

КЛИМАТИЧЕСКИЕ ПРЕДПОСЫЛКИ К НАТУРАЛИЗАЦИИ *MAGNOLIA SIEBOLDII* S.L. В РОССИИ

© 2022 Богачёв И.Г.*, Творогов С.П., Каменева Л.А.

ФГБУН Ботанический сад-институт ДВО РАН, г. Владивосток, 690024, Россия
ily-bogachev@yandex.ru

Поступила в редакцию 26.04.2021. После доработки 23.01.2022. Принята к публикации 14.02.2022

Изучен инвазионный потенциал *Magnolia sieboldii* К. Koch на территории Ботанического сада-института Дальневосточного отделения Российской академии наук (БСИ ДВО РАН). Организован мониторинг с 2015 г. появления самосева в естественных экосистемах. Проанализированы его возрастная структура и морфометрические показатели. Показана зависимость массового появления сеянцев от фенологических сдвигов, вызванных современными климатическими изменениями. Использован метод моделирования потенциальных местообитаний для описания изменения границ естественного ареала за период от последнего ледникового максимума до будущего в краткосрочной перспективе (2070 г.). Установлена тенденция к его расширению в северо-восточном направлении, и в том числе, потенциал к расселению данного вида по территории российского Дальнего Востока.

Ключевые слова: изменение климата, моделирование экологических ниш, Приморский край.

DOI: 10.35885/1996-1499-15-1-31-40

Введение

Магнолии давно и успешно используются в декоративном садоводстве: в настоящее время насчитывается более 1000 зарегистрированных сортов [Magnolia Society International, 2021]. Несмотря на популярность магнолий, интродуцированных в различных странах, опубликовано незначительное число исследований их натурализации [Bellemare, Deeg, 2015; Kwon, Oh., 2015; Kwon et al., 2019]. Род *Magnolia* L. насчитывает более 220 видов, распространённых в Юго-Восточной Азии, Северной и Южной Америке [Azuma et al., 2001; Xia et al., 2008; Yan et al., 2008; Palmarola et al., 2016].

Осуществляя плановые работы по поддержанию коллекции магнолий Ботанического сада-института Дальневосточного отделения Российской академии наук в городе Владивостоке (БСИ ДВО РАН), в 2015 г. мы обнаружили самосев магнолии Зибольда (*Magnolia sieboldii* К. Koch.) на территории сада, в том числе в естественных экосистемах.

M. sieboldii (подрод *Magnolia*, секция *Rhytidospermum*, подсекция *Oyama*) – многоствольное листопадное дерево или крупный кустарник до 5 м высотой с широкой кроной. Естественный ареал вида носит дизъюнктивный характер и располагается в трёх

областях: на п-ове Корея до горы Пектусан на севере, недалеко от границы с Китаем [Tang et al., 2011; Woody Plants, 2021] и в южной части Японского Архипелага и провинции Аньхой, Гуанси, Сычуань в Китае [Flora of China, 2021].

В пределах естественного ареала, основные местообитания *M. sieboldii* приурочены к лесным сообществам гор и предгорий на высотах от 100 до 2000 м над уровнем моря. Наиболее часто вид встречается в высотном поясе смешанных хвойно-широколиственных лесов, где большие площади приходится на вторичные дубовые леса. В поясе смешанных полувечнозелёных лесов *M. sieboldii*, в условиях более высокой конкуренции, нередко находится в угнетённом состоянии [Kim et al., 2015].

M. sieboldii описана Ф. Зибольдом и Й.Г. Цукарини (Siebold P.F. and Zuccarini J.G.) в 1846 г. В Европу впервые завезена в 1865 г., в России культивируется со второй половины XX в. [Гинкул, 1939; Callaway, 1994; Романов и др., 2005].

Впервые, для создания коллекции в БСИ ДВО РАН, *M. sieboldii* была получена семенами из ботанического сада города Пхеньян (КНДР) в 1972 г. [Петухова, 2003].

В 1980-е г. в БСИ были предприняты попытки интродуцировать три вида магнолии *M. sieboldii* K. Koch., *M. kobus* DC., *M. obovata* Thunb. в сообщества хвойно-широколиственного леса на территории БСИ, для чего были расчищены площадки 10 × 10 м, и высажены саженцы. В результате большинство растений погибло [Петухова, 2003] и в настоящее время остались единичные экземпляры, находящиеся в угнетённом состоянии.

На данный момент взрослые экземпляры в коллекции ежегодно цветут и плодоносят. Ранее нами были проанализированы существенные сдвиги фенологического ритма *M. sieboldii*, связанные с текущими изменениями климата [Каменева и др., 2018]. Обсуждению последствий этого явления посвящено большое число исследований [Семенов и др., 2004, 2006; Парилова и др., 2006; Menzel et al., 2006; Karolewski et al., 2007; Krajmerova et al., 2009; Gaira et al., 2014; Chen et al., 2015].

Выход интродуцированных видов растений за пределы культурного ареала и их спонтанная натурализация – один из признанных факторов воздействия человека на природные сообщества. Внедрение чужеродных растений в естественные экосистемы способствует снижению биоразнообразия, которое, в свою очередь, несёт негативные экологические, социальные и экономические последствия. Данное явление также может служить и одним из индикаторов глобальных климатических изменений [Richardson, Pysek, 2000; Donaldson et al., 2013; Kwon, Oh, 2015; Яценко, Виноградова, 2018]. Изучение видов, потенциально способных к натурализации в нашем регионе, позволит дополнить картину происходящих изменений восточноазиатского биома смешанных хвойно-широколиственных лесов.

Цель работы – прогнозировать возможность дальнейшего распространения чужеродного вида *M. sieboldii* на территории российского Дальнего Востока при помощи моделирования потенциальных местообитаний (Species distribution modeling, SDM).

Материалы и методы исследований

БСИ ДВО РАН расположен в городе Владивостоке, в южной части Приморского края.

