L. (2011) Allelopathic interference of invasive *Acacia dealbata* Link on the physiological parameters of native understory species. Plant Ecology 212: 403–412.

Love B., Spaner D. (2005) A survey of small-scale farmers using trees in pastures in Herrera Province, Panama. Journal of Sustainable Forestry 20: 37–65. Doi: 10.1300/J091v20n03_03.

Lowe S., Browne M, Boudjelas S (2000) 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database. Invasive Species Specialist Group, Auckland, New Zealand.

Lugo A.E. (1997) The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. Forestry Ecology and Management 99: 9–19.

Mabey R. (1996) Flora Britannica. Sinclair-Stevenson, London.

McCarthy J., Canziani O., Leary N. et al. (eds) (2001). Climate change 2001: impacts, adaptation, and vulnerability. Contribution of Working Group II to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Macdonald I.A.W., Graber D.M., DeBenedetti S., Groves R.H., Fuentes E.R. (1988) Introduced species in nature reserves in Mediterranean-type climatic regions of the world. Biological Conservation 44: 37–66.

Madsen C.L., Dahl C.M., Thirslund K.B., Grousset F., Johannsen V.K., Ravn H.P. (2014) Pathways for non-native species in Denmark. Department of Geosciences and Natural Resource Management, University of Copenhagen, Frederiksberg. 131 pp. [http://ign.ku.dk/formidling/publikationer/rapporter/filer-2014/pathways-for-non-native-species-in-DK.pdf].

Madsen C.L., Dahl C.M., Thirslund K.B., Grousset F., Johannsen V.K., Ravn H.P. (2014) Pathways for non-native species in Denmark. Department of Geosciences and Natural Resource Management, University of Copenhagen, Frederiksberg. 131 pp.

Malcolm D.C., Mason W.L., Clarke G.C. (2001) The transformation of conifer forests in Britain – regeneration, gap size and silvicultural systems. Forest Ecology and Management 151: 7–23.

Maltoni A., Mariotti B., Tani A. (2012) La gestione della robinia in Toscana. La gestione dei popolamenti, l'impiego in impianti specializzati, il controllo della diffusione. DEISTAF – Dipartimento di Economia, Ingegneria, Scienze e Tecnologie Agrarie e Forestali, Università di Firenze, Centro stampa Giunta Regione Toscana (на итальянском) [http://www.regione.toscana.it/documents/10180/24010/La+gestione+della+robinia+in+Toscana+-+la+gestione+dei+popolamenti,%20l'impiego+in+impianti+specializzati,%20il+controllo+della+diffusione/023b90d8-1a7a-42c5-b200-648767748863?version=1.0].

Mandák B., Hadincová V., Mahelka V., Wildová R. (2013) European invasion of North American *Pinus strobus* at large and fine scales: high genetic diversity and fine-scale genetic clustering over time in the adventive range. PLoS One 8(7): e68514. doi:10.1371/journal.pone.0068514.

Marchante E., Kjøller A., Struwe S., Freitas H. (2008a) Short- and long-term impacts of *Acacia longifolia* invasion on the belowground processes of a Mediterranean coastal dune ecosystem. Applied Soil Ecology 40: 210–217.

Marchante E., Kjøller A., Struwe S., Freitas H. (2008b) Invasive *Acacia longifolia* induce changes in the microbial catabolic diversity of sand dunes. Soil Biology and Biochemistry 40: 2563–2568.

Marchante H. (2001) Invasão dos ecossistemas dunares portugueses por Acacia: uma ameaça para a biodiversidade nativa. Master Thesis. Faculty of Sciences and Technology, University of Coimbra, Coimbra.

Marchante H., Marchante E., Freitas H. (2003) Invasion of the Portuguese dune ecosystems by the exotic species *Acacia longifolia* (Andrews) Willd.: effects at the community level. In: Child L.E., Brock J.H., Brundu G., Prach K., Pyšek P., Wade P.M., Williamson M. (eds), Plant Invasion: Ecological Threats and Management Solutions. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 75–85.

Marchante E., Marchante H., Morais M.C., Freitas H. (2010) Combining methodologies to increase public awareness about invasive plants in Portugal. In: Brunel S., Uludag A., Fernandez-Galiano E., Brundu G. (eds.), 2nd International Workshop on Invasive Plants in Mediterranean Type Regions of the World., At Trabzon, Turkey. 2–6 August 2010, pp. 227–239.

Maringera J., Wohlgemuth T., Neff C., Boris Pezzatti G., Conedera M. (2012) Post-fire spread of alien plant species in a mixed broad-leaved forest of the Insubric region. Flora 207: 19–29.

Marshall W. (1852) Excessive and noxious increase of *Udora canadensis*. Phytologist 4: 705–715.

Marshall W. (1857) The American water-weed *Anacharis alsinastrum*. Phytologist 2: 194–197.

Mascheretti S., Croucher P.J.P., Vettraino A., Prospero S., Garbelotto M. (2008) Reconstruction of the sudden oak death epidemic in California through microsatellite analysis of the pathogen *Phytophthora ramorum*. Molecular Ecology 17: 2755–2768.

Masiero M., Secco L., Pettenella D., Brotto L. (2015) Standards and guidelines for forest plantation management: A global comparative study. Forest Policy and Economics 53: 29–44.

Maslin B.R., Miller J.T., Seigler D.S. (2003) Overview of the generic status of Acacia (*Leguminosae: Mimosoideae*). Australian Systematic Botany 16: 1–18.

Mazzotti F.J., Center T.D., Dray F.A., Thayer D. (2014) Ecological Consequences of invasion by *Melaleuca quinquenervia* in South Florida Wetlands: Paradise Damaged, not Lost. SSWEC123, Wildlife Ecology and Conservation Department, UF/IFAS Extension. Original publication date June 1997. Reviewed June 2014, 5 pp.

McCormick N., Howard G. (2013) Beating back biofuel crop invasions: guidelines on managing the invasion risk of biofuel developments. Renew Energy 49: 263–266.

McGarrigle M., Cleneghan C. (2004) Agriculture and Forestry. In: State of Ireland's Environment 2004. Environmental Protection Agency. EPA, Johnstown Castle Estate, Co. Wexford, pp 130-136.

McKay H. (ed) (2011) Short Rotation Forestry: review of growth and environmental impacts. Forest Research Monograph, 2, Forest Research, Surrey, 212 pp.

McKenney D.W., Pedlar J.H., Rood R.B., Price D. (2011) Revisiting projected shifts in the climate envelopes of North American trees using updated general circulation models. Global Change Biology 17: 2720–2730. Doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02413.x.

McNeely J.A. (ed.) (2001) The Great Reshuffling: Human Dimensions of Invasive Alien Species. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. vi + 242 pp.

Mead D.J. (2013) Sustainable management of *Pinus radiata* plantations. FAO Forestry Paper No. 170. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 246 pp.

Medina-Villar S., Castro-Díez P., Alonso A., Cabra-Rivas I., Parker M.I., Pérez-Corona E. (2015) Do the invasive trees, *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia*, alter litterfall dynamics and soil properties of riparian ecosystems in Central Spain? Plant Soil, doi: 10.1007/s11104-015-2592-4.

Meidinger E. (2011) Forest certification and democracy. European Journal of Forest Research 130: 407–419.

Meirmans P.G., Lamothe M., Gros-Louis M.-C., Khasa D., Périnet P., Bousquet J., Isabel N. (2010) Complex patterns of hybridization between exotic and native North American Poplar species. American Journal of Botany 97(10): 1688–1697.

MEPA (2002) Guidelines on Trees, Shrubs and Plants for Planting and Landscaping in the Maltese Islands. Environmental Management Unit Planning Directorate, 63 pp. [URL: https://www.mta.com.mt/en/file.aspx?f=31927].

Messines J. (1952) Sand-dune fixation and afforestation in Libya. Unasylva 6(2): [http://www.fao.org/docrep/x5363e/x5363e02.htm#sand%20dune%20fixation%20and%20afforestation%20in%20libya].

Messinger J., Güney A., Zimmermann R., Ganser B., Bachmann M., Remmele S., Aas G. (2015) Cedrus libani: A promising tree species for Central European forestry facing climate change? European Journal of Forest Research. Doi: 10.1007/s10342-015-0905-z.

Meyerson L.A., Mooney H.A. (2007) Invasive alien species in an era of globalization. Frontiers in Ecology and the Environment 5: 199–208.

Milad M., Schaich H., Konold W. (2013) How is adaptation to climate change reflected in current practice of forest management and conservation? A case study from Germany. Biodiversity and Conservation 22: 1181–1202.

Moreira F., Ferreira A., Abrantes N., Catry F., Fernandes P., Roxo L., Keizer J., Silva J. (2013) Occurrence of native and exotic invasive trees in burned pine and eucalypt plantations: implications for post-fire forest conversion. Ecological Applications 58: 296–302.

Morissette S. (2012) Is forest certification compatible with fast-growing plantations? Réseau Ligniculture Québec. Information notice, 4 pp. [URL: http://www.poplar.ca/upload/documents/forestcertif_e.pdf].

Morris T.L., Esler K.J., Barger N.N., Jacobs S.M., Cramer M.D. (2011) Ecophysiological traits associated with the competitive ability of invasive Australian acacias. Diversity and Distributions 17: 898–910.

Moss T., Monstadt J. (2008) Restoring floodplains in Europe. Policy context and project experiences. IWA Publishing, London, UK, 355 pp.

