

УДК 581.5

В.А. Усольцев^{1,2}, В.П. Часовских,¹ Ю.В. Норицина²

¹Уральский государственный лесотехнический университет,
²Ботанический сад УрО РАН, г. Екатеринбург

ИМИТАЦИОННОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ И ПРОБЛЕМА ЗАМЕЩЕНИЯ ИСКОПАЕМОГО ТОПЛИВА «ЗЕЛЁНОЙ» ЭНЕРГИЕЙ



Основной характеристикой лесных экосистем является их биологическая продуктивность не только как «наиболее надежный источник пропитания всё возрастающего населения» (Дювиньо, Танг, 1968. С. 110), но и как определяющий фактор функционирования всей биосферы. Исследования биопродуктивности лесных экосистем являются и будут важнейшими до тех пор, пока требуются решения по таким проблемам, как глобальные изменения, устойчивое развитие и сохранение биоразнообразия (Jiang et al., 1999). Лес представляет собой сложную биологическую динамическую систему, и возможность управления процессами формирования ее биологической продуктивности устанавливается методами математического моделирования.

1 Общее понятие математической модели

Модель в самом общем понимании – это относительная истина в процессе познания, приближенно отражающая объективную реальность и использующая язык той или иной отрасли знания. В математическом моделировании используется язык математики и методология системного подхода. При моделировании продуктивности лесных экосистем используются разные подходы, из которых в первом приближении можно выделить два: индуктивный и дедуктивный.

При первом из них идут «от эксперимента», т.е. в соответствии с постановкой задачи получают фактические данные о росте и структуре деревьев и лесных экосистем в определенных диапазонах определяющих ортогональных факторов и с помощью техники множественного регрессионного моделирования строят многофакторную регрессионную модель, дающую возможность оценить вклад каждого фактора в объяснение варьирования той или иной количественной характеристики дерева или всей лесной экосистемы (Усольцев, 1985, 1988).

При дедуктивном подходе исследователь идет «от теории», т.е. в отличие от предыдущих моделей эти «являются математической записью представлений автора модели о способе действия объекта» (Ивахненко, 1982. С. 24). Такая модель несет не столько объяснительную, сколько предсказательную функцию, и позволяет выводить описание исследуемого процесса за рамки жесткой схемы регрессионного анализа, прогнозировать поведение сложной системы с учетом динамики определяющих факторов в

ситуациях, отличающихся от конкретных реальных условий, а также при изменении состояния самой системы (Розенберг, 1981; Schneider, Kreysa, 1981; Усольцев, 2003). В настоящей работе мы рассмотрим только второй подход к моделированию биопродуктивности лесных экосистем в связи с их глобальной ролью в проблеме предотвращения деградации биосферы и стабилизации климата.

2 Имитационные модели первичной продукции лесов

Вначале обсудим общие принципы имитационного моделирования на конкретных примерах на двух уровнях: дерева и экосистемы в целом.

2.1 Имитационные модели продуктивности лесных экосистем на уровне дерева

Имитационные модели продуктивности лесных экосистем на уровне дерева в первом приближении делятся на феноменологические и эколого-физиологические. Первые из них включают факторы внешней среды, опосредованные морфоструктурой ценоза, и внутриценотические факторы, такие, как конкуренция, расстояние между деревьями и их размещение (Newnham, Smith, 1964; Schneider, Kreysa, 1981).

Довольно распространен вид эколого-физиологических имитационных моделей, построенных на некоторой концепции распределения продуктов фотосинтеза (ассимилятов) между частями дерева. Самое широкое применение нашла концепция функционального равновесия, выражаемая формулой: масса корней, умноженная на интенсивность поглощения, пропорциональна массе листьев, умноженной на интенсивность фотосинтеза (Davidson, 1969). Модификация модели функционального равновесия построена на ранжировании отдельных частей дерева по приоритетам в получении ассимилятов. В ее основе лежит физическая аналогия сообщающихся сосудов различной высоты (**рис. 1**). Модель состоит из трех блоков: хвои (1), ствола (2) и корней (3), причем ствол разделен на два подблока: ограниченного и неограниченного прироста. Блоки модели рассматриваются как емкости, соединенные трубопроводами, а ассимилянты – как жидкость, которая поступает снизу и наполняет систему сообщающихся сосудов (Палуметс, 1990; Palumets, 1991).

Поток ассимилятов к каждой фракции дерева разделяется на составляющие четыре уровня: минимальный (одинаковый для всех блоков) – затраты на дыхание поддержания (γ); более высокий (минимальный прирост), включает дыхание поддержания плюс обновление отмирающих тканей дерева (тоже одинаковый для всех блоков) (ν); предельный уровень развития хвои и корней – ограниченный прирост (β) (уровень насыщения), по достижении которого доступ ассимилятов к ним прекращается (одинаковый для блоков 1 и 3) и, наконец, уровень неограниченного прироста, свойственного только стволу – вместительность избытка ассимилятов (α) (см. **рис. 1**).

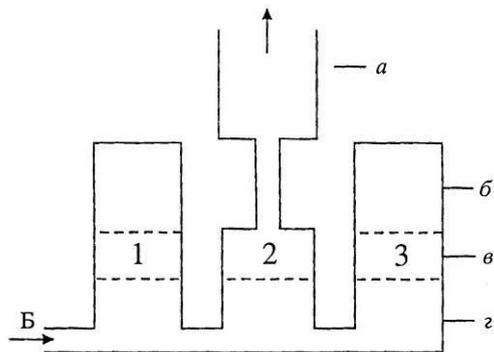


Рис. 1. Структура модели распределения ассимилятов в дереве; Б – брутто-фотосинтез; а – неограниченный прирост; б – ограниченный; в – минимальный; г – дыхание поддержания (Палуметс, 1990).

Таким образом, масса ствола согласно изложенной концепции – это мера избытка ассимилятов, которые остаются после удовлетворения затрат, необходимых для роста корней, ветвей, хвои, плодов, на самозащиту и дыхание (Waring, 1980). В зависимости

от погоды текущего года уровень ассимилятов в емкостях-блоках (1-3) (см. **рис. 1**) может колебаться от минимального прироста всех фракций до неограниченного прироста ствола. Размах этих колебаний, в том числе колебаний уровня ассимилятов в блоке 2, соответствующих изменчивости радиального прироста ствола, возрастает по мере ужесточения условий среды, особенно влагообеспеченности местообитания.

В имитационной модели роста дерева (**рис. 2**), разработанной в Вычислительном Центре РАН венгерским аспирантом Петером Рачко (1978, 1979) под руководством Ю.М. Свиричева, учтены не только физиологические процессы дерева, но и некоторые эдафические факторы. Для описания зависимости нетто-фотосинтеза от ФАР, концентрации CO_2 и количества доступной воды использована модель Х. Молдау (Moldau, 1971), а для учета самозатенения фотосинтезирующего аппарата взята модель Ю. К. Росса (1975). Проблему распределения ассимилятов между частями дерева П. Рачко (1979) решает вводом “принципа максимальной первичной продуктивности”, суть которого в том, что “новая биомасса распределяется по листьям, стволу и корням дерева таким образом, чтобы обеспечить максимальную скорость прироста общей биомассы дерева в следующий момент времени при условии, что состояние среды не меняется” (С. 86).

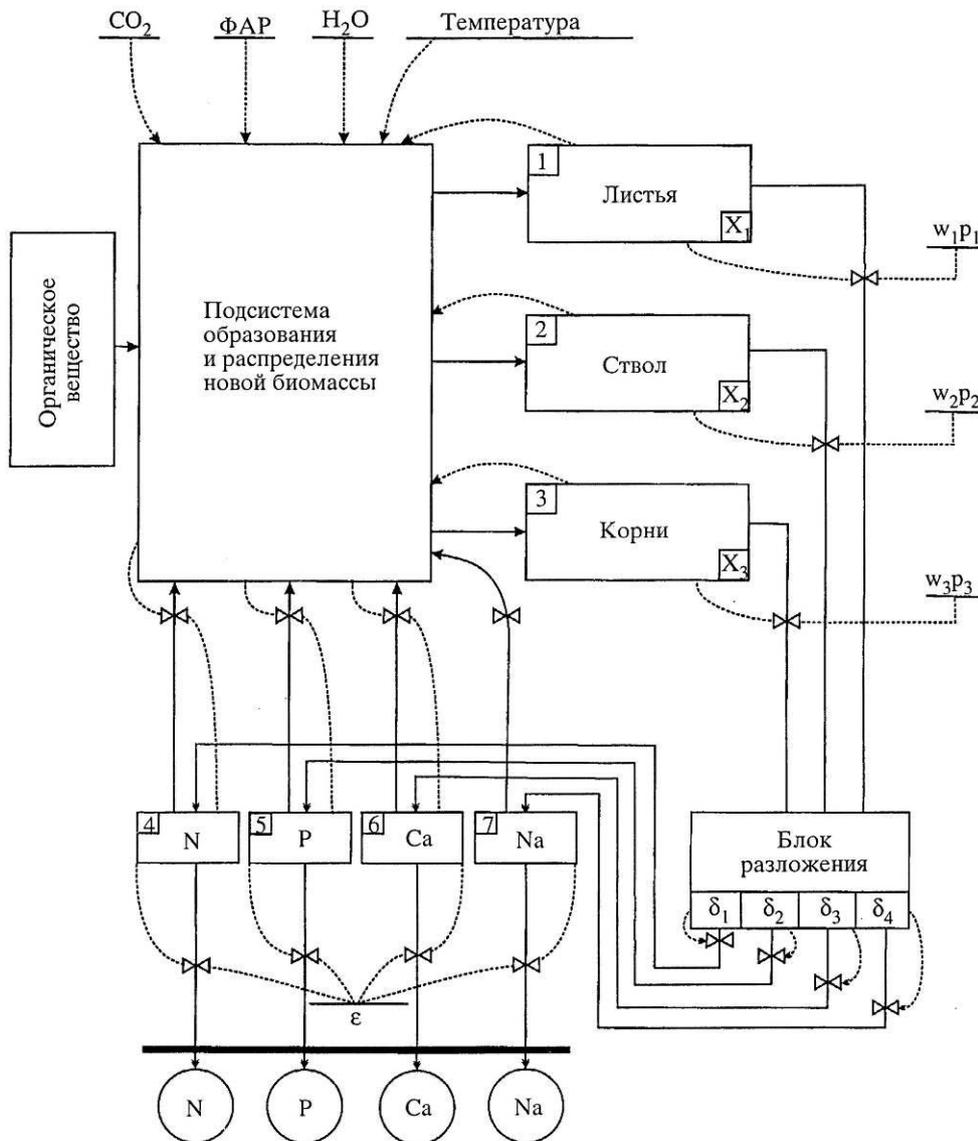


Рис. 2. Блок круговорота питательных веществ в имитационной модели роста дерева; w_1p_1 , w_2p_2 и w_3p_3 – доступные элементы питания соответственно в листьях, стволе и корнях (Рачко, 1979).

В модель включены также круговороты элементов питания (см. **рис. 2**) и учтены как угнетение фотосинтеза недостатком этих элементов (принцип Либиха), так и разложение опада и возможный дефицит элементов питания в почве. В целом, модель представляет систему балансовых уравнений круговорота элементов питания, интенсивности фотосинтеза и взаимосвязи фитомасс фракций с их структурой. Численная идентификация модели, выполненная по фактическим данным Н. И. Казиминова (1971) для ельников Карелии, показала наличие отклонений в пределах 10 %.

