

---

# **Мониторинг потоков парниковых газов в природных экосистемах**

---

**УДК 551.510.5**

**ББК 20.18**

**Под редакцией:**

Д.Г. Замолодчикова, Д.В. Карелина, М.Л. Гитарского, В.Г. Блинова

**Авторы:** Алферов А.М., Блинов В.Г., Гитарский М.Л., Грабар В.А., Замолодчиков Д.Г., Зинченко А.В., Иванова Н.П., Ивахов В.М., Карабань Р.Т., Карелин Д.В., Калюжный И.Л., Кашин Ф.В., Конюшков Д.Е., Коротков В.Н., Кровотынцев В.А., Лавров С.А., Марунич А.С., Парамонова Н.Н., Романовская А.А., Трунов А.А., Шилкин А.В., Юзбеков А.К.

**Рецензенты:** В.Н. Кудеяров, член-корр. РАН, проф., научный руководитель Института физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН; А.А. Сирин, д. б. н., директор Института лесоведения РАН; В.Н. Крупчатников, д.ф.-м.н., заведующий отделом Сибирского регионального научно-исследовательского гидрометеорологического института Росгидромета

**Мониторинг потоков парниковых газов в природных экосистемах //**  
Алферов А.М., Блинов В.Г., Гитарский М.Л., Грабар В.А., Замолодчиков Д.Г.,  
Зинченко А.В., Иванова Н.П., Ивахов В.М., Карабань Р.Т., Карелин Д.В.,  
Калюжный И.Л., Кашин Ф.В., Конюшков Д.Е., Коротков В.Н., Кровотынцев В.А.,  
Лавров С.А., Марунич А.С., Парамонова Н.Н., Романовская А.А., Трунов А.А.,  
Шилкин А.В., Юзбеков А.К. (Под ред. Д.Г. Замолодчикова, Д.В. Карелина,  
М.Л. Гитарского, В.Г. Блинова) – Саратов: Амирит, 2017. – 279 с.

В монографии представлены результаты натурных измерений потоков парниковых газов (диоксида углерода и метана) в природных экосистемах северо-запада России (Новгородская и Ленинградская обл.). Получены данные суточной и сезонной динамики потоков из лесных, болотных и залежных земель, а также от древесного валежа. В лесных экосистемах южной тайги (Новгородская обл.) изучена пространственно-временная изменчивость растительного покрова и определены его продукционные характеристики. Выполнено картографирование лесного покрова, осуществлена привязка космических снимков, выделены основные природные ландшафты и осуществлена экстраполяция полученных данных на сопредельные территории. На основе полученных данных предпринята оценка бюджета углерода. Монография предназначена для специалистов, занимающихся оценкой выбросов и поглощения парниковых газов в естественных экосистемах, охраной окружающей среды и рациональным использованием природных ресурсов, специалистов лесного хозяйства и практических экологов. Издание монографии осуществлено за счет средств Росгидромета.

Монография включена в План изданий научно-технической литературы Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды на 2017 год и печатается на основании решения редакционно-издательского совета Росгидромета

---

## СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	4
<b>1. ЭКОСИСТЕМЫ – ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ</b>	
ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ.....	6
1.1. Организация наблюдений за парниковыми газами в России.....	6
1.2. Экосистемы южно-таежных лесов.....	14
1.3. Пахотные и залежные земли подзоны южной тайги.....	24
1.4. Болотные массивы северо-запада России.....	28
<b>2. МОНИТОРИНГ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ</b>	
В ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ И ИХ ОТДЕЛЬНЫХ	
КОМПОНЕНТАХ.....	34
2.1. Измерения потока диоксида углерода в лесных экосистемах.....	34
2.2. Мониторинг эмиссии диоксида углерода с поверхности почвы.....	42
2.3. Потоки диоксида углерода и метана в олиготрофном	
болотном массиве.....	110
2.4. Мониторинг эмиссии диоксида углерода от древесного валежа.....	132
2.5. Углекислотный газообмен хвои ели европейской	
в южнотаежном ельнике.....	140
2.6. Динамика запасов углерода в фитомассе и мертвый древесине.....	147
<b>3. ПОТОК ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ НА УРОВНЕ ЭКОСИСТЕМЫ</b> .....	170
3.1. Динамика запаса углерода в почве и растительности	
при естественном восстановлении залежных земель.....	170
3.2. Поток диоксида углерода в олиготрофном болотном массиве	176
3.3. Мониторинг лесных экосистем по многоспектральным	
спутниковым данным.....	195
3.4. Построение бюджета углерода южно-таежной экосистемы	
по балансу потоков диоксида углерода.....	226
<b>4. БЮДЖЕТ УГЛЕРОДА ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ НА УРОВНЕ</b>	
РЕГИОНА.....	232
4.1. Принципы оценки бюджета углерода на региональном уровне.....	232
4.2. Экстраполяция оценок потоков углерода природных экосистем	
с локального на региональный уровень.....	238
4.3. Бюджет углерода Национального парка «Валдайский».....	243
<b>ЗАКЛЮЧЕНИЕ.....</b>	256
<b>СПИСОК ЛИТЕРАТУРНЫХ ИСТОЧНИКОВ.....</b>	258

---

---

## **Введение**

В многообразии работ, выполняемых научно-исследовательскими учреждениями Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды Российской Федерации (Росгидромет) и Российской академии наук, особое внимание уделяется климатическим исследованиям. Они включают мониторинг, глобальное и региональное моделирование, оценки характера антропогенного воздействия на климат и последствий его изменения для природной среды и хозяйственной деятельности. И это неудивительно: атмосфера, гидросфера и литосфера, участвующие в формировании современной климатической системы, тесно связаны с человеческим обществом. Исследование потоков парниковых газов между атмосферой и другими природными средами является важнейшим элементом изучения климатической системы. Информация о количественных величинах этих потоков необходима для построения баланса основных биогенных элементов и оценки их воздействия на климат и эволюцию Земли под влиянием антропогенных воздействий. В свою очередь, знания о динамике природных и управляемых экосистем позволяют лучше понимать степень их чувствительности и оценить способность адаптироваться к глобальным изменениям. Поэтому вот уже несколько десятилетий Росгидрометом ведутся наблюдения за антропогенными и природными потоками парниковых газов.

В настоящей книге представлены результаты многолетних исследований потоков парниковых газов, направленные на уточнение оценок скоростей их абсорбции и эмиссии природными и антропогенно-измененными экосистемами. Исследования проводились в типичных ландшафтах южно-таежной подзоны boreальных лесов – лесных и болотных массивах и бывших сельскохозяйственных землях Новгородской области, а также в болотных ландшафтах северо-запада России (Ленинградская область). В ходе исследований проводились экспериментальные измерения величин эмиссии диоксида углерода ( $\text{CO}_2$ ) и метана ( $\text{CH}_4$ ) от лесных почв и древесных остатков, поглощения  $\text{CO}_2$  растительностью, а также расчетные оценки результирующих потоков  $\text{CO}_2$  от различных природных ландшафтов в целом. Комплекс наблюдений позволил получить репрезентативные количественные оценки эмиссионных потоков основного парникового газа – диоксида углерода

– от отдельных компонентов природных и антропогенно-трансформированных экосистем – лесных и болотных почв, древесных остатков, а также залежных земель. Определены величины поглощения СО<sub>2</sub> растительностью и рассчитаны запасы углерода в лесных, болотных и бывших сельскохозяйственных экосистемах. Благодаря проведенным наблюдениям, установлены величины интегральных годовых потоков в различных природных ландшафтах в целях уточнения данных, включаемых в национальный кадастр парниковых газов.

В работе широко использовались дистанционные методы наблюдений. Применение космических снимков в сочетании с наземными исследованиями обеспечило высокую достоверность идентификации растительного покрова основных природных ландшафтов южнотаежной подзоны. Предпринята экстраполяция полученных данных на участки с аналогичным растительным покровом, выделенные на основе дистанционного зондирования земной поверхности. Научно-методические подходы и количественные оценки, представленные в монографии, формируют основу национальной методики оценки способности к поглощению диоксида углерода лесами, водоно-болотными угодьями и степями Российской Федерации. Результаты работ служат обоснованием важной роли лесоуправления в системе национальных политики и мер в области сохранения современного климата и смягчения его негативных изменений.

Представленные в монографии данные и количественные оценки получены в рамках выполнения тематики научно-исследовательских и опытно-конструкторских работ Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды Российской Федерации и при поддержке РНФ 16-17-00123 «Научные основы учета и прогноза бюджета углерода лесов России в системе международных обязательств по охране атмосферы и климата». Издание монографии осуществлено за счет средств Росгидромета. Авторы благодарны к.б.н. в.н.с. О.В. Честных и м.н.с. А.В. Почикалову (МГУ имени М.В. Ломоносова), н.с. В.В. Каганову (ЦЭПЛ РАН), к.т.н. в.н.с. В.О. Лопесу-де-Гереню (ИФХиБПП РАН), к.г.н. в.н.с. Н.И. Белоусовой (Почвенный институт им. В.В. Докучаева), аспиранту кафедры общей экологии МГУ имени М.В. Ломоносова А. Куманяеву, а также студентам кафедры экологии и природопользования филиала «Угреша» ГБОУ ВО МО «Университет «Дубна» Д.Д. Суханову, А.В. Абрамову, В.Н. Голову и С.А. Шитикову за помощь в сборе данных и проведении полевых исследований.

---

---

## **1. ЭКОСИСТЕМЫ – ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ**

### **1.1. Организация наблюдений за парниковыми газами в России**

Теплоэнергетический баланс климатической системы определяется физико-химическим составом атмосферы, который, в свою очередь, зависит от концентраций малых газовых составляющих и аэрозолей. Малые газовые составляющие – водяной пар, диоксид углерода ( $\text{CO}_2$ ), метан ( $\text{CH}_4$ ) и оксид диазота ( $\text{N}_2\text{O}$ ) – еще называются парниковыми газами за способность поглощать, удерживать и перераспределять потоки инфракрасного (теплового) излучения Солнца и земной поверхности и создавать, таким образом, парниковый эффект. К малым газовым составляющим еще относятся так называемые «предшественники» – оксид углерода (CO) и оксиды азота ( $\text{NO}_x$ ) – их фотохимические трансформации приводят к образованию тропосферного озона ( $\text{O}_3$ ), также участвующего в формировании атмосферного парникового эффекта. Парниковые газы и их «предшественники» имеют естественное и антропогенное происхождение. В результате человеческой деятельности меняются естественные биогеохимические циклы углерода и азота, увеличивается поступление парниковых газов и «предшественников» в атмосферу, чем индуцируются ее дополнительный нагрев и изменение климата Земли.

Одним из первых о грядущих глобальных антропогенных изменениях климата заявил академик М.И. Будыко, руководивший Отделом исследований изменения климата в Государственном гидрологическом институте (ныне ФГБУ «ГГИ»). В 1971 году на международной конференции по климатологии в г. Ленинграде он высказал убеждение, что в ближайшем будущем начнется глобальное потепление (Будыко, 1972). В 1980-90-х годах прошлого века и в начале нынешнего столетия повышение средней температуры воздуха у земной поверхности действительно происходило и происходит в соответствии с количественным прогнозом М.И. Будыко.

Достоверно подтвержденные изменения атмосферных концентраций парниковых газов являются основной причиной роста средней глобальной температуры атмосферы, которая к 2012 году повысилась на  $0,85^\circ\text{C}$  по сравнению с доиндустриальным уровнем, причем более половины этой величины связывается с деятельностью человека (Изме-

нение климата, 2007, 2013; IPCC, 2014). В масштабах планеты это значительная величина, приводящая к еще более выраженным изменениям региональных климатов. В частности, средняя температура России за то же время возросла почти на 2°C (Второй оценочный доклад..., 2013). Главной причиной современного глобального потепления признан рост антропогенных выбросов парниковых газов, в первую очередь диоксида углерода. При этом от глобальных антропогенных выбросов CO<sub>2</sub>, составляющих сейчас около 9,0 Гт С в год, в атмосфере остается меньше половины (4,4 Гт С), в то время как 2,6 Гт С растворяются в океане, а 2,0 Гт С поглощаются на суше (Global carbon project, 2015).

Приблизительные соотношения 50 на 50, характерные как для остающейся в атмосфере и поглощаемой биосферой частей антропогенного выброса диоксида углерода, так и его поглощения сушей и океаном, сохраняются на протяжении индустриального периода. Иначе говоря, поглотительная способность океана и суши возрастают пропорционально величине антропогенного выброса CO<sub>2</sub>. Причины роста поглотительной способности океана имеют в первую очередь физико-химическую природу и связаны с растворением CO<sub>2</sub> в морской воде. Усиление поглощения углерода на суше чаще всего объясняют активизацией продукционных процессов в растительном покрове, связанный с эффектом его фертилизации растущими концентрациями атмосферного CO<sub>2</sub>, усилением выпадений соединений азота с осадками и прямым воздействием потепления. Встречаются точки зрения, оспаривающие роль перечисленных механизмов. Но в любом случае отсутствует однозначная уверенность в том, что наземные экосистемы и в будущем останутся значимым стоком диоксида углерода (Sitch et al., 2015). В этой связи повышается роль длительных стационарных наблюдений, которые обеспечивают возможность выявления долгосрочных трендов в функционировании экосистем, связанных с изменениями внешней среды и климата.

Наибольшей интенсивности антропогенная эмиссия парниковых газов достигла во второй половине XX века, и наблюдающиеся в Европе, Азии и Австралии экстремальные природно-климатические явления рассматриваются как одно из негативных последствий хозяйственной деятельности, сопровождающейся ростом атмосферных концентраций парниковых газов. Обеспокоенность мирового сообщества грядущими климатическими изменениями нашла отражение в разработке и принятии целого пакета международных нормативно-правовых соглашений по климату – Рамочной конвенции ООН об изменении климата (1992), Киотского протокола (1997) и, наконец, Парижского согла-

## Глава 1

---

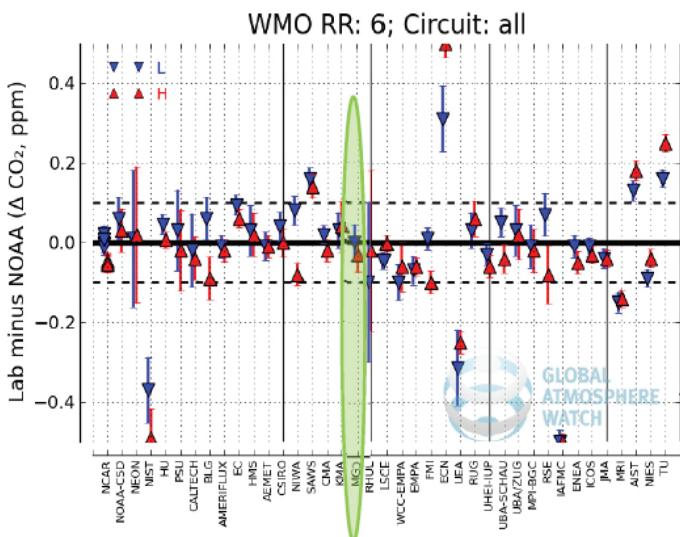
шения (2015). Цель всех этих соглашений – сдержать негативное изменение климата через сокращение антропогенных выбросов парниковых газов для ограничения роста глобальной температуры атмосферы. В таких условиях мониторинг и уточнение количественных оценок потоков парниковых газов приобретают приоритетное значение, поскольку с их помощью можно судить о выполнении принятых человечеством целей. Помимо прочего, систематические наблюдения за содержанием парниковых газов в атмосфере являются важной геофизической задачей, имеющей отношение к различным областям гидрометеорологии, климатологии, оперативного и долгосрочного прогнозирования погоды и климата.

В Росгидромете мониторинг и количественная оценка потоков парниковых газов ведутся с 1970-х годов прошлого столетия. Их основы заложены Главной Геофизической Обсерваторией им. А.И. Войкова (ныне ФГБУ «ГГО») благодаря разработке спектроскопического метода измерений общего содержания  $\text{CO}_2$  в столбе атмосферы, а затем и методов измерения  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  и  $\text{CO}$  (Броунштейн и др., 1973; Броунштейн и др., 1976; Броунштейн, 1980; Шашков и др., 1985; Шашков, 1985 и др.). Созданная измерительная аппаратура позволила начать в 1978 г. регулярные наблюдения за интегральным содержанием парниковых газов на Центральной полевой экспериментальной базе ФГБУ «ГГО» в Войково.

В целях унификации измерений с данными сети мониторинга парниковых газов Глобальной службы атмосферы ВМО (ГСА ВМО), в 1980 – 1985 гг. были созданы газоаналитические установки для измерения локальных концентраций  $\text{CO}_2$  (Броунштейн и др., 1985), а в 1995 г. – для измерения атмосферных концентраций  $\text{CH}_4$  (Сметанин и др., 2000). Согласование результатов измерений с данными ВМО выполняли по методике сравнения шкал на основе самолетных измерений профиля концентраций в пробах воздуха на разных высотах. Самолетные исследования высотного профиля концентраций  $\text{CO}_2$  проводились в 1982 – 1986 гг. в районах Войкова (Ленинградская обл.) и оз. Иссык-Куль совместно с «НПО Тайфун» (ныне ФГБУ «НПО Тайфун»). Сейчас разработаны принципы единства измерений парниковых газов в толще атмосферы и их использования в системе ГСА ВМО (GAW Report, 2007; GAW Report, 2014). Соответствие используемых методов измерения парниковых газов требованиям сопоставимости данных в рамках сети ГСА ВМО достигается благодаря калибровке по эталону ВМО и высокой воспроизводимости результатов измерений (не хуже 0,1%). Фактическая проверка качества данных осуществляется на основе международных сравнений. В 2015 г. ФГБУ «ГГО» участвовало в шестом

---

раунде официальных сравнений по парниковым газам, успешно подтвердив соответствие качества данных требованиям ВМО. По результатам сравнения по диоксиду углерода измерения ФГБУ «ГГО» попали в число измерений 22 лабораторий мира – отличие измеренных концентраций от приписанных значений не превышало 0,03% фонового уровня концентрации CO<sub>2</sub> в атмосфере (рис. 1.1). По результатам измерений концентрации метана ФГБУ «ГГО» находится в числе 25 лабораторий, не превысивших диапазон допустимых отклонений от приписанных значений (0,1% от фонового уровня концентрации метана в атмосфере).



**Рисунок 1.1.** Результаты сравнения наблюдений станций ВМО за концентрацией CO<sub>2</sub> в 2015 г. Зеленая область обозначает данные лаборатории ГГО

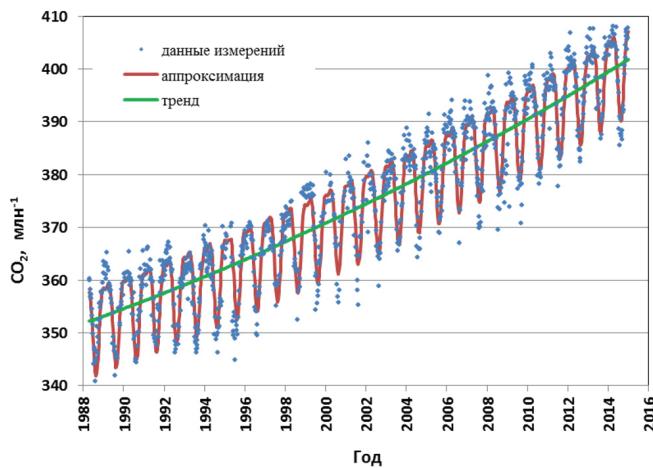
Организация стационарной системы мониторинга парниковых газов в Росгидромете началась в первой половине 80-х годов прошлого столетия. К 1986 г. российская сеть мониторинга CO<sub>2</sub> включала 3 наземные станции. Со временем их число менялось: в начале 1990-х годов из-за недостатка финансирования станции были закрыты, а развитие работ после 1996 г. привело к образованию 3 новых станций (таблица 1.1). Данные мониторинга с фоновых станций, обслуживаемых ФГБУ «ГГО» (о. Беринга, о. Котельный, Териберка и Тикси), переданы в Мировой центр данных (WDCGG). Они используются при определении глобальных характеристик поля концентрации парниковых газов.

## Глава 1

Данные всех действующих станций включаются в регулярные аналитические обзоры Росгидромета (Парамонова и др., 2014, Парамонова и др., 2015). Ряд наблюдений концентрации CO<sub>2</sub> на станции Териберка представлен на рис. 1.2. Станции в окрестностях крупномасштабных источников (Новый порт, Воейково), используются для исследования изменчивости источников парниковых газов (Зинченко и др., 2001; Zinchenko et al., 2002; Макарова и др., 2006; Зинченко и др., 2008; Решетников и др., 2009). Динамику концентраций метана для арктических станций РФ и станции Барроу (США), расположенной в том же широтном поясе, демонстрирует рисунок 1.3.

**Таблица 1.1.** Список станций мониторинга парниковых газов ФГБУ «ГГО»

Станция	Широта	Долгота	Высо- та над ум.	Период наблюдений	Парниковые газы, включенные в программу наблюдений
о. Беринга	+55°12'	+165°59'	13	1986-1994	CO <sub>2</sub>
о. Котельный	+76°00'	+137°52'	5	1983-1993	CO <sub>2</sub>
Териберка	+69°12'	+35°06'	40	с 1988	CO <sub>2</sub> , H <sub>4</sub> с 1996 г.
Новый порт	+67°41'	+72° 53'	11	с 2002	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub>
Тикси	+71°35'	+128°55'	15	с 2011	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub>
Воейково	+59° 57'	+30° 42'	72	с 1996	CH <sub>4</sub>



**Рисунок 1.2.** Результаты измерений атмосферных концентраций CO<sub>2</sub> (Териберка)

## Мониторинг потоков парниковых газов в природных экосистемах

Данные измерений на станции Новый Порт отражают влияние техногенных выбросов парниковых газов от крупнейших в России месторождений природного газа, расположенных на расстоянии 80 – 250 км от станции (рис. 1.3). На станции Тикси наблюдаются повышенные концентрации  $\text{CH}_4$  в июле – сентябре – в периоды наиболее интенсивной сезонной эмиссии метана от увлажненной территории. Данные всех действующих станций включаются в регулярные аналитические обзоры Росгидромета (Парамонова и др., 2014; Парамонова и др., 2015).

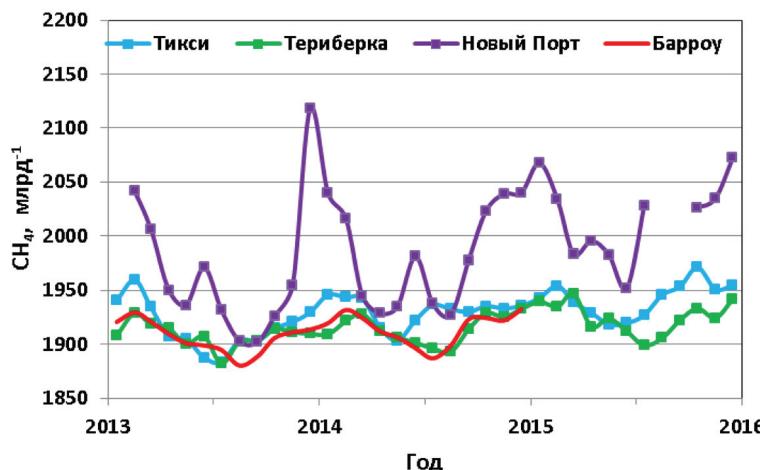


Рисунок 1.3. Концентрация атмосферного  $\text{CH}_4$  арктических станций РФ в сравнении со станцией Барроу (США), расположенной в том же широтном поясе

Одним из основных направлений деятельности созданного в 1968 году Института экспериментальной метеорологии (ныне в составе ФГБУ «НПО Тайфун») является мониторинг парниковых газов и радиационно-активных компонентов атмосферы, атмосферного озона и ультрафиолетовой солнечной радиации. Измерения концентраций  $\text{CO}_2$  в высотном профиле атмосферы ведутся по инфракрасным спектрам прямого солнечного излучения с 1980 г., а в приземном слое воздуха – с 1998 года. Для этих целей в ФГБУ «НПО Тайфун» разработан и внедрен приборно-программный газоаналитический комплекс на основе инфракрасного Фурье-спектрометра с многоходовой газовой кюветой. В число измеряемых газов входят водяной пар,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  и  $\text{CO}$ . В настоящее время осуществляется ввод в эксплуатацию обновленного комплекса определения концентраций основных малых газовых составляющих в приземном воздухе и в толще атмосферы. Специалисты

## Глава 1

---

ФГБУ «НПО Тайфун» обладают значительным техническим потенциалом и опытом инструментальных измерений содержания малых газовых составляющих и оценки динамики их потоков в атмосфере.

Фундаментальные и научно-прикладные аспекты проблематики глобального изменения климата разрабатывались в Государственном гидрологическом институте (ныне ФГБУ «ГГИ») под руководством М.И. Будыко с середины 1970-х годов, в том числе в рамках советско-американского сотрудничества по охране окружающей среды и изменениям климата (Рабочая группа – 8 Межправительственного соглашения между СССР и США). ФГБУ «ГГИ» и его Валдайский филиал – всемирно известные центры гидрологических, гидрометеорологических и климатических исследований, обладающие уникальной полевой базой, наблюдения на которой ведутся уже более 50 лет. Одним из наиболее долгосрочных пунктов стационарных наблюдений за функционированием лесных экосистем в Российской Федерации является полигон «лог Таежный» Валдайского филиала ФГБУ «ГГИ» (ВФ ФГБУ «ГГИ»). Наблюдения за поверхностным стоком здесь были начаты в 1939 г. (Молчанов, 1973), прерваны войной и возобновлены в 1950-е годы. В 1970-е на полигоне проводились детальные исследования всех компонентов водного баланса (Федоров, 1979), а также многих других структурных и функциональных характеристик лесной экосистемы, в частности, первичной продукции (Ватковский и др., 1972, 1974), дыхания почвы (Гришина и др., 1979), биомассы почвенных беспозвоночных (Гришина, Коротков, 1976), опада и подстилки (Гришина, Владыченский, 1979). В ВФ ФГБУ «ГГИ» осуществляются исследования влияния лесопользования и возобновления леса на гидрометеорологический режим и водоносность рек, которые включают измерения испарения и исследование режима водяного пара на разных высотах, под пологом леса. На протяжении более чем 20 лет на полигонах ведутся наблюдения за изменением водного баланса по мере лесовозобновления. Результаты наблюдений позволили существенно улучшить знания о формировании стока и других компонентов водного баланса, русловых процессов и динамики влаги в почве. Экспериментальные исследования дали возможность впервые оценить точность измерения осадков, снежного покрова, снеготаяния, испарения и других элементов водного баланса. С начала 2010-х годов были начаты интенсивные исследования и мониторинг потоков парниковых газов с использованием методов микродинамических пульсаций и закрытых камер. К настоящему времени опубликованы некоторые результаты этих работ, в частности, по оценке эмиссии CO<sub>2</sub> из почвы (Карелин и др., 2014) и валежной древе-

сины (Сафонов и др., 2012), а также поглощения диоксида углерода при фотосинтезе ели (Юзбеков и др., 2014). Другим, не менее значимым, объектом многолетних наблюдений является болотный массив Ламин-Соу, расположенный в Ленинградской области. На его территории ФГБУ «ГГИ» осуществляет многолетние наблюдения за потоками CO<sub>2</sub> и CH<sub>4</sub> совместно с ФГБУ «ГГО». Экспериментальные полигоны ФГБУ «ГГИ» в Ленинградской области и ВФ ФГБУ «ГГИ» в Национальном парке «Валдайский» в Новгородской области являются опытно-экспериментальными объектами, специально оборудованными для проведения длительных исследований и мониторинга потоков парниковых газов в естественных природных ландшафтах.

Как и любой экологический мониторинг, мониторинг парниковых газов по существу представляет собой пространственно-временную динамическую задачу, решение которой невозможно без привлечения современных инструментов сбора, хранения, анализа и визуализации географических данных и связанной с ними информации, какими являются геоинформационные системы на основе дистанционного зондирования земной поверхности. В Росгидромете сбором, анализом и интерпретацией данных дистанционного зондирования занимается ФГБУ «НИЦ «Планета» – ведущая организация по эксплуатации и развитию национальных космических систем гидрометеорологического, океанографического, гелиогеофизического назначения и мониторинга окружающей среды, а также по приему и обработке данных с российских и зарубежных искусственных спутников Земли. ФГБУ «НИЦ «Планета» осуществляет оперативное управление и научно-методическое руководство наземным комплексом приема и обработки гидрометеорологической спутниковой информации, который включает три региональных центра (Европейский, Сибирский и Дальневосточный), а также сеть стационарных и мобильных автономных пунктов приема информации. Зоны приема региональных центров обеспечивают получение спутниковой информации по всей территории Российской Федерации.

Территориально-распределенная система ФГБУ «НИЦ «Планета» по объему принимаемых с 16 зарубежных и отечественных спутников Земли данных, спектру решаемых задач и номенклатуре выпускаемой информационной продукции является крупнейшей в России и одной из самых больших в мире. По совокупности качеств, соответствующих мировому уровню, система не имеет аналогов в России и используется как базовая государственная система для информационного обеспечения федеральных органов власти, а также выполнения обязательств России в области международного обмена данными. Таким образом, в

## Глава 1

---

ФГБУ «НИЦ «Планета» накоплен необходимый опыт и создан технический потенциал для успешной реализации территориальных и проблемно-ориентированных информационных задач. Участие ФГБУ «НИЦ «Планета» в мониторинге парниковых газов обеспечивает пространственно-временную интерпретацию данных и их экстраполяцию на участки со сходными ландшафтными характеристиками.

ФГБУ «ИГКЭ Росгидромета и РАН» (создан в 1989 г.) осуществляет фундаментальные и прикладные научные исследования в области гидрометеорологии и климатологии, а также мониторинга окружающей среды, включая ее загрязнение. ФГБУ «ИГКЭ Росгидромета и РАН» является методическим центром по оценке антропогенных выбросов и абсорбции парниковых газов и отвечает за количественную оценку их выбросов, сбор, обработку и хранение исходных данных, контроль качества и снижение неопределенностей получаемых оценок. Институт осуществляет подготовку проектов национальных докладов о кадастрах антропогенных выбросов и абсорбции парниковых газов и других отчетных материалов для представления в заинтересованные органы государственной власти и в органы Рамочной конвенции ООН об изменении климата и Киотского протокола. Специалистами института накоплен значительный опыт оценки пулов и потоков углерода в фитомассе, мертвой древесине, лесной подстилке и почве. В сферу научно-практических интересов коллектива института также входит исследование воздействий изменений климата на наземные экосистемы, инструментальные измерения и мониторинг потоков парниковых газов в лесах и других природных экосистемах.

Объединение специалистов перечисленных учреждений в единый научно-исследовательский коллектив по климатической проблематике обеспечивает высокий уровень компетенции и позволяет получать достоверные данные о потоках парниковых газов в природных экосистемах. Результаты подобных работ важны для мониторинга естественных и антропогенных потоков парниковых газов в атмосфере. Они также имеют высокую практическую ценность, так как позволяют оценить углеродо-депонирующий потенциал наземных экосистем и уточнить величины выбросов и абсорбции парниковых газов в ежегодном национальном кадастре Российской Федерации.

### **1.2 Экосистемы южно-таежных лесов**

Исследования и мониторинг потоков парниковых газов выполнялись в природных экосистемах экспериментального полигона «лог Таежный» Валдайского филиала ФГБУ «ГГИ» и прилегающей территории (рис.

---

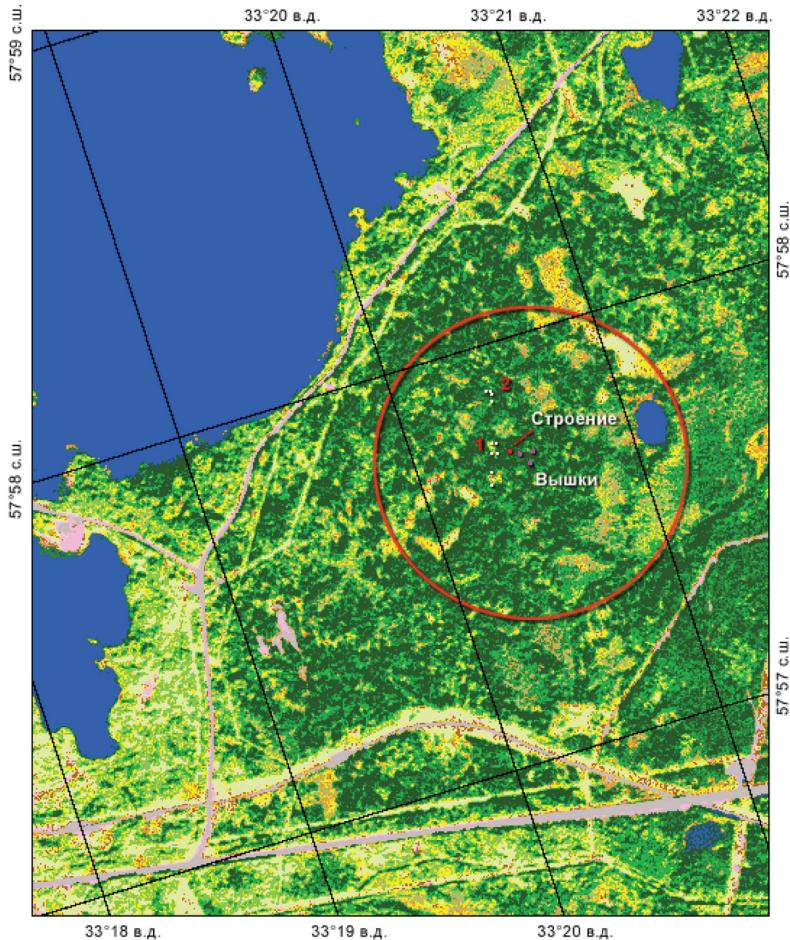
1.4). Полигон расположен в Национальном парке «Валдайский» (Валдайский р-н Новгородской обл., координаты 57°57.76' с.ш., 33°20.34' в.д., 218 м над у. м.) на юго-востоке Валдайской возвышенности в пределах конечно-моренного ландшафта последней (Осташковской) стадии Валдайского оледенения. К востоку, мелкохолмисто-грядовый рельеф с высотами около 200 – 250 м н.у.м. постепенно переходит к рельефу флювиогляциальной (зандровой) заболоченной равнины. Согласно делению на лесорастительные зоны и лесные районы РФ, утвержденному Приказом МПР РФ от 28 марта 2007 г. № 68, территория полигона «лог Таежный» относится к району хвойно-широколиственных лесов европейской части России. По геоботаническому районированию Новгородской области территория относится к Валдайскому геоботаническому району, для которого характерно преобладание осиновых, березовых и еловых дубравно-травяных лесов с примесью широколиственных пород (Жекулин, Челпанова, 1975).

Климат района – умеренно континентальный, умеренно холодный гумидный. По климатической классификации (Алисов, 1956), район исследования относится к атлантико-континентальной лесной области умеренного пояса. Согласно рядам многолетних наблюдений, среднегодовая температура воздуха в районе исследований составляет +3,4°C, средняя температура июля +16,7°C, января –9,9°C, а средняя длительность безморозного периода – от 128 до 130 дней. Среднегодовое количество осадков 709 мм с отчетливо выраженным летним максимумом (Научно-прикладной справочник, 1988; Коротков, 1991). Сумма среднесуточных температур >10° составляет около 1750°, а среднегодовой коэффициент увлажнения (по Н.Н. Иванову) – 1,6. Согласно сводке данных Н.А. Ногиной (1979), превышение испаряемости над осадками (Ку 0,7) в течение вегетационного периода наблюдается лишь в мае. Природные экосистемы экспериментального полигона в основном представлены типичными лесными биотопами подзоны южнотаежных лесов: старовозрастными ельниками мелкотравно-зеленомошными (*Piceeta parviherboso-hylocomiosa*) и заболоченными березняками с елью травяно-сфагновыми (*Betuleta herboso-sphagnosa*). В подросте и подлеске ельников доминируют ель (*Picea abies* (L.) H. Karst.) и рябина (*Sorbus aucuparia* L.). В травяно-кустарничковом ярусе – бореальные виды: вейник тростниковидный (*Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth.), майник двулистный (*Maianthemum bifolium* (L.) F.W. Schmidt) и кислица обыкновенная (*Oxalis acetosella* L.). При этом характерной особенностью этого яруса является сочетание бореальных (черника (*Vaccinium myrtillus* L.), брусника (*V. vitis-idaea* L.), ожика волосистая (*Luzula pilosa*

---

## Глава 1

(L.) Willd.), седмичник европейский (*Trientalis europea L.*)) и неморалььных (зеленчук желтый (*Lamium galeobdolon* (L.) Krantz), сньть (*Aegopodium podagraria* L.), звездчатка жестколистная (*Stellaria holostea* L.) и др.) видов. В моховом ярусе доминируют зеленые мхи (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., *Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp., *Dicranum* sp.).



**Рисунок 1.4.** Экспериментальный полигон «лог Таежный» ВФ ФГБУ «ГГИ» и прилегающая территория (автоматизированная классификация изображения снимка с искусственного спутника земли *Rapid Eye*, сделанного

21 августа 2009 г.): 1,2 пробные площади

○ территория радиусом ~500 м с вышкой с аппаратурой для измерения потоков  $\text{CO}_2$  в центре

Ярус подроста и подлеска заболоченных березняков представлен рябиной (*Sorbus aucuparia* L.), крушиной (*Frangula alnus* Mill.) и ольхой (*Alnus incana* (L.) Moench). В травяно-кустарничковом ярусе повсеместно встречается таволга вязолистная (*Filipendula ulmaria* (L.) Maxim.) и кочедыжник женский (*Athyrium filix-femina* (L.) Roth). В моховом ярусе на повышенных участках встречаются зеленые мхи, в понижениях – сфагновые.

Значительные участки прилежащих к полигону территорий занимают окна распада еловых древостоев, экосистемы которых были также выбраны в качестве объектов исследования потоков парниковых газов. Как правило, окна распада представляют собой папоротниково-малиновые березовые и рябиновые молодняки. В таких экосистемах есть открытые и хорошо освещенные участки со скоплениями крупных древесных остатков разной степени разложения.

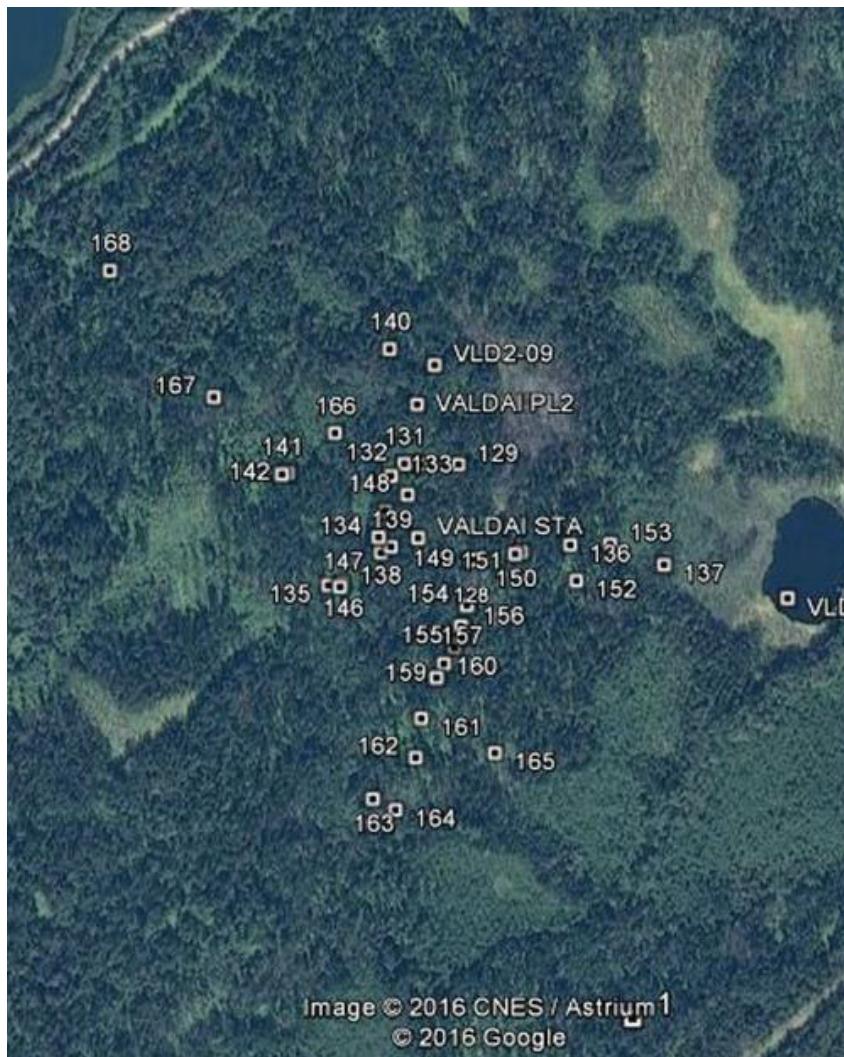
Рекогносцировочное обследование почвенно-ландшафтных условий полигона «лог Таежный» проводилось в 2009 г. В 2011 г. было выполнено описание почв тестовых участков и изучена микронеоднородность в точках мониторинга дыхания почв.<sup>1</sup> В 2012 г. исследована изменчивость подстилочного и гумусового горизонтов в профилях автоморфных почв полигона.<sup>2</sup> Расположение почвенных разрезов и прикопок, заложенных на территории полигона и прилегающих территориях, приведено на рис. 1.5. В ходе полевых исследований получено около 40 описаний почвенных разрезов и прикопок с их фотодокументацией и привязкой. В точках мониторинга почвенного дыхания на четырех площадках исследована вариабельность морфологически различных почвенных показателей (мощность подстилочного и гумусового горизонтов, степень гумусированности (по цвету), гранулометрический состав, плотность, структура и др.). Исследование проводилось с помощью тонкого бура для выемки образцов ненарушенного строения в трехкратной повторности. Результаты исследований учтены в общей характеристике почвенного покрова и оценке распределения запасов почвенного углерода. Кроме того, учтены имеющиеся для территории полигона литературные и картографические материалы предшествующих исследований.

---

<sup>1</sup> Работы выполнены с участием в.н.с. Почвенного института им. В.В. Докучаева к.г.н. Н.И. Белоусовой.

<sup>2</sup> В работе участвовал студент Кафедры экологии и природопользования филиала «Угреша» ГБОУ ВО МО Университета «Дубна» Д.Д. Суханов.

---



**Рисунок 1.5.** Схема почвенных разрезов и прикопок, заложенных на территории полигона «лог Таёжный» и прилегающих территориях

Почвы Валдайской возвышенности и собственно полигона «лог Таежный» неоднократно привлекали внимание почвоведов. Первая фундаментальная работа — «Почвы полосы Валдайских конечных морен» была опубликована в Трудах Почвенного института еще в 1934 году.

Сформулированные О.А. Грабовской и А.А. Роде (1934) представления о почвенном покрове и свойствах почв в дальнейшем нашли отражение на Государственной почвенной карте (ГПК) масштаба 1:1 000 000 (Уфимцева, 1954) и во многих последующих работах. Согласно им, на всей территории в автоморфных позициях преобладают подзолистые почвы, разделяемые по степени подзолистости на слабо-, средне-, и сильно-подзолистые. По мере усиления гидроморфности они сменяются торфяно-подзолисто-глеевыми, торфяно-глеевыми и торфяными болотными почвами. Было подчеркнуто значение характера материнских пород с выделением групп почв на безвалунных глинах (в пределах Ильменской низины), валунных суглинках, двучленных супесях и песках с подстиланием валунным суглинком, и песках (в пределах зандровых равнин) и отмечена слабая выраженность оподзоленности (отсутствие отчетливого элювиального (A2) горизонта) в почвах вершин и склонов моренных холмов с двучленными отложениями.

Одной из возможных причин отсутствия подзолистого горизонта называлась эрозия почв при распашке. При этом, однако, все подобные почвы имели выраженный гумусовый (дерновый) горизонт, что было учтено при составлении ГПК. На ГПК территория полигона отображена как ареал дерново-среднеподзолистых почв с участием дерново-слабо-подзолистых и дерново-подзолисто-глеевых почв на рыхлых отложениях с частой сменой механического состава с преобладанием песчаных почв.

В 1960–1980-е годы разносторонние исследования природы и почв Валдайского района были выполнены сотрудниками Почвенного института им. В.В. Докучаева, Почвенного и Географического факультетов МГУ и Института географии АН СССР, благодаря чему на территорию полигона были составлены крупномасштабные почвенные и геоботанические карты. В работах О.С. Ватковского и С.В. Головенко с соавторами (Ватковский, 1976; Ватковский и др., 1972, 1974; Головенко, Лазукова, 1970; Головенко и др., 1975, 1976) почвы полигона «лог Таежный» трактовались как палево-подзолистые (с элювиальным горизонтом серовато-палевого цвета) и скрытоподзолистые (без выраженного элювиального горизонта), в т.ч. контактно-отбеленные – с ярко выраженной отбеленной песчаной прослойкой на границе между верхней облегченной (супесчано-песчаной) и нижней более тяжелой (суглинистой) толщами. В этих работах было высказано предположение о былой распаханности почв под зрелыми ельниками и сосняками, которую авторы связывали с активным землепользованием в XVIII – XIX вв. на территории, принадлежавшей богатому Иверскому монастырю (Ватковский и др., 1974). Вместе с тем, ни в описаниях, ни в названии почв

---

## Глава 1

---

и обсуждении особенностей их морфологии это предположение не нашло ясного отражения. На основании большого числа исследованных разрезов и прикопок, авторы составили почвенную карту полигона и определили примерное соотношение между автоморфными, полутигидроморфными и гидроморфными ландшафтами в зависимости от конкретных литолого-геоморфологических условий (Глазовская, 1980). Отмечен богатый минералогический состав суглинистой морены и перекрывающих песчаных отложений, а также присутствие в морене карбонатов на глубинах от 80 до 150 см. К участкам с повышенной карбонатностью приурочены еловые ассоциации, а к участкам с глубоким (около 2 м и более) их залеганием на озовидных грядах – сосновки. Интересной особенностью почвенного покрова, отмеченной авторами (Ватковский и др., 1974), является присутствие почв с мощным гумусовым горизонтом (более 40 см) в нижней выполняющейся части холмов. Было сделано предположение о намытом характере этого горизонта, сформированного ранее при распашке территории и возможном развитии эрозионных процессов (в настоящее время под хорошо развитой лесной подстилкой эрозионные процессы не идут). При этом, однако, авторы не встретили вариантов смытых почв. Сходные данные по распределению мощностей гумусового горизонта на вершинах и склонах холмов были получены позднее А.Ю. Григорьевым (1986). В целом, работы этого периода показали, что развитие типичных подзолистых почв не характерно для рассматриваемой территории; преобладают «скрытоподзолистые» почвы, генетическая природа которых оставалась неясной (Экология и продуктивность, 1980).

На почвенной карте масштаба 1 : 2000, составленной А.М. Кремером (ВНИИ лесоводства и механизации лесного хозяйства Гослесхоза СССР) по результатам съемок в 1984–1987 гг. и хранящейся в фондах ВФ ФГБУ «ГГИ», почвы полигона «лог Таежный» трактовались уже не как подзолистые, а как буроземные или подзолисто-буроземные.

Результаты, полученные в ходе наших полевых исследований, в целом подтверждают сделанные ранее выводы с одним существенным дополнением: на большей части полигона почвы вершин и склонов холмов подвергались в прошлом распашке, предопределившей важные черты строения их верхней части. Подобные почвы следует рассматривать как постагрогенные. Верхняя часть их профиля была существенно преобразована антропогенным воздействием и не отражает естественный характер почвообразования. Точно установить границы былых пахотных угодий на основании собранных материалов невозможно. Видимо, распахивались в основном участки, близкие к Валдайскому

---

озеру, в пределах хорошо дренированного ландшафта конечно-моренных холмов и озоподобных гряд. Не распахивались или быстро забрасывались сильно завалуненные участки с близким залеганием валунных моренных суглинков; предпочтение отдавалось участкам, сложенным преимущественно песчаными и гравелисто-песчаными отложениями. В ряде прикопок количество валунного и крупноглыбистого каменистого материала было очень велико. Можно предположить, что это были места складирования собранных и удаленных с поля камней. Не распахивались участки на крутых склонах, а также в депрессиях рельефа, даже не испытывавших переувлажнение и заболачивание (возможно, из-за застоя холодного воздуха). Освоение территории под пашню, скорее всего, шло выборочно, на небольших по площади участках, «подсечно-огневым» способом с последующей вспашкой. Такие участки использовались непродолжительное время до исчерпания запасов доступных питательных веществ и затем оставлялись и вновь зарастали лесом. На некоторых наиболее удобных для возделывания ровных участках, возможно, практиковалось также их дополнительное удобрение торфяно-сапропельной массой из близлежащих болотных массивов, на что указывает более темный цвет гумусового горизонта. Точная диагностика былого использования земель под посевы осложняется еще и тем, что при подсечно-огневом земледелии формирования собственно пахотного горизонта могло и не происходить: посев производился непосредственно в почву, покрытую слоем пепла; выравнивание поверхности производилось легкими примитивными боронами (суковатками). Такие участки на легких почвах использовались 1–3 года, и затем забрасывались (Бобровский, 2010). Но и в этом случае воздействие на верхние горизонты — сведение леса и напочвенного покрова, уничтожение подстильного горизонта, обогащение верхнего минерального слоя продуктами неполного сгорания растительности — было существенным и меняло облик поверхностных горизонтов и характер почвообразования.

Восточнее полигона «лог Таежный» холмистый конечно-моренный ландшафт постепенно сменяется заболоченным ландшафтом зандровой равнины, использование которого под пашню было невозможно. В этой части территории, в одной из прикопок была встречена почва, верхняя часть профиля которой отвечает критериям дерново-подзола иллювиально-железистого, развитого в верхнем песчаном наносе. Представляется, что именно такие почвы преобладали на данной территории до ее сельскохозяйственного освоения.

---

## Глава 1

---

Разнообразие почвенного покрова определяется глубиной подстилания верхнего песчаного наноса более плотными моренными суглинками, местами с прослойями гравийного материала, над которым в склоновых позициях за счет латеральных процессов часто формировался контактно-отбеленный горизонт. Важную роль играет глубина залегания остаточных карбонатов в моренном суглинке. Разнообразие строения суглинистых, щебнисто-суглинистых и валунно-суглинистых моренных и перекрывающих их песчаных отложений различной мощности в пределах экспериментального полигона велико. Оно определяет разнообразие почвенных профилей. Однако верхняя, наиболее гумусированная и «биогенная» их часть, вносящая основной вклад в дыхание почвы, в дренированных позициях на вершинах и верхних и средних частях склонов холмов имеет принципиально близкое строение: под слабо- и среднеразложенной подстилкой мощностью около 3–5 см залегает серый, буровато- или палево-серый гумусовый горизонт супесчано-песчаного состава мощностью около 16–19 см с относительно ровной нижней границей. Иногда в нем заметны признаки подподстильного оподзоливания в виде отдельных отбеленных зерен или седовато-белесоватого оттенка. Во всей толще этого горизонта встречаются мелкие и средние (до 0,5 см) угольки. По степени гумусированности (серому оттенку в окраске), оструктуренности и плотности этот бывший пахотный горизонт АУра подразделяется на верхнюю, более гумусированную и лучше оструктуренную часть мощностью 6–10 см, которая, видимо, соответствует зоне современного гумусонакопления, и нижнюю, более плотную часть мощностью также около 10 см, которую можно рассматривать как зону остаточной гумусированности былого пахотного горизонта. Подобное строение верхней части профиля нарушается в местах вывалов деревьев, развития современных эрозионных процессов, зоогенной (барсуки) активности, антропогенного воздействия. Мощность этого горизонта в некоторых местах в нижней выполаживающейся части склонов увеличивается до 40–50 см при отсутствии условий для такого мощного гумусонакопления. Очевидно, что это – намытый гумусовый горизонт. При этом, однако, явных признаков смытости почв в верхней части склонов обнаружено не было. Предположительно, данный намыв связан с развитием эрозионных процессов на более ранних стадиях сельскохозяйственного освоения территории, следы которых были «затерты» в XIX веке.

Нижележащие почвенные горизонты и литологические слои разнообразны по морфологии. Встречены два ее основных варианта: а) с преимущественно песчаным, гравелисто-песчаным, дресвянисто-песчаным

---

или валунно-песчаным составом с возможным включением отдельных линз и прослоев суглинистого материала и б) с преимущественно суглинистым и валунно-суглинистым составом. В пределах подстилающей толщи возможны признаки оглеения (глееватости). В ряде разрезов на глубине более 80 см были встречены мелкие обломки вскипающего щебня карбонатных пород.

Количество изученных разрезов и прикопок, а также их распределение по территории (рис. 1.5) пока недостаточно для составления новой почвенной карты. Неясным остается вопрос о границах былой распашки территории. Сложность и пестрота литологических условий не позволяют с уверенностью проводить картографирование территории даже при значительной густоте точек фактических описаний. Классификационное положение выделяемых почв в системе новой «Классификации и диагностики почв России» (2004, 2008) не вполне определено. Вместе с тем, широкое развитие постагрогенного гумусового горизонта относительно выдержанной мощности, наличие ареалов намытых почв в нижних частях склонов моренных холмов и озоподобных гряд, полученные данные по мощности и строению подстильочных горизонтов и данные о торфяных почвах в депрессиях рельефа позволяют выполнить предварительную оценку запасов органического углерода в верхнем слое почв, вносящем основной вклад в их дыхание.

Соотношение площадей автоморфных, полугидроморфных и гидроморфных ландшафтов в пределах экспериментального полигона для разных типов биотопов было определено ранее (Экология и продуктивность, 1980). Усредненно его можно принять равным 80:10:10. В пределах автоморфных, хорошо дренированных ландшафтов мощность ( $H$ ) подстильного горизонта колеблется от 0 до 7–10 см; преобладающие значения – около 5 см (аналогичный результат получен А.Ю. Григорьевым (1986)). Подстилки различаются по плотности и делятся на подгоризонты. Средний объемный вес ( $\rho$ ) подстильного горизонта можно принять равным  $0,2 \text{ г см}^{-3}$  ( $\text{т м}^{-3}$ ), а содержание углерода ( $C$ ), по имеющимся данным, равным 30% (0,3). Тогда в таком случае расчет запаса углерода на площади ( $S$ ), равной 1 га ( $10\,000 \text{ м}^2$ ) можно выполнить следующим образом:  $H \times \rho \times S \times C = 0,2 (\text{т м}^{-3}) \times 0,05 (\text{м}) \times 0,3 \times 10\,000 (\text{м}^2) = 30 (\text{т га}^{-1})$ . Для полугидроморфных почв нижних частей склонов и других позиций мощность подстилки – около 10 см. Соответственно, запас углерода в ней будет около  $60 \text{ т га}^{-1}$ . Для торфяных болотных почв среднюю мощность залежи торфа можно принять равной 2 м. Объемный вес эвтрофных и мезотрофных торfov также составляет примерно  $0,2 \text{ г см}^{-3}$ , а содержание

---

## Глава 1

---

углерода – порядка 30–40%. Тогда количество углерода, *депонированного в торфяниках*, будет, соответственно, 1200–1600 т га<sup>-1</sup>.

*Запасы углерода в гумусовом горизонте.* Среднюю мощность верхней части гумусового горизонта автоморфных почв можно считать равной 8 см, объемный вес – 1,2 г см<sup>-3</sup>, а содержание в нем гумуса – 5% (2,9% углерода). Тогда запас углерода гумусовых веществ в нем составит 28 т га<sup>-1</sup>. В нижней слабооструктурированной части песчаного гумусового горизонта объемный вес составляет около 1,5 г см<sup>-3</sup>, содержание гумуса – 1,4–2,0% (0,87–1,16% углерода). Средняя мощность этого слоя в бывших пахотных почвах – около 7 см. Соответственно, запас углерода в нем – 9–12 т га<sup>-1</sup>, а общий запас углерода в гумусовом горизонте – 37–40 т га<sup>-1</sup>. Для полугидроморфных почв, мощность гумусового горизонта (с учетом намытых вариантов) и содержание углерода в нем будут выше. В наших исследованиях, мощность намытого гумусового слоя колебалась от 20 до 40–50 см. Вероятно, преобладают слабонамытые варианты с мощностью гумусового горизонта около 30 см и содержанием гумуса около 3,5% (2% углерода) и объемным весом 1,3 г см<sup>-3</sup>. Запас углерода органических веществ в этом слое составит около 78 т га<sup>-1</sup>. Ниже по профилю почв основные параметры, необходимые для расчета запасов углерода, сильно варьируют. Так, объемный вес подгумусовых горизонтов колеблется от 1,2–1,3 до 1,9 (Экология и продуктивность, 1980); содержание гумуса – от 0,1 до 0,6% – преобладают низкие значения (Ватковский и др., 1974). Если мощность этого слоя до глубины 1 м составляет 0,8 м, содержание гумуса – 0,15% (0,087% углерода), а объемный вес – 1,7 г см<sup>-3</sup>, то запас углерода в этом слое также составит около 12 т га<sup>-1</sup>.

*Общие запасы углерода* в подстилках, гумусовом горизонте и подстилающих минеральных горизонтах автоморфных почв можно рассчитать как сумму ранее определенных величин:  $30 + 37 + 12 \approx 80$  (т га<sup>-1</sup>). В полугидроморфных почвах они увеличиваются до  $60 + 78 = 138$  (т га<sup>-1</sup>), а в торфяниках – до 1200–1600 т га<sup>-1</sup>. С учетом соотношений между этими тремя группами почв (80:10:10) получим, что в ландшафтах полигона «лог Таежный» запасы углерода органических веществ составляют 78 (минеральные почвы) + 120–160 (торфяники) т га<sup>-1</sup>  $\approx$  200–240 т га<sup>-1</sup>.

### 1.3 Пахотные и залежные земли подзоны южной тайги

Происходящие на нашей планете стремительные и повсеместные изменения в землепользовании серьезно влияют на величину и направленность обменного потока CO<sub>2</sub> между наземными сообществами и атмосферой. Зарастание залежей и вывод из оборота огромного массива

---

аграрных угодий в России, явившиеся следствием экономического кризиса 1990 – начала 2000 гг., по-своему уникальны. Особый интерес в этом отношении представляют постагротические экосистемы южной тайги. Во-первых, из всего массива 50 млн га сельскохозяйственных земель, выведенных из оборота в 1990–2011 гг., более 19 млн га (38%) – составляют южнотаежные залежи (Люри и др., 2013). Кроме того, из 16,5 млн га угодий, заброшенных в докризисные годы (1897–1990), на них приходится 12,5 млн га, что составляет более 75%. В целом, постагротические экосистемы занимают более 20% площади южной тайги (Люри и др. 2010). Кроме того, в ходе постагротических сукцессий на южно-таежных залежах на песчаных почвах восстанавливаются хозяйствственно ценные хвойные леса с преобладанием ели и сосны и большими запасами подземной и надземной фитомассы, а также формируется подстилка, что существенно меняет углеродный баланс территории.

В качестве объекта исследований были выбраны неиспользуемые пахотные земли на полигоне «Усадье» ВФ ФГБУ «ГГИ». Сельскохозяйственная эксплуатация земель прекратилась здесь в разные годы между 1982 и 1993 гг. На отдельных участках, приближенных к населенному пункту, до начала 2000-х гг. проводилось выборочное сенокошение. Кроме того, был исследован участок лесопосадок, заложенный в 1954 г. на бывшей пашне. В качестве контроля при обследовании в 2009 г. был взят пахотный участок, однако в 2011–2012 гг. его обработка была прекращена. Район исследований характеризуется холмисто-моренным ландшафтом с высотой холмов 30–60 м, абсолютные высоты в среднем составляют около 200 м над уровнем моря, максимумы достигают 300–320 м. Усадьевский полигон представляет собой типичный современный ландшафт сельскохозяйственных земель Нечерноземья.

Были исследованы элементы углеродного баланса выбранных экосистем, включая запасы фито- и мортмассы, а также органического углерода почв. В июле 2009 и 2015 гг. были отобраны образцы надземной фитомассы травяного покрова и неразложившихся растительных остатков на трех залежах, заброшенных в 1991–1993, 1985–1987 и 1982–1984 гг., и сенокосе, заброшенном в 1999 году. Отбор производился методом укосов для травостоя и полного сбора органического материала надземной мортомассы на площадках размером 50×50 см в трех повторностях. Пробы высушивали и взвешивали. При пересчете в запасы органического углерода использовали коэффициенты 0,45 для живой биомассы и 0,40 для мортмассы.

Также были исследованы культуры сосны (*Pinus sylvestris* L.) и ели (*Picea abies* (L.) Karst.), высаженные в 1954 г. на бывшей пашне в уро-

---

## Глава 1

---

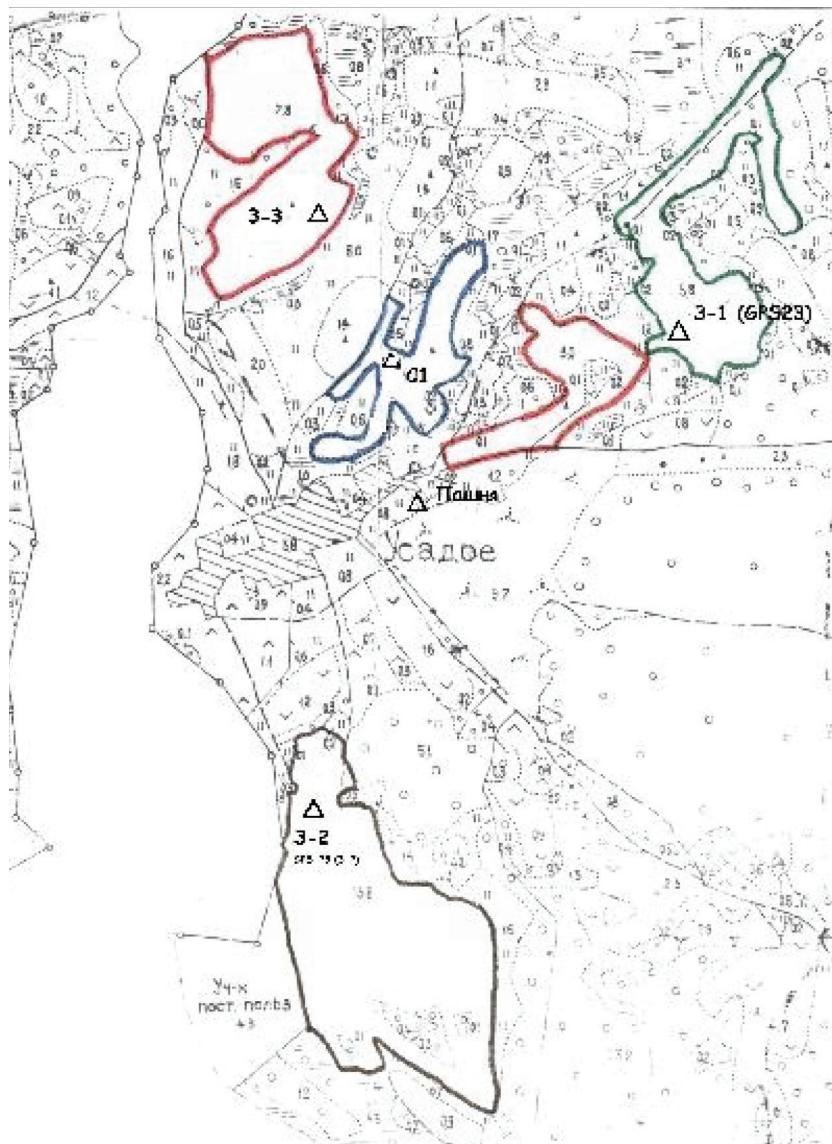
чище «Синяя гнилка» в непосредственной близости от полигона «Усадье». В 2009 г. контрольные пробы были отобраны на распаханном и засеянном овсом поле на границе деревни Усадье. В 2011–2012 гг. обработка этого участка была прекращена, и к июлю 2015 г. он представлял собой молодую залежь. Подземные запасы фито и мортмассы оценивались расчетным путем на основании соотношений для типичных луговых сообществ рассматриваемой природной зоны (Базилевич, 1993). Расположение объектов исследования показано на рисунке 1.6.

В 2009 г. исследуемые залежи представляли собой разнотравно-злаковые луга с доминированием злаков (овсяница луговая (*Festuca pratensis* Huds.), ежа сборная (*Dactylis glomerata* L.), полевица тонкая (*Agrostis tenuis* Sibth.), тимофеевка луговая (*Phleum pratense* L.), щучка дернистая (*Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv.)) и примесью разнотравья (горошек мышиный (*Vicia cracca* L.), васильек луговой (*Centaurea jacea* L.), подмаренник настоящий (*Galium verum* L.) и др.). Обследование 2015 г. показало сокращение доли разнотравья и усиление доминирующей роли злаков, особенно овсяницы луговой. Проективное покрытие территории составляет 100%, высота травостоя – 120–140 см. Появление самосева деревьев и кустарников затруднено из-за сильного задернения. Однако местами отмечен подрост ив козьей (*Salix caprea* L.) и пепельной (*S. cinerea* L.), осины (*Pópulus trémula* L.), березы повислой (*Betula pendula* Roth.) и ели обыкновенной.

Участок заброшенного сенокоса по структуре и видовому составу близок к залежным экосистемам, но на нем полностью отсутствует самосев древесных растений. Бывший сенокос в 2009 г. представлял собой разнотравно-злаковый луг с преобладанием овсяницы луговой, ежи сборной, горошка мышного, василька лугового. В 2015 г. на сенокосе абсолютным доминантом выступала овсяница луговая, а участие ежи сборной, горошка мышного и василька лугового сильно сократилось.

Почвы на залежных участках дерновые, слабоподзолистые и скрытоподзолистые. По механическому составу встречаются среднесуглинистые, реже – супесчаные почвы. Гумусный горизонт неоднородный, разбавленный нижележащими слоями в результате глубокой вспашки. Мощность гумусового горизонта старопахотных почв залежных земель в среднем составляет около 25 см. Пахотный горизонт бесструктурен, во влажном состоянии образует глыбистую поверхность, в нем встречаются включения гравия. Подстилающий горизонт представлен краснобурым моренным суглинком с ореховато-комковатой структурой.

---



**Рисунок 1.6.** Схема земель полигона «Усадь» и пробных площадок.

3-1 – залежь с 1991–1993 гг., 3-2 – залежь с 1982–1984 гг., 3-3 – залежь с 1985–1987 гг., С-1 – заброшенный сенокос (с 1999 г.), пашня – пахотное поле в 2009 г. и залежь 3–4 лет в 2015 г.