Mwangi E., Swallow B. (2005) Invasion of Prosopis juliflora and local livelihoods: Case study from the lake Baringo area of Kenya. ICRAF Working Paper, no. 3. Nairobi: World Agroforestry Centre, 66 pp.

Neary D.G. (2013), Best management practices for forest bioenergy programs. WIREs Energy Environ 2: 614–632. Doi: 10.1002/wene.77.

Neary D.G., Smethurst P.J., Baillie B., Petrone K.C. (2011) Water Quality, Biodiversity and Codes of Practice in Relation to Harvesting Forest Plantations in Streamside Management Zones. CSIRO, 100 pp.

Nocentini S. (2010) Le specie forestali esotiche: la sperimentazione di Aldo Pavari e le prospettive attuali. L'Italia Forestale e Montana / Italian Journal of Forest and Mountain Environments 65 (4): 449–457.

O'Brien E.K., Mazanec R.A., Krauss S.L. (2007) Provenance variation of ecologically important traits of forest trees: implications for restoration. Journal of Applied Ecology 44: 583–593.

Orwig D.A. (2002) Ecosystem to regional impacts of introduced pests and pathogens: historical context, questions and issues. Journal of Biogeography 29: 1471–1474.

Osem Y., Lavi A., Rosenfeld A. (2011) Colonization of *Pinus halepensis* in Mediterranean habitats: consequences of afforestation, grazing and fire. Biological Invasions 13: 485–498.

Pairon M., Petitpierre B., Campbell M., Guisan A., Broennimann O., Baret P.V., Jacquemart A.-L., Besnard G. (2010) Multiple introductions boosted genetic diversity in the invasive range of black cherry (*Prunus serotina; Rosaceae*). Annals of Botany 105(6): 881–890.

Paquette A., Messier C. (2010) The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. Frontiers in Ecology and the Environment 8(1): 27–34.

Parker I.M., Simberloff D., Lonsdale W.M., Goodell K., Wonham M., Kareiva P.M., Williamson M.H., von Holle B., Moyle P.B., Byers J.E., Goldwasser L. (1999) Impact: Toward a Framework for Understanding the Ecological Effects of Invaders. Biological Invasions 1(1): 3–19.

Pasta S., Badalamenti E., La Mantia T. (2012) *Acacia cyclops A. Cunn. ex G. Don (Leguminosae)* in Italy: first cases of naturalization. Anales del Jardín Botánico de Madrid 69(2): 193–200.

Pavari A., De Philippis A. (1941) La sperimentazione di specie forestali esotiche in Italia. Risultati del primo ventennio. Annali della sperimentazione agraria, vol. XXXVIII, Tip. Failli, Roma, Italy, 646 pp.

Payn T., Carnus J.-M., Freer-Smith P., Kimberley M., Kollert W., Liu S., Orazio C., Rodriguez L., Neves Silva L., Wingfield M.J. (2015) Changes in planted forests and future global implications. Forest Ecology and Management 352: 57–67.

Pedlar J.H., McKenney D.W., Aubin I., Beardmore T., Beaulieu J., Iverson L., O'Neill G.A., Winder R.S., Ste-Marie C. (2012) Placing forestry in the assisted migration debate. BioScience 62: 835–842.

Perrings C., Dehnen-Schmutz K., Touza J., Williamson M. (2005) How to manage biological invasions under globalization. Trends in Ecology and Evolution 20(5): 212–215.

Peterken G.F. (1974) A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. Biological Conservation 6: 39–45.

Peterken G.F. (1977) General Management Principles for Nature Consevation in British Woodlands. Forestry 50 (1): 27–48.

Peterken G.F. (1981) Woodland conservation and management. Chapman and Hall, London.

Peterken G.F. (2001) Ecological effects of introduced tree species in Britain. Forest Ecology and Management 141: 31–42.

Peterken G.F., Ausherman D., Buchenau M., Forman R.T.T. (1992) Old-growth Conservation within British Upland Conifer Plantations. Forestry 65 (2): 127–144.

Petitpierre B., Pairon M., Broennimann O., Jacquemart A.L., Guisan A., Besnard G. (2009) Plastid DNA variation in *Prunus serotina var. serotina (Rosaceae)*, a North American tree invading Europe. European Journal of Forest Research 128: 431–436.

Pettersson M., Strömberg C., Carina E., Keskitalo H. (2016) Possibility to implement invasive species control in Swedish forests. Ambio 45(Suppl. 2): S214–S222.

Pheloung P.C., Williams P.A., Halloy S.R. (1999) A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. Journal of Environmental Management 57: 239–251.

Pignatti G., De Natale F., Gasparini P., Mariano A., Trisorio A. (2012) High nature value forest areas: a proposal for Italy based on national forest inventory data. L'Italia Forestale e Montana / Italian Journal of Forest and Mountain Environments 67(3): 281–288.

Premoli A., Quiroga P., Gardner M. (2013) *Araucaria araucana*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. URL: www.iucnredlist.org. Дата загрузки: 21 августа 2014 г.

Pringle P., Willsman P. (2013) Wakatipu Wilding Conifer Control Group & Queenstown Lakes District Council, 33 pp.

Pyšek P., Prach K. (2003) Research into plant invasions in a crossroads region: history and focus. Biological Invasions 5: 337–348.

Pyšek P., Richardson D.M., Rejmánek M., Webster G., Williamson M., Kirschner J. (2004) Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. Taxon 53: 131–143.

Quine C.P., Humphrey J.W. (2010) Plantations of exotic tree species in Britain: irrelevant for biodiversity or novel habitat for native species? Biodiversity and Conservation 19: 1503–1512.

Radtke A., Ambra S., Zerbe S., Tonon G., Fontana V., Ammer C. (2013) Traditional coppice forest management drives the invasion of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* into deciduous forests. Forest Ecology and Management 291: 308–317.

Rascher K.G., Große-Stoltenberg A., Máguas C., Meira-Neto J.A.A., Werner C. (2011) *Acacia longifolia* invasion impacts vegetation structure and regeneration dynamics in open dunes and pine forests. Biological Invasions, doi 10.1007/s10530-011-9949-2.

Rédei K. (2002) Management of black Locust (*Robinia pseudoacacia L.*) stands in Hungary. Journal of Forestry Research 13(4): 260–264.

Rédei K., Csiha I., Keserü Z. (2011a) Balck locust (*Robinia pseudoacacia L.*) short-rotation crops under marginal site conditions. Acta Silvatica & Lignaria Hungarica 7: 125–132.

Rédei K., Csiha I., Keserű Z., Végh A.K., Győri J. (2011b) The Silviculture of Black Locust (*Robinia pseudoacacia L.*) in Hungary: a Review. South-East European Forestry 2(2): 101–107.

Reichard S.H., Hamilton C.W. (1997) Predicting invasions of woody plants introduced into North America. Conservation Biology 11: 193–203.

Rejmánek M., Richardson D.M. (2011) Eucalypts. In: Simberloff D., Rejmánek M. (eds), Encyclopedia of Biological Invasions, Berkeley and Los Angeles: University of California Press, pp. 203–209.

Rejmánek M., Richardson D.M. (2013) Trees and shrubs as invasive alien species — 2013 update of the global database. Diversity and Distributions 19: 1093–1094.

Repo A., Böttcher H., Kindermann G., Liski J. (2015) Sustainability of forest bioenergy in Europe: land-use-related carbon dioxide emissions of forest harvest residues. GCB Bioenergy 7: 877–887.

Ribeiro R.A., Lemos-Filho J.P., Ramos A.C.S., Lovato M.B. (2011) Phylogeography of the endangered rosewood *Dalbergia nigra (Fabaceae)*: insights into the evolutionary history and conservation of the Brazilian Atlantic Forest. Heredity 106: 46–57.

Ricciardi A., Cohen J. (2007) The invasiveness of an introduced species does not predict its impact. Biological Invasions 9: 309–315.

Richardson D.M. (1998a). Forestry trees as invasive aliens. Conservation Biology 12: 18–26.

Richardson D.M. (1998b) Invasive alien trees: the price of forestry. In: Invaders from Planet Earth. World Conservation Double Issue 4/97–1/98, pp. 14–15. IUCN, Gland, Switzerland.

Richardson D.M., Bond W.J. (1991) Determinants of plant distribution: Evidence from pine invasions. American Naturalist 137: 639–668.

Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour Mg., Panetta D., West C.J. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distributions 6: 93–107.

Richardson D.M. (2011) Forestry and Agroforestry. In: Simberloff D and Rejmánek M (Eds), Encyclopedia of Biological Invasions, Berkeley and Los Angeles: University of California Press, pp. 241–248.

Richardson D.M., Binggeli P., Schroth G. (2004) Invasive agroforestry trees: problems and solutions. In: Schroth G, de Fonseca GAB, Harvey CA, Gascon C, Vasconcelos HL, Izac A-MN (eds), Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes, pp. 371–396. Island Press, Washington, D.C.

Richardson D.M., Carruthers J., Hui C., Impson F.A.C., Miller J.T., Robertson M.P., Rouget M., Le Roux J.J., Wilson J.R.U. (2011) Human-mediated introductions of Australian acacias — a global experiment in biogeography. Diversity and Distributions 17: 771–787.

Richardson D.M., Holmes P.M., Esler K.J., Galatowitsch S.M., Stromberg J.C., Kirkman S.P., Pyšek P., Hobbs R.J. (2007) Riparian zones — degradation, alien plant invasions and restoration prospects. Diversity and Distributions 13: 126–139.