Модели Я. Палуметса (1990), П. Рачко (1978, 1979) и им подобные, выполненные на уровне дерева, экстраполируются на ту или иную площадь лесных экосистем в целях получения оценок продукционного потенциала этих площадей. Однако они не предназначены для имитации биологической продуктивности лесных экосистем под влиянием как эндогенных (внутренних), так и экзогенных (внешних) факторов.

2.2 Имитационные модели продуктивности лесных экосистем на уровнях экосистемы и биома

В последние годы в связи с осознанием возрастающей биосферной роли лесного покрова в построении его функциональных моделей наметился переход с уровня отдельных насаждений на биомный (ландшафтный) уровень (Kimmins, 1986). В них включаются описания фундаментальных процессов энергетического, углеродного, азотного и водного обменов растительного покрова и реакции последнего на изменения климата и загрязнение среды. Эти процессуально-обусловленные (process-based) модели объединяют основные представления фундаментальной биологии растений с динамикой и функционированием экосистемы для имитации процессов экосистемного и биомного уровней, включая фотосинтез древесного полога, транспирацию, динамику опада и отпада, изменение режима влажности почв и динамику углерода и элементов питания. Подобные модели обычно включают в себя многоуровневые ограничения и оперируют несколькими уровнями пространственного разрешения. Модели ориентированы на использование дистанционного зондирования и ГИС-технологий с целью совмещения данных о структуре растительного покрова и индексов листовой поверхности с данными о климате, а также – о топографии и физических характеристиках местообитаний. К моделям этой категории относятся FOREST-BGC (Running, Coughlan, 1988; Running, Nemani, 1988; Running, Hunt, 1993; Running, 1994), CENTURY (Parton et al., 1987; 1992), TEM (Raich et al., 1991; McGuire et al., 1992), BIOME 1 и BIOME 3 (Prentice et al., 1992; Haxeltine, Prentice, 1995), CASA (Potter et al., 1993; Field et al., 1995), DOLY (Woodward et al., 1995), MAPSS (Neilson, Marks, 1994) и др.

Установлено, что пространственное распределение чистой первичной продукции (NPP), примерно равной годовому приросту биомассы, является результатом длительного взаимодействия между климатом, растительностью и деятельностью человека. Общий подход и экстраполяция полевых измерений локальной NPP на биосферу состоит в использовании карт растительного покрова совместно с моделями продуктивности растительности на биомном уровне на основе ГИС-технологий (Jiang et al., 1999). Поскольку индекс листовой поверхности LAI (отношение площади листовой поверхности к площади, занимаемой насаждением) представляет собой исключительно информативную характеристику структуры лесного полога, связанную с его энерго- и массообменом, и оценивается спутниковыми сенсорами с высоким разрешением на обширных территориях (Running et al., 1986; Running, Coughlan, 1988), индекс LAI вводится в модели в качестве основной независимой переменной для расчета процессов перехвата света пологом, эвапорации, транспирации, фотосинтеза, роста и дыхания поддержания, депонирования углерода в надземной и подземной сфере и его отчуждения в детрит.

Модель FOREST-BGC (Bio Geochemical Cycles) (рис. 3), дала возможность установить, в какой степени такие абиотические факторы, как продолжительность вегетационного периода, влагообеспеченность и солнечная радиация, объясняют региональную изменчивость первичной продуктивности лесного покрова в широком диапазоне внешних условий. Ее применение в хвойных естественных насаждениях семи различных климатических регионов США в максимальных диапазонах тепло- и влагообеспеченности показало, что в умеренно теплом климате с достаточной влагообеспеченностью годичный брутто-фотосинтез изменяется пропорционально LAI. Однако в районах недостаточного тепло- и влагообеспечения увеличение LAI или не сказывается на брутто-фотосинтезе, или даже приводит к некоторому снижению последнего.

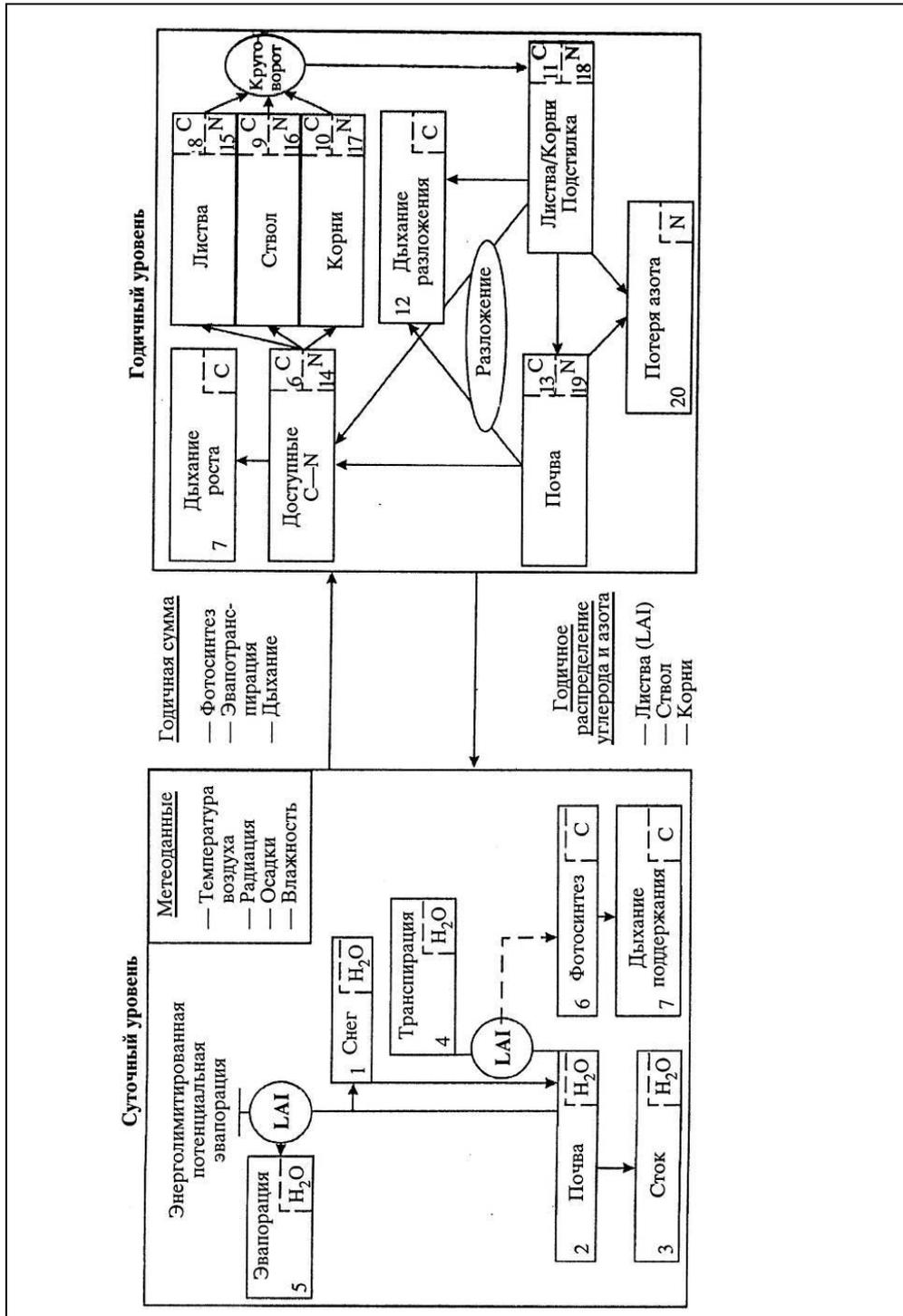


Рис. 3. Двухуровневая блок-схема модели FOREST-BGC. В блоках показаны номера переменных (Running, Coughlan, 1988; Running, Gower, 1991).

Сопоставление недельных значений LAI, полученных спутниковыми сенсорами для упомянутых семи регионов в течение вегетационного периода 1984 г., с величинами брутто-фотосинтеза, транспирации и нетто-продукции (NPP), рассчитанными по модели FOREST-BGC, показало наличие тесной связи, характеризуемой коэффициентами детерминации R^2 соответственно 0,87; 0,77 и 0,72 (Running, Coughlan, 1988). Сочетание оптического и деструктивно-выборочного методов оценки LAI (Chen, 1996) дает возможность улучшить результаты модельных имитаций первичной продуктивности лесов.

Модель MAPSS (Mapped Atmosphere - Plant - Soil System), разработанная с целью имитации потенциальных биосферных эффектов и биосферно-атмосферных обратных связей вследствие климатических изменений, охватывает всю территорию США. Это, по определению ее автора (Neilson, 1995), - “биогеографическая” модель, основу которой составляют “механистические” расчеты как водного баланса, так и конкуренции древесной и травянистой жизненных форм за свет и влагу. Концептуальная схема гидрологического блока модели представлена на **рис. 4**.

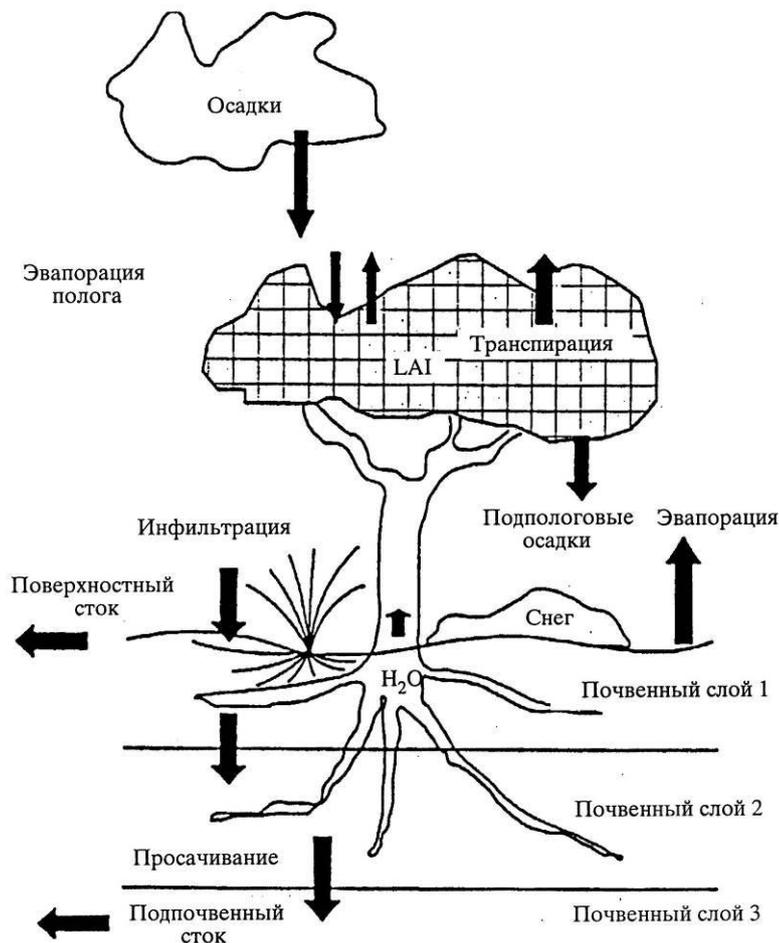


Рис. 4. Концептуальная схема водного баланса растительного покрова в модели MAPSS (Neilson, 1995)

Модель ориентирована на потенциальную климаксовую растительность и учитывает ограничения, влияющие скорее на ее “несущую способность”, нежели на скорость роста или продуктивность в ходе сукцессии. В основу модели заложено фундаментальное положение, согласно которому индекс листовой поверхности LAI будет стремиться к максимуму лишь при условии полного использования доступной почвенной влаги (Woodward, 1987). Увеличение LAI влечет за собой усиленную транспира-

цию и снижает запасы почвенной влаги, а снижение LAI обеспечивает прибавку во влагоснабжении, что постепенно увеличивает прирост растений и обуславливает возрастание листовой поверхности.