Эта территория имеет неоднородный рельеф. В его центральной и восточной части находится горная система Сихотэ-Алинь, переходящая в равнину (Суйфуно-Ханкайская депрессия) на юго-западе. Климат формируется под влиянием холодного арктического воздуха в зимнее время, и тёплого влажного морского воздуха в летний период. Массы воздуха перемещаются зимой из глубин охлаждённого Азиатского материка в сторону океана, а летом с океана на материк. В западных районах климат континентальный, с холодной зимой и жарким летом. В восточных районах зима мягкая, с более высокими температурами, а летний период характеризуется большим количеством осадков и повышенной влажностью [Туркения, 2010]. Топографическая неоднородность определяет на территории края особые климатические условия. Режим выпадения атмосферных осадков в многолетнем, годовом, сезонном и даже месячном диапазонах крайне нестабилен.

Самосев *M. sieboldii* на территории БСИ ДВО РАН впервые отмечен в 2015 г., после чего был организован его мониторинг. В 2020 г. мы проанализировали возраст самосева и определили его морфометрические показатели: высоту и диаметр у основания.

Для построения SDM были использованы методы моделирования распространения видов [Babak, Miguel, 2016]. Для этого из базы данных GBIF [2020] и Chinese virtual herbarium [2020] собраны записи географических координат локалитетов из нативной части ареала – мест произрастания *M. sieboldii* s.l. (*Magnolia sieboldii* subsp. japonica K. Ueda, *Magnolia sieboldii* subsp. sinensis (Rehder & E.H. Wilson) Spongberg) (рис. 1). При построении модели использованы координаты с точностью до 500 м на местности.

Для моделирования климатической ниши были выбраны 6 наиболее информативных и наименее взаимосвязанных показателей из более чем 30 биоклиматических предикторов: тепловой индекс Кира (WKI, Kira's warmth index) – сумма среднемесячных температур больше 5 °С; Холодовой индекс Кира (CKI, Kira's coldness index) – сумма среднемесячных температур меньше 5 °С; индекс континентальности (Co, Continentality index)

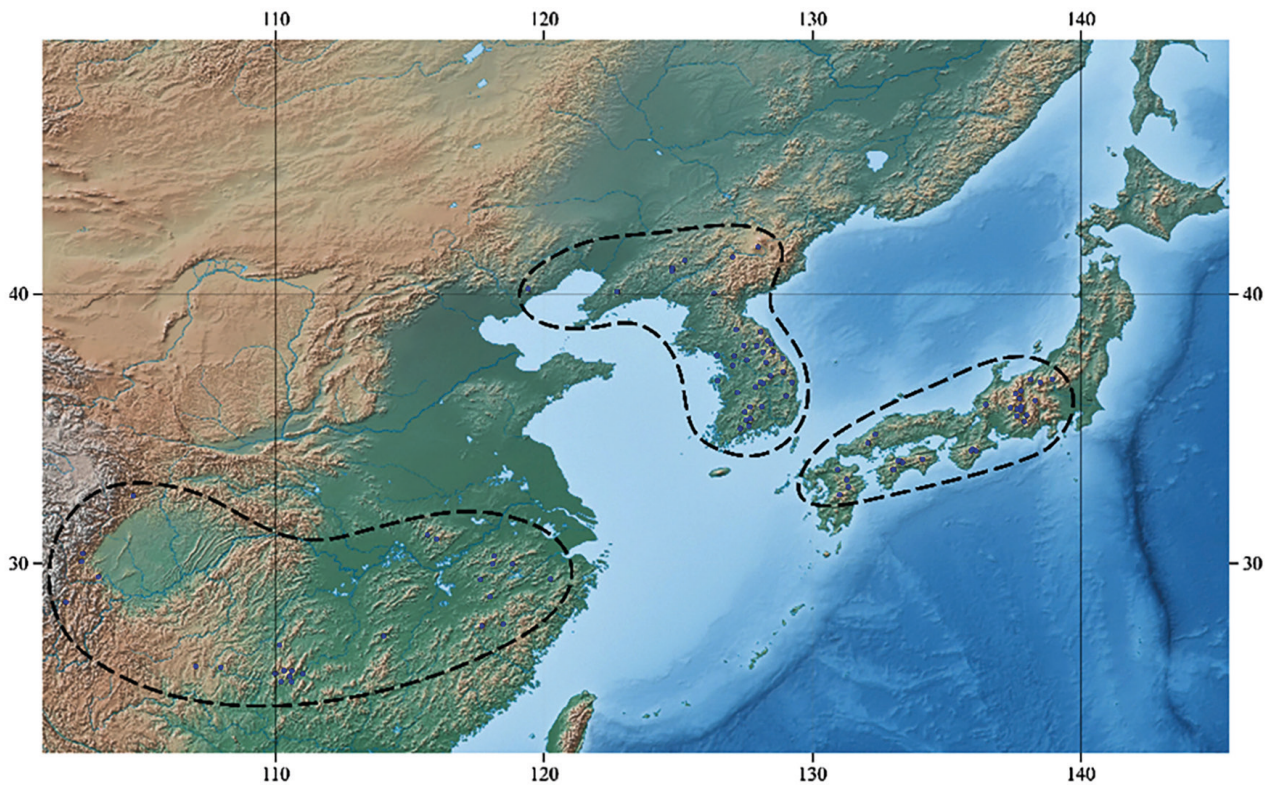


Рис. 1. Распространение *M. sieboldii* s.l.

– разница между средними температурами холодного и тёплого месяца; количество осадков за тёплый период (Pr_w) – общее количество осадков при температуре выше $0\text{ }^{\circ}\text{C}$; количество осадков за холодный период при температуре ниже $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Pr_c); высота над уровнем моря (Elev.). Данные для среднемесячных температур и месячного количества осадков взяты из климатической базы CHELSA [Karger et al., 2017] с высоким пространственным разрешением (30 угловых секунд) [CHELSA, 2020].

Фильтрация данных для обеспечения равномерного распределения выполнена при помощи пакетов ‘Coordinate cleaner’ и ‘spThin’ [Aiello-Lammens et al., 2015; Zizka et al., 2019]. Итоговый объём выборки составил 100 записей. Для решения проблемы мультиколлинеарности между предикторными переменными был применён VIF-тест (Variance Inflation Factor) [Quinn, Keough, 2002].