Richardson D.M., Hellmann J.J., McLachlan J.S., Sax D.F., Schwartz M.W., Gonzalez P., Brennan E.J., Camacho A., Root T.L., Sala O.E., Schneider S.H., Ashe D.M., Clark J.R., Early R., Etterson J.R., Fielder E.D., Gill J.L., Minteer B.A., Polasky S., Safford H.D., Thompson A.R., Vellend M. (2009) Multidimensional evaluation of managed relocation. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 106: 9721–9724.

Richardson D.M., Hui C., Nuñez M.A., Pauchard A. (2014) Tree invasions: patterns, processes, challenges and opportunities. Biological Invasions 16: 473–481.

Richardson D.M., Le Roux J.J., Wilson J.R.U. (2015) Australian acacias as invasive species: Lessons to be learnt from regions with long planting histories. Southern Forests 77: 31–39.

Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D., West C.J. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distributions 6: 93–107.

Richardson D.M., Rejmánek M. (2004) Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. Diversity and Distributions 10: 321–331.

Richardson D.M., van Wilgen B.W., Nunez M. (2008). Alien conifer invasions in South America — short fuse burning? Biological Invasions 10: 573–577.

Richardson D.M., Rejmánek M. (2011) Trees and shrubs as invasive alien species — a global review. Diversity and Distributions 17: 788–809.

Riepšas E., Straigitė L. (2008) Invasiveness and ecological effects of Red Oak (*Quercus rubra L.*) in Lithuanian forests. Baltic Forestry 14(2): 122–130.

Rodríguez-Loinaz G., Amezaga I., Onaindia M. (2013) Use of native species to improve carbon sequestration and contribute towards solving the environmental problems of the timberlands in Biscay, northern Spain. Journal of Environmental Management 120: 18–26.

Romanyà J., Vallejo V.R. (2004) Productivity of *Pinus radiata* plantations in Spain in response to climate and soil. Forest Ecology and Management 195: 177–189.

Roy et al. 2014 со стр. 9 не излаг. в наст. соч.

Roy H.E., Rabitsch W., Scalera R., Stewart A., Gallardo B., Genovesi P., Essl F., Adriaens T., Bacher S., Booy O., Branquart E., Brunel S., Copp G.H., Dean H., D'hondt B., Josefsson M., Kenis M., Kettunen M., Linnamagi M., Lucy F., Martinou A., Moore N., Nentwig W., Nieto A., Pergl J., Peyton J., Roques A., Schindler S., Schönrogge K., Solarz W., Stebbing P.D., Trichkova T., Vanderhoeven S., van Valkenburg J., Zenetos A. (2017) Developing a framework of minimum standards for the risk assessment of alien species. J Appl Ecol.Ruis BMGS (2001) No forest convention but ten tree treaties. Unasylva 206 – Global Conventions related to forest. An international journal of forestry and forest industries – Vol. 52, 2001/3. FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

Sander I.L. (1990) *Quercus rubra L.* In: Burns R., Honkala B. (eds) Silvics of North America, Vol. 2. Hardwoods. USDA Agricultural Handbook 654, pp. 1401–1414.

Sanz-Elorza M., Dana Sánchez E.D., Sobrino Vespertinas E. (2004) Atlas de plantas alóctonas invasoras en España. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Savill P., Evans J., Auclair D., Falck J. (1997) Plantation Silviculture in Europe. Oxford University Press. Oxford, reprinted 2005, 297 pp.

Schiller G., Grunwald C. (1987) Resin monoterpenes in rangewide provenance trials of *Pinus halepensis* Mill. in Israel. Silvae Genetica 36: 109–114.

Schlyter P., Stjernquist I., Bäckstrand K. (2009) Not seeing the forest for the trees? The environmental effectiveness of forest certification in Sweden. Forest Policy and Economics 11: 375–382.

Schmid M., Pautasso M., Holdenrieder O. (2014) Ecological consequences of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) cultivation in Europe. European Journal of Forest Research 133: 13–29.

Schmithüsen F., Herbst P., Le Master D.C. (eds.) (2000) Forging a New Framework for Sustainable Forestry: Recent Developments in European Forest Law. IUFRO World Series Volume 10. International Union of Forestry Research Organisations, IUFRO Secretariat Vienna; Chair of Forest Policy and Forest Economics, ETH, Zurich, 354 pp.

Schreck Reis C., Marchante H., Freitas H., Marchante E. (2011) Public Perception of Invasive Plant Species: Assessing the impact of workshop activities to promote young students' awareness. International Journal of Science Education 35(4): 690–712.

Searle S., Malins C. (2014) A reassessment of global bioenergy potential in 2050. GCB Bioenergy. Doi: 10.1111/gcbb.12141.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2001a) Assessment and management of alien species that threaten ecosystems, habitats and species. Abstracts of keynote addresses and posters presented at the sixth meeting of the Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice, held in Montreal, Canada, from 12 to 16 March 2001. Montreal, SCBD, 123p. (CBD Technical Paper no. 1).

Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2001b) Review of the efficiency and efficacy of existing legal instruments applicable to invasive alien species. Montreal, SCBD, 42 pp. (CBD Technical Series no. 2).

Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2002) Review of the status and trends of, and major threats to, the forest biological diversity. Montréal, SCBD. CBD Technical Series no. 7, 164 pp.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2009) Sustainable Forest Management, Biodiversity and Livelihoods: A Good Practice Guide. Montreal, 47 + iii pp.

Sedjo R. (2005) Will developing countries be the early adapters of genetically engineered forests? AbBioForum 8: 205–212.

Sein C.C., Mitlöhner R. (2011) Acacia hybrid: ecology and silviculture. CIFOR, Bogor, Indonesia, 13 pp.

Seo K.W., Son Y., Rhoades C.C., Noh N.J., Koo J.W., Kim J.-G. (2008) Seedling Growth and Heavy Metal Accumulation of Candidate Woody Species for Revegetating Korean Mine Spoils. Restoration Ecology 16: 702–712.

Shackleton R.T., Le Maitre D.C., Pasiecznik N.M., Richardson D.M. (2014) *Prosopis*: a global assessment of the biogeography, benefits, impacts and management of one of the world's worst woody invasive plant taxa. AoB Plants 6: plu027. Doi:10.1093/aobpla/plu027.

Shackleton R.T., Le Maitre D.C., Van Wilgen B.W., Richardson D.M. (2015) The impact of invasive alien Prosopis species (mesquite) on native plants in different environments in South Africa. South African Journal of Botany 97: 25–31.

Shine C. (2007) Invasive species in an international context: IPPC, CBD, European Strategy on Invasive Alien Species and other legal instruments. EPPO Bulletin 37: 103–113.

Silva J.S., Marchante H. (2012) Post-fire management of exotic forests. pp. 223–255 in Moreira F., Heras J.de las, Corona P., Arianoutsou M., (eds). Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests. Springer, Dordrecht.

Silvertown J. (2009) A new dawn for citizen science. Trends in Ecology & Evolution 24: 467–471.

Simberloff D. (2006) Risk assessments, black lists, and white lists for introduced species: are predictions good enough to be useful? Agricultural and Resource Economics Review 35: 1–10.

Simberloff D., Nuñez M.A., Ledgard N.J., Pauchard A., Richardson D.M., Sarasola M., Van Wilgen B.W., Zalba S.M., Zenni R.D., Bustamante R., Peña E., Ziller S.R. (2010) Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. Austral Ecology 35: 489–504.

Singh A.N., Zeng D.H., Chen F.S. (2006) Effect of young woody plantations on carbon and nutrient accretion rates in a redeveloping soil on coalmine spoil in a dry tropical environment, India. Land Degradation & Development 17: 13–21.

Siple M.C., Donahue M.J. (2013) Invasive mangrove removal and recovery: Food web effects across a chronosequence. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 448: 128–135.

Sitzia T., Campagnaro T., Dainese M., Cierjacks A. (2012) Plant species diversity in alien black locust stands: a paired comparison with native stands across a North-Mediterranean range expansion. Forest Ecology and Management 285: 85–91.

Sitzia T., Trentanovi G., Marini L., Cattaneo D., Semenzato P. (2013) Assessment of hedge stand types as determinants of woody species richness in rural field margins. iForest-Biogeosciences and Forestry, 6(4): 201–208.

Sitzia T. (2014) A call to silviculturists for a new field of science: The forestry of invasive alien species. The forestry chronicle 90(4): 486–488.

Slade R., Bauen A., Gross R. (2014) Global bioenergy resources. Nature Climate Change. Doi: 10.1038/nclimate2097.

Sladonja B., Sušek M., Guillermic J. (2015) Review on invasive tree of Heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) conflicting values: assessment of its ecosystem services and potential biological threat. Environmental Management 56(4): 1009–1034.

Slavov G.T., Leonardi S., Burczyk J., Adams W.T., Strauss S.H., DiFazio S.P. (2009) Extensive pollen flow in two ecologically contrasting populations of *Populus trichocarpa*. Molecular Ecology 18: 357–373.

SLU (2010) Skogsdata 2010, Sveriges officiella statistik, Umeå, 115 pp. (резюме на шведском и английском языках) [URL: http://pub.epsilon.slu.se/5421/1/Skogsdata2010_webb.pdf].

Smulders M., Beringen R., Volosyanchuk R., Vanden Broeck A., Schoot J., Arens P.F.P., Vosman B. (2008) Natural hybridisation between *Populus nigra* L. and P. x canadensis Moench. Hybrid offspring competes for niches along the Rhine river in the Netherlands. Tree Genetics & Genomes 4: 663–675.

Somerville C., Youngs H., Taylor C., Davis S.C., Long S.P. (2010) Feedstocks for Lignocellulosic Biofuels. Science 329: 790–792. Doi: 10.1126/science.1189268.