Рассчитывается полный водный баланс территории с учетом роли индекса LAI и устьичной проводимости в системе транспирации полога и почвенной гидрологии. Связь между фактическими и рассчитанными по модели значениями LAI характеризуется показателем $R^2 = 0,72$. По результатам имитации составлена карта растительности (леса, саванны, степи и пустыни), которая показала хорошее соответствие с картой потенциального растительного покрова, составленной А. Кюхлером (Küchler, 1964), за исключением некоторых аридных и семиаридных регионов на западе США.

Иной тип представляют модели, основанные на использовании данных дистанционного зондирования для оценки NPP. Они обычно применяются для определения существующего уровня NPP, но имеют ограниченную прогностическую способность. Эти модели основаны на использовании того факта, что изменение электромагнитного волнового спектра растительного покрова связано с изменением типа растительности и фаз роста в разных условиях среды. В общем случае подобные модели зависят от эмпирических взаимосвязей между измеренными потоками и локальными климатическими характеристиками для оценки величины NPP и углеродного обмена с наземной биотой (Raich, Schlesinger, 1992). В таких моделях могут быть использованы данные спутникового и бортового дистанционного зондирования для точных оценок NPP разных типов растительности в режиме реального времени (Peterson, 1987; Running, Hunt, 1993). При мониторинге внутри- и межсезонных изменений входных данных такие модели могут дать краткосрочный прогноз динамики растительности, включая изменения брутто-фотосинтеза и NPP (Tucker et al., 1981, 1986; Fung et al., 1987).

3 Имитационное моделирование паритета углеродного изъятия при замещении ископаемого топлива «зелёной» энергией (по материалам статьи: Mitchell et al., 2012)

Способность лесов содействовать смягчению последствий изменения климата является существенной, но, в конечном счете, зависящей от их управления, т.е. способа ведения хозяйства. Если леса остаются бесхозными, они могут способствовать нынешнему увеличению атмосферной концентрации CO_2 в результате сжигания ископаемого топлива и сведения лесов. Напротив, они могут быть использованы для производства биоэнергии и служить в качестве заменителя ископаемого топлива, хотя такая практика может снизить запас наземного углерода и тем самым повысить атмосферную концентрацию CO_2 в ближайшем будущем.

В предыдущей нашей статье настоящего выпуска «зеленая» энергия рассматривалась как перспективный источник энергии, замещающий ископаемое топливо, снижающий выбросы CO_2 в атмосферу и не образующий при сжигании вредных соединений. Однако есть и противоположные мнения. Группа из 60 американских ученых опубликовала открытое письмо о проблемах, связанных с использованием «зеленой» энергии. Они утверждают, что сжигание пеллет не является нейтральным по отношению к выбросам CO_2 , что для компенсации потерь от связывания углерода вследствие рубок требуется до 50 лет, а выбросы CO_2 нарушенными при рубках почвами усугубляют негативный эффект. Поэтому они требуют пересмотреть политику, направленную на интенсивное использование «зеленой» энергии, и принять меры по предотвращению вредного воздействия этой политики на климат («Пеллетная угроза», 2014).

Для снятия этой неопределенности Л. Митчеллом с соавторами (Mitchell et al., 2012) разработана имитационная модель экосистемы, позволяющая выяснить эффективность использования лесной биоэнергии как заменителя ископаемого топлива, опи-

раясь на широкий спектр вариантов использования земельных ресурсов, способов заготовки древесины, режимов рубок, экосистемных характеристик и разных коэффициентов эффективности преобразования биоэнергии.

Перечисленные варианты (как факторы, определяющие результативность имитационного поиска) структурированы в несколько последовательных этапов, на каждом из которых ставится вопрос: «Что будет, если...?». Сказанное можно пояснить нашей схемой, показанной на **рис. 5**. На ней показано выполнение четырех имитаций с последовательным увеличением определяющих факторов и соответственно – с повышением результативности имитаций. На этапе (а) в каждом из трех вариантов ситуация проигрывается по 5 сценариям, на этапе (б) полученный ранее результат каждого сценария развивается по очередным 4 сценариям и на этапе (в) – еще по 7 сценариям-вариантам. Конечный результат будет представлен на этапе (г), в данном случае по 420 вариантам ($3 \times 5 \times 4 \times 7$).

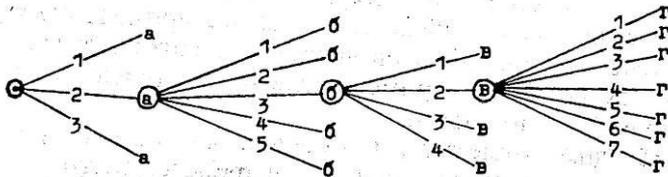


Рис. 5. Схема алгоритма имитационного моделирования, включающая 4 этапа (а, б, в, г), на каждом из которых имитируется ситуация «Что будет, если...?».

В нашей предыдущей статье данного выпуска было показано, что поиск альтернатив для энергии ископаемого топлива выявил несколько возможных вариантов, многие из которых являются производными от биомассы. Биоэнергия рассматривается как перспективная альтернатива ископаемому топливу, поскольку она обеспечивает энергетическую безопасность регионов и поскольку ее производство не связано с перетоком углерода из недр земли в ее атмосферу.

Хотя в западных странах биоэнергетика является наиболее щедро субсидируемым источником возобновляемой энергии, недавние исследования привлекли большое внимание к экологическим издержкам ее широкомасштабного производства (Fargione et al., 2008; Searchinger et al., 2008, 2009), а также к проблеме ее предельно возможных объемов (Field et al., 2008).

По сравнению с биомассой других культур растений лесная биомасса в производстве биоэнергии более перспективна по нескольким причинам. Во-первых, древесная биомасса содержит больше потенциальной энергии на единицу массы, чем недревесная (Boundy et al., 2011). Во-вторых, длительный процесс переработки многих видов недревесной биомассы в этанол и биодизель, приводит к значительной потере потенциальной энергии заготовленной биомассы (Field et al., 2008), а также дополнительной энергии, расходуемой непосредственно в процессе ее конверсии (Walker et al., 2010). Напротив, древесная биомасса легко используется для производства энергии без каких-либо дополнительных модификаций (Richter et al., 2009). В-третьих, при производстве биоэнергии из лесной биомассы на единицу площади приходится больше углерода, чем при производстве биотоплива из других растительных культур (Mitchell et al., 2012).

Древесная биомасса уже является основным источником энергии для 2 миллиардов людей; по оценкам ФАО, более половины вырубаемого запаса древесины может быть использовано для производства биоэнергии (FAO; Parikka, 2004). Значительная часть этой древесины является углеродно-нейтральным источником энергии, заменяющей ископаемое топливо (Parikka, 2004; Richter et al., 2009; Buford & Neary, 2010), и вдобавок, такие рубки могут ускорить процесс связывания углерода лесами, не дости-

гающими сегодня потенциальной продуктивности (Harmon et al., 1990; Canadell & Raupach, 2008; Pan et al., 2011). Большая часть лесопокрытых площадей в мире имеет гораздо меньший запас углерода по сравнению с потенциально возможным (House et al., 2002; Canadell & Raupach, 2008), и предстоящие рубки могут обеспечить более быстрое снижение уровня атмосферного углерода, чем непосредственно производство биоэнергии взамен ископаемого топлива (Mitchell et al., 2012).

Проведенное в лесах западного побережья США исследование соотношения (компромисса) между запасами лесного углерода и производством биоэнергии показало, что текущий сток углерода в большинство экосистем настолько велик, что не может быть исчерпан производством лесной биоэнергии в замену ископаемых видов топлива в течение следующих 20 лет (Hudiburg et al., 2011). Однако эти расчеты основаны на простых экстраполяциях фактических данных по лесам, и их результаты нельзя экстраполировать за пределы 20-летнего периода. В подобных случаях, как считают С. Митчелл с соавторами (Mitchell et al., 2012), необходимо имитационное моделирование по нескольким сценариям.

Другое исследование, посвященное выше упомянутому компромиссу, по так называемой программе «Manomet» с использованием системы моделей, имитирующих производство биоэнергии для различных типов леса шт. Массачусетс, показало, что использование древесины для производства биоэнергии снижает запасы углерода без каких-либо возможностей его замещения в краткосрочной перспективе (Walker et al., 2010). С. Митчелл с соавторами (Mitchell et al., 2012) считают, что подход, принятый в программе «Manomet», предполагает краткосрочное погашение дебета углерода на уровне древостоя и предлагают свой подход, сфокусированный на дебете углерода в понимании Дж. Фаргионе с соавторами (Fargione et al., 2008), который (дебет углерода) имеет место в результате заготовки леса для производства биоэнергии в долгосрочной перспективе на ландшафтном уровне. С. Митчелл с соавторами предложили свою концепцию дебета углерода в сопоставлении с ситуацией, которую они назвали «паритетом углеродного изъятия». Рассмотрим эту концепцию в деталях.

3.1 О понятии «дебет углерода»

По сравнению с ископаемыми видами топлива, древесная биомасса дает меньшее количество энергии на единицу массы выбрасываемого в атмосферу углерода. Поскольку в результате рубки леса снижается запас углерода, но при этом не производится то же количество энергии, которое могло быть получено при той же эмиссии углерода в результате сжигания ископаемого топлива, то на возмещение потерь в запасе углерода путем производства биоэнергии могут потребоваться многие годы. С. Митчелл с соавторами назвали это возмещение «погашением дебета углерода» C_{debt} , которое рассчитывается как изменение запаса углерода в результате «биоэнергетических» рубок и связанного с ними его замещения (показано на **рис. 6**).

Математически это представлено уравнением

$$C_{debt}(t) = C_{storage}(t) - C_{storage}(0) - \sum C_{harvest}(t) \times \eta_{biomass}, \quad (1)$$

где $C_{storage}(t)$ – количество углерода в управляемом лесу в момент времени t , $C_{storage}(0)$ – количество углерода в управляемом лесу в момент времени $t=0$ (т.е. до начала «биоэнергетической» рубки) и $C_{harvest}(t)$ – количество углерода в вырубленной биомассе в момент времени t , которое умножается на конверсионный коэффициент биоэнергии $\eta_{biomass}$.

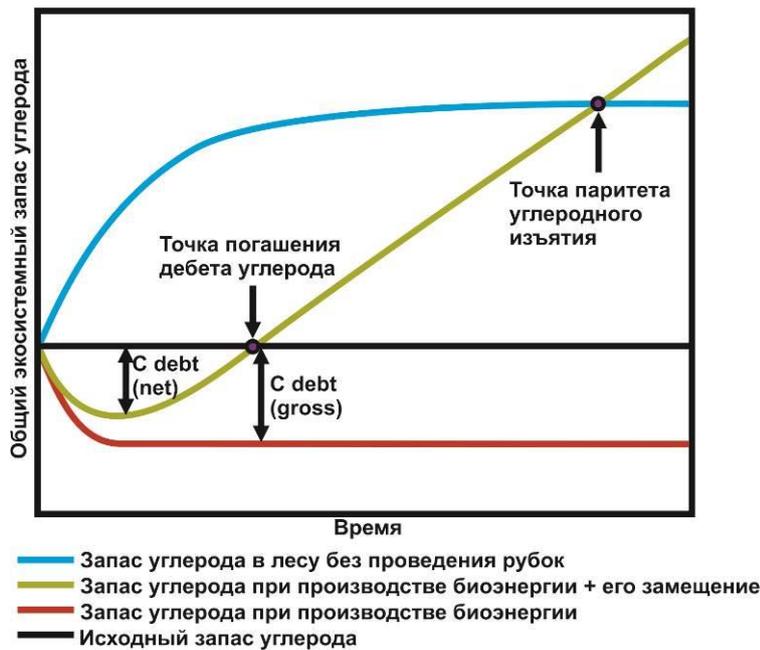


Рис. 6. Концептуальное представление точек «погашения дебета углерода» и «паритета углеродного изъятия» (Mitchell et al., 2012).