## Глава 1

---

В исследованных посадках ели и сосны по пашне (урочище «Синяя гнилка», культуры 1954 г.) усиленное естественное самоизреживание привело к накоплению сухостоя и валежа. Ярус подроста и подлеска слабо выражен, а немногочисленный подрост (рябина (*Sorbus aucuparia* L.), осина, дуб (*Quercus robur* L.), ель, клен остролистный (*Acer platanoides* L.) и др.) по высоте не превышает пределы травяного покрова. Травяной покров разреженный (проективное покрытие около 30%). В нем преобладает кислица обыкновенная (*Oxalis acetosella* L.), а участие других видов незначительно. По сравнению с 2009 г. существенных изменений в составе древостоя, подроста и подлеска не произошло. В травяном покрове немного увеличилось участие ландыша майского, появились новые лесные виды (щитовник Картузиуса (*Dryopteris carthusiana* Vill.), сньть обыкновенная (*Aegopodium podagraria* L.), грушанка малая (*Pyrola minor* L.), ортилия однобокая (*Orthilia secunda* L.). Гумусовый горизонт под посадками развит слабо, его мощность не превышает 4 см, по механическому составу почва легкосуглинистая.

В 2009 г. на всех исследованных участках были отобраны образцы верхнего горизонта залежных почв. На каждой пробной площадке для верхнего слоя почвы (0 – 20 см) отбирали 10 образцов, которые затем смешивали для химического анализа. На участках залежных земель осуществлялся отбор смешанных образцов по слоям почвы 0 – 0,5 (до 6,0) см (подстилка) и от 0,5 (6,0) до 20 см (слой после подстилки). На участках с посевами культурных растений отбирали средние пробы для пахотного слоя Апах в целом. При необходимости отдельно отбирался подстилающий горизонт почвы. Пробы перебирали вручную и высушивали. Содержание общего углерода образцов почв определяли методом Тюрина в модификации Никитина в трех повторностях на базе лаборатории Института физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН. Кроме того, на всех пробных площадях в профиле почвы на глубине от 5 до 10 см были отобраны пробы для определения объемной массы почв. На основании полученных данных рассчитывалось среднее содержание органического углерода в слое почвы 0–20 см. С использованием расчетных оценок объемной массы исследуемых почв, полученные результаты пересчитывали в запас углерода.

### 1.4 Болотные массивы северо-запада России

Болота являются весомым источником эмиссии диоксида углерода и метана в атмосферу Земли. Приближенные оценки свидетельствуют, что свыше 60% общего количества метана в атмосфере обеспечивается

---

эмиссией из болот, находящихся в полосе от 50 до 70 градусов северной широты (Matthews, Fung, 1987), где преобладающими являются олиготрофные болота. Существенный вклад в эти изменения вносит Россия, 22% территории которой занимают оторфованные площади, что составляет не менее трети мировых запасов биогенного углерода (Вомперский, 1944). Характерной особенностью болотных массивов является незамкнутость круговоротов органических веществ вследствие аккумуляции в торфяных залежах. При потеплении климата процесс аккумуляции углерода в торфяной залежи усиливается. Изменяются температурные и влажностные характеристики среды, что обуславливает накопление органического вещества низкой степени разложения и исключение из глобального круговорота части углерода атмосферы. Однако аккумуляция органического вещества в торфяной залежи сопровождается образованием парниковых газов и их последующим поступлением в атмосферу.

Критический анализ выполненных работ показывает, что количественная оценка динамики органического вещества в болотных экосистемах отдельных регионов России, а также влияния на этот процесс гидрологического режима болот, является слабо изученной областью гидрологии и гидрофизики болот. Исходными данными для оценки вклада в глобальное изменение климата парниковых газов, продуцируемых болотными массивами, могут быть результаты мониторинга гидрологических и метеорологических характеристик сети болотных станций Росгидромета.

С целью оценки влияния характеристик гидрологического и метеорологического режимов болотных массивов на процессы формирования эмиссии диоксида углерода и метана были проведены исследования потерь углерода на болотном массиве в северо-западном регионе России. В качестве объекта полевых работ, выбран олиготрофный болотный массив Ламмин-Сую (Выборгский район Ленинградской области). Массив достаточно хорошо изучен в гидрологическом и гидрофизическому отношениях. В настоящее время действующая на нем полевая база ФГБУ «ГГИ» является методическим центром в области гидрологии болот.

Болотный массив Ламмин-Сую приурочен к провинции средней тайги и выпуклых болот юго-восточной Финляндии и Карельского перешейка. Он расположен в котловине на водоразделе р. Сестра и оз. Большое Симагинское, входящих в бассейн Финского залива. Общая площадь массива 2,91 км<sup>2</sup>. Болото представляет собой резко выпуклый массив центрально-олиготрофного хода развития, генетический центр которого несколько смещен к северу. Превышение генетического цен-

---

## Глава 1

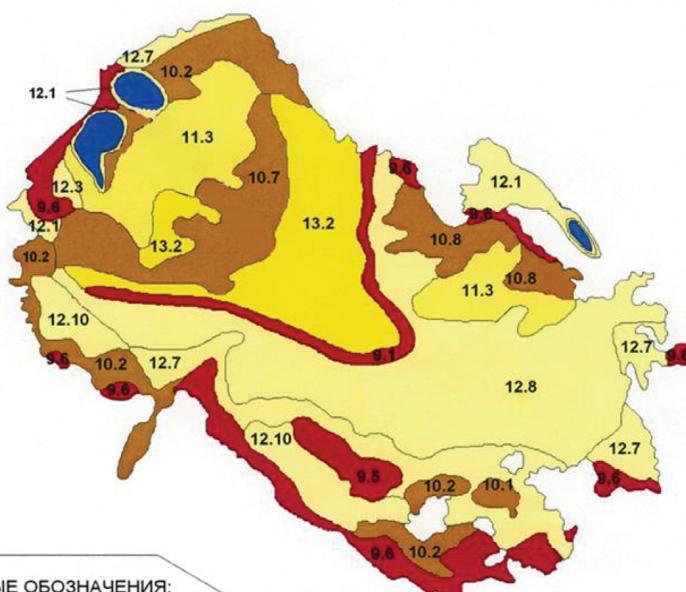
---

тра над окрайками составляет около 3 м. Основным источником водного питания массива являются атмосферные осадки. Небольшую часть питания, приходящуюся на окрайки болота, дает сток с водосбора. Осадки, выпадающие на болото, стекают к его окрайкам, где формируются ручьи, дренирующие болотный массив. В юго-восточной части болота берет начало ручей Южный, через который с массива сбрасывается две трети общего стока. Из северо-восточной части вытекает ручей Северный, из западной – ручьи Западный 1 и Западный 2, из восточной – ручей Восточный. Площадь водосбора наибольшего из них, Южного, равна 2,0 км<sup>2</sup>. Типологическая карта-схема болотного массива приведена на рисунке 1.7. Площадь массива занята следующими основными болотными микроландшафтами:

- сфагново-пушицево-кустарничковым, редко облесенным сосновой и сухостоем (занимает 25% общей площади болота);
- грядово-мочажинным комплексом (13%);
- сфагново-кустарничково-сосновыми (11%);
- сфагново-пушицево-кустарничковым, облесенным сосновой (10%);
- сфагново-кустарничково-пушицевым, облесенным сосновой (9%);
- сфагново-кустарничково-пушицево-сосновым со сфагново-пушицевыми понижениями (8%);
- сосново-сфагново-кустарничковым (6%) и сфагново-осоковым, редко облесенным березой и сосновой (5%);
- сфагново-кустарничково-пушицево-сосновым (4%) и сфагново-сосново-кустарничковым (3%).

Господствующие сфагново-кустарничково-пушицевые микроландшафты занимают 63% общей площади болота, а центральная его часть занята сфагново-кустарничково-пушицевым, облесенным сосновой микроландшафтом с растительностью, относящейся к ассоциации – *Sphagnetum magno-pinosum*. Частично тот же микроландшафт располагается и на окрайке болота. Микрорельеф поверхности представлен моховыми повышениями высотой 10 – 30 см, занимающими 40 – 50% его площади, с крупнозападинными понижениями, на долю которых приходится до 20% площади. Древесный ярус, сомкнутостью крон 0,2 – 0,3, представлен сосновой (*Pinus sylvestris f. willkomii* и *Pinus sylvestris f. litwinowii*) высотой 1,0 – 3,0 м, единично – 4 – 5 м. Травяно-кустарничковый ярус, сомкнутостью 50 – 80%, образуют вереск (*Calluna vulgaris*), морошка (*Rubus chamaemorus*), подбел, водяника, реже – багульник и кассандра, в понижениях – пушица влагалищная (*Eriophorum vaginatum*). Моховой покров состоит из сфагновых мхов *Sphagnum fuscum* – на повышениях, *Sphagnum angustifolium* – в понижениях.

---



УСЛОВНЫЕ ОБОЗНАЧЕНИЯ:

**БОЛОТНЫЕ МИКРОЛАНДШАФТЫ:**

Лесные

- 9.1 - Сосново-сфагново-кустарничковый
- 9.5 - Сосново-сфагново-пушицево-кустарничковый
- 9.6 - Сосново-сфагново-кустарничково-пушицевый

Мохово-лесные

- 10.1 - Сфагново-сосново-кустарничковый
- 10.2 - Сфагново-кустарничково-сосновый
- 10.7 - Сфагново-кустарничково-пушицево-сосновый со сфагново-пушицевыми понижениями
- 10.8 - Сфагново-пушицево-кустарничково-сосновый

Моховые

- 11.3 - Сфагново-кустарничково-пушицевый, облесенный сосновой

Мохово-травяные

- 12.1 - Сфагново-осоковый
- 12.3 - Сфагново-осоково-шейхцериевый
- 12.7 - Сфагново-пушицево-кустарничковый, облесенный сосновой
- 12.8 - Сфагново-пушицево-кустарничковый, редко облесенный сосновой и сухостоем
- 12.10 - Сфагново-осоково-пушицевый, облесенный березой и сосновой

Комплексные (сфагновые) олиготрофные

- 13.2 - Грядово-мочажинный (гряды: сфагново-кустарничковые, облесенные сосновой; мочажины: сфагново-пушицево-шнейхцериевые)

Суходол

Рисунок 1.7. Карта-схема микроландшафтов болотного массива Ламмин-Сую

## Глава 1

---

Верхние части склона болота, к востоку и югу от его вершины, заняты грядово-мочажинным комплексом. Характер растительности гряд мало меняется по сравнению с вершиной болота. Внешний аспект создает сосна высотой от 1 до 4 м. В травяно-кустарниковом ярусе преобладают вереск, багульник, водяника, подбел и в небольшом количестве пущица. Моховой покров сплошной с преобладанием *Sphagnum fuscum*.

Мочажины не облесены. Они заняты пушицево-сфагновой растительностью, а в более обводненных произрастают шейхцерия (*Scheuchzeria palustris*). Здесь много подбела (*Andromeda polifolia*). В травяном ярусе доминируют очеретник белый (*Rhynchospora alba*) и шейхцерия. Моховой покров мочажин сплошной и состоит из сфагновых мхов: *Sphagnum balticum*, *Sphagnum majus* и *Sphagnum cuspidatum*, реже – *Sphagnum rubellum*. Соотношение гряд и мочажин по занимаемой площади 40–50%. Но далее вниз по склону количество мочажин увеличивается до 65–70% площади. Растительность гряд при этом не меняется, растительность мочажин становится типичной для грядово-мочажинного комплекса болот. Превышение гряд над мочажинами составляет 20–30 см.

Грядово-мочажинный комплекс сменяется болотным комплексом, состоящим из сфагново-кустарничково-сосновых, сфагново-пушицево-кустарничковых облесенных сосновой и сфагново-кустарничково-пушицевых ассоциаций, занимающих около 40% площади болота. Кочки покрыты сообществами ассоциации *Ledo* – *Sphagnetum fuscii*, субассоциации *Callunetosum vulgaris*, на них наиболее обильны вереск (*Calluna vulgaris*), водяника (*Empetrum nigrum*), подбел, пущица влагалищная и морошка. Моховой ярус образован при почти равном участии *Sphagnum fuscum*, *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum angustifolium*. Обилен здесь и *Polytrichum strictum*. В межкочьях произрастают пущица влагалищная и *Sphagnum angustifolium*.

В западной части болота и по направлению к южному краю размещается сфагново-осоковый микроландшафт. Его древесный ярус представлен сосновой и березой высотой 1,5–4,0 м и сомкнутостью крон 0,1. Травяно-кустарничковый покров преимущественно состоит из нитевидной и бутыльчатой осок. Кустарнички – кассандра, клюква, подбел – произрастают на редких кочках высотой до 0,40 м. Моховой покров сплошной и состоит из сфагновых мхов *Sphagnum fallax*, *Sphagnum angustifolium* и *Sphagnum apiculatum*. Далее этот микроландшафт сменяется пушицево-сфагновой топью, где наряду с пущицей влагалищной в травяном ярусе встречается осока вздутая (*Carex rostrata*).

---

Южный берег болота более низкий. Стекающая по южному и западному берегу болота вода скапливается, что предопределяет пространственную смену растительности от типичной для верховых болот, до типичной для низинных. Последняя занимает прибрежную наиболее топкую полосу шириной 40-50 м, которая и формирует исток ручья Южный.

В северной части болота имеется уходящий на северо-восток рукав, заканчивающийся небольшим озером. Оно по всей площади покрыто однообразной растительностью ассоциации *Caricetum limosae*. Доминируют осока, очеретник, в травяном ярусе – шейхцерия, пущица, подбел. Моховой ярус образован в основном *Sphagnum balticum*.

Топяные участки, сфагновые сплавины, топи с черной коркой, обра зованной печеночными мхами, располагаются по берегам двух озер. Они покрыты растительными сообществами ассоциации *Sphagno-Rhynchosporetum albae* и *Hepatico-Rhynchosporetum albae*. Торфяная залежь мощностью 1÷4,5 м на 95% сложена верховыми видами торфов. Степень разложения их в верхних слоях – 5 ÷ 10%, в средних – 20 ÷ 40%, в придонных – до 80%. Средняя мощность торфа равна 1,7 м.

---

## **2. МОНИТОРИНГ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ В ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ И ИХ ОТДЕЛЬНЫХ КОМПОНЕНТАХ**

### **2.1. Измерения потока диоксида углерода в лесных экосистемах**

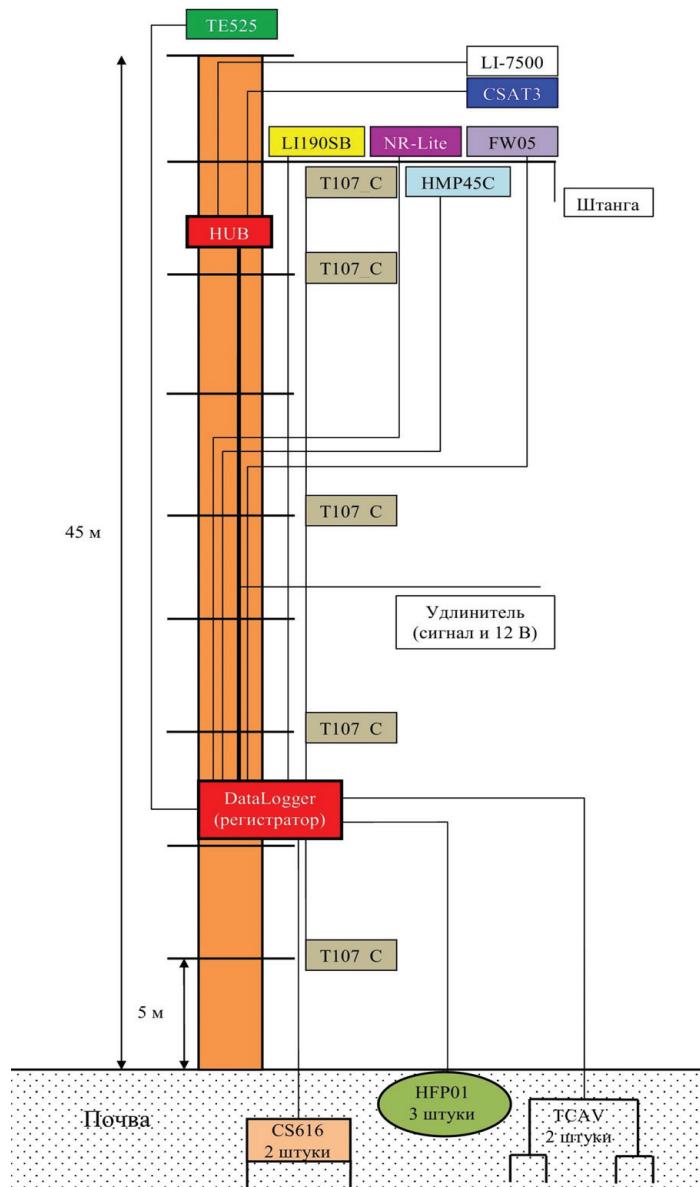
Интегральный поток диоксида углерода в южно-таежной экосистеме оценивали методом микродинамических (турбулентных) пульсаций (*eddy covariance*), который сейчас получил широкое мировое признание (Бурба и др., 2016). В настоящее время метод широко применяется в промышленности, сельском хозяйстве и экологии. В глобальной экологии он стал основным для количественного определения потоков малых газовых составляющих и аэрозолей атмосферы, как в антропогенно-измененных, так и природных экосистемах, включая озера и моря. Главным преимуществом метода по сравнению с камерными измерениями является большая площадная (зависящая от высоты расположения оборудования над поверхностью) и продолжительная автоматическая оценка изменчивости изучаемых потоков вещества с высоким временным разрешением (до 10 Гц). Большинство таких установок измеряют потоки  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  и паров воды. Общее количество таких стационарных (проводящих постоянные измерения в данной точке от года и более) наземных установок, используемых для изучения функционирования экосистем и биосфера, во всем мире составляет сейчас не менее нескольких сотен. К сожалению, Россия, с ее огромной территорией, остается в этом отношении на одном из последних мест по частоте размещения и интенсивности использования таких установок. Вероятно, общее число стационарных и мобильных установок измерения турбулентных пульсаций, действующих на территории страны, не превышает нескольких десятков, что связано с высокой стоимостью оборудования и проблемами логистического характера (доступность постоянных источников энергопитания, охрана от вандальизма и др.).

Комплекс аппаратуры для измерения и автоматического расчета параметров приземного слоя атмосферы и подстилающей поверхности, теплового баланса, а также концентраций и потока  $\text{CO}_2$  между лесной экосистемой и приземным слоем атмосферы был установлен на высотной стальной мачте экспериментального полигона «лог Таежный» ВФ ФГБУ «ГГИ» в мае 2010 г. Перечень измеряемых и расчетных параметров

тров включает: атмосферное давление, температуру и относительную влажность воздуха, количество осадков, температуру и влажность почвы; потоки видимого и инфракрасного излучений в системе «Солнце – атмосфера – подстилающая поверхность»; скорость и направление ветра; концентрации, вихревые ковариации и потоки парниковых газов; парциальное давление водяного пара, среднюю плотность водяного пара и плотность сухого воздуха (Campbell Scientific, 2006 – 2009; LI-COR, 2007). Основные компоненты установки представлены регистратором *CR5000* (Campbell Scientific Inc., USA), который обеспечивает контроль и работу подключаемых к нему датчиков, имеет аналоговые, импульсные и цифровые входы и выходы, процессор, дисплей, клавиатуру, встроенную и съемную память. К регистратору были подключены акустический анемометр *CSAT-3* (Campbell Scientific Inc., USA) и инфракрасный газовый  $\text{CO}_2 - \text{H}_2\text{O}$  анализатор открытого типа *LI-7500* (LI-COR Inc., USA), которые были размещены на высоте 45 м при высоте окружающего древостоя 32–35 м. Кроме перечисленных ключевых сенсоров к регистратору был подключен дополнительный набор сенсоров в составе регистратора радиационного баланса (радиометра) *NR-Lite*, тонкой термопары *FW05*, осадкомера *TE525*, квантового датчика потока видимого света *LI190SB* для измерения фотосинтетически активной радиации (ФАР), датчиков относительной влажности и температуры *HMP45C*, потока тепла *HFP01* и средней температуры почвы *TCAV*, температуры воздуха *T107-C* (последние располагали на 5 уровнях высот), а также рефлектометры *CS616* для определения содержания воды в почве (рис. 2.1).

Контроль работы установки одновременно с предварительным расчетом потоков энергии и  $\text{CO}_2$  проводился при помощи программного обеспечения, предоставленного Campbell Scientific Inc. Результаты были представлены значениями экосистемного обмена  $\text{CO}_2$  (*NEE*), турбулентного потока тепла, затрат тепла на испарение для 30-минутных интервалов всего периода измерений, а также величинами температур и прочих параметров, усредненных на тех же 30-минутных интервалах. В программе измерений каждые сутки разбиты на 48 получасовых интервалов, по которым рассчитываются значения ковариации между вертикальной скоростью ветра и изменением концентрации газа. На основании этих значений вычисляется поток  $\text{CO}_2$  относительно площади поверхности. Положительная область потока обозначает источник углерода из экосистемы в приземный слой атмосферы, а отрицательная – его сток в составе  $\text{CO}_2$  в экосистему из атмосферы.

---



**Рисунок 2.1.** Схема комплекса инструментальных измерений интегрального потока  $\text{CO}_2$  на вышке ВФ ФГБУ «ГГИ»

---

При непрерывных автоматических измерениях потоков неизбежно получаются значения, которые выходят за допустимые пределы изменений, или же наблюдаются пропуски измерений. Это связано с объективными причинами, такими как капли дождя, сильный ветер, или отсутствие ветра, с попаданием посторонних объектов на чувствительные части приборов, а также с субъективными причинами, такими как случайное прерывание питания приборов или переполнение запоминающего устройства. Поэтому корректный отсев таких данных является первостепенной задачей предварительного анализа.

Применительно к полученным массивам измерений авторами была разработана система полуавтоматической фильтрации данных по методу скользящего среднего, в котором каждый элемент ряда может быть исключен в сравнении с простым или взвешенным средним  $n$  соседних элементов, где  $n$  – ширина окна (Box and Jenkins, 1976; Velleman and Hoaglin, 1981). Для восстановления данных по массиву запускалось скользящее окно с шириной в 3 точки, вначале по столбцам матрицы, затем по строкам. Средним значением в этом окне заменялись пропуски в массиве данных. Далее процедура повторялась, но уже с шириной окна на 2 точки больше. Верхняя граница ширины окна составила 25 точек, так как дальнейшее увеличение не приводило к изменению данных. Поскольку различие между исходным и восстановленным рядами все-таки иногда превышает инструментальную погрешность, то на окончательном этапе фильтрации и восстановления данных использовался встроенный в *MATLAB* сглаживающий фильтр, основанный на методе наименьших квадратов в скользящем окне, ширина которого выбиралась на основе минимизации дисперсии и составила в конечном итоге 5 точек. После применения процедур фильтрации результаты приобрели более сглаженный характер. Было принято 85,5% общего числа полученных значений. Такая доля, по критериям, принятым в экологических исследованиях с помощью метода турбулентной ковариации, является высокой, и свидетельствует о достаточном качестве работы установки (Baldochchi, 2003). Полученный массив данных также проверяли по критерию сходимости энергетического баланса исследуемого участка поверхности экосистемы (Карелин, Замолодчиков, 2008).

В ходе наблюдений выяснилось, что используемый инфракрасный газоанализатор открытого типа *LI-7500* несколько завышает величины стока атмосферного CO<sub>2</sub> в экосистемы за счет недооценки величин потоков, связанных с нагреванием поверхности корпуса газоанализатора, которое способствовало возникновению дополнительной турбулентности на открытом оптическом пути. Сходные проблемы

---

## Глава 2

отмечались в работе (Burba et al, 2008) при измерении потоков CO<sub>2</sub> газовым анализатором *LI-7500*, особенно в холодные периоды года. Для определения величины вклада поверхности анализатора в его тепловой баланс и связь с измеренным потоком CO<sub>2</sub> был проведен ряд лабораторных тестов и полевых экспериментов с использованием значений потоков CO<sub>2</sub>, измеренных анализаторами закрытого и открытого типа, данных о температуре поверхности и геометрии открытого инструмента, а также макроскопических параметров окружающего воздуха. Была создана полуэмпирическая модель, позволяющая внести поправки в результаты, полученные анализатором открытого типа.

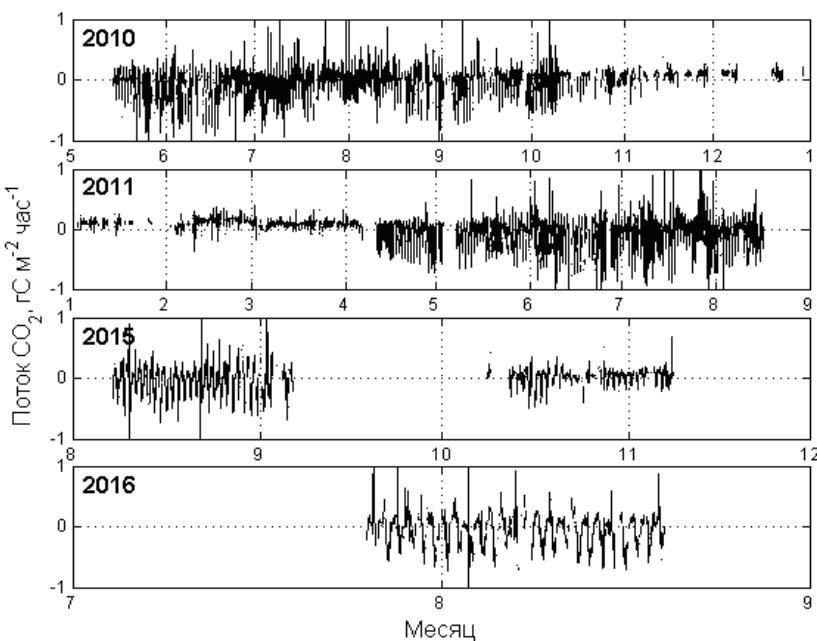


**Рисунок 2.2.** Верхняя часть мачты с установленным микрометеорологическим оборудованием (полигон «лог Таежный» ВФ ФГБУ

проводились наблюдения (2010–2011 и 2015–2016 гг.). Известно, что внутригодовые вариации концентрации CO<sub>2</sub> определяются в основном сезонным циклом активности наземной биоты. В теплый период года происходит увеличение биомассы растений за счет фотосинтеза. В дневное время фотосинтез, в ходе которого CO<sub>2</sub> поглощается, как правило, преобладает над валовым дыханием, в ходе которого CO<sub>2</sub> выделяется. Благодаря этому, в средних широтах северного полушария уже в апреле – мае в атмосфере наблюдается характерное внутригодовое уменьшение концентрации CO<sub>2</sub>.

Эксплуатация установки осуществлялась ВФ ФГБУ «ГГИ» совместно с ФГБУ «НПО «Тайфун» в период с 15 мая 2010 по 18 августа 2011 г. (рис. 2.2), после чего ее работа прекратилась по техническим причинам (удар молнии в мачту во время шторма в августе 2011 г.). После осуществления специальных грозозащитных мероприятий, ремонта, технического обслуживания и необходимых калибровок, работа установки возобновилась 7 августа 2015 г., и экспериментальные измерения и мониторинг потока CO<sub>2</sub> были продолжены.

На рисунке 2.3 представлены результаты измерений потоков диоксида углерода, обобщенные за весь период, в течение которого



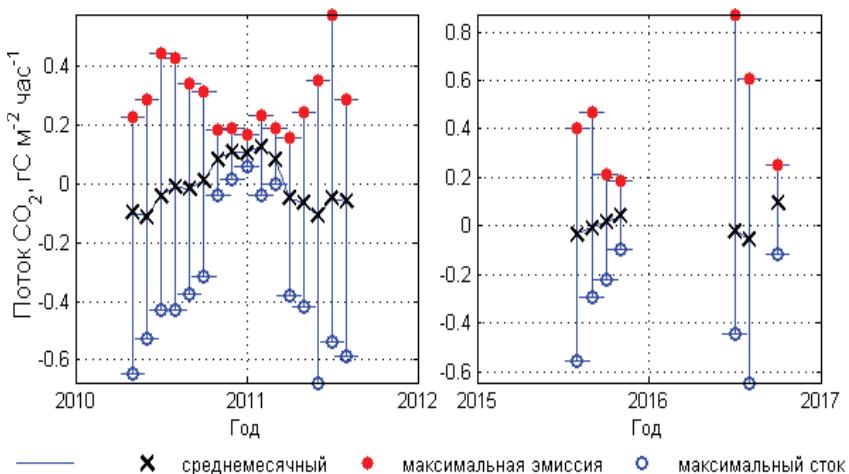
**Рисунок 2.3.** Средние потоки диоксида углерода, полученные за периоды наблюдений 2010–2011 и 2015–2016 гг. (полигон «лог Таежный» ВФ ФГБУ «ГГИ»)

Величины среднемесячного потока ди-оксида углерода, обобщенные за период наблюдений, представлены на рисунке 2.4. Видно, что максимальный сток CO<sub>2</sub> наблюдается в мае–июне, а максимальная эмиссия – в июле и августе. Максимальная среднемесячная эмиссия за весь период измерений составила +0,82 г C m<sup>-2</sup> час<sup>-1</sup>, а максимальный среднемесячный сток достигал −0,64 г C m<sup>-2</sup> час<sup>-1</sup> (рис. 2.4).

Полученный сезонный характер динамики интегрального потока CO<sub>2</sub> (рис. 2.4) вполне соответствует найденному во многих других работах, выполненных с использованием метода турбулентных пульсаций (Загирова, Михайлов, 2016; Чебакова и др., 2014; Kurbatova et al., 2008 и др.). В безморозное время года (апрель–октябрь) преобладает сток углерода из атмосферы в лесную экосистему, в холодное (ноябрь–март) экосистема функционирует как источник углерода в атмосферу. Эти изменения объясняются характерными сезонными экофизиологическими реакциями растительности и микродеструкторов. Разложение мертвого органического вещества грибами и бактериями происходит в течение всего года, в

## Глава 2

то время как фотосинтез растений, формирующий валовую первичную продукцию – лишь в течение безморозного периода. В нормально функционирующей экосистеме валовая первичная продукция превышает по абсолютной величине сумму автотрофного и гетеротрофного дыхания, потому в безморозное время наблюдается сток углерода. В холодное время действует лишь эмиссионная компонента потока  $\text{CO}_2$ , определяемая дыханием. Согласно полученным данным, в пересчете на год исследуемые таежные экосистемы экспериментального полигона «лог Таежный» являются существенным стоком  $\text{CO}_2$  с величиной  $-437 \text{ г C m}^{-2} \text{ год}^{-1}$  ( $1,6 \text{ кг CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ год}^{-1}$ ). Полученная величина годового стока соответствует оценке интегрального потока диоксида углерода на территории площадью около  $0,8 \text{ км}^2$  при размещении микрометеорологического оборудования на  $\sim 10 \text{ м}$  выше полога леса.



**Рисунок 2.4 .** Величины среднемесячного потока  $\text{CO}_2$  за период наблюдений (полигон «лог Таежный» ВФ ФГБУ «ГГИ»)

Однако приведенные результаты были получены без внесения в полном объеме расчетных поправок, рекомендованных производителями оборудования. Кроме того, исследуемые экосистемы представляют собой спелые одновозрастные ельники с высоким запасом древесины, которые с конца 1990-х годов были охвачены волной массовых усыханий в Европе и во всем мире (Жигунов и др., 2007; Allen et al., 2010 и др.). Усыхание ельников отмечено и на полигоне «лог Таежный», что привело к прогрессирующему снижению запаса живой части древо-

стоя, о чем будет говориться ниже. Такие изменения структуры растительности способствуют сдвигу баланса в сторону источника углерода для атмосферы.

Что же касается расчетных поправок, то к использованному комплексу оборудования вполне применима поправка на нагрев поверхности прибора (Burba et al., 2006). Отсутствие этой поправки на фоне холодного климата может приводить к существенной переоценке стока CO<sub>2</sub>. Так, применение указанной поправки ко всему массиву данных, полученных за периоды с 15.05.2010 по 14.05.2011 и с 15.08.2010 по 14.08.2011, может значительно модифицировать годовые оценки: в этом случае суммарный поток составил +29,6 г С м<sup>-2</sup> год<sup>-1</sup>. То есть, с учетом поправки, исследуемые экосистемы превращаются из заметного стока в источник выброса углерода в атмосферу. Добавим, что наиболее близкий по географическому положению и составу растительности ельник чернично-сфагновый Центрального лесного государственного заповедника (Тверская область), в котором проводится многолетний мониторинг турбулентным методом, из года в год является устойчивым источником углерода для атмосферы в диапазоне 150 – 277 г С м<sup>-2</sup> год<sup>-1</sup> (Ольчев и др., 2009; Kurbatova et al., 2013).

Таким образом, резкое изменение годовой оценки потока углерода в исследуемых экосистемах при применении дополнительной поправки Д. Бурбы и соавторов (2006) приводит к заключению, что, несмотря на широкое распространение, турбулентный метод все еще следует считать поисковым, то есть лишь приближающимся к получению адекватных оценок углеродного баланса на интервалах лет и десятилетий. Тем не менее, массивы необработанных данных, которые накапливает в своей памяти установка, всегда позволяют ретроспективно пересчитать полученные данные в зависимости от новых переосмыслений методического подхода. Современные методы контроля качества измерений и многочисленные поправки, которые могут быть применены при расчетах потоков, детально рассмотрены в литературе (Бурба и др., 2016). В частности, приобретают все большую популярность исследования методического плана, например, синхронного применения анализаторов открытого и закрытого типа на пульсационных установках. Организация контрольных пульсационных измерений с применением обоих типов анализаторов позволит получить более достоверные оценки углеродного баланса.

## 2.2. Мониторинг эмиссии диоксида углерода с поверхности почвы<sup>3</sup>

**2.2.1. Факторы временной изменчивости почвенной эмиссии диоксида углерода.** Дыхание почвенного покрова (эмиссия CO<sub>2</sub> из почвы) – наиболее мощный поток, выводящий углерод в атмосферу из наземных экосистем. По имеющимся оценкам, суммарное глобальное дыхание почвы находится в пределах 80 – 100 Гт С год<sup>-1</sup> (Raich et al., 2002; Bond-Lamberty, Tompson, 2010), что составляет 73 – 91% валовой первичной продукции всех наземных экосистем, величина которой считается близкой к 110 Гт С год<sup>-1</sup> (Yuan et al., 2010). Традиционно дыхание почвы рассматривалось в качестве одной из характеристик биологической активности почвенного слоя (Наумов, 2009). В этом случае для описания специфики тех или иных типов или географических вариантов почв вполне хватало значений дыхания, определенных для вегетационного сезона в целом, или его частей (Ковалева, Булаткин, 1987). Такой подход сохраняет популярность и сейчас, особенно в исследованиях техногенного загрязнения и других форм прямого антропогенного воздействия на биологическую активность почв (Помазкина и др., 2010; Сморкалов, Воробейчик, 2011). Однако роль дыхания почвы, как одного из ключевых компонентов углеродного бюджета наземных экосистем, постепенно смещает фокус его рассмотрения в научных исследованиях. По мере накопления данных все более актуальным направлением становится оценка суммарных годовых величин эмиссии CO<sub>2</sub> почвами и ее многолетняя изменчивость (Keith et al., 1997; Kurganova et al., 2004; Khomik et al., 2006 и др.).

Значение учета холодного периода в годовом бюджете углерода подтверждается историей оценки суммарной эмиссии CO<sub>2</sub> почвенным покровом России. Первая оценка, полученная в 1995 г. (Кудеяров и др., 1995) составила 3,12 Гт С год<sup>-1</sup>. Эта оценка охватывала лишь вегетационный сезон, поскольку экспериментально-полевые сведения по дыханию почвы в холодный период года для территории России в то время практически отсутствовали. Появление в России первых наблюдений по почвенной эмиссии CO<sub>2</sub> в холодный период (Лопес де Гереню и др.,

---

<sup>3</sup>При выполнении полевых работ, представленных в этом разделе, использовалась финансовая поддержка гранта РФФИ 16-04-01580 «Оценка макро-экологических закономерностей, факторов и потенциала почвенной эмиссии CO<sub>2</sub> в атмосферу в результате импульсного эффекта Бирча»

2001; Zamolodchikov, Kareljin, 2001) и инвентаризация зарубежных исследований на эту тему (Pajary, 1995 и др.) позволили разработать регрессионную модель для оценки летнего вклада в суммарный годовой поток CO<sub>2</sub> из почв в зависимости от среднегодовой температуры воздуха (Кудеяров и др., 1995; Kudeyarov, Kurganova, 2005). Учет эмиссии холодного периода, а также характера землепользования повысили суммарную оценку дыхания почв России теми же авторами до 5,67 Гт С год<sup>-1</sup> (Kudeyarov, Kurganova, 2005), то есть в 1,8 раза.

Многочисленными экспериментально-полевыми работами установлено (Lloyd, Taylor, 1994; Curiel et al., 2003; Chatterjee, Jenerette, 2011, и др.), что ключевыми абиотическими факторами, контролирующими текущую величину почвенного дыхания, являются температура и влажность верхнего слоя почвы. В связи с глобальными изменениями климата эти факторы заметно меняют свои значения. Если температура, в той или иной степени, возрастает почти во всех регионах Земного шара, то влажность демонстрирует различные направления изменений, определяемые региональными закономерностями выпадения осадков (Climate Change, 2007). Глобальный тренд увеличения дыхания почвы для периода 1989 – 2008 гг. оценивается в 0,1 Гт С год<sup>-1</sup> (Bond-Lamberty, Tompson, 2010), то есть суммарная эмиссия CO<sub>2</sub> почвенным покровом планеты возросла за указанный период на 2 Гт С.

В связи с климатическими изменениями следует отметить важный методологический аспект. При измерении годовой эмиссии CO<sub>2</sub> почвами часто используются методы регрессионного моделирования (Curiel et al., 2003; Saiz et al., 2007 и др.), которые служат для экстраполяции и интерполяции данных. Исходными данными моделирования служат дискретные ряды полевых значений температуры и влажности почвы и других почвенно-климатических параметров. Регрессионные модели уверенно справляются с задачами интерполяции данных, но часто приводят к заметным ошибкам при их экстраполяции, поскольку климатические изменения с большой вероятностью приводят к возникновению погодных условий, которые не встречались за период получения данных, использованный при построении регрессионных моделей.

Увеличение временных масштабов наблюдений расширяет набор значимых параметров и повышает прогностические возможности моделей, поэтому нельзя не согласиться с мнением ряда авторитетных исследователей (Кудеяров и др., 2007), что организация многолетних круглогодичных мониторинговых наблюдений за динамикой эмиссии CO<sub>2</sub> из почв основных биоклиматических зон является актуальной задачей современного экологического почвоведения.

---

## Глава 2

---

Основной массив полевых данных по дыханию почвы был получен в 110-летнем ельнике мелкотравно-зеленомошном, в котором было установлено 10 постоянных оснований для измерения почвенного дыхания. Лесорастительное и геоботаническое описание ельника приведено в разделе 2.6.1 (постоянная пробная площадь 1). Описание почвенного профиля исследованного типа леса выполнено в верхней части западного склона (1–2° уклона) моренной гривы, вытянутой в меридиональном направлении. В почвенном профиле присутствуют следующие горизонты:

1. Опадо-подстилочный горизонт из свежих и слаборазложенных остатков мха, иголок ели, мелких веточек, зеленовато-бурового цвета; влажный. Мощность варьирует от 1 до 4 см, pH = 4,17.
2. O2O3 (F), 0–2(4) см, pH = 3,4. Отторfovированная подстилка из средне- и сильноразложенных остатков мха и разнотравья; буровато-темносерая; влажная; рыхлая; с небольшой примесью мелкозема песчаного состава; значительное количество тонких и средних корней; граница слабоволнистая.
3. AYe, 2(4)–6(9) см, pH = 5,1. Буровато-серый с отбеленными зернами кварца, влажный, рыхлый, с непрочной мелко-среднекомковатой структурой, мелкий и средний песок с небольшой примесью пылеватых частиц и с включениями дресянистого материала; значительное количество мелких угольков; среднее количество тонких и средних корней; граница кармановидная, ясная.
4. AYra, 6(9)–20(26) см. Постагрогенный серогумусовый горизонт. Серовато-бурый с осветлением в нижней части; влажный; слабоуплотненный, неясно-комковатый, мелкий и средний песок с включениями дресвы и мелкого щебня; среднее количество тонких и средних корней кустарничков и деревьев; остатки полуразложившихся корней, включения мелких (2-3 мм) угольков, особенно около нижней границы; граница волнистая; переход резкий, по цвету.
5. E(ek), 20(26)–31(40) см, pH = 6,2. Ярко отбеленный хорошо сортированный средний песок с легким розоватым и сероватым оттенками; слабоуплотненный, непрочно-комковатый; небольшое количество тонких и средних корней; практически нет включений дресвы и полуокатанного щебня; в верхней части – включения мелких угольков; граница фестончатая, отдельные пятна отбеленного материала проникают в нижележащий горизонт; переход резкий.
6. Bmf, 20(26)–50(60) см, pH = 5,9. Ожелезненный горизонт яркого буровато-охристого цвета с осветлением в нижней части; свежий; слабо-среднеуплотненный, неясно-комковатый, тонкопесчаный с включениями дресвы, щебня и отдельных небольших валунов; пленки на

щебне не выражены; тонкие и средние корни; переход заметный, граница волнистая.

7. D, 50(60)–105 см. Неоднородный по окраске: на общем серовато-белесом фоне заметны буроватые, красновато-бурые, рыжие пятна; свежий; сильноуплотненный; бесструктурный разнозернистый песок с большим количеством включений дресвы, щебня, небольших валунов, небольших (1 см) глинистых окатышей. В нижней части разреза количество валунов заметно увеличивается; единичные корни деревьев.



**Рисунок 2.5.** Общий вид одного из окон распада ельника мелкотравно-зеленомошного (полигон «лог Таежный» ВФ ФГБУ «ГГИ», май 2014 г.).

Почва отвечает критериям дерново-подзола контактно-освещенного. Современный гумусовый горизонт непосредственно под подстилкой с высокой вероятностью развивается по былому пахотному горизонту, маркируемому серой окраской и присутствием мелких угольков.

Дополнительно измерения почвенного дыхания проводили в окне распада елового древостоя, в котором было установлено 10 постоянных оснований. Лесорастительное и геоботаническое описание участка приведены в разделе 2.6.1 (постоянная пробная площадь 4). Общий вид типичного окна распада елового древостоя приведен на рис. 2.5.

Ряд наблюдений был также получен в сосняке с елью мелкотравном (неморально- boreальном), лесорастительное и геоботаническое описания которого также приведены в разделе 2.6.1 (постоянная пробная площадь 2). Для измерения почвенного дыхания в сосняке было установлено 10 оснований.

Все годы наблюдений (2009 – 2016 гг.) дыхание почвы оценивали закрытым методом по изменению концентрации CO<sub>2</sub> в непрозрачных ПВХ-камерах, состоящих из постоянно вкопанных на глубину 2 – 4 см цилиндрических оснований с диаметром 110 мм и объемом около 2 л (в зависимости от высоты основания и глубины вкапывания), а также перемещаемой крышки, герметично соединенной с газоанализатором при измерениях (рис. 2.6), или специальной почвенной камеры (рис. 2.7). При установке камер выбирали участки, свободные от травяно-кустарникового и мохового покрова. Опадо-подстилочный горизонт не удаляли. Таким образом, полученные величины характеризуют эмис-

## Глава 2

сию  $\text{CO}_2$  от полного почвенного профиля. В крышке находился вентилятор, обеспечивавший перемешивание воздуха по всему объему камеры. Герметичность соединения крышки и основания камеры обеспечивали резиновыми прокладками..



**Рисунок 2.6.** Измерение почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  в 110-летнем ельнике мелкотравно-зеленомошном с помощью газоанализатора LI-6200



**Рисунок 2.7.** Измерение почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  с помощью газоанализатора LI-8100A и автоматической почвенной камеры (используются стандартные ПВХ-основания).

В полевых работах 2009 г. использовался инфракрасный газоанализатор *RI-411 Gastech* фирмы *Riken Keiki Company, Ltd* (Япония) (Instruction manual, 1983). В 2010 – 2016 гг. использовали инфракрасные  $\text{CO}_2$ -анализаторы *LI-6200* и *LI-6400* (*LI-COR Inc.*, США) (The *LI-6200 Primer*, 1987), а также портативный полевой анализатор, смонтированный на биологическом ф-те МГУ им. М.В. Ломоносова (А.И. Ивашенко) на базе инфракрасного сенсора *AZ 7752* (*AZ Instrument Corp.*, Тайвань), помпы *E134-11-120*, мощностью около 2 л  $\text{мин}^{-1}$  (*Hargraves Technologies Corp.*, США) и аккумулятора 12 В (рис. 2.8). Этот анализатор имеет разрешающую способность 1  $\text{ppm}$  (млн $^{-1}$ ). Последний прибор применялся также в облегченной модификации, где вместо помпы использовался вентилятор. С 2016 г. начал применяться более современный прибор, специально адаптированный к измерениям дыхания почвы *LI-8100A* (*LI-COR Inc.*, США) (рис. 2.7)

При использовании высокочувствительных анализаторов *LI-6200*, *LI-6400* и *LI-8100A*, обладающих точностью 0,1 млн $^{-1}$   $\text{CO}_2$ , общее время экспозиции составляло около 2 минут, первая из которых требовалась для установки равновесия всей измерительной системы, а вторая – на собственно измерение меняющейся концентрации. При вычислении потоков использовали встроенное программное обеспечение *LI-6200*, *LI-6400* и *LI-8100A* с коррекцией на внутренний объем камеры.

При проведении измерений прибором Gastech, обладающим точностью  $25 \text{ млн}^{-1}$ , время экспозиции камеры с закрытой крышкой варьировало в пределах 5–10 мин, анализаторов на основе AZ 7752 – 4–5 мин. Показания приборов записывали, и по уравнению Менделеева–Клапейрона для известных скорости изменения концентрации  $\text{CO}_2$ , объема измерительной системы, площади основания камеры и температуры рассчитывали эмиссионный поток с единицы площади (описание расчетов приведено в разделе 2.4).



**Рисунок 2.8.** Измерения почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  с помощью анализатора закрытого типа на основе сенсора AZ 7752

тых участках леса, считая, что концентрация  $\text{CO}_2$  равна  $400 \text{ млн}^{-1}$ .

Во время замеров вблизи каждой камеры определяли температуру воздуха в растительном пологе на высоте 30 см и температуры почвы на глубинах 1, 5 и 10 см при помощи портативных электронных термометров со встроенным зондом из нержавеющей стали *Checktemp-1* (точность  $0,1^\circ\text{C}$ ; Hanna Instruments). Сходным образом измеряли объемную влажность почвы в слое 0–6 см при помощи полевых рефлектометров *HH2 Moisture Meter*, снабженных датчиками *Theta Probe ML2x* (точность 1%; Delta-T Devices Ltd.).

Во время зимних измерений приборы дополнительно утепляли. При измерениях эмиссии зимой снег из оснований камер не удалялся, чтобы не вносить дополнительных возмущений в величины потоков. Но при расчетах объема измерительной камеры делали поправку на объем воды, содержащейся в снегу, растапливая его и взвешивая в лаборатории после измерений потоков.

Измерения поверхностного дыхания почвы проводили в ручном режиме, между 11:00 и 19:00 часами местного времени. Как показали

## Глава 2

---

круглосуточные наблюдения, в это время суток скорость мгновенной эмиссии  $\text{CO}_2$  из почвы совпадает с ее среднесуточной скоростью. В вегетационные сезоны 2009, 2010, 2012 – 2016 годов измерения проводились 1 – 3 раза в сутки (ежемесячно), в 2011 г., для соответствующих дат измерений, – круглосуточно. Измерения мая–октября 2011 г. проводили в круглосуточном режиме с интервалом около 2 часов (11–12 замеров на каждом почвенном основании за сутки). В 2009–2010 гг. и в холодный период 2011–2012 гг. замеры осуществляли в 1-2-кратной повторности. В 2009 и 2010 гг. работы проводили в ельнике мелкотравно-зеленомошном, окне распада елового древостоя и в сосняке с елью мелкотравном. В 2011 – 2016 гг. – только в ельнике и окне распада. Кроме того, начиная с 2013 г. измерения начали ежемесячно (апрель – октябрь) проводить на 500-метровой трансекте (50 постоянных точек) и на площадке в окне распада елового древостоя (с 2014 г.: 20 постоянных точек). Общее число единичных измерений дыхания почвы по всем источникам составило: 100 (2009 г.), 140 (2010), 938 (2011), 160 (2012), 240 (2013), 330 (2014), 390 (2015) и 320 (2016).

Для верификации оценок дыхания почвы дополнительно привлекались данные, полученные с помощью пульсационной микрометеорологической установки, измеряющей потоки  $\text{CO}_2$  над пологом леса, и расположенной в 200–300 м от участков наблюдений (более подробно об этой установке см. главу 1). Из общего массива данных, предоставленного пульсационной установкой, были использованы величины чистого обмена  $\text{CO}_2$  экосистемы ( $NEE$  – *Net Ecosystem Exchange*), полученные для 30-минутных интервалов.  $NEE$  складывается из баланса разнонаправленных потоков  $\text{CO}_2$  – валовой первичной продукции и суммарного дыхания экосистемы. При отсутствии фотосинтеза в темное время суток  $NEE$  равен дыханию экосистемы. Для целей сравнительного анализа из общего временного ряда  $NEE$  по каждым суткам было выбрано максимальное положительное по знаку значение ( $NEE_{\max}$ ), в большинстве случаев приходившееся на ночное время с 0 до 3 ч.

*Общая характеристика погодных условий за многолетний период наблюдений.* Срочная метеоинформация была предоставлена ВФ ФГБУ «ГГИ». Среднегодовые температуры в районе исследований в 2009 – 2016 гг. менялись, соответственно, от +4,3 (2012), до +6,22  $^{\circ}\text{C}$  (2015), что на 1,1 – 3,0  $^{\circ}\text{C}$  выше климатической нормы 1931–1960 гг. (Справочник по климату СССР, 1965). Это отвечает прогрессирующему потеплению климата на территории России и в центре ЕТР (Второй оценочный доклад.., 2013). На рис. 2.9 приведены среднемесячные температуры периода наблюдений. В целом межгодовые вариации невелики. Макси-

мальная среднемесячная температура воздуха (+24,1°C) отмечена в июле 2010 г., который оказался одним из самых теплых месяцев на Валдайской возвышенности с 1901 г. Причиной этого стал блокирующий антициклон, установившийся на территории Европейской части России летом 2010 г., что привело к аномально высоким температурам в большинстве ее регионов (Шакина и др., 2011).

Но именно 2010 г. по среднегодовой температуре оказался одним из двух наиболее холодных лет за период наших наблюдений, что обязано необычно низким зимним температурам. Однако по сумме положительных температур, за счет теплого лета, он все же оказался лидером (2863 градусо-сут). По этому показателю самыми теплыми оказались также 2011, 2013 и 2016 гг.

По одному из наиболее вариабельных метеопоказателей, годовому количеству осадков, менявшемуся от 633,1 мм (2014 г.) до 914,8 мм (2009 г.), рассматриваемый многолетний период наблюдений в среднем (810 мм) значимо не отличим от климатической нормы 1931–1960 гг. (828 мм), при незначимом тренде к снижению осадков. Наименьшее количество осадков летом за все годы наблюдений отмечено в июле 2010 г. (рис. 2.9: 6 мм). Таким образом, блокирующий антициклон заметнее сказался на сумме осадков, чем на среднемесячной температуре. Впрочем, высокая сумма осадков августа 2010 г. (189 мм) компенсировала июльский минимум в годовой сумме. В остальные годы распределение осадков по месяцам было относительно равномерным.

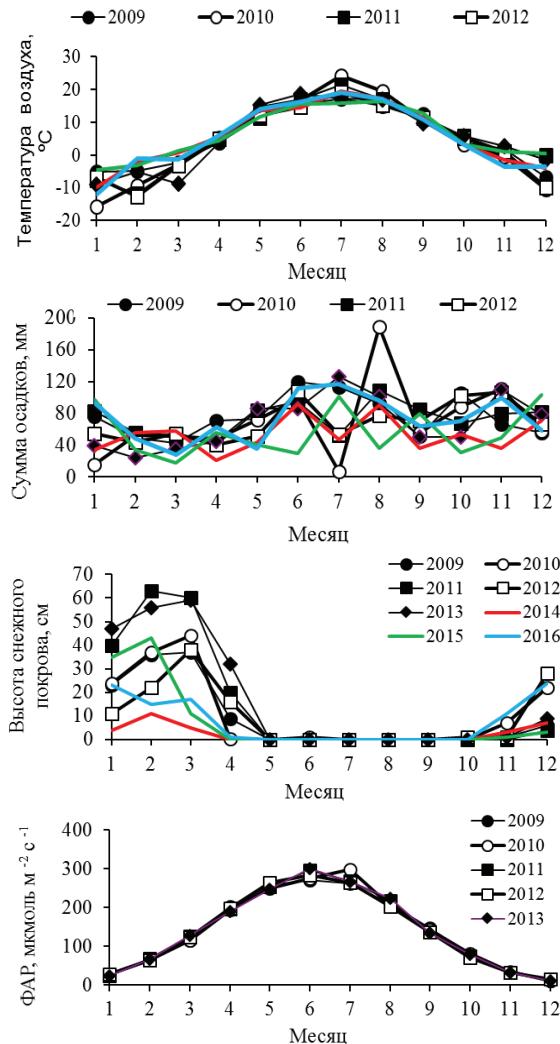
Если охарактеризовать годы по обоим основным климатическим показателям (осадки и температура), то 2009, 2011 и 2016 гг. были наиболее влажными и теплыми, 2015 г. – характеризовался самым холодным и сухим летом и самой теплой зимой. А 2012 г. был прохладным, но влажным. Теплым и сухим был 2014 г., а 2013 г. соответствовал средним показателям. Самым контрастным был 2010 г. (одна из самых низких за наш ряд наблюдений среднегодовых температур при самой высокой сумме положительных температур и самой холодной зиме, а также при выраженной летней засухе и общем количестве осадков близком к норме). Самые низкие значения почвенной эмиссии в этом году (см. ниже) связаны именно с ограничением дыхания сперва недостатком влажности почвы, а затем ее избытком. Наибольшие значения среднесезонной эмиссии отмечены в 2016 г., что обязано сочетанию оптимально теплых и влажных условий.

Снежный покров в 2009 – 2016 гг. устанавливался в декабре и сходил в апреле. В 2010 г. аналогичные явления были сдвинуты на март и ноябрь (рис. 2.9). Средняя мощность снежного покрова менялась существенно: от 6,7 см (2014 г.) до 48,5 см (2013 г.). В конце зимы (март)

---

## Глава 2

высота снежного покрова составила в 2009 г. – 37 см, 2010 г. – 44 см, в 2011 г. – 60 см, в 2012 г. – 38 см, и в 2013 г. – 59 см, в 2014 – 5 см, в 2015 – 11 см и в 2016 – 17 см. По максимальным запасам снега выделяются 2011 и 2013 годы. Самой малоснежной была зима 2013–2014 г.



**Рисунок 2.9.** Динамика среднемесячных температуры воздуха, высоты снежного покрова, суммы осадков и поступления фотосинтетически активной радиации (ФАР) по данным метеостанции ВФ ФГБУ «ГГИ» в 2009 – 2016 гг.

Среднемесячное поступление фотосинтетически активной радиации оказалось наиболее стабильным показателем (рис. 2.9). Несколько повышенное значение солнечной радиации было зафиксировано только в июльскую засуху 2010 г. В данном случае для пересчета метеорологических баллов облачности в фотосинтетически активную радиацию (ФАР) были использованы оригинальные регрессионные уравнения (Карелин и др., 2014). Ввиду низкой вариабельности показателя ФАР, расчеты были проведены только для периода построения регрессионной модели эмиссии CO<sub>2</sub> из почвы (2009 – 2013).

*Построение регрессионной модели дыхания почвы по данным 2009 – 2012 гг.*<sup>4</sup> При проведении модельных и проверочных расчетов дыхания почвы была использована срочная метеорологическая информация (измерения каждые 3 часа), предоставленная ВФ ФГБУ ГГИ. Обработку данных и модельные расчеты проводили в пакете Microsoft Office Excel; построение нелинейных регрессионных моделей – в пакете Statistica 6.0.

За годы наблюдений, вошедшие в регрессионный анализ (2009 – 2012 гг.), в «теплый» сезон отмечается достаточно высокая межгодовая изменчивость почвенных потоков CO<sub>2</sub>, связанная, в основном, с температурой и влажностью верхнего горизонта почвы (рис. 2.10). В свою очередь, эти параметры определяются режимом выпадения осадков и температурой воздуха. Размах межгодовой изменчивости дыхания может достигать 5-кратной величины, что характерно для всего вегетационного сезона, но особенно выражено в мае и августе (рис. 2.10 А). Наиболее благоприятные условия для почвенного дыхания сложились за этот период наблюдений в вегетационном сезоне 2012 г., когда на фоне среднестатистических температурных условий выпало оптимальное количество осадков (рис. 2.9). По сравнению с этим, в 2009 г. выпало избыточное количество осадков при более низких температурах, а в 2010 г. – осадков выпало существенно ниже нормы, в то время как температура воздуха была намного выше среднемноголетней, что привело к снижению наблюдаемых потоков дыхания в июле и августе этого года. В табл. 2.1 приведен набор нелинейных уравнений, использованных при построении регрессионной модели почвенной эмиссии CO<sub>2</sub>.

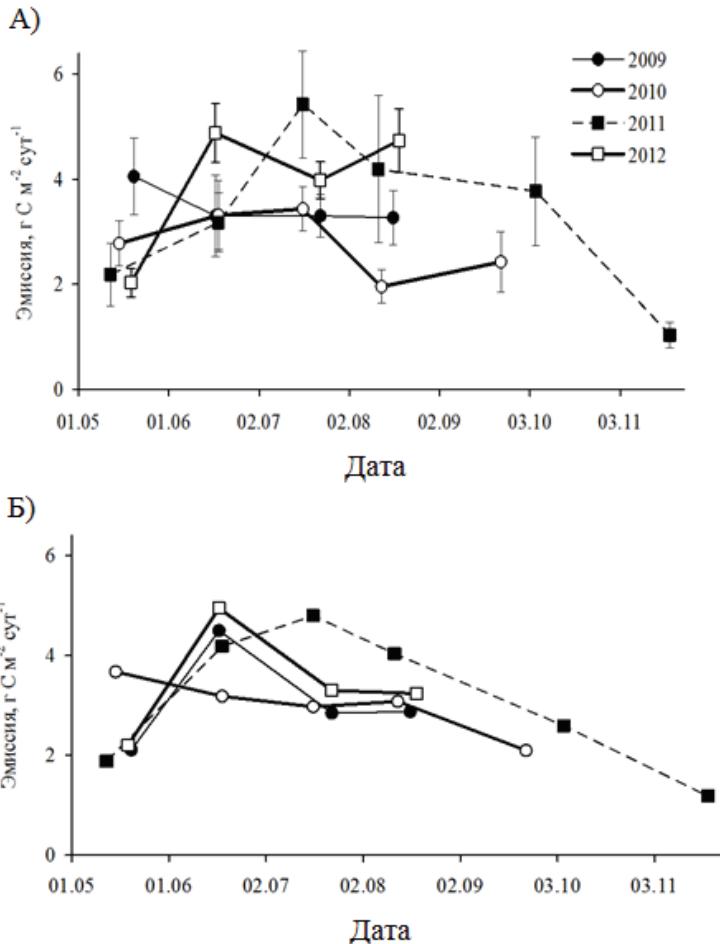
Границными условиями переходов между «теплым» (бесснежным) и «холодным» (со снежным покровом) сезонами в данный год были

---

<sup>4</sup> Расчеты по построению модели проводились в 2012 г., поэтому были использованы только данные наблюдений, накопленные к этому моменту (2009 – 2012 гг.).

## Глава 2

выбраны даты установления и схода снежного покрова. В уравнениях для бесснежного сезона были использованы две альтернативные пары параметров: 1) температура на глубине 10 см и объемная влажность верхнего слоя (0–6 см) почвы, регистрируемые в процессе измерений эмиссии непосредственно на объекте исследования; 2) температура воздуха за 4 часа и сумма осадков за 4 суток, предшествующих моменту измерений.



**Рисунок 2.10.** Внутри- и межгодовая динамика почвенного дыхания в 2009 – 2012 гг. по (А) данным наблюдений и (Б) согласно расчетам по регрессионным моделям табл. 2.1. На панели А приведены средние и их 95%-е доверительные интервалы

Как видно из рис. 2.10, первая пара параметров служит хорошими предикторами поверхностной эмиссии CO<sub>2</sub> из исследуемой почвы, что также следует из множества аналогичных исследований, проводившихся в умеренной и бореальной зонах (см. выше). Для аппроксимации зависимости эмиссии от температуры почвы было использовано классическое уравнение Аррениуса–Вант-Гоффа (Lloyd, Taylor, 1994), а для описания зависимости эмиссии CO<sub>2</sub> от объемной влажности почвы – обратное параболическое уравнение. Заметим, что вместо обратной параболы здесь допустимо использование гауссианы, что нередко практикуется в подобных моделях (Yan et al., 2009), однако сравнительный анализ показал несколько меньшую применимость этой функции к нашим полевым данным (табл. 2.1).

**Таблица 2.1.** Регрессионные уравнения, связывающие величины эмиссии CO<sub>2</sub> ( $SR$ , г С м<sup>-2</sup> сут<sup>-1</sup>) с поверхности почвы со значениями абиотических факторов.

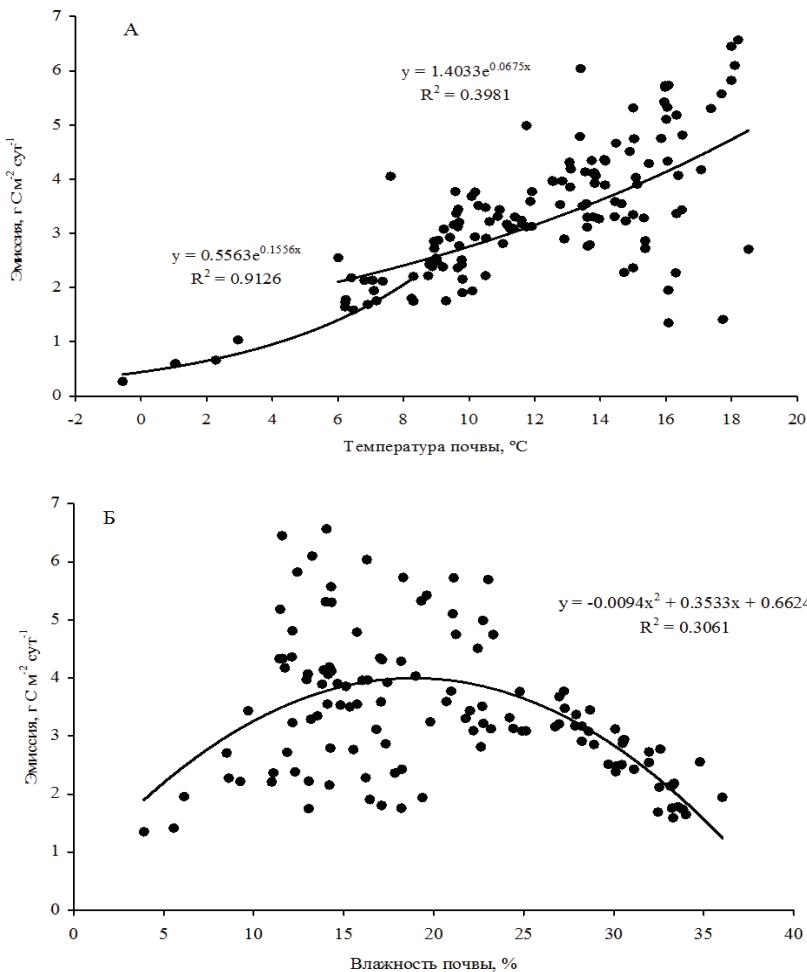
Сезон	Уравнение	N	R <sup>2</sup>	P
теплый	(1) $SR=(-0,00194 SM^2 + 0,0963 SM - 0,0810) e^{0,101 Ts}$	126	0,700	<0,001
теплый	(2) $SR=1,44 e^{0,0801 Ts} e^{-0,00272 (SM-21,6)^2}$	126	0,649	<0,001
холодный	(3) $SR = 0,556 e^{0,156 Ts}$	11	0,913	<0,001
теплый	(4) $SR=(-0,00209 Pm^2 + 0,107 Pm + 1,38) e^{0,0283 Tm}$	134	0,659	<0,001
теплый	(5) $SR=2,88 e^{0,0265 Tm} e^{-0,00107 (Pm-24,9)^2}$	134	0,656	<0,001
холодный	(6) $SR = 0,689 e^{0,208 Tm}$	11	0,747	<0,001

**Примечание:**  $Ts$  – температура почвы на глубине 10 см, °C;  $SM$  – влажность почвы в слое 0–6 см;  $Tm$  – температура воздуха по метеостанции ВФ ФГБУ «ГГИ», °C;  $Pm$  – сумма осадков за 4 суток по метеостанции ВФ ФГБУ «ГГИ», мм,  $R^2$  – коэффициент детерминации.

Обращает на себя внимание, что зависимость поверхностной эмиссии CO<sub>2</sub> от температуры (рис. 2.11 А) демонстрирует излом в области +6 : +8°C, при переходе между «летними» и «зимними» температурами. Этот излом маркирует сезонную смену ультимативной зависимости дыхания почвы от температуры зимой на двухфакторную зависимость дыхания в «теплый» период от температуры и влажности почвы. Ранее такой переход отмечался нами также для мерзлотных экосистем (Карелин, Замолодчиков, 2008). Поэтому в дальнейшем при восстановлении

## Глава 2

внутригодовой динамики эмиссии  $\text{CO}_2$  для зимнего периода использовали отдельно рассчитанные уравнения Аррениуса–Вант-Гоффа (табл. 2.1, уравнения 3 и 4).