Sserwanga A., Harris J.C., Kigozi R., Menon M., Bukirwa H., Gasasira A., Kakeeto S., Kizito F., Quinto E., Rubahika D., Nasr S., Filler S., Kamya M.R., Dorsey G. (2011) Improved malaria case management through the implementation of a health facility-based sentinel site surveillance system in Uganda. PLoS One 6:e16316.

Stanturf J.A., Palik B.J., Dumroese R.K. (2014) Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. Forest Ecology and Management 331: 292–323.

Starfinger U. (1997) Introduction and naturalization of *Prunus serotina* in Central Europe. In: Brock J., Wade M., Pysek P., Green D. (eds.), Plant invasions: studies from North America and Europe. Leiden: Backhuys Publishers; The Netherlands, pp. 161–171.

Starfinger U., Kowarik I. (2003) *Prunus serotina Ehrh. (Rosaceae)*, Späte Traubenkirsch. NeoXora fact sheet.

Starfinger U., Kowarik I., Rode M., & Schepker H. (2003) From desirable ornamental plant to pest to accepted addition to the flora? — the perception of an alien tree species through the centuries. Biological Invasions 5: 323–335.

Starfinger U. (2010) NOBANIS — Invasive Alien Species Fact Sheet — *Prunus serotina* — Взято из: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species. URL: www.nobanis.org [Дата обращения: 30 августа 2015 г.].

Strassburg B.B.N., Kelly A., Balmford A., Davies R.G., Gibbs H.K., Lovett A., Miles L., Orme C.D.L., Price J., Turner R.K., Rodrigues A.S.L. (2010) Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems. Conservation Letters, 3: 98–105.

Strauss S.H., Brunner A.M., Busov V.B., Ma C.P., Meilan R. (2004). Ten lessons from 15 years of transgenic *Populus* research. Forestry 77: 455–465.

Strauss S.H., Tan H., Boerjan W., Sedjo R. (2009) Strangled at birth? Forest biotech and the Convention on Biological Diversity. Nature Biotechnology 27: 519–527.

Stromberg J.C., Lite S.J., Marler R., Paradzick C., Shafroth P.B., Shorrock D., White J.M., White M.S. (2007) Altered stream-flow regimes and invasive plant species: the *Tamarix* case. Global Ecology and Biogeography, 16: 381–393.

Stupak I., Lattimore B., Titus B.D., Tattersall Smith C. (2011) Criteria and indicators for sustainable forest fuel production and harvesting: A review of current standards for sustainable forest management. Biomass and Bioenergy 35: 3287–3308.

Sturgess P., Atkinson D. (1993) The clear-felling of sand-dune plantations: soil and vegetational processes in habitat restoration. Biological Conservation 66: 171–183.

Suzuki N., Olson D.H. (2008) Options for biodiversity conservation in managed forest landscapes of multiple ownerships in Oregon and Washington, USA. Biodiversity and Conservation 17: 1017–1039.

Szitár K., Ónodi G., Somay L., Pándi I., Kucs P., Kröel-Dulay G. (2014) Recovery of inland sand dune grasslands following the removal of alien pine plantation. Biological Conservation 171: 52–60.

Taylor V., Kecse-Nagy K., Osborn T. (2012) Trade in *Dalbergia nigra* and the European Union. Report prepared for the European Commission, 24 pp. [URL: http://ec.europa.eu/environment/cites/pdf/Dalbergia%20Report_FIN%2020%2012%202012.pdf].

Thompson I., Mackey B., McNulty S., Mosseler A. (2009) Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series no. 43, 67 pp.

Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. (2012) Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych, Warsaw, 107 pp.

Todorović S., Božić D., Simonović A., Filipović B., Dragićević M., Giba Z., Grubišić D. (2010) Interaction of fire-related cues in seed germination of the potentially invasive species *Paulownia tomentosa Steud*. Plant Species Biology 25: 193–202.

Trinkaus P. (1998) Short-rotation forestry: discussion of 10 Austrian principles from the viewpoint of preservation of environment and nature. Biomass and Bioenergy 15(1): 109–114.

UNCED (1992) Non-Legally Binding Authoritative Statement of Principles for a Global Consensus on the Management, Conservation and Sustainable Development of all Types of Forests, UN A/CONF.151/26 (Vol. III).

USDA (2012) Non-native invasive species best management practice. Guidance for the US Forest Service Eastern Region. United States Department of Agriculture, Forest Service, August 2012, 282 pp.

Van den Meersschaut D, Lust N (1997) Comparison of mechanical, biological and chemical methods for controlling black cherry (*Prunus serotina*) in Flanders (Belgium). Silva Gandavensis 62: 90–109.

Van Wilgen B.W., Richardson D.M. (2012) Three centuries of managing introduced conifers in South Africa: benefits, impacts, changing perceptions and conflict resolution. Journal of Environmental Management 106: 56–68.

Van Wilgen B.W., Richardson D.M. (2014) Challenges and trade-offs in the management of invasive alien trees. Biological Invasions 16: 721–734.

Van Wyk D.B. (1987) Some effects of afforestation on streamflow in the Western Cape Province, South Africa. Water SA 13: 31–36.

Vanden Broeck A., Villar M., van Bockstaele E., van Slycken J. (2005) Natural hybridization between cultivated poplars and their wild relatives: evidence and consequences for native poplar populations. Annals of Forest Science 62: 601–613.

Vanhellemont M., Verheyen K., Staelens J., Hermy M. (2010) Factors affecting radial growth of the invasive *Prunus serotina* in pine plantations in Flanders. European Journal of Forest Research 129(3): 367–375.

Venette R.C., Kriticos D.J., Magarey R.D., Koch F.H., Baker R.H.A., Worner S.P., Gómez Raboteaux N.N., McKenney D.W., Dobesberger E.J., Yemshanov D., De Barro P.J., Hutchison W.D., Fowler G., Kalaris T.M., Pedlar J. (2010) Pest risk maps for invasive alien species: a roadmap for improvement. BioScience 60(5): 349–362.

Verheyen K., Vanhellemont M., Auge H., Baeten L., Baraloto C., Barsoum N., Bilodeau-Gauthier S., Bruelheide H., Castagneyrol B., Godbold D., Haase J., Hector A., Jactel H., Koricheva J., Loreau M., Mereu S., Messier C., Muys B., Nolet P., Paquette A., Parker J., Perring M., Ponet Q. (2016) Contributions of a global network of tree diversity experiments to sustainable forest plantations. Ambio 45: 29.

Vettraino A.M., Roques A., Yart A., Fan J.-T., Sun H.-H., Vannini A. (2015) Sentinel trees as a tool to forecast invasions of alien plant pathogens. PloS One, doi: 10.1371/journal.pone.0120571.

Visser V., Langdon B., Pauchard A., Richardson D.M. (2014) Unlocking the potential of Google Earth as a tool in invasion science. Biological Invasions 16: 513–534.

Wakie T.T., Evangelista P.H., Jarnevich C.S., Laituri M. (2014) Mapping Current and Potential Distribution of Non-Native *Prosopis juliflora* in the Afar Region of Ethiopia. PLoS One 9(11): e112854. Doi:10.1371/journal.pone.0112854.

Wasowicz P., Przedpelska-Wasowicz E., Kristinsson H. (2013) Alien vascular plants in Iceland: diversity, spatial patterns, temporal trends, and the impact of climate change. Flora 208: 648–673.

Weih M. (ed) (2008) Short rotation forestry (SRF) on agricultural land and its possibilities for sustainable energy supply. TemaNord 2008:543, Nordic Council of Ministers, Copenhagen [URL: www.norden.org/publications].

Werner C., Zumkier U., Beyschlag W., Máguas C. (2010) High competitiveness of a resource demanding invasive acacia under low resource supply. Plant Ecology 206: 83–96.

Westbrooks R. (2003) A National Early Detection and Rapid Response System for Invasive Plants in the United States: Conceptual Design. Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotic Weeds (FICMNEW).

Widrlechner M.P., Thompson J.R., Iles J.K.D., Dixon P.M. (2004) Models for predicting the risk of naturalization of nonnative non-native woody plants in Iowa. Journal of Environmental Horticulture 22: 23–31.

Williams M.R.W., Winn M. (1977) A plantation of monkey puzzle at Monreith, Wigtownshire. Scottish Forestry 31(2): 71–73.

Wilson J.R.U., Caplat P., Dickie I.A., Hui C., Maxwell B.D., Nuńez M.A., Pauchard A., Rejmánek M., Richardson D.M., Robertson M.P., Spear D., Webber B.L., van Wilgen B.W., Zenni R.D. (2014) A standardized set of metrics to assess and monitor tree invasions. Biological Invasions 16: 535–551.

Wilson J.R.U., Dormontt E.E., Prentis P.J., Lowe A.J., Richardson D.M. (2009) Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. Trends in Ecology & Evolution 24: 136–144.

Wingfield M.J., Brockerhoff E.G., Wingfield B.D., Slippers B. (2015) Planted forest health: The need for a global strategy. Science 349 (6250): 832–836.

Wise R.M., van Wilgen B.W., Le Maitre D.C. (2012) Costs, benefits and management options for an invasive alien tree species: The case of mesquite in the Northern Cape, South Africa. Journal of Arid Environments 84: 80–90.

Wishnie M.H., Dent D.H., Mariscal E., Deago J., Cedeno N., Ibarra D., Condit R., Ashton P.M.S. (2007) Initial performance and reforestation potential of 24 tropical tree species planted across a precipitation gradient in the Republic of Panama. Forest Ecology and Management 243: 39–49.