Для оценки изменения климатических условий использованы модели MIROC-ESM (Model for Interdisciplinary Research on Climate) для последнего ледникового максимума (LGM, Last glacial maximum) [CHELSA,

2020], а также модели будущих климатических изменений (RCP, Representative Concentration Pathways) на 2070 г. (rcp_2.6, rcp_8.5) [Braconnot et al., 2007; Van Vuuren et al., 2011; CHELSA, 2020].

Расчёты выполнены при помощи пакета ‘sdm’ [Babak et al., 2016]. Случайным образом были сгенерированы 5000 фоновых точек (точек псевдоотсутствия). Построение моделей проведено при помощи алгоритмов регрессионного анализа и машинного обучения MARS (Multivariate Adaptive Regression Spline), GAM (Generalized Additive Model), GLM (Generalized Linear Model), BRT (Boosted Regression Tree), RF (Random Forest) с изъятием из выборки 30% тестовой части при пятидесятикратной репликации [McCullagh, Nelder, 1989; Hastie, Tibshirany, 1990; Friedman, 1991, 2001; Breiman, 2001]. Итоговая SDM потенциальных ареалов для разных временных периодов получена при помощи консенсусной модели, построенной по средневзвешенным показателям статистического критерия TSS (True Skill Statistics).

Итоговая оценка пригодности модели произведена с помощью индекса Бойса [Boyce et

al., 2002; Hirzel et al., 2006], для вычисления которого используются только точки присутствия вида. Использование индекса Бойса более корректно по сравнению с использованием статистического критерия AUC (Area Under Curve) [Lobo et al., 2008].

Построение моделей распространения вида проведено в программной среде R на основе данных точек находок и предикторных переменных. При помощи функции 'getVarImp' оценён вклад каждого фактора среды в построение итоговой модели.

Результаты

На территории БСИ ДВО РАН найдено 137 сеянцев *M. sieboldii* возрастом от 1 до 5 лет. Все растения нормально развиты, без каких-либо отклонений и повреждений, вполне зимостойки. Располагаются на опушках, в естественных экосистемах, в питомниках и вблизи материнских растений (рис. 2).

Помимо одиночных всходов, молодые растения образуют и плотные группы, что позво-

ляет предположить, в том числе, зоохорный характер распространения. Запасы семян, сделанных птицами и мелкими грызунами, неоднократно были найдены нами на территории БСИ. Весной оставшиеся нетронутыми семена при благоприятных условиях прорастают. Возрастная структура популяции неоднородна: преобладают растения в возрасте 5 лет и менее 1 года (рис. 3). Полученные данные не позволяют сделать выводы о динамике расселения, однако установлено, что массовое появление самосева началось в 2014–2015 гг. Важно отметить, что на коллекционных растениях устойчивое формирование всхожих семян отмечается с 1993 г. и только в 2013–2014 гг. сложились оптимальные условия для их самостоятельного прорастания в открытом грунте.

Таким образом, совокупность экземпляров *M. sieboldii* на территории БСИ мы можем рассматривать как ценопопуляцию в начале её развития.