**Рисунок 2.11.** Зависимость почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  в 2009–2011 гг. от: (А) температуры почвы на глубине 10 см (для «теплого» периода  $N = 134$ ,  $P < 0,001$ ; для «холодного»  $N = 11$ ,  $P < 0,001$ ), и (Б) от объемной влажности почвы в слое 0–6 см в «теплый» сезон ( $N = 126$ ,  $P < 0,001$ )

Что касается влажности почвы (рис. 2.11 Б), то основной массив наблюдаемых значений пришелся на область между 9% и 27% объемной влажности с широкой зоной разброса. При влажности выше 27% наблюдается выраженный спад эмиссии  $\text{CO}_2$ , что говорит о том, что исследуемое почвенное сообщество ограничивается верхним пределом толерантности к влажности. Следуя параболической модели, пересечение с осью абсцисс (полное подавление эмиссии) произойдет в этих почвах при 40% объемной влажности.

Помимо собственно анализа факторов почвенной эмиссии во внутрисезонном и межгодовом масштабах, существуют задачи описания внутригодовой изменчивости дыхания почвы в экосистеме и прогноза изменчивости потоков  $\text{CO}_2$  с достаточным времененным разрешением. При отсутствии непрерывных данных по влажности и температуре почвы за период исследований для решения этих задач можно использовать их «факторы-предшественники». Такие «предшественники» представлены в нашем случае температурой воздуха вместо температуры почвы на глубине 10 см, и количеством осадков – вместо объемной влажности почвы в слое 0–6 см. При этом оценивалась степень связи этих факторов с величиной почвенной эмиссии, используя экспоненциальную функцию для температуры воздуха и параболическую – для суммы осадков. В ходе предварительного анализа наибольшие коэффициенты детерминации продемонстрировали температура воздуха за 27 часов и сумма осадков за 4 суток до момента измерения эмиссии (рис. 2.12).

Температура почвы является более консервативным параметром по сравнению с температурой воздуха, потому выявление «отложенного» действия последней на почвенную эмиссию  $\text{CO}_2$  неудивительно. Влажность почвы определяется балансом поступления (осадки) и расхода (испарение, сток) воды. Осадки, выпавшие за более ранний, чем 4 суток, срок, в меньшей степени сказываются на величине текущего влагозапаса почвы и, соответственно, почвенной эмиссии.

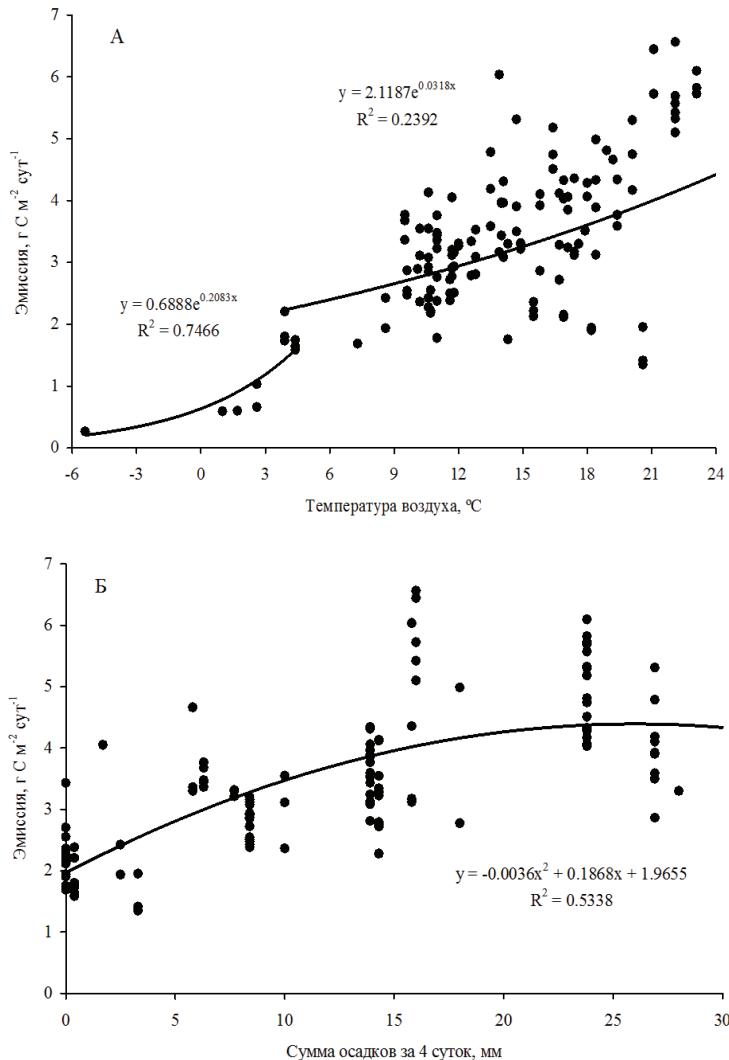
Температура воздуха за 27 часов и сумма осадков за 4 суток были использованы при построении регрессионных уравнений 4–6, приведенных в табл. 2.1. Эти параметры могут быть рассчитаны по доступным метеонаблюдениям, что позволяет применять уравнения 4–6 не только к конкретной экосистеме, но и намного шире, по крайней мере, при прогнозе временной изменчивости эмиссии  $\text{CO}_2$  из данного подтипа лесных почв.

Проверка регрессионных моделей была проведена через сопоставление наблюдаемых и модельных значений суточных потоков  $\text{CO}_2$  (рис.

---

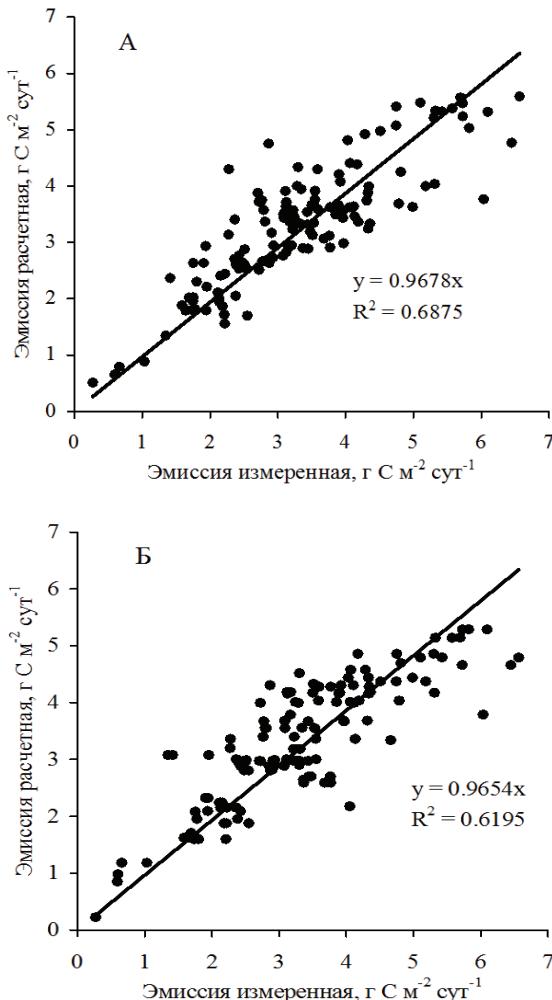
## Глава 2

2.12), а также на независимом массиве данных по дыханию почвы за вегетационный сезон 2012 г., который не был использован при построении модели (рис. 2.13).



**Рисунок 2.12.** Зависимость почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  в 2009–2011 гг. от (А) температуры воздуха (для «теплого» периода  $N = 134$ ,  $P < 0,001$ ; для «холодного»  $N = 11$ ,  $P < 0,001$ ) и (Б) суммы осадков за 4 суток, перед моментом измерения ( $N = 134$ ,  $P < 0,001$ )

Как видно из рис. 2.13А, величины почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  за 2009 – 2011 гг. хорошо согласуются с результатами расчетов по уравнениям 1 и 3 на основе измеренных значений температуры и влажности почвы ( $R^2 = 0,688$ ,  $P < 0,001$ ,  $N = 138$ ). При этом наклон линейной зависимости не отличается от 1 ( $P < 0,001$ ,  $t$ -критерий), а ее свободный член незначимо отличается от нуля ( $P = 0,685$ ).



**Рисунок 2.13.** Соотношение значений эмиссии  $\text{CO}_2$ , измеренных в 2009 – 2011 гг. и рассчитанных по уравнениям 1 и 3 (А), а также 4 и 6 (Б) в табл. 2.1.

## Глава 2

---

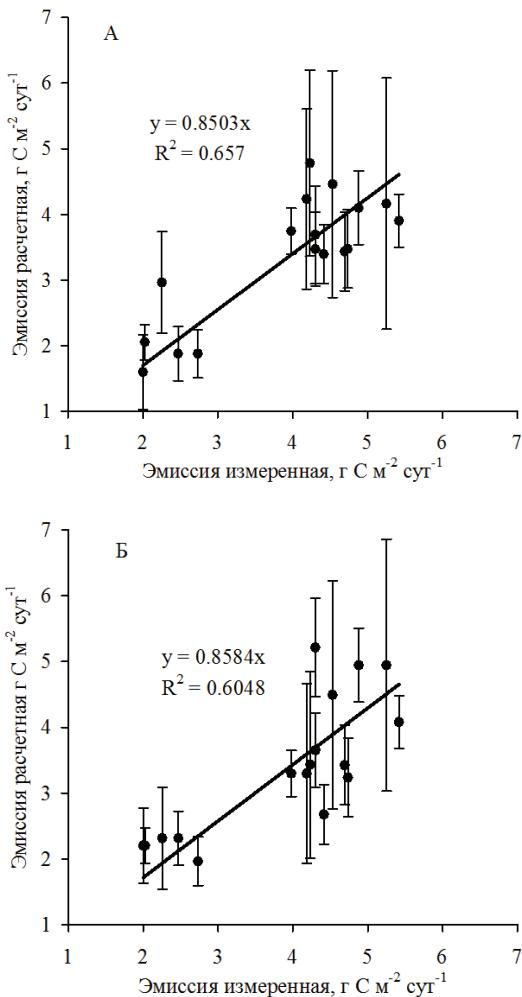
Степень описания исходных данных уравнениями 4 и 6 (табл. 2.1) на рис. 2.13Б несколько хуже ( $R^2 = 0,620$ ,  $P < 0,001$ ,  $N = 138$ ), однако и в этом случае наклон линейной зависимости не отличается от 1 ( $P = 0,001$ ,  $t$ -критерий), а свободный член – от нуля ( $P = 0,001$ ). Приведенный выше рис. 2.13Б также демонстрирует возможности уравнения 4 воспроизвести колебания эмиссии в теплые сезоны разных лет наблюдений.

На рис. 2.14 приведены результаты расчетов с участием наблюдений почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  только за вегетационный сезон (19 мая – 19 августа) 2012 г., который не был использован при построении уравнений табл. 2.1.

Уравнение (1), использующее измерения температуры и влажности почвы (рис. 2.14А), лучше воспроизводит полевые данные ( $R^2 = 0,657$ ,  $N = 16$ , различия средних незначимы,  $P = 0,143$ ,  $t$ -тест), чем аналогичное уравнение (4) на рис. 2.14Б, построенное по сумме осадков и температуре воздуха ( $R^2 = 0,605$ ,  $N = 16$ , различия средних незначимы,  $P = 0,181$ ,  $t$ -тест). В обоих случаях наклоны линейных зависимостей значимо не отличаются от 1 ( $P < 0,001$ ,  $t$ -критерий), а их свободные члены – от нуля ( $P = 0,294$  и  $0,124$ , соответственно). Таким образом, не только достаточно высокие коэффициенты детерминации уравнений табл. 2.1, но и прямая проверка модели на независимых данных подтверждают ее применимость для прогноза.

При годовой оценке величины почвенной эмиссии были приведены от окроминутного (время единичных замеров) и околочасового (время замера серии в отдельном биотопе) масштабов к суточному масштабу путем линейной интерполяции по 8-ми расчетным значениям за сутки, что соответствует стандартным срокам метеонаблюдений. Как показал анализ данных вегетационного сезона 2011 г. по двум биотопам, величина потока  $\text{CO}_2$ , оцененная даже по одной серии замеров в период с максимальной температурой почвы за данные сутки, значимо не отличается от средней величины потока, полученной по 11–12 сериям замеров за те же сутки ( $t$ -тест,  $P = 0,13 – 0,92$ ). Это позволяет даже по одной серии замеров почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  продолжительностью около часа и выполненной в произвольное время суток, оценить ее среднесуточную величину. Но такое возможно только благодаря особенностям лесных экосистем, в которых, благодаря высокому древостою, слабо выражена внутрисуточная динамика почвенной эмиссии. Построенные модели позволяют оценивать труднодоступные характеристики годовой эмиссии  $\text{CO}_2$ , такие как вклад зимнего периода и других сезонов в суммарное годовое значение, и сами оценки годовой эмиссии. Такие рас-

четы приведены в табл. 2.2. Судя по приведенной модели, период со снежным покровом, в среднем, обеспечивает около 30% годовой почвенной эмиссии.



**Рисунок 2.14.** Проверка моделей с использованием независимых значений эмиссии CO<sub>2</sub>, полученных в ходе вегетационного сезона 2012 г. А – расчет по уравнению 1 (табл. 2.1) на основе данных по температуре и влажности почвы, Б – расчет по уравнению 4 (табл. 2.1) на основе данных по температуре воздуха и атмосферным осадкам.

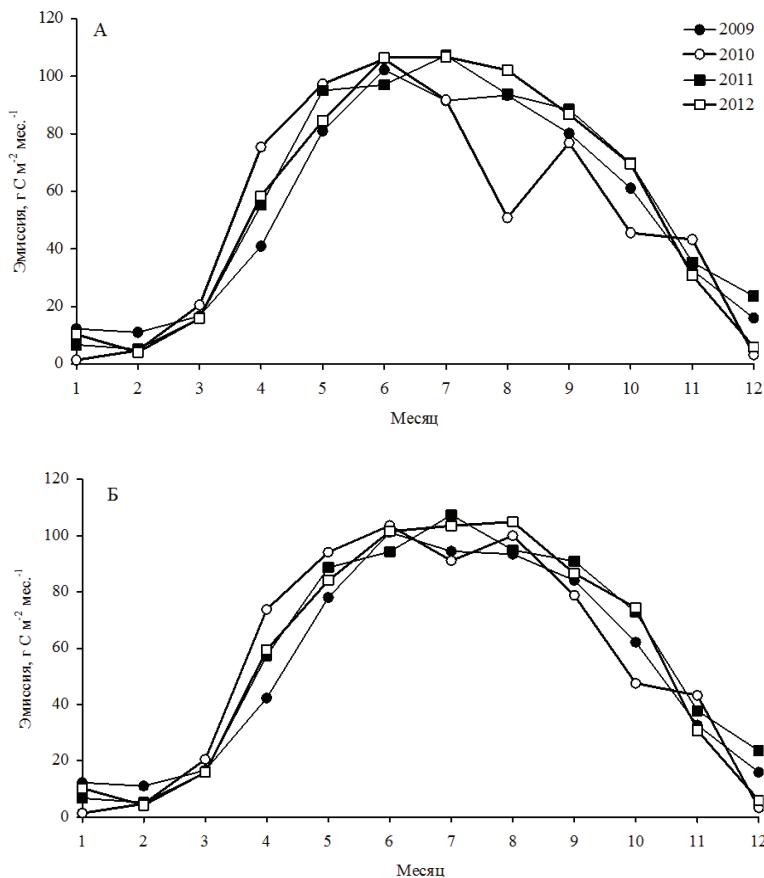
## Глава 2

**Таблица 2.2.** Сезонные и годовые величины эмиссии CO<sub>2</sub> с поверхности почвы в южнотаежном ельнике по результатам моделирования.

Год	Эмиссия, г С м <sup>-2</sup>			Вклад «холодного» периода за год, %
	за год	«теплый» период (май–сентябрь)	«холодный» период	
2009	638,7	448,3	190,5	29,8
2010	616,8	422,7	194,1	31,5
2011	693,1	481,5	211,7	30,5
2012	681,4	486,6	194,9	28,6
Среднее	657,5	459,8	197,8	30,1

На рис. 2.15 приведено сравнение восстановленной динамики эмиссии CO<sub>2</sub> с использованием как параболической (уравнение 4), так и гауссовой (уравнение 5) зависимости от суммы осадков. Как видим, оба уравнения удовлетворительно воспроизводят средние величины и сезонные колебания (см. соответствующие участки вегетационных сезонов на рис. 2.10А и рис. 2.15) за исключением летнего спада эмиссии в 2010 г., вызванного аномальной жарой и засухой (рис. 2.9). Этот характерный спад почвенного дыхания отображается только при введении в уравнение параболической зависимости дыхания от влажности (рис. 2.15А). Заметим, что спад эмиссии в июле 2010 г. воспроизводится обоими уравнениями, но он относительно небольшой по сравнению со спадом в августе (рис. 2.15А). Августовский спад связан с тем, что минимальная за вегетационный сезон влажность почвы (5–6%) наблюдалась всю первую половину этого месяца (отсроченное следствие июльской засухи). После чего, начиная с 19 августа, после выпадения ливневых дождей, влажность почвы резко возросла, и к концу месяца достигла значений, которые стали вновь подавлять дыхание.

Хотя мы не обладаем независимыми данными по эмиссии CO<sub>2</sub> для проверки моделирования межгодовой динамики, но благодаря функционированию на исследовательском полигоне микрометеорологической установки, можем сопоставить оценки почвенного потока CO<sub>2</sub> с суммарным дыханием экосистемы ельника. Ряд таких данных имеется с мая 2010 г. по август 2011 г. На рис. 2.16 приведена динамика величин максимальной внутрисуточной эмиссии CO<sub>2</sub> из экосистемы в атмосферу ( $NEE_{max}$ ) над кронами леса и изменения почвенной эмиссии за тот же период, рассчитанные по уравнениям 1 и 3 (табл. 2.1). Для наглядности сравнения здесь сохранен месячный шаг по времени, как и на рис. 2.15.



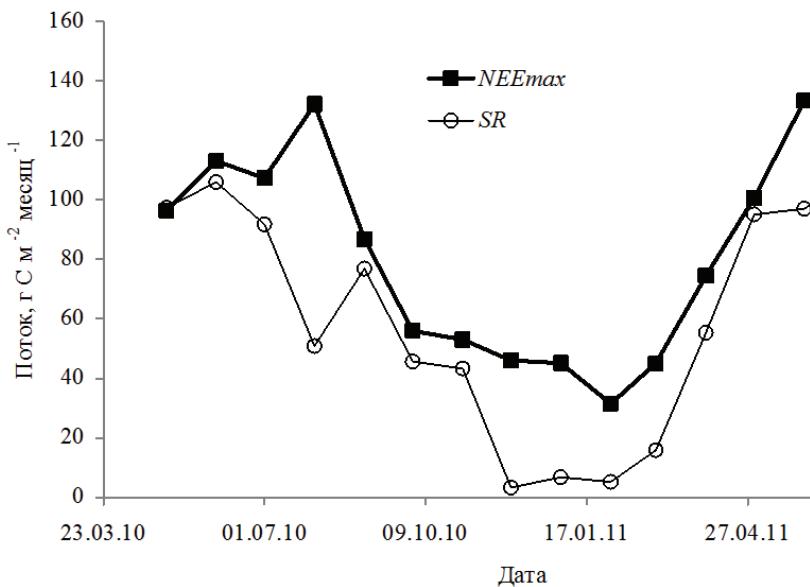
**Рисунок 2.15.** Восстановленная по регрессионным моделям внутригодовая динамика почвенной эмиссии CO<sub>2</sub>. (А) – на основе уравнений 4 (параболическая зависимость от осадков) и 6; (Б) – на основе уравнений 5 (гауссова зависимость от осадков) и 6

Доля почвенной эмиссии от дыхания экосистемы составляет 70,2% за год (с мая 2010 г. по май 2011 г.), что соответствует независимым оценкам в европейской южной тайге, равным 67–69% (Евдокимов и др., 2010). Степень сопряженности этих потоков следует охарактеризовать как сильную ( $R^2 = +0,86$ ,  $P < 0,001$ ). Внутригодовая динамика также вполне объяснима: потоки дыхания экосистемы всегда превышают почвенные, но в переходные сезоны они сильно сближаются, отражая более резкий спад

## Глава 2

активности надземной фитомассы осенью (сентябрь – октябрь) и ее отставание в активности от подземной части экосистемы весной (апрель – май). Зимой основной вклад в дыхание, вероятно, дают надземные части деревьев, поэтому разница этих потоков особенно заметна

Обращает на себя внимание аномалия в августе 2010 г. – единственный случай, когда корреляция между  $NEE_{max}$  и почвенной эмиссией отрицательна. Столь резкий прирост  $NEE_{max}$  в августе на фоне спада дыхания почвы, вероятно, связан с разной скоростью реакции и разным характером зависимости корней и надземной части древостоя по сравнению с микробным сообществом в почве при резком изменении режима увлажнения в середине августа 2010 г. Тем не менее, нормой следует считать высокую степень корреляции этих потоков, поскольку почвенная эмиссия  $\text{CO}_2$  составляет подавляющую часть дыхания экосистемы.



**Рисунок 2.16.** Помесячные суммы эмиссии  $\text{CO}_2$  с поверхности почвы по данным моделирования (SR) и максимальной за сутки наблюдаемой валовой эмиссии  $\text{CO}_2$  в атмосферу ( $NEE_{max}$ ) в исследуемом ельнике с мая 2010 по август 2011 гг.

Как показали наблюдения В.О. Лопеса-де-Гереню и соавторов (2001), в 1998–2002 гг. культивируемые суглинистые серые лесные почвы в подзоне южной тайги (Московская область,  $54^{\circ}50' \text{ с.ш.}, 37^{\circ}35' \text{ в.д.}$ ) выделили

за холодный период (с ноября по апрель) 20,7% годового потока, что совпадает с модельными оценками для такого же периода года в нашей работе (18,4 – 24,1%, при среднем 20,8%). По данным И.Н. Кургановой и соавторов (Kurganova et al., 2004) для таежных почв России в среднем 25% почвенной эмиссии приходится на период вне сезона роста, что в нашем случае составляет около 30%. Подобное сходство в оценках отмечается несмотря на применение разных граничных условий наступления холодного периода: в нашем случае это наличие снежного покрова, тогда как цитируемые авторы определяли границы вегетационного сезона по климатическим справочникам, используя в этом качестве переход через среднесуточную температуру воздуха +5°C.

Максимальная годовая почвенная эмиссия в работе В.О. Лопеса-де-Гереню и др. (2001) определена, как  $537 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$  при среднемноголетнем значении  $352 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ , что заметно меньше наших оценок (табл. 2.2). Возможно, это связано с тем, что в цитируемой работе объектом исследования были пахотные застраивающие почвы без сформированной лесной подстилки, представляющие более ранние стадии сукцессии. Но можно предложить и другое объяснение отмеченных различий. Согласно обзорной работе (Kudeaygov, Kurganova, 1998), почвенная эмиссия  $\text{CO}_2$  в вегетационный сезон положительно связана с суммой активных градусо-дней (сумма дней за год с температурой  $> 10^\circ\text{C}$  сут $^{-1}$ ), которая для зоны дерново-подзолистых и подзолистых почв южной тайги в 1960 – 1980 гг. находилась в пределах 1500 – 1800°C. На Валдайской возвышенности в 2009 – 2011 гг. поступление тепла составляло 2100 – 2500°C, что намного превышает приведенную норму для дерново-подзолистых таежных почв и близко к диапазону 2200 – 2700°C, характерному для более южных серых лесных почв и черноземов. Такому диапазону соответствует величина почвенной эмиссии, равная  $2,8 \text{ г С м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$  за вегетационный сезон, или  $680 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ , что близко к оценкам по нашей модели ( $610 – 680 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ ). Следовательно, наблюдаемое потепление в европейской части России могло быть причиной отмеченных различий наших и цитируемых оценок.

То, что для годовой величины потока диоксида углерода из почв важнее текущие гидротермические условия и продолжительность вегетационного сезона, чем характер почвенного покрова, уже отмечалось в работе В.Н. Кудеярова и др. (1995). По обновленным данным той же исследовательской группы (Kurganova et al.; 2004, Kudeyarov, Kurganova, 2005), в период значимого потепления в европейской части России с 1997 по 2002 гг. поток почвенной эмиссии на дерново-поздолистых почвах в южной тайге составил уже  $635 \pm 63 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ , что совпадает с нашими оценками.

---

## Глава 2

---

В этой связи любопытно, что более ранняя мировая сводка (Raich, Schlesinger, 1992) приводит для бореальных лесов среднюю оценку  $322 \pm 31 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ , которая существенно превышена в исследованиях более позднего периода: 809 – 905 (Russell, Voroney, 1998), 896 (Rayment, Jarvis, 2000) и 767 – 935 (Khomik et al., 2006) г С  $\text{м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ . Вероятно, главная причина здесь та же: меняющиеся погодные условия на фоне происходящего потепления оказываются важнее более консервативных характеристик почвы, хотя совершенствование инструментальных подходов также может вносить определенный вклад в эту тенденцию (Khomik et al., 2006).

Наблюдаемый тренд к усилению почвенного дыхания отмечается и в недавней мировой сводке по наземным лесным экосистемам (Bond-Lamberty, Tompson, 2010). По этим данным, для всех бореальных, тропических и умеренных лесных сообществ за период с 1961 по 2007 г. величина прироста почвенной эмиссии CO<sub>2</sub> составляет, в среднем, 0,1 Гт в год.

С другой стороны, в южной и средней тайге Центральной Сибири (Красноярский край, Россия) в середине 2000-х годов в хвойных бореальных лесах, несмотря на региональный тренд к потеплению, были зафиксированы существенно более низкие уровни почвенной эмиссии CO<sub>2</sub>: 346 (Трефилова, 2007) и 400 (Vedrova, 2008) г С  $\text{м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ . Но эти расхождения с нашими оценками объясняются просто: в первой работе расчеты велись не по эмиссии CO<sub>2</sub>, а по константам разложения фракций фитодетрита и потерям их массы в почве, а также абсорбционным методом. Во втором случае сумма активных температур ( $>10^\circ\text{C}$ ) в период наблюдений составляла лишь 1200 – 1300 °C в год.

Сказанное приводит к заключению, что для корректного сравнения годовых потоков почвенной эмиссии CO<sub>2</sub> в бореальных лесах необходима унификация методик и учет климатических периодов. Кроме того, следует учитывать, что к бореальным относят крайне разнообразные по типам почв, рельефу, климатическим условиям и составу древостоя экосистемы.

У нас есть уникальная возможность провести сравнение наших результатов с оценками почвенной эмиссии CO<sub>2</sub>, полученными в том же районе и том же ельнике во 2-й половине 1970-х гг. (Гришина и др., 1979). Дыхание почвы в этой работе определяли методом абсорбции в ходе вегетационного сезона. Выделение CO<sub>2</sub> почвой 80-летнего ельника в 1978 г. менялось в пределах от 1,2 (август) до 1,5 (сентябрь) г С  $\text{м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$  при среднесезонном значении  $1,4 \pm 0,1 \text{ г С м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$ . Эти показатели вдвое меньше полученных в наших исследованиях: величины эмиссии CO<sub>2</sub> с поверхности почвы 110-летнего ельника в вегетационные периоды 2009 – 2012 гг.

---

варьировали от  $1,95 \pm 0,32$  (август 2010 г.) до  $5,42 \pm 1,01$  (июль 2011 г.) г С м $^{-2}$  сут $^{-1}$  при среднем значении  $3,41 \pm 0,58$  г С м $^{-2}$  сут $^{-1}$ .

Причин наблюдаемых различий может быть несколько. Во-первых, это разница в методических подходах. Метод, основанный на абсорбции CO<sub>2</sub> щелочным раствором, дает заниженные результаты в связи со снижением диффузии CO<sub>2</sub> из почвенного воздуха в раствор по мере выравнивания концентраций. Отметим, что в цитируемой работе была предпринята попытка коррекции полевых результатов на скорость диффузии согласно Л.О. Карпачевскому и соавторам (1977). Это привело к существенному повышению среднесезонного значения до  $6,0 \pm 0,58$  г С м $^{-2}$  сут $^{-1}$ , что даже выше, чем в нашей работе. К сожалению, степень доверия к данным, полученным абсорбционным методом все же невысока.

Второй причиной различий могут быть закономерные возрастные изменения в экосистеме, прошедшие между сравниваемыми исследованиями за более чем 30 лет. Так, для местного типа леса была показана тенденция к увеличению почвенной эмиссии CO<sub>2</sub> по мере роста древостоя в ходе восстановительной постагрегенной сукцессии с 50 до 170 лет примерно на 1% в год (Люри и др., 2013). Если эту тенденцию распространить на исследуемый ельник, то увеличение его возраста с 80 до 110 лет могло привести к усилению почвенной эмиссии на 30%.

В-третьих, это климатические изменения. Температура воздуха в 1978 г. была заметно ниже, чем в 2009 – 2012 гг., а суммы осадков как зимой, так и летом, напротив, отличались незначительно. Такая климатическая ситуация также могла способствовать повышению почвенной эмиссии. Думается, что каждая из трех потенциальных причин вносит свой вклад в наблюдаемые различия.

Роль влажности почвы в сезонной и годовой динамике почвенной эмиссии CO<sub>2</sub> в бореальных лесах выглядит более значительной, чем считалось ранее. Несмотря на то, что в глобальном масштабе именно среднегодовая температура определяет величину годовых потоков CO<sub>2</sub> из почвы (Raich et al., 2002), все наземные экосистемы можно разделить по типу C-баланса на две основные группы: «температурно-управляемые» и «влаго-управляемые». К «температурно-управляемым» по этой классификации относятся экосистемы, у которых среднегодовая температура составляет менее +16°C. Как правило, они расположены выше 45° широты и для них характерна жесткая зависимость NEE от среднегодовой температуры, которая объясняет 84% их дисперсии. Причем, чем выше среднегодовая температура экосистемы, тем больше годовой сток углерода в ней. В противоположность, существует другая группа экосистем, которая относится к «влаго-управляемым». Дисперсия NEE внутри

---

## Глава 2

---

этой группы определяется индексом сухости М.И. Будыко (81%). Это, главным образом, субтропические и тропические экосистемы с постоянно высокой температурой и периодическим режимом осадков (Chuixiang et al., 2010). Ельник-кисличник, служащий объектом наших исследований, при среднегодовой температуре около +5°C, без сомнения, относится к первой группе экосистем, с диапазоном *NEE* от +50 (источник С для атмосферы) до -100 г С  $m^{-2}$  год $^{-1}$  (сток С из атмосферы). Однако даже несколько непрерывных лет наблюдений показывают, что такое отнесение условно, и в некоторые части сезонов отдельных лет «температурно-управляемые» экосистемы способны обратимо переходить в разряд «влаго-управляемых» (Карелин и др., 2013).

В 2010 г., когда значительная часть лета была экстремально жаркой и сухой, а объемная влажность почвы упала до минимальных 3 – 4%, в ельниках Валдайской возвышенности обнаружилась сильная положительная зависимость эмиссии CO<sub>2</sub> с поверхности почвы от ее объемной влажности (май – сентябрь, месячный шаг). Сила этой связи менялась между отдельными биотопами от  $R^2 = 0,68$  до 0,91, тогда, как зависимость эмиссии от температуры почвы в этот период оказалась обратной и очень слабой ( $R^2 = 0,18$ ). Сильная влагозависимость лесных экосистем в этот период независимо подтверждается нашими экспериментами по измерению выраженности т.н. «эффекта Бирча» при искусственном увлажнении<sup>5</sup>. В нашем случае проводили эксперименты, заливая летом, в полевых условиях, 250 мл дистиллированной воды в основания камер, аналогичные используемым при измерениях эмиссии CO<sub>2</sub>. Коэффициент усиления определяли по отношению почвенной эмиссии после залива воды к ее начальному уровню. В аномально сухом 2010 г. коэффициент усиления почвенного дыхания составил около 3,0, тогда, как в оптимальном для южно-таежной растительности по погодным условиям 2012 г. этот коэффициент равнялся лишь 1,25.

Вне периодов засухи влажность почвы в boreальных и умеренных лесах может проявлять отрицательную связь с дыханием. Это демонстрирует рис. 2.11Б, а также данные независимых исследований. В работе Saiz et al. (2007) отмечается, что подавление дыхания изменениями влажности в лесах наблюдается чаще, чем его стимуляция. Несмо-

---

<sup>5</sup> «Эффект Бирча» (“Birch effect”) – это импульсное непродолжительное (от нескольких часов до нескольких суток) усиление эмиссии CO<sub>2</sub> и оксидов азота из почвы в ответ на увлажнение после продолжительной засухи в результате появления в ней доступного для микроорганизмов углерода и азота (Birch, 1958; Unger et al., 2010).

тря на то, что фактор влажности считается для большинства «температурно-зависимых» экосистем менее важным, он вовлечен в сложные и тесные взаимодействия с температурой, влияя на дыхание прямо и косвенно, с изменением знака корреляции. Поэтому влияние этого фактора, в отличие от температуры, редко удается описать монотонными математическими функциями.

При описании различных экологических процессов считается более корректным использовать основанные на аналитических описаниях так называемые процессинговые модели (*process-based models*). Но вместе с тем существует мнение, что эмпирические зависимости обеспечивают лучшее соответствие полевым данным (Drewitt et al., 2002), а потому имеют больший практический смысл. Влияние влажности на почвенную эмиссию CO<sub>2</sub> отображается множеством математических функций, среди которых отмечены линейная, логарифмическая, гауссова, квадратичный и кубический полиномы, а сама влажность при этом может выражаться как весовая, объемная, в виде водного потенциала, доли от максимальной водоудерживающей способности почвы, степени заполненности порового пространства, а также через индексы увлажнения и уровень грунтовых вод. В частности, кубический полином (Papendick, Campbell, 1981) отражает кубическую зависимость скорости диффузии растворимых субстратов в водяных пленках на поверхности почвенных частиц от объемной влажности, то есть является процессинговой моделью. Но все же, при моделировании продолжительных периодов с большими наборами данных, чаще используется квадратичный полином или гауссова функция (Junhua Yan, 2009), поскольку они лучше соответствуют полевым данным.

Эти модели также могут отчасти считаться процессинговыми, поскольку отражают подавление дыхания аэробов в переувлажненной, а всей почвенной биоты – в пересущенной почвенной среде. Применение термина «*process-based*» в этом случае несколько условно, поскольку он отражает уже не физико-химические, а биологические процессы. Некоторые исследователи призывают вместо разнообразных характеристик влажности применять фактор поступления осадков, как первичный по отношению к дыханию почвы (Curiel Yuste et al., 2003), что использовано и в нашей работе. В работе Curiel Yuste et al. (2003) благодаря введению этого параметра через количество осадков, период без дождя и дефицит водяного пара в атмосфере, удалось добиться 95% объяснения дисперсии дыхания почвы.

Показанное в нашей работе влияние влажности почвы на эмиссию CO<sub>2</sub> связано, прежде всего, с периодами засухи, которые достаточно

---

## Глава 2

---

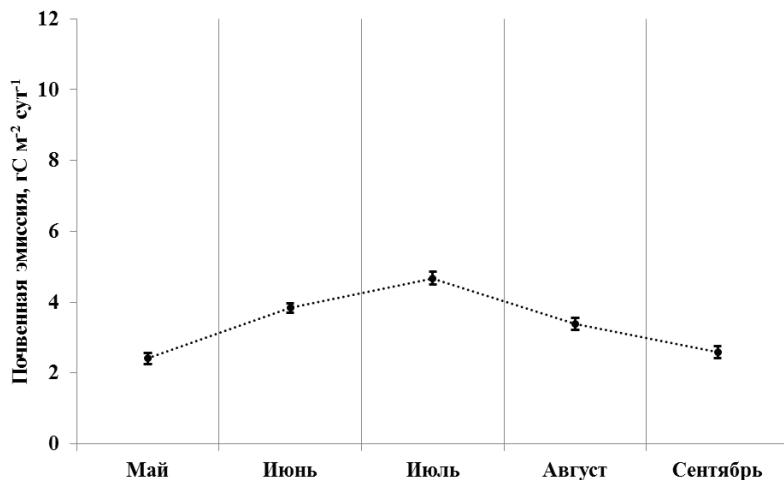
регулярно возникают в бореальных экосистемах. Таких периодов в подзоне европейской южной тайги может отмечаться от 2 до 5 за вегетационный сезон (Ларионова и др., 2010). Для бореальных экосистем следует считать характерным круглогодичное доминирование фактора температуры и участие фактора влажности только в вегетационный сезон. При этом, зависимость эмиссии от температуры отличается в «холодный» и «теплый» сезоны, что хорошо прослеживается по коэффициенту  $Q_{10}$ , показывающему, насколько увеличивается скорость эмиссии в ответ на прирост температуры на 10°C. В мае – октябре 2011 г., который, как уже отмечалось, был близок к оптимальному по условиям дыхания почвы,  $Q_{10}$  на нашем участке наблюдений оказался равен 2,43, а зимой, когда этот фактор был ультимативным,  $Q_{10}$  был близок к 9. Первое значение соответствует многолетнему диапазону, приводимому в сводке по бореальным лесам для дерново-подзолистых почв: от 1,98 до 5 (среднее 2,92), и лучше всего соответствует серым лесным почвам (2,53) (Курганова, 2009).

Использование различающихся по сезонам температурных коэффициентов при моделировании почвенной эмиссии успешно практикуется, но еще не получило широкого распространения. В работе De Forest et al. (2006) температурные зависимости дыхания почвы значимо различались по сезонам, соответствующим фенофазам листвы (предвегетация, вегетация, подготовка в зимней гибернации и зимняя гибернация) доминирующего вида древостоя (дубовый лес, США). При этом в этом исследовании все модели различались по наклону экспоненты в уравнении Аррениуса–Вант-Гоффа, с добавлением линейной зависимости от влажности почвы в те фенофазы, когда этот фактор был значим. В той же работе  $Q_{10}$  оказался выше для зимних фенофаз, как и в нашем случае. Таким образом, для адекватного описания дыхания лесных почв желательно опираться на фазы развития доминирующей растительности. Многолетняя динамика почвенной эмиссии CO<sub>2</sub> лучше описывается двумя параметрами (температура и влажность почвы), чем ими по отдельности, а модели, основанные на фенофазах (сезонах), более адекватны, чем модели с общегодовыми параметрами.

Помимо постоянно действующих основных факторов почвенной эмиссии, существуют спорадические факторы, характерные для малых пространственно-временных масштабов. К основным факторам относятся температура (действует во всех временных масштабах) и влажность почвы (действует, начиная с мезо-временного масштаба – «сутки–декада»). В микро-временном масштабе («минуты–сутки») существуют свои, пока еще не вполне изученные факторы, вызывающие флуктуации

---

почвенной эмиссии, которые относятся к ее необъясненной дисперсии. Нами было выявлено три таких фактора (эффекта) в ходе многолетнего мониторинга почвенной эмиссии (Карелин и др., 2017б).



**Рисунок 2.17.** Изменчивость почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  за май – сентябрь 2009 – 2012 гг. в южно-таежном ельнике-кисличнике (полигон «лог Таежный» ВФ ФГБУ «ГГИ»). Указаны фоновые среднемесячные значения и 5-дневный десорбционный выброс  $\text{CO}_2$ , вызванный падением ели во время ветровала 13 – 14 августа 2012 г. Приведены средние и их стандартные ошибки ( $N = 4 – 32$ ).

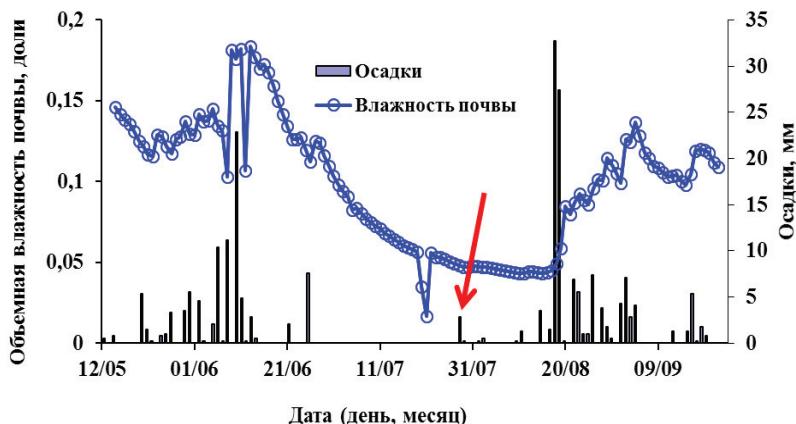
Рисунок из работы Д.В. Карелина с соавторами (2017б).

Первым таким примером является зафиксированный в сезоне 2012 г. феномен выброса  $\text{CO}_2$  из почвы после падения крупной ели во время урагана 13–14 августа. Это произошло в 1–5 м от серии оснований, используемых для мониторинга почвенной эмиссии в окне распада древостоя (рис. 2.17). Этот выброс достиг 4-кратного превышения среднемноголетнего уровня в этом месяце и продолжался не менее 3 суток. Ранее этот феномен не был описан в литературе. Благодаря этому теперь мы знаем, что в отношении эмиссии  $\text{CO}_2$  следует особо оценивать результаты крупных сезонных ветровалов. Любопытно, что в мае 2013 г. эти камеры, напротив, показали наименьшие уровни эмиссии. Вероятнее всего, механизм наблюдаемого эффекта связан с физическим выдавливанием накопленного  $\text{CO}_2$  из почвы (десорбцией), и (или) со стимуляцией микроорганизмов через появление микротрешин и аэрацию пор в почве при сильном ударе, что затем приводит к истощению субстрата. Эффект следует рассматривать как очень ограниченный по площади (десятки  $\text{m}^2$  вокруг ствола упавшего

## Глава 2

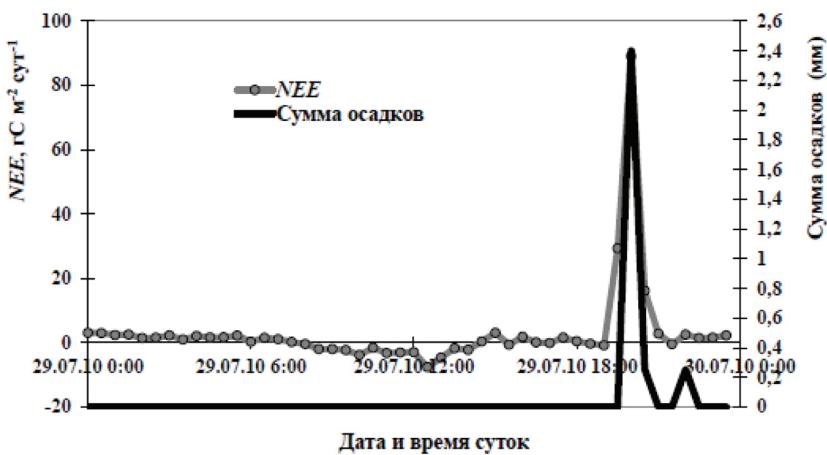
дерева) и во времени (несколько суток). Вероятнее всего, он полностью компенсируется на уровне годовых потоков CO<sub>2</sub>.

Помимо ветровалов, еще одним спорадическим фактором почвенной эмиссии CO<sub>2</sub> является выпадение осадков после достаточно длительной сезонной засухи. В сезоне 2010 г., после аномальной 34-дневной засухи и жары первый же (2,3 мм) дождь 29 июля, который лишь увлажнил верхний слой подстилки, вызвал мощное импульсное выделение CO<sub>2</sub>, которое продолжалось около часа и повысило текущий уровень NEE, оцениваемый над кронами деревьев, от -0,81 до 89,1 г С м<sup>-2</sup> сут<sup>-1</sup>, что соответствует превышению ночных NEE в эти сутки в 30 раз (!). Это хорошо заметно при сопоставлении рис. 2.18 и 2.19. Мы связываем это с уже упоминавшимся «эффектом Бирча», который более характерен для засушливых условий, но регистрируется практически во всех наземных экосистемах. Этот эффект чаще всего объясняют появлением в почвенном растворе доступного для микроорганизмов углерода и азота (Unger et al., 2010).



**Рисунок 2.18.** Изменения в количестве выпавших осадков и влажности почвы в сезоне 2010 г. Стрелка отмечает выпадение дождя 29.07.2010 г. после длительной сезонной засухи. Рисунок из работы Д.В. Карелина с соавторами (2017б)

Из этих примеров очевидно, что многие кратковременные флюктуации NEE, оцениваемого в бореальных экосистемах методом турбулентной ковариации, можно объяснить выпадением осадков после длительных засух или сильными ветровалами, а не только артефактами, связанными с функционированием автоматического оборудования, как это обычно практикуется.



**Рисунок 2.19.** Импульсное выделение  $\text{CO}_2$  в течении 2 – 3 часов 29.07.2010 г. в ответ на выпадение осадков (по данным импульсной микрометеорологической установки). Шаг по оси абсцисс составляет 30 мин. Рисунок из работы Д.В. Карелина с соавторами (2017б)



**Рисунок 2.20.** Усыхание ели в национальном парке «Валдайский» началось в 2003 – 2006 гг. (снимок сделан в мае 2014 г.).

Еще одним обнаруженным нами локальным эффектом усиления эмиссии  $\text{CO}_2$  из лесных почв является мощное и длительное, хотя и ограниченное в пространстве (единицы  $\text{m}^2$ ), выделение  $\text{CO}_2$  вокруг сухостойных стволов елей (Карелин и др., 2017б), погибших в результате атак энтомо- и фитопатогенных организмов-деструкторов, таких как короед-типовраф и корневая губка, что, возможно, обусловлено ослаблением иммунитета елей в результате неблагоприятных климатических изменений. Такие погибшие сухостойные деревья становятся легкими жертвами ветров, обраzuя обширные вывалы. Это явление в последние годы приняло катастрофический характер не только в исследуемом регионе (рис. 2.20), но и в зоне распространения еловых лесов в Европе.

губка, что, возможно, обусловлено ослаблением иммунитета елей в результате неблагоприятных климатических изменений. Такие погибшие сухостойные деревья становятся легкими жертвами ветров, обраzuя обширные вывалы. Это явление в последние годы приняло катастрофический характер не только в исследуемом регионе (рис. 2.20), но и в зоне распространения еловых лесов в Европе.

## Глава 2

---

Наиболее вероятной причиной такого значительного выделения CO<sub>2</sub> служит образование в почве множества погибших корней, которые становятся дополнительной пищей для грибов и бактерий-редуцентов. Более подробно этот феномен обсуждается при анализе факторов пространственной дисперсии почвенной эмиссии. Таким образом, все известные внешние деструктивные воздействия приводящие к гибели деревьев (ветровалы, фитофаги и энтомовредители), а также засухи, приводящие к их ослаблению, являются потенциальными дополнительными источниками CO<sub>2</sub> в boreальных лесных экосистемах.

Можно ли считать, что внутри сезонные и межгодовые флуктуации дыхания лесных почв моделируются сейчас удовлетворительно? На этот вопрос можно дать утвердительный ответ, о чем свидетельствуют устойчиво высокие коэффициенты детерминации ( $R^2$ ) почвенной эмиссии CO<sub>2</sub>, полученные разными исследователями на многолетнем материале: 0,97 (Keith et al., 1997), 0,83 (Borken et al., 2002), 0,95 (Curiel Yuste et al., 2003), 0,89 (De Forest et al., 2006), 0,95 (Khomik et al., 2006), 0,75 (Saiz et al., 2007), 0,96 (Concilio et al., 2009), 0,69 (по нашим данным) и др. Многолетняя динамика почвенной эмиссии CO<sub>2</sub> в отдельных лесных экосистемах в подавляющем большинстве случаев успешно моделируется всего лишь по двум переменным – температуре и влажности верхнего слоя почвы. Несмотря на это, для каждой отдельно взятой экосистемы параметры уравнений приходится настраивать особо, что связано с действием факторов пространственной дисперсии. Для оценки ответа почвенного покрова на изменения климата в глобальном масштабе следует или получить такие зависимости для каждой субзональной экосистемы, или использовать в моделях, помимо гидротермических параметров, факторы пространственного разнообразия почвенной эмиссии, такие, как содержание углерода, азота и других биогенных элементов, C:N, pH, состав древостоя, мощность подстилки и др. (Khomik et al., 2006). При этом, из-за относительно низкой степени детерминации моделей с пространственными параметрами (примеры см. Borken et al., 2002, Vanhala, 2002, Khomik et al., 2006), которая в лучшем случае достигает 55% (Xu, Qi, 2001), пока неясно, удастся ли вообще получить набор достаточно универсальных параметров пространственной эмиссии CO<sub>2</sub> с поверхности почв. Поэтому стратегический путь в этой области, по-прежнему, состоит в параллельном накоплении банка зональных моделей многолетней динамики почвенной эмиссии, и изучении факторов ее пространственной дисперсии. При изменении климата возрастает роль климатических факторов, а при их относительном постоянстве дисперсия эмиссии лучше объясняется различиями почвенно-растительных характеристик.

---

Не следует забывать и о временном масштабе, в котором моделируются эмиссионные потоки. Так, выбор суточного или месячного шага модели во времени может изменить в конкретной экосистеме характер зависимости между дыханием и температурой или влажностью на противоположный, или изменить набор предикторов (Junhua Yan, 2009). В нашем случае исходные данные по дыханию, температуре и влажности почвы были получены в масштабе «секунды–минуты», но сама регрессионная модель, построенная на их основе, работает с 3-часовым шагом, поскольку ограничена разрешением метеоданных, использованных для экстраполяции на весь период наблюдений. В нашем распоряжении имелись ряды данных по  $NEE$ , температуре и влажности почвы, осадкам и температуре воздуха с более высоким разрешением (0,5 часа), но только за период работы микрометеорологической установки. В отличие от уравнений (4–6), коэффициенты которых привязаны к стандартным срокам измерений метеопараметров, применение уравнений (1–3), основанных на значениях мгновенной влажности и температуры почвы, не имеет явно выраженного нижнего предела временного разрешения.

*Оценка межгодовой изменчивости почвенной эмиссии  $CO_2$  за весь период наблюдений на стационаре «лог Таежный» (2009 – 2016 гг.).* Общий характер динамики почвенной эмиссии  $CO_2$  в исследуемом ельнике за 8 лет по усредненным данным натурных наблюдений в ходе вегетационных сезонов приведен на рис. 2.21.

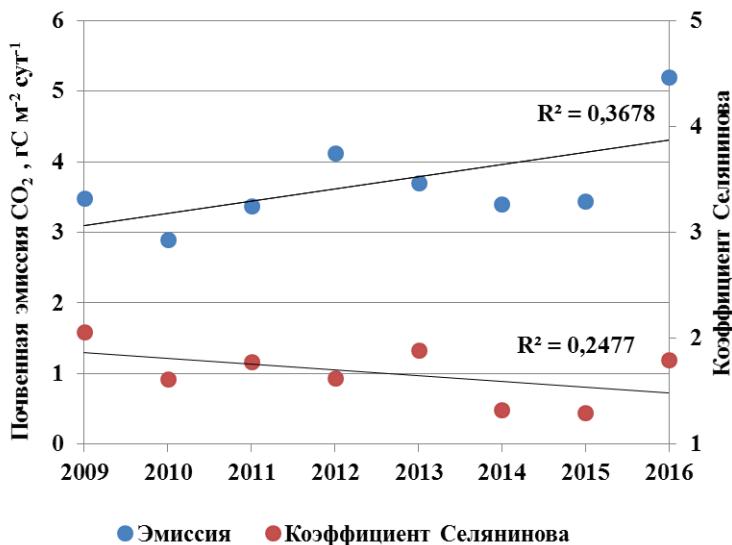
Как показал анализ доступных за период наблюдений метеопараметров, в многолетнем временном масштабе в качестве наиболее существенного независимого параметра эмиссии выступает изменчивость гидротермического коэффициента Т.Г. Селянина<sup>6</sup>, который учитывает как количество выпавших осадков, так и температуру воздуха (почвы). Кроме этого параметра проверку прошли: средняя за год температура воздуха, сумма годовых осадков, средняя температура и сумма осадков за май–сентябрь, средняя температура и сумма осадков за октябрь – апрель, сумма положительных температур и средняя глубина снежного покрова. Ввиду короткого ряда наблюдений, все найденные

---

<sup>6</sup> Коэффициент Г.Т. Селянина рассчитывается как  $K = 10 \times R / \Sigma t$ , где  $R$  — сумма осадков в мм за период с температурами выше  $10^\circ C$ ,  $\Sigma t$  — сумма температур в градусах за то же время. Является одним из основных расчетных гидротермических показателей наземных экосистем. Равенство  $K$  единице соответствует оптимальному гидротермическому режиму.  $K > 1$  характерно для «температурно управляемых» наземных экосистем,  $K < 1$  — для «влаго-управляемых» экосистем.

## Глава 2

связи оказались статистически незначимы. Тем не менее, на имеющемся материале можно говорить об определенных тенденциях. В частности, на указанном многолетнем интервале отмечается общий рост годовой и зимней температур, а также снижение годовой суммы осадков, что соответствует местной региональной закономерности потепления последних двух десятилетий (Второй оценочный доклад, 2013). Это привело к наблюдаемому уменьшению коэффициента Селянинова, что говорит о снижении гумидности (росте сухости) в этом районе. Эмиссия  $\text{CO}_2$  из почвы, при этом, демонстрирует тенденцию к увеличению, что в свою очередь, соответствует глобальному тренду последних трех десятилетий (Bond-Lamberty, Tompson, 2010).



**Рисунок 2.21.** Результаты мониторинга почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  за период наблюдений с 2009 по 2016 гг. Приведены средние за вегетационный сезон (май – сентябрь) значения эмиссии. На этом же рисунке приведена динамика коэффициента Г.Т. Селянинова, рассчитанного по данным метеостанции «Валдай»

**2.2.2. Пространственная изменчивость почвенной эмиссии диоксида углерода.** Помимо ежегодно проводимых с 2009 г. измерений эмиссии на постоянных линиях, расположенных в стандартных биотопах, в вегетационном сезоне 2013 г. были начаты полевые исследования по оценке пространственной изменчивости эмиссии  $\text{CO}_2$  с поверхности южно-таежных почв. Если изучение

временной динамики потоков парниковых газов в основных лесообразующих биотопах России становится сейчас стандартной наблюдательной процедурой, то для суждения об их пространственной изменчивости данных явно недостаточно. Чтобы восполнить этот пробел, в мае 2013 г. на полигоне «лог Таежный» была заложена трансекта, проходящая через основные биотопы лесного массива. Основной задачей было выявление и количественная оценка ведущих факторов почвенной эмиссии диоксида углерода, установление истинных масштабов (размаха) их пространственной изменчивости в южной тайге, а также выяснение <sup>7</sup> внутрисезонной устойчивости этого пространственного распределения.



**Рисунок 2.22.** Измерения эмиссии CO<sub>2</sub>, температуры и влажности почвы на одном из постоянных ПВХ-оснований трансекты с помощью модифицированного прибора на основе газоанализатора AZ 7752 (май 2013 г.)

Трансекта состоит из 50 непрозрачных цилиндрических ПВХ-оснований, вкопанных на постоянной основе через каждые 10 м и имеет общую протяженность 500 м. Измерения проводились с помощью герметично смонтированного вместе с крышкой и вентилятором анализатора AZ 7752 (AZ Instruments, Тайвань). Во время измерений крышка анализатора плотно устанавливалась на ПВХ-основании, создавая герметичность его внутреннего пространства (рис. 2.22).

В 2016 г. измерения дыхания почвы на трансекте начали проводиться с помощью высокоточного инфракрасного газоанализатора на CO<sub>2</sub> и пары воды LI-8100A (LiCor, Небраска, США). Как показало сравнение с прибором на основе AZ 7752, средние величины потоков, полученные этими приборами при одновременных измерениях значимо не различаются ( $t$ -тест,  $P = 0,17$ ,  $N = 70$ ), а корреляции потоков в пределах трансекты достаточно высоки ( $r_p = +0,83$ ,  $N = 50$ ).

<sup>7</sup> Более подробно результаты исследований изложены в работе Карелин и др., (2014).

## Глава 2

---

Данные по объемной влажности почвы, полученные с помощью рефлектометра, калибровались гравиметрически в процессе отбора почвенных монолитов. В образцах, взятых с глубины 0–5 см возле каждого из 50 оснований, определяли объемную плотность и содержание воды. Для этого образцы известного объема взвешивали в сыром виде, затем доводили до абсолютно сухой массы в термостатах при +110 °С и снова взвешивали с точностью до 0,1 г. Для последующего анализа на содержание в почве общего углерода и азота из сухих монолитов отбирались образцы, которые перетирались на корундовых ступках до нужного состояния и тщательно гомогенизировались. Анализ проводился в аналитической лаборатории факультета почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова на приборе *Vario EL III (Elementar)*. Величину pH водной суспензии в пробах почвы из слоя 5–10 см определяли в лаборатории с помощью портативного pH-ОВП-метра «*Ph-028*» (Fujian Fuan Kelilong Electron Co., Ltd., Китай). Нивелирование профиля поверхности вдоль трансекты проводили с помощью электронного теодолита-тахеометра *SOKKIA SET 610* (Sokkia Co., Ltd, Япония). Раствор сахарозы заливали в каждое из оснований сразу после стандартных замеров эмиссии CO<sub>2</sub>. Интервал между заливкой и повторным измерением составлял 2 часа. Диаметр живых деревьев, сухостоя и валежа учитывали, начиная с 5 см. В остальном, методика измерений эмиссии и сопутствующих параметров, не отличалась от ранее описанной в этом разделе.

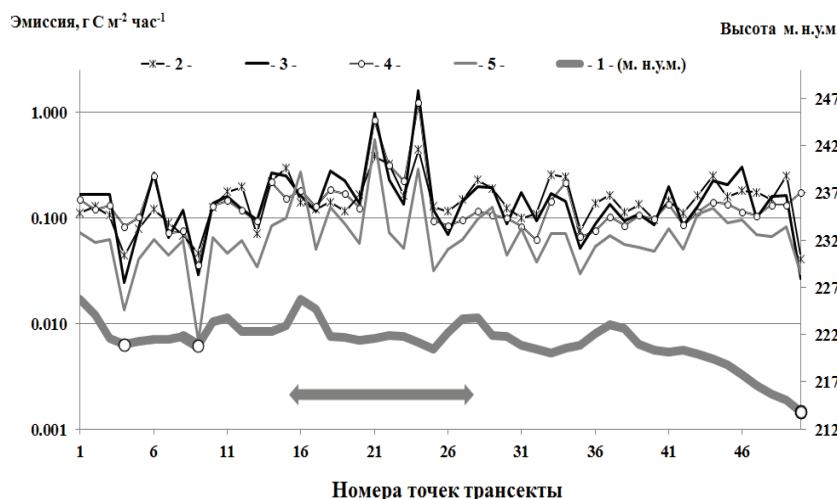
Как видно из рис. 2.23, моренная грязь, через которую проходит трансекта, представляет собой выраженный вертикальный профиль с перепадом абсолютной высоты 13 м на 500 м протяженности, со склонами разной экспозиции. Это делает возможным оценить пространственную дисперсию потоков на относительно небольшом протяжении. В основном трансекта проходила через ельники различных типов, а также через 3 – 6-летнее (на 2013 г.) окно распада («вывала»), низинное сфагновое болото, и пойму ручья, что отражает максимальное для данного ландшафта разнообразие биотопов.

Как показывает статистический анализ, наблюдаемая относительная погрешность оценки потоков CO<sub>2</sub> ни в одном из 4-х сезонных измерений (каждый сезонный массив состоял из 50 измерений) не превышает наиболее часто используемый в макро-экологии порог 30%, что говорит о достаточном разнотипе выборки (количества вкопанных оснований) для оценки средней величины пространственной дисперсии в нашем случае.

Дополнительно определяли 26 пространственных (консервативных) и временных (мобильных) параметров, перечисленных ниже при описании статистических процедур. Они включали все основные характеристики

---

почвы, замеры освещенности, расстояние до стволов, их диаметр и высоту, абсолютную высоту, характер растительности биотопа, микро- и мезорельефа, а также коэффициент усиления микробного дыхания.



**Рисунок 2.23.** Пространственно-временные изменения почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  (логарифмическая шкала): 2 – в мае, 3 – июле, 4 – августе, и 5 – ноябре 2013 г.) вдоль профиля 500-м трансекты, проходящей через ельник-кисличник (1 – правая ось ординат – высота, м н.у.м.). По оси абсцисс – номера измерений эмиссии через каждые 10 м. Три точки, выделенные в профиле трансекты (круглые маркеры), обозначают переувлажненные понижения.

Двусторонняя стрелка обозначает границы окна распада древостоя  
(рисунок приводится по Карелин и др., 2014)

Введение такой нетипичной для полевых исследований пространственной характеристики, как коэффициент усиления микробного дыхания, требует пояснений. Добавление сахарозы с концентрацией, при которой еще не стимулируется дыхание корней, но уже активизируется микробное дыхание, широко используется при лабораторном изучении вклада корневого/микробного дыхания в почве (Евдокимов и др., 2010). Мы использовали этот подход для оценки пространственной вариабельности дыхания микробиоты в ответ на стандартное воздействие и считали полевой оценкой микробной активности, аналогичной лабораторным оценкам при изучении микробного дыхания монолитов почвы при стандартных условиях. Предварительные работы в мае-сентябре 2012 г. показали, что эффект от внесения одинакового количества

## Глава 2

---

раствора сахарозы (250 мл)<sup>8</sup> в аналогичных биотопах, во всех случаях ( $n = 60$ ) заканчивался менее, чем через месяц. Однократный залив сахарозы в точки трансекты 20 июля 2013 г. не оказал остаточного эффекта на дыхание при следующем измерении 25 августа 2013 г. Это было дополнительно подтверждено сравнением с замерами в ельнике и окне распада (не было найдено значимых отличий средних значений). Добавим, что оценку коэффициента усиления проводили в период, когда почва была насыщена водой из-за длительных проливных дождей. Средняя по всем 50 основаниям объемная влажность слоя почвы 0-6 см перед заливкой раствора сахарозы была 36,4%, что соответствует предельной полевой влагоемкости для этих почв при коэффициенте вариации, равном лишь 35% – самом низком за весь 2013 г. Поэтому стимуляция дыхания корней за счет добавления воды была в данном случае пренебрежимо малой. Это также косвенно подтверждается нашими экспериментами в 2012 г. по добавлению дистиллированной воды при разной исходной влажности почвы.

Всего за вегетационный сезон 2013 г. было проведено четыре внутрисуточных измерения трансекты: 21 мая, 20 июля, 25 августа и 3 ноября (рис. 2.23). Максимальные потоки были зафиксированы в июле, минимальные – в мае и сентябре, что отвечает обычной внутрисезонной динамике почвенной эмиссии в этом типе леса. В целом наблюдается существенная положительная корреляция потоков в разные сезоны: от +0,66 (между маев и ноябрем) до +0,97 (между июлем и августом) ( $P < 0,001$ ). Это говорит о том, что консервативные параметры потоков CO<sub>2</sub> (например, устойчивые генетические характеристики почвы или древостоя) важнее для их пространственной изменчивости, чем мобильные, такие как температура и влажность почвы, которые, напротив, важнее для изменчивости внутри вегетационного сезона и года в целом. Полученный пространственный диапазон дисперсии почвенной эмиссии оказался неожиданно большим. Оказалось, что максимальные различия в наблюдаемых потоках CO<sub>2</sub> в отдельных точках в ходе одного вегетационного сезона могут достигать 70-кратных значений (июль)!, что в 6 раз превышает максимальные временные различия в отдельных точках аналогичных биотопов.

К полученным данным был применен регрессионный анализ (табл. 2.3). Поскольку интерес в данном случае представляло, прежде всего, выделение независимых параметров пространственной эмиссии CO<sub>2</sub>,

---

<sup>8</sup> Внесение такого объема воды на площадь измерительных оснований соответствует выпадению 2,5 мм осадков.

полевые данные по всем сезонным измерениям были объединены. Это позволило повысить значимость полученных результатов. В качестве зависимой переменной была выбрана величина почвенной эмиссии  $CO_2$  ( $\text{г С м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$ ). В качестве независимых переменных были включены как хорошо известные из литературы (например, температура и объемная влажность почвы), так и относительно новые, тестируемые факторы (например, освещенность, близость стволов). В состав потенциальных «консервативных»<sup>9</sup> факторов дисперсии почвенного дыхания вошли: (1) содержание общего С (менялось от 3,14 до 45,14%)<sup>10</sup>, и (2) общего азота (0,18 – 2,41%) в единице объема верхнего 0–5 см слоя почвы ( $\text{г см}^{-3}$ ); (3) отношение C : N в том же слое (14,3 – 47,8); (4) мощность подстилки (0 – 10 см); (5) мощность гумусового горизонта (0 – 15 см); (6) плотность почвы в слое 0 – 5 см (0,06 – 1,02 г  $\text{см}^{-3}$ ); (7) коэффициент усиления эмиссии  $CO_2$  после заливки в основания 250 г дистиллированной воды с раствором сахарозы ( $10 \text{ г л}^{-1}$ ) (в 1,1–8,0 раз)<sup>11</sup>; (8) расстояние до ближайшего живого дерева (40–900 см); (9) диаметр ближайшего живого дерева (5–54 см); (10) расстояние до (40–700 см) и (11) диаметр (17–48 см) ближайшего сухостойного дерева; (12) диаметр (13–40 см) и (13) расстояние (0–500 см) до ближайшего поваленного дерева; (14) тип микрорельефа (повышение, понижение или склон), конвертированный в условную количественную шкалу; (15) максимальная освещенность в ясный полдень на высоте 10 см (970–16 010 люкс) и (16) на высоте 150 см (1 340 – 7 340 люкс) от поверхности почвы; (17) проективное покрытие травяного яруса (10 – 100%); (18) проективное покрытие мохового яруса (0 – 100%); (19) абсолютная высота на местности (213,9–225,8 м н.у.м.); (20) средний

---

<sup>9</sup> Под «консервативными» («пространственными») и «мобильными» («временными») независимыми параметрами модели условно понимаются факторы, которые, соответственно, не меняют или меняют свои значения за вегетационный сезон в отдельной точке измерений, так чтобы значимо повлиять на величину почвенной эмиссии  $CO_2$ . Другим критерием отнесения переменной к “пространственным” служит меньшее значение средней дисперсии по датам измерений в отдельных точках по сравнению с дисперсией между точками. Для условно «временных» переменных значение внутрисезонной дисперсии эмиссии выше по сравнению с дисперсией между точками.

<sup>10</sup> Здесь и ниже в скобках приведены наблюдаемые диапазоны изменений независимых переменных.

<sup>11</sup> Подробно методика с использованием субстрат-индуцированного дыхания описана в этом разделе ниже, в ходе экспериментов по разделению почвенного дыхания на корневое и микробное.