$C_{\text{debt(gross)}}$ – разность между исходным запасом углерода и запасом его в древостое (или на лесопокрытой площади), в котором проводятся «биоэнергетические» рубки.

$C_{\text{debt(net)}} = C_{\text{debt(gross)}} +$ (замещение углерода в результате производства биоэнергии).

3.2 О понятии «паритет углеродного изъятия»

Погашение дебета углерода не означает, что хозяйство в лесу должно вестись обязательно для обеспечения максимального изъятия атмосферного углерода. Если лес управляется для производства биоэнергии с целью замены традиционных ископаемых видов топлива в рамках усилий по снижению концентрации CO_2 , то такая стратегия должна оцениваться выгодой от снижения последствий изменения климата, которая должна исчисляться в сопоставлении с запасом углерода в лесу, оставленном без каких-либо рубок. Чтобы определить точку, в которой данная стратегия обеспечивает максимальный эффект от смягчения последствий изменения климата, необходимо оценить количество вынесенной из леса биомассы, количество накопленного углерода при данном режиме рубок и количество углерода, которое могло быть накоплено лесом без проведения в нем рубок (Schlamadinger, Marland, 1996a,b,c; Marland, Schlamadinger, 1997; Marland et al., 2007).

С. Митчелл с соавторами считают, что лес, который непрерывно управляется для производства биоэнергии, в конечном итоге будет производить достаточное ее количество, чтобы «возместить» связанное с этим снижение запаса углерода (так называемый дебет углерода) в предположении замены биоэнергии энергией ископаемого топлива. Однако конечная эффективность этой стратегии должна определяться количеством времени, необходимого для того, чтобы сумма общего экосистемного запаса углерода и биоэнергии его замещения превышала количество углерода в том же лесу, оставленном без проведения рубок (см. рис. 6). Они назвали это превышение (упомянутую разность) разностью изъятия углерода $C_{\text{differ}(t)}$, описываемую уравнением

$$C_{\text{differ}(t)} = C_{(u)\text{storage}(t)} - C_{\text{storage}(t)} - \sum C_{\text{harvest}(t)} \times \eta_{\text{biomass}}, \quad (2)$$

где $C_{(u)\text{storage}(t)}$ – количество углерода в неуправляемом лесу (т.е. в лесу без проведения в нем рубок) в момент времени t .

Точку, в которой $C_{\text{differ}(t)} = 0$, или $C_{(u)\text{storage}(t)} = (C_{\text{storage}(t)} - \sum C_{\text{harvest}(t)} \times \eta_{\text{biomass}})$, авторы назвали «точкой паритета углеродного изъятия». Таким образом, сделано различие между количеством времени, требующегося для того, чтобы система продуцирования биоэнергии возместила (компенсировала) снижение запаса углерода, вызванного руб-

ками (точка погашения дебета углерода), и количеством времени, требующегося для того, чтобы запас углерода в управляемом лесу (т.е. при производстве биоэнергии) достиг уровня запаса углерода в неуправляемом лесу, т.е. в лесу без проведения в нем рубок (точка паритета углеродного изъятия), поскольку последнее представляет более амбициозную стратегию смягчения последствий изменения климата (см. **рис. 6**).

3.3 Методология имитаций

Моделирование прироста и изъятия древесной массы из лесного насаждения С. Митчелл с соавторами выполнили с помощью обновленной ими версии имитационной модели экосистемы LANDCARB (Harmon, 2012). LANDCARB – это процессуально-обусловленная (process-based) модель экосистемы ландшафтного уровня, имитирующая полный спектр возможных режимов рубки с отслеживанием количества вырубленного древесного материала и моделирующая экосистемный запас углерода с учетом количества ископаемого топлива, заменяемого лесной биоэнергией. LANDCARB сопрягает климатически обусловленные процессы роста и разложения древесины с видоспецифичными трендами старения и отпада биомассы, включая динамику меж- и внутривидовой конкуренции. Последняя включает моделирование видоспецифичной реакции экосистемы на солнечную радиацию как функции световой точки компенсации (момент баланса фотосинтеза и дыхания) с учетом ослабления листвой пучка монохроматического света согласно закону Ламберта-Бера. Объединяя эти процессы, модель имитирует сукцессионные изменения как смену одной жизненной формы другой, тем самым представляя взаимосвязанные изменения в экосистеме в результате видоспецифичных процессов роста, старения, отпада и разложения.

В программу LANDCARB заложена агрегированная матрица парцеллярных структур экосистемы. Каждая парцелла в LANDCARB имитирует несколько участков (групп, когорт) с различными эпизодами отмирания и возобновления деревьев в древостое. Каждый участок содержит до четырех растительных ярусов (верхний древесный, нижний древесный, кустарниковый и травянистый), в каждом ярусе имеется до семи пулов живой органики, восьми пудов мёртвой органики и три постоянных пула. Например, верхний и нижний древесные ярусы представлены семьёй пулами живой органики: листва, тонкие корни, ветви, заболонная древесина, сердцевинная древесина, скелетные корни и сердцевинная гниль, - каждый из которых вследствие старения и отпада переходит в соответствующий пул мёртвой органики. Предполагается, что отмершая древесина сердцевины и заболони может находиться в виде сухостоя либо валежа, соответственно с разными условиями микроклимата при их разложении. Мертвая органика в парцелле формирует три потенциально стабильных (не разлагающихся) пула углерода соответственно в листве, древесине и почве. Как следствия лесных пожаров, включены также два пула древесного угля - поверхностного и погребённого.

Разработанный С. Митчеллом с соавторами подход с использованием имитационной модели LANDCARB учитывает широкий спектр экосистемных параметров и начальных условий, влияющих на определение как скорости погашения дебета углерода, так и времени, необходимого для достижения паритета углеродного изъятия. Высокопродуктивные леса по сравнению с низкопродуктивными обеспечивают более быстрое замещение ископаемого топлива. И наоборот, леса с длительно сохраняющейся биомассой увеличивают запас углерода в экосистеме (Olson, 1963), что влияет на время как погашения дебета углерода, так и паритета углеродного изъятия. Кроме того, леса могут иметь широкий диапазон запасов углерода даже в пределах фиксированного диапазона производительности и длительной сохранности углерода (т. е. более низких показателей отпада и разложения; Smithwick et al., 2007), но на сегодняшний день нет результатов исследований, которые изучили бы влияние продуктивности леса и дли-

тельности сохранения лесной биомассы на время погашения дебета углерода и достижения паритета углеродного изъятия. Неизвестно также влияние широкого диапазона стратегий лесоуправления и вариантов землепользования на эффективность использования лесной биомассы для производства биоэнергии.

Чтобы обеспечить полную оценку эффективности использования лесной биоэнергии как заменителя ископаемого топлива, авторы провели анализ широкого спектра свойств экосистемы, имитируя 3 уровня производительности лесов и в каждом - 3 уровня долголетия биомассы, что в итоге дает 9 различных экосистем (табл. 1). Уровни долголетия биомассы были взяты из опубликованных данных о приросте, отпаде и разложении органики (Harmon et al., 2005). Верхние и нижние пределы этих параметров были приняты для покрытия всего диапазона этих процессов для большей части умеренных лесов мира. Большинство параметров взято для лесов тихоокеанского Северо-Запада США, но экстремальные значения их прироста, отпада и разложения можно рассматривать в качестве таковых и для других лесов, что обеспечивает максимально широкую применимость полученных результатов.

Таблица 1

Характеристики прироста углерода, отпада и разложения для 9 различных экосистем

Группа	Прирост углерода	Максимальный отпад, год ⁻¹	$K_{\text{листвы}}$, год ⁻¹	$k_{\text{сердцевинны}}$, год ⁻¹	Потенциальный запас углерода, т/га
G1-L1	0,35	0,03	0,25	0,10	212
G1-L2	0,35	0,02	0,20	0,02	230
G1-L3	0,35	0,01	0,15	0,01	296
G2-L1	0,54	0,03	0,25	0,10	359
G2-L2	0,54	0,02	0,20	0,02	492
G2-L3	0,54	0,01	0,15	0,01	621
G3-L1	0,84	0,03	0,25	0,10	645
G3-L2	0,84	0,02	0,20	0,02	757
G3-L3	0,84	0,01	0,15	0,01	954

Примечание. Позиции G1, G2 и G3 представляют древостой возрастающей скорости роста, характеризующей соответствующим индексом продуктивности; L1, L2 и L3 представляют градации возрастающей долговечности биомассы. Группа (участок) с самым низким потенциальным запасом углерода (212 т С /га) имела самые низкие темпы роста (G1) в сочетании с наиболее высокими показателями отпада и разложения, что обусловило самые низкие показатели долголетия биомассы (L1). Группы L1 и L3 представляют экстремальные значения отпада и разложения, тогда как L2 – средние. $K_{\text{листвы}}$ и $k_{\text{сердцевинны}}$ – константы разложения листвы и сердцевинной древесины. Потенциальный запас углерода – среднее количество углерода в спелых древостоях в течение 500-летнего интервала.

С. Митчелл с соавторами смоделировали каждую из 9 ситуаций по 4 вариантам начальных условий: облесение бывших сельскохозяйственных земель (возраст = 0), лесовосстановление после катастрофических нарушений (возраст = 0), старовозрастной лес (возраст более 200 лет) и лес, вырубаемый с 50-летним оборотом (средний возраст ~ 25 лет). Каждое сочетание характеристик экосистемы и вариантов землепользования было смоделировано по 7 различным стратегиям ведения хозяйства (табл. 2), одна из которых включает контрольную группу без проведения рубок, а также 3 варианта рубки с разными интервалами (25, 50 и 100 лет) с 2 вариантами интенсивности рубки (50 и 100%) растущих деревьев. Предполагалось, что бывшие сельхозземли не имеют каких-либо запасов углерода помимо небольшого его количества в почве, и здесь не предпринимались продвинутое имитации. Однако, в процесс моделирования по другим вариантам землепользования с 500-летним лагом были заложены начальные значения запаса углерода в живой и мертвой биомассе и в почве. Кроме того, авторы отслежили соот-

ветствующие запасы углерода в двух имитациях по вариантам лесовосстановления после рубок и катастрофических нарушений. Для имитации варианта экосистемы с вырубкой по схеме 50-летней ротации, они заложили ежегодную сплошную рубку на 2% площади через каждые 50 лет до конца прогнозируемого периода. Что касается разложения вырубленной органики, то предполагалось, что 60% ее будет идти непосредственно в долгосрочный депозит (дома, строения) с ежегодным разложением в размере 1% (Harmon, Marks, 2002). Предполагалось, что остальные 40% углерода заготовленной древесины возвращаются в атмосферу в процессе ее переработки (Harmon, Marks, 2002).