Witt A.B.R. (2010) Biofuels and invasive species from an African perspective — a review. GCB Bioenergy 2: 321–329.

Wolfslehner B., Vacik H., Lexer M.J. (2005) Application of the analytic network process in multi-criteria analysis of sustainable forest management. Forest Ecology and Management 207: 157–170.

Woziwoda B., Kopeć D., Witkowski J. (2014) The negative impact of intentionally introduced *Quercus rubra L.* on a forest community. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 83(1): 39–49.

Wu P.-F., Ma X.-Q., Tigabu M., Huang Y., Zhou L.-L., Cai L., Hou X.-L., Oden P.C. (2014) Comparative growth, dry matter accumulation and photosynthetic rate of seven species of Eucalypt in response to phosphorus supply. Journal of Forestry Research 25(2): 377–383.

Yelenik S.G., Stock W.D., Richardson D.M. (2004) Ecosystem level impacts of invasive *Acacia saligna* in the South African fynbos. Restoration Ecology 12: 44–51.

Yelenik S.G., Stock W.D., Richardson D.M. (2007) Functional group identity does not predict invader impacts: differential effects of nitrogen-fixing exotic plants on ecosystem function. Biological Invasions 9: 117–125.

Zapponi L., Minari E., Longo L., Toni I., Mason F., Campanaro A. (2014) The Habitat-Trees experiment: using exotic tree species as new microhabitats for the native fauna. iForest-Biogeosciences and Forestry, 8: 464–470.

6. Приложения

6.1 Определения – глоссарий

Терминология, встречающаяся в законодательстве и научно-технической литературе в рамках обсуждения чужеродных и инвазивных древесных пород, может представляться сложной и запутанной, поскольку многие понятия используются авторами в разных значениях. Если не указано иное, в настоящем Кодексе применяются определения, закрепленные в документах ФАО, КБР, Бернской конвенции, Регламенте (ЕС) № 1143/2014, Кодексе управления инвазивными чужеродными видами в садоводстве (Heywood & Brunel 2009, 2011) и Европейском кодексе управления инвазивными чужеродными видами в ботанических садах (Heywood & Sharrock 2013).

Биоэнергия (bioenergy)

Биоэнергия[109] означает преобразование биомассы в полезный источник энергии, в том числе тепло, электричество и топливо для транспорта. Биомассу получают из различных видов органической материи: энергетических растений (масличные культуры, сахаросодержащие растения), а также лесных и сельских хозяйств или отходов, связанных с городской средой, включая древесные и бытовые отходы. Биомасса может использоваться для отопления, получения электричества и в качестве топлива для транспорта; и может быть твердой (растения, дерево, солома и другие растения), газообразной (на основе органических отходов, полигонных отходов) или жидкой (из культур, таких как пшеница, рапс, соя или древесно-целлюлозные материалы).

Воздействие (impact)

Описание или количественная оценка того, как инвазивная чужеродная древесная порода влияет на физическую, химическую и биологическую среду. Многие инвазивные чужеродные древесные породы оказывают существенное воздействие на экосистемы, куда они были введены, в том числе они значительным образом влияют на вероятность вымирания местных видов, генетический состав, модели поведения, разнообразие и численность, а также филогенетическое и таксономическое разнообразие, трофические сети, продуктивность экосистем, кругооборот питательных веществ, геоморфологию, гидрологию, структуру места обитания и различные элементы режимов нарушений (Hawkins et al. 2015).

Вредный организм (pest)

В соответствии с Международной конвенцией по карантину и защите растений (МККЗР) «вредный организм» означает «любой вид, расу или биотип растений, животных или патогенных агентов, способный вредить растениям или растительным продуктам». При этом «карантинный вредный организм» означает «вредный организм, имеющий потенциальное экономическое значение для зоны, подверженной опасности, в которой он пока отсутствует или присутствует, но ограниченно распространен и служит объектом официальной борьбы». Как следствие, принимая во внимание то обстоятельство, что экологическую обеспокоенность можно объяснить потенциальным экономическим значением (согласно Дополнению к Международному стандарту по фитосанитарным мерам № 5 «Глоссарий фитосанитарных терминов»), определение карантинного вредного организма, сформулированное МККЗР, во многом воспроизводит определение понятия «инвазивный чужеродный вид», принятого КБР. Различия возникают по причине того, что карантинный вредный организм необязательно должен быть чужеродным и представлять угрозу биоразнообразию; он может оказывать влияние только на сельское хозяйство; инвазивное чужеродное растение может не считаться карантинным вредным организмом, если оно широко распространено (Heywood & Sharrock 2013). См. также Исполнительную директиву Комиссии (ЕС) № 2017/1279 от 14 июля 2017 года, вносящую изменения в Приложения I–V к Директиве Совета

[109] https://energy.ec.europa.eu/topics/renewable-energy/bioenergy_en

№ 2000/29/ЕС о защитных мерах борьбы с интродукцией в Сообщество организмов, вредных для растений или растительной продукции, и против их распространения в Сообществе.

Инвазивная чужеродная древесная порода (invasive alien tree species)

В соответствии с определением КБР и для целей настоящего Кодекса, понятие **«инвазивные чужеродные древесные породы»** обозначает чужеродные древесные породы, интродукция и/или распространение которых представляет угрозу разнообразию и связанным с ним экосистемным услугам или оказывает негативное воздействие на них.

Не все чужеродные древесные породы акклиматизируются. Аналогичным образом, **инвазивные чужеродные древесные породы** представляют собой подмножество акклиматизированных чужеродных древесных пород, так как многие акклиматизированные чужеродные древесные породы не становятся инвазивными, то есть они не представляют угрозу биологическому разнообразию и не наносят ущерб экономике или окружающей среде.

См. также Регламент ЕС № 1143/2014 Европейского совета и парламента от 22 октября 2014 г. о предотвращении и регулировании интродукции и распространения инвазивных чужеродных видов (ст. 3 «Определения»: «инвазивный чужеродный вид» означает чужеродный вид, интродукция или распространение которого, как было установлено, угрожает биоразнообразию и связанным экосистемным услугам или оказывает негативное воздействие на них).

Так, согласно FAO (2012), к **инвазивным древесным породам** относятся древесные растения, не являющиеся местными для конкретной экосистемы, интродукция и распространение которых наносит или может нанести с большой вероятностью социально-культурный, экономический или экологический ущерб или ущерб здоровью человека.

В Глобальной оценке лесных ресурсов за 2015 год (ОЛР), подготовленной ФАО, **«интродуцированная древесная порода»** означает любой таксон (от семейства до подвида), встречающийся за пределами своего естественного ареала обитания (бывшего или настоящего) и возможного ареала распространения, то есть за пределами территории, где вид встречается естественным образом или может встретиться без прямой или косвенной интродукции или вмешательства человека (FAO 2012).

В ОЛР за 2015 год термин «интродуцированный» считается равнозначным понятию «неместный». В настоящем Кодексе термины «интродуцированный», «неместный» и «экзотический» признаются эквивалентом «чужеродного». Кроме того, в ОЛР за 2015 год под **«акклиматизированными древесными породами»** понимаются интродуцированные породы, которые расселяются и размножаются в рамках естественного восстановления, а также хорошо укоренились и акклиматизировались за несколько лет. Такие виды не нуждаются в помощи человека для воспроизводства/поддержания популяции с течением временем (FAO 2012).

Инвазивность древесной породы (tree invasiveness)

Характеристики инвазивных чужеродных древесных пород — особенности их существования и истории, а также способы размножения — определяют их способность к инвазии, то есть к преодолению различных барьеров, встречающихся на пути к инвазии и оказанию негативного воздействия. Уровень инвазивности вида может изменяться со временем, например, из-за изменений в генетическом разнообразии в результате гибридизации, интрогрессии или постоянного появления новых особей уже укоренившегося в регионе вида, принадлежащих к новым и другим (мета)популяциям, и приводить к увеличению генетического разнообразия.

Искоренение (eradication)

Уничтожение всей популяции чужеродного вида в рамках назначенной единицы управления. Период искоренения (то есть срок с момента начала осуществления мероприятий по регулированию) зависит от вида и ситуации. При этом во внимание должны приниматься такие факторы, как

долговечность семенного фонда (применительно к растениям). Успешность искоренения, то есть отсутствие вида на определенной территории, устанавливается в пределах доверительного интервала (например, 1–5 %). Во многих ситуациях искоренение представляется возможным, однако не существует четко задокументированных примеров искоренения чужеродных древесных пород (van Wilgen & Richardson 2014).

Конвенция о биологическом разнообразии (КБР, Convention on Biological Diversity, CBD)

Конвенция о биологическом разнообразии, подписанная 150 главами правительств в ходе Саммита Земли, прошедшего в Рио-де-Жанейро в 1992 году, призвана содействовать устойчивому развитию. В Конвенции, которая задумывалась как практический инструмент для воплощения принципов Повестки дня на XXI век, признается, что биологическое разнообразие касается не только растений, животных, микроорганизмов и экосистем, но и людей и их потребностей в продовольственной безопасности, лекарствах, свежем воздухе, воде, жилье, чистой и благополучной окружающей среде (https://www.cbd.int/convention/).

Лесовозобновление (reforestation)

Лесовозобновление означает восстановление леса посредством посадки саженцев и/или планового сева семян на территории, классифицируемой как лес, например, после пожара, бури или очистительной рубки (ФАО 2010).