Анализ многолетних фенологических наблюдений *M. sieboldii* в условиях куль-

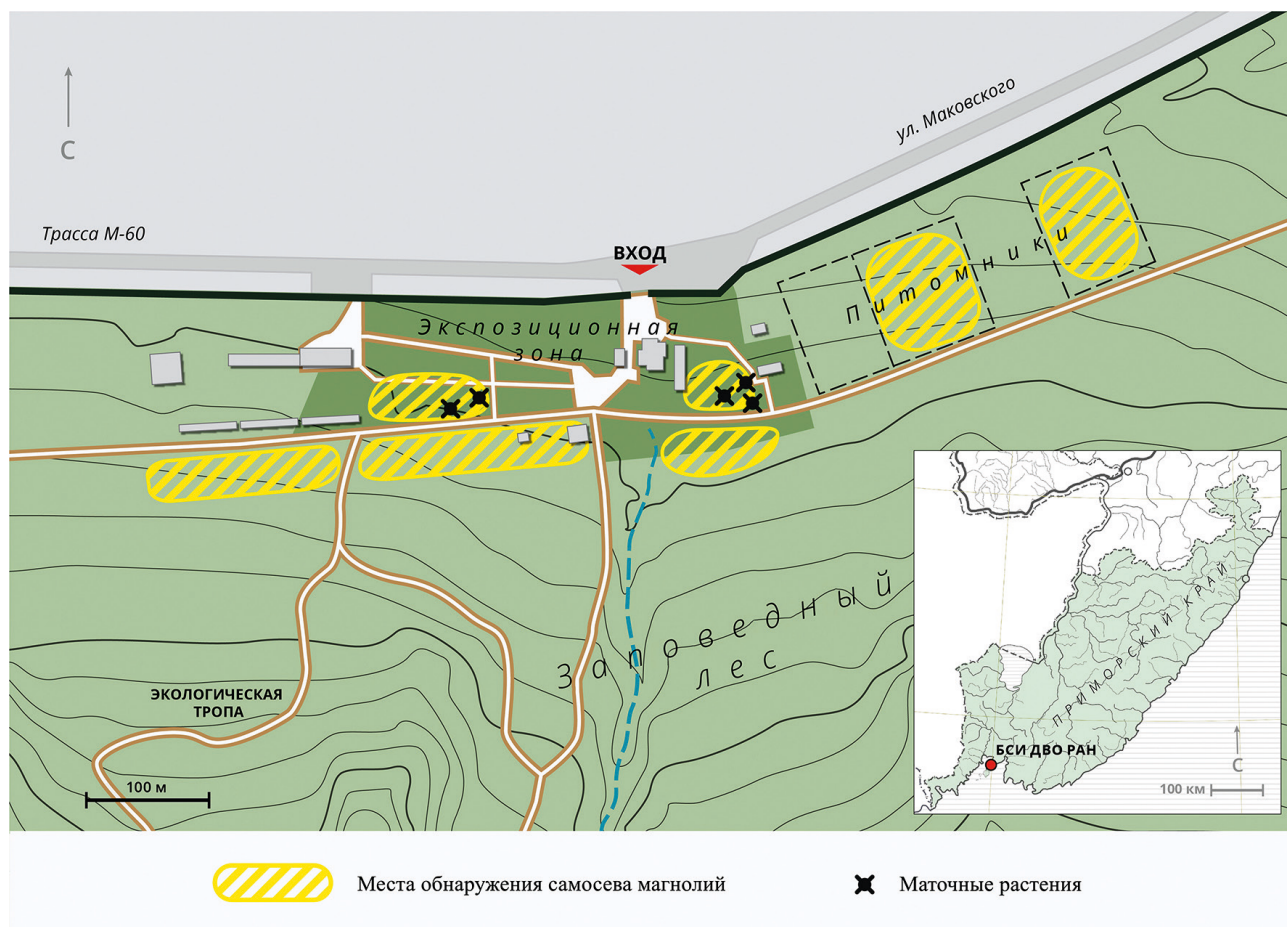


Рис. 2. Места обнаружения *M. sieboldii* на территории Ботанического сада-института ДВО РАН в результате самосева.

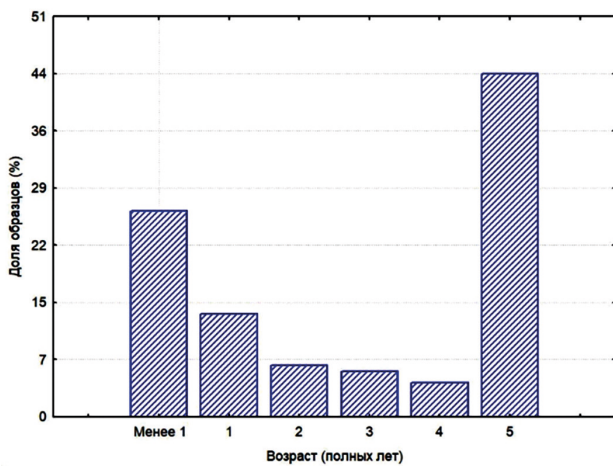


Рис. 3. Возрастная структура популяции *M. sieboldii*.

туры БСИ ДВО РАН позволил установить зависимость наступления вегетации и продолжительности фенологических фаз от меняющихся климатических параметров. Установлено, что продолжительность вегетационного периода с 1983 г. по 2020 г. увеличилась в среднем на 14 дней за счёт смещения начала вегетационного периода (фаза набухания почек) на более ранние даты. Время окончания вегетации за этот период существенно

не изменилось. Наиболее сильные изменения в фенологическом спектре отмечены для периода цветения (рис. 4). В 2017–2020 гг., по сравнению с периодом 1980-х гг., его начало отмечалось на 17–20 дней раньше, а его продолжительность увеличилась, с 30–40 дней до 80–88 дней. Созревание плодов впервые отмечено в 1988 г., и к 2020 г. сместилось на более ранние сроки (на 10–15 дней). Таким образом, изменения климатических условий в годы наблюдений (повышение температуры в зимние месяцы, более ранний переход среднесуточных температур через 0 °С) способствовали преодолению репродуктивного барьера.

Построенные модели, обладают высокой прогностической точностью, основанной на статистических показателях AUC, TSS и индексе Бойса, для итоговой консенсусной модели. (табл. 1).

Модели потенциальных ареалов для временных периодов LGM (21 тыс. лет назад), современности и 2070 г. (рис. 5) показывают потенциальное распространение вида на юго-востоке Китая, Корейском п-ове и

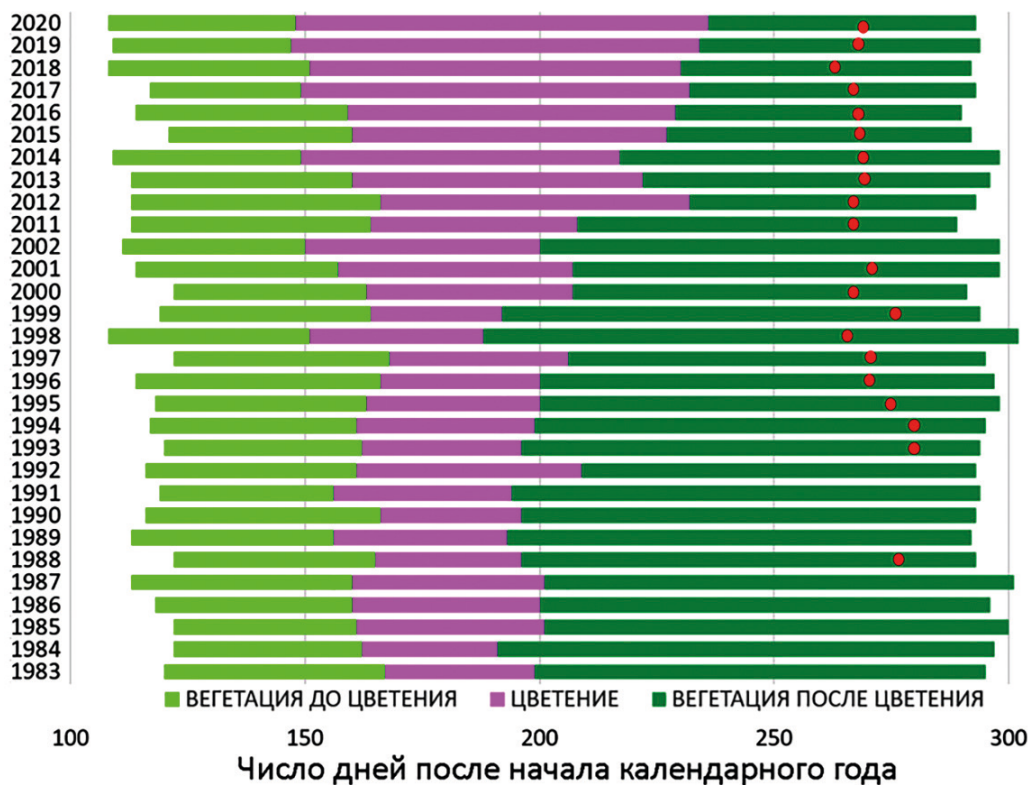


Рис. 4. Фенологический спектр *Magnolia sieboldii* в условиях БСИ ДВО РАН. Красные точки обозначают дату массового созревания плодов.