Таблица 2

Характеристики системы продуцирования биоэнергии, принятые при моделировании. Объединены 4 варианта землепользования, 3 уровня накопления биомассы, 3 уровня долговечности биомассы, 3 варианта интервала между рубками и 2 варианта интенсивности рубки

Вариант землепользования	Скорость роста	Долговечность биомассы	Интервал между рубками, лет	Интенсивность рубки, %
Бывшие сельхозземли (возраст = 0)	G1	L1	100	50
Недавно нарушенные экосистемы (возраст = 0)	G2	L2	50	100
Выращивание с оборотом рубки (возраст около 25 лет)	G3	L3	25	-
Старовозрастные экосистемы (возраст более 200 лет)	-	-	-	-

Начальные условия нарушенных лесов были приняты по аналогии с поражением их лубоедом-стригуном (*Blastophagus piniiperda*). Чтобы имитировать это условие, авторы смоделировали ежегодную санитарную рубку в объеме 5% площади в каждое 5-летие после поражения лубоедом-стригуном (всего санитарной рубке было подвергнуто 25% площади). Предполагалось, что при каждой санитарной рубке удалялось 75% биомассы. В первые 5 лет после нарушений вырубая биомасса откладывается в древесной продукции с последующим разложением по той же схеме, что и при рубке с 50-летней ротацией. Такие условия сходны с теми, что закладываются в схему катастрофических повреждений и лесовосстановления после пожара, хотя площадь, пораженная вредителем, имеет первоначальный запас углерода больший, чем после катастрофического лесного пожара. Однако это различие является временным и будет иметь минимальное воздействие на долгосрочные последствия вырубки биомассы, и таким образом, этот набор исходных условий может также рассматриваться как аналог тех начальных условий, которые будут иметь место после катастрофического лесного пожара.

3.4 Включение в модель последствий лесных пожаров

Лесные пожары включены в модель не только потому, что это естественное явление во многих лесных экосистемах, но и потому, что количество заготовленной биомассы в экосистеме в результате пожара может быть иным, и это необходимо было учитывать. В модели LANDCARB интенсивность пожара контролирует количество погибшей (отмершей) живой биомассы и количество сгоревшей в различных углеродных пулах и зависит от количества и вида горючих материалов. Интенсивность (тяжесть)

пожара может увеличиваться (или уменьшаться) в зависимости от того, насколько взвешенный индекс горючих материалов данной парцеллы выше или ниже пороговых значений их уровня для каждого класса интенсивности пожара (Т лёгкий, Т средний, Т высокий и Т максимальный) и вероятности увеличения или уменьшения тяжести пожара (P_i и P_d). Например, пожар низкой тяжести может увеличиться до средней, если индекс горючих материалов значительно превышает порог для пожара средней тяжести. Пороговые уровни горючих материалов были установлены путем наблюдения за их уровнями в большой серии имитаций, где пожары были установлены в очень коротких интервалах с целью увидеть, насколько низкий уровень горючих материалов необходим, чтобы существенно снизить тяжесть пожара. Режим пожара для лесов низких темпов роста (G1) характеризуется низкой тяжестью пожаров, их высокой частотой со средней повторяемостью (MFRI) через 16 лет (Bork, 1985), аналогично режиму пожара в насаждении сосны жёлтой, также низкого темпа роста. Режимы пожара для среднего и высокого темпов роста лесов (G2, G3) включают высокую тяжесть пожаров и низкую их частоту (MFRI = 250 лет) по аналогии с насаждениями дугласовой пихты или ели ситхинской (Cissel et al., 1999). Авторы генерировали экспоненциальные случайные переменные, означающие годы возникновения пожара (Van Wagner, 1978), по литературным данным (Bork, 1985) для средней повторяемости пожара (MFRI) в каждой экосистеме. Интегральное распределение для отрицательной экспоненциальной функции приведено в уравнении (3) где X — непрерывная случайная величина, определяемая для всех возможных значений x в функции вероятности P , и λ представляет обратную величину ожидаемого интервала повторяемости пожара в уравнении (4).

$$P\{X \leq x\} = \int_0^x \lambda e^{-\lambda x} dx \quad (3)$$

$$E[X] = \frac{1}{\lambda} \quad (4)$$

Тяжесть пожара в каждом году, генерированная этой функцией, специфична для каждой парцеллы, поскольку для каждой парцеллы предусмотрен взвешенный индекс горючих материалов, рассчитанный по накопленному их количеству и соответствующей горимости каждого компонента. Последняя является производной от оценки количества сгоревшей биомассы.

3.5 Включение в модель конверсионных коэффициентов биоэнергии

Предыдущие исследования смягчающего климат потенциала биоэнергетики дали противоречивые выводы о возможности производства биоэнергии из древесной биомассы (Schlamadinger, Marland, 1996a,b,c; Marland, Schlamadinger, 1997; Marland et al., 2007; Walker et al., 2010). Различия в этих выводах, в частности, объясняются различными предположениями относительно эффективности использования биоэнергии. Энергия необходима для транспортировки биомассы и обеспечения механизмов ее преобразования в биоэнергию, и некоторая часть ее теряется в процессах преобразования из-за их несовершенства (Hamelinck et al., 2005; Walker et al., 2010). Вследствие трудностей с обеспечением универсальности оценки эффективности преобразования биоэнергии С. Митчелл с соавторами, вместо использования одного значения для выяснения чувствительности схем компенсации углерода к диапазону изменчивости процесса преобразования энергии, предложили оценивать эффективность преобразования био-

энергии в диапазоне от 0,2 до 0,8. Средний коэффициент пересчета древесной биомассы (в граммах) в биоэнергию составил 0,51 (Mitchell et al., 2012). Это означает, что 1 мг углерода в биомассе для производства биоэнергии заменит 0,51 мг углерода в ископаемом топливе, поскольку единица биомассы дает меньший выход углерода по сравнению с ископаемыми видами топлива. Коэффициент пересчета 0,8 означает крайне эффективное использование биоэнергии, хотя такая эффективность преобразования скорее всего нереальна. И наоборот, коэффициент пересчета 0,2 представляет крайне неэффективный метод использования энергии, хотя некоторые услуги биоэнергетики и процессов преобразования дают именно такой уровень эффективности (Walker et al., 2010).

С. Митчелл с соавторами просчитали 252 различных сценария: введено 9 различных экосистем (на основе 3 уровней скорости роста леса для 3 уровней долговечности биомассы) \times 4 первоначальных типа исходных экосистем \times 7 вариантов рубки (один контроль, плюс 3 уровня повторяемости рубки при 2 уровнях ее интенсивности). На выходе модели из 252 имитируемых сценариев использованы 7 различных биоэнергетических коэффициентов, что в итоге дало 1764 комбинации, включающие свойства экосистемы, исходные экосистемные условия, повторяемость рубок и коэффициенты преобразования биоэнергии. Выполненный анализ позволяет оценить степень, в которой заготовленная и использованная энергия лесной биомассы изменяет запас углерода на экосистемном уровне, а также продуцирование биоэнергии для того, чтобы вычислить (1) время, необходимое для компенсации выгод от получения биоэнергии путем погашения дебета углерода и (2) время, необходимое для компенсации выгод от получения биоэнергии путем достижения паритета углеродного изъятия, т.е. установить точку, в которой сумма энергии накопленного углерода в лесу и замещенной биоэнергии равна или превышает «выгоду смягчения» по сравнению с нетронутой экосистемой (Mitchell et al., 2012).

3.6 Определение времени, необходимого для погашения дебета углерода

Большинство экосистем, формирующихся на заброшенных сельхозземлях, достигают точки погашения дебета углерода в течение одного года, поскольку их первоначальный запас углерода в живой биомассе был низким и поэтому не требуется какого-либо ожидания для этого погашения (**рис. 7**). Таким образом, путем преобразования бывших сельскохозяйственных земель в экосистемы для производства биоэнергии имеет место погашение дебета углерода, а также увеличение запаса углерода в экосистеме. Аналогичным образом экосистемы, подвергаемые ротационным рубкам каждые 100 лет, увеличили запас углерода по сравнению с режимом рубки через каждые 50 лет. Большинство экосистем с ротационными рубками достигают точки погашения дебета углерода в течение года вследствие их изначально низкого запаса углерода в живой биомассе, поскольку их средний возраст составляет \sim 25 лет. Однако некоторые из этих экосистем, подвергаемые сплошной рубке каждые 50 или 25 лет, требуют гораздо большего времени для погашения дебета углерода. Рубка леса с большей частотой и интенсивностью понижает запас углерода и удлиняет время, необходимое для погашения его дебета; при сплошных рубках, проводимых в экосистемах ротационного пользования каждые 25 лет, требуется от 100 до более 1000 лет для погашения дебета углерода. Раз экосистема требует несколько лет для погашения дебета углерода, она может проявить чувствительность к эффективности преобразования биоэнергии, используемой при расчете времени, которое требуется для замещения эмиссии углерода от ископаемого топлива. Недавно нарушенные экосистемы требуют больше времени для погашения дебета углерода и гораздо более чувствительны к частоте рубки, ее интенсивности и эффективности преобразования биоэнергии (см. **рис. 7**). После катастрофиче-

ских нарушений эти экосистемы могут хранить большие запасы углерода в мертвой древесине, сохраняющиеся в течение десятилетий. Из-за низкой первичной продукции (годового прироста биомассы) сильно нарушенных экосистем восстановление их до исходного уровня запаса углерода может занять от 20 до 1000 лет и более. Старовозрастные экосистемы обычно требуют наибольшего количества времени для погашения дебета углерода (от 19 до 1000 лет и более) вследствие очень больших исходных запасов углерода в них.

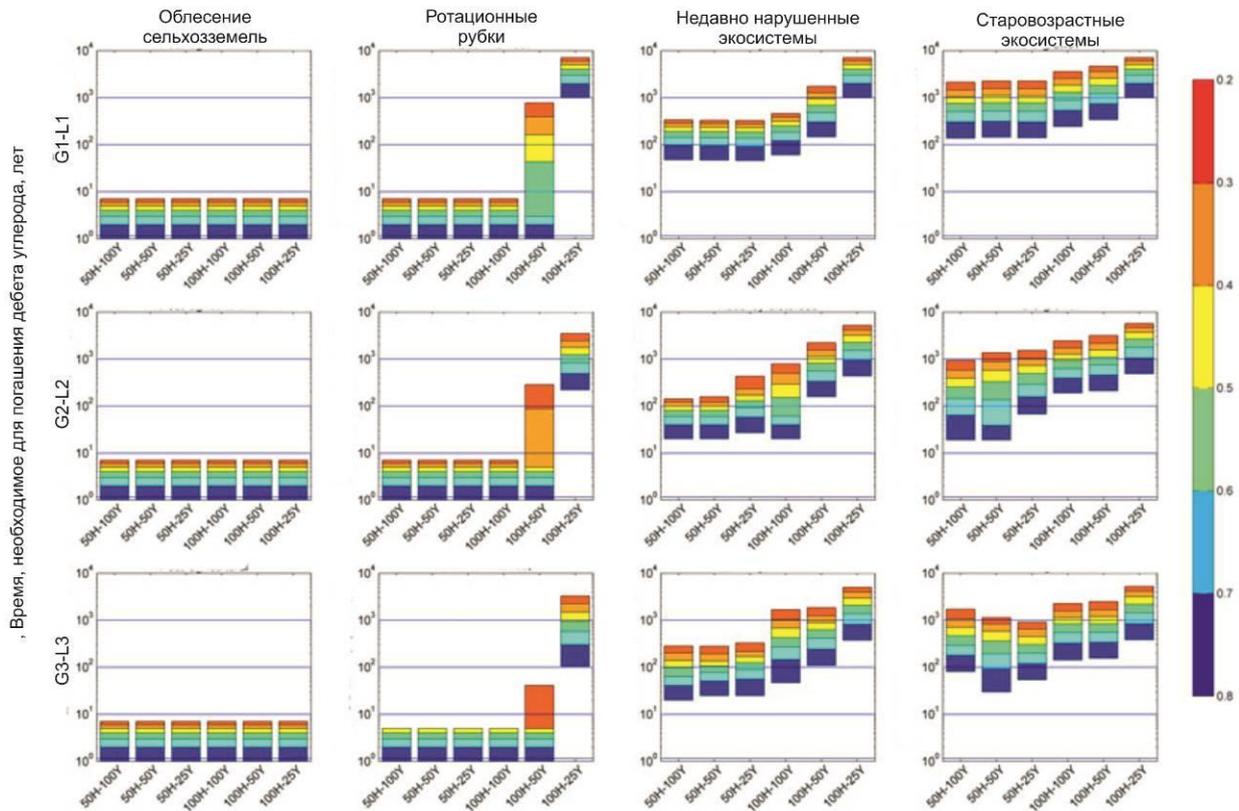


Рис. 7. Сравнение времени, требуемого для достижения точки погашения дебета углерода в трех из девяти типов экосистем, каждый с 6 режимами заготовки биомассы и 4 вариантами землепользования при разных коэффициентах преобразования биомассы (0,2 ... 0,8). По оси X показаны различные режимы заготовки биомассы; 50Н и 100Н означают соответственно 50% и 100% выборки запаса; 25У, 50У и 100У означают повторяемость рубок соответственно через 25, 50 и 100 лет (Mitchell et al., 2012).