---

## Глава 2

угол наклона поверхности ( $1,53 - 12,06^\circ$ ); (21) разница в абсолютной высоте между соседними основаниями (0,02 – 2,91 м); (22) pH водной суспензии почвы в слое 5–10 см (4,11–7,07). К условно «мобильным» («временным») независимым параметрам были отнесены: (23) температура воздуха на высоте 30 см ( $6,5 - 19,3^\circ\text{C}$ ); (24) температура почвы на глубине 1 см ( $5,4 - 17,4^\circ\text{C}$ ) и (25) на глубине 10 см ( $5,4 - 15^\circ\text{C}$ ); (26) объемная влажность почвы в слое 0–6 см ( $5,1 - 99\%$ ).

**Таблица 2.3.** Результаты пошагового множественного линейного регрессионного анализа (SPSS 15) по (Карелин и др., 2014)

Переменные, включенные в модель	Коэффициенты при переменных		Стандартизованные коэффициенты, В	Уровень достоверности, Р
	К	Стандартная ошибка		
Tsoil	0,016	0,002	0,846	<0,0001
Litter	0,035	0,005	0,544	<0,0001
Distdrylog	-0,015	0,004	-0,412	<0,0001
KResp	-0,022	0,007	-0,266	0,003

**Примечание:** Зависимая переменная – почвенный поток  $\text{CO}_2$  ( $\text{г С м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ ). Независимые переменные вошедшие в модель: температура почвы на глубине 1 см (Tsoil,  $^\circ\text{C}$ ), мощность подстилки (Litter, см), сумма расстояний до ближайших стволов сухостоя и валежа ели (Distdrylog, м), коэффициент усиления дыхания (KResp). Ввиду незначимости, константа из модели исключена. Область применения регрессионной модели ограничена переходом расчетной величины потока через нуль. Модель в целом:  $R^2 = 0,63$ ,  $N = 200$ ,  $F = 48$ ,  $P \leq 0,0001$ .

Большинство «пространственных» переменных (таких, как абсолютная высота, мощность органогенного горизонта или расстояние до ближайшего дерева) оценивали лишь однократно, поскольку их значения практически постоянны в течение вегетационного сезона. Зачисление коэффициента усиления микробного дыхания в «пространственные» переменные оправдано тем, что, согласно предварительным измерениям 2012 г., его внутрисезонные вариации в отдельных точках оказались значительно меньше, чем различия между точками. Ряд переменных (максимальная освещенность, проективное покрытие травяного и мохового яруса) отнесены к «пространственным», поскольку отражают сомкнутость древостоя, травяного и кустарникового покрова в данной точке и являются оценками их первичной продуктивности. Водный pH, несмотря на то, что специалистами он обычно относится к «мобильным», был оставлен в группе «пространственных» до получения подробных оценок его внутрисезонной изменчивости в наблюдаемых условиях. При этом исходили из того, что для данной точки в ходе

одного сезона изменчивость водного рН, вероятнее всего, не должна превысить его изменчивость между основными микро- и мезобиотопами. В итоге из 26 переменных 22 были отнесены к «пространственным», а 4 – к «временным». Результаты анализа показывают, что модель с использованием только «пространственных» параметров описывает наблюдаемую дисперсию среднесезонной эмиссии CO<sub>2</sub> из почвы лишь удовлетворительно ( $R^2 = 0,44, N = 50, F = 12,1, P < 0,0001$ ). Добавление в нее значимых «временных» параметров, а именно, температуры почвы, позволяет добиться существенного улучшения ( $R^2 = 0,63, N = 200, F = 84, P < 0,0001$ ; табл. 2.3).

По величине стандартизованного коэффициента регрессии  $\beta$  наибольший относительный вклад в дисперсию в рассматриваемом пространственно-временном масштабе вносят (в порядке убывания): *температура почвы на глубине 1 см* ( $\beta = +0,846$ ), *мощность подстилки* (+0,544), *сумма расстояний до ближайших стволов сухостоя и валежса ели* (-0,412) и *коэффициент усиления микробного дыхания* при внесении в почву раствора сахарозы (-0,266). Объединение здесь параметров расстояния до ближайшего сухого ствола ели и расстояния до ближайшего валежа связано с тем, что они имеют сходную и однонаправленную связь с дыханием почвы, а их объединение увеличивает достоверность коэффициентов регрессии.

Среди «временных» параметров значимой оказалась лишь *температура верхнего слоя почвы на глубине 1 см*, но влияние это существенно. Резкий выброс CO<sub>2</sub> в точках 21 и 24 (рис. 2.23) связан с их близостью (до 1 м) к сухим безвершинным стволам, лишенным коры. Вероятным объяснением служит грибная и микробная активность по отношению к останкам корней в почве. Среди параметров модели лишь три (*мощность подстилки, расстояние до сухого ствола и коэффициент усиления почвенного дыхания*) непосредственно участвуют в объяснении этого выброса. Как показали более детальные исследования, проведенные в 2014 – 2016 гг., сухостойные ели в окнах распада могут являться мощными и продолжительными, хотя и очень локализованными источниками CO<sub>2</sub> (Карелин и др., 2017а).

Связь эмиссии с температурой и подстилкой положительная, а с расстоянием до стволов – отрицательная, что вполне объяснимо. Сложнее объяснить ее отрицательную связь с усилением микробной активности в ответ на внесение сахарозы. Этот параметр отражает только общую микробную активность в верхнем слое почвы, поскольку, следуя методике субстрат-индуцированного дыхания, сахароза вносится в почву в концентрации ниже пороговой величины, необходимой для стимуляции

---

## Глава 2

---

корневого дыхания. Возможным объяснением служит то, что в точках, где для микроорганизмов (грибы и бактерии) почвенные физико-химические или биотические условия хуже, или недостаточно пищевого субстрата, их отклик на дополнительное питание сильнее. Там же, где условия существования и питания в почве и так ближе к оптимальным, дополнительное поступление питательного субстрата не приводит к выраженному ответу.

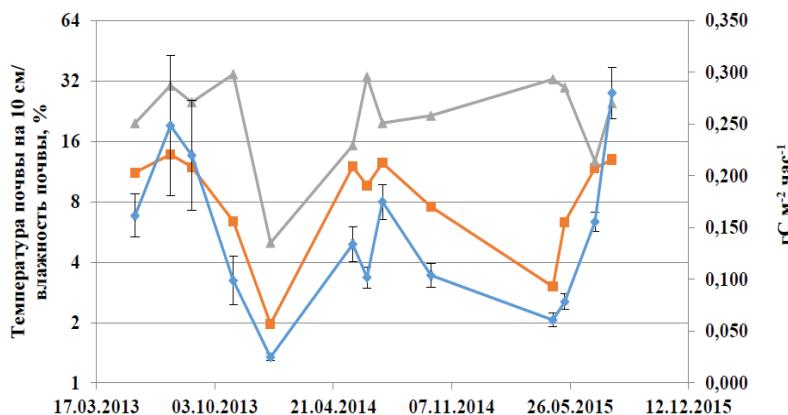
Несмотря на многочисленные указания в литературе, содержание общего С и N в верхнем 0-5 см слое почвы не оказалось значимым по отношению к эмиссии ( $r_p = 0,03$  и  $0,05$ , соответственно;  $P > 0,05$ ,  $N = 50$ ), хотя отношение C:N демонстрирует с ней слабую отрицательную связь ( $r_p = -0,11$ ,  $P < 0,05$ ). Видимо это указывает на необходимость анализа более глубоких слоев почвы.

В 2014 г. полевые измерения потоков на 500-метровой трансекте проводились 11 января, 24 мая, 17 июня, 13 июля и 3 октября. Особенностью 2014 г. является заметный спад среднего уровня дыхания за счет сокращения сильных выбросов в зоне окон распада древостоя. Это существенно уменьшило общую дисперсию эмиссии, как это следует из уменьшения величин стандартных ошибок (рис. 2.24). При исключении точек, находящихся в зоне окон распада, средние потоки эмиссии за достаточно продолжительные и сравнимые периоды наблюдений оказываются неотличимы. Спад уровня почвенного дыхания в июне 2014 г. обусловлен резким снижением температуры в сочетании с высокой влажностью почвы после затяжных дождей, как это хорошо видно из представленного на рис. 2.24 сопоставления средних за дни измерений величин температуры почвы на 10 см ( $^{\circ}\text{C}$  по левой оси ординат и оранжевая линия на рис.,  $r_p = +0,9$ ; значима при  $P = 0,01$ ) и ее объемной влажности в слое 0-6 см (%) по левой оси ординат и серая линия на рис.,  $r_p = +0,12$ ; не значима). Температура почвы на глубине 10 см является основным параметром изменений эмиссии  $\text{CO}_2$  за неполные два года наблюдений, причем во все периоды года она действует согласованно с влажностью (рис. 2.24). В теплый период снижение температуры сочетается с повышением атмосферных осадков и влажности почвы (здесь возможна как зависимость температуры от выпадения осадков, так и наоборот), а ее рост – с повышением сухости. В осенне-зимний период понижение температуры всегда служит управляющим фактором эмиссии, в отличии от содержания незамерзшей влаги в почве. Спад эмиссии 2014 г. в точках пристволовых выбросов, впервые зафиксированных в 2013 г., хорошо заметен на рис. 2.25, где приведена сравнительная динамика уровней эмиссии в начале, середине и в конце вегетационных сезо-

---

нов 2013 и 2014 гг. Несмотря на значительное снижение пристволовых выбросов в 2014 г., положительные связи между сезонными рядами значений почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  остаются высокими. В мае и июле корреляция уровней эмиссии в эти годы составляет  $r_p = +0,65$  (значима при  $P = 0,05$ ), а в ноябре 2013 г. и октябре 2014 г.,  $r_p = +0,73$  (значима при  $P = 0,05$ ). При этом поток эмиссии в точках пристволовых выбросов в 2014 г., оставался всегда повышенным по сравнению со средним уровнем.

Обнаруженные в 2013 г. неожиданно высокие (на 1–2 порядка выше среднего уровня) пристволовые выбросы  $\text{CO}_2$  вокруг сухостоя елей оказались устойчивы и продолжали наблюдаться круглогодично в 2014–2016 гг. (рис. 2.26). Тенденция к их затуханию, возникшая в 2014–2015 гг., была прервана в 2016 г. после возникновения более благоприятных условий для почвенных деструкторов (высокая температура и влажность почвы). Таким образом, показано, что подобные пристволовые выбросы  $\text{CO}_2$ , в зависимости от внешних условий могут сохраняться в пристволовых зонах сухостоя и более 4-х лет. Заметим, что соотношение потоков в разных точках продолжает оставаться удивительно постоянным: корреляция между пространственным распределением величин эмиссии в июле 2013 и 2016 гг.  $r_p = +0,63$  ( $P = 0,01$ ).

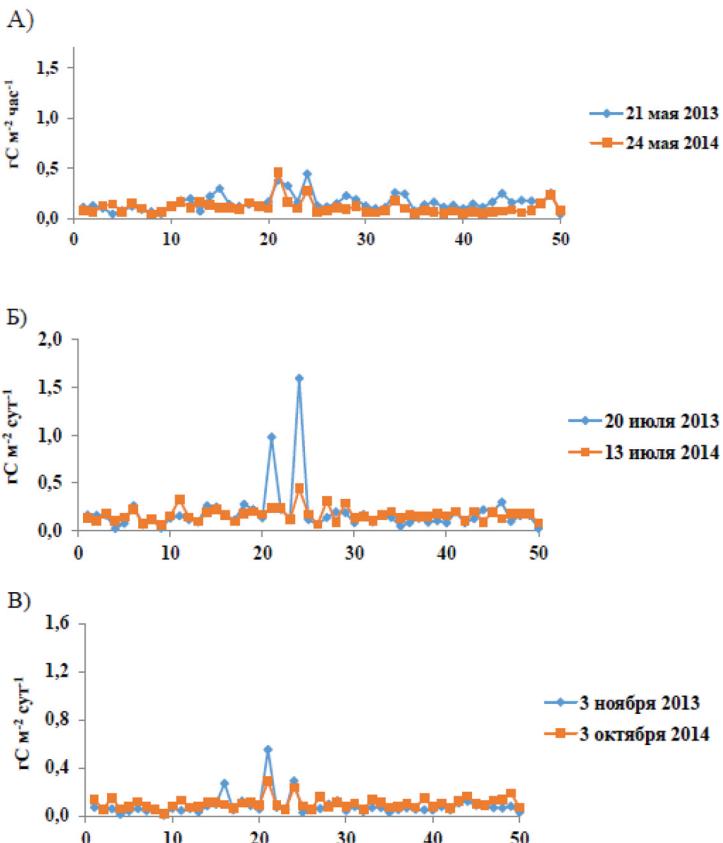


**Рисунок 2.24.** Трехлетняя динамика почвенного потока  $\text{CO}_2$  (голубая линия, правая ось ординат) на постоянной трансекте в еловом лесу («лог Таежный» ВФ ФГБУ «ГГИ»). Левая ось ординат дана в логарифмическом масштабе. Для эмиссии  $\text{CO}_2$  приведены средние и их стандартные ошибки (для каждой точки,  $N = 50$ )

Для выяснения деталей пространственного распределения почвенных потоков  $\text{CO}_2$  и их внутрисезонной динамики после гибели верхнего яруса елового древостоя в начале вегетационного сезона 2014 г. в центре окна

## Глава 2

распада древостоя была заложена опытная площадка размером  $15 \times 15$  м ( $225 \text{ м}^2$ ). Древостой ели на участке наблюдений погиб в 2010 – 2014 гг., по всей вероятности, из-за изменения погодных условий и воздействия насекомых-ксилофагов (в частности, короеда-типоврафа *Ips typographus* L.) и корневой губки. На первом этапе после гибели подавляющая часть деревьев превращается в сухостой, и лишь малая часть выпадает и переходит в валеж. Спустя несколько лет, по мере распространения окон распада в глубь древостоя, сухостой оказывается вне ветровой защиты со стороны еще живых деревьев и массово выпадает..



**Рисунок 2.25.** Сравнение внутрисезонной почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  по данным наблюдений на 500-метровой трансекте за 2013–2014 гг. (полигон «лог Таежный», ВФ ФГБУ «ГГИ»): А) – в начале вегетационного сезона (май), Б) – в разгар вегетации (июль), и В) – в конце вегетационного сезона (октябрь-ноябрь).

По оси абсцисс даны номера точек трансекты.

На площадке были вкопаны 20 стандартных ПВХ-оснований: 10 – не далее 0,5 м от стволов сухостоя, и 10 – в промежутках между стволами, не ближе 3 м от ближайшего, в качестве контроля. Площадка расположена в центре 500-метровой трансекты. Схема площадки приведена на рис. 2.27. Всего в 2014–2016 гг. с апреля по ноябрь было выполнено 17 внутрисезонных измерений ( $N = 340$ ). Наблюдения проводили в одни сроки с измерениями трансекты, что позволяло сравнивать результаты.

Уровень почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  в пристволовых зонах сухостоя ели в ходе вегетационного и предзимнего сезонов (рис. 2.28) устойчиво превышал контрольные значения почвенного дыхания в  $3,05 \pm 0,27$  (2014 г.),  $3,39 \pm 0,46$  (2015 г.) и  $3,25 \pm 0,40$  (2016 г.) раза. Удивительное сходство этого превышения в разные годы при невысокой вариации, позволяет в качестве усредненного коэффициента усиления среднесезонного дыхания почвы в пристволовых зонах сухостоя по сравнению с контрольным уровнем принять величину, равную 3,25. При этом на околомесячном шаге наблюдений уровень эмиссии, как в случае контроля, так и в зонах пристволовых выбросов, находится в выраженной зависимости от хода температуры почвы на глубине 10 см ( $r_p = +0,9$ ; значима при  $P = 0,01$ ), и почти не зависит от влажности почвы ( $r_p = +0,12$ ,  $P > 0,05$ ).

Судя по результатам экспериментов с постепенным удалением камер от стволов, радиус пристволовых зон повышенных выбросов  $\text{CO}_2$  из почвы не превышает 0,5 м расстояния от стволов сухостоя елей ( $43,3 \pm 5,9$  см;  $N = 20$ ). При этом границы таких зон выбросов четко очерчены. В редких случаях эта граница отстоит от сухостойного ствола на 85 – 100 см ( $N = 5$ ), что связано с большим диаметром и возрастом погибших деревьев. Корреляция между диаметром сухостоя на высоте 1,3 м и радиусом такой зоны от центра ствола составляет  $r_p = +0,3$  ( $P = 0,05$ ).

Множественный линейный регрессионный анализ с использованием данных за 2014 – 2015 гг. выявил в качестве значимых независимых переменных почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  (1) *расстояние до ближайшего ствола сухостоя*, (2) *диаметр ствола ближайшего сухостоя*, а также (3) *температуру почвы на глубине 10 см* (может быть заменена на *температуру воздуха без потери качества модели*) и (4) ее *объемную влажность* (табл. 2.4). Расстояние до ближайшего валежа, его диаметр и степень разложения, высота и степень разложения сухостоя, а также номер юлианского дня (сезон) оказались в числе незначи-

## Глава 2

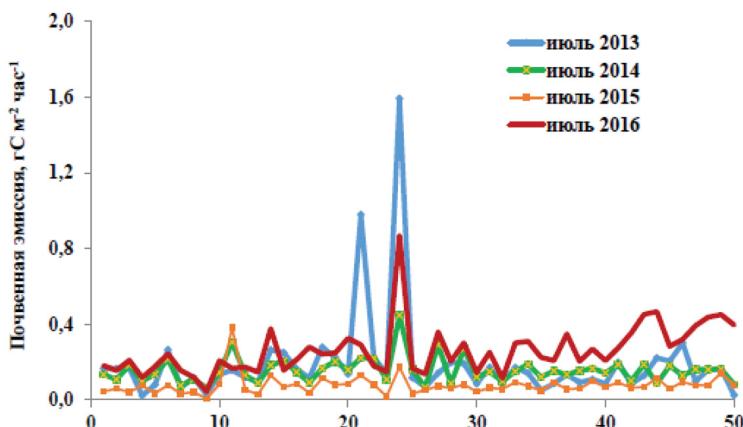
мых переменных. Дополнительно проведенный дисперсионный анализ показал, что конкретный год или месяц проведения измерений почвенной эмиссии CO<sub>2</sub> не являются значимыми факторами наблюдаемой степени усиления дыхания почвы в пристволовых зонах сухостоя. Этот показатель, кроме того, плохо предсказывается «обычными» факторами внутрисезонной динамики дыхания почвы, а именно ее температурой и влажностью (линейная регрессионная модель в целом:  $R^2 = 0,29$ ,  $P < 0,0001$ ,  $N = 180$ ). За три года наблюдений лишь объемная влажность почвы в слое 0 – 6 см оказалась для данного показателя значимой на околосуточном шаге, демонстрируя среднюю по силе отрицательную связь ( $r_p = -0,53$ ,  $P < 0,0001$ ,  $N = 180$ ), с максимумом в области необычно низких значений влажности. Все это свидетельствует об устойчивости найденного эффекта, по крайней мере, в пределах 3-летнего периода наблюдений.

**Таблица 2.4.** Множественный линейный регрессионный анализ переменных почвенной эмиссии CO<sub>2</sub> в окне распада ельника (полигон «лог Таежный»).

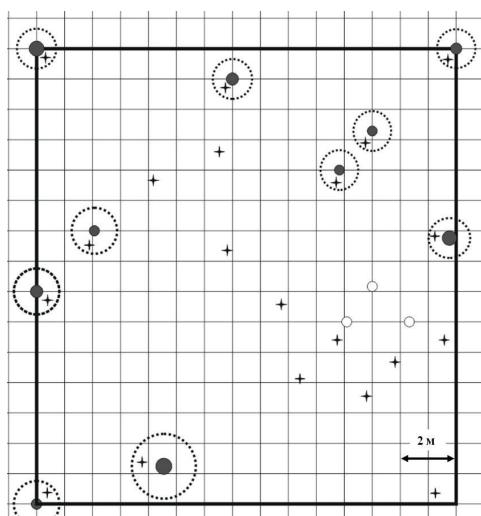
Объединены данные за 2014–2015 гг..

Модель в целом (в скобках – уровни значимости коэффициентов)	Стандартизованные коэффициенты значимых переменных	Отброшенные в ходе пошагового анализа переменные	$R^2$	$N$
$0,021 \times T_{10}(<0,0001) - 0,0037 \times SM(<0,001) - 0,00043 \times DRYDIST(<0,0001) + 0,0036 \times DRYDIAM(0,003) + 0,098(0,156)$	$T_{10}(0,39)$ , $SM(-0,21)$ , $DRYDIST(-0,53)$ , $DRYDIAM(0,15)$ ,	$T_1$ , $TA$ , $DRYSTATE$ , $LOGDIST$ , $LOGDIAM$ , $LOGSTATE$ , $H$	0,54 ( $P < 0,0001$ )	180

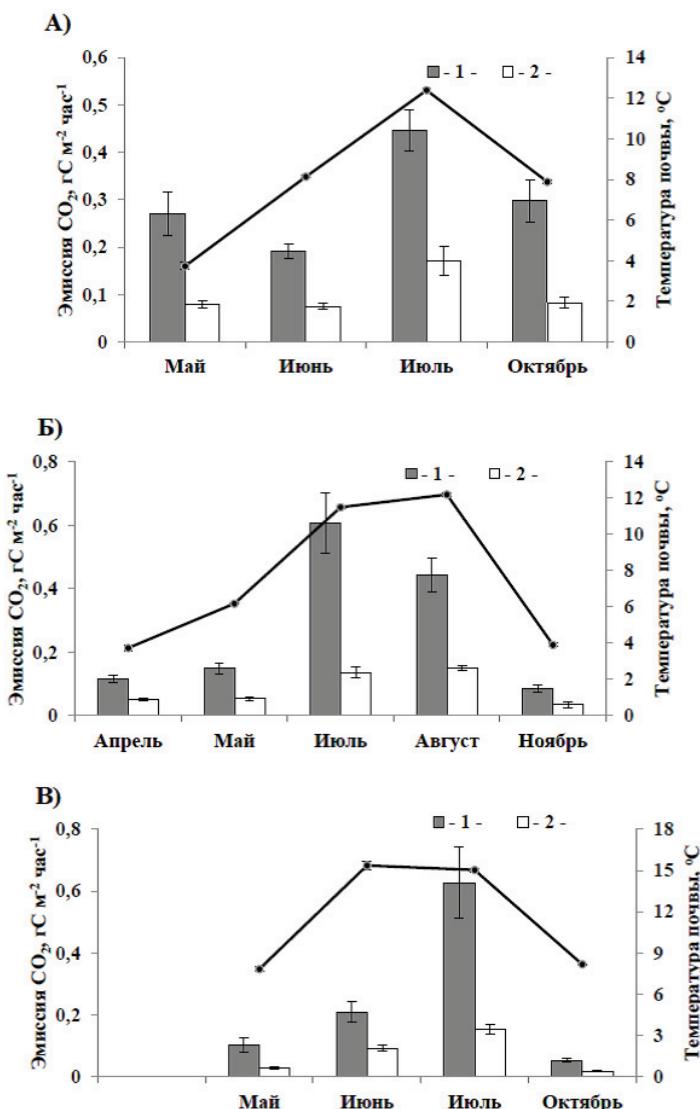
**Примечание:** Включены данные полевых наблюдений с мая 2014 по ноябрь 2015 г. Зависимая переменная – почвенная эмиссия CO<sub>2</sub> (г С м<sup>-2</sup> час<sup>-1</sup>). Независимые переменные:  $T_a$  – температура воздуха (°C),  $T_1$  – температура почвы на глубине 1 см,  $T_{10}$  – то же на 10 см,  $SM$  – объемная влажность почвы в слое 0-6 см,  $DRYDIST$  – расстояние до ближайшего ствола сухостоя ели (см),  $DRYDIAM$  – диаметр ближайшей точки ствола сухостоя (см),  $DRYSTATE$  – расстояние ствола ближайшей ели по 5-балльной шкале,  $LOGDIST$  – расстояние до ближайшего валежа ели (см),  $LOGDIAM$  – диаметр ближайшей точки валежа (см),  $LOGSTATE$  – состояние ствола ближайшей ели по 5-балльной шкале,  $H$  – высота ближайшего сухостоя ели (м).



**Рисунок 2.26.** Пространственная изменчивость почвенной эмиссии по данным наблюдений на 500-метровой трансекте за 4 года (2013 – 2016 гг.) в разгар вегетации (полигон «лог Таежный», ВФ ФГБУ «ГГИ»). Номера точек трансекты даны по оси абсцисс



**Рисунок 2.27.** Карта-схема опытной площадки по изучению почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  в зоне распада елового древостоя. Сплошные круги разного диаметра обозначают стволы сухостоя елей (масштаб диаметров стволов соблюден), пустые круги – стволы живых елей. Крестики – точки установки оснований для измерения эмиссии. Пунктир – границы зон пристволовых выбросов  $\text{CO}_2$  вокруг сухостоя. Приведено по (Карелин и др., 2017а).



**Рисунок 2.28.** Сравнение почвенной эмиссии из пристволовых участков вокруг сухостоя ели (-1- серые столбцы) и фонового уровня (-2- белые столбцы) в разные месяцы 2014 г. (А.), 2015 г. (Б.), и 2016 г. (В.). Линия – средняя температура почвы на глубине 10 см за период измерений. Приведены средние и их стандартные ошибки ( $N=10$ ) по (Карелин и др., 2017а).

Оценим вклад найденного эффекта в формирование площадных величин почвенной эмиссии за периоды наблюдений в разные годы. Средний за май – октябрь 2014 г. уровень почвенной эмиссии CO<sub>2</sub> в окне распада древостоя был выше на 21,5% в сравнении с контролем (еловый лес без признаков распада древостоя). Очень сходное превышение (20%) было зарегистрировано в 2015 г. (апрель – ноябрь), и 2016 г. (24 %; май – октябрь). Максимальное значение в 2016 г. обязано активной реакции микробного сообщества в почве на ее высокую температуру при оптимальной влажности в этот год. Таким образом, хотя зоны повышенных пристволовых выбросов CO<sub>2</sub> составляют на опытном участке лишь около 10% площади, они могут существенно (на 1/5–1/4) увеличивать почвенную эмиссию CO<sub>2</sub> мезоландшафта в первые несколько лет после гибели древостоя. В зависимости от густоты сухостойных стволов елей или возраста сухостоя, наблюдаемый показатель усиления эмиссии в окнах распада по сравнению с фоновым уровнем может меняться, поэтому использование усредненного зонального коэффициента усиления эмиссии с учетом площадей окон распада требует коррекции. Тем не менее, обнаруженный эффект, без сомнения, следует учитывать при площадных экстраполяциях.

Сходный эффект был описан в нашей более ранней публикации, посвященной анализу пространственно-временных факторов почвенной эмиссии CO<sub>2</sub> в том же районе (Карелин и др., 2014), где фактор близости сухостоя впервые был показан в числе значимых. Других свидетельств этого эффекта в литературе мы не обнаружили. Поэтому мы склонны считать найденный феномен если не новым, то, по крайней мере, малоизвестным. В рамках исследования не проводилась оценка таксономического состава и биомассы организмов-деструкторов в верхнем слое почвы пристволовых зон. Однако, судя по большой длительности и четкой локализации эффекта, а также его зависимости от температуры воздуха, наиболее вероятно, что эффект вызывается ксилотрофными грибами, использующими в качестве субстрата древесину ствола и корней.

То, что *диаметр ствола ближайшего сухостоя* оказался в числе значимых факторов эмиссии CO<sub>2</sub> в зоне распада древостоя, говорит о том, что есть связь между выраженностью этого эффекта и объемом корневой системы деревьев, пропорциональной диаметру ствола. Это еще одно косвенное указание на участие корневых гнилей.

Еще одной причиной повышенного выделения CO<sub>2</sub> в пристволовой зоне погибшего древостоя могло бы стать наличие энтомовредителей и их зимующих стадий в подстилке и под отвалившшейся корой. Такая концентрация жуков (до 5000 особей) в зоне до 1 м от усохших стволов в пред-

---

## Глава 2

---

зимний и зимний периоды в первые 2 – 3 года после усыхания отмечается специалистами (Мельникова, 1960). Однако в этом случае нельзя объяснить наличие пристволовых выбросов  $\text{CO}_2$  в ходе всего вегетационного сезона, как это следует из наших данных. Кроме того, в пробах почвы, отобранных осенью 2015 г. на глубине до 20 см вокруг стволов, были обнаружены лишь единичные экземпляры зимующих стадий жуков.

Интересным и до сих пор не выясненным вопросом являются причины столь резкого перехода между высоким уровнем почвенной эмиссии в пристволовых зонах сухостоя и ее фоновым уровнем вне этих зон. Неизвестно также, какой по глубине слой почвы отвечает за наблюдающуюся пристволовую эмиссию сухостоя.

Несмотря на то, что зимних измерений эмиссии (декабрь – март) на площадке еще не проводилось, мы предполагаем, что наблюдаемые различия в уровнях эмиссии должны поддерживаться весь год. Об этом свидетельствует присутствие эффекта большую часть года (апрель – ноябрь), а также ограниченный и устойчивый диапазон вариации коэффициента усиления эмиссии в пристволовых зонах (2,33 – 4,46).

Аналогичного усиления эмиссии в пристволовых зонах здоровых елей нами не установлено. Поэтому обнаруженный эффект может быть использован для диагностики начальных стадий биотического поражения елей, когда почти нет внешних проявлений повреждений, но уже фиксируется повышенная почвенная эмиссия в прикомлевой зоне ствола и в пределах расстояния 0,1 – 0,5 м от него по сравнению с контрольным удалением на 1 – 1,5 м.

**2.2.3. Участие микробной и корневой составляющих в дыхании лесных почв.** Вопрос о полевой оценке вклада корневой и микробной составляющих в дыхание лесных почв является одним из ключевых при моделировании краткосрочного углеродного баланса экосистем и последствий изменений климата. Как уже упоминалось в этой главе, эмиссия  $\text{CO}_2$  с поверхности почвы представляет собой второй по величине поток углерода в наземных экосистемах, составляя в глобальном масштабе около 100 Гт С год<sup>-1</sup>. Математическое моделирование цикла углерода в наземных экосистемах невозможно без надежных данных о вкладе дыхания корней и микроорганизмов в общую эмиссию с поверхности почвы. Эти главные составляющие потока  $\text{CO}_2$  из почвы демонстрируют, как правило, сходное участие в почвенном дыхании, но обладают различной чувствительностью к температуре, влажности, составу органического вещества (Ларионова и др., 2010) и

---

другим факторам. Поэтому их разделная оценка и выявление количественных связей со значимыми переменными крайне необходимы.

Гетеротрофная составляющая дыхания ( $R_h$ ) наряду с чистой первичной продукцией ( $NPP$ ) может определять величину чистого потока углерода ( $NF$ ), который чаще всего используют как основной функциональный показатель экосистемы. Если это так, то знак углеродного баланса во многом зависит от точности определения величины гетеротрофного дыхания. При этом она, в основном, определяется подземной (почвенной) микробной составляющей ( $R_{mic}$ ), которая, судя по литературным данным, может соотноситься с дыханием надземных гетеротрофов как 9:1 (Кудеяров и др., 2007). Отсюда важно как можно более точно оценить дыхание почвенных гетеротрофов, подавляющую часть которого составляет дыхание бактерий и грибов. Ниже приведены основные уравнения углеродного баланса (формулы 2.1 – 2.4), иллюстрирующие значение почвенного микробного дыхания ( $R_{mic}$ ) для оценки чистого потока углерода при известном значении чистой первичной продукции:

$$ER = R_a + R_h \quad (2.1)$$

$$GPP - NPP = R_a \quad (2.2)$$

$$GPP - NPP = ER - R_h \quad (2.3)$$

$$GPP - ER = NF = NPP - R_h \quad (R_h \sim R_{mic}) \quad (2.4)$$

где  $GPP$  – валовая первичная продукция экосистемы,  $ER$  – валовое дыхание экосистемы,  $NF$  – чистый поток углерода,  $NPP$  – чистая первичная продукция,  $R_a$  – дыхание автотрофов,  $R_h$  – дыхание гетеротрофов.

Существующие лабораторные и полевые методы разделения корневого и микробного дыхания в почве можно разделить на две группы – изотопные и неизотопные (Kuzyakov, Larionova, 2006; Евдокимов и др., 2010). К первым относятся методы, предусматривающие мечение растений и почвы стабильным  $C^{13}$  или радиоактивным  $C^{14}$  в атмосфере, искусственно обогащенной или обедненной этими изотопами углерода, или внесение меченых органических веществ в почву. Эта группа методов позволяет оценить не только вклад корневого и микробного дыхания, но и потоки ассимилированного на свету углерода в ризосфере в виде корневых выделений.

Тем не менее, больший интерес для нас представляет вторая группа методов. Во-первых, они намного легче по постановке в полевых условиях, чем изотопные. Изотопные методы, как правило, применяются в

---

## Глава 2

---

лабораторных микрокосмах, что наделяет их результаты меньшим доверием при экстраполяции на природные объекты. Кроме того, неизотопные методы разделения корневого и микробного дыхания не требуют использования дорогостоящего оборудования (масс-спектрометров), источников  $^{13}\text{CO}_2$ , и не связаны с загрязнением окружающей среды.

Основными неизотопными методами являются *метод интеграции компонентов* (МИК) и *метод субстрат-индуцированного дыхания* (СИД). Первый метод оценивает долю корневого дыхания и заключается в сравнении скоростей выделения  $\text{CO}_2$  в контрольных образцах почвы с образцами, в которых удалены корни, при стандартных условиях. Второй – в избирательной стимуляции микробного дыхания в монолитных образцах почвы с помощью глюкозы или сахарозы для оценки доли микробного дыхания. Автором последнего метода является Н.С. Паников с соавторами (1991). У неизотопных методов, безусловно, тоже есть свои недостатки. К главным их ограничениям относятся невозможность учета затравочного эффекта, а также трудности при оценке дыхания ризосферных (включая микоризу) микроорганизмов. Поэтому в случае МИК его условно относят к дыханию корней, а в случае метода СИД – к дыханию микробиоты. Кроме того, это некоторое травмирование поверхностных корней при необходимом для этого метода вкапывании оснований для установки измерительных камер на поверхность почвы. Последнего недостатка почти лишен т.н. «метод сетчатых колец» (Heinemeyer et al., 2007), разработанный для выявления участия эктомикоризного дыхания. Ризосферное дыхание древостоя, в частности, оценивают с помощью кольцевания флоэмы стволов (Kuzyakov, Larionova, 2006).

Метод СИД состоит в следующем<sup>12</sup>. В образцы или на участки почвы *in situ*, вносится раствор сахарозы (или глюкозы) в дистиллированной воде. Если эксперименты проводятся в полевых условиях, то промачивание почвы раствором, как правило, проводится на глубину основного корнеобитаемого слоя 0–20 см. Основные расчетные уравнения к экспериментам по субстрат-индуцированному дыханию микроорганизмов приведены в виде формул 2.5 – 2.9 (Евдокимов и др., 2010):

$$R_1 = R_{\text{root}} + R_{\text{mic}} \quad (2.5)$$

---

<sup>12</sup> Значительная часть методических консультаций была получена нами от к.т.н. В.О. Лопеса-де-Герено (ИФХ и БПП РАН), которому мы выражаем глубокую благодарность.

$$R_2 = R_{root} + R_{mic} \times K_{mic} \quad (2.6)$$

$$R_{mic} = (R_2 - R_1) / (K_{mic} - 1) \quad (2.7)$$

$$K_{mic} = K_{field} / K_{comp}, \quad (2.8)$$

$$K_{field} = R_{1mic} / R_{2mic}, \quad (2.9)$$

где  $R_1$  – исходная скорость почвенного дыхания,  $R_{root}$  – дыхание корней,  $R_{mic}$  – дыхание почвенной микробиоты,  $R_2$  – скорость дыхания почвы после внесения раствора сахарозы,  $K_{mic}$  – истинный коэффициент усиления микробного дыхания,  $K_{field}$  – наблюдаемый коэффициент усиления микробного дыхания.  $K_{comp}$  – поправочный коэффициент на нарушения в структуре почвы после изъятия корней.

При этом, согласно общепринятой методике, вносится раствор такой пороговой концентрации, чтобы вызвать микробный ответ, но еще не инициировать усиления корневого дыхания. Обычно для южно-таежных почв эта концентрация составляет около 3 мг на 1 г почвы (Евдокимов и др., 2010).

Примененный в этой работе полевой методический подход включал как элементы МИК, так и СИД. СИД выступал в качестве основного метода, а МИК – в качестве дополнительной оценки соотношения микробного и корневого дыхания. Увеличение эмиссии  $\text{CO}_2$  в результате активизации почвенного микробного дыхания измеряли до начала (возможной) численной реакции в результате размножения микроорганизмов, которое обычно отмечается в лаборатории через 2-4 часа после внесения питательного раствора. Для полного промачивания верхних 20 см почвы и получения в ней необходимого содержания сахарозы (3 мг на 1 г почвы) в используемые для работы ПВХ-основания заливали 750 мл дистиллированной воды с концентрацией сахарозы 10 г на 1 л. Для получения выраженной реакции микробного сообщества начало измерений дыхательного ответа проводили не ранее 2 часов после залива раствора.

Помимо этого, оценивали дыхание в контрольных и специальных основаниях, куда добавляли в том же количестве (750 мл) дистиллированную воду без сахарозы. Последнее позволяло отдельно учесть стимулирующее влияние на почвенную эмиссию самой воды (т.н. «эффект Бирча»). Параллельно вкапывали аналогичный набор оснований для измерения дыхания почвы с удаленными из верхнего 20 см слоя корнями. В них также добавляли раствор сахарозы или только воду, а другие оставляли в качестве контрольных.

Эти данные были необходимы для оценки коэффициента усиления микробного дыхания ( $K_{mic}$ ), который участвует в расчетах доли микроб-

## Глава 2

---

ногого дыхания. Он показывает, во сколько раз увеличивается микробное дыхание ( $R_{mic}$ ) в ответ на добавление сахарозы. Если этот коэффициент оценивается в лабораторных экспериментах на монолитах изучаемой почвы, лишенной корней (Евдокимов и др., 2010), то полученное значение делится на дополнительный коэффициент ( $K_{comp} = 1,3$ ; Yevdokimov et al., 2006), учитывающий нарушение структуры почвы при изъятии корней (увеличение рыхлости). В нашем случае использовались как полученные в полевых условиях прямые оценки  $K_{field} = K_{mic}$  без этой коррекции (если корни не изымались), так и скорректированные значения  $K_{mic} = K_{field}/1,3$ , если для расчетов использовались основания с удаленными корнями.

Полевые экспериментальные работы были организованы следующим образом. В середине мая 2012 г. были выбраны три биотопа, аналогичные постоянным линиям для проведения мониторинга почвенной эмиссии (см. в этом разделе выше): 1 – ельник-черничник (далее: «черничник»), 2 – ельник-кисличник («кисличник»), и 3 – окно распада древостоя ельника («вывал»). В каждом биотопе вкапывались серии из 7 оснований для измерений эмиссии CO<sub>2</sub>. Дополнительно к ним вкапывали 3 основания с удаленными корнями для будущих измерений в следующем месяце. В составе каждой серии были два контрольных основания, два основания для заливки дистиллированной воды и два для заливки раствора сахарозы. В одном основании из каждой пары были удалены корни в верхних 20 см почвы. Чтобы избежать в ходе сезона влияния кумулятивного эффекта от добавления сахарозы, последние два основания («сменные основания») после завершения каждого сезонного измерения вкапывались на новом месте. Контрольные основания и основания для заливки воды были вкопаны на весь вегетационный сезон (т.н. «постоянные основания»). Все основания вкапывались на глубину 20 см по кольцевой метке, которая была заранее нанесена на них снаружи перманентным маркером. Седьмое основание в каждой серии было использовано для оценки доли в общем почвенном дыхании верхних 20 см почвы (вкапывалась на весь вегетационный сезон). С этой целью из таких оснований удаляли верхние 20 см почвы и заполняли освободившийся объем до прежнего уровня поверхности почвы чистым озерным песком, промытым дистиллированной водой и высушенным на солнце. Этот песок перед началом следующего цикла измерений заменяли на новый.

Корни от почвы отделяли непосредственно в полевых условиях, на ситах 2 мм, разложив на крафтовой бумаге слои почвы, взятые по глу-

---

бине через каждые 2 см (таким образом, в каждом основании на 20 см глубины получалось по 10 слоев). Отобранные корни раскладывали по герметичным пластиковым мешкам по номерам слоев, чтобы затем высушить их до абсолютно сухого состояния и взвесить. После отсева корней почву послойно укладывали обратно в основание, сохраняя исходный порядок. Почва как с корнями, так и после изъятия корней, в сыром виде взвешивалась с точностью до 1 г. После завершения подготовительных действий вкопанные основания оставляли в открытом виде до начала измерений в следующем месяце. Это позволяло не только вернуть равновесное состояние газообмена, но и восстановить исходную плотность и сложение почвы в тех основаниях, где были удалены корни.

Перед началом измерений эмиссии CO<sub>2</sub> в соответствующие основания в каждом из 3-х биотопов заливали стандартные объемы дистиллированной воды или раствора сахарозы. Поток CO<sub>2</sub> измеряли в период от 2-х до 4-х часов после залива. Попутно проводили замеры объемной влажности почвы в слое 0–6 см и ее температуры на глубине 1 и 10 см внутри каждого основания как до, так и после залива. Помимо этих стандартных измерений, дополнительно оценивали эмиссию непосредственно перед началом заливки и через сутки после завершения каждой серии сезонных измерений. Измерения начинали сразу на уже подготовленных в предыдущем месяце основаниях. Таким образом, период экспозиции перед началом измерений для сменных оснований, которые перекапывались каждый месяц на новые места, составлял около 30 суток, а для постоянных, которые оставались на одном месте с мая по август, он постепенно увеличивался от 30 до 90 суток.

После завершения текущих ежемесячных измерений в каждом биотопе (кроме «вывала», где измеряли один и тот же набор оснований весь сезон) начинали процедуру вкапывания контрольных оснований (первая тройка) и отсева корней в основаниях второй тройки и их последующего вкапывания, чтобы подготовить их для измерений на следующий месяц. Всего таких циклов сезонных измерений в трех биотопах было проведено в 2012 г. четыре (15–19 мая, 16–18 июня, 22–24 июля и 16–18 августа). Повторные наблюдения и эксперименты в тех же биотопах по аналогичной схеме были проведены в 2013 г. (19 мая, 18 июня, 20 июля и 26 августа).

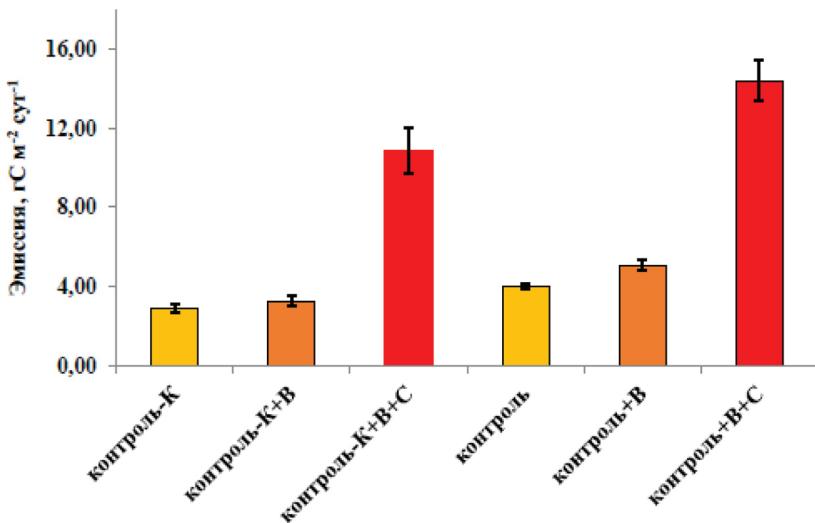
При сравнении сезонного хода выделения CO<sub>2</sub> после добавления сахарозы каких-либо различий между основаниями, в которых удалялись или были оставлены корни, или между сменными или постоянными основаниями не было обнаружено. Отмечается общий скачкообразный прирост дыхания через 2–4 часа после залива раствора

---

## Глава 2

сахарозы, который уже на следующий день, в большинстве случаев, резко снижается. Однако в ряде случаев на следующий день отмечается некоторое усиление ответа, что, вероятнее всего, свидетельствует о начале численной (в дополнение к функциональной) реакции микробного сообщества на добавление сахарозы. К следующему месячному измерению повышенного уровня почвенного дыхания, по сравнению с контрольными основаниями, уже не наблюдалось. Возвращение к исходному уровню дыхания в этих биотопах при данных условиях обычно происходит за 4–7 дней.

Заметим, что в двух постоянных основаниях с неудаленными корнями было отмечено постепенное усиление реакции почвенного микробного сообщества на сахарозу при независимо меняющемся исходном (базальном) уровне дыхания. Возможно это результат отбора в сообществе на виды, быстрее реагирующие на очередное добавление сахарозы. На рис. 2.29 приведено сравнение средних за вегетационный сезон 2012 г. значений почвенного дыхания для оснований с корнями и без, а также для тех, в которые добавлялась только вода, или вода с сахарозой.



**Рисунок 2.29.** Сравнение среднесезонных величин почвенного дыхания в основаниях с корнями («контроль») и без них («контроль – K»). «B» – добавление дистиллированной воды, «C» – сахарозы (май – август 2012 г., полигон «лог Таежный», усредненные по всем биотопам данные). Все попарные различия между аналогичными основаниями с корнями и без них – значимы ( $t$ -тест,  $P < 0,05$ ). Приведены средние и их стандартные ошибки (Карелин и др., 2017г.).

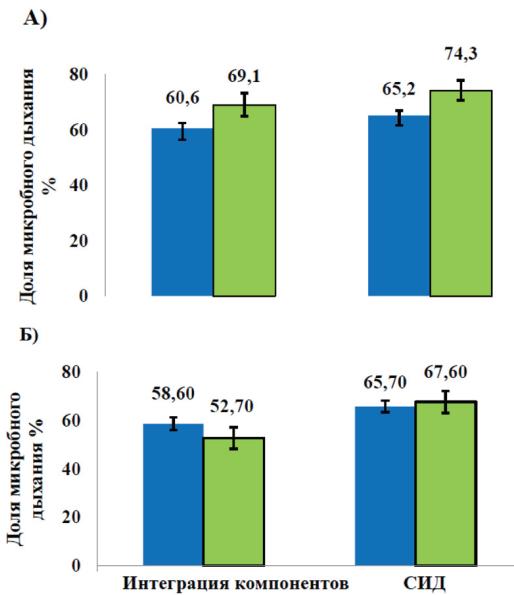
Наблюдаемое различие между основаниями с корнями и без, после добавления сахарозы, вполне объясняется исходным различием между аналогичной парой оснований после добавления только воды. Это говорит о том, что концентрация раствора сахарозы была подобрана в экспериментах достаточной, чтобы вызвать частную реакцию микробного сообщества, не вызывая реакции корней, что повышает доверие к результатам. Средние за сезон уровни дыхания почвы в разных вариантах экспериментов также выглядят не противоречиво, меняясь от наименьшего в контрольных основаниях с удаленными корнями ( $2,90 \text{ г С м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$ ) до максимального в основаниях с корнями при добавлении сахарозы (14,41; рис. 2.29). В 2013 г. соотношение потоков в пределах экспериментального дизайна оказалось сходным (от 2,65 до 13,14). Средняя оценка максимального коэффициента усиления эмиссии после добавления раствора сахарозы по сравнению с начальным уровнем дыхания по данным 2012 г. составила:  $5,34 \pm 0,46$  (от 3,08 до 8,35) ( $N = 12$ , все биотопы). Сравнение с аналогичными опубликованными оценками показывает, что полученный коэффициент вполне соответствует нижней части диапазона для слабоподзолистой почвы (5,1 – 6,7; Евдокимов и др., 2010), несмотря на то, что в приведенном примере речь идет о дерново-слабоподзолистых почвах и березово-еловых лесах, а в нашем случае – о ельниках на средних подзолах. В 2013 г. аналогичный показатель усиления дыхания значимо не отличался: (*t*-тест,  $P = 0,53$ ):  $5,10 \pm 0,15$  (от 1,37 до 7,99;  $N = 116$ ), при близком уровне базального дыхания ( $4,07 \pm 0,10$  ( $N = 124$ ; 2012 г.) и  $4,37 \pm 0,16 \text{ г С м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$  ( $N = 116$ ; 2013 г.); *t*-тест,  $P = 0,1$ ).

На рис. 2.30 приведены оценки доли микробного дыхания, полученные методами СИД и МИК в разные годы наблюдений. В 2012 г. по всем биотопам и за все сроки наблюдений оценка по методу СИД составила  $65,2 \pm 1,75 \%$  ( $N = 124$ ). В работе И.В. Евдокимова с соавторами (2010) доля микробного дыхания в слабоподзолистых почвах, полученная методом СИД, находилась в пределах от 67 до 69%, что несколько выше. Такие же оценки приводятся для лесных почв подзоны южной тайги в целом (Кудеяров и др., 2007). Величины вклада микробного дыхания, полученные в 2012 г. отдельно для «вывала» с помощью обоих методов, оказались значимо выше, чем для незатронутых распадом древостоя биотопов «черничника» и «кисличника», в среднем (*t*-тест,  $P = 0,01$  (МИК),  $P = 0,02$  (СИД)). В 2012 г. доли микробного дыхания, оцененные методами СИД и МИК, отличались незначимо (*t*-тест,  $P = 0,28$ ), а в 2013 г. оценка методом СИД значимо превышала оценку МИК (*t*-тест,  $P < 0,05$ ) не только в среднем, но и по

---

## Глава 2

всем биотопам. Это показывает, что удаление корней вместе с ризосферными микроорганизмами в МИК не оказало стимулирующего влияния на активность неризосферной микробиоты в результате снятия конкуренции со стороны корней и ризосферных микроорганизмов, как это было показано в ряде исследований (Gadgil, Gadgil, 1971). То, что при этом в окнах распада древостоя («вывал» на рис. 2.30А) доля микробного дыхания по оценкам обоими методами оказалась выше, говорит скорее об активном использовании микроорганизмами отмерших древесных корней в качестве нового пищевого субстрата, чем о снятии конкуренции. Средняя доля почвенного микробного дыхания в 2013 г., рассчитанная по всем имеющимся данным ( $62,2 \pm 1,85\%$ ,  $N = 110$ ), значимо не отличалась от аналогичного показателя предыдущего года ( $62,6 \pm 1,66\%$ ,  $N = 124$ ,  $t$ -тест,  $P = 0,88$ ). Если в 2012 г. отмечалась существенно более высокая доля микробного дыхания в окнах распада по сравнению с контрольными биотопами, то в 2013 г. наблюдалось снижение этого показателя (рис. 2.30Б), что особенно заметно для МИК.



**Рисунок 2.30.** Оценка доли почвенного микробного дыхания на полигоне «лог Таежный». Синие столбцы – данные по всем биотопам объединены; зеленые столбцы – отдельно для окон распада древостоя («вывал»).

А) – 2012 г. (для СИД и МИК  $N = 62$ ; для «вывала»  $N = 18$  (СИД), 24 (МИК));  
Б) – 2013 г. (для СИД  $N = 56$ , МИК  $N = 61$ ; для «вывала»  $N = 18$  (СИД),  $N = 12$  (МИК)). Приведены средние и их стандартные ошибки (Карелин и др., 2017г)

По нашему мнению, наблюдаемое значимое превышение оценки методом СИД над оценкой МИК в 2013 г. равно, как и сходная тенденция, полученная в 2012 г., свидетельствуют о неучтенному вкладе дыхания микробиоты ризосферы, удаленной вместе с корнями при использовании МИК. В этом случае оценки доли гетеротрофного дыхания в почве, полученные методом МИК, представляются заниженными на величину ризомикробной составляющей, и появляется возможность оценить вклад сообщества этих микроорганизмов. Расчеты показывают, что без учета окон распада, средняя оценка доли гетеротрофного дыхания в почве по методу СИД за два сезона составляет 0,652, а по методу МИК – 0,597. Если рассчитывать ризомикробное дыхание как надбавку к микробному дыханию, оцененному методом МИК, она составит 5,5% общего почвенного дыхания или 8,4% дыхания микробиоты почвы. Данных для сравнения в литературе обнаруживается немного. В частности, в уже упоминавшейся сводке В.Н. Кудеярова с соавт. (2007) приводятся экспериментальные оценки вклада ризосферного дыхания в культуре кукурузы, составляющего в зависимости от фенофазы 4–23% от дыхания почвы. Таким образом, наша оценка входит в нижнюю квартиль этого диапазона. С другой стороны, оценка общего вклада микробной составляющей методом СИД может быть также занижена за счет менее активной реакции на сахарозу ризомикробной и, возможно, микоризной составляющей.

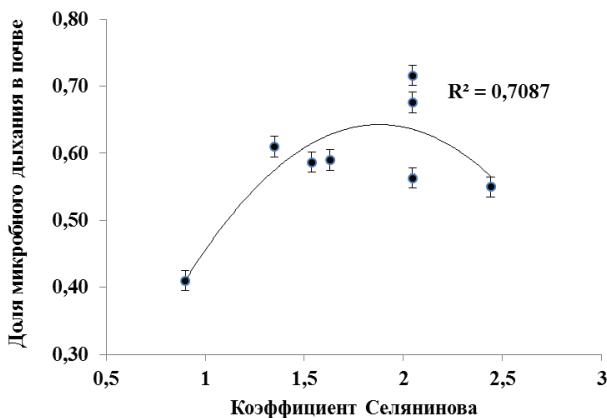
Несмотря на значительную вариабельность (26,9 – 93,5%), средняя за вегетационный сезон доля микробного почвенного дыхания ( $62,8 \pm 2,3\%$ ,  $N = 79$ ), полученная методом СИД для незатронутых распадом древостоя участков леса, может быть рекомендована в качестве характеристики типового состояния данного типа растительного сообщества и почвы. Для окон распада по двум годам и методу СИД этот показатель также широко меняется между 47,4 и 96,7% при среднем  $70,5 \pm 2,3\%$  ( $N = 37$ ). До получения более точных и надежных оценок для участков погибшего лесового леса можно рекомендовать использовать это значение.

По объединенным данным наблюдений 2012–2013 гг. температура воздуха ( $r_p$  незначим), а также температура ( $r_p = +0,19$ ,  $P = 0,01$ ,  $N = 239$ ) и влажность почвы ( $r_p$  незначим) по отдельности оказались очень слабыми предикторами доли микробного дыхания в почве. Однако она проявила значимую положительную связь ( $r_p = +0,55$ ,  $P < 0,01$ ,  $N = 239$ ) с гидротермическим коэффициентом Г.Т. Селянинова. В нашем случае для каждой оценки вклада микробного дыхания этот коэффициент рассчитывали за 30 предшествующих дней. Фактически связь оказалась нелинейной с выраженной областью максимума (рис. 2.31), сходной по

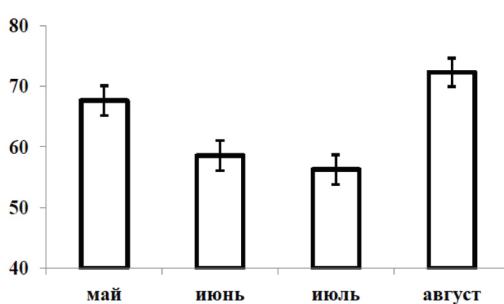
---

## Глава 2

форме с известными зависимостями дыхания почвы от ее влажности. Значение коэффициента Г.Т. Селянинова менее единицы обычно считается показателем недостатка увлажнения. Такая ситуация возникла в июле 2012 г., когда резкий спад в поступлении осадков совпал с ростом температуры, что вызвало снижение доли микробного дыхания в почве. В августе 2012 г. температура и влажность почвы вновь вернулись к оптимальным значениям, что привело к восстановлению преобладания доли микробного дыхания, характерного для мая и июня.



**Рисунок 2.31.** Зависимость доли микробного дыхания в почве от гидротермического коэффициента Г.Т.Селянинова в 2012 – 2013 гг. на полигоне «лог Таежный». Данные по биотопам и методам объединены. Коэффициенты рассчитаны за 30-дневные периоды предшествующие измерениям дыхания для каждой точки. Приведены средние ( $N=48$ ) и их стандартные ошибки. Коэффициент детерминации рассчитан для параболической регрессии (Карелин и др., 2017г)



**Рисунок 2.32.** Сезонная изменчивость участия микробного дыхания в почве (%) в 2012 – 2013 гг. Данные по биотопам и методам объединены

Усредненная по месяцам внутрисезонная динамика участия микробного дыхания в почве за два года наблюдений представлена на рис. 2.32. Здесь выражена общая закономерность, которая характерна для данных, полученных обоими

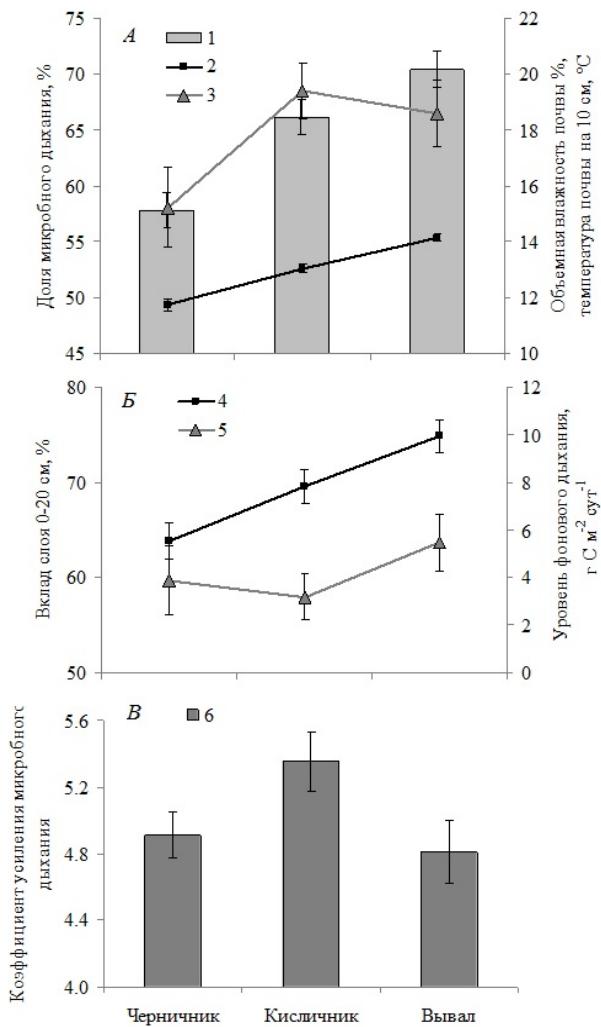
методами: значимое снижение доли микробного дыхания по мере сезонного развития растительности и роста первичной продукции в экосистеме от мая к июлю с последующим быстрым восстановлением этого показателя в августе. Отметим, что погодные условия лет наблюдений заметно различались, в частности, 2013 г. был значительно теплее и влажнее. Вероятно, общие сезонные закономерности роста растительности имеют для рассматриваемого показателя большее значение, чем погодные условия конкретного года.

При сравнении биотопов между собой все попарные различия по средней доле микробного дыхания в почве за вегетационный сезон оказались значимы ( $t$ -тест,  $P < 0,05$ ). Наибольшее значение этого показателя характерно, как отмечалось, для окон распада древостоя. Доля микробного дыхания в почве трех выделенных биотопов проявляет связи, прежде всего, с гидротермическими условиями (рис. 2.33А) и не связана с характерным для данного биотопа уровнем дыхания почвы (рис. 2.33Б), которое можно назвать фоновым (различия между биотопами незначимы). Обнаруживается также положительная связь доли микробного дыхания со степенью участия верхних 20 см в общем дыхании почвы (рис. 2.33Б). Можно предположить, что наблюдаемые различия по исследуемому показателю между биотопами больше связаны с гидротермическими (в основном, погодными) условиями, чем с их структурными особенностями. Однако мы не анализировали многие другие важные параметры этих биотопов (в частности, производственные), поэтому данных для такого вывода недостаточно.

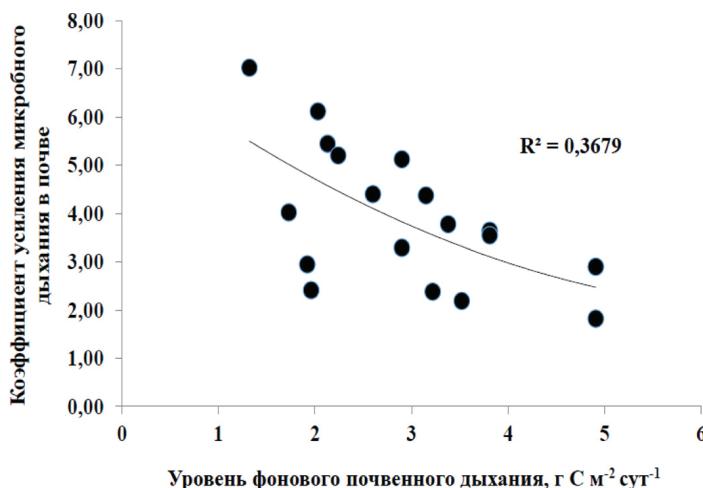
*Коэффициент усиления микробного дыхания*, который используется в качестве вспомогательной переменной в методе СИД, может выступать в качестве сравнительной характеристики состояния микробного сообщества верхнего слоя почвы. Единственную значимую связь с этим коэффициентом демонстрирует фоновый уровень дыхания почвы (рис. 2.34).

Чем выше исходный уровень дыхания до добавления раствора сахара-розы, тем слабее усиление дыхания микробного населения почвы. Сильнее всего такая зависимость проявляется в первой половине вегетационного сезона (май–июнь). Аналогичный эффект был отмечен нами при изучении пространственных факторов почвенной эмиссии  $\text{CO}_2$  (Карелин и др., 2014). Однозначным объяснением этого результата мы не располагаем. Возможно, в тех местообитаниях, где почвенная микробиота больше лимитирована пищевыми ресурсами, что выражается в более низком фоновом уровне дыхания (левая часть графика на рис. 2.34), она демонстрирует больший функциональный отклик.

---



**Рисунок 2.33.** Доля микробного дыхания (1), объемная влажность почвы (2), температура почвы (3), доля дыхания слоя почвы 0–20 см (4), фоновый уровень дыхания почвы (5) и коэффициент усиления микробного дыхания (6) в исследуемых биотопах на полигоне «лог Таежный» за вегетационные сезоны 2012–2013 гг. Приведены средние и их стандартные ошибки (по Карелин и др., 2017г)



**Рисунок 2.34.** Коэффициент усиления микробного дыхания в зависимости от фонового уровня дыхания почвы на полигоне «Таежный Лог» (метод СИД, все биотопы, каждая точка представляет средние значения коэффициента за май–июнь 2012–2013 гг.). Коэффициент детерминации рассчитан для экспоненциальной регрессии

На заключительном этапе был проведен статистический анализ всего массива 2-х летних наблюдений для выявления независимых факторов (переменных) микробной доли почвенного дыхания ( $R_{mic}$ ). К количественным переменным, по которым имелось достаточно наблюдений, был применен множественный линейный пошаговый регрессионный анализ. Как выяснилось, с помощью 6-ти независимых количественных переменных «CM20» (доля в общем дыхании почвы верхних 20 см), «Coefmic» (коэффициент усиления дыхания после залива в почву раствора сахарозы), «Basal» (уровень фонового дыхания), «Tsoil» (температура почвы на глубине 10 см), «Tair» (температура воздуха), «Moisture» (объемная влажность почвы в слое 0 – 6 см) не удается построить ни одной регрессионной модели, способной удовлетворительно описывать динамику вклада микробного дыхания в почве. При этом, худший результат получен при использовании данных по обоим методам за оба года:  $R^2 = 0,12$ ,  $N = 240$  (значимые переменные: «+Tsoil», «-Basal», «-CM20»); наилучший – при использовании данных только за 2012 г.:  $R^2 = 0,35$ ,  $N = 124$  (значимые переменные: «+Tsoil», «-Basal», «-Moisture» и «Method» (примененный метод – СИД или МИК), в качестве дополнительной бинарной переменной).

## Глава 2

---

Такие значимые для дыхания почвы предикторы, как температура почвы на глубине 10 см и уровень ее фонового дыхания, входят в уравнения со стандартизованными коэффициентами, имеющими противоположные знаки. Отметим, что при росте температуры почвы доля микробного дыхания может или расти (при более высокой температурной чувствительности микробного дыхания), или снижаться (при более высокой чувствительности корневого дыхания). Одновременно при росте температуры наблюдается рост фонового дыхания, что и отражается в положительном коэффициенте корреляции между этими переменными (все данные:  $r_p = +0,40$ ,  $P = 0,01$ ,  $N = 240$ ; максимальный коэффициент корреляции найден для оценок методом СИД в 2012 году:  $r_p = +0,55$ ,  $P = 0,01$ ,  $N = 124$ ). Фоновое дыхание почвы по определению является суммой микробного и корневого дыхания. Если при росте температуры микробное дыхание увеличивается быстрее чем корневое, то его вклад будет возрастать быстрее, чем величина фонового дыхания. С этим эффектом и связано возникновение отрицательного знака при фоновом дыхании при включении его в число предикторов одновременно с температурой почвы.

Дополнительно проведенный корреляционный анализ по Пирсону для разных комбинаций лет наблюдений и методов показал, что имеются различия по характеру связей переменных в зависимости от примененного метода. Для данных, полученных только с помощью МИК, отрицательной является корреляция с уровнем фонового дыхания ( $r_p = -0,522$ ,  $P = 0,01$ ) и незначимой – с температурой почвы ( $r_p = +0,024$ ), а для метода СИД значима и положительна связь с температурой почвы ( $r_p = +0,197$ ,  $P = 0,05$ ) и незначима – с фоновым дыханием ( $r_p = +0,08$ ). Эти результаты вполне объяснимы, поскольку метод СИД завышает вклад микробиоты в дыхание почвы, а МИК – роль корней. Поэтому при преимущественном росте микробного дыхания по сравнению с корневым  $R_{mic}$  тоже растет, а в случае преимущественного роста корневого дыхания,  $R_{mic}$  падает.