Лесоразведение (облесение, afforestation)

Лесоразведение означает процесс закладки леса путем посадки и/или планового сева семян на участке, ранее не относящегося к лесам (ФАО 2010, 2015a, 2015b). Лесовозобновление, в свою очередь, осуществляется на территориях, которые уже классифицировались как лес. Этот процесс не предполагает переход от нелесохозяйственных видов землепользования к лесопользованию.

Оценка лесных ресурсов (ОЛР, Forest Resources Assessment, FRA)

Начиная с 1946 года каждые 5–10 лет ФАО осуществляет оценку состояния лесов во всем мире. В настоящее время Глобальная оценка лесных ресурсов (ОЛР) проводится каждые пять лет и призвана обеспечить последовательный подход к описанию мировых лесов и их изменению (см., например, ОЛР-2010 и ОЛР-2015). Сфера охвата и содержание глобальных оценок со временем изменялись в соответствии с потребностями в информации (ФАО 2015a, 2015b).

Оценка риска (ОР, risk assessment, RA)

Количественная или качественная оценка риска (оценка вероятности наступления события в течение определенного времени и последствий, в случае его наступления). В контексте экологической инвазии оценка риска проводится с целью определения вероятности (преднамеренной или случайной) интродукции, укоренения и распространения чужеродного вида в данном регионе, обсуждения барьеров в континууме акклиматизация-инвазия, а также степени и тяжести экологических, социальных и экономических последствий. Определение данного понятия приводится в статье 5 Соглашения ВТО по применению санитарных и фитосанитарных мер (Соглашение ВТО по СФС). Оценка риска является одним из трех составных элементов анализа рисков (оценка риска, управление риском и информирование о риске).

Первобытный лес (ancient forest)

Первобытный лес означает лес, который непрерывно существовал как минимум с определенной (пороговой) даты, которая устанавливается в зависимости от наличия исторических сведений о типе землепользования и может отличаться в отношении разных исследований и стран (Hermy et al. 1999; Verheyen & Hermy 2007).

Принцип «платит загрязнитель» (Polluter Pays Principle, PPP)

Принцип «платит загрязнитель» был принят Организацией экономического сотрудничества и развития в 1972 году в качестве экономического принципа, направленного на покрытие издержек на мониторинг в области загрязнений. Согласно Рекомендациям ОЭСР 1972 и 1974 годов, принцип «загрязнитель платит» означает, что загрязнитель должен покрывать «издержки на меры по предотвращению и контролю загрязнения», под которыми понимаются «меры, принимаемые государственными органами для обеспечения приемлемого состояния окружающей среды». Данный принцип закреплен в Декларации Рио-де-Жанейро (КБР) и в Директиве № 2004/35/ЕС Европейского парламента и совета от 21 апреля 2004 года об экологической ответственности.

Продолжительность пребывания (residence time)

Время, прошедшее с момента интродукции чужеродного вида в регион. Ввиду того, что момент интродукции, как правило, устанавливают из сведений, задокументированных после этого события, и, с высокой вероятностью, эта дата является неточной, был предложен термин «минимальная продолжительность пребывания». Степень инвазии чужеродных видов, как правило, повышается со временем, поскольку у вида появляется возможность заполнить потенциальные ареалы.

Управление местом обитания, подвергнувшимся инвазии, как «новой экосистемой» (management of invaded habitat as a ‘‘novel ecosystem’’)

Обеспечение непрерывного и устойчивого выполнения ключевых функций и услуг, признавая в ряде случаев, что инвазивные чужеродные виды выполняют полезные функции, особенно когда условия изменяются до такой степени, что возвращение местных видов более не представляется возможным (van Wilgen & Richardson 2014). В ситуациях, когда место обитания подверглось существенным изменениям в результате действия многочисленных факторов, связанных с человеческой деятельностью, в ряде случаев представляется невозможным или нежелательным уничтожение инвазивных чужеродных видов и восстановление местных преобладающих сообществ и функций экосистемы. Так, во многих частях мира физические условия прибрежных экосистем, широко заселенных чужеродными древесными породами, изменились настолько, что местные виды больше не могут укорениться или выжить в них, даже после искоренения инвазивных пород. В таких ситуациях целесообразной прагматичной целью в области управления является регулирование компактности расселения и численности основных чужеродных пород с целью обеспечения желаемых функций и услуг экосистемы (Richardson et al. 2007).

Черный список (black list)

В черный список вносятся чужеродные древесные породы, интродукция которых запрещена или не рекомендуется ввиду их негативного воздействия на окружающую среду или здоровье людей, животных или растений. Подобные перечни являются важным элементом мероприятий по предотвращению преднамеренной интродукции инвазивных чужеродных видов, так как в них ясно устанавливается, какие виды запрещены к импорту. Черные списки используются в ряде стран и представляют собой самый распространенный механизм перечней. Они наиболее полезны с точки зрения предотвращения преднамеренных интродукций до пересечения границы: потенциальный экспортер вправе проверить соответствующие перечни на предмет того, разрешен или запрещен импорт данного вида, или запросить разрешение на импорт в случае отсутствия вида в списке. Такой подход обеспечивает экспортерам высокий уровень прозрачности и предоставляет возможность прогнозирования действий до сбора, упаковки и отправки продукции. Кроме того, перечни могут использоваться в пограничных пунктах сотрудниками, которые осуществляют инспекцию грузов и следят за выполнением карантинных мер, а также для целей досмотра багажа, посылок и грузов.

Эффективность такого подхода напрямую связана с его адаптивностью и гибкостью, особенно в отношении рассмотрения новых запросов и предложений о переносе вида из одного перечня в другой. Существует три вида списков (черный, белый и серый), которые, в одних случаях,

используются по отдельности, а в других — вместе. В настоящее время, как правило, черные списки не ограничиваются этапом, предшествующим импорту.

Чужеродная древесная порода (alien tree species)

Древесная порода, подвид или нижестоящий таксон, интродуцированный за границами своего естественного бывшего или нынешнего распространения; включает любую часть, гаметы, семена, яйцеклетки или ростки таких видов, которые могут выжить и впоследствии воспроизводиться (Прил. к Решению VI/23 Конференции Сторон по КБР, сноска в разделе «Введение»).

В контексте настоящего Кодекса понятия «чужеродная», «неместная», «экзотическая» и «интродуцированная» порода считаются равнозначными. В соответствии с определением КБР термин «чужеродные древесные породы» имеет исключительно биогеографическое значение, относится к породам, подвидам или нижестоящим таксонам, интродуцированным за границами своего естественного бывшего или нынешнего ареала распространения, и включает любую часть, семена или ростки таких видов, которые могут выжить и впоследствии воспроизводиться. Таким образом, в понятии «чужеродные древесные породы» отсутствует негативная оценка вида. Лишь небольшая доля всех чужеродных древесных пород являются или могут стать со временем инвазивными (КС-6, Решение VI/23 «Чужеродные виды, которые угрожают экосистемам, местам обитания или видам»). Важно отметить, что чужеродные древесные породы — это породы, «интродуцированные за пределами своего естественного бывшего или нынешнего распространения» при непосредственном или опосредованном участии деятельности человека. Приведенное определение принимает во внимание Рекомендацию № 142(2009) Постоянного комитета Конвенции об охране дикой фауны и флоры и природных сред обитания в Европе (Бернской конвенции) от 26 ноября 2009 года, касающуюся толкования сформулированного КБР понятия «инвазивный чужеродный вид» с учетом изменения климата: «Договаривающимся Сторонам Конвенции рекомендуется и государствам, имеющим статус наблюдателей, предлагается: 1. для целей осуществления Европейской стратегии по инвазивным чужеродным видам толковать термин “чужеродные виды” как **не включающий местные виды, естественным образом расширяющие свой ареал в результате изменения климата**» (см. раздел 4.6.2 настоящего Кодекса). В этой связи понятие «чужеродные древесные породы», используемое в настоящем Кодексе, не включает явления прошлой массовой миграции популяций лесных пород, пути реколонизации в постледниковый период и аналогичные явления. В настоящем документе основное внимание уделяется чужеродным древесным породам, которые были интродуцированы, непосредственно или опосредованно, при участии деятельности человека за границами естественного бывшего или нынешнего ареала распространения. При этом понятие «бывший» относится к «неофитам» (то есть породам, введенным после 1500 года), в соответствии с контекстом КБР и определением Pyšek et al. (2004). Кроме того, применительно к настоящему Кодексу «чужеродные древесные породы» считаются чужеродными во всех 47 государствах – членах Совета Европы. Согласно данному определению, термин «чужеродные древесные породы» не относится к породам иностранного происхождения, являющимся местными как минимум в одном из 47 государств – членов Совета Европы.

См. также Регламент ЕС № 1143/2014 Европейского Парламента и Совета от 22 октября 2014 г. о предотвращении и регулировании интродукции и распространения инвазивных чужеродных видов (ст. 3 «Определения»: «чужеродный вид» означает любой живой экземпляр вида, подвида или нижестоящего таксона животных, растений, грибов или микроорганизмов, интродуцированный за границами своего естественного ареала; это включает любую часть, гаметы, семена, яйцеклетки или ростки таких видов, которые могут выжить и впоследствии воспроизводиться).