3.7 Определение времени, необходимого для достижения паритета углеродного изъятия

Время, необходимое для достижения паритета углеродного изъятия, обычно продолжительнее времени, необходимого для погашения дебета углерода. В общем, старовозрастные экосистемы достигли паритета поглощения углерода более быстрыми темпами, чем экосистемы с другими вариантами землепользования, так как они имели больше первоначальной биомассы для производства биоэнергии (рис. 8). На втором месте после них были недавно нарушенные экосистемы, далее следуют экосистемы с ротационными рубками, хотя различия между этими двумя категориями землепользования были незначительными. Наибольшего количества времени требовали экосистемы на заброшенных сельхозземлях из-за отсутствия первоначальной биомассы, доступной для производства биоэнергии.

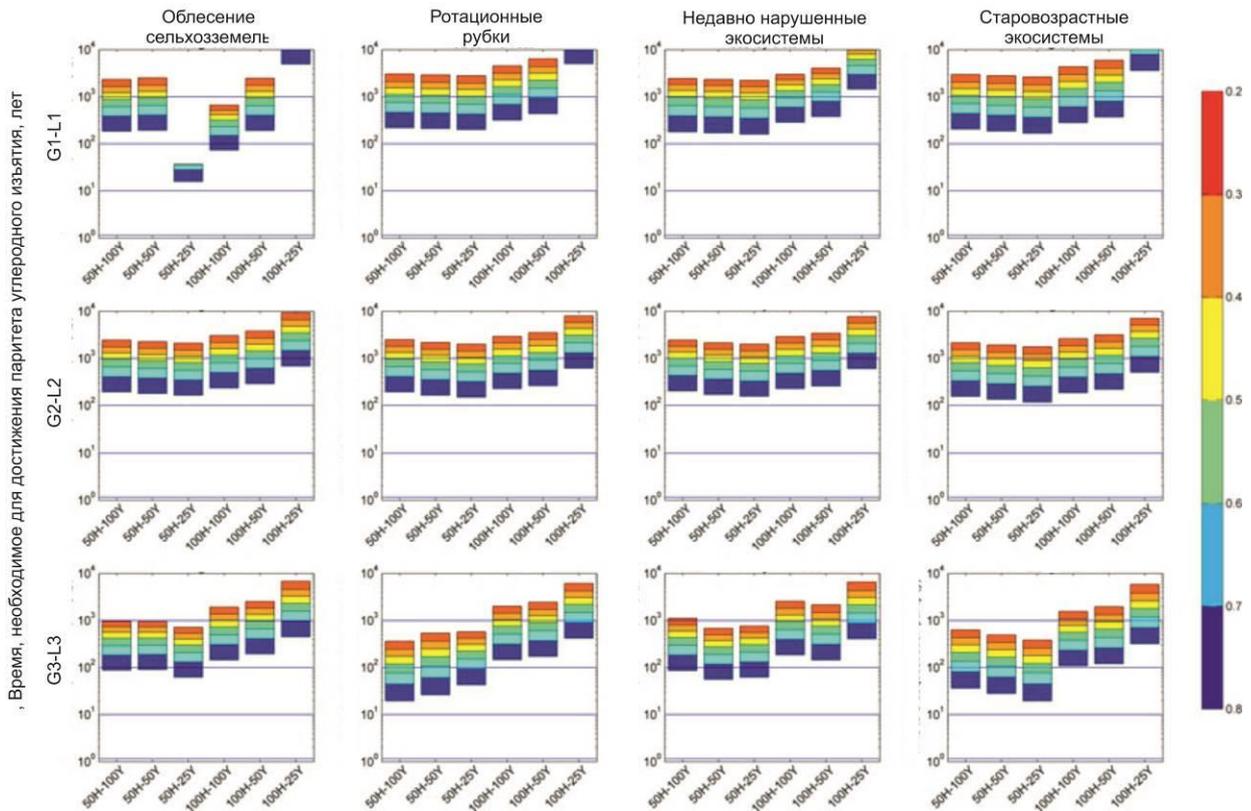


Рис. 8. Сравнение времени, требуемого для достижения точки паритета углеродного изъятия, в трех из девяти типов экосистем, каждый с 6 режимами заготовки биомассы и 4 вариантами землепользования при разных коэффициентах преобразования биомассы (0,2 ... 0,8). По оси X показаны различные режимы заготовки биомассы; 50Н и 100Н означают соответственно 50% и 100% выборки запаса; 25У, 50У и 100У означают повторяемость рубок соответственно через 25, 50 и 100 лет (Mitchell et al., 2012).

Время, необходимое для достижения паритета углеродного изъятия, было наибольшим в низкопродуктивных экосистемах и наименьшим – в высокопродуктивных (см. **рис. 8**). Это означает, что высокопродуктивные экосистемы способны более быстро погасить довольно большое снижение запаса углерода по сравнению с низкопродуктивными, которые погашают значительно меньшее снижение углерода более низкими темпами. В рамках каждой соответствующей группировки продуктивности экосистем (G1, G2, G3) на продолжительность периода достижения паритета углеродного изъятия значительно влияет долговечность биомассы (L1, L2, L3). Повышенная долговечность биомассы (то есть, более низкие показатели отпада и разложения) увеличивает время, необходимое для достижения паритета, - тенденция, не зависящая от скорости роста и продуктивности экосистем.

Независимо от варианта землепользования и экосистемных характеристик, большинство сценариев требуют более 100 лет для достижения паритета связывания углерода. Имитации со сплошными рубками, проводимыми каждые 25 лет, часто требуют для этого более 1000 лет. При некоторых сценариях паритет достигается менее чем за 50 лет, но большинство их имеют относительно высокую эффективность конверсии биоэнергии. При рубках низкой повторяемости (50, 100 лет) и низкой интенсивности (вырубка 50% биомассы) требуется меньше времени; при частичной рубке (50% биомассы), проводимой каждые 25 лет, достижение паритета связывания углерода происходит быстрее, чем при любом другом режиме управления (ведения хозяйства). Частота и интенсивность рубки аналогичным образом касаются всех экосистем. Проведение

ние сплошных рубок каждые 25 лет приводит к максимальному сокращению запаса углерода и требует длительных периодов для достижения паритета углеродного изъятия. По-видимому, получение биоэнергии из лесной биомассы будет наиболее эффективным в замещении ископаемых видов топлива при рубках леса в умеренных объемах в течение продолжительного времени.

Задержки времени, необходимого для получения чистого эффекта от замещения биоэнергией ископаемого топлива, вызваны двумя факторами. Во-первых, рубка древесины для биоэнергетики увеличивает потери углерода по сравнению с потерями в ходе естественного отпада и разложения. Таким образом, при увеличении количества вырубленной биомассы для производства биоэнергии увеличивается дебет углерода. Во-вторых, поскольку в энергии биомассы имеется меньше потенциальной энергии, приходящейся на единицу выбросов углерода, по сравнению с ископаемыми видами топлива, замена ископаемых видов топлива биомассой не дает соотношения 1: 1. Следовательно, способны быстро погасить дебет углерода экосистемы, которые с самого начала имели меньший его запас.

Имитации С. Митчелла с соавторами показали, что первоначальные экосистемные условия и вариант землепользования были основополагающими в определении объема времени, необходимого для погашения дебета углерода при производстве биоэнергии. Если для недавно нарушенных старовозрастных экосистем требуется значительное время для погашения дебета углерода, то экосистемы на бывших сельхозземлях и экосистемы с проведением ротационных рубок способны погасить дебет углерода за относительно короткий период времени, нередко в течение 1 года. Однако быстрое погашение дебета углерода и увеличение его запаса не означают возможность высоких объемов производства биоэнергии; это лишь указывает на то, что в системе производства биоэнергии имеются большие запасы углерода. Облесенные бывшие сельскохозяйственные земли имеют минимальные первоначальные запасы углерода и управление ими для рентабельного производства биоэнергии требует значительного периода ожидания. Кроме того, преобразование сельскохозяйственных угодий в лесные насаждения может иметь краткосрочные последствия для климатического потепления. Поскольку облесенный ландшафт находится на ранней стадии сукцессии, уменьшение альбедо ландшафта в результате облесения может вызвать эффект климатического потепления, перекрывающий любые эффекты климатического похолодания, связанные с поглощения атмосферного CO₂ (Jackson et al., 2008; Anderson et al., 2011), так как последнее будет относительно небольшим. Напротив, система ротационных рубок не вызовет значительного изменения альбедо при переходе к экосистеме, нацеленной на производство биоэнергии. Однако экосистемы с ротационными рубками имеют большие последствия по сравнению с бывшими сельскохозяйственными ландшафтами, поскольку история рубок в экосистеме подразумевает, что есть дополнительные объемы в виде произведенной древесной продукции, довольно медленно разлагающейся. Соответственно текущее разложение ранее заготовленных материалов снижает наземный запас углерода.

Время, которое требуется старовозрастным экосистемам для погашения дебета углерода, примерно соответствует времени, необходимого для достижения паритета углеродного изъятия, так как первоначальный запас углерода в старовозрастной экосистеме находится примерно на таком же уровне, как и в неуправляемой экосистеме (без рубок). Следовательно, старовозрастные экосистемы при производстве биоэнергии требуют длительного периода для погашения дебета углерода и для достижения паритета углеродного изъятия. При остальных трех вариантах землепользования достижение точки паритета изъятия углерода требует гораздо больше времени, чем погашение дебета углерода. Тенденции вполне согласуются в недавно нарушенных экосистемах, экосистемах с ротационными рубками и старовозрастных, и в большинстве имитаций

для достижения паритета углеродного изъятия требуется по крайней мере 100 лет (см. **рис. 8**).