Для характеристики роли *качественных* факторов вклада микробного дыхания ( $R_{mic}$ ) был применен однофакторный дисперсионный анализ с оценкой только главных эффектов и парных взаимодействий между факторами. Для включения в этот анализ все количественные переменные, использованные в регрессионном анализе, были переведены в категориальную (качественную) шкалу. Для этого они были разбиты на пять равных по числу случаев групп (по процентилям). Затем все независимые переменные (как качественные, так и преобразованные количественные) были разбиты на три смысловые группы, которые далее анализировали по отдельности: 1) *абиотические* («Year» (2012 или 2013 г.), «Season» – месяц сезона (май, июнь, июль, август), «Tsoil»,

---

«Moisture»); 2) биотические («Site» – тип биотопа («черничник», «кисличник», «вывал»), «CM20», «Basal», «Coefmic»); 3) методические («Method», «Exposure» – время между установкой основания и измерением эмиссии, сутки, «Waiting» – время между заливом раствора саха-розы и началом измерений, часы, «Base» - использовались основания с удаленными корнями каждый раз новые, или постоянные). «Coefmic» относили к биотическим характеристикам, исходя из того, что степень усиления дыхания отражает состав почвенного сообщества в данном биотопе. Результаты анализа приведены в табл. 2.5.

**Таблица 2.5.** Результаты однофакторного дисперсионного анализа доли гетеротрофного дыхания в почве по трем группам факторов. Обозначения переменных приведены в тексте (Карелин и др., 2017г.).

Биотические факторы		
	F	P
Модель в целом, после коррекции ( $R^2 = 0,27, N=216$ )	5,30	0,000000016
<i>Site</i>	16,64	<b><u>0,00000021</u></b>
<i>Basal</i>	3,69	<b><u>0,0064</u></b>
<i>CM20</i>	3,40	<b><u>0,0103</u></b>
<i>Coefmic</i>	3,32	<b><u>0,0116</u></b>
Абиотические факторы		
Модель в целом, после коррекции ( $R^2 = 0,19, N = 239$ )	3,16	0,00007
<i>Season</i>	7,90	<b><u>0,00005</u></b>
<i>Tsoil</i>	3,61	<b><u>0,0071</u></b>
<i>Moisture</i>	2,19	0,071
<i>Year</i>	1,06	0,305
<i>Tair</i>	1,00	0,408
Методические факторы		
Модель в целом, после коррекции ( $R^2 = 0,12, N = 226$ )	5,01	0,00008
<i>Method</i>	10,90	<b><u>0,0011</u></b>
<i>Exposure</i>	4,57	<b><u>0,0015</u></b>
<i>Base</i>	5,63	<b><u>0,0185</u></b>
<i>Waiting</i>	1,35	0,237

**Примечание:** Использованы наблюдения за 2012 – 2013 гг. ( $N = 240$ ). Включены только главные эффекты. Константы везде значимы при  $P < 0,000001$  (не приведены). Жирным курсивом выделены факторы, значимые при  $P = 0,05$ , дополнительно подчеркнуты значимые при  $P = 0,01$ .

## Глава 2

---

Главное, что обращает на себя внимание – ведущая роль группы *биотопических факторов* (наибольший коэффициент детерминации модели  $R^2=0,27$ ), среди которых все переменные, участвовавшие в анализе, оказались значимыми. Доля микробного дыхания более всего зависит от типа биотопа и уровня фонового дыхания. Как показал дополнительный анализ парных взаимодействий, единственной значимой связью для всех факторов, участвовавших в дисперсионном анализе, оказалась связь между типом биотопа и коэффициентом усиления микробного дыхания (рис. 2.33В).

Группа *абиотических факторов* находится по коэффициенту детерминации на втором месте. Среди них значимыми оказались месяц измерений и температура почвы, а влажность почвы, температура воздуха и год наблюдений не вошли в число значимых.

Наконец, модель, построенная на основе факторов *методической* группы, оказалась наименее значимой ( $R^2=0,12$ ). Это говорит о том, что использованные нами методические приемы не вносят существенных искажений в результаты экспериментов. Тем не менее, метод измерений (СИД или МИК), время ожидания после удаления корней (при начале измерений после 26 дней ожидания и более), а также использование постоянных и перемещаемых оснований оказались значимыми факторами. Это требует учета при осуществлении подобных полевых экспериментов по определению вклада микробного дыхания. Как отмечалось, метод СИД в этом случае предпочтительнее (МИК занижает вклад микробиоты). Также следует использовать или большее количество перемещаемых оснований (для снижения ошибки из-за их различий), или постоянные основания, но с большим, чем 1 месяц, периодом ожидания после удаления корней. Однако применение постоянных оснований с месячным периодом ожидания, приводит, по нашим данным, лишь к 3% занижению оценки доли микробного дыхания в почве. Фактор времени начала измерений после залива раствора сахарозы оказался незначим, следовательно, период ожидания был выбран корректно.

*Доля участия верхних 20 см в общем дыхании почвы.* Между содержанием корней в верхнем 20 см слое почвы и степенью его участия в почвенном дыхании по данным 2012 г. обнаружилась незначимая отрицательная связь. Тем не менее, если сравнивать между собой только малонарушенные биотопы «черничника» и «кисличника», меньший запас корней в «кисличнике» соответствует и большему участию верхних 20 см почвы в суммарном дыхании. В «кисличнике», кроме того, выше доля микробного дыхания. Возможно, это свидетельствует об

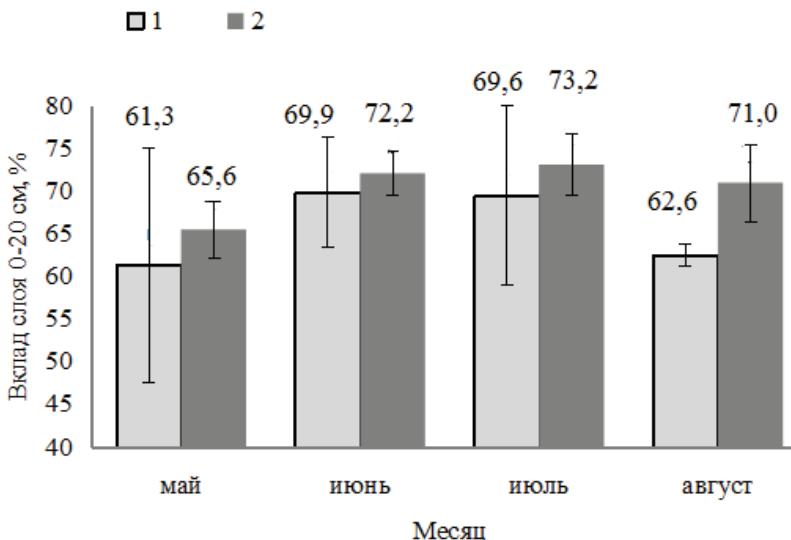
---

активизации микробиоты, играющей доминирующую роль в дыхании верхнего слоя почвы при снижении конкуренции со стороны корней. Среди других проанализированных независимых факторов участия верхних 20 см в дыхании почвы, значимой оказалась только температура почвы на глубине 10 см ( $r_p = +0,23, P < 0,01, N = 222$ ); с влажностью почвы корреляция хотя и положительная, но незначимая. Корреляция анализируемого показателя с уровнем фонового дыхания оказалась существенно более высокой ( $r_p = +0,60, P < 0,01, N = 218$ ), однако эти переменные нельзя считать независимыми.

Участие верхнего 20 см слоя в общем дыхании почвенной биоты составляет преобладающую и достаточно устойчивую за вегетационный сезон величину ( $69,9 \pm 0,78 (41,9 - 94,7) \%, N = 222$ ). Оценка 2013 г. ( $70,5 \pm 1,8 (49,8 - 85,0) \%, N = 36$ ) значимо не отличается от оценки 2012 г. (*t*-тест). В основном вариация показателя определяется пространственной, биотопической изменчивостью. Но участие слоя в дыхании почвы испытывает некоторые внутрисезонные изменения в ответ на изменение внешних абиотических условий, прежде всего, температуры (рис. 2.35). По двум годам наблюдений можно говорить о слабо выраженной сезонной динамике этого показателя с ростом между маев и июнем, а также началом снижения в августе. Таким образом, оценка вклада верхних 20 см в дыхание почвы может, как и доля микробного почвенного дыхания, быть использована в качестве одной из устойчивых характеристик типа лесной экосистемы и ее почв.

Возможно, это говорит о том, что именно погодно-зависимые вариации, определяющие дыхание верхних 20 см почвы, оказываются важнее для суммарного почвенного дыхания, чем дыхание нижележащих горизонтов. При этом важно не только то, что участие верхнего слоя в общем дыхании почвенной биоты составляет преобладающую долю ( $67,1 \pm 2,6 (47,6 - 81,6)\%$ ), но и что его дыхание испытывает существенные вариации в ответ на изменение значимых внешних параметров (температуры и влажности), в отличие от инертных в этом отношении более глубоких слоев.

В 2013 г. аналогичная оценка ( $70,5 \pm 1,8 (49,8 - 85)\%, N = 36$ ) значимо не отличалась (*t*-тест). Таким образом, этот показатель вполне может, в отличие от доли микробного почвенного дыхания, быть использован в качестве одной из устойчивых характеристик данного типа лесной экосистемы и почвы. По результатам исследований, изложенных в разделе 2.2, можно сделать следующие заключения:



**Рисунок 2.35.** Сезонная динамика вклада верхних 20 см в дыхание почвы в 2012 г. (1) и 2013 г. (2), выраженная в процентах. Данные по биотопам объединены. Среди парных сравнений в 2012 г. значимы только отличия между июнем и августом, в 2013 г. – между маем и июнем-июлем ( $t$ -тест,  $P < 0,05$ ). Приведены средние и их стандартные ошибки (Карелин и др., 2017 г.)

Регрессионная модель, полученная по данным полевых наблюдений, удовлетворительно описывает сезонную и межгодовую динамику эмиссии  $\text{CO}_2$  с поверхности почвы по двум выделенным сезонам: «холодному» (со снежным покровом) и «теплому» (бесснежному). При этом для бесснежного сезона применимо использование как прямых факторов дыхания почвы (температура и влажность ее верхнего слоя), так и косвенных (сумма осадков за 4 предшествующих суток и температура воздуха за 4 часа). В холодный период для описания поверхностного дыхания почвы достаточно фактора температуры воздуха, при этом  $Q_{10}$  этой зависимости почти в 4 раза выше по сравнению с теплым периодом.

Влажность почвы, определяемая поступлением осадков и температурой, даже в «температурно управляемых» таежных экосистемах для ограниченных периодов времени часто оказывается лимитирующим фактором эмиссии. Такие периоды характерны для середины вегетационных сезонов

При этом, в зависимости от условий, их продолжительность от года к году меняется. Длительная засуха в сочетании с высокой температурой в течение месяца вывела 2010 г. в ряд лет с наименьшим уровнем годовой эмиссии и наибольшим вкладом зимнего периода, однако решающим для годового уровня остается вклад «теплого» сезона.

В отличие от *временной изменчивости*, основными факторами *пространственной изменчивости* почвенных потоков CO<sub>2</sub>, помимо температуры почвы, являются мощность подстилки, расстояние до недавно образованного древесного сухостоя и валежа, и микробная активность. Пространственные вариации почвенного дыхания за вегетационный сезон (май – сентябрь) могут достигать 70-кратных различий, что на порядок превышает общие временные вариации для тех же типов биотопов по многолетним данным. При этом внутрисезонные различия между отдельными точками устойчиво поддерживаются на постоянном уровне. Корневые системы сухостойных деревьев ели и почва вокруг них могут служить точечными (как правило, не более 10 m<sup>2</sup>), но мощными (в 2-10 раз выше среднего) и продолжительными (не менее 4-х лет) источниками CO<sub>2</sub>. Все основные известные внешние деструктивные воздействия, приводящие к гибели деревьев (ветровалы, воздействие энтомовредителей и фитопатогенных организмов), а также засухи, приводящие к их ослаблению, являются потенциальными дополнительными источниками CO<sub>2</sub> из почв boreальных лесных экосистем.

Оценка микробного вклада в дыхание дерново-подзолистых почв южно-таежных экосистем методами СИД и МИК *in situ* показывает, что наиболее реалистичные полевые результаты получаются путем их комбинирования (средняя оценка для здорового южно-таежного елового леса: 0,65). Значимые отличия в оценках доли микробного дыхания в почве ( $R_{mic}$ ) в мезобиотопах с малонарушенным и распавшимся древостоем приводят к заключению, что при площадных оценках доли микробного дыхания почв таежных лесов участки с нарушенным древостоем следует оценивать отдельно. При полевом применении методов следует учитывать, что МИК дает несколько заниженные результаты по  $R_{mic}$ . Несмотря на преимущества метода СИД в точности оценки, совместное применение этих методов, по-видимому, позволяет количественно оценить вклад в дыхание ризосферной микробиоты. Среди факторов  $R_{mic}$  наиболее важны абиотические (температура почвы на глубине 10 см; месяц вегетационного сезона), а также тип мезобиотопа. Сезонная динамика доли микробного дыхания также связана с гидротермическим коэффициентом Г.Т. Селянинова. Вклад верхних 20 см в суммарное почвенное дыхание южно-таежного ельника

---

## Глава 2

---

составляет в среднем 67,1%. Анализ участия верхнего слоя почвы в суммарном почвенном дыхании позволяет рекомендовать его в качестве индикатора состояния почвы и экосистемы. Температуру почвы ( $T_{10}$ ), тип мезобиотопа и месяц вегетационного сезона можно рассматривать в качестве предикторов почвенного дыхания.

### **2.3. Потоки диоксида углерода и метана в олиготрофном болотном массиве**

Многолетние исследования потоков парниковых газов в олиготрофном болотном массиве Ламмин-Сую (Выборгский район Ленинградской области) сопровождаются комплексом необходимых гидрометеорологических и гидрофизических наблюдений. Во все годы наблюдений (1950 – 2014) здесь производились измерения по программе, предусмотренной для специализированных болотных станций Росгидромета (Наставление, 1972). Для проведения наблюдений за гидрометеорологическим режимом в болотном массиве оборудована наблюдательная сеть, включающая:

- водомерные скважины для наблюдения за уровнем и режимом вод;
- метеорологическую площадку, расположенную в генетическом центре массива, в том числе для оценки температурного режима торфяной залежи до глубины 320 см;
- гидрометрические створы на всех ручьях, дренирующих массив, для изучения режима стока;
- испарительные площадки, оборудованные весовыми испарителями, для изучения режима испарения с различных микроландшафтов и определения расходной части водного баланса;
- осадкомеры, расположенные на концах водомерных створов, для изучения приходной части водного баланса;
- площадки для наблюдений за режимом снежного покрова, промерзания и оттаивания торфяной залежи.

Эмиссия  $\text{CO}_2$  определялась по методике, приведенной в работе (Агрофизические методы, 1966). При измерении использовались алюминиевые камеры емкостью 20 – 30 л с площадью основания 0,092 и 0,122  $\text{m}^2$ . Установленная на поверхности деятельного слоя камера улавливает идущий из торфяной залежи поток  $\text{CO}_2$  и накапливает его за определенный интервал времени. Она имеет штуцер для подключения газоанализатора, а на ее боковую поверхность нанесены сплошные кольцевые метки, соответствующие накопительной емкости камеры в 10, 13 и 15  $\text{dm}^3$ . Непосредственно перед измерением камеру устанавливают на поверхность болота и по ее окружности специальным ножом

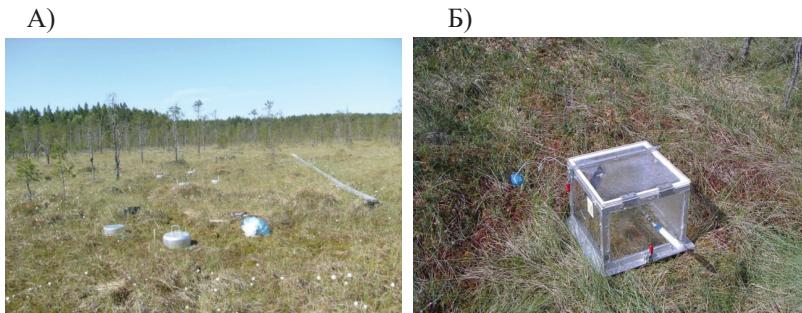
---

прорезают кольцевую щель глубиной 12 – 15 см. При открытом штуцере камеру погружают в торфяную залежь до заданной кольцевой метки. При повторной установке в той же точке в торфяную залежь устанавливают колышки с выступом на заданной глубине от поверхности болота. На эти выступы устанавливают нижний срез камеры, достигая этим постоянства рабочего объема камеры при измерении эмиссии газов. Учитывая, что поверхность микрорельефа болота в пределах конкретного микроландшафта представляет собой непрерывное поле высот, пункты установки камер определялись с учетом их положения в зоне развития микрорельефа над уровнем болотных вод согласно методике, изложенной в работе (Воробьев, 1974). С этой целью путем нивелирования определяли отметку поверхности пункта измерений и превышение его над уровнем болотных вод.

Измерения потока диоксида углерода из сфагново-кустарничкового микроландшафта были проведены при помощи камер рабочим объемом 10 и 15 л в течение 20 часов. Результаты показывают, что нарастание концентрации происходит линейно согласно формуле (2.10):

$$K = 0,0007t + 0,1463, R^2 = 0,995 \quad (2.10)$$

где:  $K$  – концентрация  $\text{CO}_2$ , в объемных процентах,  $t$  – время экспозиции, мин.



**Рисунок 2.36.** Светонепроницаемые (А) и прозрачные (Б) камеры на элементах микрорельефа в сфагново-пушицевом (А) и сфагново-кустарничково-пушицевом, облесенном сосной (Б) болотных микроландшафтах. К штуцеру прозрачной камеры присоединен шприц для отбора проб воздуха (Б)

После установки камеры и ее необходимой экспозиции из нее отбираются пробы воздуха, которые затем перемещаются в газоанализатор ПГА-1. При использовании газоанализатора ПГА – 1 время экспозиции составляло 25 – 30 мин. Газоанализатор ПГА-1 применялся только для определения потоков  $\text{CO}_2$ . Предел допускаемой основной приведенной

## Глава 2

---

погрешности в этом диапазоне экспозиции составляет не более 5%. В дальнейшем для анализа содержания  $\text{CO}_2$  и  $\text{CH}_4$  использовалась газохроматографическая установка, описание которой приведено в работе (Сметанин и др., 2000).

При определении временной и пространственной изменчивости эмиссии диоксида углерода в болотных микроландшафтах в каждой серии опытов одновременно устанавливалось 5 – 7 светонепроницаемых непрозрачных алюминиевых камер на различных элементах микрорельефа. На рис. 2.36А показаны такие камеры, установленные на поверхности сфагново-пушицевого микроландшафта. Дополнительно оценивали чистые потоки  $\text{CO}_2$  на свету, связанные не только с валовым дыханием сообщества, но и с фотосинтезом болотной растительности. Для этого использовали проницаемую для фотосинтетически активной радиации (ФАР) камеру (рис. 2.36Б), которая состоит из двух, соединяемых между собой частей: погруженного в торфяную залежь основания камеры и изготовленной из органического стекла прозрачной для ФАР накопительной емкости с откидной крышкой. На боковой поверхности внутри камеры закреплен вентилятор, предназначенный для перемешивания воздуха, и штуцер для присоединения камеры к вакуумному преобразовнику. Заглубляемая часть камеры изготовлена из нержавеющей стали. Для герметичного соединения корпуса с погруженной частью и верхней части корпуса с крышкой устанавливаются силиконовые прокладки, и крышка прижимается специальными струбцинами. Объем рабочей части камеры равен  $0,0228 \text{ м}^3$  при площади поперечного сечения  $0,0912 \text{ м}^2$ . Высота рабочей части – 250 мм. Перед измерением камеру устанавливают на поверхность болота и по ее периметру прорезают замкнутую щель глубиной 10 – 12 см. Заглубляемая часть погружается на 10 см в торф до поддерживающей полки. Время экспозиции составляет 15 – 20 мин. Посредством присоединения к штуцеру предварительно вакуумированных пузырьков, отбирают пробы воздуха для дальнейшего анализа концентрации интересующего газа. Таким образом, определение потоков  $\text{CO}_2$  производится в двух вариантах: на свету, и в темноте (рис. 2.36). В первом случае, в камере протекает процесс фотосинтеза, идущего с поглощением  $\text{CO}_2$ , и получается оценка чистого потока газа ( $NF$ ), представляющая собой разницу между валовым дыханием ( $ER$ ) и фотосинтезом. Во втором случае получается оценка потока валового дыхания. Разница этих значений дает оценку скорости валовой первичной продукции, или фотосинтеза ( $GPP$ ).

Для оценки времени накопления метана в камерах объемом 10 л были проведены специальные опыты, которые показали, что нараста-

---

ние концентрации  $\text{CH}_4$  в камере также происходит линейно согласно формуле (2.11):

$$C_{\text{CH}_4} = 0,1258t + 2.929, \quad (2.11)$$

где  $C_{\text{CH}_4}$  – концентрация  $\text{CH}_4$  в частях на  $\text{млн}^{-1}$  ( $ppm$ ),  $t$  – время экспозиции, мин.

При проведении экспериментов естественный фон эмиссии метана на болотном массиве находился в пределах  $1,96 \div 2,03 \text{ млн}^{-1}$ . Относительная погрешность при этом не превышает 5%. Было установлено, что оптимальное время экспозиции при оценке потоков  $\text{CO}_2$  и  $\text{CH}_4$  с применением газохроматической установки, составляет от 10 до 25 минут.

Согласно современным представлениям, выход метана в атмосферу из болот происходит (1) диффузионным путем через поверхность торфа, (2) по полым стеблям болотных растений и (3) посредством пузырькового транспорта. В последнем случае скорость эмиссии  $\text{CH}_4$  часто превышает фоновую на 1 – 2 порядка, а концентрация в камере приближается к  $800 \text{ млн}^{-1}$ , при этом продолжительность выхода такого пузырька метана из болота не превышает 10 – 30 секунд. Для учета вклада пузырькового переноса была применена следующая методика:

- при открытой верхней крышке включали вентилятор и 5 минут проветривали камеру; далее, не закрывая крышки, отбирали фоновую пробу воздуха из камеры;
- закрывали крышку и через каждые 5 минут последовательно отбирали пробы воздуха в очередные пузырьки или шприцы емкостью 20 мл.

Если при отборе произошел пузырьковый выброс газа, то он попадает в одну из отобранных проб и тогда его легко учесть.

Диоксид углерода в основном образуется в ненасыщенном водой горизонте, расположенному выше уровня болотных вод, и потому не образует пузырьков. Основным путем его переноса из болот в атмосферу является диффузионный.

Комплекс измерений позволяет одновременно определить величину фона, эмиссию и потоки  $\text{CO}_2$  и  $\text{CH}_4$  в атмосферу, а также оценить затраты  $\text{CO}_2$  на фотосинтез. В результате наблюдений установлено, что диапазон внутрисезонных изменений фоновых значений диоксида углерода достаточно широк. Так, наименьшая величина фона  $\text{CO}_2$ , измеренная на болотном массиве Ламмин-Суо, составила  $358,26 \text{ млн}^{-1}$ , наибольшая –  $674,39 \text{ млн}^{-1}$ , то есть изменения достигают 1,9 раза. Продолжается также хорошо выраженная внутрисуточная закономерность: в ранние утренние и дневные часы, по мере усиления фотосинтеза, концентрация  $\text{CO}_2$  в приземном слое воздуха уменьшается,

## Глава 2

что наблюдается до захода солнца. Далее, вочные часы (с 20 – 21 ч) и до 8 ч утра концентрация газа значительно возрастает. В таблице 2.6 приведены внутрисуточные изменения фоновых значений концентрации CO<sub>2</sub> по данным измерений 07.08.2008 г. Наибольшее значение в эти сутки наблюдалось в 21 час (537 млн<sup>-1</sup>), наименьшее – в 9 часов (405 млн<sup>-1</sup>). В очные и утренние часы при наличии температурной инверсии наблюдается высокая концентрация CO<sub>2</sub> в приземном слое 0,1 – 0,2 м, которая резко убывает с увеличением высоты. В отдельных случаях в приземном слое концентрации достигают 550 – 675 млн<sup>-1</sup>. В таблице 2.7, в качестве примера, приведено распределение диоксида углерода по высоте в приземном слое болота по данным измерений 11.06.2009 г. Характерно, что в условиях температурной инверсии распределение по высоте CO<sub>2</sub> и CH<sub>4</sub> происходит синхронно.

**Таблица 2.6.** Внутрисуточное изменение фоновой концентрации CO<sub>2</sub> над болотным массивом Ламмин-Сую в слое воздуха на высоте 0,1 – 0,2 м (млн<sup>-1</sup>)

Дата	Время суток, час							
	12	15	18	21	24	3	6	9
07.08.2008	411	419	365	537	536	534	536	405

**Таблица 2.7.** Вертикальное распределение CO<sub>2</sub> в приземном слое воздуха 11.06.2009 г.

Высота отбора пробы воздуха от поверхности болота, м	Концентрация CO <sub>2</sub> , млн <sup>-1</sup>
0,1	530,82
0,5	390,62
2,0	390,10
4,0	385,06

Во влажный 2009 год в период активной вегетации в дневные часы июня значение фона составляло 390 – 394 млн<sup>-1</sup>, в августе – 420 млн<sup>-1</sup>. Затем, по мере подъема уровня вод, наблюдалось снижение концентрации CO<sub>2</sub> до 405 млн<sup>-1</sup> в ноябре – декабре. В аномально жарком 2010 г., при низком уровне болотных вод, фоновые концентрации значительно возросли и в период вегетации в дневные часы достигали 440 – 530 млн<sup>-1</sup>. Результаты сравнения средних месячных значений концентраций CO<sub>2</sub> в предыдущие годы наблюдений и данных 2011 и 2013 г приведены в таблице 2.8. Средние за месяц значения фоновых величин диоксида углерода в значительной

мере определялись гидрометеорологической обстановкой, сложившейся на болотном массиве. Так в зимний период 2013 г. (декабрь – март) наблюдалось относительно равномерное уменьшение с 415,2 до 410 млн<sup>-1</sup> (табл. 2.8). После схода снежного покрова фон резко возрос до 440,32 млн<sup>-1</sup>, что, по-видимому, происходит за счет таяния мерзлого слоя залежи и последующего выхода накопленного за зимний период CO<sub>2</sub>.

В мае – первой декаде июня, когда уровни болотных вод близки к поверхности и деятельный слой еще не прогрелся, фон CO<sub>2</sub> относительно низок (400 – 394 млн<sup>-1</sup>), но в конце июня, после прогрева залежи, его значения поднимаются до 491,76 млн<sup>-1</sup>. В летние месяцы (июль – август) колебания фона обусловлены исключительно погодными факторами, а именно осадками и температурой приземного слоя воздуха. Осадки обуславливают подъем уровня воды на болоте и, тем самым, уменьшают зону образования CO<sub>2</sub> в деятельном слое. Повышение температуры воздуха и, как следствие, увеличение температуры поверхности болота и деятельного слоя повышают интенсивность образования CO<sub>2</sub>.

В осенние месяцы (конец сентября – конец ноября) происходит значительный отток тепла из деятельного слоя, а также наблюдается подъем уровня болотных вод до поверхности, что в целом уменьшает образование CO<sub>2</sub>, и в этот период значительно снижаются расходы на фотосинтез. В результате фоновые значения CO<sub>2</sub> возрастают до 415 – 427 млн<sup>-1</sup>.

Изменчивость содержания метана в приземном слое воздуха болотного массива значительна. В таблице 2.9 приведен пример внутрисуточных изменений концентраций метана. Из таблицы следует, что фоновая концентрация метана в течение суток изменяется в 2,5 раз в центральной части болота. Среднее значение концентрации метана в дневные часы составляет 2,520 млн<sup>-1</sup>. При этом диапазон изменчивости составляет от 1,893 до 5,077 млн<sup>-1</sup>. В вечерние иочные часы происходит снижение температуры в приземном слое и наблюдается характерная внутрисуточная температурная инверсия: температура воздуха становится ниже, чем температура торфа. В связи с этим, в нижних слоях воздуха до высоты 0,5 м наблюдается повышенное содержание метана (рис. 2.37). При этом явлении на высоте 0,1 м концентрации CH<sub>4</sub> достигают 5 – 8 млн<sup>-1</sup>.

Распределение концентрации метана ( $F$ , млн<sup>-1</sup>) по высоте в условиях температурной инверсии приближенно можно описать формулой:

$$F = 3483H^{0,333}, \quad (2.12)$$

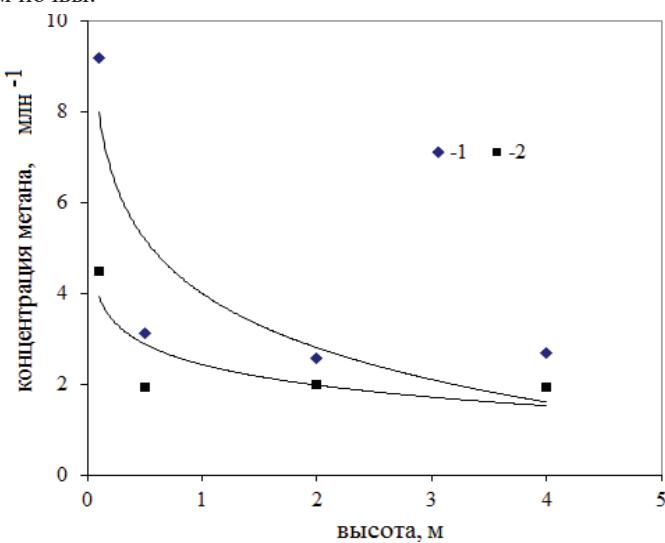
где  $H$  – высота, м.

**Таблица 2.8.** Среднемесячные значения  $\text{CO}_2$  и характеристики гидрометеорологического режима за период с 2008 по 2013 гг.

Характеристика	Месяцы											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Фоновые значения $\text{CO}_2$ с 2008 по 2013 гг., $\text{млн}^{-1}$												
Среднее	439	415	405	410	436	417	472	436	406	404	421	430
Наибольшее	499	—	—	—	602	624	588	561	467	430	508	554
Наименьшее	404	—	—	—	393	379	385	345	382	386	396	402
Температура воздуха с 2008 по 2013 гг., $^{\circ}\text{C}$												
Средняя	-10,4	-0,5	0,4	5,0	11,1	13,3	19,3	16,7	11,3	3,5	-0,1	-2,9
Температура залежи на глубине 0,2 м с 2008 по 2013 гг., $^{\circ}\text{C}$												
Среднее	1,2	0,9	0,7	0,8	7,8	12,6	16,1	15,5	7,5	12,2	4,4	2,2
Уровень грунтовых вод относительно поверхности центральной части болота, см*												
Среднее	-18	-17	-13	-4	-15	-17	-18	-16	-15	-9	-11	-18
Фоновые значения $\text{CO}_2$ , $\text{млн}^{-1}$												
2011	423	415	405	—	395	448	502	379	406	401	437	402
2013	415	—	—	440	400	394	408	401	394	420	—	414

\* Отрицательные значения свидетельствуют о том, что болотные воды находятся ниже уровня поверхности болотного массива.

При отсутствии инверсии и понижении температуры поверхности болота до +5 °С изменения значений концентрации с высотой выражены слабо. Так, по данным измерений 02.10.2010 г., распределение концентрации  $\text{CH}_4$  по высоте было следующим: на высоте 0,1 м – 1,984  $\text{млн}^{-1}$ , 0,5 м – 1,945  $\text{млн}^{-1}$ , на высотах 1,0 и 1,5 м, соответственно, 1,946 и 1,924  $\text{млн}^{-1}$ , то есть наибольшая разность концентрации достигала 0,060  $\text{млн}^{-1}$ . В таблице 2.10 приведены среднемесечные значения концентрации  $\text{CH}_4$  за период наблюдений на болоте Ламмин-Сую и ее значения за вегетационный период 2010 г. Среднемесечные значения начинают уменьшаться с ноября – декабря (1,930 – 1,928  $\text{млн}^{-1}$ ) по март (1,968  $\text{млн}^{-1}$ ), что обусловлено понижением температуры и промерзанием почвы.



**Рисунок 2.37.** Вертикальное распределение концентрации метана при внутрисуточной температурной инверсии. Измерения выполнены 11 июня (1) и 25 августа (2) 2009 г.

**Таблица 2.9.** Внутрисуточное изменение концентрации метана в приземном слое воздуха над болотом ( $\text{млн}^{-1}$ )

Дата	Время суток, час							
	12	15	18	21	24	3	6	9
07.08.08	1,893	2,306	1,968	2,606	3,471	3,157	3,990	2,038

**Таблица 2.10.** Среднемесячные величины концентрации метана в приземном слое воздуха и гидрометеорологический режим болота с 2008 по 2014 г.

Характеристика	Месяцы											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Концентрации метана с 2008 по 2014 г., $\text{млн}^{-1}$												
Среднее	2,069	2,038	1,968	2,086	2,086	2,420	2,703	2,407	2,223	2,092	1,930	1,928
Максимум	2,339	2,111	2,126	2,434	2,419	3,384	3,990	4,308	3,591	2,431	—	—
Минимум	1,893	1,971	1,908	1,942	1,892	1,949	1,913	1,948	1,918	1,923	—	—
Температура воздуха с 2008 по 2014 г., $^{\circ}\text{C}$												
Среднее	-10,2	-0,5	0,5	4,9	11,9	10,1	18,7	14,6	9,9	3,0	-0,7	-3,2
Температура торфяной заделки на глубине 0,2 м с 2008 по 2014 г., $^{\circ}\text{C}$												
Среднее	1,3	0,8	0,6	0,8	7,8	12,5	15,8	15,4	12,8	7,4	4,4	2,1
Уровень воды относительно поверхности центральной части болота, см*												
	-17	-16	-13	-4	-15	-17	-18	-16	-15	-9	-11	-18
Концентрация метана в 2010 г., $\text{млн}^{-1}$												
Среднее				2,030	2,139	2,234	2,774	2,016	2,252	2,009	1,930	1,932

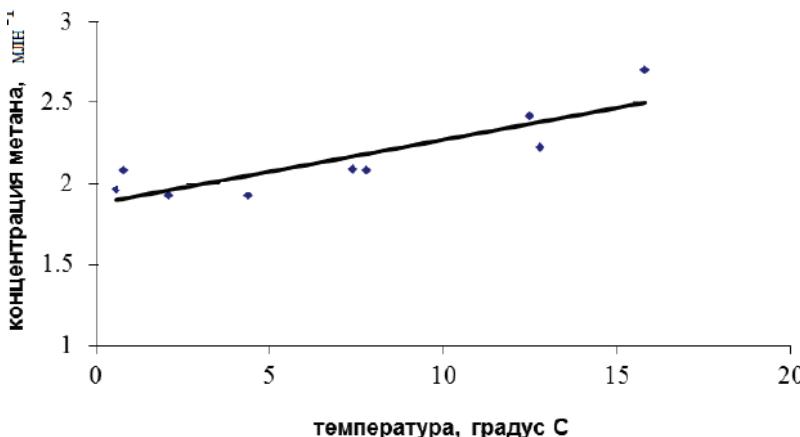
\* Отрицательные значения показывают, что вода находится ниже уровня поверхности болотного массива.

По мере увеличения с апреля температуры воздуха и почвы концентрации метана возрастают. В период активной вегетации с июня по август наблюдаются их наибольшие значения ( $2,420 - 2,703 \text{ млн}^{-1}$ ). Этому соответствует наибольший прогрев деятельного слоя залежи. Существует устойчивая и значимая линейная зависимость среднемесячных величин концентрации метана от температуры деятельного слоя залежи на глубине 0,2 м:

$$F = 0,039 T_{0,2} + 1,879, \quad R^2 = 0,86 \quad (2.13)$$

где  $F$  – концентрация метана,  $\text{млн}^{-1}$ ,  $T_{0,2}$  - температура залежи на глубине 0,2 м,  $^{\circ}\text{C}$ .

Снижение потока  $\text{CH}_4$  в вегетационный период 2010 г. обусловлено аномально высокой температурой воздуха и низким уровнем болотных вод в июне и последующих месяцах (табл. 2.10), но в ноябре и декабре концентрации метана вернулись к средним значениям. Используя формулу (2.13) и значения температуры на глубине 0,2 м, можно предсказать уровень концентрации метана в годы, когда прямые измерения  $\text{CH}_4$  не проводились (рис. 2.38).



**Рисунок 2.38.** Зависимость среднемесячных значений концентрации метана от температуры деятельного слоя на глубине 0,2 м

Для расчета по формуле 2.13 использовали данные гидрометеонаблюдений с 1957 по 2013 гг. включительно. Анализ данных наблюдений свидетельствует о том, что до 1978 г. температура на глубине 0,2 м была

## Глава 2

---

постоянной, но с 1979 по 2013 гг. начался ее устойчивый рост, связанный, по-видимому, с глобальным потеплением. Результаты сравнения расчетных среднемесячных значений концентрации  $\text{CH}_4$  за рассматриваемые периоды показывают, что в период потепления концентрации метана, вероятнее всего, оказались выше, чем в период со стабильной температурой (табл. 2.11). Если в период со стабильной температурой среднемесячное значение концентрации  $\text{CH}_4$  согласно расчетам равно 2,099  $\text{млн}^{-1}$ , то в период потепления оно увеличилось на 0,022  $\text{млн}^{-1}$  и составило 2,120  $\text{млн}^{-1}$ . Таким образом, изменение климата, повлекшее увеличение температуры деятельного слоя, вероятнее всего, обусловило и увеличение концентрации метана в воздухе над болотом в результате усиления его продукции и диффузии из болотного массива (табл. 2.11).

Эмиссия метана на болотных массивах определяется взаимодействием двух прямо противоположных процессов: образованием метана в анаэробных условиях археями-метаногенами и его окислением аэробными метанотрофами. Если первый процесс происходит ниже уровня болотных вод, то второй происходит в условиях доступа кислорода выше уровня болотных вод. Выход метана в атмосферу обусловлен слабой активностью метанотрофов, образующих бактериальный фильтр, в перехвате и окислении выделяющегося газа из анаэробной зоны (Заварзин, 1995). Регулятором этих процессов в теплый период является уровень болотных вод, так как он определяет толщину горизонтов, заселенных метанотрофами. Поэтому, обычно, наблюдается зависимость между уровнем болотных вод и интенсивностью эмиссии  $\text{CH}_4$ . В качестве примера в таблице 2.12 приведены результаты измерения эмиссии метана в микроландшафтах с различным микрорельефом и уровнем болотных вод. На рис. 2.39 приведена зависимость эмиссии  $\text{CH}_4$  от уровня болотных вод, показывающая, что при снижении уровня болотных вод эмиссия уменьшается. Если болотные воды находятся ниже 30  $\div$  40 см от поверхности, эмиссия почти прекращается. В опыте, поставленном в пределах сфагново-кустарничкового, облесенного сосновой микроландшафта, камеры устанавливались на плоские элементы микрорельефа, расположенные на разных высотах относительно уровня болотных вод. Полученные результаты можно описать зависимостью (2.14), согласно которой поток  $\text{CH}_4$  становится близким к нулю при уровне болотных вод 35 см ниже:

$$J = 7,7 - 0,22 h, \quad (2.14)$$

где  $J$  – скорость эмиссии  $\text{CH}_4$ ,  $\text{мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ ;  $h$  – уровень болотных вод, см.

---

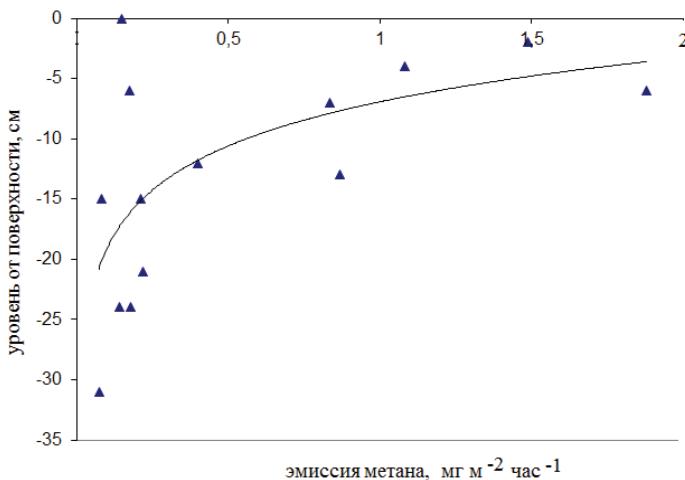
**Таблица 2.11.** Среднемноголетние значения месячной концентрации метана в приземном слое воздуха на болоте Ламмин-Суо в период стабильного климата (до 1978 г.) и в период выраженного потепления (1979 – 2013 гг.)

Элемент	Месяцы											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Период 1954 – 1978 гг.												
T, °C	0,5	0,3	0,0	0,6	5,9	11,4	14,0	13,7	10,6	6,3	2,8	1,1
F <sub>CH4</sub> МЛН <sup>-1</sup>	1,899	1,891	1,879	1,903	2,111	2,327	2,429	2,418	2,296	2,127	1,989	1,922
Период 1979 – 2013 гг.												
T, °C	0,7	0,5	0,3	0,8	6,9	12,2	15,3	14,8	11,1	6,8	2,9	1,4
F <sub>CH4</sub> МЛН <sup>-1</sup>	1,907	1,899	1,891	1,911	2,150	2,359	2,480	2,461	2,315	2,146	1,993	1,934

Таблица 2.12. Эмиссия  $\text{CH}_4$  на различных элементах микрорельефа болота

Сфагново-кустарниковый, облесенный сосновой микроландшафт (дата измерения 18.06.04)		Грядово-мочажинный комплекс (дата измерения 19.06.04)		
Элемент рельефа	Уровень вод, см	Эмиссия, $\text{МГ М}^{-2} \text{ час}^{-1}$	Элемент рельефа	Уровень вод, см
Западина	-4	1,081	Мочажина	-2
Повышение	-11	-	Мочажина	-6
Подушка в западине	-13	0,868	Гряда	-31
Гряды	-21	0,218	Подушка в мочажине	0
Подушка	-15	0,209	Гряда	-24
Гряды	-24	0,176	Гряда	-6
Повышение	-12	0,398	Гряда	-15
Западина	-7	0,836	Мочажина	-1
Среднее в микроландшафте	-13	0,541		-11
Среднее по понижениям	-8	0,928		-2
Среднее по повышениям	-17	0,250		-19
				0,135

Аналогичные результаты получены и другими исследователями. В частности, подобные зависимости имеют вид  $J = 0,42 - 0,012h$ , мг  $\text{м}^{-2}$  час $^{-1}$  (Scott et al., 1992) или  $J = 1,26 - 0,05 h$ , мг  $\text{м}^{-2}$  час $^{-1}$  (Van den Bos, 2000). В первом случае поток метана  $J = 0$  при глубине вод  $h = 35 \text{ см}$ , во втором – при  $25,2 \text{ см}$ .



**Рисунок 2.39.** Зависимость эмиссии  $\text{CH}_4$  от уровня болотных вод в сфагново-кустарничковом, облесенном сосной микроландшафте и грядово-мочажинном комплексе

Если воспользоваться данными по уровню грунтовых вод и найденной зависимостью, то можно предположить, что при стабильных климатических условиях, наблюдавшихся с 1950 по 1979 гг., период без выраженной эмиссии метана мог встречаться ежегодно и иметь продолжительность не менее 7 сут за вегетационный сезон. Согласно наблюдениям за уровнем грунтовых вод в период потепления с 1980 по 2008 гг., период без эмиссии мог наблюдаться в среднем в течение 1,5 сут. Отсюда следует, что при потеплении и повышении сухости поток метана из болот будет с высокой вероятностью возрастать.

В процессе наблюдений было установлено, что в 10-15% измерений отмечается спонтанный пузырьковый выход метана, при котором интенсивность эмиссии может превышать фоновую на 1-2 порядка. Без учета этого вида транспорта газа оценки его эмиссии за вегетационный сезон или за год в целом могут быть существенно занижены. В табл. 2.13 более высокие значения эмиссии метана на мочажине грядово-мочажинного комплекса ( $3,260 - 5,270 \text{ мг } \text{м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ ) обязаны именно пузырьковым

## Глава 2

выбросам, отдельные величины которых достигали  $12,488 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ . Наиболее активен этот механизм транспорта метана во второй половине вегетационного периода при прогреве верхнего горизонта торфа до  $10 - 13^\circ\text{C}$  и выше. Такие спонтанные выходы  $\text{CH}_4$  наблюдались во всех микроландшафтах, однако чаще всего они приурочены к пониженным элементам микрорельефа со сфагново-пушицевыми ассоциациями или к топяным участкам болот. В суточном ходе потока метана пузырьковый механизм обычно наблюдается вочные часы, когда поверхность болота охлаждается. В частности выход  $\text{CH}_4$  наблюдался на мочажине в 12 часов 30 мин 6 августа 2008 г. (табл. 2.14).

**Таблица 2.13.** Суточный ход потока метана на мочажине и гряде в грядово-мочажинном комплексе болота Ламмин-Сую при измерениях в непрозрачной камере,  $\text{мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$

Эле- мент микро- рельефа	Время, ч : мин								Сред- нее
	2:40	5:20	8:10	11:10	14:10	17:10	20:10	23:10	
Моча- жина	3,260	5,270	4,876	4,448	1,779	1,840	1,823	4,630	3,491
Гряды	0,434	0,682	0,541	0,404	0,334	0,403	0,454	0,375	0,453

**Таблица 2.14.** Суточный ход потока метана в сфагново-пушицево-кустарниковом, облесенном сосной микроландшафте болота Ламмин-Сую 6–7 августа 2008 г. (измерения выполнены в непрозрачной камере),  $\text{мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$

Дата и время наблюдений, ч : мин							
6 августа 2008 г.				7 августа 2008 г.			
12 : 30	15 : 15	18 : 15	21 : 15	00 : 15	3 : 15	6 : 15	9 : 15
2,484	0,706	0,596	0,502	0,404	0,498	0,478	0,423

Суточный ход потока метана обладает выраженной изменчивостью на пониженных элементах микрорельефа, в частности на мочажинах грядово-мочажинного комплекса. Но на микроповышениях, в частности, на грязах этого комплекса, где уровни болотных вод располагаются на 20–25 см от поверхности, внутрисуточная изменчивость эмиссии выражена очень слабо. В таблице 2.15 приведены результаты сравнения скорости эмиссии  $\text{CH}_4$  на микроповышениях и микропонижениях (западинах) сфагново-пушицево-кустарникового, облесенного сосной микроландшафта. В большинстве случаев наблюдается более высокий уровень эмиссии в понижениях. В редких случаях, когда наблюдалась высокая

температура почвы ( $24,4 - 32,5^{\circ}\text{C}$ ), эмиссия на противоположных элементах микроландшафта выравнивалась. Аналогичное выравнивание потоков метана на микроповышениях и в микродепрессиях наблюдается в осенний период, предшествующий зимнему промерзанию болота. Среднее значение эмиссии  $\text{CH}_4$  в пониженных элементах микрорельефа равно  $0,928 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$  при уровне воды 8 см, а на повышениях –  $0,250 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$  при среднем уровне вод 17 см, то есть в 3,7 раза меньше.

**Таблица 2.15.** Сравнение эмиссии метана на микроповышениях и в западинах сфагново-пушицево-кустарничкового, облесенного сосновой микроландшафта болота Ламмин-Сую

Дата	Элемент микрорельефа	Эмиссия $\text{CH}_4$ , $\text{мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$	Соотношение эмиссии, западина / повышение	Уровень болотных вод, см;	Т воздуха, $^{\circ}\text{C}$
17.05.10	Повышение	5,422	3,0	-6	23,2
	Западина	16,282		0	
26.06.10	Повышение	1,762	2,4	-7	18,0
	Западина	4,158		-3	
05.07.10	Повышение	6,325	0,94	-12	24,4
	Западина	5,967		-7	
29.07.10	Повышение	1,553	10,3	-30	24,8
	Западина	15,935		-20	
08.09.10	Повышение	0,259	5,6	-21	19,7
	Западина	1,464		-11	
01.10.10	Повышение	0,279	5,8	-16	12,0
	Западина	1,613		-13	

Аналогичная зависимость наблюдается и в грядово-мочажинном комплексе. На грязах (микроповышениях) средняя эмиссия составила  $0,135 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ , на мочажинах –  $4,001 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ , то есть скорость эмиссии метана на повышениях в этом микроландшафте в 29,6 раза превышает уровень эмиссии на грязах. При наличии на мочажинах травяного яруса из осок и пушицы интенсивность потока метана может достигать  $12,5 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ , что в 100 раз выше уровня эмиссии на грязах. В зависимости от погодных условий и уровня болотных вод эти различия могут быть значительно меньшие. Так, 28.06.2008 г. средняя эмиссия на мочажинах была  $0,396$ , а на грязах –  $0,124 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ , то есть превышение составило всего 3,2 раза. Но всегда эмиссия метана на мочажинах больше, чем на грязах этого комплекса.

## Глава 2

Оценка интенсивности эмиссии метана в различных болотных микроландшафтах производилась в 2008 г. в 5 – 6 точках с отличающимся уровнем болотных вод. Средние значения эмиссии каждой такой серии наблюдений приведены в таблице 2.16. Они свидетельствуют о значительной временной и пространственной изменчивости потоков.

**Таблица 2.16.** Эмиссия  $\text{CH}_4$  в болотных микроландшафтах по наблюдениям в 2008 г.

Дата отбора пробы	Наименование болотного микроландшафта	Эмиссия $\text{CH}_4$ , $\text{мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$
28.05	Сфагново-пушицево-кустарничковый, редко облесенный сосной	0,679
30.05	Сфагново-пушицево-кустарничковый, редко облесенный сосной	0,082
04.06	Сфагново-осоковый, редко облесенный березой и сосной	1,590
20.06	Сфагново-кустарничково-сосновый	0,917
28.06	Грядово-мочажинный комплекс	0,268
18.07	Сфагново-кустарничково-пушицевый	3,911
23.07	Сфагново-осоковый, редко облесенный березой и сосной	8,651
23.07	Сфагново-пушицево-кустарничковый, редко облесенный сосной	2,929
31.07	Сфагново-осоковый, редко облесенный березой и сосной	19,556
04.08	Сфагново-кустарничково-сосновый	0,295
11.09	Сфагново-пушицево-кустарничковый, редко облесенный сосной	11,126
13.08	Сфагново-осоковый, редко облесенный березой и сосной	26,919
25.09	Сфагново-пушицево-кустарничковый, редко облесенный сосной	4,713
30.09	Сфагново-пушицево-кустарничковый, редко облесенный сосной	18,364

Наибольшие значения эмиссии  $\text{CH}_4$  (19,556 и 26,919  $\text{мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ ) наблюдались в сфагново-осоковом, редко облесенном березой и сосной

микроландшафте, приуроченном к окраине болотного массива. Однако, судя по наблюдениям, проведенным в том же микроландшафте, величины эмиссии могут быть и в 15 – 20 раз меньшими (табл. 2.16). Единственным возможным объяснением этому может служить спорадическое участие пузырькового транспорта, а также перенос газа полыми неразложившимися стеблями осоки. В центральных частях болота вклад последнего вида транспорта невелик и преобладает диффузионный механизм переноса. Такие же закономерности наблюдаются и в грядово–мочажинном комплексе. Особенностью эмиссии метана в этом комплексе является резкое преобладание ее на мочажинах с открытой водной поверхностью по сравнению с грядами. В мочажинах основным механизмом переноса метана является перенос микропузырьками газа. Однако механизм формирования и эмиссии метана в подобных условиях требует дальнейшего исследования.

Внутрисезонное снижение эмиссии  $\text{CH}_4$  наиболее характерно для зимнего периода, когда промерзание достигает центральной части болотного массива. После образования мерзлого слоя выход метана с поверхности болота прекращается вследствие закупорки пор торфа кристаллами льда. Так, в феврале 2012 г., при глубине промерзания 12 см, интенсивность потока метана была равной  $0,0085 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ , а в марте, при глубине промерзания 16 см, поток метана полностью прекратился. Наибольшая глубина промерзания на болотах северо-запада наблюдается в конце марта – начале апреля. К этому времени приурочена наименьшая эмиссия метана. По наблюдениям в ранневесенний период (02.04.2009 г. и 10.04.2009 г.), глубина промерзания не превышала 10 см. Эмиссия  $\text{CH}_4$  в этот период была  $0,028$  и  $0,039 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$  соответственно, или в среднем  $0,034 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ . В апреле 2010 г., при относительно небольшой глубине промерзания и рыхлом мерзлом слое, а также после удаления снежного покрова толщиной 20 – 25 см, эмиссия метана составила  $0,388 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ . После полного таяния мерзлого слоя в мае поток  $\text{CH}_4$  вновь достиг  $2,136 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ .

Зависимость интенсивности эмиссии метана от глубины промерзания почвы достаточно сложна, так как в период промерзания болота изменяется не только мощность и плотность промерзшего слоя, но и снижаются уровень болотных вод и температура торфяной залежи. На рисунке 2.40 приведена эта зависимость по данным наблюдений в 2014 – 2015 гг. Совокупное воздействие перечисленных выше факторов ведет к ослаблению связи между уровнем эмиссии метана и глубиной промерзания торфяной залежи. Но несомненным является тот факт, что с увеличением глубины промерзания интенсивность потока снижается,

---

а при промерзании торфа на глубину более 15 ÷ 20 см эмиссия полностью прекращается. На болотных массивах северо-запада России постоянный мерзлый слой наблюдается с конца декабря – начала февраля и существует до конца марта – начала апреля. Таким образом, если принять для зимних месяцев (декабрь – март) среднюю из наблюденных величин эмиссии равную  $0,034 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ , то тогда месячная величина эмиссии метана будет равна в среднем  $24,75 \text{ мг м}^{-2} \text{ мес}^{-1}$ , а за зиму в атмосферу с каждого  $\text{м}^2$  может поступить около 100 мг метана.

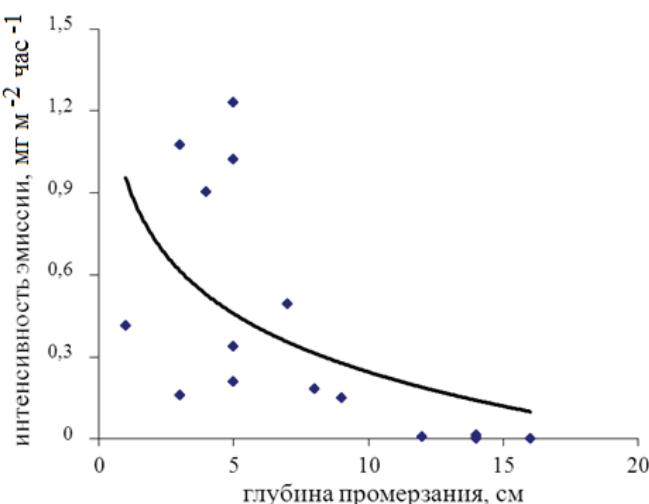


Рисунок 2.40. Зависимость интенсивности потока метана от глубины промерзания деятельного слоя торфяной залежи

Сразу после таяния мерзлого слоя и схода снега 26.04.2010 г. на болоте эмиссия метана сопровождалась выраженным пузырьковым транспортом. В частности, на обширной западине, на 50% покрытой водой, она достигла  $6,131 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ . На повышении, где уровень вод был ниже на 5 – 6 см, ее интенсивность составила уже  $9,863 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ . Основной причиной такого резкого сезонного повышения эмиссии метана является постепенное его накопление под мерзлым слоем почвы и льда за зиму. Это явление хорошо известно для экосистем с сезонным промерзанием, когда лед становится препятствием на пути эмиссии газов в атмосферу из почвенной или водной среды. Таким образом, выделившееся весной из-под льда количество метана можно рассматривать как оценку его суммарной зимней эмиссии (Phelps et al., 1998).

В эксперименте 13.01.2009 г., после удаления снега и мерзлого слоя толщиной до 8 см, величина эмиссии  $\text{CH}_4$  составила  $0,952 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ . При предшествующем измерении 03.12.2008 г. величина эмиссии была оценена как  $0,777 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ . После разрушения мерзлого слоя 10.04.2009 г. эмиссия метана была равна  $0,238 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ , а с естественным мерзлым слоем –  $0,039 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ . Расчеты показывают, что суммарная величина эмиссии за апрель 2009 г. составила  $352,1 \text{ мг м}^{-2} \text{ мес}^{-1}$ , а за апрель 2010 г. –  $139,7 \text{ мг м}^{-2} \text{ мес}^{-1}$ .

В мае эмиссия, связанная с диффузией, относительно небольшая, поскольку деятельный слой залежи еще не прогрелся. Но в этот период существенный вклад в нее дает пузырьковый перенос. Так, в мае 2010 г интенсивность эмиссии за счет этого эффекта достигала на повышениях  $5,422 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ , на понижениях  $-16,282 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ .

Как уже отмечалось, в вегетационный сезон интенсивность потока метана регулируется, в основном, двумя факторами: уровнем болотных вод и температурой торфяной залежи. В середине вегетационного сезона, когда поверхность торфяной залежи разогревается до температуры  $25 - 30^\circ\text{C}$  и выше, значительно усиливается перенос метана пузырьковым механизмом. В июне – июле 2010 г. это проявилось наиболее заметно. Так в конце июня (26.06.10 г.) эмиссия  $\text{CH}_4$  на повышенных и пониженных элементах микрорельефа болотного массива была равна  $2,338$  и  $4,694 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$  соответственно, в начале июля (08.07.10 г.) потоки на противоположных элементах микрорельефа возросли еще больше, причем на повышениях эмиссия впервые превысила скорость выделения газа из понижений:  $7,493 > 6,350 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ . В середине месяца (15.07.10 г.) она выросла до чрезвычайно высоких значений, что обусловлено действием пузырькового механизма. В частности, на повышениях она достигала  $28,988 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ . В августе 2010 г. суммарная величина эмиссии  $\text{CH}_4$  достигла  $6\,678 \text{ мг м}^{-2} \text{ мес}^{-1}$ , что в 5,7 раза превышает этот показатель в августе 2008 г., среднем по гидрометеорологическим условиям. Такой рост был вызван сочетанием необычно низкого уровня болотных вод и высокой температуры воздуха и деятельного слоя (температура возросла от  $+18^\circ\text{C}$  26.06.10 до  $+33^\circ\text{C}$  15.07.10 г.).

Помимо усиления продукции метана под влиянием температуры, такая аномалия в эмиссии, которая в норме, при понижении уровня болотных вод обычно снижается, может объясняться непропорциональным уменьшением интенсивности окисления метана метанотрофами в стрессовых для них условиях. При понижении температуры в начале августа, эмиссия  $\text{CH}_4$  снизилась и составила на повышениях и понижениях соответственно  $4,329$  и  $1,152 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$  (02.08.10 г.) и  $0,694$  и  $0,765 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$  (06.08.10 г.).

---

**Таблица 2.17.** Внутригодовые изменения эмиссии метана в сфагново-пушицеvo-кустарничковом, редкооблесенном сосновой микроландшафте болотного массива Ламмин-Сую по данным наблюдений в 2008 – 2010 гг. ( $\text{мг м}^{-2}$  мес $^{-1}$ )

Год	Месяцы года												Сумма за год
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
2008	25,3	23,7	25,3	(246)	187	438	1167	1013	1205	1678	1793	693	8494
2009	25,3	23,7	25,3	352,1	456,0	869,0	2445	2367	1982	1621	(1260)	899	12325
2010	25,3	23,7	25,3	139,7	1326	1797	6678	1835	798	1038	202,3	204,0	14092

В осенний период интенсивность эмиссии превышает ее значения начала летнего сезона. В сентябре на повышениях она меняется от 0,259 до 4,620 мг  $\text{м}^{-2}$  час $^{-1}$ . С одной стороны, это обусловлено осенним подъемом уровня болотных вод и, следовательно, увеличением зоны образования метана, с другой – аккумуляцией тепла в этой зоне. Далее, вследствие интенсивного охлаждения поверхности болота, эмиссия значительно снижается. В конце ноября (28.10.10 г.) она составила 0,114 – 0,281 мг  $\text{м}^{-2}$  час $^{-1}$ . Сезонные изменения эмиссии метана в центральной части болотного массива приведены в таблицах 2.17 и 2.18.

Наименьшие значения потока  $\text{CH}_4$  во все годы наблюдений приходились на зимний период. По мере схода снежного покрова и таяния мерзлой залежи, эмиссия возрастает до максимума в июле – августе, затем несколько снижается по мере падения уровня болотных вод и вновь начинает расти при его подъеме. В год со стрессовой ситуацией (2010 г) величина годового потока метана достигла 14 092 мг  $\text{м}^{-2}$  год $^{-1}$ , что практически в 1,7 раза выше, чем в средний по водности 2008 год (табл. 2.17).

**Таблица 2.18.** Внутригодовые изменения эмиссии метана в грядово-мочажинном комплексе болотного массива Ламмин-Сую в 2004 г. (мг  $\text{м}^{-2}$  мес $^{-1}$ )

Апрель	Май	Июнь	Июль	Август	Сентябрь	Октябрь	За сезон в целом, мг $\text{м}^{-2}$ сезон $^{-1}$
Гряды							
53	32	78	76	50	87	44	420
Мочажина							
599	1 352	1 917	2 782	2 738	1 708	774	11 870
Эмиссия микроландшафта в целом							
652	1 384	1 995	2 858	2 788	1 795	818	12 290

В комплексных микроландшафтах эмиссия  $\text{CH}_4$  в атмосферу на грядах осуществляется преимущественно диффузионным механизмом переноса, тогда как на мочажинах преобладает пузырьковый перенос из почвы. Таким образом, можно сказать, что в вегетационный период на изучаемом болотном массиве эмиссия метана имеет хорошо выраженный сезонный ход с максимумом в июле. Общая реакция этого типа ландшафта зависит от площадного соотношения гряд и мочажин, имеющих существенные генетические различия по характеру эмиссион-

ного потока – при увеличении доли мочажин выброс метана резко возрастает. Полученные значения эмиссии  $\text{CH}_4$  близки к результатам (Глухова и др., 1999; Jennifer et al., 1998; Шнырев, 2001), а также к результатам измерений на болотных экосистемах юго-западного берега залива Джемс (Онтарио, Канада), где значения эмиссии варьировали от 50 до 16 610  $\text{мг м}^{-2}$  сезон $^{-1}$  (Moore, Knowles, 1989; Moore et al., 1994).

### **2.4. Мониторинг эмиссии диоксида углерода от древесного валежа**

Будучи вторым по величине после лесной фитомассы наземным резервуаром углерода, древесный дебрис, представленный валежом (крупными древесными остатками разной степени разложения), значительно влияет на круговорот углерода в лесных экосистемах и других природных ландшафтах (Кудеяров и др., 2007; Стороженко, 2012; Мухортова, Ведрова, 2012 и др.). Интенсивное биохимическое разложение древесного дебриза может снижать способность лесных экосистем к депонированию диоксида углерода, тем самым превращая их в источник углеродсодержащих соединений. В последнее десятилетие уточнены величины пулов древесных остатков в разных зонах и типах леса (Трефилова и др., 2009; Климченко, 2011; Замолодчиков и др., 2013; Бобкова и др., 2015 и др.). Интенсивно изучаются факторы и зональная динамика ксилолиза древесной мортмассы (Мухин, Воронин, 2007; Шорохова и др., 2009; Капица и др., 2012а; Капица и др., 2012б; Хачева, 2015 и др.). Признавая, что разложение древесных остатков сопровождается эмиссией  $\text{CO}_2$ , большинство исследователей сосредоточились на оценке изменений их массы, а инструментальные измерения потоков  $\text{CO}_2$  от валежа немногочисленны (Молchanov и др., 2011; Сафонов и др., 2012). Между тем газообразные потери от валежа – важный компонент биогеохимического цикла углерода, который необходимо учитывать при балансовых оценках его потоков.

Мониторинг потоков диоксида углерода от древесного валежа осуществляли в доминантных экосистемах экспериментального полигона «лог Таежный» – ельнике мелкотравно-зеленомошном, заболоченном березняке с елью травяно-сфагновом и в окне распада елового древостоя. Во всех экосистемах выполняли учет древесных остатков и измеряли эмиссию  $\text{CO}_2$  от них. Учеты выполняли по методу Г. Стала (Ståhl et al., 2001) в модификации В.И. Грабовского и Д.Г. Замолодчикова (2012). В каждой экосистеме в произвольном направлении были заложены три линейные трансекты длиной от 40 до 180 м, на которых фик-

сировали все пересекавшие их фрагменты древесных остатков диаметром 2 см и более. У каждого фрагмента измеряли длину и диаметры основания и вершины, определяли вид дерева и стадию разложения по М.Е. Тарасову (2000):

**1 стадия:** кора не повреждена, хвоя и листва на ветвях сохранились; древесина без гнили, но уже возможна ее окраска;

**2 стадия:** фрагмент в основном с неповрежденной корой; большинство тонких ветвей потеряно; сердцевина, как правило, здоровая, но возможна заболонная гниль; на коре фиксируются сеянцы растений, моховое покрытие и плодовые тела грибов;

**3 стадия:** кора фрагмента отпадает или отсутствует; в местах потери коры древесина и сердцевина здоровые; ствол держит свой вес; сохранились отдельные ветви первого порядка длиной больше диаметра ствола; сильно развит кустарничково-моховой покров, и корни растений проникают в заболонь;

**4 стадия:** заболонь на фрагменте отсутствует, форма сохраняется лишь частично; сердцевина гнилая; кора почти полностью отсутствует; длина веток первого порядка короче диаметра ствола; ствол не держит свой вес, на нем самосев, кустарнички, мхи;

**5 стадия:** у фрагмента отсутствует различимая структурная целостность; древесные остатки практически полностью погребены в подстилке или под травянистой и моховой растительностью; продукты разложения древесины гумифицированы; корни растений проникают повсеместно.

По результатам учетов на линейных трансектах рассчитывали удельные величины суммарной площади поверхности, объема и запаса каждой стадии разложения древесных остатков на единицу площади (га). Расчеты проводили с использованием программного обеспечения ЦЭПЛ РАН (Грабовский и Замолодчиков, 2012). В таблице 2.19 приведены усредненные величины запаса и площади поверхности древесных остатков разных стадий разложения. Наибольшие запас и площадь поверхности валежа установлены в окне распада, а наименьшие – в березняке.