6.2 Чужеродные древесные породы, включенные в перечни стран Европы

Вид	Дания	Бель-гия	Италия	Ирлан-дия	Маль-та	Нор-вегия	Порту-галия	Швейца-рия	Регион ЕОКЗР
Abies alba						Выс. возд.			Инвазивный
Abies balsamea						Низк. возд.			
Abies concolor						Потенц. выс. возд.			
Abies grandis						Потенц. выс. возд.			
Abies koreana						Низк. возд.			
Abies lasiocarpa						Низк. возд.			
Abies mariesii						Неизв.			
Abies procera						Низк. возд.			
Abies sibirica						Потенц. выс. возд.			
Acacia cyanophylla							Прил. I		
Acacia cyclops					Осн. список инв.раст.				
Acacia dealbata				Потенц.			Прил. I	Список регулир.	Инвазивный
Acacia farnesiana							Прил. I-III		
Acacia karroo (= Vachellia karroo)					Осн. список инв.раст.		Прил. I		
Acacia longifolia							Прил. I		
Acacia mearnsii							Прил. I		
Acacia melanoxylon				Потенц.			Прил. I		
Acacia pycnantha							Прил. I		
Acacia retinodes							Прил. I		
Acacia saligna					Осн. список инв.раст.				
Acer campestre						Низк. возд.			
Acer negundo		Белый список B2	Черный список			Низк. возд.			
Acer platanoides				Под вопросом					
Acer pseudoplatanus				Янтар. список		Серьез. возд.			
Aesculus hippocastanum						Потенц. выс. возд.			

Ailanthus altissima		Черный список A2	Черный список	Под вопросом	Осн. список инв.раст.		Прил. I	Черный список	Инвазивный
Casuarina equisetifolia					Осн. список инв.раст.				
Chamaecyparis lawsoniana						Низк. возд.			
Eucalyptus camaldulensis					Осн. список инв.раст.				
Larix decidua						Серьез. возд.			
Paulownia tomentosa			Черный список	Потенц.				Список регулир.	
Picea sitchensis				Под вопросом		Серьез. возд.			
Pinus contorta ssp. contorta var. contorta	Черный список			Под вопросом		Потенц. выс. возд.			
Pinus contorta ssp. contorta var. latifolia	Черный список								
Pinus contorta ssp. murrayana	Черный список								
Pinus mugo ssp. mugo	Черный список					Серьез. возд.			
Pinus mugo ssp. mugo x rotundata	Черный список								
Pinus nigra			Черный список			Низк. возд.			
Populus alba						Низк. возд.			
Prunus laurocerasus		Белый список B1	Черный список					Черный список	
Prunus serotina	Черный список	Черный список A3	Черный список			Выс. возд.		Черный список	Инвазивный
Pseudotsuga menziesii				Под вопросом		Низк. возд.			
Quercus cerris				Под вопросом		Низк. возд.			
Quercus rubra		Белый список B3	Черный список	Под вопросом		Низк. возд.			
Robinia pseudoacacia	Список наблюд.	Белый список B3	Черный список	Под вопросом		Выс. возд.	Прил. I	* Черный список	
Rhus typhina		Белый список B1				Неизв.		Черный список	
Salix viminalis				Под вопросом		Потенц. выс. возд.			
Thuja plicata						Низк. возд.			

Таблица 1: Чужеродные древесные породы, наиболее часто встречающиеся в перечнях разных европейских стран (в различных категориях). В таблице представлены породы, являющиеся чужеродными как «для» Европы, так и «в» Европе или регионе ЕОКЗР. Понятие «чужеродный в» используется применительно к

древесным породам, которые являются местными в одних странах Европы и чужеродными в других (например, *Populus alba*). Названия растений приводятся по оригинальным источникам, без учета синонимов или неправильных названий (например, *Acacia cyanophylla* Lindl. является синонимом *Acacia saligna* (Labill.) H.L.Wendl.; *Pinus contorta* ssp. *murrayana* необходимо обозначать как *Pinus contorta* var. *murrayana*). * см. комментарий ниже в отношении Швейцарии.

В **Дании** неместные виды прямо не упоминаются в Законе о лесах. Однако на основании ряда постановлений, связанных с этим законом, Природоохранное агентство Дании ведет различные перечни разрешенных деревьев и кустарников (Madsen et al. 2014).

В **Бельгии** на специальном веб-сайте, посвященном инвазивным видам (http://ias.biodiversity.be/), представлена информация о черных списках, списках видов, требующих наблюдения и особого регулирования (Branquart 2014).

В **Италии** действуют два региональных черных списка: в Ломбардии (LR № 10 от 31 марта 2008 года; DGR VIII/007736 от 24 июля 2008 года) и Пьемонте (Региональное постановление DB0701 № 448 от 25 мая 2012 года; DGR 46-5100 от 18 декабря 2012 года) (Brundu 2008).

Invasive Species Ireland (Инвазивные виды **Ирландии**) — совместная инициатива Природоохранного агентства Северной Ирландии и Службы национальных парков и дикой природы (http://invasivespeciesireland.com/), направленная на составление списков инвазивных и неинвазивных видов Ирландии и Северной Ирландии на основании модели анализа рисков NAPRA (Non-native species APplication based Risk Analysis).

Управление **Мальты**[110] по вопросам окружающей среды и планирования (MEPA, http://www.mepa.org.mt/) поручило провести два исследования, направленные на составление

---

[110] Согласно части III «Положения о защите деревьев и лесных массивов» 2011 года (Постановление 200 от 2011 года) виды, включенные в Перечень III, считаются наносящими ущерб биологическому разнообразию деревьев или лесных массивов на Мальте или природной среде в целом (пункт 1 положения 8). В него внесены следующие виды: *Acacia cyclops*, *Acacia saligna* [=*Acacia cyanophylla*], *Vachellia karroo* [= *Acacia karroo*], *Ailanthus altissima*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Eucalyptus gomphocephala*, *Leucaena leucocephala* [= *Acacia leucocephala*; *Albizzia lebbek*], *Pittosporum tobira*, *Ricinus communis* и *Schinus terebinthifolius*. В пункте 2 положения 8 запрещается распространение, посев, импорт, экспорт, перевозка, продажа или обмен любого из этих видов. Положение 9 о мерах по улучшению также применяется к видам, включенным в Перечень III Постановления 200 от 2011 года. В дополнение к указанным видам, положение 10 позволяет компетентному органу пресекать перевозку и импорт древесных пород, которые могут поставить под угрозу биологическое разнообразие деревьев или лесных массивов на Мальте, или по иным причинам, указанным в положении. Таким образом, было установлено, что все виды, указанные в положениях, оказывают негативное воздействие на биоразнообразие Мальты. С положениями можно ознакомиться по следующей ссылке: https://legislation.mt/eli/sl/549.64/eng/pdf.

В «Положениях об оценке воздействия на окружающую среду от 2007 года, с изменениями» (Постановление 114 от 2007 года, с поправками, внесенными Постановлениями 425 от 2007 года, 438 от 2011 года и 211 от 2015 года) в Перечне IA также упоминаются лесоразведение (и обезлесение), то есть «Проекты, требующие представления Заключения о воздействии на окружающую среду или Заявления о природоохранных мероприятиях». С указанными документами можно ознакомиться по следующей ссылке: https://legislation.mt/eli/sl/549.46/eng/pdf.

В 2002 году Управление по планированию (ныне MEPA) опубликовало «Руководящие принципы в отношении деревьев, кустарников и растений, используемых на Мальтийских островах в озеленении и ландшафтном дизайне», которые доступны по следующей ссылке: https://www.mepa.org.mt/LpDocumentDetails?syskey=244. Данные руководящие принципы направлены на: (1) содействие экологически безопасному озеленению и безвредному ландшафтному дизайну путем предоставления указаний заинтересованным учреждениям (например, правительственным ведомствам, местным советам и добровольческим организациям), (2) стимулирование применения совместимых с принципами охраны природы методов в проектах по озеленению и благоустройству и предотвращение использования неустойчивой или наносящей вред окружающей среде практики, (3) дальнейшее стимулирование спроса на распространение подходящей местной растительности и поощрение

перечня чужеродных видов растений и животных, встречающихся на Мальтийских островах, и выявление инвазивных видов, в отношении которых требуется осуществление дальнейших мер, таких как искоренение или регулирование их распространения в охраняемых областях.

Информационный центр **Норвегии** по биоразнообразию занимается оценкой экологического воздействия видов, которые не являются местными для Норвегии (чужеродные виды), а также представлением обзоров чужеродных видов, обнаруженных в Норвегии (Gederaas et al. 2012).

В 1999 году в **Португалии** появился закон, касающийся проблемы инвазивных чужеродных видов, а именно был принят указ № 565/99 от 21 декабря 1999 года, который регулирует интродукцию неместных видов. В нем перечисляются интродуцированные чужеродные виды Португалии и указывается, какие из них считаются инвазивными, а также устанавливается запрет на интродукцию новых видов (за некоторыми исключениями). Кроме того, по данному закону запрещается содержать, разводить, выращивать или торговать видами, которые считаются инвазивными или представляют экологический риск (http://invasoras.pt/en/in-portugal/). В отношении *Robinia pseudoacacia*: указом № 205/2003 от 12 сентября в национальное законодательство была включена Директива Совета № 1999/105/ЕС от 22 декабря о реализации лесовосстановительного материала и частично отменен пункт 2 статьи 8 указа № 565/99 от 21 декабря, которым устанавливался запрет на передачу, покупку, продажу, размещение предложения о продаже и перевозку живых экземпляров, а также производство этих видов в целях торговли. При этом *Robinia pseudoacacia* по-прежнему запрещена к использованию в Португалии.