Время, необходимое для достижения паритета углеродного изъятия, было наибольшим для низкопродуктивных и наименьшим - для высокопродуктивных экосистем. Аналогичным образом, эффекты долговечности биомассы вполне согласуются в недавно нарушенных экосистемах, экосистемах с ротационными рубками и старовозрастных (см. **рис. 8**). В пределах каждой соответствующей группировки экосистем по показателю продуктивности (G1, G2, G3), значительное влияние на количество времени, необходимого для достижения точки паритета углеродного изъятия, оказывала долговечность биомассы (L1, L2, L3). Более высокие показатели долговечности биомассы (то есть, более низкие показатели отпада и разложения) приводят к увеличению времени достижения паритета углеродного изъятия - тенденция, которая имеет место для всех трех уровней продуктивности экосистем (см. **рис. 8**). На первый взгляд, такой результат может показаться парадоксальным, но чистый эффект от снижения темпов отпада и разложения выражается в увеличении потенциального запаса углерода. Поскольку экосистемы с незначительным отпадом и медленным его разложением имеют более высокий потенциальный запас углерода, должно быть произведено больше биоэнергии замещения, чтобы превзойти количество углерода в неуправляемом лесу (без рубок). Ежегодные объемы получаемой биомассы при разных уровнях долговечности древесины различаются мало.

Таким образом, более высокие показатели долговечности биомассы увеличивают возможности для достижения паритета углеродного изъятия, не приводя к сопоставимому увеличению производства биоэнергии. С. Митчелл с соавторами отмечают, что долговечность биомассы во многом зависит от экологических факторов, определяющих темпы ее разложения, таких как температура и влажность, и в меньшей степени регулируется катастрофическими нарушениями. Выполненные имитации подтверждают ранее сделанные выводы (Mitchell et al., 2009; Campbell et al., 2012) об ограниченном влиянии пожаров на долговечность биомассы; лесные пожары могут временно снизить запас углерода в экосистеме, но большая часть потерь приходится на неликвидные компоненты насаждения, такие как подстилка и отпад. Большая часть заготавливаемой при рубках биомассы сохраняется даже после сильных верховых пожаров и может либо сразу вырубаться или оставаться в экосистеме на протяжении десятилетий (Mitchell et al., 2009; Campbell et al., 2012).

Однако накопление углерода в лесу не является единственным способом влияния растительности на климат, так как разные уровни отражательной способности (альбедо) поверхности и эвапотранспирации дают в итоге различные уровни поглощения тепла в земной биосфере (Jackson et al., 2008; Anderson et al., 2011). Использование деградированных сельскохозяйственных земель для производства биоэнергии по сравнению с недревесными растениями может способствовать как уменьшению поглощения тепла в земной биосфере, так и производству биоэнергии в качестве заменителя ископаемого топлива. Исследования показали, что к 2050 году выращивание плантаций для биоэнергетики на деградированных сельскохозяйственных угодьях может давать ежегодно 26 – 116 ЭДЖ, или 3 – 12% от прогнозируемого глобального спроса на энергию (Beringer et al., 2011). Дополнительная энергия может быть получена из вторичных источников, таких как отходы сельского и лесного хозяйства, твердые бытовые отходы и навоз, и совокупный производственный потенциал может достигать около 100 ЭДЖ ежегодно (IFEU, 2007; IEA, 2009; WBGU, 2009; Haberl et al., 2010), давая тем самым дополнительные 10% к прогнозируемому глобальному спросу на энергию (всего около 13-22%).

По мнению С. Митчелла с соавторами, остается неясным, какая доля деградированных сельскохозяйственных земель может быть лучше использована для смягчения

последствий изменения климата посредством лесовыращивания, а не посредством производства недревесной биоэнергии. Недревесные энергетические культуры потребуют формирования достаточно высокой поверхностной отражательной способности, чтобы их преимущества по смягчению последствий изменения климата превышали выгоды от облесения площадей, но исследования, проведенные на эту тему, дают противоречивые результаты. Некоторые исследования показали, что типы наземного покрова с высоким альбедо могут дать большее атмосферное похолодание, чем леса умеренной зоны (Diffenbaugh, Sloan, 2002; Oleson et al., 2004; Bala et al., 2007), в то время как другие исследования показали обратное (DeFries et al., 2002; Jackson et al., 2005; Juang et al., 2007), что указывает на необходимость дальнейших исследований в этой области.

Дальнейшие исследования необходимы также для выяснения потенциальной эффективности преобразования древесной биомассы. Полученные результаты показывают, что необходим учет выбросов углерода, которые неизбежны при заготовке, транспортировке и сжигании древесной биомассы, чтобы лесная биоэнергия в ближайшем будущем использовалась без увеличения атмосферной концентрации CO_2 . Многие из выбранных авторами вариантов продуктивности лесов, долговечности биомассы и режимов рубки, требуют более 100 лет для достижения паритета углеродного изъятия, даже когда коэффициент преобразования биоэнергии устанавливается на максимально возможном уровне. Для обеспечения эффективности любой системы производства биоэнергии также может оказаться необходимым учет характеристик насаждений и варианта землепользования. При конкуренции целей землепользования весьма маловероятно, что леса будут управляться исключительно для смягчения последствий потепления, и многие из нынешних целей управления в рамках существующих лесов несомненно будут препятствовать освоению полного потенциала их углеродного запаса. Управление лесами с целью достижения максимального запаса углерода поможет существенно и весьма предсказуемо достичь максимального смягчения таких последствий потепления, как увеличение средней глобальной температуры, подъем уровня моря или таяние ледников, что может продолжаться и после возможной в будущем стабилизации атмосферной концентрации CO_2 и других парниковых газов (Jones et al., 2009). Чтобы в рамках грядущего столетия получить выгоды в виде «углеродного» смягчения климата в процессе управления лесами с целью производства биоэнергии необходимо, чтобы биоэнергия стала нейтральным источником энергии, без выбросов углерода в атмосферу.

Заключение

Полученные результаты имитационного моделирования показали, что время, необходимое при производстве биоэнергии для погашения дебета углерода, обычно гораздо короче (< 100 лет) времени, необходимого при производстве биоэнергии для замещения того количества углерода, которое будет накапливаться в лесу без проведения рубок. Эту точку пересечения двух трендов С. Митчелл с соавторами назвали точкой паритета углеродного изъятия. Эффективность замены ископаемого топлива древесной биоэнергией существенно зависит от факторов, определяющих эффективность преобразования биоэнергии, таких, как высвобождение углерода при рубках, транспортировке и сжигании древесной биомассы. Имеет значение также повторяемость и интенсивность заготовки биомассы; сплошные рубки при частой их повторяемости могут дать больше биоэнергии, чем менее интенсивные режимы заготовки древесины, но могут снизить запас углерода и таким образом продлить время, необходимое для достижения паритета углеродного изъятия.

Список использованной литературы

- Дювиньо П., Танг М.* Биосфера и место в ней человека. М.: Прогресс, 1968. 255 с.
- Ивахненко А.Г.* Индуктивный метод самоорганизации моделей сложных систем. Киев: Наукова Думка, 1982. 296 с.
- Казимиров Н.И.* Ельники Карелии. Л.: Наука, 1971. 140 с.
- Палуметс Я.К.* Опыт моделирования распределения фитомассы ели // Лесоведение. 1990. № 3. С. 43-48.
- «Пеллетная угроза» // Лесная газета. 2014. № 40. 24 мая.
- Рачко П.* Имитационная модель роста дерева. Построение модели // Журнал общей биологии. 1978. Т. 39. № 4. С. 563-571.
- Рачко П.* Имитационная модель динамики роста дерева как элемента лесного биогеоценоза // Вопросы кибернетики: Управление и оптимизация в экологических системах. Вып. 52. М., 1979. С. 73-111.
- Розенберг Г.С.* Состояние и проблемы имитационного моделирования фитотических систем // Успехи современной биологии. 1981. Т. 91. Вып. 2. С. 293-307.
- Росс Ю.К.* Радиационный режим и архитектура растительного покрова. Л.: Гидрометеиздат, 1975. 344 с.
- Усольцев В.А.* Моделирование структуры и динамики фитомассы древостоев. Красноярск: Изд-во Красноярского ун-та, 1985. 191 с. (<http://elar.usfeu.ru/handle/123456789/3353>).
- Усольцев В.А.* Рост и структура фитомассы древостоев. Новосибирск: Наука, Сибирское отд-ние, 1988. 253 с. (<http://elar.usfeu.ru/handle/123456789/3352>).
- Усольцев В.А.* Фитомасса лесов Северной Евразии: предельная продуктивность и география. Екатеринбург: УрО РАН, 2003. 406 с. (<http://elar.usfeu.ru/handle/123456789/3303>).
- Anderson R., Canadell J., Randerson J., Jackson R.* Biophysical considerations in forestry for climate protection // *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2011. No. 9. P. 174–182.
- Bala G., Caldeira K., Wickett M., Phillips T.J., Lobell D.B., Delire C., Mirin A.* Combined climate and carbon-cycle effects of large-scale deforestation (pg 6550) // *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 2007. Vol. 104. P. 9911–9911.
- Beringer T.I.M., Lucht W., Schaphoff S.* Bioenergy production potential of global biomass plantations under environmental and agricultural constraints // *GCB Bioenergy*. 2011. Vol. 3. P. 299–312.
- Bork J.* Fire History in Three Vegetation Types on the East Side of the Oregon Cascades. Ph.D. Dissertation. Oregon State University, Corvallis, OR. 1985.
- Boundy B., David S.C., Wright L.L., Badger P.C., Perlack R.* Biomass Energy Data Book. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN. 2011. Available at: cta.ornl.gov/bedb (accessed 30 April 2011).
- Buford M., Neary D.* Sustainable biofuels from forests: meeting the challenge. Biofuels and Sustainability Reports, Ecological Society of America. 2010. Available at: <http://www.esa.org/biofuelsreports> (accessed 30 April 2011).
- Campbell J.L., Harmon M.E., Mitchell S.R.* Can fuel reduction treatments really increase forest carbon storage in the western US by reducing future fire emissions? // *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2012. Vol. 10. P. 83–90.
- Canadell J.G., Raupach M.R.* Managing forests for climate change mitigation // *Science*. 2008. Vol. 320. P. 1456–1457.
- Chen J.M.* Optically-based methods for measuring seasonal variation of leaf area index in boreal conifer stands // *Agricultural and Forest Meteorology*. 1996. Vol. 80. P. 135-163.

Cissel J.H., Swanson F.J., Weisberg P.J. Landscape management using historical fire regimes: Blue River, Oregon // *Ecological Applications*. 1999. Vol. 9. P. 1217–1231.

Davidson R.L. Effect of root/leaf temperature differentials on root/shoot ratios in some pasture grasses and clover // *Ann. Bot.* 1969. Vol. 33. No. 131. P. 561–569.

DeFries R.S., Bounoua L., Collatz G.J. Human modification of the landscape and surface climate in the next fifty years // *Global Change Biology*. 2002. Vol. 8. P. 438–458.

Diffenbaugh N.S., Sloan L.C. Global climate sensitivity to land surface change: the Mid Holocene revisited // *Geophysical Research Letters*. 2002. Vol. 29. P. 1–4.

FAO Wood Energy. 2011. Available at: <http://www.fao.org/forestry/databases/29420/en/> (accessed 10 September 2011).

Fargione J., Hill J., Tilman D., Polasky S., Hawthorne P. Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt // *Science*. 2008. Vol. 319. P. 1235–1238.

Field C.B., Randerson J.T., Malmstrom C.M. Global net primary production: combining ecology and remote sensing // *Remote Sens. Environ.* 1995. Vol. 51. P. 74–88.

Field C.B., Campbell J.E., Lobell D.B. Biomass energy: the scale of the potential resource // *Trends in Ecology & Evolution*. 2008. Vol. 23. P. 65–72.

Fung I.Y., Tucker C.J., Prentice K.C. Application of advanced very high resolution radiometer vegetation index to the study of atmosphere-biosphere exchange of CO₂ // *J. Geophys. Res.* 1987. Vol. 92. P. 2999–3015.

Haberl H., Beringer T., Bhattacharya S.C., Erb K.-H., Hoogwijk M. The global technical potential of bioenergy in 2050 considering sustainability constraints // *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 2010. Vol. 2. P. 394–403.