Малое количество трансект ( $N = 3$ ) не позволяет проверить гипотезу о статистической достоверности показателей древесной мортмассы, которые приведены в табл. 2.19. Тем не менее, по полученным показателям можно рассмотреть общие тенденции накопления древесных остатков в лесных экосистемах южной тайги. По запасу и площади поверхности в мелкотравно-зеленомошном ельнике преобладают древесные остатки 3-й стадии разложения (35% и более), а в заболоченном

---

## Глава 2

березняке – 4-й – 40% и более. В окне распада елового древостоя, наоборот, преобладают древесные остатки 2-й и 3-й стадий (в сумме 67% и более), что, по-видимому, обусловлено изменением освещенности и увлажнения в результате исчезновения древесного яруса. Ксиолиз крупных древесных остатков в бореальной зоне может продолжаться несколько десятилетий (Тарасов, 2000; Шорохова и др., 2009; Мухортова и др., 2009; Мухортова, Бедрова, 2012; Стороженко, 2012). Преобладание в исследуемых лесных экосистемах валежа 2 – 4 стадий разложения свидетельствует о том, что интенсивное отмирание деревьев продолжается в течение длительного периода. Росту мортмассы также способствуют фитопатогены и насекомые-ксилофаги, что особенно характерно для чистых еловых древостоев (Маслов, 2010; Уланова, 2015). Помимо прочего, рост запасов дебриза в лесах повышает риск возникновения лесных пожаров. Такие леса теряют экономическую ценность в связи со снижением ресурсного потенциала и повышением затрат на санитарно-профилактические и охранные мероприятия.

**Таблица 2.19.** Результаты учета древесных остатков в лесных биотопах южной тайги.

Стадия разложения	Ельник мелкотравно-зеленомошный		Березняк заболоченный		Окно распада елового древостоя	
	Запас ( $\text{м}^3 \text{ га}^{-1}$ )	Суммарная площадь поверхности ( $\text{м}^2 \text{ га}^{-1}$ )	Запас ( $\text{м}^3 \text{ га}^{-1}$ )	Суммарная площадь поверхности ( $\text{м}^2 \text{ га}^{-1}$ )	Запас ( $\text{м}^3 \text{ га}^{-1}$ )	Суммарная площадь поверхности ( $\text{м}^2 \text{ га}^{-1}$ )
1	15,9	226,0	5,6	102,6	53,4	789,0
2	27,6	453,9	3,7	100,0	97,5	1 416,4
3	48,7	743,8	2,6	83,7	78,2	1 097,4
4	25,2	483,1	19,6	382,6	21,9	335,6
5	13,4	237,2	14,9	290,8	5,1	122,6
Всего	130,8	2 144,0	46,4	959,7	256,1	3 761,0

Измерение потока  $\text{CO}_2$  от крупных древесных остатков проводили камерным методом. Эмиссию от валежа ели в ельнике и окне распада измеряли с апреля по сентябрь. Поток от валежа березы в заболоченном березняке измеряли в июле. Выбирали по одному участку не менее 0,1 га с валежком доминантных древесных видов всех стадий разложения. В произвольно выбранные фрагменты валежа с диаметрами, близкими к среднему диаметру древостоя, врезали непрозрачные открытые

камеры цилиндрической формы диаметром 10 см и высотой 9–15 см. В каждом типе экосистем камеры устанавливали не менее чем на трех фрагментах валежа каждой стадии разложения. Концентрации CO<sub>2</sub> в камерах измеряли портативным инфракрасным газоанализатором AZ 7752 (*AZ Instruments*, Тайвань). Подробное описание прибора и его поверок приведено в разделе 2.2. Во время измерений камеры закрывали герметичной крышкой, соединенной трубками с газоанализатором (рис. 2.41). При каждом измерении фиксировали длительность экспозиции, начальное и конечное значения концентрации CO<sub>2</sub> в закрытой камере и внутреннюю температуру древесных остатков. Продолжительность каждого измерения —3 мин. Температуру воздуха брали по данным метеостанции «Валдай», ближайшей к экспериментальному полигону. Внутреннюю температуру древесных остатков измеряли на глубине не менее 6 см от поверхности электронным термометром TM 100 (*HM Digital*, Корея). В ельнике и окне распада также исследовали наличие связей между температурными условиями и интенсивностью эмиссии CO<sub>2</sub> при помощи линейной корреляции Пирсона. Связь температуры воздуха (по метеостанции «Валдай») и эмиссии оценивали по корреляции их среднесуточных значений. Анализ связи между температурой валежного фрагмента и эмиссией проводили по всей совокупности исходных измерений. Если в течение суток в одних и тех же камерах было выполнено несколько измерений эмиссии CO<sub>2</sub>, то в анализе использовали среднюю величину. Проверку статистических гипотез и расчеты коэффициентов корреляции осуществляли в программе «*STATISTICA 6.1*».



**Рисунок 2.41.** Измерение потока CO<sub>2</sub> от древесных остатков в ельнике мелкотравно-зеленомошном (А), в окне распада елового древостоя (Б) и в заболоченном березняке (В).

Пересчет результатов измерений в величину потока C-CO<sub>2</sub> с поверхности валежа, выполняли по уравнению Менделеева-Клапейрона (2.15):

$$DC = \frac{12 \times 10^{-6} \times DM \times P \times V}{8,314 \times (t + 273)} \quad (2.15)$$

где  $DC$  – изменение массы углерода в камере, г С; 12 – молярная масса углерода, г С моль<sup>-1</sup>;  $10^{-6}$  – пересчетный коэффициент из млн<sup>-1</sup> в объемные доли, 1/млн<sup>-1</sup>;  $DM$  – изменение концентрации CO<sub>2</sub> в камере, млн<sup>-1</sup>;  $P$  – атмосферное давление, Па;  $V$  – объем камеры, м<sup>3</sup>; 8,314 – универсальная газовая постоянная, Па м<sup>3</sup> °К<sup>-1</sup> моль<sup>-1</sup>;  $t$  – температура воздуха, °С; 273 – параметр для пересчета температуры воздуха в °К.

Отнесением  $DC$  ко времени экспозиции и площади основания камеры получали оценки интенсивности потока в г С-CO<sub>2</sub> м<sup>-2</sup> сут<sup>-1</sup> для стадий разложения. Затем, с учетом данных о площади поверхности древесных остатков разных стадий разложения, рассчитывали величины потоков CO<sub>2</sub> от древесных остатков на единице площади исследуемых лесных экосистем.

По данным метеостанции «Валдай», температура воздуха во время измерений эмиссии CO<sub>2</sub> в течение вегетационного периода изменялась от минимальных значений +4,5 °С в конце апреля до максимальных +21,6 °С в середине июля. В период измерений в июне температура воздуха в среднем составила +19,8 °С, в августе +19,7 °С, в сентябре +17,9 °С. В июле внутренняя температура валежа ели изменялась от +13,3 °С до +24,9 °С под пологом ельника и от +18,5 °С до +30,1 °С в окнах распада елового древостоя.

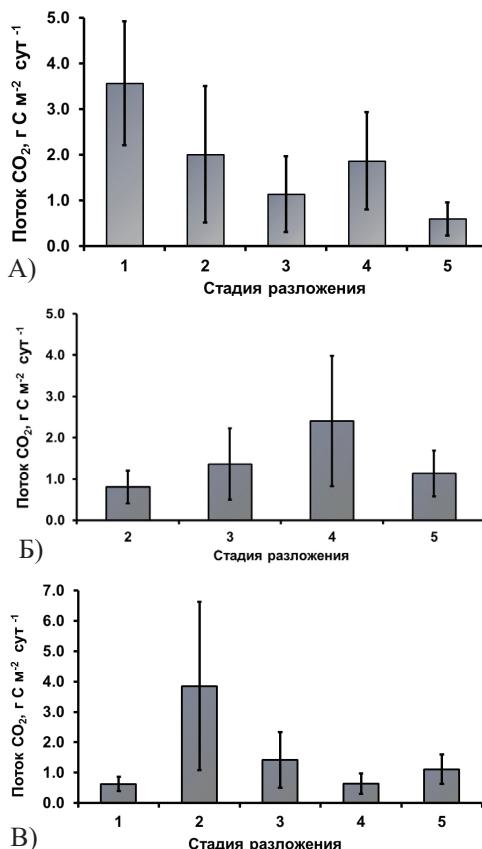
За период наблюдений было выполнено 239 измерений эмиссии CO<sub>2</sub>, из которых 133 – в ельнике, 43 – в березняке и 63 – в окне распада древостоя. Количество измерений отдельных стадий разложения валежа варьировало от 4 до 46, поскольку в разные годы в исследованных экосистемах присутствовали не все стадии разложения (особенно сложно было найти древесные остатки первой стадии). Достоверность различий между рядами измерений для смежных стадий разложения в каждом биотопе проверяли при помощи непараметрического U-критерия Манна-Уитни (*Mann-Whitney U-test*), который рассчитывали в программном пакете IBM SPSS Statistics. Проверка показала, что в большинстве случаев потоки C-CO<sub>2</sub> от валежа смежных стадий разложения значимо различаются.

Сезонные измерения среднесуточного потока C-CO<sub>2</sub> в ельнике и окне распада показали, что эмиссия CO<sub>2</sub> от валежа начинала расти в апреле и достигала максимальных значений в июне в окне распада, в

---

июле-августе – в мелкотравно-зеленомошном ельнике, после чего ее интенсивность снижалась. Схожая сезонная динамика эмиссии диоксида углерода от елового сухостоя установлена в сфагново-черничном ельнике (Молчанов и др., 2011). Несмотря на

варьирование абсолютных значений, отмечены определенные закономерности изменения эмиссии  $\text{CO}_2$  в зависимости от степени разложения валежа (рис. 2.42). В ельнике она меняется от максимума у первой стадии разложения до минимума у пятой, при этом из общего тренда снижения выделяется четвертая стадия разложения (рис. 2.42А). Сходная закономерность наблюдалась в окне распада древостоя, где интенсивность эмиссии у четвертой стадии разложения была более чем в два раза выше, чем у пятой (рис. 2.42Б). Однако поток  $\text{CO}_2$  от второй и третьей стадий разложения еловой мортмассы в окне распада демонстрирует иную закономерность. Вероятно это связано с различиями хода микогенной деструкции древесины благодаря более высокой освещенности и температуре, а также пониженной влажности в окнах распада по сравнению с пологом леса. В заболоченном березняке



**Рисунок 2.42.** Средние значения суточного потока  $\text{C}-\text{CO}_2$  и его вариабельность у елового валежа в ельнике мелкотравно-зеленомошном (А) и в окне распада елового древостоя (Б), а также у валежа березы в заболоченном березняке (В) с детализацией по отдельным стадиям разложения. Вертикальные линии – среднеквадратическое отклонение

## Глава 2

---

поток С-СО<sub>2</sub> был минимальным для первой стадии разложения крупных древесных остатков березы. Его величина достигала максимума для второй стадии, но затем снова начинала снижаться (рис. 2.42В).

Суточный поток углерода (С-СО<sub>2</sub>) высоко изменившись у валежа всех стадий разложения (рис. 2.42), хотя отличия также могут быть связаны со сложностью отнесения древесных остатков к той или иной стадии разложения. СО<sub>2</sub>-эмиссионная активность древесных остатков – результат дыхания деструкторов древесины, прежде всего дереворазрушающих грибов, с деятельностью которых связано 75 и более процентов выделяющегося из древесного калежа в атмосферу СО<sub>2</sub> (Бурова, 1986; Мухин, Воронин, 2007; Мухин и др., 2010 и др.). Дыхательная активность грибов-ксилотрофов и связанная с ней интенсивность эмиссии СО<sub>2</sub> древесной мортмассой зависят от скорости освоения субстратов, размеров и местоположения валежа, его температуры и влажности (Мухин и др., 2010; 2014; 2015). Поэтому наименьшую эмиссию с поверхности березового валежа первой стадии разложения можно объяснить труднодоступностью свежеотпавшей древесины для насекомых-ксилофагов и организмов-деструкторов (рис. 2.42В). В свою очередь, увеличение эмиссии СО<sub>2</sub> при переходе от 3-й к 4-й стадии разложения еловой древесины является следствием биохимических изменений, способствующих активизации комплексов грибов-ксилотрофов. Общий спад эмиссии при переходе к завершающим стадиям микогенного ксилолиза обусловлен сокращением численности микро- и макроорганизмов-деструкторов из-за уменьшения питательных свойств и доступности кормового субстрата, когда древесные остатки переходят в состав почвенного детрита (рис. 2.42 А, Б).

Полученные величины потока С-СО<sub>2</sub> от древесных остатков хорошо согласуются с оценками в близких лесорастительных условиях южной тайги (Молчанов и др., 2011) и в старовозрастных хвойных лесах северо-запада США – 2,7 – 8,3 г С-СО<sub>2</sub> м<sup>-2</sup> сут<sup>-1</sup> (Marra, Edmonds, 1994). При гетеротрофной сукцессии сообщества микродеструкторов достигают наибольшего разнообразия именно на средних стадиях разложения валежа (Forrester et al., 2012), что может способствовать как взаимному подавлению, так и росту совокупного потока СО<sub>2</sub>.

Анализ зависимости интенсивности потока диоксида углерода от температуры показал, что рост температуры атмосферного воздуха может усиливать эмиссию СО<sub>2</sub> от древесных остатков: значимые величины коэффициентов корреляции между среднемесячными значениями температуры воздуха и потока С-СО<sub>2</sub> отмечены в ельнике  $r_p = +0,77$  ( $N = 12$ ,  $P = 0,004$ ) и в окне распада его древостоя  $r_p = +0,73$  ( $N = 11$ ,  $P = 0,011$ ).

---

Зависимость между внутренней температурой древесных остатков и эмиссией диоксида углерода оказалась неоднозначной. В ельнике установлено положительное влияние температуры валежа на поток диоксида углерода: значение коэффициента корреляции составило +0,41 ( $N = 77, P = 0,0002$ ). В окне распада значимая корреляция температуры валежа с эмиссией  $\text{CO}_2$  отсутствовала ( $r_p = -0,008, N = 44, P = 0,957$ ). Отсутствие связи может быть связано с ингибированием активности комплекса дереворазрушающих грибов высокими температурами, отмеченными в древесных остатках на открытых пространствах в окне распада при нагреве прямым солнечным излучением. Максимальные температуры отдельных фрагментов валежа в окне распада древостоя достигали +30 °C, в то время как в ельнике с ненарушенным древостоем они не превышали +24 °C. Тем не менее, в целом, температуры воздуха и валежа являются хорошими предикторами интенсивности сезонной эмиссии  $\text{CO}_2$  от валежа в еловых биотопах южной тайги.

Значения годовой эмиссии  $\text{CO}_2$  в атмосферу зависят не только от интенсивности освоения древесных остатков ксилотрофными грибами, но и от запаса валежа разных стадий разложения. Продолжительность безморозного периода в лесах Валдая составляет 128 дней (Коротков, 1991). Приняв эту величину за продолжительность годового цикла жизнедеятельности дереворазрушающих грибов, по данным среднесуточных эмиссий С- $\text{CO}_2$  и значениям площадей поверхности древесных остатков разных стадий разложения рассчитали величины годовых потоков углерода (табл. 2.20). Наибольший вклад в суммарный годовой поток С- $\text{CO}_2$  дают крупные древесные остатки 2-й и 4-й стадий разложения в ельнике, 2-й и 3-й стадий – в окне распада и 2-й и 5-й стадий – в заболоченном березняке. Максимальная величина годового потока установлена в ельнике мелкотравно-зеленомошном, а минимальная – в заболоченном березняке. Несмотря на различия в эмиссии от отдельных стадий разложения, годовой поток С- $\text{CO}_2$  в окне распада по абсолютной величине близок к потоку в ельнике.

Выбранные в качестве объектов исследования старовозрастные лесные биотопы типичны для южной тайги. Деструкция древесных остатков ели и березы в них осуществляется характерными комплексами ксилотрофных грибов. Соответственно, полученные данные о запасе и площади поверхности валежа и эмиссии диоксида углерода от отдельных стадий разложения древесных остатков можно использовать при характеристике аналогичных природных ландшафтов.

---

## Глава 2

**Таблица 2.20.** Годовой поток углерода от валежа разных стадий разложения в лесных экосистемах южной тайги ( $\text{кг С-СО}_2 \text{ га}^{-1} \text{ год}^{-1}$ ).

Стадия разложения древесных остатков	Ельник мелкотравно-зеленомошный	Березняк заболоченный	Окно распада елового древостоя
1	103	8	—
2	117	49	146
3	108	15	191
4	116	31	103
5	18	42	18
Всего для экосистемы	462	145	458

### 2.5. Углекислотный газообмен хвои ели европейской в южнотаежном ельнике

Исследование углекислотного газообмена древесных пород, эдификаторов лесных сообществ, привлекает пристальное внимание не только потому, что газообмен – интегральный показатель физиологического состояния дерева, но и благодаря важной роли лесных экосистем в смягчении изменений климата, обусловленных ростом атмосферных концентраций  $\text{CO}_2$  и других парниковых газов (Dixon et al., 1994). При этом, если размеры углеродных резервуаров (полов) в лесной экосистеме увеличиваются, это маркирует сток диоксида углерода в экосистему из атмосферы, а если резервуары углерода в экосистеме уменьшаются, то это означает, что она, вероятнее всего, является источником углерода для атмосферы. Роль бореальных лесов в регуляции газового состава наглядно подтверждается сезонными колебаниями концентрации  $\text{CO}_2$  в северном полушарии, которая следует за динамикой фотосинтеза и дыхания наземных экосистем: в вегетационный период концентрация снижается, а в холодное время начинает расти (Field, Raupach, 2004). Если учесть, что в растительности и верхнем слое почв бореальных лесов сосредоточено более 22% глобальных запасов резервуара углерода суши (Watson et al., 2000), то их вклад в круговорот углерода на планете следует считать существенным (Goodale et al., 2002). Леса России, занимающие 20% площади лесов мира, являются важным элементом глобального углеродного бюджета (Pan et al., 2011). Объем и динамика резервуаров углерода лесных эко-

систем обусловлены соотношением продукции и деструкции органического вещества. При этом сток углерода определяется способностью фитоценозов поглощать диоксид углерода в процессе фотосинтеза. Старовозрастные леса важны, прежде всего, как хранилища большого количества запасенного углерода (Field, Kaduk, 2004). Исследования показали, что в старых лесах углеродный баланс, как правило, положительный, и вероятность их функционирования как источников углерода не увеличивается с возрастом, а определяется флуктуациями климатических условий (Luysaert et al., 2008). Поэтому цель выполненных исследований состояла в изучении и количественной оценке углекислотного газообмена хвои ели европейской.

Исследования проводили на экспериментальном полигоне «лог Тайжный» в старовозрастном ельнике в вегетационные сезоны 2013 – 2015 гг., в течение трех дней третьей декады каждого месяца, в полуденные часы в условиях оптимального освещения и температуры. Объектами изучения служили интактные побеги нижней части крон модельных елей, основываясь на том, что охвощенный побег может служить моделью фотосинтезирующей кроны и адекватно отражать общее физиологическое состояние дерева (Михайлова и др., 2000). Интенсивность нетто-фотосинтеза и светового дыхания (выделение CO<sub>2</sub> на свету в результате фото- и темнового дыхания) определяли газометрически при помощи метода закрытых камер, модифицированного применительно к объекту исследования (Yuzbekov et al., 2014). В ходе одного вегетационного сезона использовали одни и те же модельные побеги ели. Измерения темновой (дыхание) и световой (фотосинтез) фаз газообмена проводили анализатором на базе инфракрасного сенсора AZ 7752 (*AZ Instrument Corp.*, Тайвань), конструкция которого описана в разделе 2.2.1. Перед началом измерений определяли концентрацию CO<sub>2</sub> в окружающей среде. Как правило, она составляла 380 – 400 частей на млн (млн<sup>-1</sup>). Через воздуховодные полиуретановые трубы анализатор подключали к прозрачной герметичной камере из пластика объемом 5 100 см<sup>3</sup> (34 × 10 × 15 см). Прозрачную камеру закрепляли на высоте около 2 м на треноге в фиксированном положении на маркированных побегах в нижней части крон деревьев ели. Газоанализатор подключали к камере с побегом с помощью трубок (рис. 2.43).

Камеру с побегом вентилировали в течение 20-30 с, пока концентрация CO<sub>2</sub> в ней становилась равной концентрации в окружающем воздухе. Затем камеру подключали к анализатору и записывали начальное значение концентрации CO<sub>2</sub> (рис. 2.43Б). Значения концентрации считывали с дисплея прибора, отмечая секундомером точное время достижения

---

## Глава 2

каждого следующего уровня концентрации  $\text{CO}_2$  с шагом 10–15 с. Длительность экспозиции на каждом побеге в ходе темновой и световой фаз газообмена составляла 30 – 60 с. При измерении темновой фазы (дыхание) камеру затемняли с помощью чехла из светонепроницаемой ткани

А)



Б)



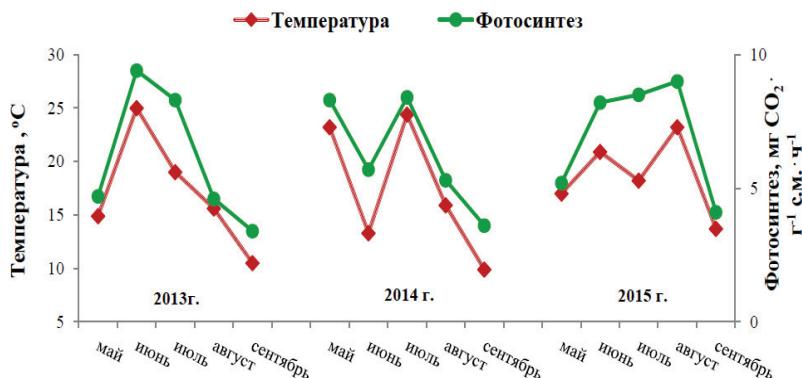
**Рисунок 2.43.** Измерение темновой (А) и световой (Б) фаз газообмена ели в старовозрастном ельнике (на фото аспирант А. Куманяев)

(рис. 2.43А). После завершения цикла сезонных измерений, в конце вегетационного сезона побеги срезали для определения сухой массы хвои (с.м.). Для этого срезанные побеги с хвоей высушивали в термостате при  $+105^{\circ}\text{C}$  до постоянной массы. Изменения массы углерода в форме  $\text{CO}_2$  в камере за время экспозиции рассчитывали по формуле

(2.15). Показатели интенсивности фотосинтеза и дыхания хвои пересчитывали в  $\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ с.м.}^{-1}$ . Для выявления зависимости углекислотного газообмена от факторов внешней среды при каждом измерении определяли температуру окружающего воздуха и общую облачность. В работе использовали значения фотосинтетически активной радиации (ФАР), в  $\text{мкЭ m}^{-2} \text{ c}^{-1}$ , рассчитанной, согласно методике Д.В. Карелина и др. (2013), как функция потенциальной суммарной солнечной радиации и облачности.

Сезонная динамика интенсивности фотосинтеза хвои ели европейской прямо пропорционально связана с изменениями температуры воздуха в пологе леса (рис. 2.44). В 2013 г. самым теплым месяцем во время измерений оказался июнь, самым холодным – сентябрь. Соответственно, максимальные значения сезонной интенсивности нетто-фотосинтеза у ели наблюдались в июне, минимальные – в сентябре. В июне интенсивность фотосинтеза увеличилась по сравнению с маев в 2 раза и составила  $9,4 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ с.м.}^{-1}$ . В дальнейшем наблюдалось сезонное снижение скорости фотосинтеза: в сентябре интенсивность ассимиляции  $\text{CO}_2$  уменьшилась по сравнению с июнем в 2,7 раза (до  $3,4 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ с.м.}^{-1}$ ).

В 2014 г. наиболее теплыми месяцами во время измерений оказались май и июль. На них приходятся максимумы интенсивности фотосинтеза ели – 8,3 и 8,4  $\text{мг CO}_2 \text{ г}^{-1} \text{ с.м.} \cdot \text{ч}^{-1}$ . В последней декаде июня наблюдалась прохладная погода, которая способствовала его уменьшению по сравнению с маев в 1,4 раза. Сезонный минимум интенсивности фотосинтеза (в 2,3 раза ниже июльских значений) был отмечен в сентябре при температуре воздуха +11°C. В 2015 г. максимальное значение интенсивности нетто-фотосинтеза ели ( $9,0 \text{ мг CO}_2 \text{ г}^{-1} \text{ с.м.} \cdot \text{ч}^{-1}$ ) наблюдалось в августе, когда воздух прогрелся до +23°C. Понижение температуры воздуха в сентябре этого года до +14°C привело к снижению интенсивности фотосинтеза в 2,2 раза по сравнению с предыдущим месяцем (рис. 2.44).



**Рисунок 2.44.** Сезонная динамика интенсивности фотосинтеза хвои ели и температуры воздуха по данным измерений на полигоне «лог Таежный»

Сезонная динамика скорости фотосинтеза хвои ели и освещенности, определяющей величину фотосинтетически активной радиации (ФАР), приведена на рис. 2.45. Максимальные значения ФАР, равные  $600\text{-}640 \text{ мкЭм}^{-2}\text{с}^{-1}$ , отмечались в мае – июле каждого вегетационного сезона; минимальные (около  $300 \text{ мкЭм}^{-2}\text{с}^{-1}$ ) – в сентябре. Наблюдаемые изменения скорости фотосинтеза при относительно постоянных значениях солнечной радиации с мая по июль 2014 г., по-видимому, обусловлены доминирующим влиянием на фотосинтез температуры воздуха (рис. 2.44). Необъясненным на этом фоне остается сравнительно высокий уровень фотосинтеза в июле 2015 г., который совпадает с уменьшением освещенности и понижением температуры воздуха (рис. 2.44, 2.45). Скорее всего, в данном случае сказывается влияние других факторов

## Глава 2

среды (например, влажности воздуха или суммы осадков), которые в работе не исследовались.

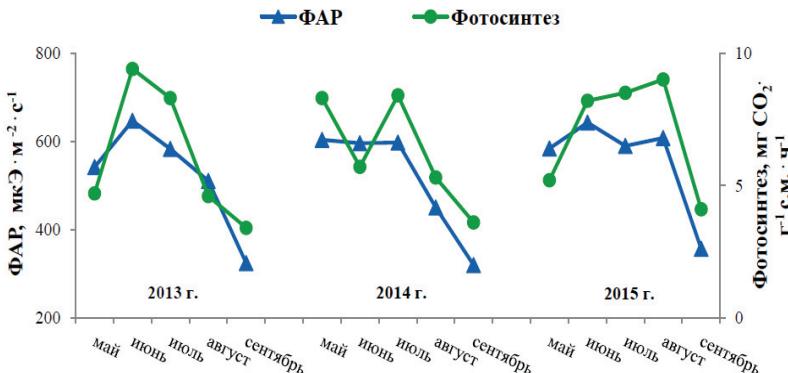


Рисунок 2.45. Сезонная динамика скорости фотосинтеза хвои ели и освещенности (ФАР) по данным измерений на полигоне «лог Таежный»

Анализ связи скорости фотосинтеза хвои с факторами внешней среды (температура воздуха и освещенность) приведен на рис. 2.46. Выявлена сильная прямая зависимость между скоростью фотосинтеза хвои и температурой воздуха ( $r_p = +0,860, P < 0,001$ ) и высокий коэффициент детерминации, свидетельствующий о практически линейной зависимости между этими параметрами (рис. 2.46А). Следовательно, температура воздуха является одним из основных факторов, определяющих реализацию потенциальных возможностей фотосинтетического аппарата ели в природных условиях. Другим фактором, оказывающим влияние на интенсивность фотосинтеза хвои, является освещенность (точнее ФАР). Однако, согласно полученным результатам, интенсивность фотосинтеза хотя и находилась в выраженной линейной зависимости от ФАР ( $r_p = +0,704, P < 0,001$ ) но, как следует из полученного коэффициента детерминации, эта связь оказалась слабее, чем с температурой (рис. 2.46Б).

Линейная зависимость скорости фотосинтеза от ФАР (рис. 2.46Б) выглядит необычно для кривой фотосинтеза, традиционно описываемой сигмоидой или обратной полупараболой, однако следует учесть, что весь наблюдавшийся в нашем случае диапазон изменения освещенности укладывается в  $270 - 840 \text{ мкЭ} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ , что ниже светового предела насыщения у C<sub>3</sub>-растений. Кроме того, в нашей работе измерялся фотосинтез побегов хвои в нижней части кроны елей, которые постоянно находятся в тени и для них этот предел почти никогда не достига-

ется. Аналогичный вывод можно сделать и для зависимости фотосинтеза от температуры, которая, как правило, описывается экспонентой, сигмоидой или обратной полупараболой. Полученная линейная зависимость также является свидетельством недостижения верхней температурной границы фотосинтеза (рис. 2.46А). Для изучения множественной зависимости фотосинтеза от метеорологических условий, температура воздуха и освещенность были включены в общую регрессионную модель:

$$Y = -1,885 + 0,298 X_1 + 0,006 X_2, R^2 = 0,82, F = 199, \quad (2.16)$$

где  $Y$  – интенсивность фотосинтеза,  $\text{мг CO}_2 \cdot \text{г}^{-1} \text{ с.м.} \cdot \text{ч}^{-1}$ ;  $X_1$  – температура воздуха,  $^{\circ}\text{C}$ ;  $X_2$  – фотосинтетически активная радиация,  $\text{мкЭ} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ .

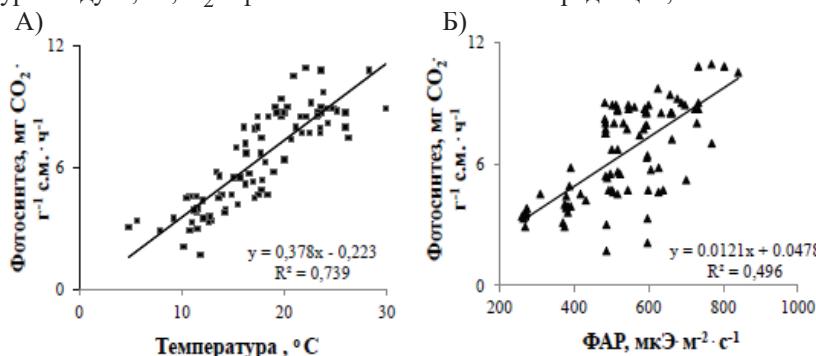


Рисунок 2.46 – Зависимость интенсивности ассимиляции  $\text{CO}_2$  у ели от факторов внешней среды по объединенным данным: А) - от температуры; Б) - от освещенности (ФАР - фотосинтетически активная радиация).

Анализ показал, что все регрессионные коэффициенты полученной модели статистически значимы ( $t$ -критерий,  $P < 0,05$ ). Одним из показателей качества модели в целом традиционно считается коэффициент множественной корреляции. В нашем случае его квадрат (коэффициент детерминации)  $R^2 = 0,82$ , что характеризует очень тесную связь между переменными. Таким образом, вариации двух независимых переменных, включенных в модель, позволяет объяснить 82% дисперсии зависимой переменной. Анализ стандартизованных коэффициентов показывает, что ведущим фактором фотосинтеза хвои в нижней части кроны ели является температура воздуха.

В литературе изучению влияния факторов внешней среды на фотосинтез ели посвящено множество исследований (Суворова, 2009; Gaumont-Guay et al., 2003; Saunders et al., 2012; Stinziano et al., 2015 и

## Глава 2

---

др.). Линейный характер зависимости скорости дневного поглощения  $\text{CO}_2$  от солнечной радиации и температуры и отсутствие зависимости фотосинтеза от влажности воздуха и содержания в нем  $\text{CO}_2$  для коренных еловых лесов севера были, в частности, установлены в работах К.С. Бобковой и В.В. Тужилкиной (2006). Максимальные скорости ассимиляции у ели в условиях средней тайги отмечены этими авторами также в июле при наиболее благоприятном сочетании температурных и световых условий. Коэффициент корреляции между фотосинтетической активностью хвои и температурой воздуха в сезонной динамике в этом исследовании оказался равен +0,74.

Согласно данным А.С. Щербатюка и др. (1991), зависимость фотосинтеза ели от температуры в течение сезона вегетации имеет двувершинный характер: отмечаются пики, приуроченные к периодам невысокой температуры воздуха и оптимального почвенного увлажнения в мае (поздняя весна) и в июле (период дождей). Максимальная интенсивность фотосинтеза была зарегистрирована в мае при температуре +10°C, при этом все температуры выше этого значения вызывали резкое снижение фотосинтеза, обусловленное, по мнению авторов, адаптацией фотосинтетического аппарата в период вегетации к низкой температуре воздуха. Перегрев фотосинтетического аппарата древостоя в период исследований обусловил внутрисезонную депрессию фотосинтеза в июне.

В наших наблюдениях подобная закономерность не выявлена: как отмечено выше, интенсивность фотосинтеза хвои ели возрастала пропорционально повышению температуры до оптимальных значений, что согласуется с результатами, полученными рядом других исследователей (Way, Sage, 2008). Как отмечают Г.Г. Суворова и др. (2005) сезонный максимум фотосинтеза у ели в условиях Предбайкалья наблюдался в июле при температуре +20 – +25 °C. В сентябре с понижением температуры интенсивность фотосинтеза снижалась. Эти данные лучше соответствуют диапазону чувствительности к действию температуры реакции карбоксилирования. В ряде работ было установлено, что для максимальной активности ключевых ферментов фотосинтетического углеродного метаболизма (рибулозо-1,5-бисфосфата карбоксилазы и глицеральдегидфосфата гидрогеназы) диапазон оптимальных температур составляет +22 – +25 °C (Юзбеков, Магомедов, 1980). В наших исследованиях сезонный максимум нетто-фотосинтеза у ели действительно наблюдался в июне 2013 г., июле 2014 г. и в августе 2015 г. при температурах +25; +24 и +23 °C соответственно. С понижением температуры было отмечено уменьшение скорости ассимиляции  $\text{CO}_2$ .

---

Одновременно с изменением интенсивности нетто-фотосинтеза в зависимости от температуры воздуха меняется и уровень дыхания хвои. Средняя за период наблюдений (2013 – 2015 гг.) величина дыхательного газообмена хвои ели варьировала в интервале от 1,6 мг  $\text{CO}_2 \text{ г}^{-1} \text{ с.м. ч}^{-1}$  при температуре воздуха +11°C в сентябре, до 3,1 мг  $\text{CO}_2 \text{ г}^{-1} \text{ с.м. ч}^{-1}$  в июле, при температуре +21°C (рис. 2.47). Согласно расчетам, среднее значение нетто-фотосинтеза за вегетационный сезон в три раза превышало уровень светового дыхания, что свидетельствует о положительном углекислотном балансе хвои нижней части полога старовозрастного елового древостоя. Аналогичные данные были получены и другими исследователями (Катрушенко, 1982; Cannell, Thornley, 2000).

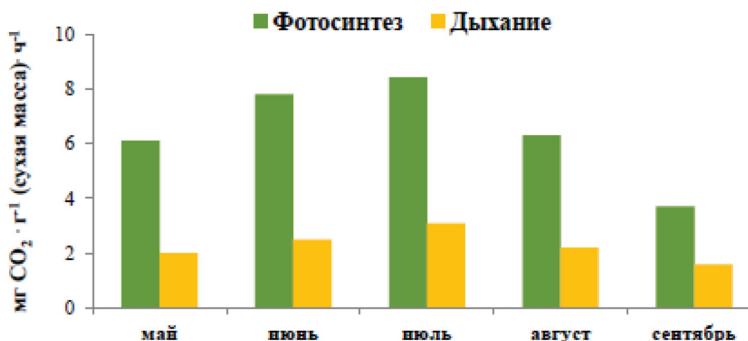


Рисунок 2.47. Сезонные показатели фотосинтеза и дыхания хвои ели европейской на полигоне «лог Таежный» в 2013 – 2015 гг.

## 2.6. Динамика запасов углерода в фитомассе и мертвой древесине

**2.6.1 Запас углерода в фитомассе лесных экосистем полигона «лог Таежный».** Для оценки продуктивности лесных экосистем в 2009 г. были заложены две постоянные пробные площади (ПП) в еловом и елово-сосновом насаждениях (размер каждой ПП – 25 м × 40 м). В 2011 г. были дополнительно заложены две ПП в заболоченном березняке с елью травяно-сфагновом и в окне распада елового древостоя. Все пробные площади, за исключением травяно-сфагнового березняка, расположены на выложенных вершинах холмов. На пробных площадях периодически проводилась повторная таксация древостоя с определением породы, диаметра ствола на высоте 1,3 м, высоты и состояния деревьев, учитывались подрост и подлеск, а также выполнялась оценка

## Глава 2

запаса надземной фитомассы живого напочвенного покрова. Запасы биомассы древостоя, подроста и подлеска определяли расчетным путем с помощью аллометрических формул (2.17) и (2.18) (Уткин и др., 1996). Надземную чистую первичную продукцию насаждений рассчитывали по методике А.И Уткина и др. (2005) на основе данных о запасе надземной биомассы и возрасте насаждений по уравнениям:

$$P_h = a \times (d^2 \times h)^b, \quad (2.17)$$

$$P_h = a \times h^b, \quad (2.18)$$

где:  $P_h$  – биомасса фракций (древостой, подрост или подлесок), кг абсолютно сухой массы ели, сосны и березы;  $d$  – диаметр ствола на высоте 1,3 м, см;  $h$  – высота, м;  $a$  и  $b$  – коэффициенты аллометрического уравнения для разных фракций и древесных пород (табл. 2.21 и 2.22).

**Таблица 2.21.** Значения коэффициентов аллометрического уравнения для определения абсолютно сухой биомассы фракций древостоев ели, сосны и березы в зависимости от диаметра и высоты деревьев (Уткин и др., 1996).

Фракции биомассы	Коэффициент	Значения коэффициентов уравнений по породам		
		ель	сосна	береза
Ствол	$a$	0,0420	0,0218	0,5621
	$b$	0,8958	0,9652	0,6323
Ветви	$a$	0,0022	0,0002	0,0257
	$b$	1,0087	1,2298	0,7621
Хвоя/листва	$a$	0,0233	0,0043	0,0200
	$b$	0,7211	0,8164	0,5887
Кrona	$a$	0,0105	0,001	0,0358
	$b$	0,901	1,1028	0,7422
Надземная часть	$a$	0,0533	0,0217	0,5443
	$b$	0,8955	0,9817	0,6527
Корни	$a$	0,0239	–	0,0387
	$b$	0,8408	–	0,7281
Всего	$a$	0,1237	–	0,0557
	$b$	0,8332	–	0,9031

**Постоянная пробная площадь № 1** (ПП 1) была заложена в ельнике мелкотравно-зеленомошном (рис. 2.48А). Согласно доминантной классификации растительное сообщество относится к *Piceeta parviherbosohylocomiosa*, согласно эколого-флористической классификации – к ассоциации *Maianthemo bifoliae – Piceetum abietis* (Коротков, 1991). В 2009 г. средний диаметр ели составлял 37 см; средняя высота ели – 31 м; бонитет – 1, возраст – 110 лет, формула древостоя – 9Е 1С, полнота 0,4. За период с 2009 г. по 2016 г. наблюдалось усыхание и распад еловых древостоев (рис. 2.48Б). После засухи 2010 г. произошло усыхание ели, и в 2011 г. запас сухостойных деревьев сокращался преимущественно за счет ветроловов.

**Таблица 2.22.** Значения коэффициентов аллометрического уравнения для определения абсолютно сухой биомассы фракций подроста и подлеска в зависимости от высоты по А.И. Уткину и др. (1996) с изменениями авторов.

Виды подроста и подлеска	Коэффициенты уравнения			
	Надземная древесная биомасса		Листва/Хвоя	
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>a</i>	<i>b</i>
Рябина обыкновенная*	0,0169	2,8706	0,0060	2,1154
Жимолость лесная	0,0544	1,9326	0,0053	2,0581
Ель европейская	0,2081	1,7756	0,1134	1,5018
Береза пушистая	0,0388	2,1373	–	–
Бузина красная	0,0544	1,9326	0,0053	2,0581
Калина обыкновенная	0,0240	2,7603	0,0048	1,9840

\* коэффициенты уточнены в ходе полевых работ на полигоне «лог Таежный»



А

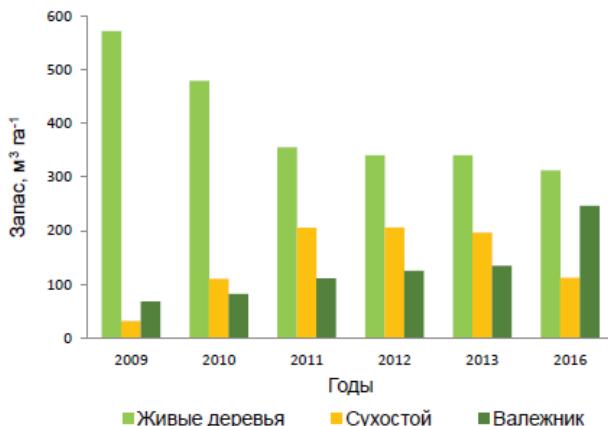


Б

**Рисунок 2.48.** Постоянная пробная площадь № 1. А – фото 2009 г., Б – фото 2015 г.

## Глава 2

С 2009 по 2016 гг. запас растущей части насаждения сократился с 572 до 312  $\text{м}^3 \text{га}^{-1}$ , более чем в 3 раза увеличился запас валежка, полнота уменьшилась с 0,7 до 0,4 (рис. 2.49). В таблице 2.23 приведены расчетные оценки запаса углерода в биомассе древостоя и надземной чистой первичной продукции, выполненные по методике А.И Уткина и др. (2005). В 2016 г. запас углерода в биомассе составил 102,3 т С  $\text{га}^{-1}$ , а надземная чистая первичная продукция сократилась до 2,7 т С  $\text{га}^{-1} \text{год}^{-1}$ , что значительно меньше годового отпада стволовой древесины (табл. 2.23).



**Рисунок 2.49.** Динамика запаса живых деревьев, сухостоя и валежка в еловом лесу на постоянной пробной площади № 1 ( $\text{м}^3 \text{га}^{-1}$ )

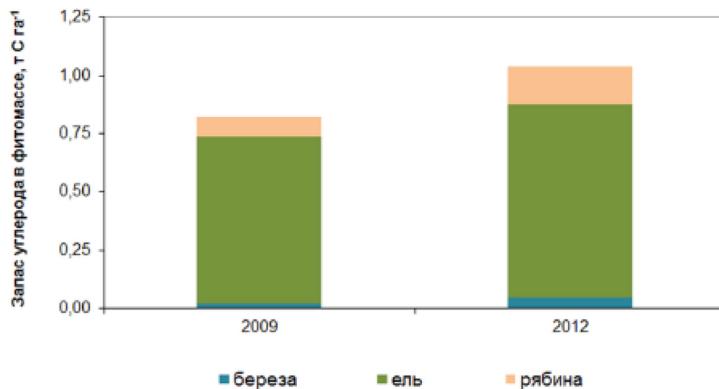
Ярус подроста и подлеска имеет сомкнутость 0,3 и высоту 0,5 – 3,5 м. Формула подроста – 8Е 1Ос 1Бп, ед. Ив, численность – 2,6 тыс. шт.  $\text{га}^{-1}$ . Формула подлеска – 10Рб, ед. Крл, численность – 2,1 тыс. шт.  $\text{га}^{-1}$ . Доминирующие позиции в подросте и подлеске занимают ель (*Picea abies* (L.) H.Karst.) и рябина (*Sorbus aucuparia* L.) при незначительном участии других видов (береза пушистая и повислая, крушины ломкой, ивы козьей). В связи с ростом освещенности, вызванным усыханием древостоя, запас углерода биомассы (включая надземную и подземную части) подроста и подлеска увеличился с 0,83 т  $\text{га}^{-1}$  в 2009 г. до 1,04 т  $\text{га}^{-1}$  в 2012 г. (рис. 2.50). Характерной особенностью травяно-кустарничкового яруса является доминирование boreальных видов (*Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth, *Maianthemum bifolium* (L.) F. W. Schmidt, *Oxalis acetosella* L., *Trientalis europaea* L., *Luzula pilosa* (L.) Willd., *Vaccinium myrtillus* L., *V. vitis-idaea* L., и др.); подчиненное положение занимают неморальные виды (*Galeobdolon luteum* Huds., *Aegopodium podagraria* L., *Stellaria*

## Мониторинг потоков парниковых газов в природных экосистемах

*holostea* L. и др.). В моховом ярусе (проективное покрытие – 70%) доминируют зеленые мхи (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., *Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp., *Dicranum sp.*).

**Таблица 2.23.** Запас углерода в биомассе древостоя и надземная чистая первичная продукция ельника мелкотравно-зеленомошного в 2009 и 2016 гг. (расчет произведен по данным ПП 1 по методике А.И Уткина и др. (2005)).

Год	Виды деревьев	Запас углерода в биомассе по фракциям, т га <sup>-1</sup>						Надземная чистая первичная продукция, т С га <sup>-1</sup> год <sup>-1</sup>
		Ствол	Ветви	Хвоя	Надземная часть	Подземная часть	Всего	
2009	Ель	100,3	17,8	8,5	126,6	31,6	158,1	3,2
2016	Ель	56,7	10,0	4,8	71,5	17,8	89,3	2,2
2009	Сосна	8,6	1,4	0,3	10,3	2,4	12,7	0,6
2016	Сосна	9,0	1,5	0,3	10,9	2,5	13,4	0,6
2009	Всего	108,9	19,2	8,8	136,9	34,0	170,9	3,8
2016	Всего	65,7	11,6	5,1	82,4	20,3	102,7	2,7



**Рисунок 2.50.** Динамика запаса углерода в фитомассе подроста и подлеска на ПП 1

При усыхании и распаде елового древостоя наблюдается увеличение проективного покрытия *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth, *Dryopteris*

## Глава 2

*expansa* (C. Presl.) Fras.-Jenk. et Jermy, *Oxalis acetosella* L., *Galeobdolon luteum* Huds. Запасы углерода надземной биомассы живого напочвенного покрова на постоянной пробной площади № 1 увеличились с 0,63 т га<sup>-1</sup> в 2010 г. до 0,86 т га<sup>-1</sup> в 2012 г. (табл. 2.24).

**Таблица 2.24.** Запас углерода надземной биомассы живого напочвенного покрова на пробной площади № 1 в 2010 и 2012 гг.

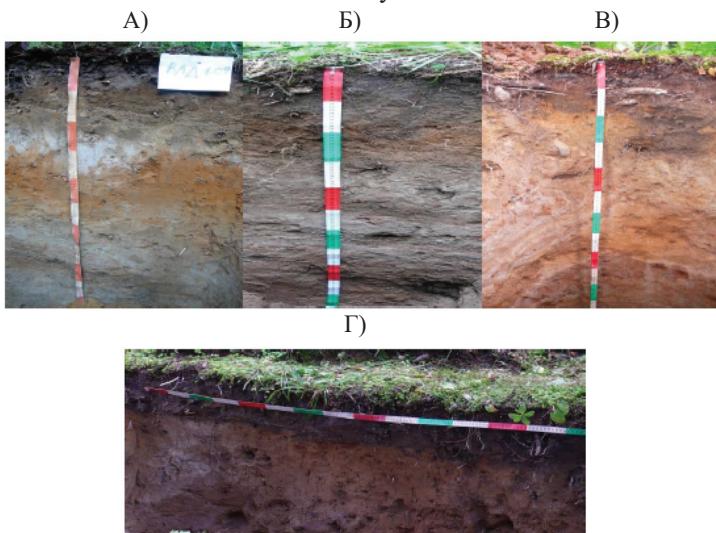
Фракции биомассы	Запас углерода, кг С га <sup>-1</sup>	
	2010 г.	2012 г.
Кустарнички	38	120
Травы	380	611
Зеленые мхи	209	134
Всего	626	864

Описание почвенного профиля (разрез 1-2009, 57°57'45.84" N, 33°20'22.33" E, 219 м н.у.м) приведено в разделе 2.2.1 (рис. 2.51 А). Почва определена как постагрениный дерново-подзол иллювиально-железистый контактно-осветленный супесчаный. Отметим развитие подподстилочного оподзоливания (белесоватость в окраске) в верхней части бывшего пахотного горизонта и наличие несплошного контактно-осветленного горизонта на глубине 20–40 см. Нижележащий ожелезненный горизонт с охристым оттенком был определен как горизонт с признаками железистого метаморфизма. Ярких следов иллювиирования альфегумусовых соединений (пленки на щебне) в нем не выявлено.

Таким образом, по характеру срединного горизонта, почва скорее отвечает критериям железисто-метаморфических почв (ржавоземов дерновых оподзоленных контактно-осветленных), чем подзолов. Однако развитие подподстилочного оподзоливания указывает на основной процесс в верхней толще и позволяет предположить, что до начала освоения здесь под пологом таежной растительности существовал маломощный (20–30 см) профиль дерново-подзола железистого контактно-осветленного (O–Aye-E-BF-Eek–BMF-D).

На той же вытянутой гряде, на ее постепенно суживающейся к югу вершине, были описаны почвы с иным строением профиля – практически без признаков подподстилочного оподзоливания и контактного отбеливания – разрезы 7-2011 и 2-2012 (рис. 2.51 Б–Г). В последнем разрезе бывший пахотный горизонт прослеживался особенно отчетливо – на боковой стенке отчетливо видна его резкая и ровная нижняя граница. Строение нижележащей толщи также отличается. В разрезе 7-

2011 на глубине 90 см был встречен обломок щебня карбонатных пород, а вся грубозернистая песчаная толща с включением глинистых прослоек и линз вскипала от HCl с глубины 110 см.



**Рисунок 2.51.** Строение верхней части почвенной толщи ПП 1, разрезы:

- А) 1-2009 (т. Valdai PL1, 57°57'45.8"N, 33°20'22.3"E, 218 м н.у.м.);
- Б) 7-2011 (т. 134, 57°57'44.4"N, 33°20'21.6"E, 224 м н.у.м.);
- В) и Г) 2-2012 (т. 147, 57°57'43.5" N, 33°20'21.6" 210 м н.у.м.).



**Рисунок 2.52.** Закладка ПП 2 в елово-сосновом лесу (фото 2009 г.)

**Постоянная пробная площадь № 2 (ПП 2)** заложена в 105-летнем сосняке с елью мелкотравном неморально- boreальном (рис. 2.52). Согласно доминантной классификации растительное сообщество относится к *Pineta sylvestris parviflora*, согласно эколого- флористической классификации – к ассоциации *Maianthemo bifoliae – Piceetum abietis* (Коротков, 1991). По данным исследований 2009 г. рассчитаны

## Глава 2

таксационные показатели древостоя: формула 6С 4Е+Б; запас  $678 \text{ м}^3 \text{ га}^{-1}$ ; запас сухостоя  $44 \text{ м}^3 \text{ га}^{-1}$ ; средний диаметр сосны – 45 см, ели – 37 см; средняя высота сосны – 32 м, ели – 28 м; бонитет 1а. Сомкнутость крон древесного яруса – 0,8. За период наблюдений имело место незначительное снижение запаса живой древесины и сухостоя, а также появление валежника (рис. 2.53). Ярус подроста и подлеска имеет сомкнутость 0,5. Доминирующие позиции в нем занимает ель высотой от 1,5 м до 7,0 м, а участие других видов (рябины, крушин и черемухи) незначительно. Проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса составляет 95%. В травяно-кустарничковом ярусе доминирующие позиции занимают бореальные виды (*Oxalis acetosella* L., *Dryopteris expansa* (C. Presl.) Fras.-Jenk. Et Jermy, *Maianthemum bifolium* (L.) F. W. Schmidt), а также *Galeobdolon luteum* Huds., относящийся к неморальной эколого-ценотической группе. В моховом ярусе, проективное покрытие которого достигает 40%, доминирует *Plagiomnium undulatum* (Hedw.) T. Kop., а участие *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. и *Hylocomium splendens* (Hedw.) B.S.G. незначительное.

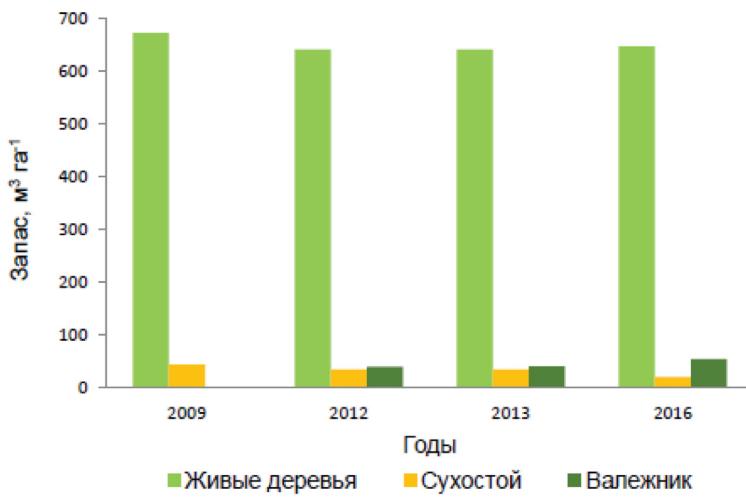


Рисунок 2.53. Динамика запаса живых деревьев, сухостоя и валежника ( $\text{м}^3 \text{ га}^{-1}$ ) в сосновке с елью (по данным ПП 2).

Характер почвы на границе ПП 2 (разрез 2-2009, рис. 2.54) свидетельствует о ее сельскохозяйственном использовании. В разрезе хорошо выражен былой пахотный горизонт несколько более темной окраски, воз-

можно благодаря использованию торфяно-сапропелевой массы в качестве органического удобрения, но без выраженных признаков подподстилочного оподзоливания и с локальными, в виде небольших линз, признаками контактного отбелования. Интересной особенностью разреза является присутствие значительного количества валунно-глыбового материала (рис.2.54) в верхней 40-см толще. Хотя отдельные валуны в верхних горизонтах встречались во многих местах, в данном разрезе их было много. Возможно, это было место, на которое стаскивались крупные валуны с поля (уборка камней) при его обработке.



**Рисунок 2.54.** Строение верхней части почвенной толщи ПП 2 (разрез 2-2009, т. Valdai PL2, 57°57'53.5"N, 33°20'27.2"E, 209 м н.у.м.)

Результаты расчетов запасов углерода в биомассе древостоя и надземной чистой первичной продукции приведены в таблице 2.25. За период 2009 – 2016 гг. существенных изменений в древостое не произошло. Запас углерода в биомассе древостоя в 2016 г. составил  $210,5 \text{ т С га}^{-1}$ , а надземная чистая первичная продукция  $5,9 \text{ т С га}^{-1} \text{ год}^{-1}$ . Запасы углерода надземной биомассы подроста и подлеска составили  $1,7 \text{ т С га}^{-1}$  (табл. 2.26). Оценка запаса углерода надземной биомассы живого напочвенного покрова в пересчете на абсолютно сухую массу представлена в таблице 2.27. В 2012 г. на ПП 2 запас углерода надземной биомассы живого напочвенного покрова несколько снизился по сравнению с 2010 г. и составил  $0,3 \text{ т га}^{-1}$  (табл. 2.27).

## Глава 2

**Таблица 2.25.** Запас углерода в биомассе древостоя и надземная чистая первичная продукция сосновка с елью мелкотравного в 2009 и 2016 гг. (ПП 2).

Год	Виды деревьев	Запас углерода в биомассе по фракциям, т С га <sup>-1</sup>						Надземная чистая первичная продукция, т С га <sup>-1</sup> год <sup>-1</sup>
		Ствол	Ветви	Листва/хвоя	Надземная часть	Подземная часть	Всего	
2009	Ель	48,3	8,7	4,1	61,1	15,1	76,2	2,1
2016	Ель	51,2	9,3	4,3	64,8	16,0	80,8	2,1
2009	Сосна	81,0	14,4	3,0	98,4	22,1	120,5	2,6
2016	Сосна	83,8	15,0	3,1	101,9	22,8	124,7	2,5
2009	Береза	3,6	0,6	0,1	4,3	0,7	5,0	1,2
2016	Береза	3,6	0,6	0,1	4,3	0,7	5,0	1,2
2009	Всего	132,8	23,7	7,2	163,7	37,9	201,6	5,9
2016	Всего	138,6	24,9	7,5	171,0	39,5	210,5	5,9

**Таблица 2.26.** Запас углерода в биомассе подроста и подлеска на ПП 2 в 2012 г.

Виды	Фракции биомассы, т С га <sup>-1</sup>				
	Надземная древесная	Листва /хвоя	Надземная	Подземная	Общая
Ель европейская	1,26	0,46	1,72	0,34	2,07
Рябина обыкновенная	0,02	0,01	0,02	0,00	0,02
Прочие виды	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Всего	1,28	0,46	1,74	0,35	2,09

**Таблица 2.27.** Запас углерода в абсолютно сухой надземной биомассе живого напочвенного покрова на постоянной пробной площади № 2.

Фракции биомассы	Запас углерода биомассы, кг га <sup>-1</sup>	
	2010 г.	2012 г.
Кустарнички	0	0
Травы	459	295
Зеленые мхи	17	20
Всего	476	315



**Рисунок 2.55.** Постоянная пробная площадь № 3 (березняк с елью болотно-травяной)

древостоя в 2013 г. выявила незначительное снижение запаса живых деревьев и небольшое увеличение запаса сухостоя и валежника (рис. 2.56).



**Рисунок 2.56.** Изменение запасов живой древесины, сухостоя и валежника ( $\text{м}^3 \text{ га}^{-1}$ ) в заболоченном березняке с елью (ПП 3)

Ярус подроста и подлеска имеет сомкнутость 0,4. Преобладающие позиции в нем занимает ель высотой от 1 м до 4-5 м при незначительном участии других видов (*Sorbus aucuparia L.*, *Frangula alnus Mill.* и *Alnus incana* (L.) Moench). Проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса составляет 80% при доминировании таволги вязолистной (*Filipendula ulmaria* (L.) Maxim.) и кочедыжника женского (*Athyrium filix-femina* (L.) Roth). На пристволовых повышениях встречаются *Vaccinium myrtillus* L., *Rubus saxatilis* L., *Trientalis europea* L., *Oxalis acetosella* L. В моховом ярусе, проективное покрытие которого достигает 90%, на повышениях микрорельефа доминируют зеленые мхи (*Rhytidadelphus triquetrus* (Hedw.) Warnst., *Rhytidadelphus triquetrus*, *Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp., *Pleurozium schreberi* (Brid.)

## Глава 2

---

Mitt., *Climacium dendroides* (Hedw.) F. Weber & D. Mohr), а понижения заняты сфагновыми мхами (*Sphagnum girgensohnii* Russow, *S. squarrosum* Crome), а также *Calliergon cordifolium* (Hedw.) Kindb. Согласно эколого-флористической классификации растительное сообщество относится к ассоциации *Climacio dendroides – Piceetum abietis* (Коротков, 1991), к которой принадлежат заболоченные мезотрофные ельники и березняки.

На краю ПП 3 выполнена серия прикопок, которая свидетельствует о постепенно увеличивающейся мощности торфяного горизонта. Верхняя часть торфяной толщи представлена хорошо разложенным материалом эутрофного или мезо-эутрофного типа. Разрезы быстро заполнялись водой, стоявшей на глубине 20 см. По данным полевых измерений, pH воды около 6,0 (5,85–6,05), а ОВП - около 100 мВ, что свидетельствует о восстановительных условиях. В краевой части болота мощность торфяного слоя быстро нарастала от 30–40 до 120–140 см; непосредственно под ним залегал песок, насыщенный органическим веществом. На расстоянии 10–15 м от восточного края болота мощность торфа уже превышала длину использовавшегося бура (180 см). Точного замера максимальной мощности торфа провести не удалось. По литературным данным, она может превышать 2,5–3 м.

Результаты расчетов запаса углерода в биомассе древостоя приведены в таблице 2.28. Запас углерода в биомассе древостоя (надземная и подземная части) составил 87 т С га<sup>-1</sup>, а надземная чистая первичная продукция оценивается в 2,3 т С га<sup>-1</sup> год<sup>-1</sup>. Запас углерода в надземной биомассе подроста и подлеска составил 1,25 т га<sup>-1</sup> (табл. 2.29), а в надземной биомассе живого напочвенного покрова – 1,2 т га<sup>-1</sup> (табл. 2.30).

**Постоянная пробная площадь № 4** (ПП 4) размером 40 м × 20 м (0,08 га) была заложена в окне распада елового древостоя, имевшего средний диаметр 28 см. Общая площадь окна распада составляет около 0,5 га. Верхний ярус представлен сухостоем ели высотой от 6 до 30 м с изредка встречающимися живыми еловыми деревьями. По доминантной классификации это сообщество представляет собой рябинник крупнопоротниковый (рис. 2.57А). По эколого-флористической классификации растительное сообщество относится к ассоциации *Rhodobryo rosei – Piceetum abietis* (Коротков, 1991). Древесный ярус отсутствует, хотя единичные живые ели сохранялись до 2010 г. Усыхание деревьев имеет, по-видимому, фитопатогенную природу. Предположительно, в 2002 – 2003 гг. погибшие деревья подверглись массовым ветровалам и ветроломам. В 2011 г. ярус подроста и подлеска имел сомкнутость 0,4 и среднюю высоту 4,5 м. В 2016 г. сомкнутость крон яруса

---

## Мониторинг потоков парниковых газов в природных экосистемах

увеличилась до 0,5, а высота достигала 6 – 7 м (рис. 2.57Б). Доминирующие позиции в нем занимает рябина обыкновенная, незначительно участие других видов (ели, березы пушистой, бузины красной, крушины ломкой, жимолости лесной). Запас углерода в биомассе подроста и подлеска возрос с 1,95 т С га<sup>-1</sup> в 2011 г. до 4,37 т С га<sup>-1</sup> в 2016 г. (табл. 2.31). В 2016 г. отмечено возобновление ели на валеже 3-й стадии разложения. Численность подроста ели возросла с 60 шт. га<sup>-1</sup> в 2011 г. до 250 шт. га<sup>-1</sup> в 2016 г. Для уточнения коэффициентов регрессионных уравнений, описывающих связь биомассы и высоты, были взяты модельные особи рябины (рис. 2.58).

**Таблица 2.28.** Запас углерода биомассы древостоя в березняке с елью болотно-травяном.

Год	Вид	Запасы углерода по фракциям биомассы, т С га <sup>-1</sup>						Надземная чистая первичная продукция, т С га <sup>-1</sup> год <sup>-1</sup>
		Ствол	Ветви	Листья / хвоя	Надземная часть	Подземная часть	Всего	
2011	Береза	40,0	6,4	0,9	47,4	6,9	54,3	1,2
2013	Береза	37,6	6,0	0,9	44,6	6,5	51,1	1,2
2011	Ель	20,9	3,2	2,3	26,3	7,1	33,4	0,8
2013	Ель	20,4	3,1	2,2	25,7	6,9	32,7	0,8
2011	Сосна	2,4	0,3	0,1	2,8	0,8	3,6	0,4
2013	Сосна	2,4	0,3	0,1	2,8	0,8	3,6	0,4
2011	Всего	63,3	9,9	3,4	76,5	14,9	91,4	2,3
2013	Всего	60,4	9,4	3,2	73,1	14,3	87,4	2,3

**Таблица 2.29.** Запас углерода в надземной биомассе подроста и подлеска (ПП № 3)

Виды	Запас углерода по фракциям биомассы, т С га <sup>-1</sup>				
	Надземная дре-весная	Листва /хвоя	Надзем-ная	Подзем-ная	Общая
Ель европейская	0,844	0,403	1,247	0,249	1,497
Рябина обыкновенная	0,008	0,002	0,009	0,002	0,011
Прочие виды	0,002	0,000	0,002	0,000	0,002
Всего	0,853	0,405	1,258	0,252	1,510

## Глава 2

**Таблица 2.30.** Запас углерода надземной биомассы живого напочвенного покрова на постоянной пробной площади 3

Фракции биомассы	Запас углерода, кг га <sup>-1</sup>
Кустарнички	365
Травы	255
Зеленые мхи	130
Сфагновые мхи	460
Всего	1210

Проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса (ярус С) составляет 100%. В 2011 г. в этом ярусе доминировали малина (*Rubus idaeus* L.), щитовник распростертый (*Dryopteris expansa* (C. Presl.) Fras.-Jenk. Et Jermy), орляк (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) с заметным участием boreальных (*Maianthemum bifolium* (L.) F. W. Schmidt, *Oxalis acetosella* L., *Gymnocarpium dryopteris* (L.) Newm., *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth), неморальных (*Aegopodium podagraria* L., *Galeobdolon luteum* Huds.), и нитрофильных видов (*Stellaria nemorum* L., *Urtica dioica* L.). В 2016 г. абсолютным доминантом выступал орляк (в летние месяцы проективное покрытие – 100% при средней высоте до 1,5 м). Однако его обилие снижается на затененных участках под пологом рябины (рис. 2.57Б). Проективное покрытие малины, щитовника распростертого, вейника тростниковидного, звездчатки дубравной и других видов снизилось по сравнению с 2011 г. Запас углерода надземной биомассы живого напочвенного покрова также снизился с 2,5 т С га<sup>-1</sup> в 2010 г. до 2,0 т С га<sup>-1</sup> в 2012 г. (табл. 2.32).

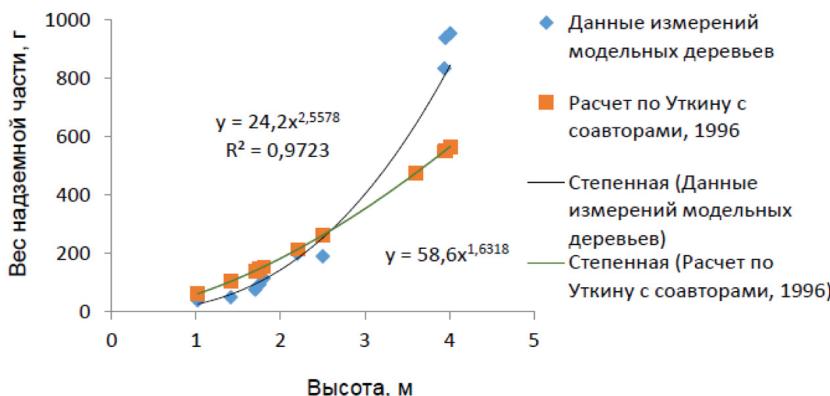


**Рисунок 2.57.** Постоянная пробная площадь № 4 в окне распада елового древостоя.

А) – учет подроста и подлеска в 2011 г. Б) – активный рост и плодоношение рябины, доминирование орляка обыкновенного в 2016 г.

В пределах этой пробной площади и в непосредственной близости от нее было заложено несколько почвенных разрезов и прикопок (рис. 2.59).

В отличие от первой и второй пробных площадей, явных признаков постагротенной природы гумусового горизонта на этой площади обнаружено не было. Нижняя его часть серо-палевого, серовато-буроватого, или серовато-красноватого цвета (на глубине отчетливо выделялся слой морены красного цвета) имела ровную (на глубине около 20 см), но неясно выраженную границу. Мелкие угольки присутствовали, но в небольшом количестве.