Таблица 1. Статистические показатели методов моделирования.

Методы	Статистические показатели		
	AUC	TSS	Индекс Бойса
BRT	0.93	0.76	0.981
GAM	0.95	0.79	
GLM	0.9	0.72	
Mars	0.95	0.8	
RF	0.95	0.78	

Примечание: BRT – Boosted Regression Tree, GAM – Generalized Additive Model, GLM – Generalized Linear Model, MARS – Multivariate Adaptive Regression Spline, RF – Random Forest, AUC – Area Under Curve, TSS – True Skill Statistics.

Японских островах, в пределах Восточноазиатской флористической области. Согласно полученным моделям (рис. 5 А), плейстоценовый максимум *M. sieboldii* пережила в рефугиумах в южной части Японского архипелага и в горных районах северо-восточного Китая. Фрагменты ареала отмечаются на юге Корейского п-ова и на суше, ныне являющейся шельфом Жёлтого моря. Модель современ-

ного распространения, в целом, соответствует актуальному распространению *M. sieboldii* и показывает потенциально подходящие местообитания вида на Корейском п-ове и в северо-восточном Китае, на значительном удалении от юга Приморского края. Прогнозные модели при обоих рассмотренных климатических сценариях (рис. 5 С, D) расширяют ареал вида в северном направлении и пока-

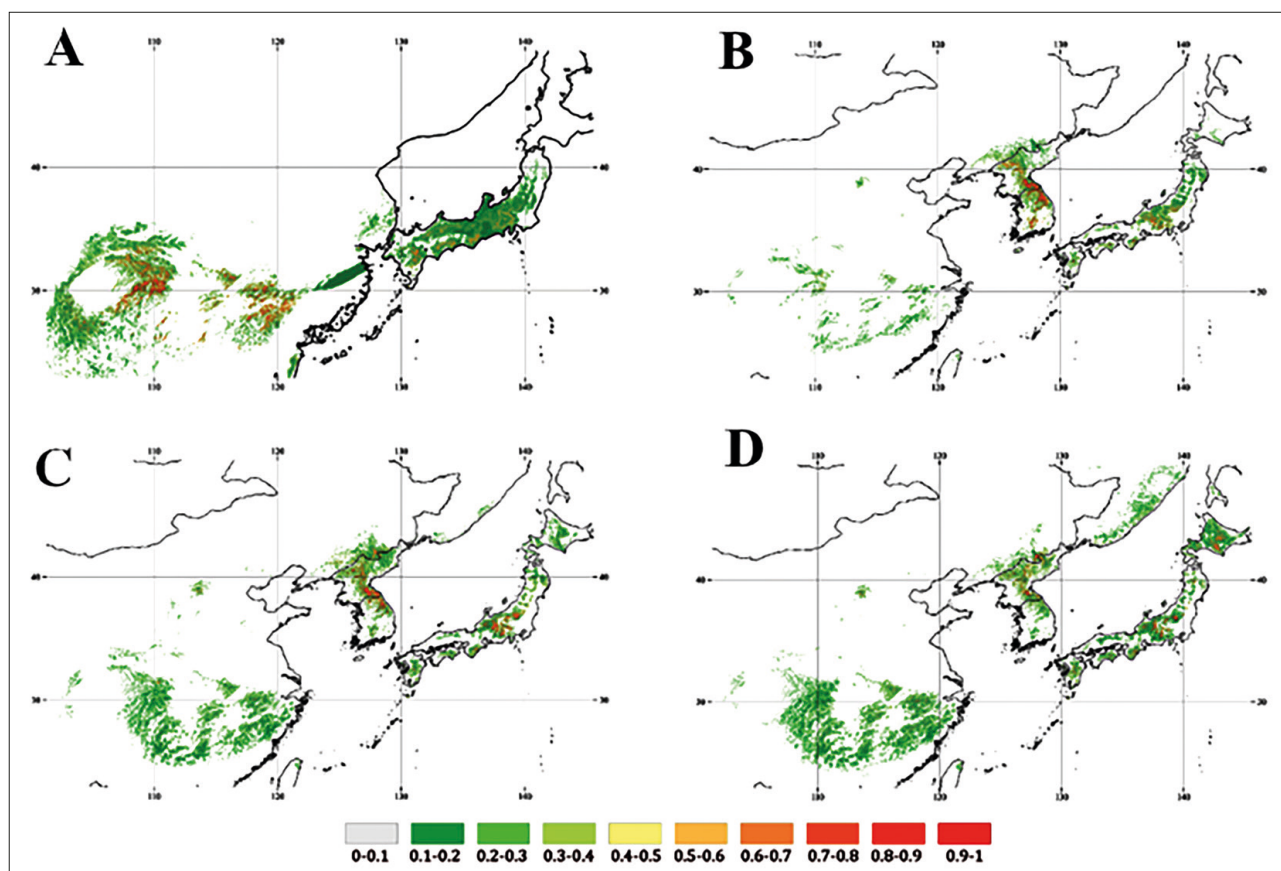


Рис. 5. Модели потенциального распространения *M. sieboldii* s.l. А – в период последнего ледникового максимума (LGM), В – в современных климатических условиях, С – согласно сценарию RCP 2.6 на 2070 г., D – согласно сценарию RCP 8.5 на 2070 г.