В **Швейцарии** «Постановление об обращении с организмами в окружающей среде (Постановление о выпуске, RO)» является правовой основой для обращения с организмами в окружающей среде (CC 814.911, https://www.admin.ch/opc/en/classified-compilation/20062651/index.html). Инвазивные чужеродные организмы, в соответствии с Приложением 2 к данному постановлению, не подлежат обращению непосредственно в окружающей среде, кроме как в случае принятия мер по борьбе с ними. К другим важным

государственных и частных питомников к удовлетворению такого спроса, а также на (4) предоставление клиентам/застройщикам, архитекторам и консультантам возможности создавать соответствующие планы по озеленению в рамках конкретных проектов развития. В Приложении V к Руководящим принципам 2002 года перечисляются виды, распространение которых является недопустимым в сельской местности. В этот список включены породы, которые являются инвазивными на Мальтийских островах. В 2009 году управление MEPA также опубликовало иллюстрированную брошюру (недоступна в цифровом формате), озаглавленную «Распространенные виды, используемые на Мальтийских островах в ландшафтном дизайне». В данном документе рассматриваются методы безвредного озеленения (посадки растений) и приводятся виды растений, которые распределены по следующим категориям: (a) растения, которые допустимо использовать в озеленении: крупные и небольшие деревья, крупные и небольшие кустарники и вьющиеся растения; (b) деревья, используемые на определенных территориях; (c) чужеродные виды.

В контексте инвазивных чужеродных растений 7 марта 2013 года MEPA одобрило публикацию «Руководящие принципы по управлению неместными инвазивными растениями и восстановлению местных растительных сообществ в наземных средах Мальтийских островов», которая доступна по ссылке: http://www.mepa.org.mt/guidelines-alienplants. Цели данных руководящих принципов заключаются в: (1) содействии планированию и осуществлению программ управления, направленных на противодействие распространению инвазивных растений, встречающихся на важных естественных и полуестественных участках, а также в сельской местности, где желательным представляется искоренение неместных растений; а также (2) содействии разработке и осуществлению охранных мероприятий по перемещению местных растений (таких как реинтродукция или обогащение растений), направленных на восстановление местных растительных сообществ до благоприятного природоохранного статуса или восстановления экологических функций. Кроме того, документ служит руководством при составлении методических указаний по искоренению инвазивных растений и при выполнении требований, необходимых для получения разрешений на освоение участков. В руководящих принципах рассматриваются следующие инвазивные древесные породы (среди прочих растений): *Acacia cyclops, Vachellia karroo, Acacia saligna, Ailanthus altissima, Casuarina equisetifolia, Eucalyptus* spp., *Leucaena leucocephala, Nicotiana glauca, Ricinus communis* и *Schinus terebinthifolius*.

документам относятся Закон об охране окружающей среды (LPAmb, RS 814.01, от 7 октября 1983 года) и Федеральный закон об охране природы и ландшафта (LPN, RS 451, от 1 июля 1966 года). Закон Швейцарии о лесах (ForA, RS 821.0) регулирует деятельность, связанную с лесами и лесными хозяйствами. * В федеральном постановлении о лесовосстановительном материале, используемом в лесоводстве (RS 921.552.1), перечислены и регламентируются древесные породы, в том числе ряд чужеродных пород, использование которых допускается при определенных обстоятельствах в лесохозяйственной деятельности. Федеральное постановление о защите растений (OPV, RS 916.20) регулирует проблему вредных организмов.

Группа экспертов по инвазивным чужеродным растениям Европейской и Средиземноморской организации по защите растений (**ЕОКЗР**) составила перечни инвазивных чужеродных растений (перечень A1/A2 ЕОКЗР; перечень инвазивных чужеродных растений; перечень видов, рекомендуемых для наблюдения; и сигнальный перечень)[111] на основе прозрачных критериев и в рамках процесса определения приоритетов организации в области инвазивных чужеродных растений. ЕОКЗР рекомендует странам, для которых перечисленные в перечнях виды представляют угрозу, рассмотреть возможность принятия мер по предотвращению их интродукции и распространения или по управлению нежелательными популяциями.

Немецко-австрийская информационная система GABLIS, в основе которой лежат «черные списки», была разработана как общий инструмент для оценки рисков, связанных с инвазивными чужеродными видами **Германии и Австрии,** и применяется ко всем группам организмов. Указанные оценки не имеют обязательной юридической силы. На настоящий момент методология была опробована на рыбах, сосудистых растениях (в том числе *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Paulownia tomentosa*, *Pinus nigra*, *P. strobus*, *Populus canadensis*, *Prunus laurocerasus*, *Prunus serotina*, *Pseudotsuga menziesii*, *Quercus rubra*, *Robinia pseudoacacia*), млекопитающих, птицах и макрозообентосе (Essl et al. 2011).

Секретариат по неместным видам уполномочен содействовать выработке скоординированного подхода к инвазивным неместным видам в **Соединенном Королевстве**. Были проведены оценки риска в отношении *Eucalyptus glaucescens* (низкий риск), *E. gunnii* (низкий риск), *E. nitens* (низкий риск) (http://www.nonnativespecies.org/index.cfm?sectionid=51).

В **Польше** запрету подлежит *Ailanthus altissima*. Использование этого вида допускается только с разрешения Главного управления по охране окружающей среды, как указано в законодательстве (Оф. вест. от 2011 года № 210, пункт 1260)[112].

В национальном законодательстве **Словакии** проблема инвазивных чужеродных видов рассматривается, например, в Законе № 543/2002 Св. зак. об охране природы и ландшафта, с изменениями[113]. В соответствии с его положениями запрещается импорт, содержание, выращивание, воспроизводство и торговля инвазивными видами, их частями или получаемой из них продукцией, которые могут привести к спонтанному распространению инвазивных видов. Кроме того, лица, владеющие участками земли или управляющие ими, несут обязанность по уничтожению инвазивных видов на своих участках. Согласно указу Министерства защиты окружающей среды Словацкой Республики № 24/2003[114] (Приложение 2a), данные положения применяются только к

---

111 https://www.eppo.int/INVASIVE_PLANTS/ias_lists.htm

112 Распоряжение министра по вопросам окружающей среды от 9 сентября 2011 года *«О составлении списка чужеродных видов растений и животных, которые в случае выпуска в окружающую среду, могут представлять угрозу для местных видов и мест обитания» (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym* (http://isap.sejm.gov.pl/DetailsServlet?id=WDU20112101260). См. также Tokarska-Guzik et al. (2012); Woziwoda et al. (2014).

113 https://www.slov-lex.sk/pravne-predpisy/SK/ZZ/2002/543/20150101

114 https://www.slov-lex.sk/pravne-predpisy/SK/ZZ/2003/24/20150101

отдельным (наиболее проблемным) инвазивным видам. В перечень включены две древесные породы (*Acer negundo* и *Ailanthus altissima*) и два вида кустарников (*Amorpha fruticosa* и *Lycium barbarum)*. Более подробная информация (на словацком языке) представлена по следующей ссылке: http://www.sopsr.sk/publikacie/invazne/index.php. Кроме того, национальное законодательство Словакии предусматривает некоторые общие положения по регулированию всех «чужеродных видов» (неместных видов, не включенных в перечень инвазивных). Так, согласно пункту 7b вышеупомянутого закона № 543/2002 за пределами застроенных территорий деревень, без разрешения компетентного государственного органа, могут высаживаться только те чужеродные древесные породы, которые перечислены в Приложении 3а вышеупомянутого Указа № 24/2003 Св. зак. и в Приложении 1 закона № 138/2010 Св. зак. о лесовосстановительных материалах[115]. Для посадки других чужеродных древесных пород за пределами застроенных территорий деревень требуется разрешение от компетентного государственного органа. В пределах застроенных территорий такое разрешение не требуется. В законе № 138/2010 Св. зак. также регулируется вопрос лесовосстановления, которое допускается только в отношении видов, перечисленных в Приложении 1 к закону.

В **Испании** закон № 630/2013 от 2 августа регулирует Каталог инвазивных чужеродных видов Испании (Real Decreto 630/2013, “de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras”, http://www.boe.es/boe/dias/2013/08/03/pdfs/BOE-A-2013-8565.pdf). В него включены *Acacia dealbata, Acacia farnesiana, Acacia salicina* и *Ailanthus altissima*.

Законодательство **Швеции** в области лесов позволяет регулировать использование лесовосстановительного материала при закладке новых лесных насаждений, если это оправдано с точки зрения лесоводства. Таким образом, лесовосстановительный материал не может без получения разрешения ввозиться в Швецию из стран, не входящих в ЕС (Petterson et al. 2016). Кроме того, использование «чужеродных» древесных пород в качестве лесовосстановительного материала допускается лишь в исключительных случаях, хотя в некоторых районах страны, как правило, разрешено выращивать *Pinus contorta* (Постановления Лесного агентства Швеции SKSFS 1993:2 и SKSFS 2010:2.).

«Черные» списки инвазивных чужеродных пород (не являются юридически обязательными) были опубликованы во многих других странах, например, в **Румынии** (Anastasiu & Negrean 2005).

Дополнительную и обновленную информацию можно получить в национальных организациях по защите растений (то есть в министерствах сельского хозяйства[116]) или в министерствах окружающей среды конкретных стран.

---

[115] https://www.slov-lex.sk/pravne-predpisy/SK/ZZ/2010/138/20140701

[116] Относится не ко всем странам. Например, Национальная организация по защите растений Нидерландов была создана в 1899 году. В 2012 году НОКЗР была объединена с другими правительственными организациями, в результате было образовано Управление Нидерландов по безопасности продуктов питания и потребительских товаров (NVWA). NVWA является частью Министерства экономики, а его главный офис находится в Утрехте (https://www.nvwa.nl/onderwerpen/english/dossier/national-plant-protection-organization-nppo).