**Рисунок 2.58.** Зависимость надземной абсолютно-сухой массы рябины от высоты.

Отчетливо выделялась верхняя часть гумусового горизонта с нижней границей на глубине от 3-х до 10–12 см (рис. 2.59 А, Б и Г – Е). Можно предположить, что часть сформировавшегося ранее запаса гумуса "выгорела" после формирования окна распада с повышенной инсоляцией. О возможном пахотном использовании участка в прошлом достоверных свидетельств не найдено. Тем не менее, подчеркнем некоторые признаки, позволяющие говорить о постагротенной природе верхних почвенных горизонтов ПП 4:

(1) Гумусовый (серогумусовый, АY) горизонт ясно выражен и имеет сходную мощность во всех разрезах независимо от характера напочвенного покрова и верхнего опадо-подстилочного горизонта. Его нижняя граница в почвах ровных участков находится на глубине 15–20 см, ее положение зависит от мощности подстилочного горизонта (2–10 см); мощность горизонта АY составляет около 13–15 см (за исключением некоторых «карманов» по корням деревьев).

## Глава 2

**Таблица 2.31.** Оценки запасов углерода в биомассе подроста и подлеска на ПП 4

Год	Вид	Запас углерода биомассы, т С га <sup>-1</sup>				
		Ствол и ветви	Листва/хвоя	Надземная	Подземная	Всего
2011	Ель	0,003	0,002	0,005	0,002	0,007
	Рябина	1,183	0,170	1,353	0,541	1,894
	Прочие	0,033	0,004	0,037	0,015	0,052
	Всего	1,219	0,176	1,395	0,558	1,953
2016	Ель	0,043	0,016	0,059	0,023	0,082
	Рябина	2,698	0,291	2,989	1,195	4,184
	Прочие	0,067	0,007	0,074	0,030	0,104
	Всего	2,807	0,315	3,122	1,248	4,370

**Таблица 2.32.** Запас углерода в надземной биомассе живого напочвенного покрова на постоянной пробной площади № 4

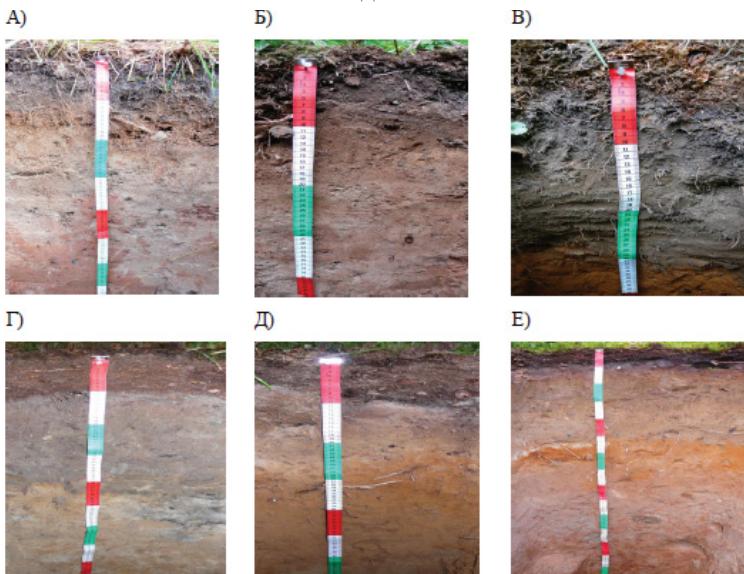
Фракции биомассы	Запас углерода биомассы, кг га <sup>-1</sup>		
	2010 г.	2011 г.	2012 г.
Малина	102	283	180
Папоротники	845	519	424
Травы	290	110	368
Зеленые мхи	10	24	23
Всего	1246	935	993

(2) Во всей толще горизонта присутствуют мелкие (1–2 мм, редко до 5–7 мм) черные угольки, в том числе и на участках, где видимые следы пожаров на деревьях отсутствуют.

(3) При подробном изучении можно найти участки, на которых отчетливо видна ровная нижняя граница этого горизонта, типичная для пахотных почв (рис. 2.51 Г – Е).

(4) В нижних выполаживающихся частях склонов холмов можно встретить участки, на которых мощность гумусового горизонта возрастает до 25–30 или даже до 40–50 см вне всякой связи с характером растительности (рис. 2.59 В). Такие участки обычно имеют повышенный гидроморфизм, выражющийся в присутствии признаков оглеения в почвенном профиле (особенно в нижней части) и в увеличенной мощ-

ности оторфованной подстилки или маломощного (10–15 см) торфяного горизонта. Формирование такой гумусированной толщи в данных условиях возможно только за счет намыва, однако современных его признаков в ландшафте не прослеживается. Очевидно, что намыв происходил до образования подстилочного горизонта, вероятно, при сведении леса и использовании земли под посевы.



**Рисунок 2.59.** Строение верхней части почвенной толщи ПП 4 (разрезы: А) 1-2012 (т. 146, 57°57'42.0"N, 33°20'18.0"E, 209 м н.у.м.); Б) 8-2011 (т. 135, 57°57'41.89"N, 33°20'16.58"E, 209 м н.у.м.); В) 6-2012 (т. 151, 57°57'43.6"N, 33°20'35.7"E, 206 м н.у.м.); Г) 6-2011 (т. 133, 57°57'47.6"N, 33°20'22.9"E, 206 м н.у.м.); Д) 1-2011 (т. 129, 57°57'48.2"N, 33°20'29.5"E, 200 м н.у.м.); Е) 3-2012 (т. 148, 57°57'46.6"N, 33°20'24.5"E, 212 м н.у.м.))

(5) В пределах гумусового горизонта АУ обычно выделяется два подгоризонта. Верхний, мощностью 5–10 см, более гумусированный, лучше оструктуренный и отражающий признаки современных процессов гумусонакопления (как правило, под травянистой растительностью) и/или подподстилочного оподзоливания (под оторфованной подстилкой с участием моховой растительности) и нижний, близкий по мощности, серовато-палевого цвета (такие почвы на Валдае были описаны как палево-подзолистые (Ильичев, 1982)), более плотный с нечеткой, но ровной, нижней границей (рис. 2.59 А, Б). В этом случае диагностика гумусового горизонта как старопахотного, затруднена. Однако, как пра-

## Глава 2

вило, в пределах той же формы мезорельефа можно найти участки, на которых постагрогенный характер этого горизонта выражен значительно лучше. Верхнюю часть горизонта мы рассматриваем как зону современного гумусонакопления, нижнюю – как остаточный признак старопахотного горизонта. Граница между ними обычно хорошо прослеживается в профиле.

В целом, разнообразие строения почвенных профилей полигона «лог Таежный» очень велико, что связано с пестрым литологическим составом моренных и флювиогляциальных отложений. Примечательно, однако, что в большинстве описанных разрезов и прикопок в дренированных позициях был зафиксирован гумусовый горизонт мощностью около 13–16 см, сформированный в верхнем наносе песчаного или супесчаного состава, причем его верхняя часть переменной мощности (от 3–5 до 10–12 см) отражала современные условия почвообразования (характер растительного покрова), а нижняя имела приблизительно одинаковую глубину нижней границы (18–24 см от поверхности почвы, включая подстилку, или около 15 см от поверхности минерального (гумусового) горизонта).

Предварительная оценка чистой первичной продукции лесных экосистем, рассчитанная по методике А.И Уткина с соавторами (2005), показала, что при усыхании еловых древостоев происходит увеличение продуктивности подчиненных ярусов (подроста, подлеска и травяно-кустарничкового ярусов), которое, тем не менее, не компенсирует снижения продуктивности усыхающих древостоев (табл. 2.33). Несмотря на значительное увеличение продуктивности подчиненных ярусов в окнах распада, формирующиеся сообщества уступают по продуктивности сомкнутым лесам в 4 – 6 раз. Оценка динамики площадей лесных экосистем проводилась на основе космических снимков 2009 и 2013 гг.

**Таблица 2.33.** Предварительная оценка чистой первичной продукции лесных экосистем на постоянных пробных площадях ( $\text{t C га}^{-1} \text{ год}^{-1}$ )

Пробная площадь	ПП 1		ПП 2		ПП 3		ПП 4	
Год наблюдений	2009	2016	2009	2016	2011	2011	2016	
Древостой	3,77	2,74	6,03	5,87	2,30	0	0	
Подрост и подлесок	0,12	0,16	0,31	0,31	0,23	0,38	0,80	
Травяно-кустарничковый ярус	0,31	0,55	0,34	0,22	0,47	0,70	0,74	
Всего	4,21	3,44	6,69	6,40	2,99	1,08	1,54	

На основе космических снимков 2009 и 2013 гг. ФГБУ «НИЦ «Планета» исследована пространственно-временная динамика лесных экосистем экспериментального полигона и прилегающих территорий и оценены занимаемые ими площади в разные годы (подробное описание этих работ см. в разделе 3.2). За период с 2009 по 2013 гг. произошло сокращение площади еловых лесов и 5-кратное увеличение окон распада древостоев (табл. 2.34). Предварительная оценка поглощения диоксида углерода растительностью в пределах 500-метровой зоны мачты полигона «лог Таежный» в течение вегетационного периода показала снижение углерод депонирующей функции лесных экосистем, связанной с усыханием и распадом древостоя ели (табл. 2.34). Для уточнения расчетов необходимы дальнейшие исследования, включающие оценку биологической продуктивности всего разнообразия лесных экосистем на постоянных и временных пробных площадях.

**Таблица 2.34.** Предварительная оценка аккумуляции СО<sub>2</sub> биомассой лесов в пределах 500-метровой зоны вокруг измерительной вышки с микрометеорологическим оборудованием за вегетационный период (полигон «лог Таежный»)

Типы природных экосистем	Годы исследований			
	2009		2013	
	Площадь, га	Аккумуляция, т СО <sub>2</sub> год <sup>-1</sup>	Площадь, га	Аккумуляция, т СО <sub>2</sub> год <sup>-1</sup>
Еловые и смешанные леса с доминированием ели	35,9	554	32,8	411
Елово-сосновые леса	12,2	300	11,2	265
Березняк с елью и сосной заболоченный	6,6	72	6,6	72
Окна распада древостоев	1,0	4	5,1	20
Прочие типы лесных и болотных экосистем	22,8	Нет данных	22,8	Нет данных
Всего	78,5	930	78,5	768

**2.6.2. Запасы углерода в биомассе на разных этапах дигрессионно-демутационных смен, связанных с усыханием еловых древостоев.** Для оценки запасов углерода в биомассе и надземной чистой первичной продукции лесных экосистем на разных этапах дигрессионно-демутационных смен, связанных с усыханием еловых древостоев полигона, в 2014 г. вблизи полигона «лог Таежный» были заложены 5 временных пробных площадей (ВПП) площадью 0,12 га каждая (табл. 2.35) в следующих древостоях:

## Глава 2

---

ВПП 1 – одновозрастный 120-летний ельник сложный ( boreально-неморальный);

ВПП 2 – разновозрастный ельник (возраст елей – от 40 до 125 лет) сложный ( boreально-неморальный);

ВПП 3 – молодой мелколиственный лес (возраст около 30 лет) сложный ( boreально-неморальный) с примесью ели, сформировавшийся после распада ельника;

ВПП 4 – очаг усыхания 120-летнего древостоя ели вейнико-малиново-крупнопапоротниковый (начало распада сухостоя в результате ветроломов и ветровалов);

ВПП 5 – очаг усыхания 120-летнего древостоя ели малиново-крупнопапоротниковый (преобладает сухостой, единичные сухие деревья выпадают в результате ветроломов и ветровалов).

Учеты, выполненные на ВПП, включали определение породы, диаметра ствола на высоте 1,3 м, категории состояния, высоты каждого дерева, а также оценку подроста. С помощью аллометрических уравнений (2.17) и (2.18) были определены запасы биомассы древостоя, подроста и подлеска (Уткин и др., 1996). Оценка надземной чистой первичной продукции насаждений рассчитывалась по методике (Уткин и др., 2005) на основе данных по запасу надземной биомассы и возрасту насаждений.

На примыкающей к экспериментальному полигону территории преобладают одновозрастные древостоя ели возрастом 120 лет и более, близкие по составу (табл. 2.35). В составе древостояев 1 яруса преобладает ель с небольшой примесью сосны, а второй ярус выражен очень слабо. Запас углерода в биомассе еловых древостояев достигает 121,9 т С га<sup>-1</sup> (табл. 2.36). В подросте по численности и биомассе преобладает рябина высотой от 0,5 до 7,0 метров – 2,6 тыс. экз. га<sup>-1</sup>, а также встречается осина, ель и береза (табл. 2.35, 2.36). Подрост ели представлен немногочисленными (300 экз. га<sup>-1</sup>) особями пониженнной жизненности высотой до 2,5 м. В живом напочвенном покрове преобладают кислица обыкновенная, зеленчук желтый, вейник лесной, звездчатка дубравная, щитовник распространенный. Крайне редко встречаются разновозрастные древостоя ели, описанные на ВПП 2. Ценопопуляции ели можно отнести к полночленным, поскольку они включают разноразмерный подрост, молодые генеративные деревья второго яруса, средневозрастные и старые генеративные деревья первого яруса. Запас углерода в биомассе древостояев достигает 113,4 т С га<sup>-1</sup> (табл. 2.36). Отмечен валежник ели разного возраста и ветрально-почвенные комплексы, связанные с вывалами старых деревьев. В составе первого яруса отмечена небольшая примесь бересклета пушистой, а во втором ярусе присутствует не только ель, но и рябина. В подросте по численности и биомассе преоб-

ладает рябина со значительным участием ели и с незначительной примесью ивы козьей, березы пушистой, дуба и ольхи серой (табл. 2.35, 2.36). Подрост ели высотой от 0,1 до 7,0 м представлен особями нормальной и пониженной жизненности в количестве 1,2 тыс. экз.  $\text{га}^{-1}$ . В живом напочвенном покрове преобладают щитовник распространенный, кислица обыкновенная, вейник лесной, зеленчук желтый.

**Таблица 2.35.** Характеристика временных пробных площадей, заложенных на примыкающей к экспериментальному полигону «лог Таежный» территории в 2014 г.

Номер ВПП	Ярус	Формула состава по ярусам*	Возраст, лет	Средний диаметр ствола на высоте 1,3 м, см	Средняя высота, м	Абсолютная полнота** $\text{м}^2 \text{га}^{-1}$	Запас древостоя, $\text{м}^3 \text{га}^{-1}$	Запас сухостоя, $\text{м}^3 \text{га}^{-1}$
1	1	9Е 1С	~120	41	31	33,4	497,8	16,7
	2	7Е 3Рб	~30	11	10	0,6	2,6	—
	Подрост	7Рб 2Ос 1Е +Бп – 3,7 тыс. шт. $\text{га}^{-1}$			2,9	—	—	—
2	1	10Е+Б	~125	40	31	24,0	356,5	8,4
	2	5Е 5Рб	~40	12	10	3,2	20,0	—
	Подрост	6Рб 4Е+Ик, Бп, Д, Олс – 3,1 тыс. шт. $\text{га}^{-1}$			2,6	—	—	—
3	1	10Е	~120	36	33	1,7	26	36,7
	2	5Ик 3Рб 1Е 1Бп	~30	10	9	5,9	31,8	—
	Подрост	6Рб 2Чо 1Е+Олс, Бп – 1,4 тыс. шт. $\text{га}^{-1}$			2,8	—	—	—
4	1	10Е	~120	31	30	9,9	159,5	230,1
	2	—	—	—	—	—	—	—
	Подрост	9Рб 1Е+Ик, Ос, Бп – 2,7 тыс. шт. $\text{га}^{-1}$			1,9	—	—	—
5	1	10Е	~120	40	35	3,4	54,1	366,8
	2	10Ик	~25	8	9	0,1	0,5	—
	Подрост	8Рб 1Бп 1Чо+Е, Ик – 1,9 тыс. шт. $\text{га}^{-1}$			3,8	—	—	—

**Примечание:** \* – Формула состава 1 и 2 ярусов древостоя рассчитана по запасу древостоя, формула состава подроста – по числу стволов. Е – ель европейская, С – сосна обыкновенная, Бп – береза пушистая, Рб – рябина обыкновенная, Ик – ива козья, Чо – черемуха обыкновенная, Ос – осина, Олс – ольха серая;

\*\* – абсолютная полнота – сумма площадей поперечных сечений деревьев.

## Глава 2

Временные пробные площади № 4 и № 5 представляют собой разные стадии усыхания и распада еловых древостоев. Наблюдается сильное снижение запасов живой древесины (до 50-160 м<sup>3</sup> га<sup>-1</sup>) в сочетании с резким увеличением запаса сухостоя (до 230 – 370 м<sup>3</sup> га<sup>-1</sup>) и валежа. Значительно снижается надземная чистая первичная продукция древостоев (табл. 2.36). Резкое освещение в сочетании с ускоренным разложением опада приводят к усилению роста и увеличению жизненности подроста и подлеска, разрастанию вейника лесного, малины, орляка обыкновенного и других крупных папоротников (щитовники мужской и распространенный, кочедыжник женский), усилию позиций неморальных видов трав (звездчатки дубравной, сныти обыкновенной, зеленчука желтого).

**Таблица 2.36.** Запас углерода в биомассе и надземная чистая первичная продукция древостоев на временных пробных площадях.

Номер пробной площади	Ярус	Формула состава ярусов по соотношению запасов углерода*	Запас углерода, т га <sup>-1</sup>	Надземная чистая первичная продукция***, т С га <sup>-1</sup> год <sup>-1</sup>
ВПП 1	1	91Е 9С	121,9	2,7
	2	100Рб	0,2	0,0
	подрост	89Рб 6Е 4Бп 1Ос	1,9	–
ВПП 2	1	97Е 3Бп	105,5	2,4
	2	51Е 49Рб	7,9	0,7
	подрост	61Рб 36Е 1Бп 1Ик+Д, Ик	1,7	–
ВПП 3	1	10Е	7,6	0,2
	2	47Ик 31Рб 13Бп 9Е	12	1
	подрост	73Рб 16Е 6Ик 3Чо 1Бп 1Олс	0,7	–
ВПП 4	1	10Е	45,3	1,1
	подрост	89Рб 6Ик 4Е 1Бп+Ос	0,6	–
ВПП 5	1	10Е	15,6	0,3
	2	10Ик	0,2	0,0
	подрост	86Рб 10Бп 2Ик 1Е 1Чо	1,3	–

**Примечание:** \* – условные обозначения – см. табл. 2.35, цифрами показано процентное соотношение видов;

\*\* – для подроста этот показатель не оценивался.

В подросте абсолютное господство по численности и запасам биомассы занимает рябина обыкновенная (табл. 2.35, 2.36), а участие

остальных видов – ели, ивы козьей, черемухи, березы – незначительное. Сильное разрастание травяного покрова приводит к невозможности последующего возобновления деревьев. Возобновление деревьев возможно лишь на буграх и западинах вывалов с нарушенной почвой, а также по стволам разложившейся древесины.

Временная пробная площадь № 3 представляет собой молодой мелколиственный лес (возраст 20 лет) с доминированием рябины и ивы козьей и с небольшой примесью березы и ели. Этот лес сформировался после усыхания и гибели еловых древостоев. В подросте преобладают рябина и черемуха, а доля ели, ольхи серой и березы – незначительна. В живом напочвенном покрове преобладают орляк обыкновенный, щитовник распространенный, кочедыжник желтый, зеленчук желтый, звездчатка жестколистная, кислица обыкновенная, сныть обыкновенная. В настоящее время по запасам биомассы и величине наземной чистой первичной продукции сформировавшийся древостой значительно уступает еловым лесам (табл. 2.36).

Таким образом, распад и усыхание еловых древостоев приводит к формированию мелколиственных лесов, значительно уступающих по запасам углерода и величине надземной чистой первичной продукции. В будущем, после старения и последующего распада мелколиственных древостоев, в составе древостоев возможно усиление позиций ели, которая может возобновляться под пологом мелколиственных лесов на разлагающихся ствалах. Восстановление отличающихся высокой продуктивностью исходных елово-широколиственных лесов зонального типа маловероятно в связи с недостаточным заносом семян позднесукцессационных видов деревьев (дуба черешчатого, липы мелколистной, клена остролистного, ясения обыкновенного, вяза голого). Для восстановления зональных лесов необходимо проводить посадку всех видов широколиственных деревьев методом густой культуры (Огиеvский, 1966) в окнах распада еловых лесов и на участках без подроста и подлеска с последующим уходом за высаженными культурами. Расчистка валежника и создание монокультур ели нецелесообразны в связи с тем, что этот вид успешно возобновляется естественным путем на перегнивающих ствалах деревьев.

---

### **3. ПОТОК ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ НА УРОВНЕ ЭКОСИСТЕМЫ**

#### **3.1. Динамика запаса углерода в почве и растительности при естественном восстановлении залежных земель**

Согласно полученным в 2009 г. данным по неиспользуемым пахотным землям полигона «Усадье» Валдайского филиала ФГБУ «ГГИ», общие запасы фито- и мортмассы на залежных участках территории экспериментального полигона «Усадье» были несколько ниже аналогичных запасов разнотравного луга на месте брошенного сенокоса. При этом их значения были в 4 и более раз выше, чем на пашне (табл. 3.1). С увеличением возраста залежи прослеживается накопление надземной и подземной мортмассы, в то время как для фитомассы четкой тенденции к увеличению или уменьшению запасов в зависимости от возраста залежи выявить не удалось. В среднем, запасы надземной фитомассы залежных участков в 2009 году были почти в 2 раза ниже запасов на бывшем сенокосе.

Повторное обследование пробных площадей полигона через 5 лет показало, что общие запасы растительной биомассы всех исследуемых участков залежных земель увеличились в среднем на 17%. Однако распределение накопления биомассы по отдельным пулам живого и мертвого органического вещества происходило неодинаково. Так, на более старых залежных землях, заброшенных в 1982 – 1984 и 1985 – 1987 гг., запасы биомассы травостоя увеличились. При этом если на залежи 1985–1987 гг. рост составил только 7,5%, то на залежи 1982–1984 гг. биомасса увеличилась в 1,7 раз. На более молодой залежи, заброшенной в 1991 – 1993 гг., напротив, наблюдается сокращение запасов живой фитомассы, которая в 2015 г. соответствовала запасам старых залежей 2009 года, и наращивание запасов мортмассы более чем на 70% от уровня 2009 г. По-видимому, наблюдаемую динамику запасов биомассы залежных земель можно объяснить продолжающейся на них сукцессией растительности.

Начальные стадии формирования естественных луговых биоценозов наблюдаются на молодой залежи, обработка которой прекратилась 3-4 года назад. В результате смены культурных растений на растительность начальных стадий сукцессии средние запасы травяного яруса сократились на 32,5% в 2015 г., при этом запасы мортмассы увеличились более чем в 7 раз (табл. 3.1), при том что мертвого органического вещества на используемой пашне практически не наблюдалось.

Таблица 3.1. Средние запасы фитомассы и мортмассы различных экосистем на территории полигона «Усадьба» в 2009 и 2015 гг., т га<sup>-1</sup> сух. в

Эко-система	Надземные резервуары биомассы				Подземные резервуары биомассы (оценочно)				Общий запас биомассы	Общий запас углерода биомассы, т С га <sup>-1</sup>	Изменение запасов углерода за 2015 – 2015, %			
	фитомасса		мортмасса		фитомасса		мортмасса							
	2009	2015	2009	2015	2009	2015	2009	2015						
Залежь с 1991-1993 гг.	6,3±1,3	5,0±2,9	2,5±0,6	4,3±0,05	10,9±2,2	8,7±5,1	8,1±2,1	14,0±0,1	27,8±3,3	32,0±5,9	12,0±1,4	13,5±2,5		
Залежь с 1985-1987 гг.	5,1±0,5	5,5±2,2	4,0±1,2	6,2±0,2	8,9±0,9	9,6±3,8	12,8±3,8	19,8±0,6	30,8±4,1	40,9±4,4	13,0±1,7	17,1±1,8		
Залежь с 1982-1984 гг.	5,0±3,1	8,4±7,7	3,3±1,0	1,4±1,0	8,8±5,4	14,6±13,5	10,4±3,3	4,4±3,3	27,5±7,1	28,7±15,9	11,7±3,0	12,6±7,0		
Сенокос (заброшен в 1999г.)	10,1±4,0	5,6±0,3	4,1±1,3	0,6±0,1	15,6±6,2	8,6±0,4	13,3±4,3	1,8±0,3	43,1±8,7	16,5±0,6	18,5±3,7	7,3±0,3		
Пашня в 2009г., залежь с 2011-2012 гг.	3,7±0,4	2,5±0,3	0,1±0,05	0,8±0,5	2,6±0,3	4,4±0,4	1,1±0,7	2,5±1,5	7,5±0,9	10,2±1,7	3,3±0,4	4,4±0,7		
Травянистый покров посадок сосны и ели 1954г.	0,5±0,4	0,08±0,05	10,1±4,0	10,3±3,8	-	-	-	-	-	-	-	+24,8		

## Глава 3

---

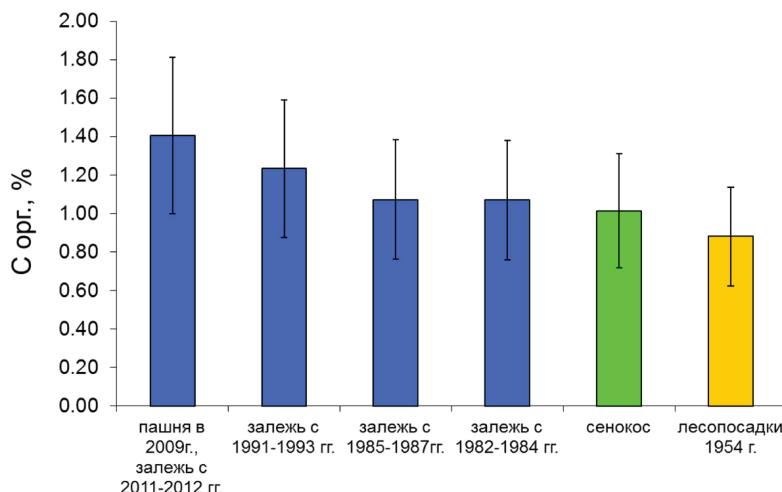
Запасы надземной биомассы лесопосадок 1954 г. практически не показали выраженной динамики с 2009 по 2015 гг. В отличие от них, бывший сенокос потерял в продуктивности обоих рассматриваемых резервуаров в сумме более 60% (табл. 3.1). При этом сокращение запасов травостоя составило 1,8 раз, а мортмассы – 7,4 раз. Характерной особенностью именно этого биоценоза явилось заметное снижение количества доминирующих видов растений по сравнению с обследованием 2009 г., и в настоящее время абсолютным доминантом выступает только один вид – овсяница луговая. По-видимому, одновременно с сокращением биоразнообразия наблюдается также некоторое снижение первичной продуктивности на этой территории. В целом, в пересчете на углерод, можно заключить, что резервуары фитомассы зарастающих земель центральной части Валдайской возвышенности демонстрируют ежегодную аккумуляцию углерода в среднем около  $0,4 \text{ т С га}^{-1}$  в год ( $1,4 \text{ т CO}_2 \text{ га}^{-1} \text{ год}^{-1}$ ). Исключение составляет заброшенный в 1999 г. сенокос, на территории которого резервуары биомассы с 2009 по 2015 гг. сокращались в среднем на  $2,2 \text{ т С га}^{-1} \text{ год}^{-1}$ .

В 2009 г. были получены количественные оценки запасов гумуса и проанализирована его многолетняя динамика на исследованных площадях. Результаты анализа почвенных проб пашни, залежных полей, брошенного сенокоса (полигон «Усадьба») и лесопосадок (урочище «Синяя гнилка») на содержание органического углерода в слое почвы 0 – 20 см по пробам 2009 г. приведены на рис. 3.1. Данные, пересчитанные в запас углерода ( $\text{т га}^{-1}$ ), приведены на рис. 3.2. Полученные данные могут свидетельствовать о снижении содержания органического углерода в заброшенных сельскохозяйственных угодьях за период после прекращения сельскохозяйственной обработки почв. Примерно после 25 лет зарастания, брошенные участки пашни имели содержание углерода в верхнем горизонте почвы на одинаковом уровне, характерном, по-видимому, для естественных луговых сообществ данного региона. Наблюданное некоторое понижение содержания углерода в почве сенокоса, которое все же находится в пределах неопределенности оценок, может объясняться периодическим сенокошением и отчуждением части биомассы, а, следовательно, и источника гумуса, с этой территории (рис. 3.1). Сравнительно более высокая объемная масса почвы сенокоса ( $1,52 \text{ г см}^{-3}$  против  $1,39 - 1,42 \text{ г см}^{-3}$  для залежных почв) обусловила некоторое повышение удельных запасов углерода, что также может объясняться периодическим использованием сенокосной территории (рис. 3.2). Учитывая снижение фитопродуктивности на сенокосе

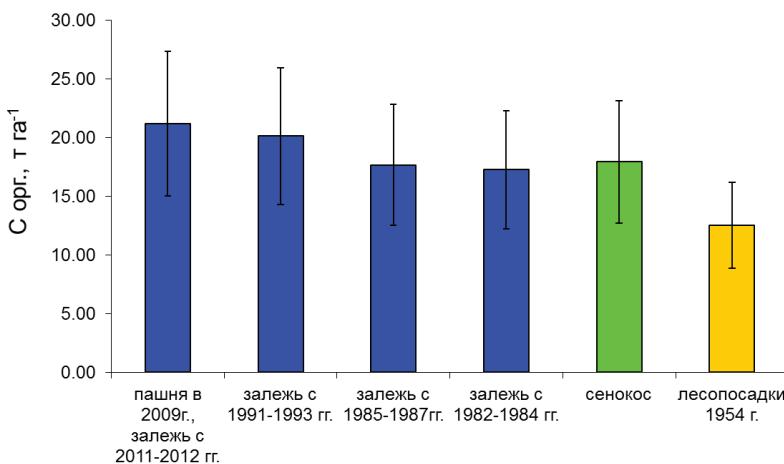
---

в 2009 – 2015 гг. (табл. 3.1), в настоящее время следует ожидать сокращения запасов органического углерода в почвах этой пробной площади.

Для лесопосадок урочища «Синяя гнилка» содержание и запасы почвенного органического углерода оказались самыми низкими. Можно заключить, что практически полное отсутствие травянистого яруса на территории лесопосадок, а также низкие запасы мортмассы, приводят к малому поступлению органического вещества в почву и обусловливают сокращение углерода в верхнем горизонте почвы по сравнению с почвами пашни и луговых биоценозов. Предполагаемое сокращение содержания и запасов органического углерода почв после прекращения их эксплуатации на территории полигона «Усадьба» не соответствует общим тенденциям, наблюдаемым на территории залежных земель в других регионах России (Романовская, 2006; 2008). Так, для залежей Мурманской, Московской, Свердловской области и Ставропольского края было отмечено постепенное повышение запасов органического углерода при переходе от пашни к луговым биоценозам. Сходные результаты были отмечены и другими исследователями (Курганова, 2010; Сazonov, 2005, Люри и др., 2010, 2013, Карелин и др., 2015, 2017в).

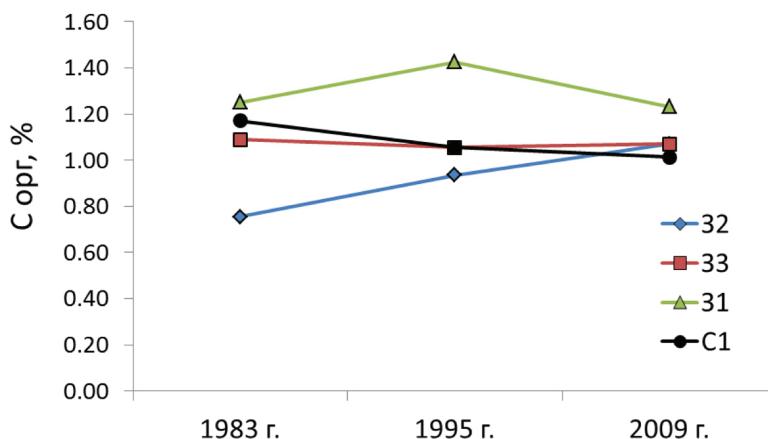


**Рисунок 3.1.** Содержание почвенного органического углерода (%) в пашне, на залежных землях, брошенном сенокосе и лесопосадках (полигон «Усадьба» и урочище «Синяя Гнилка»)



**Рисунок 3.2.** Запасы почвенного органического углерода в пашне, на залежных землях, брошенном сенокосе и лесопосадках (полигон «Усадье» и урочище «Синяя Гнилка»)

Для подтверждения установленных тенденций были проанализированы исторические данные по содержанию углерода в исследованных почвах. Согласно архиву Федерального государственного учреждения «Станция агрохимической службы «Новгородская», почвы полигона «Усадье» были исследованы в 1983 и 1995 гг. Сопоставление карты полей, полученной из архива, и точек пробоотбора 2009 г. показано на рис. 1.6 (раздел 1.3). Согласно архивным данным, во время сельскохозяйственного использования пахотных почв содержание в них углерода было 0,76 – 1,43% при средней величине 1,12%, что близко к полученному значению для используемой пашни – 1,41% С. С 1983 до 1995 гг. среднее содержание углерода увеличилось от 1,06 до 1,18 % С, что, по-видимому, можно объяснить эффективностью предпринятых мер по стабилизации и увеличению запасов гумуса используемых в то время пашен, включая ежегодное внесение органических удобрений. После забрасывания пашен песчаные почвы большинства исследованных пробных площадей характеризовались снижением содержания органического углерода с постепенной стабилизацией на уровне естественных биоценозов. Сопоставление архивных данных и результатов наших исследований приведено на рис. 3.3 (Романовская и др., 2012).



**Рисунок 3.3.** Динамика содержания органического углерода в почвах полигона «Усадьи», где 3-1 – залежь с 1991-1993 гг., 3-2 – залежь с 1982-1984 гг., 3-3 – залежь с 1985-1987 гг. и C-1 – заброшенный в 1999 г. сенокос

Исключение составили почвы пробной площади на бывшей пашне, заброшенной в 1982 – 1984 гг., на которой, напротив, наблюдалось многолетнее увеличение содержания углерода после прекращения эксплуатации. По-видимому, это объясняется сравнительно низким начальным содержанием органического углерода, которое увеличивается до типичного регионального уровня в течение формирования многолетней луговой растительности. Из рисунка 3.3 следует, что содержание углерода всех исследованных почв стремится к уровню 1,1% – 1,2%.

Очевидно, что определяющими факторами направления изменений запасов углерода в почвах при зарастании неиспользуемых пахотных земель являются (1) начальный уровень органического углерода пахотного горизонта, (2) интенсивность агромелиоративных мер по стабилизации гумуса, применявшимся во время сельскохозяйственной эксплуатации, и (3) уровень запасов углерода в почвах луговых сообществ, типичных для данного региона. Изначально малогумусные почвы имеют тенденцию к накоплению углерода после прекращения обработки, также, как и почвы, на которых агромелиорация проводилась в недостаточном объеме. В противоположность этому, более богатые углеродом пахотные почвы при высоком ежегодном поступлении углеродсодержащего материала в виде растительных остатков или органических удобрений могут характеризоваться потерями почвенного

## Глава 3

---

органического углерода в ходе зарастания. При этом в обоих случаях общие запасы углерода почв будут стремиться к стабилизации на уровне типичном для естественных луговых биогеоценозов данной зоны или региона.

Принимая объемную массу пахотных почв равной стандартной величине ( $1,3 \text{ г см}^{-3}$ ), можно оценить средние потери запасов углерода исследованных земель. Несмотря на наблюдаемые тенденции сокращения содержания углерода в почвах залежи 1991 – 1993 гг. и бывшего сенокоса, в среднем запасы органического почвенного углерода рассматриваемых пробных площадок увеличились за счет его интенсивного накопления на залежи 1982 – 1984 гг., а также за счет повышения объемной массы необрабатываемых почв. В целом увеличение составило  $1,39 \text{ т С га}^{-1}$  (от уровня 1983 г.), и в расчете от уровня 1995 г. –  $0,45 \text{ т С га}^{-1}$ , что соответствует ежегодному накоплению  $0,03 \text{ т С га}^{-1} \text{ год}^{-1}$  ( $0,12 \text{ т CO}_2 \text{ га}^{-1} \text{ год}^{-1}$ ). Таким образом, большинство экосистем залежных земель на территории полигона «Усадье» Валдайской возвышенности за годы, прошедшие после прекращения вспашки могут как терять, так и накапливать почвенный органический углерод. В относительно «кратковременных» резервуарах углерода – мортмассе и фитомассе происходит преимущественно аккумуляция углерода. Полученные исторические данные, а также результаты обследования 2009 и 2015 гг. свидетельствуют, что зарастающие земли полигона «Усадье» в среднем поглощают  $1,6 \text{ т CO}_2 \text{ га}^{-1} \text{ год}^{-1}$  ( $0,43 \text{ т С га}^{-1} \text{ год}^{-1}$ ) атмосферного  $\text{CO}_2$ .

### **3.2 Поток диоксида углерода в олиготрофном болотном массиве**

Основным фактором, обуславливающим жизнедеятельность микроорганизмов, ответственных за разложение органического вещества и интенсивность эмиссии  $\text{CO}_2$  в болотном массиве, является теплосодержание торфяной залежи, показателем которого выступает температура. Вторым, не менее важным фактором, является мощность активной зоны деятельного слоя, в котором происходит разложение органического вещества. Верхней границей этой зоны является поверхность болота, нижней – условная поверхность полного насыщения торфяной залежи водой. Показателем положения этой поверхности является уровень болотных вод. Динамика эмиссии  $\text{CO}_2$ , обусловленная этими двумя факторами, рассмотрена на примере наблюдений выполненных в болотном массиве Ламмин-Суо в 2002 г.

Результаты гидрометеорологических наблюдений на болотном массиве в 2002 г. существенно отличаются от среднемноголетних данных за 30-летний период с 1950 по 1980 гг., характеризовавшийся относительно стабильным климатом. Осадки и водный сток с болотного массива в 2002 г. были ниже среднемноголетних значений на 15% и 23%, соответственно. К концу вегетации водный сток с болотного массива в этом году полностью отсутствовал в течение 18 суток. В связи с низким уровнем болотных вод испарение также было меньше среднемноголетних величин на 27%. Среднемесечные температуры воздуха в период вегетации в 2002 г. были выше средних многолетних значений за период с 1950 по 1980 гг. Суточный ход темновой эмиссии  $\text{CO}_2$  (валового дыхания сообщества) тесно связан с ходом температуры поверхности деятельного слоя залежи. В качестве примера в табл. 3.2 приведены результаты измерения суточного хода темновой эмиссии диоксида углерода и температуры поверхности торфяной залежи в сфагново-кустарничковом, облесенном сосной болотном микроландшафте.

**Таблица 3.2.** Суточный ход темновой эмиссии  $\text{CO}_2$  и температура поверхности торфяной залежи в сфагново-кустарничковом, облесенном сосной болотном микроландшафте

Дата измерения	Время измерения, ч : мин.		Интенсивность эмиссии $\text{CO}_2$ , $\text{мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$	Средняя температура поверхности деятельного слоя болота, $^{\circ}\text{C}$
	начало	Окончание		
15.08.2002	08 : 12	10 : 12	132,6	18,3
	10 : 28	12 : 28	188,4	22,7
	12 : 45	14 : 45	247,8	24,6
	15 : 00	17 : 00	264,0	25,8
	17 : 19	19 : 19	261,6	24,4
	19 : 35	21 : 35	250,2	21,8
	21 : 45	23 : 15	287,4	18,0
	23 : 25	04 : 40	133,8	16,5
	04 : 54	06 : 54	132,0	9,3
	07 : 10	09 : 10	135,0	12,2

В утренние часы темновая эмиссия диоксида углерода низкая и не выходит за пределы  $132 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ . Ее максимум –  $287 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$  –

## Глава 3

---

наблюдается в вечерние часы. Затем скорость эмиссии снижается вслед за температурой. Рост интенсивности потока CO<sub>2</sub> с уменьшением температуры поверхности после 16 ч. можно объяснить аккумуляцией тепла ниже деятельного слоя залежи, из-за чего эмиссия по инерции может несколько часов поддерживаться постоянной или даже расти. Гистерезисные явления (запаздывание реакции системы) в формировании потока CO<sub>2</sub>, обусловленные запаздыванием суточного хода температуры в деятельном слое торфяной залежи, наблюдаются при относительно высоких температурах ее поверхности. С понижением температуры гистерезис уменьшается, и при температурах +10 – +12 °C он практически исчезает.

Интенсивность дыхания залежи в течение вегетационного периода изменялась в диапазоне от 0 до 592 мг CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> час<sup>-1</sup>. Наиболее высокая величина (592 мг m<sup>-2</sup> час<sup>-1</sup>) наблюдалась 28.08.2002 г. в 15 – 16 ч. при температуре поверхности почвы +26 °C. Икконен и Грабович отмечают (Ikkonen, Grabovic, 1998), что на мезотрофном болоте южной Карелии интенсивность темновой эмиссии CO<sub>2</sub> составляла 82,5 мг m<sup>-2</sup> час<sup>-1</sup>. При этом максимальное значение наблюдалось в период оптимальных гидрологических условий во второй половине лета (206,8 мг m<sup>-2</sup> час<sup>-1</sup>). В южной Финляндии интенсивность выделения CO<sub>2</sub> при оптимальных условиях достигала 140 мг m<sup>-2</sup> час<sup>-1</sup> (Ball et al., 1987). Полученные нами максимальные значения болотной эмиссии CO<sub>2</sub> в условиях засушиливого года на северо-западе России оказались существенно выше.

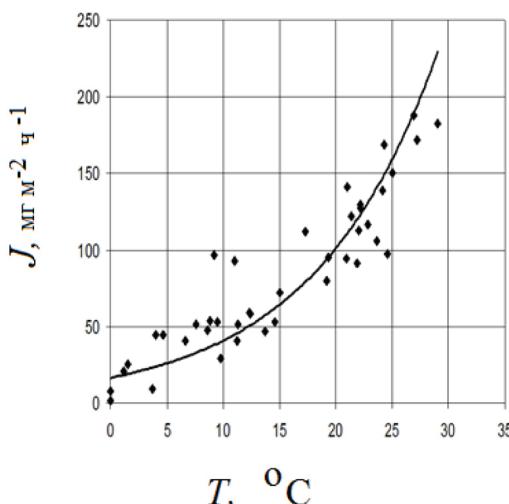
По данным наблюдений за период вегетации установлена зависимость валового дыхания (темновой эмиссии CO<sub>2</sub>) от температуры поверхности болота (рис. 3.4), которая выражается формулой (3.1), имеющей, коэффициент детерминации R<sup>2</sup> = 0,71:

$$J = 16,477 e^{0,0908T} \quad (3.1)$$

где J – скорость темновой эмиссии диоксида углерода, мг m<sup>-2</sup> час<sup>-1</sup>; T – температура поверхности болота, °C.

Степень увлажнения, особенно при низких уровнях болотных вод, является фактором существенно менее значимым. В условиях засушиливого лета в центральной части массива уровни вод понижались до –44 см; на склоне и периферии, соответственно, до –60 и –80 см. В частности, Д. Скотт и др. (Scott et al., 1992) свидетельствуют, что температура и уровень грунтовых вод вместе могут определять 69% сезонных вариаций почвенного дыхания, а влажность почвы, сама по себе, слабо влияет на

потоки  $\text{CO}_2$ . Это связано с тем, что при низком уровне болотных вод роль увлажнения деятельного слоя существенно уменьшается, а теснота связи  $J = f(T)$  возрастает. Полученная зависимость позволяет, зная срочные значения температуры поверхности, рассчитать суточные величины темновой эмиссии  $\text{CO}_2$  в дни, когда прямые ее наблюдения отсутствовали. Результаты наблюдений и расчетов приведены в таблице 3.3.



**Рисунок 3.4.** Зависимость дыхания (темнового потока)  $\text{CO}_2$  от температуры поверхности болота ( $\text{мг м}^{-2}$  час $^{-1}$ )

Величина темновой эмиссии  $\text{CO}_2$  в относительно засушливый 2002 г. за период от начала снеготаяния до начала промерзания болота составила  $317,4 \text{ г CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ сезон}^{-1}$ . Для сравнения, аналогичная величина на болотах юго-восточной Финляндии в среднем составляет  $320 - 330 \text{ г CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ год}^{-1}$  (Silvolu, 1985).

Сезонный ход месячных величин темновой эмиссии  $\text{CO}_2$  характеризуется постепенным увеличением после окончания зимнего периода, когда температура поверхности болота переходит через  $0^{\circ}\text{C}$ . В этот период среднесуточная величина дыхания торфяной залежи составляет  $19 - 20 \text{ мг м}^{-2}$  час $^{-1}$  (март 2002 г.). К июню – июлю наблюдается ее рост до  $70 - 80 \text{ мг м}^{-2}$  час $^{-1}$ . Наибольшее внутригодовое значение дыхания наблюдается в июле (августе) и полностью зависит от метеорологических характеристик этих месяцев. В таблице 3.4 приведены результаты сравнения значений темновой эмиссии за 2002, 2008 – 2009 и 2010 гг.

## Глава 3

**Таблица 3.3.** Дыхание деятельного слоя сфагново-кустарникового облесенного сосновой микроландшафта болотного массива Ламмин-Суо в 2002 г.  
( $\text{мг CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ )

Характеристика потока $\text{CO}_2$	Месяцы								
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Максимум	27,2	55,0	103,1	107,0	177,8	130,6	107,0	31,7	20,0
Минимум	0,0	16,6	23,7	51,3	60,9	53,6	19,0	0,0	0,0
Среднее значение	19,7	26,7	52,7	77,7	113,0	94,8	44,5	10,7	0,018

**Таблица 3.4.** Сравнение скорости темновой эмиссии  $\text{CO}_2$  (дыхания) в дневные часы в сфагново-кустарниковово-пушкиевом облесенном сосновой болотном микроландшафте за ряд лет наблюдений в вегетационные сезоны

Годы наблюдений	Уровень валового дыхания ( $\text{мг CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ )	Месяцы года				
		VI	VII	VIII	IX	X
2002	Среднее	77,7	113,0	94,8	44,5	10,7
	Минимум	51,3	60,9	53,6	19,0	0,0
	Максимум	107,0	177,8	130,6	107,0	31,7
2008 – 2009	Среднее	72,9	-	68,0	196,7	39,7
	Минимум	19,25	-	16,0	99,2	31,7
	Максимум	175,5	-	159,4	-	96,8
2010	Среднее	-	749,9	2223,6	276,6	127,8
	Минимум	-	-	1731,3	223,5	64,3
	Максимум	-	1179,1	3559,7	877,1	191,2

На фоне средних по увлажнению 2008 и 2009 гг. и несколько засушливого 2002 г., отмечается резкое увеличение дыхания в экстремально жарком и сухом вегетационном сезоне 2010 г. В середине августа 2010 г. среднесуточная температура воздуха повысилась до  $+35^{\circ}\text{C}$ , что наряду с отсутствием осадков привело к значительному снижению уровня вод до  $-35$  см. При этом возросла глубина зоны аэрации и температура залежи, что, по-видимому, стимулировало дыхание аэробной

микробиоты. Если в июле 2010 г. темновая эмиссия CO<sub>2</sub> превышала аналогичные показатели 2002 г. в 6,6 раз, то в августе это превышение достигло 23,4 раз (табл. 3.4).

Характерным результатом стрессовой гидрометеорологической ситуации лета 2010 г. являются повышенные расходы CO<sub>2</sub> на фотосинтез болотных растений и на валовое дыхание, что объясняется естественным усилением этих химических процессов в ответ на рост температуры. Тем не менее, расходы на дыхание в июле – августе 2010 г. превышали скорость фотосинтеза, в результате чего чистый поток углерода оставался в эти месяцы в области источника для атмосферы (табл. 3.5).

**Таблица 3.5.** Потоки CO<sub>2</sub> в зимний, вегетационный и осенний периоды в сфагново-пушицево-кустарничковом облесенным сосновой микроландшафте

Дата	Вре- мя суток, ч : мин	Потоки CO <sub>2</sub> , мг м <sup>-2</sup> ч <sup>-1</sup>		Расход CO <sub>2</sub> на фотосин- тез (GPP), мг м <sup>-2</sup> ч <sup>-1</sup>	Уро- вень грунто- вых вод, см	Темпе- ратура, °C
		Темно- вой поток (ER)	Свето- вой поток (NF)			
06.12.09	13 : 40	-	175,98	-	-	-0,3; мерз. 1 см
10.12.09	12 : 50	-	58,22	-	-	мерз. 5 см
15.07.10	13 : 57	749,88	530,11	219,77	-21	+31,8
02.08.10	11 : 55	2866,78	897,13	1969,65	-29	+29,0
06.08.10	11 : 25	2115,60	396,90	1718,70	-23	+27,6
14.08.10	11 : 40	1895,46	1263,02	632,44	-33	+31,8
19.08.10	12 : 05	2016,60	1287,24	729,36	-36	+24,0
17.09.10	15 : 25	223,50	-475,03	698,53	-16	+14,4

**Примечание:** Расходы на фотосинтез вычислялись как разница между потоком CO<sub>2</sub> в измерительной камере на свету и в темноте. Положительные значения чистого потока CO<sub>2</sub> (потока на свету) обозначают источник CO<sub>2</sub> из торфяной залежи в атмосферу, отрицательные – его сток из атмосферы.

Лишь в сентябре, после снижения температуры залежи до +14,4 °C и повышения уровня грунтовых вод до -16 см, был зафиксирован сток углерода. Такой эффект был ранее отмечен для торфяных почв кустарничковых тундровых экосистем, причем именно среднесуточная температура воздуха +14 °C оказалась пороговой для перехода экосистемы из

## Глава 3

состояния стока углерода в источник, и обратно (Карелин, Замолодчиков, 2008). Эффект объясняется авторами тем, что при увеличении температуры усиление дыхания сообщества происходит по экспоненциальному закону, а скорость фотосинтеза меняется согласно обратно-параболической функции. В результате наступает момент, когда скорость фотосинтеза становится меньше, чем скорость валового дыхания, которое продолжает расти. При снижении температуры происходит обратный процесс.

На основании наблюдений 2002 – 2004 гг. были определены зависимости  $J = f(T)$  для ряда болотных микроландшафтов. Установлено, что температура является главным фактором, обуславливающим интенсивность темновой эмиссии  $\text{CO}_2$  всех микроландшафтов. Для микроландшафтов с невыраженным микрорельефом положение уровня грунтовых вод является важным, но не определяющим. Зависимость эмиссии от температуры поверхности сфагново-осокового микроландшафта, приуроченного к окрайке болотного массива, аппроксимируется формулой (3.2). Эта формула получена при изменении уровня грунтовых вод в диапазоне от 2 см до 32 см, то есть практически во всем диапазоне, наблюдавшем в этом микроландшафте. Для микроландшафтов мохово-лесной группы, также с невыраженным (однородным) микрорельефом, сила связи уменьшается. Формула зависимости темновой эмиссии  $\text{CO}_2$  от температуры поверхности в сфагново-кустарничково-сосновом микроландшафте приобретает вид (3.3). Аналогичная зависимость для грядово-мочажинного комплекса с выраженным микрорельефом, выражается формулой (3.4), а для сфагново-кустарничково-пушицевого, редко облесенного сосной микроландшафта – уравнением (3.5)<sup>13</sup>:

$$J = 6,58 T, \quad r_p = 0,94 \quad (3.2)$$

$$J = 6,16 T, \quad r_p = 0,91 \quad (3.3)$$

$$J = 4,68 T, \quad r_p = 0,79 \quad (3.4)$$

$$J = 5,32 T, \quad r_p = 0,85 \quad (3.5)$$

где  $J$  – интенсивность валового дыхания (темновой эмиссии)  $\text{CO}_2$ ,  $\text{мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ ;  $T$  – температура поверхности болота ( $^{\circ}\text{C}$ ).

Сравнение зависимостей, полученных для микроландшафтов с выраженным и однородным микрорельефом, показывает, что коэффи-

---

<sup>13</sup>Здесь и ниже в этом разделе используются коэффициенты корреляции Пирсона.

циенты корреляции в первом случае выше. Это свидетельствует о том, что в условиях выраженного микрорельефа на величину дыхания залежи оказывает влияние как различный растительный покров гряд и мочажин, так и различное положение поверхности этих микробиотопов над уровнем вод.

Для центральной части болотного массива (сфагново-кустарничково-пушицевый, облесенный сосной микроландшафт) зависимость  $J = f(T)$  была рассчитана отдельно для разных интервалов уровней болотных вод. В диапазоне 0 – 15 см она имеет вид (3.6). В диапазоне 16 – 20 см аппроксимируется выражением (3.7); в диапазоне 21 – 30 см – формулой (3.8), а в диапазоне от 31 до 40 см и ниже, формулой (3.9):

$$J = 0,0167 T^2 + 3,7065 T, \quad r_p = 0,85 \quad (3.6)$$

$$J = -0,0118 T^2 + 5,3815 T, \quad r_p = 0,86 \quad (3.7)$$

$$J = 0,0665 T^2 + 4,763 T, \quad r_p = 0,89 \quad (3.8)$$

$$J = 0,0153 T^3 - 0,5292 T^2 + 9,7902 T, \quad r_p = 0,81 \quad (3.9)$$

где  $J$  – интенсивность темновой эмиссии, мг  $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2}$  час $^{-1}$ ;  $T$  – температура поверхности болота ( $^{\circ}\text{C}$ ).

Результаты расчетов темновой эмиссии  $\text{CO}_2$  по приведенным формулам (3.3 – 3.9) показывают, что интенсивность ее возрастает с понижением уровня вод при той же температуре поверхности. Объясняется это тем, что при увеличении зоны аэрации в торфяной залежи увеличивается скорость бактериального разложения органического вещества. С повышением температуры поверхности торфа участие верхних горизонтов в валовом дыхании всей его толщи начинает быстро возрастать. Формирование потока  $\text{CO}_2$  в годы с различными условиями увлажнения приведено в табл. 3.6 на примере 1968 и 1972 гг., когда средний уровень грунтовых вод за период вегетации в центральной части болота был, соответственно, равен –17 см и –33 см, т.е. отличался почти в 2 раза. В 1968 г. суммарная эмиссия за период вегетации оказалась равной 255,3 г  $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2}$ , а в 1972 г. поток увеличился на 26% и составил 344,4 г  $\text{CO}_2 \text{ м}^{-2}$ . 1968 год характеризовался большим количеством осадков (534 мм) за период вегетации. Поэтому в июне – июле этого года среднемесячные уровни болотных вод не опускались ниже 21 – 26 см. В вегетационный период 1972 г. осадков было существенно меньше (314 мм), что привело к снижению уровня грунтовых вод до 44 – 53 см. Падение уровня вод и повышение температуры в июле и августе 1972 г. обусловили значительный прирост эмиссии в эти месяцы (табл. 3.6).

## Глава 3

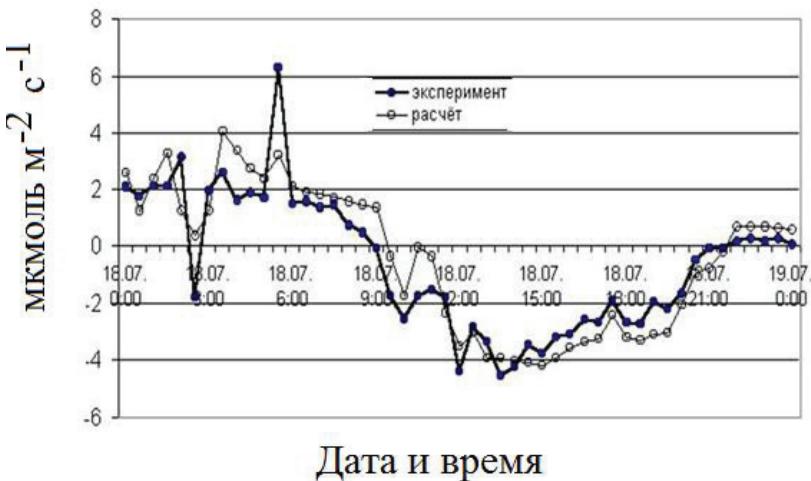
Влияние уровня болотных вод на баланс диоксида углерода в системе «деятельный слой – растительный покров – атмосфера» оценивали с помощью математического моделирования процесса формирования потоков CO<sub>2</sub>. Детальное описание использованной математической модели приведено в работах (Farquhar et al., 1980; Harley, Tenhunen, 1991). Модель состоит из блоков, описывающих влагоперенос и теплоизменение в почве, блока тепловлагопереноса в растительном покрове и блока расчета потоков CO<sub>2</sub>. Основными уравнениями первых трех блоков являются уравнения теплового баланса растительного покрова и почвы, а также уравнения турбулентной диффузии. Они достаточно подробно описаны в работах (Калюжная и Калюжный, 1972; Carbon balance, 1999; Arneth et al., 2002; Wagner et al., 2003). Неизвестные параметры, такие, как нетто-фотосинтез, сток CO<sub>2</sub> в атмосферу, дыхание почвы, концентрация CO<sub>2</sub> в листьях и у поверхности залежи, определяют, используя уравнения баланса CO<sub>2</sub> и его перенос в растительности и атмосфере.

**Таблица 3.6.** Формирование потока CO<sub>2</sub> в годы с различными гидрологическими условиями в сфагново-кустарниковом-пушищевом, облесенном сосновой микроландшафте

Параметр	Месяцы									Сумма за сезон
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI		
1968 г.										
Эмиссия, г CO <sub>2</sub> м <sup>-2</sup>	7,73	28,2	65,1	57,4	59,5	31,4	6,00	–	255,3	
Уровень вод, см	–8	–15	–26	–21	–20	–17	–11	–	–17	
Температура поверхности, °C	3	8	16	14	15	9	1	–		
1972 г.										
Эмиссия, г CO <sub>2</sub> м <sup>-2</sup>	4,61	37,7	74,0	96,2	74,4	40,0	15,9	1,85	344,4	
Уровень вод, см	–9	–18	–31	–44	–53	–47	–39	–26	–33	
Температура поверхности, °C	1	10	18	22	18	9	3	1		

Модель учитывает ограничения фотосинтеза, связанные с кинетическими свойствами фермента Рубиско и, соответственно, парциальными

давлениями  $\text{CO}_2$  и  $\text{O}_2$  в процессе карбоксилизаии и с транспортом электронов, который ограничивается скоростью регенерации. Решение системы уравнений биохимической ассимиляции  $\text{CO}_2$  растительностью требует определения его концентрации внутри листа. При этом, вместо значения концентрации  $\text{CO}_2$  внутри листьев используется ее значение в атмосфере. Проверка модели была выполнена по материалам натурных наблюдений за потоками  $\text{CO}_2$  и водяного пара на олиготрофном болотном массиве, расположенному в Тверской области и на болотном массиве в районе п. Черский (Восточная Сибирь, арктическое побережье, тундра). Коэффициент детерминации наблюдаемого потока  $\text{CO}_2$  по данным измерений в Тверской области при сопоставлении с модельными расчетами составил 0,86 (1998 г.) и 0,79 (1999 г.); для потока водяного пара, соответственно, 0,91 и 0,89. На втором объекте пульсационные измерения проводились в течение 2001 г. Результаты сопоставления измеренных и рассчитанных по модели суточных потоков  $\text{CO}_2$  приведены на рис. 3.5. В целом, результаты указывают на адекватность модели.



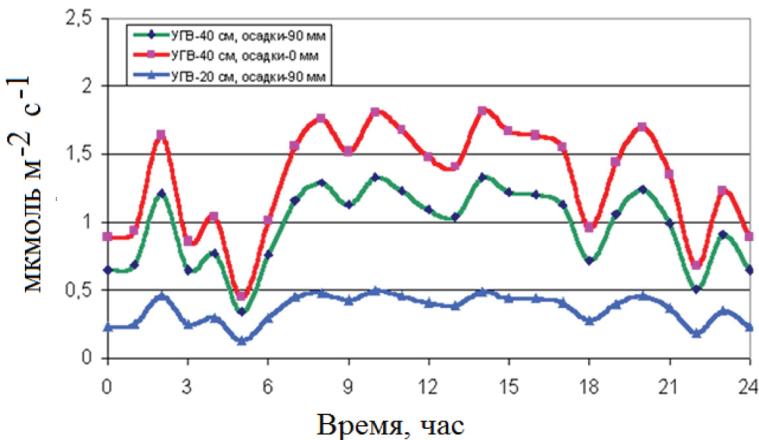
Дата и время

**Рисунок 3.5.** Сопоставление измеренных и расчетных значений суточного чистого потока  $\text{CO}_2$  между атмосферой и поверхностью тундры с применением обсуждаемой модели (п. Черский, 18 июля 2001 г.)

Применение этой модели позволило нам, используя метеорологическую информацию, провести численные эксперименты по оценке влияния гидрологического режима болотного массива на потоки  $\text{CO}_2$ . При этом в компьютерных экспериментах меняли величину уровня грунтовых (болотных) вод (УГВ) и количество осадков, выпавших за расчет-

## Глава 3

ный период. Моделирование проводилось для трех вариантов при условии, что прочие метеорологические характеристики были одинаковы. В первом случае был задан уровень –40 см от поверхности болота в течение 2-х месяцев при отсутствии осадков. Во втором – уровень –40 см в течение 2-х месяцев при равномерном режиме выпадения осадков в общей сумме 90 мм. В третьем случае – уровень –20 см, а режим осадков тот же. Как показывают результаты моделирования, гидрологический режим болота существенным образом влияет на основные углеродные потоки. Суточный нетто-фотосинтез при увеличении увлажнения болотного массива растет. Наибольшее усиление фотосинтеза при увеличении влажности наблюдается при максимальных значениях солнечной радиации. Напротив, с ростом влажности торфа поток CO<sub>2</sub> с дыханием деятельного слоя болота падает (рис. 3.6). Сравнение внутрисуточного хода дыхания CO<sub>2</sub> при уровнях –40 см и –20 см показывает, что при «низком» уровне вод (–40 см), его интенсивность намного больше, чем при «высоком» (–20 см). Однако характер внутрисуточного хода дыхания почвы, обусловленный общей для всех вариантов экспериментов динамикой температуры и освещенности, не меняется.



**Рисунок 3.6.** Зависимость расчетного суточного хода дыхания почвы от трех вариантов гидрологических условий, заданных в модели

На рис. 3.7 приведены результаты расчета динамики значений нетто-фотосинтеза (рис. 3.7А), дыхания деятельного слоя (рис. 3.7Б) и результирующего чистого потока CO<sub>2</sub> в атмосферу (рис. 3.7В) за моделируемый 2-месячный период. Согласно расчетам, при низких уровнях болотных вод и недостатке увлажнения поток диоксида углерода направлен в атмосферу (рис. 3.7 А и Б), а при высоком уровне болотных вод и

увлажнении происходит поглощение  $\text{CO}_2$  растительностью из атмосферы. Как видно из полученных оценок чистого потока  $\text{CO}_2$ , при определенных гидрологических условиях в болоте может происходить как накопление углерода, так и его потери в атмосферу (рис. 3.7В).

Используемая модель представляет собой довольно сложную систему уравнений со множеством обратных связей. Например, при усилении потока солнечной радиации растет испарение и, соответственно, падает влажность почвы, что, в свою очередь, приводит к уменьшению потока влаги от корневой системы к поверхности листьев. Уменьшение потока влаги автоматически вызывает изменение водного потенциала листьев и снижение устичной проводимости, а значит и уменьшение связанных с жизнедеятельностью листьев потоков  $\text{CO}_2$ . Таким образом, формирование потоков  $\text{CO}_2$  и его баланса обусловлено как водным, так и температурным факторами. Если температура поверхности болота зависит от влияния компонентов теплового баланса, в том числе процесса испарения, то неудивительно, что между величинами эмиссии  $\text{CO}_2$  и испарением с поверхности болота, которое также зависит от уровня болотных вод, существует тесная взаимосвязь. На уровне месячных величин она выражается формулой (3.10):

$$J = -0,0011E^2 + 0,2819E, \quad r_p = 0,86 \quad (3.10)$$

где  $J$  – эмиссия  $\text{CO}_2$ ,  $\text{г С м}^{-2} \text{ мес}^{-1}$ ;  $E$  – испарение,  $\text{мм мес}^{-1}$

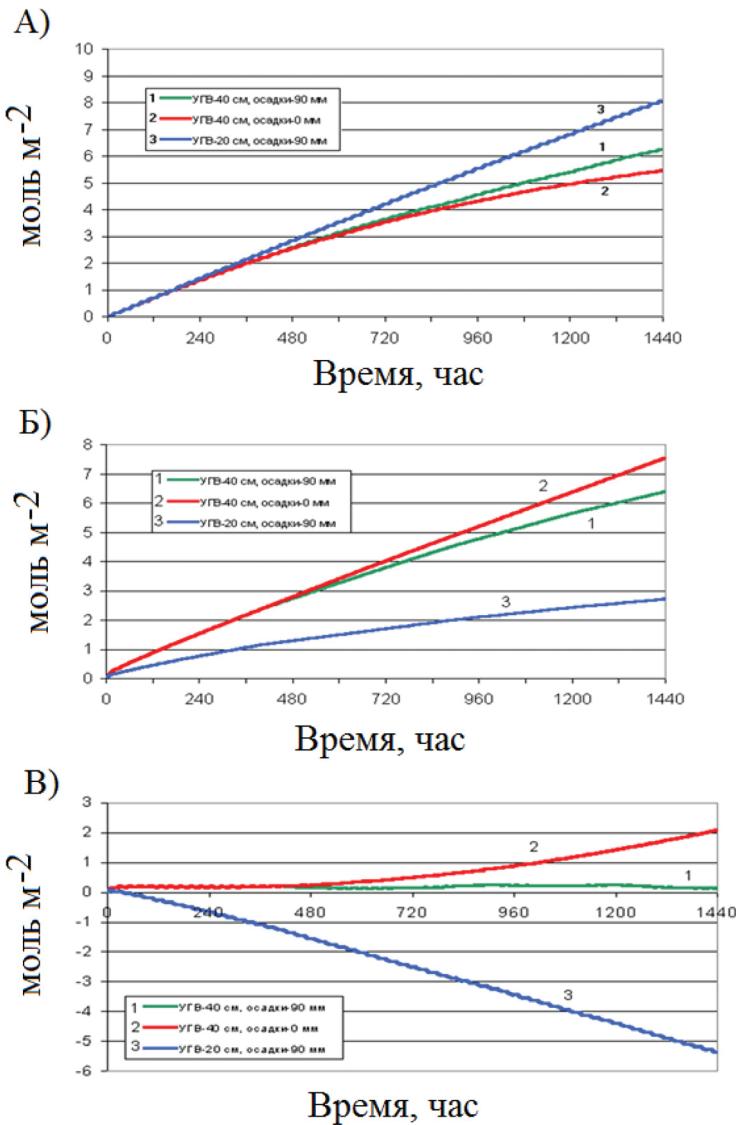
В опытах с испарением последнее определялось с помощью 7-ми комплектов весовых болотных испарителей ГГИ-Б-1000 в одном пункте измерений. Зная испарение с поверхности болотного массива, можно оценить и величину эмиссии  $\text{CO}_2$  из торфяной залежи. В пределах болотного микроландшафта наиболее значимым фактором эмиссии является расстояние между поверхностью элемента микрорельефа и уровнем болотных вод. Зависимость эмиссии  $\text{CO}_2$  с различных элементов поверхности, превышающих УГВ в диапазоне 10 – 52 см, аппроксимируется формулой (3.11)

$$J = 3,98 h + 2,8 \quad (3.11)$$

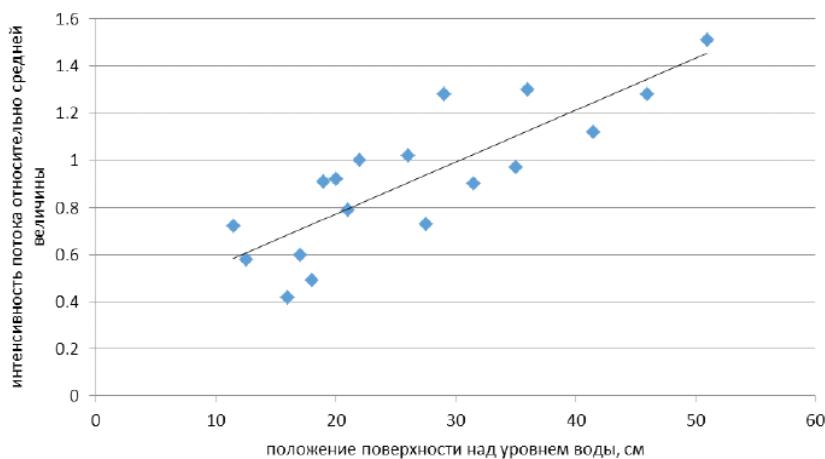
где  $J_t$  – интенсивность потока  $\text{CO}_2$  в долях средней величины потока;  $h$  – высота расположения элемента поверхности болота над уровнем болотных вод, см.