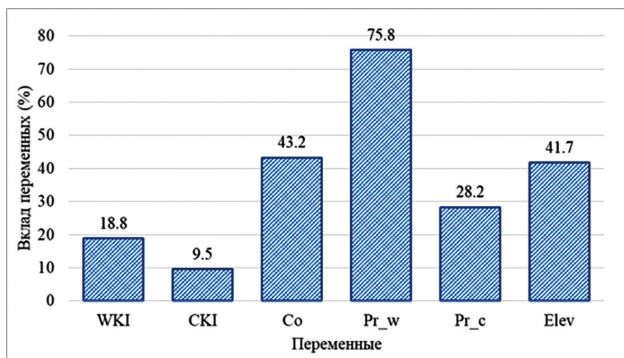


Рис. 6. Процентный вклад переменных в построение итоговой модели (WKI – тепловой индекс Кира; CKI – холодный индекс Кира; Co – индекс континентальности; Pr_w – общее количество осадков при температуре выше 0 °C; Pr_c – количество осадков при температуре ниже 0 °C; Elev – высота над уровнем моря).

зывают потенциально подходящие условия для распространения *M. sieboldii* в юго-восточном Приморье к 2070 г.

Оценка вклада факторов в модели распространения (рис. 6) показывает, что распространение *M. sieboldii* контролируется в наибольшей степени уровнем осадков в периоды с температурой воздуха выше 0 °C. Меньший вклад в общую модель имеют также индекс континентальности (резкая сезонность температурных режимов не способствует выживанию магнолии) и высота над уровнем моря (параметр связан с градиентом тепла на региональном уровне, и фактически является прокси-переменной теплового режима). В число статистически значимых параметров вошли также количество осадков в месяцы со среднемесячной температурой воздуха <0 °C (количество осадков, выпадающих в виде снега, – фактор, контролирующий промерзание почв), тепловым индексом Кира (параметр, отражающий длительность вегетационного периода) и холодным индексом Кира (длительность периода с температурами ниже вегетационных).

Обсуждение

Пропорционально скорости вовлечения новых растительных объектов в культуру в регионах возрастает число чужеродных потенциально инвазивных видов, способных внедриться в естественные растительные сообщества. С увеличением населения и глубины трансформации природной среды процес-

сы инвазий стали ускоряться на российском Дальнем Востоке [Vinogradova et al., 2020]. Декоративное садоводство является одним из основных факторов, способствующих этому. Особую роль в этом процессе играют ботанические сады, поскольку растения для коллекций отбираются с учётом отдельных положительных признаков (активный рост, потенциал к успешному размножению), которые, с другой стороны, могут способствовать их внедрению в аборигенную флору. Таким образом, становится очевидна необходимость контроля и анализа инвазионного потенциала привлекаемых в культуру видов.

В мировом масштабе выход интродуцированных растений за пределы коллекций ботанических садов – нередкое явление. В исследованиях, посвящённых роду *Magnolia* [Bellemare, Deeg, 2015; Kwon, Oh, 2015; Kwon et al., 2019] анализируется динамика, структура инвазивных популяций, оцениваются потенциальные последствия. В своей работе для решения этих задач мы пошли по пути анализа математических моделей распространения вида. Согласно сценариям RCP 2.6 (рис. 3 C) и RCP 8.5 (рис. 3 D) на 2070 г., при изменении климатических условий нами спрогнозировано расширение ареала *M. sieboldii* в северо-восточном направлении. Причём сценарий RCP 8.5 предполагает гораздо большее продвижение ареала на территорию Приморского края вдоль морского побережья. Тенденцию к расширению ареала на север мы можем отметить при сравнении результатов моделирования в период последнего ледникового максимума (LGM) (рис. 3 A) с современными условиями (рис. 3 B). Результаты моделирования показывают, что некоторая часть современного шельфа Восточно-Китайского, Жёлтого и Японских морей были пригодны для обитания *M. sieboldii*. Похожие результаты были получены при моделировании потенциальных ареалов и других мезофитных видов лесов Восточной Азии: *Cryptomeria japonica* (Thunb. ex L. f.) D. Don [Kimura et al., 2014], *Kalopanax septemlobus* (Thunb.) Koidz. [Sakaguchi et al., 2010], *Pterocarya rhoifolia* Siebold & Zucc. [Sugahara et al., 2017], *Pinus koraiensis* [Корзников и др., в печати]. Обширные области в

восточной части предгорий Тибета в период последнего ледникового максимума (LGM) (рис. 3 А) также показаны как пригодные для *M. sieboldii*. Современный же контур территории оптимальных климатических условий значительно сместился на восток, главным образом, из-за усиления сезонной контрастности климата в континентальных районах. Территория, где сейчас расположен Корейский п-ов, являющийся в настоящее время основой ареала вида, в построении модели LGM содержит лишь незначительное количество пригодных местообитаний на северной границе распространения. В рамках этой модели обширные горные районы о. Хонсю соответствуют районам с оптимальными климатическими условиями для вида, но изменение климата в этих районах отразилось в поднятии верхней границы леса (рис. 3 В). Однако в прогнозных моделях на 2070 г. по сценариям RCP 2.6 (рис. 3 С) и RCP 8.5 (рис. 3 D) значительные дальнейшие изменения контура территории оптимальных климатических условий в этом районе не отмечены. Таким образом, мы можем увидеть природу современной дизъюнкции ареала *M. sieboldii*, причиной которой является изменение границ суши.

Естественными физическими и экологическими преградами для продвижения вида на территорию Приморского края являются плоскогорье Чанбайшань, хребет Бэkdудэган, пойма р. Туманной и Приханкайская низменность. Этот барьер посредством преднамеренной интродукции был преодолен. Таким образом, препятствием для успешной инвазии *M. sieboldii* в Приморском крае остался только ценотический барьер. Его преодоление, на данный момент, нам представляется мало возможным с учётом экологической роли в аборигенных растительных сообществах, а также её слабой конкурентоспособности и малой генетической пластичности [Kikuchi, Osone, 2021], характерной для многих реликтовых видов. Приведённые нами наблюдения за коллекционными экземплярами показывают динамику развития интродуцированной популяции от гибели высаженных на подготовленные площади сформировавшихся растений до появления самосева в растительных сообществах. С учётом наиболее вероятного

прогноза изменения климата возрастает и потенциал дальнейшего распространения вида за пределы существующего ареала, в том числе и по территории юга российского Дальнего Востока.