Hamelinck C.N., Suurs R.A., Faaij A.P.C. International bioenergy transport costs and energy balance // *Biomass and Bioenergy*. 2005. Vol. 29. P. 114–134.

Harmon M.E., Fasth B., Sexton J. Bole decomposition rates of seventeen tree species in Western U.S.A // *H.J. Andrews LTER Web Report*. 2005 (http://www.fsl.orst.edu/lter/pubs/webdocs/reports/decomp/cwd_decomp_web.htm).

Harmon M.E., Ferrell W.K., Franklin J.F. Effects on carbon storage of conversion of old-growth forests to young forests // *Science*. 1990. Vol. 247. P. 699–702.

Harmon M.E., Marks B. Effects of silvicultural practices on carbon stores in Douglas-fir-western hemlock forests in the Pacific Northwest, USA: results from a simulation model // *Canadian Journal of Forest Research*. 2002. Vol. 32. P. 863–877.

Harmon M.E. The Forest Sector Carbon Calculator. 2012. Available at: <http://landcarb.forestry.oregonstate.edu/default.aspx> (accessed 30 April 2011).

Haxeltine A., Prentice I.C. BIOME-3: An equilibrium terrestrial biosphere model based on ecophysiological constraints, resource availability and competition among plant functional types // *Global Biogeochem. Cycles*. 1995. Vol. 10. P. 693–709.

House J.I., Prentice I.C., Le Quere C. Maximum impacts of future reforestation or deforestation on atmospheric CO₂ // *Global Change Biology*. 2002. Vol. 8. P. 1047–1052.

Hudiburg T.W., Law B.E., Wirth C., Luysaert S. Regional carbon dioxide implications of forest bioenergy production // *Nature Climate Change*. 2011. Vol. 1. P. 419–423.

IEA Bioenergy – A Sustainable and Reliable Energy Source. IEA Bioenergy. 2009. Available at: <http://www.ieabioenergy.com/LibItem.aspx?id=6479> (accessed 12 March 2012).

IFEU Biomass as a Resource for the Chemical Industry. IFEU, Heidelberg. 2007.

Jackson R.B., Jobbagy E.G., Avissar R. et al. Trading water for carbon with biological sequestration // *Science*. 2005. Vol. 310. P. 1944–1947.

Jackson R.B., Randerson J.T., Canadell J.G. et al. Protecting climate with forests // *Environmental Research Letters*. 2008. Vol. 3. No 4. 5 p. (doi:10.1088/1748-9326/3/4/044006).

Jiang H., Apps M.J., Zhang Y., Peng C., Woodard P.M. Modelling the spatial pattern of net primary productivity in Chinese forests // *Ecological Modelling*. 1999. Vol. 122. P. 275–288.

Juang J.Y., Katul G., Siqueira M., Stoy P., Novick K. Separating the effects of albedo from eco-physiological changes on surface temperature along a successional chronosequence in the southeastern United States // *Geophysical Research Letters*. 2007. Vol. 34 (L21408, doi:10.1029/2007GL031296).

Kimmins J.P. *Forest Ecology*. New York: Macmillan Publishing Company, 1986. 930 p.

Küchler A.W. The potential natural vegetation of the conterminous United States // *American Geographical Society*. New York, USA. 1964. Special Publication No. 36 [With separate map at 1:3,168,000].

Marland G., Obersteiner M., Schlamadinger B. The carbon benefits of fuels and forests // *Science*. 2007. Vol. 318. P. 1066.

Marland G., Schlamadinger B. Forests for carbon sequestration or fossil fuel substitution? A sensitivity analysis // *Biomass & Bioenergy*. 1997. Vol. 13. P. 389–397.

McGuire A.D., Melillo J.M., Joyce L.A., Kicklighter D.W., Grace A.L., Moore III B., Vorosmarty C.J. Interactions between carbon and nitrogen dynamics in estimating net primary productivity for potential vegetation in North America // *Global Biogeochem. Cycles*. 1992. Vol. 6. P. 101-124.

Mitchell S.R., Harmon M.E., O'Connell K.E.B. Carbon debt and carbon sequestration parity in forest bioenergy production // *GCB Bioenergy*, 2012. P. 1-10 (doi: 10.1111/j.1757-1707.2012.01173.x).

Mitchell S.R., Harmon M.E., O'Connell K.E.B. Forest fuel reduction alters fire severity and long-term carbon storage in three Pacific Northwest ecosystems // *Ecological Applications*. 2009. Vol. 19. P. 643–655.

Moldau H. Model of plant productivity at limited water supply considering adaptation // *Photosynthetica*. 1971. Vol. 5. No. 1. P. 16-21.

Neilson R.P. A model for predicting continental-scale vegetation distribution and water balance // *Ecological Applications*. 1995. Vol. 5. No. 2. P. 362-385.

Neilson R.P., Marks D. A global perspective of regional vegetation and hydrologic sensitivities from climatic change // *J. Veget. Sci.* 1994. Vol. 5. P. 715-730.

Newnham R.M., Smith J.H.G. Development and testing of stand models for Douglas-fir and lodgepole pine // *Forest. Chronicle*. 1964. Vol. 40. No. 4. P. 494-502.

Oleson K.W., Bonan G.B., Levis S., Vertenstein M. Effects of land use change on North American climate: impact of surface datasets and model biogeophysics // *Climate Dynamics*. 2004. Vol. 23. P. 117–132.

Olson J.S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems // *Ecology*. 1963. Vol. 44. P. 322–331.

Palumets J.K. Analysis of phytomass partitioning in Norway spruce. Tartu: Univ. Press. VIII Scripta Botanica. 1991. 95 p.

Pan Y., Birdsey R.A., Fang J. et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests // *Science*. 2011. Vol. 333. P. 988–993.

Parikka M. Global biomass fuel resources // *Biomass and Bioenergy*. 2004. Vol. 27. P. 613–620.

Parton W.J., Mckeown R., Kirchner V., Ojima D.S. CENTURY User's Manual. Colorado State University, Natural Resource Ecology Laboratory: Ft. Collins, 1992. 289 p.

Parton W.J., Schimel D.S., Cole C.V., Ojima D.S. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1987. Vol. 51. P. 1173-1179.

Peterson D.L. Relationship of thematic map simulator to leaf area index of temperate coniferous forests // *Remote Sens. Environ.* 1987. Vol. 22. P. 323-341.

Potter C.S., Randerson J.T., Field C.B., Matson P.A., Vitousek P.M., Mooney H.A., Klooster S.A. Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data // *Global Biogeochem. Cycles*. 1993. Vol. 7. P. 811-841.

Prentice I.C., Cramer W., Harrison S.P., Leemans R., Monserud R.A., Solomon A.M. A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate // *J. Biogeog.* 1992. Vol. 19. P. 117-134.

Raich J.W., Rastetter E.B., Melillo J.M., Kicklighter D.W. Potential net primary productivity in South America: application of a global model // *Ecol. Appl.* 1991. Vol. 1. P. 399-429.

Raich J.W., Schlesinger W.H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate // *Tellus*. 1992. Vol. B44. P. 81-99.

Richter D.D., Jenkins D.H., Karakash J.T., Knight J., McCreery L.R., Nemestothy K.P. Wood energy in America // *Science*. 2009. Vol. 323. P. 1432-1433.

Running S.W. Testing FOREST-BGC ecosystem process simulations across a climatic gradient in Oregon // *Ecol. Appl.* 1994. Vol. 4. P. 238-247.

Running S.W., Coughlan J.C. A general model of forest ecosystem processes for regional applications. I. Hydrologic balance, canopy gas exchange and primary production processes // *Ecological Modelling*. 1988. Vol. 42. P. 125-154.

Running S.W., Gower S.T. FOREST-BGC, A general model of forest ecosystem processes for regional applications. II. Dynamic carbon allocation and nitrogen budgets // *Tree Physiology*. 1991. Vol. 9. P. 147-160.

Running S.W., Hunt E.R. Jr. Generalization of a forest ecosystem process model for other biomes, BIOME-BGC and an application for global-scale models // Ehleringer J.R., Field C. (eds.). *Scaling physiological processes: leaf to globe*. San Diego: Academic Press, 1993. P. 141-158.

Running S.W., Nemani R.R. Relating seasonal patterns of the AVHRR vegetation index to simulated photosynthesis and transpiration of forests in different climates // *Remote Sens. Environ.* 1988. Vol. 24. P. 347-367.

Running S.W., Peterson D.L., Spanner M.A., Teuber K.B. Remote sensing of coniferous forest leaf area // *Ecology*. 1986. Vol. 67. P. 273-276.

Schlamadinger B., Marland G. Carbon implications of forest management strategies // *Forest Ecosystems, Forest Management and the Global Carbon Cycle*. 1996a. Vol. 40. P. 217-232.

Schlamadinger B., Marland G. Full fuel cycle carbon balances of bioenergy and forestry options // *Energy Conversion and Management*. 1996b. Vol. 37. P. 813-818.

Schlamadinger B., Marland G. The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle // *Biomass and Bioenergy*. 1996c. Vol. 10. P. 275-300.

Schneider T.W., Kreysa J. Dynamische Wachstums- und Ertragsmodelle für die Douglasie und die Kiefer // *Mitt. Bundesforschungsanst. für Forst- und Holzwirtschaft*. Hamburg-Reinbek, 1981. No. 135. 137 S.

Searchinger T., Heimlich R., Houghton R.A. et al. Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change // *Science*. 2008. Vol. 319. P. 1238-1240.

Searchinger T.D., Hamburg S.P., Melillo J. et al. Fixing a critical climate accounting error // *Science*. 2009. Vol. 326. P. 527-528.

Smithwick E., Harmon M., Domingo J. Changing temporal patterns of forest carbon stores and net ecosystem carbon balance: the stand to landscape transformation // *Landscape Ecology*. 2007. Vol. 22. P. 77-94.

Tucker C.J., Fung I.Y., Keeling C.D., Gammon R.H. Relationship between atmospheric CO₂ variations and a satellite-derived vegetation index // *Nature*. 1986. Vol. 319. P. 195-199.

Tucker C.J., Holben B.N., Elgin J.H., McMurtrey J.E. Remote sensing of total dry matter accumulation in winter wheat // *Remote Sens. Environ.* 1981. Vol. 13. P. 461-474.

Van Wagner C.E. Age-class distribution and forest fire cycle // *Canadian Journal of Forest Research.* 1978. Vol. 8. P. 220–227.

Walker T., Cardellicchio P., Colnes A. et al. Biomass Sustainability and Carbon Policy Study // Manomet Center for Conservation Sciences, Massachusetts. NCI-2010-03. 2010. 8 p. (https://www.manomet.org/sites/default/files/publications_and_tools/Manomet_Biomass_Report_ExecutiveSummary_June2010.pdf).

Waring R.H. Site, leaf area and phytomass production in trees // *Mountain Environments and Subalpine Tree Growth.* Techn. Paper No. 70. Forest. Res. Institute. N. Z. Forest Serv. 1980. P. 125-135.

WBGU Future Bioenergy and Sustainable Land Use. Earthscan, London and Sterling, VA. 2009.

Woodward F.I. Climate and plant distribution. London: Cambridge Univ. Press, 1987.

Woodward F.I., Smith T.M., Emanuel W.R. A global land primary productivity and phytogeography model // *Global Biogeochem. Cycles.* 1995. Vol. 9. P. 471-490.

Рецензент статьи: ведущий научный сотрудник Ботанического сада УрО РАН, доктор биологических наук, профессор Е.В. Колтунов.