Финансирование работы

Работа выполнена в рамках государственного задания ФГБУН БСИ ДВО РАН согласно плану НИР по проекту № ААА-А-А20-120042090002-0 «Интродукция и сохранение *ex situ* и *in vitro* генетических ресурсов растений Восточной Азии».

Конфликт интересов

Авторы заявляют, что не имеют конфликта интересов.

Соблюдение этических стандартов

Статья не содержит никаких исследований с участием животных в экспериментах, выполненных кем-либо из авторов.

Литература

- Гинкул С.Г. Магнолиевые в советских субтропиках. Батуми: Госиздат Аджарии, 1939. 46 с.
- Каменева Л.А., Кокшеева И.М., Творогов С.П., Богачёв И.Г. Фенологический ответ *Magnolia sieboldii* K. Koch. на климатические изменения // Бюлл. МОИП. 2018. Т. 123. С. 57–64.
- Корзников К.А., Петренко Т.Я., Кислов Д.Е., Беляева Н.Г., Крестов П.В. Ретроспективное и прогнозное моделирование климатического ареала кедра корейского (*Pinus koraiensis*) (в печати).
- Парилова Т.А., Кастрикин В.А., Бондарь Е.А. Многолетние тенденции сроков наступления фенофаз растений в условиях потепления климата (Хинганский заповедник, Среднее Приамурье) // Влияние изменения климата на экосистемы бассейна реки Амур. М.: WWF России, 2006. С. 47–51.
- Петухова И.П. Магнолии в условиях юга российского Дальнего Востока. Владивосток: Дальнаука, 2003. 100 с.
- Романов М.С., Карпун Ю.Н., Бобров А.В. Итоги и перспективы интродукции представителей *Magnolia* L. (*Magnoliaceae* Juss.) в России // Общие вопросы ботаники. 2005. С. 29–51.
- Семёнов С.М., Кухта Б.А., Гельвер Е.С. О нелинейности климатогенных изменений сроков фенологических явлений у древесных растений // Доклады РАН. 2004. Т. 396. № 3. С. 427–429.
- Семёнов С.М., Ясюкевич В.В., Гельвер Е.С. Выявление климатогенных изменений. М.: Метеорология и гидрология, 2006. 324с.

- Туркения В.Г. Микроклимат муссонной зоны Дальнего Востока: Учебное пособие. Владивосток: Дальрыбвтуз, 2010. 96 с.
- Яценко И.О., Виноградова Ю.К. Инвазионная активность древесных растений в Главном Ботаническом саду им. Н.В. Цицина Российской академии наук // Российский журнал биологических инвазий. 2018. №4. С. 117–131.
- Aiello-Lammens M.E., Boria R.A., Radosavljevic A. et al. // spThin: An R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models // Ecography. 2015. Vol. 38. P. 541–545.
- Azuma H., Garsia-Franco J.G., Rico-Gray V., Their L.B. Molecular phylogeny of the *Magnoliaceae*: the biogeography of tropical and temperate disjunction // Amer. J. Bot. 2001. Vol. 88. No. 1. P. 2275–2285.
- Babak N., Miguel B. Araújo sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling // Ecography. 2016. Vol. 39. No. 4. P. 368–375.
- Bellemare J., Deeg C. Horticultural Escape and Naturalization of *Magnolia tripetala* in Western Massachusetts: Biogeographic Context and Possible Relationship to Recent Climate Change // Rhodora. 2015. Vol. 117. No. 971. P. 371–383.
- Boyce M.S., Vernier P.R., Nielsen S.E., Schmiegelow F.K. Evaluating resource selection functions // Ecol. Modell. 2002. 157, 281–300.
- Braconnot P., Otto-Bliesner B., Harrison S. et al. Results of PMIP2 coupled simulations of the Mid-Holocene and Last Glacial Maximum. Part 1: Experiments and large-scale features // Clim. Past. 2007. Vol. 3. P. 261–277.
- Breiman L. Random Forests // Machine Learning. 2001. Vol. 45. P. 5–32.
- Callaway D.J. The world of Magnolias. Portland. OR: Timber Press, 1994. 260 p.
- CHELSEA. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas // (<https://chelsea-climate.org/>). Accepted 02.10.2020.
- Chen F., He Q., Yu S.L., Zhang R.B. Climatic signals in tree rings of *Juniperus turkestanica* in the Gulcha River Basin (Kyrgyzstan), reveals the recent wetting trend of high Asia // Dendrobiology. 2015. Vol. 74. P. 35–42.
- Chinese virtual herbarium // (<https://www.cvh.ac.cn/>). Accepted 01.10.2020.
- Donaldson J.E., Richardson D.M., Wilson J.R.U. Scale-area curves: a tool for understanding the ecology and distribution of invasive tree species // Biol. Invasions. 2013. Vol. 16. No. 3. P. 553–563.
- Flora of China // (http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=2&taxon_id=317301). Accessed on 03.03.2021.
- Friedman J. Multivariate Adaptive Regression Splines // Ann. Stat. 1991. Vol. 19. P. 1–67.
- Friedman J. Greedy function approximation: a gradient boosting machine // Ann. Stat. 2001. Vol. 29. P. 1189–1232.
- Gaira K.S., Rawal R.S., Rawat B., Bhatt I.D. Impact of climate change on the flowering of *Rhododendron arboretum* in central Himalaya, India // Current Science. 2014. Vol. 106. P. 1735–1738.
- GBIF. Global Biodiversity Information Facility // (<https://www.gbif.org/>). Accepted 01.10.2020.
- Hastie T.J., Tibshirany R.J. Generalized additive models. Chapman and Hall. 1990. 335 p.
- Hirzel A.H., Randin C., Guisan A. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences // Ecol. Modell. 2006. 199, 142–152.
- Karger D.N., Conrad O., Böhner J. et al. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas // Sci. Data. 2017. Vol. 4. P. 1–20.
- Karolewski P., Grzebyta J., Oleksyn J., Giertych M.J. Temperature affects performance of *Lymantria dispar* larvae feeding on leaves of *Quercus robur* // Dendrobiology. 2007. Vol. 58. P. 43–49.
- Kikuchi S., Osone Y. Subspecies divergence and pronounced phylogenetic incongruence in the East-Asia-endemic shrub *Magnolia sieboldii* // Annals of Botany. 2021. Vol. 127. No. 1. P. 75–90.
- Kim D.-W., Han B.-H., Kim J.-Y., Yeum J.-H. Plant Community Structure of *Abies holophylla* Community from Sinseongam to Jungdaesa in Odaesan National Park // Korean Journal of Environment and Ecology. 2015. Vol. 29. No. 6. P. 895–906.
- Kimura M.K., Uchiyama K., Nakao K. et al. Evidence for cryptic northern refugia in the last glacial period in *Cryptomeria japonica* // Annals of Botany. 2014. Vol. 114. No. 8. P. 1687–1700.
- Krajmerova D., Longauer R., Pacalaj M., Gomory D. Influence of provenance transfer on the growth and survival of *Picea abies* provenances // Dendrobiology. 2009. Vol. 61. P. 17–23.
- Kwon O., Byeon J., Park E., Oh C. Emergence and settlement of *Magnolia kobus* in urban forests of Seoul, Korea // Forest Science and Technology. 2019. Vol. 15. No. 2. P. 63–69.
- Kwon O.J., Oh C.H. Naturalization of landscaping woody plant, *Magnolia* Potentially invasive species // J. Mt. Sci. 2015. Vol. 12. No. 1. P. 30–38.
- Lobo J.M., Jiménez-Valverde A., Real R. AUC: A misleading measure of the performance of predictive distribution models // Global Ecology and Biogeography. 2008. Vol. 17. No. 2. P. 145–151. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x>
- Magnolia Society International // (<https://www.magnoliasociety.org/> 2021). Accessed on 03.03.2021.
- Menzel A., Sparks T.H., Estrella N. et al. European phenological response to climate change matches the warming pattern // Global Change Biology. 2006. Vol. 12. P. 1969–1976.
- McCullagh P., Nelder J.A. Generalized Linear Models 2nd Edition. Chapman and Hall, CRC. 1989. 532 p.
- Palmarola A., Romanov M.S., Bobrov A.V., Gonzalez-Torres L.R. Magnolias Cuba: Talauma – Cuban magnolia taxonomy and nomenclature // Journal of the National Botanical Garden. 2016. Vol. 37. P. 1–10.
- Quinn G.P., Keough M.J. Experimental Design and Data Analysis for Biologist. Cambridge: Cambridge University Press, 2002. 537p.
- Richardson M.K., Pysek P. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions // Diversity and Distributions. 2000. No. 6. P. 93–107.

- Sakaguchi S., Sakurai S., Yamasaki M. et al. How did the exposed seafloor function in postglacial northward range expansion of *Kalopanax septemlobus*? Evidence from ecological niche modelling // *Ecological Research*. 2010. Vol. 25. No. 6. P. 1183–1195.
- Sugahara K., Kaneko Y., Sakaguchi S. Quaternary range-shift history of Japanese wingnut (*Pterocarya rhoifolia*) in the Japanese Archipelago evidenced from chloroplast DNA and ecological niche modeling // *Journal of Forest Research*. 2017. Vol. 22. No. 5. P. 282–293.
- Tang L., Li A., Shao G. Landscape-level Forest Ecosystem Conservation on Changbai Mountain, China and North Korea (DPRK) // *Mountain Research and Development*. 2011. Vol. 31. No. 2. P. 169–175.
- Van Vuuren D.P., Edmonds J., Kainuma M. et al. The representative concentration pathways: an overview // *Clim. Change*. 2011. Vol. 109. P. 5–31.
- Vinogradova Y.K., Aistova E.V., Antonova L.A., Chernyagina O.A., Chubar E.A., Darman G.F., Devyatova E.A., Khoreva M.G., Kotenko O.V., Marchuk E.A., Nikolin E.G., Prokopenko S.V., Rubtsova T.A., Sheiko V.V., Kudryavtseva E.P., Krestov P.V. Invasive plants in flora of the Russian Far East: the checklist and comments // *Botanica Pacifica*. 2020. Vol. 9. No. 1. P. 103–129.
- The Woody Plants of Korea // (<http://florakorea.myspecies.info/en/taxonomy/term/5403/media>). Accessed on 03.03.2021.
- Xia H., Liu Y., Nooteboom H.P. Magnoliaceae. Flora of China. Beijing: Science Press. St. Louis: China & Missouri Botanical Garden Press, 2008. P. 48–91.
- Yan S.-X., Li Y.-H., Wei F.-Y. Distribution of *Magnoliaceae* Plants in China // *J. of Wuhan Botanical Research*. 2008. Vol. 26. No. 4. P. 379–384.
- Zizka A., Silvestro D., Andermann T. et al. Coordinate Cleaner: standardized cleaning of occurrence records from biological collection databases // *Methods Ecol. Evol.* 2019. Vol. 10. P. 744–751.

CLIMATIC PREREQUISITES FOR NATURALIZATION OF *MAGNOLIA SIEBOLDII* S.L. IN RUSSIA

© 2022 Bogachev I.G.*, Tvorogov S.P., Kameneva L.A.

FGBUN Botanical Garden-Institute FEB RAS, Vladivostok, 690024, Russia;

*ily-bogachev@yandex.ru

The article presents the results of the study of the invasive potential of *Magnolia sieboldii* K. Koch on the territory of the Botanical Garden - Institute of the Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences (BSI FEB RAS). Since 2015, we have observed the emergence of self-seedlings of *M. sieboldii* in natural ecosystems. This invasive population has a heterogeneous structure and morphometric parameters. Our results show the dependence of the mass appearance of seedlings on phenological shifts caused by modern climatic changes. We used a method of modeling potential habitats to describe changes in the boundaries of the natural range for the period from the last glacial maximum to the future in the short term (2070). A tendency for expansion of *M. sieboldii* range in the northeastern direction, including potential to distribution of this species over the territory of the Russian Far East has been established.

Key words: climate change, modeling of ecological niches, Primorsky-Territory.