Графически эта зависимость представлена на рис. 3.8. Из него следует, что при увеличении зоны аэрации от 10 до 52 см интенсивность эмиссии возрастает.

---



**Рисунок 3.7.** Моделирование динамики нетто-фотосинтеза (А), дыхания деятельного слоя (Б) и чистого потока  $\text{CO}_2$  в атмосферу при различных гидрологических режимах за 2-х месячный период. Отрицательная область обозначает сток  $\text{CO}_2$  из атмосферы



**Рисунок 3.8.** Интенсивность потока  $\text{CO}_2$  с поверхности сфагново-кустарничково-пушкицевого облесенного сосновой микроландшафта в зависимости от уровня болотных вод

Пространственная изменчивость эмиссии  $\text{CO}_2$  в пределах болотных микроландшафтов определялась с помощью камер, которые располагали с покрытием всей зоны развития микрорельефа. Результаты измерений приведены в таблицах 3.7 и 3.8. Анализ свидетельствует о заметной пространственной изменчивости эмиссии  $\text{CO}_2$  в пределах болотных микроландшафтов. Так, в сфагново-кустарничковом, облесенном сосновой микроландшафте коэффициент вариации эмиссии меняется от 14% до 47%; в осоково-сфагновом, редко облесенном сосновой и березой – от 32% до 43%; в грядово-мочажинном комплексе достигает 59% и более. Наибольшая пространственная изменчивость потоков наблюдается в микроландшафтах с максимальной вариабельностью высот. Последнее особенно характерно для грядово-мочажинного комплекса, в котором существуют два различных между собой элемента микрорельефа – гряды и мочажины, отличающиеся по строению и растительному покрову. В условиях засушливого лета, когда уровни болотных вод располагаются ниже 10 см от поверхности мочажин, в грядово-мочажинном комплексе коэффициент вариации не снижался ниже 40%, тогда как в осоково-сфагновом микроландшафте наибольший наблюдаемый коэффициент вариации был равен 43%. В приведенном примере он равен 78%. При этом интенсивность эмиссии  $\text{CO}_2$  на грядах значительно выше, чем на мочажинах. Это объясняется тем, что мощность дея-

### Глава 3

тельного слоя торфа на грядах составляет до 40 – 50 см, что намного больше, чем на мочажинах, где его мощность составляет лишь 8 – 12 см.

**Таблица 3.7. Пространственная изменчивость потоков CO<sub>2</sub> в микроландшафтах болотного массива Ламмин-Суо**

Дата измерения	Интенсивность потока CO <sub>2</sub> в 8 пунктах наблюдений, мг м <sup>-2</sup> час <sup>-1</sup>								Статистические характеристики, мг м <sup>-2</sup> час <sup>-1</sup>		
	1	2	3	4	5	6	7	8	Среднее	Среднее квадратичное отклонение	Коэффициент вариации, %
Сфагново – кустарничково сосновый микроландшафт											
24.09.02	120,0	72,6	103,2	111,0	40,3	129,0	124,2	98,4	99,8	29,9	30
24.09.02	85,8	51,4	82,2	82,2	41,0	80,4	89,4	75,6	73,5	17,5	24
01.10.02	57,4	61,2	61,2	49,2	24,5	61,2	46,2	30,8	49,0	14,4	29
Сфагново – кустарничковый облесенный сосновой											
21.09.02	78,6	41,9	41,4	40,9	40,7	36,9	37,9	37,9	44,5	13,9	31
21.09.02	82,2	61,8	60,0	49,6	49,7	44,9	36,6	36,0	52,6	15,2	29
27.09.02	52,2	41,3	52,3	40,3	39,7	46,4	49,2	36,6	44,8	6,08	14
27.09.02	61,8	61,2	70,8	50,4	49,8	45,9	36,8	36,3	51,6	12,3	24
14.09.02	70,2	51,6	78,6	78,6	66,6	26,2	33,5	18,4	53,0	25,0	47
05.10.02	31,6	21,1	20,9	21,1	21,1	31,6	26,5	26,5	25,0	4,69	19
Осоково – сфагновый редко облесенный сосновой и береской											
20.09.02	26,8	26,8	10,4	30,8	20,3	20,2	20,0	39,4	24,3	8,68	36
20.09.02	67,2	20,6	20,4	51,1	39,9	39,6	49,1	60,6	43,6	17,0	39
12.09.02	165,6	15,3	120,0	97,8	87,6	57,0	37,2	152,4	109	47,2	43
12.09.02	166,2	141,0	129,6	108,6	156,0	76,2	75,0	191,4	131	41,8	32
Грядово–мочажинный комплекс											
11.09.02	42,6	89,4	49,8	94,8	69,6	35,6	54,6	23,6	57,5	23,6	41
11.09.02	51,6	140,4	69,6	117,6	37,2	58,2	69,0	36,6	72,5	37,5	50
26.08.02	74,4	153,6	55,2	175,8	76,8	274,8	-	-	135	83,6	62
26.08.02	102,0	140,4	66,0	132,0	108,0	249,6	-	-	133	62,3	47
26.08.02	93,0	175,2	76,2	122,4	127,8	277,8	-	-	144	71,0	49
26.08.02	45,0	116,4	58,2	116,4	86,4	220,8	-	-	107	62,9	59

## Мониторинг потоков парниковых газов в природных экосистемах

В таблице 3.8 приведены результаты наблюдений эмиссии  $\text{CO}_2$  в микроландшафтах олиготрофного болота с выраженным и невыраженным микрорельефом. Пункты наблюдений были приурочены к элементам микрорельефа конкретного микроландшафта.

**Таблица 3.8.** Пространственная изменчивость эмиссии  $\text{CO}_2$  в микроландшафтах олиготрофного болота с выраженным (грядово-мочажинный комплекс) и однородным (сфагново – кустарничковый, облесенный сосновой) микрорельефом

Характеристика элементов микрорельефа		Эмиссия, $\text{мг CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ час}^{-1}$	Статистические характеристики
№ п/п	Элемент микрорельефа		
18.06.2004 г. Сфагново – кустарничковый, облесенный сосновой микроландшафт			
1	Западина	114,5	Среднее квадратичное отклонение – $47,7 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ ; Среднее – $180,8 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ Коэффициент вариации – 26%
2	Повышение	169,9	
3	Подушка	198,2	
4	Понижение	114,8	
5	Подушка	181,7	
6	Гряда	211,7	
7	Повышение	254,4	
8	Западина	201,2	
19.06.2004 г. Грядово–мочажинный комплекс			
1	Мочажина	47,2	Среднее квадратичное отклонение – $86,4 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ ; Среднее – $110,95 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ Коэффициент вариации – 78%
2	Мочажина	141,5	
3	Мочажина	16,6	
4	Подушка	197,4	
5	Гряда	33,6	
6	Гряда	184,8	
7	Гряда	229,3	
8	Мочажина	37,2	

Из таблицы следует, что в микроландшафте с невыраженным микрорельефом (сфагново – кустарничковый облесенный сосновой) средняя величина эмиссии  $\text{CO}_2$  на повышенных элементах равна  $203,2 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ , на

## Глава 3

пониженных –  $143,5 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ . В микроландшафте с выраженным микрорельефом (грядово – мочажинный комплекс) средняя величина эмиссии на грядах равна  $132,3 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ , на мочажинах –  $75,8 \text{ мг м}^{-2} \text{ час}^{-1}$ . Отсюда следует, что морфометрические характеристики гряд и их соотношение с мочажинами будут определять пространственную изменчивость эмиссии  $\text{CO}_2$  в комплексных микроландшафтах. Таким образом, на повышенных элементах микрорельефа эмиссия диоксида углерода в среднем в 1,4 – 1,7 раза выше, чем на пониженных. Эта зависимость в грядово – мочажинном комплексе проявляется более отчетливо, чем в других микроландшафтах (рис. 3.9). Пространственная изменчивость эмиссии  $\text{CO}_2$  в болотных микроландшафтах с невыраженным микрорельефом демонстрирует параболическую зависимость от температуры поверхности болота. Она достоверна в диапазоне температур от +1 до +35 °C, (рис. 3.10) и выражается формулой (3.11):

$$C_v = 0,0012T^2 + 0,0429T + 0,0474 \quad r_p = 0,77 \quad (3.11)$$

где  $C_v$  – коэффициент вариации в долях единицы;  $T$  – температура поверхности, °C.

Отсюда следует, что характер микрорельефа может существенно влиять на пространственную изменчивость эмиссии  $\text{CO}_2$ .

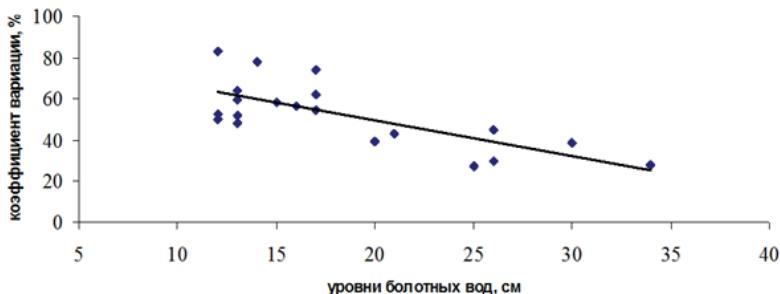
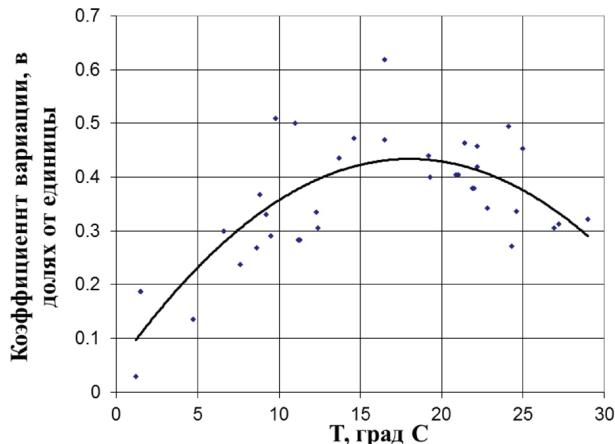


Рисунок 3.9. Пространственная изменчивость (коэффициент вариации, %) эмиссии  $\text{CO}_2$  в грядово-мочажинном комплексе в зависимости от уровня болотных вод

Зависимость имеет максимум (42% – 43%) при температуре +17 – +18 °C и далее начинает снижаться при температурах +25 – +28 °C. Она позволяет оценить внутрисуточную пространственную изменчивость эмиссии  $\text{CO}_2$ , зная только температуру поверхности болота. В таблице

3.9 приведена оценка пространственной изменчивости суточного хода эмиссии CO<sub>2</sub> в сфагново-кустарничковом, облесенном сосновой микроландшафте летом 2002 г. Анализ результатов показывает, что наибольшую пространственную изменчивость эмиссии CO<sub>2</sub> следует ожидать в утренние часы, а наименьшая вариация наблюдается при наибольших суточных температурах (табл. 3.9).



**Рисунок 3.10.** Зависимость коэффициента вариации эмиссии CO<sub>2</sub> от температуры поверхности болота

Поскольку было установлено, что температура поверхности болота тесно связана с температурой воздуха на высоте 2,0 м (формула 3.12), то выразив зависимость температуры поверхности болота от температуры воздуха, можно модифицировать уравнение потока CO<sub>2</sub> (3.1) в уравнение (3.13):

$$T = 1,32 T_{\text{воз.}} + 0,36 \quad (3.12)$$

$$J = 16,477 e^{(0,12 T_{\text{воз.}} + 0,033)} \quad (3.13)$$

где  $T_{\text{воз.}}$  – температура воздуха,  $^{\circ}\text{C}$ .

Дальнейший расчет эмиссии CO<sub>2</sub> производился по этому уравнению и результатам наблюдений за температурой воздуха на болоте Ламмин-Суо по двум многолетним периодам: с 1951 по 1979 гг. и с 1980 по 2014 гг. Первый период, как уже отмечалось, характеризовался относительно стабильным климатом, второй – его выраженными изменениями, в частности, потеплением. Результаты сравнения приведены в таблице 3.10.

## Глава 3

**Таблица 3.9.** Коэффициенты вариации ( $C_v$ ) пространственной изменчивости суточной эмиссии  $\text{CO}_2$  в сфагново-кустарничковом, облесенным сосновой, микроландшафте

Месяцы	Сроки наблюдений, час		При среднемесячных значениях температуры поверхности залежи		Среднесуточные пределы $C_v$
	9	15	наибольших	наименьших	
Май	<u>0,37</u> 10,8	<u>0,40</u> 22,7	<u>0,33</u> 27,5	<u>0,09</u> 1,1	0,09 – 0,40
Июнь	<u>0,42</u> 17,0	<u>0,33</u> 26,9	<u>0,14</u> 33,4	<u>0,36</u> 10,1	0,14 – 0,42
Июль	<u>0,42</u> 19,6	<u>0,30</u> 28,2	<u>0,14</u> 33,5	<u>0,41</u> 13,9	0,14 – 0,42
Август	<u>0,43</u> 15,8	<u>0,34</u> 26,5	<u>0,23</u> 30,8	<u>0,36</u> 10,2	0,23 – 0,43
Сентябрь	<u>0,31</u> 7,8	<u>0,42</u> 15,5	<u>0,42</u> 20,2	<u>0,21</u> 4,3	0,21 – 0,42
Средние значения $C_v$	0,39	0,36	0,25	0,29	

**Примечание.** В числителе – коэффициент вариации в долях от единицы, в знаменателе – температура,  $^{\circ}\text{C}$ .

**Таблица 3.10.** Результаты сравнения расчетной эмиссии  $\text{CO}_2$  за период стабилизации климата (1951–1979 гг.) и за период изменений климата с 1980 по 2014 гг.

Период, годы	Месяцы										Среднее за год
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI		
Temperatura, $^{\circ}\text{C}$											
1951–1979	-5,2	1,9	8,9	14,3	16,2	14,9	9,4	4	-1,3	3,2	
1980–2014	-3,3	3,1	9,7	14,2	17,1	14,8	9,7	4,4	-1,3	3,9	
$\text{Эмиссия диоксида углерода, г м}^{-2} \text{мес}^{-1}$											
1951–1979	0,6	15,4	36,9	68,2	88,5	75,8	37,9	20,5	12,0	39,6	
1980–2014	1,1	17,8	40,6	67,4	98,6	74,8	39,3	21,5	12,0	41,4	
Изменение эмиссии, %	45,5	10,0	10,0	-1,2	11,4	-1,3	3,7	4,9	0,0	4,5	

Анализ показывает, что среднемесячные значения эмиссии диоксида углерода за период изменений климатических характеристик несколько увеличились. Однако этот прирост происходит только в весенние месяцы, в середине и в конце сезона вегетации. Среднегодовые величины эмиссии за анализируемые периоды, соответственно, равны 355,6 и 373,1 г м<sup>-2</sup> год<sup>-1</sup>. Таким образом, согласно используемой модели, за период климатических изменений среднегодовая величина эмиссии CO<sub>2</sub> в болотом массиве увеличилась лишь на 17,3 г м<sup>-2</sup> год<sup>-1</sup>, что составляет около 5% к исходному уровню.

### **3.3. Мониторинг лесных экосистем по многоспектральным спутниковым данным**

Анализ литературных данных по использованию метода вихревой ковариации показал, что существенное влияние на величины измерений обменных потоков CO<sub>2</sub> между лесными экосистемами и атмосферой в отдельные периоды может оказывать горизонтальная адвекция из-за пространственной неоднородности растительного покрова. Измерительная система, установленная на вышке, которая являлась центром исследуемого участка, позволяет оценить осредненное значение потока для территории (комплекса природных систем), с которой происходит вынос CO<sub>2</sub> к датчикам. В зависимости от высоты расположения измерительной аппаратуры, скорости ветра и стратификации атмосферы территория выноса может изменяться от нескольких гектаров до квадратных километров и охватывать не только исследуемый участок, но и близлежащую территорию. Минимальная площадь выноса обычно наблюдается в дневные часы при хорошо выраженной неустойчивой стратификации атмосферы, максимальная – вочные часы при устойчивой или нейтральной стратификации атмосферы над лесом. Максимальные всплески потоков CO<sub>2</sub>, например, могут наблюдаться за счет выноса CO<sub>2</sub> с сопредельных болотных участков, либо с участков увлажненных торфянистых почв (Ольчев и др., 2008).

В связи с указанным обстоятельством, для корректной интерпретации измерений потоков CO<sub>2</sub> необходимо иметь актуальные данные о распределении и состоянии растительности на сопредельных территориях, т.е. карты, которые могут быть получены на основе оперативных данных многоспектральной спутниковой съемки. Тематические карты, построенные по спутниковым данным, позволяют более точно определить границы расположенных на данной территории различных классов растительности и их площади, чем это можно сделать по данным

## Глава 3

---

наземных наблюдений. Закономерности связи растительности, рельефа и спектральных характеристик ключевых экспериментальных участков, выявленные в процессе комплексного анализа спутниковых и наземных данных, предполагается впоследствии экстраполировать за их пределы согласно данным лесорастительного и геоботанического районирования. В свою очередь, корректная интерпретация измерений потоков CO<sub>2</sub> наземными методами и экстраполяция полученных данных на другие территории невозможны без проведения предварительного тестирования тематических карт растительного покрова, получаемых методом автоматизированной классификации многозональных спутниковых изображений, при поэтапном уточнении данных для ключевых участков. На ключевых участках полигона «лог Таежный» и сопредельных территориях экспериментальной базы ВФ ФГБУ «ГГИ» ФГБУ «НИЦ «Планета» выполнена адаптация методологии тематической обработки космической многоспектральной информации для организации спутникового мониторинга лесных и других природных экосистем и сформированы ряды спутниковых данных, необходимые для интерпретации измерений обменных потоков CO<sub>2</sub> и других парниковых газов между экосистемами и атмосферой.

Как указывалось выше, при осуществлении мониторинга потоков CO<sub>2</sub> в лесных экосистемах экспериментального полигона «лог Таежный» с помощью установленной на высотной мачте аппаратуры необходимо располагать данными о продуктивности и неоднородности распределения растительности, которые могут быть получены только спутниковыми методами. При решении этой задачи учитывалось, что экосистема полигона представляет собой относительно однородный массив зрелого лесного покрова площадью 0,45 км<sup>2</sup>. Эта площадь фактически определяет требования к масштабу тематического картографирования структуры растительного покрова, который должен быть обеспечен при автоматизированной классификации многозональных спутниковых изображений. Отметим, что при крупномасштабном ландшафтном картографировании объекты площадью от 0,5 – 3,0 км<sup>2</sup> до 10 – 20 км<sup>2</sup> соответствуют территориальным комплексам ранга уроцищ.

Для картографирования структуры растительного покрова необходимо использовать материалы многозональных космических съемок с разрешением не менее 100 м. Многозональные изображения с искусственных спутников Земли (ИСЗ) серии *Landsat* разрешением 30 м являются наиболее пригодными для оценки пространственной неоднородности, а также сезонной и межгодовой изменчивости растительности. Многозональная спутниковая информация среднего разрешения

---

(250 м и более) может использоваться в основном для оценки сезонного и межгодового изменения фоновых условий развития растительности в региональном масштабе и для выбора оптимальных периодов космической съемки. На рис. 3.11 приведены ряды характеристик почвенно-растительного покрова полигона «лог Таежный» и сопредельных территорий по данным спектрорадиометра *MODIS* ИСЗ *TERRA/AQU*, охватывающие период с 2008 по 2014 гг. с целью возможного их использования для анализа и интерпретации сезонного и межгодового изменения биогенных потоков CO<sub>2</sub>.

В качестве характеристик, отражающих состояние почвенно-растительного покрова, выбраны наиболее часто используемые показатели:

- нормализованный разностный вегетационный индекс (от Normalized Difference Vegetation Index – NDVI), характеризующий чистую продукцию и транспирацию;
- нормализованный разностный водный индекс (от Normalized Difference Water Index – NDWI), характеризующий содержание воды в зеленой биомассе;
- индекс листовой поверхности (от Leaf Area Index – LAI);
- температура поверхности суши (от Land-Surface Temperature – LST).

С целью минимизации шумового вклада облачности все параметры рассчитывались с 8-дневным осреднением по стандартным алгоритмам *NASA*: *NDVI* – *MOD 13*; *NDWI* – *MOD 18*; *LAI* – *MOD 15*; *LST* – *MOD 11*.<sup>14</sup>

Нормализованные разностные вегетационный и водный индексы определяются с использованием соотношений (3.14) и (3.15):

$$NDVI = (Nir - Red)/(Nir + Red), \quad (3.14)$$

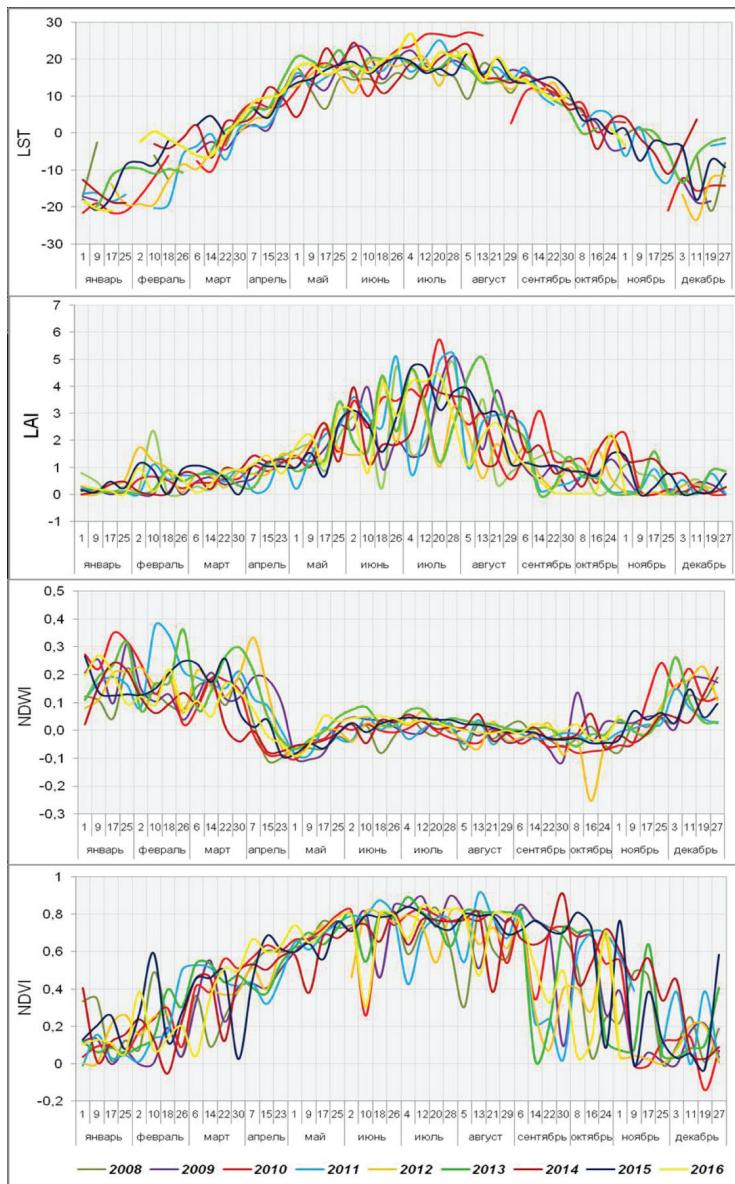
$$NDWI = (Nir - Swir)/(Nir + Swir), \quad (3.15)$$

где *Nir* – значение яркости, регистрируемое во 2-м канале *MODIS* (0,841 – 0,876 мкм);

*Red* – значение яркости, регистрируемое в 1-м канале *MODIS* (0,620 – 0,670 мкм); *Swir* – значение яркости, регистрируемое в 5-м канале *MODIS* (1,230 – 1,250 мкм).

---

<sup>14</sup> [http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/land\\_atbd.php](http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/land_atbd.php)



**Рисунок 3.11.** Сезонные и межгодовые изменения характеристик почвенно-растительного покрова полигона «лог Таежный» на основе данных спектрорадиометра MODIS ИСЗ AQUA/TERRA за 2008 – 2016 гг.

Приведенные данные свидетельствуют о том, что максимальная интенсивность фотосинтеза приходится на летние месяцы, хотя существуют и заметные межгодовые различия. Отклонения максимальных за вегетационный сезон значений вегетационного индекса от многолетних средних значений могут достигать 15 – 20%. По-видимому, в таких же пределах может находиться межгодовая изменчивость точности распознавания доминантных классов растительного покрова экспериментального полигона «лог Таежный». Об этом также можно судить на основе ряда цветосинтезированных изображений, представленных на рис. 3.12. Для формирования ряда многозональных изображений, отражающего сезонные и межгодовые изменения спектральных свойств растительного покрова, выбирались снимки с минимальным процентом покрытия подстилающей поверхности облачностью за различные сезоны года. Сформированный ряд многозональных изображений включает 43 снимка за более чем 10-летний период и охватывает различные этапы вегетационного периода с марта по октябрь (таблица 3.11).

Для получения цветосинтезированных изображений экосистем использованы следующие спектральные диапазоны аппаратуры перечисленных ИСЗ (рис. 3.13):

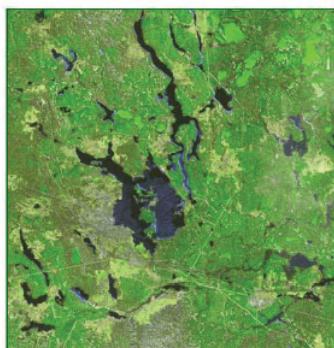
- *TM* ИСЗ *Landsat*: 0,530 – 0,610; 0,630 – 0,690 и 0,780 – 0,900 мкм;
- *OLI* ИСЗ *Landsat*: 0,530 – 0,590; 0,640 – 0,670 и 0,850 – 0,880 мкм;
- *KMCC ИСЗ «Метеор-М»*: 0,535 – 0,575; 0,630 – 0,680 и 0,760 – 0,900 мкм;
- *Jena-Optronik ИСЗ Rapid Eye*: 0,520 – 0,590; 0,630 – 0,685 и 0,760 – 0,850 мкм;
- *MCC ИСЗ «Канопус-В» №1*: 0,540 – 0,600; 0,630 – 0,690 и 0,750 – 0,860 мкм;
- *СППИ «Сангур-1У» ИСЗ Ресурс-П*: 0,520 – 0,600; 0,610 – 0,680 и 0,720 – 0,800 мкм;
- *BHRC 60 ИСЗ Quick Bird*: 0,520 – 0,600; 0,630 – 0,690 и 0,760 – 0,900 мкм.

Предварительный анализ цветосинтезированных изображений экосистем полигона и сопредельных территорий, полученных по данным ИСЗ *Landsat* показал (рис. 3.12), что большая часть территории покрыта лесами. Сельскохозяйственные и селитебные земли занимают небольшую площадь и локализованы в северной части территории. На юго-западе и юго-востоке значительную площадь занимают карьерные выработки. Карьеры имеют на изображениях самый яркий оттенок, что обусловлено максимальной отражательной способностью обнаженной почвы. Визуально можно отметить пространственную мозаичность лесов территории. Распространенные в западной части участка сомкнутые еловые леса на дистанционных изображениях имеют более темный тон. Сосновые леса в целом имеют чуть более светлый тон. Заболоченные древостоя выделяются на дистанционных изображениях в целом из-за более светлого тона.

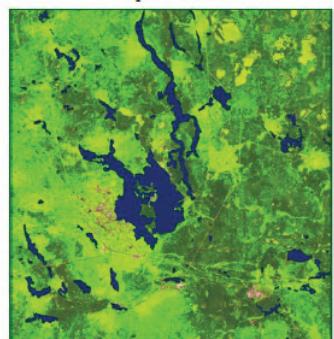
---



7 апреля 2004 г.



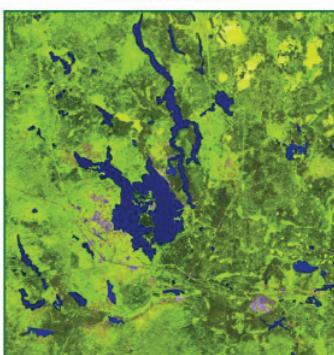
23 апреля 2004 г.



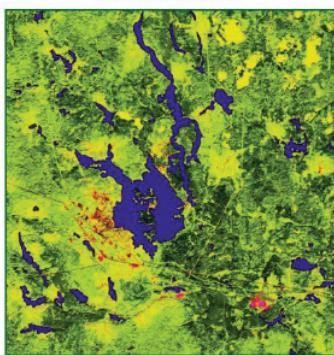
5 июня 2008 г.



26 июня 2004 г.



14 августа 2010 г.



12 сентября 2009 г.

**Рисунок 3.12.** Фрагмент ряда цветосинтезированных изображений северной части Валдайского национального парка, полученных для различных сезонов вегетационного периода по данным TM/Landsat

---

**Таблица 3.11.** Состав сформированного ряда многозональных изображений экосистем полигона «луг Таежный» и сопредельных территорий

Месяц	Дата съемки	Спутник (пространственное разрешение, м)	Месяц	Дата съемки	Спутник (пространственное разрешение, м)
январь	21.01.2014	<i>Rесурс-П</i> (3)	июнь	16.06.2014	<i>Quick Bird</i> (2,44)
	30.01.2014	<i>Rесурс-П</i> (3)		20.06.2002	<i>Landsat</i> (30)
март	26.03.2013	<i>Канопус-В</i> (3,5)	июль	26.06.2004	<i>Landsat</i> (30)
	18.03.2015	<i>Канопус-В</i> (3,5)		30.06.2011	<i>Memeop</i> (50)
апрель	07.04.2004	<i>Landsat</i> (30)	август	04.07.2010	<i>Landsat</i> (30)
	15.04.2010	<i>Landsat</i> (30)		23.07.2011	<i>Memeop</i> (50)
	16.04.2013	<i>Landsat</i> (30)		24.07.2010	<i>Memeop</i> (50)
	23.04.2004	<i>Landsat</i> (30)		28.07.2011	<i>Memeop</i> (50)
	23.04.2013	<i>Landsat</i> (30)		09.08.1985	<i>Landsat</i> (30)
	27.04.2011	<i>Landsat</i> (30)		13.08.2007	<i>Landsat</i> (30)
	29.04.2006	<i>Landsat</i> (30)		14.08.2010	<i>Landsat</i> (30)
май	18.05.2013	<i>Landsat</i> (30)	сентябрь	21.08.2009	<i>RapidEye</i> (5)
	19.05.2011	<i>Memeop</i> (50)		24.08.2011	<i>Landsat</i> (30)
	28.05.1988	<i>Landsat</i> (30)		27.08.2011	<i>Memeop</i> (50)
	30.05.1990	<i>Landsat</i> (30)		02.09.2009	<i>RapidEye</i> (5)
июнь	03.06.2007	<i>Landsat</i> (30)	октябрь	03.09.2009	<i>Landsat</i> (30)
	03.06.2013	<i>Landsat</i> (30)		12.09.2009	<i>Landsat</i> (30)
	05.06.2008	<i>Landsat</i> (30)		21.09.2014	<i>Канопус-В</i> (3,5)
	05.06.2011	<i>Landsat</i> (30)		08.10.2010	<i>Landsat</i> (30)
	06.06.2011	<i>Memeop</i> (50)		20.10.1988	<i>Landsat</i> (30)
	07.06.2011	<i>Memeop</i> (50)		30.10.2007	<i>Landsat</i> (30)
	10.06.2013	<i>Landsat</i> (30)			

Максимальная продуктивность характерна для пойм ручьев, растительности прибрежной полосы оз. Валдай и молодых лесов в юго-западной части территории. Елово-сосновые леса независимо от степени увлажнения их местообитания характеризуются низкой продуктивностью. Территория имеет характерную транспортную инфраструктуру: дороги, линии электропередач. Эти объекты отчетливо

## Глава 3

видны на космических снимках и могут использоваться для тестирования результатов автоматизированной классификации.

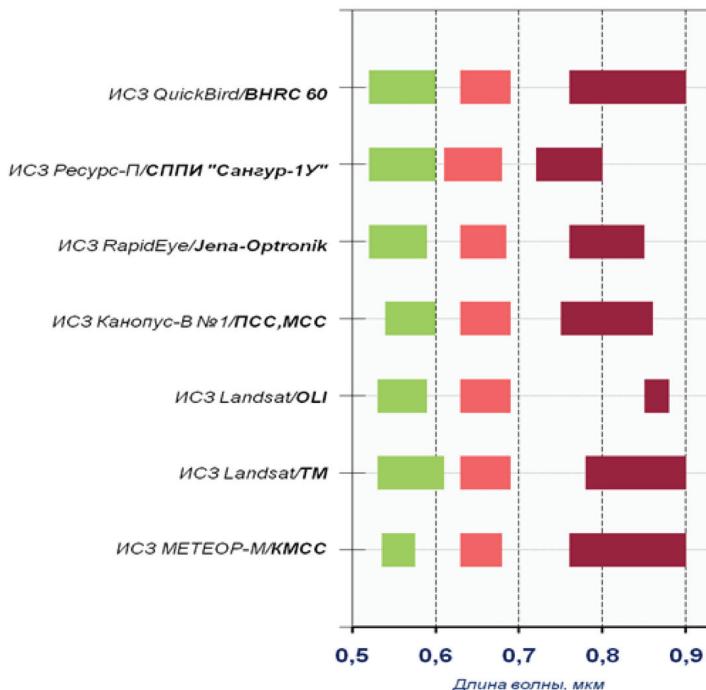


Рисунок 3.13. Сравнение ширины спектральных диапазонов спутниковой съемочной аппаратуры

Периоды съемки, приходящиеся на май и летние месяцы, являются наиболее благоприятными для дифференциации древесной растительности, болот, заболоченных елово-сосновых лесов и заболоченных участков под смешанным лесом. Период весеннего облиствения благоприятен для распознавания лиственных пород в связи с разновременным прохождением ими фенофаз. Он также характеризуется благоприятными условиями освещения. С точки зрения распознавания лиственных пород представляют интерес ранневесенние снимки, когда рост пестроты лесного покрова связан с набуханием и раскрытием почек. Это период наибольших цветовых различий – наилучший для получения цветосинтезированных изображений. В весенний период со слабым развитием листвы поверхность полога на снимках высокого разрешения воспринимается в виде прозрачной легкой кисеи, через которую может просматриваться поверхность земли. Период полного

облиствения летом характеризуется стабильностью, продолжительностью и наилучшими условиями освещения. Зеленая растительность достигает своего наивысшего развития, древостой лиственных и смешанных насаждений образуют плотный полог с устойчивой зеленой окраской. Недостаток летних снимков – плохая просматриваемость поверхности почвы. В видимой зоне спектра контрасты между древесными породами незначительны. Для съемки наиболее эффективна инфрахроматическая зона спектра, где удается получить достаточные контрасты между группой хвойных и лиственных древесных пород. Следует отметить, что в ряде случаев целесообразно использовать и осенние снимки, полученные в период постепенного и различного изменения окраски лиственных пород. На осенних снимках высокого разрешения по тону и цвету можно зафиксировать различия внутри группы лиственных. Недостатки осеннего периода – его краткость, не всегда благоприятные условия погоды, худшая освещенность, неодновременность прохождения фенологических фаз в большом массиве в связи с широтной зональностью, различная окраска древесных пород по биологическим причинам (клоны осины).

При дешифрировании снимков использовалась технология автоматизированного распознавания и классификации объектов окружающей среды по многозональным спутниковым изображениям, которая является частью программного комплекса *Planeta Monitoring*, входящего в состав базового программного комплекса обработки спутниковых данных ФГБУ «НИЦ «Планета». В программной системе, поддерживающей эту технологию, реализованы методы распознавания и классификации без обучения (кластерный анализ) и контролируемой классификации с обучением по выбранным тестовым участкам (Асмус и др., 2008, 2010а, 2010б, 2013).

Результатом работы классификаторов в рабочем режиме является одноканальное (байтовое) изображение, значениями пикселов которого являются номера классов. Это изображение окрашивается в предопределенные цвета, которые в интерактивном режиме заменяются на цвета, определяемые пользователем. Изображение можно сохранить на диске в виде стандартного BMP-файла. Текущее состояние (конфигурация) системы классификации (имена обучающих образов, характеристики обучающих и контрольных полей, статистические параметры классов, априорные вероятности классов, размер объекта и т.п.) могут быть сохранены в виде дискового файла конфигурации, который может быть использован в дальнейшем либо для возобновления прерванного сеанса работы либо для настройки на новые обучающие образы. Прото-

## Глава 3

---

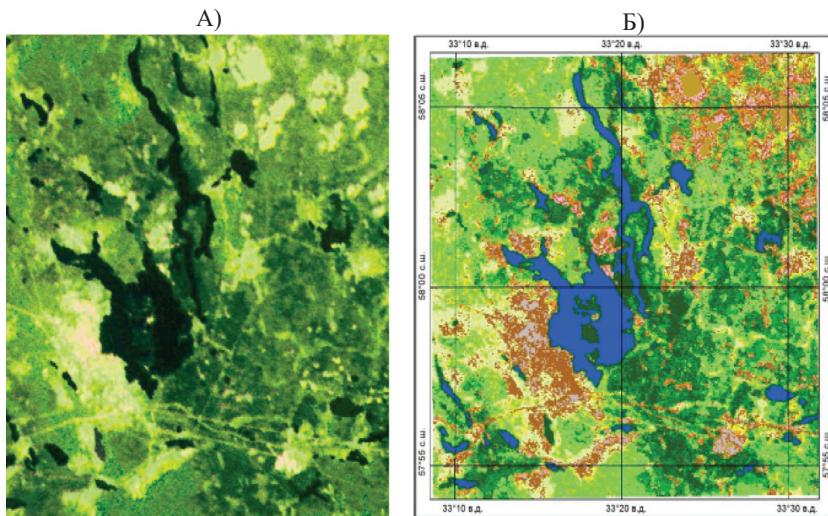
кол работы системы классификации может быть сохранен в виде текстового файла. Файл протокола содержит ту же информацию, что и файл конфигурации, дополненную результатами работы классификаторов в тестовом и рабочем режимах. Система контролируемой классификации имеет следующие характеристики: число обучающих образов – до 9, число классов – до 15, число обучающих и контрольных полей в классе – до 10, размер каждого поля – до  $50 \times 50$  векторов, размер объекта – от  $1 \times 1$  до  $11 \times 11$ , размерность векторов данных не ограничивается.

Использование спутниковой информации при мониторинге обменных потоков парниковых газов между природными системами и атмосферой определяется возможностью предварительного тестирования тематических карт состава и состояния растительного покрова по имеющейся спутниковой и подспутниковой информации. Большая часть фондовых данных о растительности исследуемого района была получена на основе полевых наблюдений, выполненных более 20 лет назад, поэтому они оказались недостаточно пригодными для тестирования современных материалов космической съемки высокого разрешения. Кроме того, при использовании ранее опубликованных фондовых данных появляются трудности привязки данных полевых наблюдений к картографической основе. Для тестирования результатов автоматизированной классификации данных ИСЗ *Landsat* и ИСЗ *Rapid Eye*, полученных в 2009 – 2010 годах и ранее, были использованы опубликованные материалы полевых наблюдений, выполненных в исследуемом районе в 2004 – 2007 годах сотрудниками географического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова (Акбари, 2006; Бондарь, 2006, 2007; Сысуев, 2006; Сысуев, Солнцев, 2006) – карта природно-территориальных комплексов (ПТК), ландшафтная карта исследуемого района и данные о характеристиках древостоев по площадкам ( $20 \times 20$  м) вдоль ландшафтного профиля, проходящего на местности через 60 – 63 кварталы Валдайского лесничества. Примеры результатов автоматизированного распознавания экосистем полигона «лог Таежный» и сопредельных территорий на основе многозональных спутниковых изображений, полученных аппаратурой КМСС ИСЗ *Meteop-M*, ТМ ИСЗ *Landsat* и *Jena-Optronik* ИСЗ *Rapid Eye* представлены на рис. 3.14 – 3.16.

Используя при дешифрировании снимков ландшафтный подход (Киреев, Сергеева, 1992), поясним смысл терминов, использованных при интерпретации результатов. Под *ландшафтами* понимаются закономерные сочетания повторяющихся однотипных генетически и динамически сопряженных *местностей* и *урочищ*, создающих их внутреннюю морфологическую структуру. Морфологическая однород-

## Мониторинг потоков парниковых газов в природных экосистемах

нность ландшафта обусловлена совмещенностю с тектонической структурой и единством геологической истории развития. В его пределах повторяются характерные и взаимосвязанные формы рельефа, четвертичные отложения, подстилающие горные породы, климатические условия, поверхностные и подземные воды, почвы и растительные сообщества.



**Рисунок 3.14.** Пример автоматизированного распознавания природных объектов экосистем полигона «лог Таежный» и сопредельных территорий на основе многозонального спутникового изображения по данным ИСЗ Метеор-М (получено 24.07.2010 г.), КМСС с разрешением 50 м:

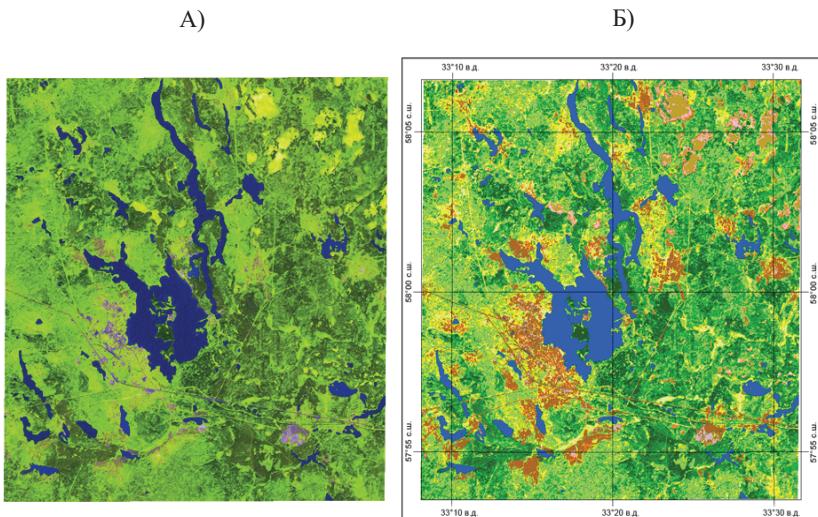
А) – исходное цветосинтезированное изображение; Б) – тематическая карта, полученная в результате автоматизированной классификации:

- |   |   |
|---|---|
| - еловые леса                               | - редколесье, кустарники                            |
| - смешанные леса с преобладанием хвойных    | - заболоченные участки под лесом, открытая почва    |
| - смешанные леса                            | - кустарники, травяной покров, заболоченные участки |
| - смешанные леса с преобладанием лиственных | - травяной покров                                   |
| - лиственные                                | - болота  |
| - антропогенные ландшафты                   | - открытая почва, с/х угодья                        |
|   | - вода  |

*Ландшафтные местности* – наиболее крупные морфологические части ландшафта. Они состоят из генетически и динамически сопря-

## Глава 3

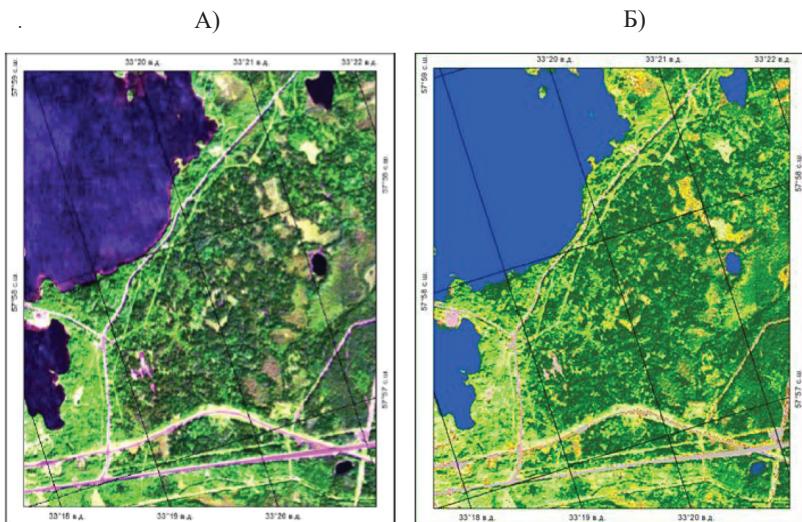
женных уроцищ, совмещающихся с комплексом мезоформ рельефа. К ним относятся: поймы крупных рек, днища долин малых рек, обособленные участки крупных речных террас, древние ложбины стока, однородные по составу повторяющиеся виды уроцищ, обособленные участки равнин, ступенчатые расчлененные эрозией склоны плоскогорий, наклонные аккумулятивные переувлажненные равнины, обособленные окружающими их грядами.



**Рисунок 3.15.** Пример автоматизированного распознавания природных объектов экосистем полигона «лого Таежный» и сопредельных территорий на основе многозонального спутникового изображения, полученного 14.08.2010 г. по данным ИСЗ Landsat, TM с разрешением 30 м:

А) – исходное цветосинтезированное изображение; Б) – тематическая карта, полученная в результате автоматизированной классификации:

[dark green square]	- еловые леса	[yellow square]	- редколесье, кустарники
[dark green square]	- смешанные леса с преобладанием хвойных	[orange square]	- заболоченные участки под лесом, открытая почва
[dark green square]	- смешанные леса	[pink square]	- кустарники, травяной покров, заболоченные участки
[light green square]	- смешанные леса с преобладанием лиственных	[light yellow square]	- травяной покров
[light green square]	- лиственные	[olive green square]	- болота
[light gray square]	- антропогенные ландшафты	[brown square]	- открытая почва, с/х угодья



**Рисунок 3.16.** Пример автоматизированного распознавания природных объектов экосистем полигона «лог Таежный» и сопредельных территорий на основе многозонального спутникового изображения, полученного 21.08.2009 г. по данным ИСЗ *Rapid Eye* с разрешением 5 м:

А) – исходное цветосинтезированное изображение; Б) – тематическая карта, полученная в результате автоматизированной классификации:

- |   |   |
|---|---|
| <ul style="list-style-type: none"> <li><span style="color: darkgreen;">■</span> - еловые леса</li> <li><span style="color: green;">■</span> - лиственничные</li> <li><span style="color: darkgreen;">■</span> - смешанные леса с преобладанием хвойных</li> <li><span style="color: green;">■</span> - смешанные леса</li> <li><span style="color: lightgreen;">■</span> - смешанные леса с преобладанием лиственных</li> <li><span style="background-color: #cccccc; border: 1px solid black; padding: 2px;">■</span> - антропогенные ландшафты</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li><span style="color: lightgreen;">■</span> - травяной покров</li> <li><span style="color: yellow;">■</span> - заболоченные участки под лесом</li> <li><span style="color: pink;">■</span> - кустарники, травяной покров, заболоченные участки</li> <li><span style="color: lime;">■</span> - редколесье, кустарники</li> <li><span style="color: brown;">■</span> - открытая почва</li> <li><span style="color: blue;">■</span> - вода</li> </ul> |
|---|---|

*Ландшафтные уроцища* (ЛУ) состоят из закономерного пространственного сочетания системы *ландшафтных фаций*. Относительная однородность, единство и сопряженность их фаций обусловлены положением на одной мезоформе рельефа. Разнообразие ЛУ определяется условиями залегания и литологическим составом горных пород и рыхлых отложений, в которых выработана форма рельефа, единством системы водного стока. Структурно и экологически уроцища формируются на плакорах (плоских, выпуклых, бугристых), склонах (пологих,

## Глава 3

---

покатых, осыпных, делювиальных, обвальных, оплывных, солифлюкционных, оползневых), в водосборных впадинах, на террасах и террасовых поверхностях, в различной формы котловинах, оврагах (растущих, задернованных), балках, лощинах, ложбинах, моренных валах и т.д. Литологический состав горных пород в сочетании с мезоформами рельефа – основа классификации ЛУ. Разнородность ЛУ, различия в лесорастительных условиях их фаций связаны с элементами мезоформ, микроформами в пределах мезоформ рельефа, изменениями в литологическом составе отложений и условиях водного питания

*Ландшафтная фауна* (ЛФ) – географически неделимый элементарный природно-территориальный комплекс (ПТК), в пределах которого сохраняется практически однородный экологический режим и растительный (лесорастительный) эффект. ЛФ занимает один элемент мезорельефа (например, вершину, верхнюю часть склона холма), часть формы микрорельефа или всю форму (межложбинное, повышение водосборной воронки), сложенные однообразной по литологическому составу почвообразующей и подстилающей породой. В пределах ЛФ развивается одно коренное или длительно-производное лесное сообщество (Киреев, Сергеева, 1992).

Таким образом, *ландшафтные местности* – это более крупные по сравнению с уроцищами морфологические части ландшафта. Они состоят из генетически и динамически сопряженных уроцищ, совмещающихся с комплексом мезоформ рельефа. Варианты сочетаний таких уроцищ и соответствующие классы растительного покрова уровня местностей могут быть определены на основе сопоставления тематических карт растительного покрова, полученных с использованием многозональных изображений, различающихся по разрешению на местности примерно в 10 раз. Совместный анализ результатов автоматизированной классификации спутниковых данных (рис. 3.14 – 3.16), картографических данных и опубликованных материалов, полученных в разные годы полевых исследований, показал следующее:

– Сопряженный статистический анализ тематических карт структуры растительности с топографической основой выявил, что около 65% (по данным ИСЗ *Landsat*) и 75% (по данным ИСЗ *Rapid Eye*) границ выделенных классов растительного покрова связаны с высотной ступенью. Примерно 10% границ – с антропогенными объектами и границами водных объектов, около 15% с различными растительными ассоциациями.

– Выделенные классы растительного покрова в наибольшей степени совпадают с классами малых водосборов. Выделяемые геосистемы в

основном приурочены к водосборам 1-го, 2-го и 3-го порядков со средней площадью 0,1, 0,5 и 2,5 км<sup>2</sup> соответственно. Водосборы 1-го порядка имеют только слабо выраженные в рельефе ложбины, водосборы 2-го порядка имеют тальвег, по которому в половодье стекает ручей, водосборы 3-го порядка имеют слабо выраженное в рельефе русло.

Все выделенные классы достоверно подтверждаются (распознаются) полевыми данными, причем, еловые сомкнутые леса, как доминантный тип растительных сообществ, имеют самый высокий процент распознавания. Высокая корреляционная связь приурочена к вершинам и склонам моренных и камовых холмов, а также к крутым приозерным берегам и долинам рек. Здесь доминируют разные типы ельников и прослеживается довольно строгое соответствие классов растительности условиям местообитания данных комплексов.

В переходных позициях на покатых и круtyх склонах коэффициент корреляции меньше. В этих местообитаниях к ельникам примешиваются сосняки и мелколиственные породы, которые недостоверно различаются на снимках, полученных во второй половине августа, по-видимому, из-за изменения отражательной способности крон. Болотные и заболоченные местообитания, а также антропогенно нарушенные земли характеризуются слабой корреляционной связью. Низкая связь обусловлена как высоким варьированием растительного покрова в зависимости от изменения увлажнения на болотах и заболоченных местообитаниях, так и сильным изменением отражательной способности крон мелколиственных и сосновых сообществ, преобладающих в данных экотопах.

Развитие древостоя и структура лесного полога, по-видимому, в наибольшей степени связаны с изменением увлажнения в различных по генезису экосистемах исследуемой территории. Избыточная увлажненность является основным лимитирующим фактором. Таким образом, наиболее значимыми факторами, определяющими структуру пространственного распределения растительности в исследуемом районе, являются параметры структуры поверхности рельефа и обусловленные ими параметры распределения гидрологического стока и увлажнения территории (высота, уклоны, удельная площадь водосбора), а также морфометрические величины, описывающие ландшафтно-геохимические механизмы аккумуляции вещества (уклоны, кривизна).

Сравнение дешифрированных классов с данными полевых наблюдений, накопленных за предшествующий 5-летний период, подтвердило имевшуюся априорную информацию о том, что максимальный вклад в распознаваемость классов вносит преобладающая порода деревьев и

---

## Глава 3

---

запас древостоя. При этом хорошим комплексным показателем породного состава древостоя, степени сомкнутости и диаметра крон, а, следовательно, спектральных характеристик полога леса является величина суммы диаметров стволов пород. Соответственно, этот показатель может быть наиболее достоверно интерполирован по космическому изображению на достаточно обширную площадь.

Сопоставление с ландшафтной картой и данными полевых исследований (Акбари и др., 2006; Бондарь, 2006; Сысуев и др., 2006) подтвердило априорную информацию о том, что ель является доминантной породой в пределах ландшафта мелкохолмистой моренно-камовой равнины. Ельники преобладают в пределах уроцищ моренных холмов и гряд на вершинах холмов. Здесь сумма диаметров ели по площадкам 20 × 20 м составляет 250 – 350 см. Классы еловых лесов наиболее часто встречаются в пределах ландшафта, представленного пологими и полого-покатыми склонами холмов, где сумма диаметров ели достигает максимального значения – 450 – 550 см. Участки произрастания сосны расположены в основном в пределах уроцищ вершинных поверхностей холмов. Сумма диаметров сосны составляет здесь на стандартных учетных площадках 250–300 см. В типично сосновых обитаниях – уроцищах верховых сфагновых болот, соответствующих местностям озерно-водно-ледниковой равнины – сумма диаметров сосны составляет в среднем 350–400 см. Заболоченные елово-сосновые леса и заболоченные участки под смешанным лесом преобладают в пределах возвышенных дюнных гряд и заболоченного ландшафта зандротов. Здесь суммы диаметров древостоев достигают 400–500 см. В этих природных комплексах, по-видимому, образуются неблагоприятные условия для конкурентов сосны (ель). Наиболее резкое изменение состава лесной растительности прослеживается при смене моренно-камовых ландшафтов на ландшафты зандротовых равнин – еловые леса сменяются елово-сосновыми. Согласно полевым данным, смена местностей отмечается по появлению второстепенных древесных пород, а также по изменению суммы диаметров какой-либо второстепенной породы; появление берескы, и особенно ольхи, в болотных условиях являются индикаторами повышения трофности и смены типа болот.

Достоверность классификации определялась по выделенным классам лесной растительности на пробных площадях, заложенных в 2009 г., и на участках, охваченных полевыми наблюдениями 2004 – 2006 гг. вдоль ландшафтного профиля, проходящего на местности через 60 – 63 кварталы Валдайского лесничества (Бондарь, 2006) (табл. 3.12).

---

**Таблица 3.12.** Оценка качества распознавания классов лесной растительности, полученных методом автоматизированной классификации с использованием многозональных изображений *KMCC / Meteor-M, TM / Landsat и Jena-Optronik / Rapid Eye* по данным полевых описаний древостоев в районе полигона «лог Таежный»

Классы лесной растительности		Процент достоверно распознанных классов		
		Изображения <i>Jena-Optronik / Rapid Eye</i> (разр. 5 м)	Изображения <i>TM/Landsat</i> (разр. 30 м)	Изображения <i>KMCC/Meteor-M</i> (разр. 50 м)
1	Еловые леса сомкнутые	83	65	60
2	Елово-сосновые леса	54	43	40
3	Смешанные леса	78	60	55
4	Заболоченные елово-сосновые леса	61	46	42
5	Заболоченные участки под смешанным лесом	59	41	52
6	Редколесья, кустарники	80	42	35

Из приведенных в таблице 3.12 данных видно, что доля достоверно распознанных классов лесной растительности при использовании изображений *KMCC/Meteor-M* довольно близка к показателям, полученным для изображений *TM/Landsat*. Однако при использовании изображений *Jena-Optronik/Rapid Eye* процент достоверно распознанных классов лесной растительности значительно выше. Еловые сомкнутые леса, как доминантный тип растительных сообществ, имеет самый высокий процент распознавания. В целом распознаваемость описанных во время полевых работ древостоев на основе дешифрированных классов превышает 50%, что свидетельствует об удовлетворительной согласованности данных и пригодном для экстраполяции качестве классификации. Основная доля в ошибках распознаваемости классов приходится на соседние близкие по содержанию и смыслу классы. Определенная доля ошибки связана, по-видимому, с различиями характеристик съемки: годом съемки, фазой вегетационного цикла и с разрешением – 5 м, 30 м и 50 м. Использованные для тестирования данные полевых наблюдений, выполненных в различные годы и отличающихся по точности привязки к картографической основе, могут попадать в другие классы. В таблице 3.13 приведены доли относительных площадей, занимаемых отдельными классами растительных сообществ, выделенных в районе полигона «лог Таежный» на одной и той

## Глава 3

же площади, охваченной съемкой аппаратурой трех ИСЗ: *Jena-Optronik/Rapid Eye*, *TM/Landsat* и *KMCC/Meteop-M*.

**Таблица 3.13.** Доли относительных площадей, занимаемых отдельными классами растительных сообществ, выделенных автоматизированной классификацией многозональных изображений на фиксированной территории вблизи полигона «лог Таежный» по данным ИСЗ *Rapid Eye*, *Landsat* и *Meteop-M* (%)

Цвет класса	Классы растительных сообществ	<i>Rapid Eye (Jena-Optronik)</i>	<i>Landsat (TM)</i>	<i>Meteop-M (KMCC)</i>
	Еловые леса	29,6	30,6	38,6
	Смешанные леса	15,7	16,6	14,2
	Лиственые леса	12,0	19,2	13,7
	Редколесье, кустарники	7,7	4,8	2,4
	Травяной покров	5,4	1,4	1,5
	Заболоченные участки под лесом, кустарником и травяным покровом	2,6	0,3	1,9
	Болота	0,0	0,1	0,1
	Вода	24,1	24,2	23,1
	Открытая почва, с/х угодья, антропогенные ландшафты	2,9	2,8	4,5

На этой территории по результатам автоматизированной классификации изображений по данным с ИСЗ *Meteop-M* процентное содержание еловых лесов оказалось в 1,3 раза завышенным, а общая относительная площадь редколесий, кустарников и травяного покрова в 2,7 раза заниженной по сравнению с данными *Jena-Optronik/Rapid Eye*. Впрочем, и по данным изображений *TM/Landsat*, площади редколесий, кустарников, травяного покрова, заболоченных участков под лесом оказались в 2,4 раза заниженными по сравнению с данными *Jena-Optronik/Rapid Eye*. Сравнение с данными *Jena-Optronik/Rapid Eye* показывает, что при классификации изображений *KMCC/Meteop-M* недостающие площади по этим классам растительности вошли в класс еловых лесов, а при классификации изображений *TM/Landsat* – в класс лиственных лесов. Сравнение с данными полевых наблюдений показало, что снимки *Jena-Optronik/Rapid Eye* позволяют значительно повысить точность выделения еловых сомкнутых лесов и участков, занятых луговой растительностью.

Таким образом, после привязки к топографической основе материалы съемки аппаратурой *Jena-Optronik* ИСЗ *Rapid Eye* с разрешением 5 м обеспечивают возможность в сопоставлении с данными лесной инвентаризации и перечисленными выше полевыми наблюдениями выделить границы растительного покрова на уровне уроцищ и затем определить полигоны со сходной яркостью и структурой изображения. Полученная карта растительного покрова на уровне уроцищ может использоваться далее для тестирования тематических карт растительного покрова, полученных по материалам космической съемки аппаратурой близкого спектрального состава, меньшего масштабного уровня, но большего площадного охвата территории (например, *TM/Landsat*, *KMCC/«Метеор-М»*), то есть карт растительного покрова на уровне ландшафтных местностей и, частично, уроцищ.

Для экосистем полигона «лог Таежный» достоверность дешифрирования классов растительного покрова на уровне ландшафтных местностей по данным ИСЗ *Rapid Eye* составила – 96%, *Landsat* – 82%, *Meteor-M* – 70%. Распознаваемость классов растительности (описанных в поле) на уровне уроцищ по данным ИСЗ *Rapid Eye* составила 70% – 90%. Результаты дешифрирования и методические подходы, разработанные для экосистем полигона «лог Таежный», могут быть использованы для внутрilandшафтной экстраполяции, т.е. для ландшафтных аналогов в пределах фрагментов изображений, полученных в полосе обзора аппаратуры ИСЗ *Rapid Eye* (77 км), *Landsat* (185 км) и *Meteor-M* (900 км). Однако наличие определенных расхождений по отдельным классам растительности привело к необходимости проведения дополнительных полевых наблюдений, расширения состава тестовых участков, увеличения их количества, а также увеличения площадей полевого описания растительности на местности.

В 2010 – 2014 гг. были предприняты работы по повышению точности полученной карты растительности. Произведен предварительный выбор тестовых участков с привлечением классов растительного покрова и территорий со сходной яркостью и структурой изображения. Со спутниковых снимков были получены координаты центров выбранных участков, что позволило оптимизировать работы на пересеченной местности. На выбранных тестовых участках была выполнена идентификация растительного покрова в ходе наземных полевых обследований. Собранные характеристики растительного покрова были обобщены и систематизированы в базе геоданных тестовых участков. Тестовые участки внесены в геоинформационную систему (ГИС) в

---

## Глава 3

---

виде векторных информационных слоев (шнейп-файлов) по координатам, измеренным на местности с помощью GPS – приемника. Для шнейп-файлов был выбран полигональный тип, поскольку тестовые участки являются площадными объектами. Шнейп-файлы создавались по принципу получения координат контуров и их объединения в полигон, атрибутивные таблицы заполнялись информацией о соответствующих характеристиках тестовых участков.

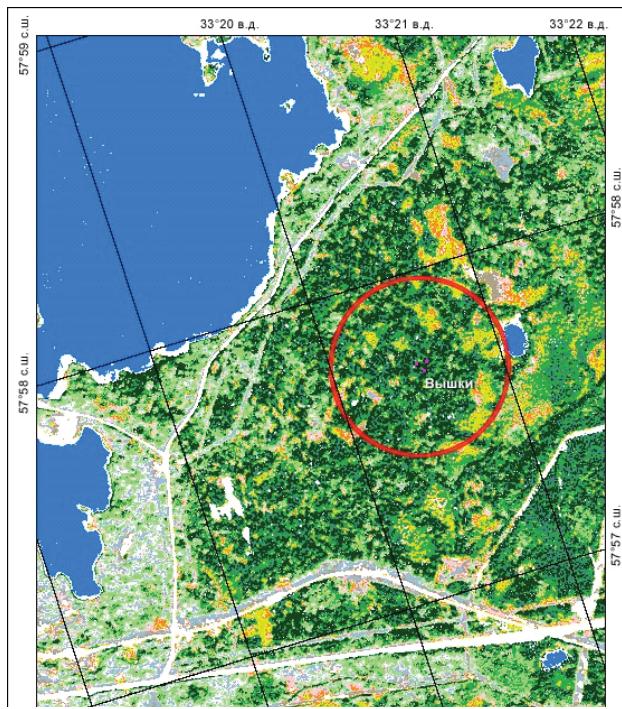
При использовании стандартных алгоритмов в качестве исходных данных привлекаются навигационные параметры спутниковой съемки, цифровые модели рельефа (для более точного трансформирования изображения), а также информация об опорных объектах на местности. Поэтому во время полевых наблюдений были дополнительно проведены работы по уточнению картографической привязки спутниковых данных привязкой к опорным объектам на местности. Установление соответствия между объектами, отображаемыми на спутниковом снимке, и объектами местности обычно выполняется путем трансформирования снимка в картографическую проекцию. При дешифрировании спутниковых данных был сформирован набор опорных точек с учетом требований к точности привязки объектов, предъявляемых при крупномасштабном картографировании с использованием спутниковых изображений с разрешением 5 м в соответствующей системе координат. В качестве опорных точек были выбраны объекты, четко отобразившиеся на снимке и не изменявшие своего положения на местности с момента проведения съемки (пересечения дорог, пересечения дорог и линий ЛЭП, центр моста и др.). Их координаты с точностью измерения не хуже  $\pm 5$  м были получены с помощью GPS – приемника. К снимкам была применена процедура линейной геометрической коррекции, так как исходные спутниковые снимки были ортотрансформированы, и при нанесении измеренных координат опорных точек наблюдалось систематическое смещение. Коррекция позволила устраниТЬ систематическое смещение и задать точное соответствие объектов на спутниковом снимке и на местности. Поскольку координаты GPS – приемника были получены в географической системе координат WGS 94, а исходные спутниковые снимки и ГИС-проект имеют Универсальную Трансформированную проекцию Меркатора, зона 36 (UTM 36 WGS 94), то для приведения данных к единой картографической проекции была выполнена операция перепроектирования полученных данных в проекцию ГИС – проекта.

Тематические карты, полученные при классификации без обучения, с указанием предварительно выбранных после автоматизированной

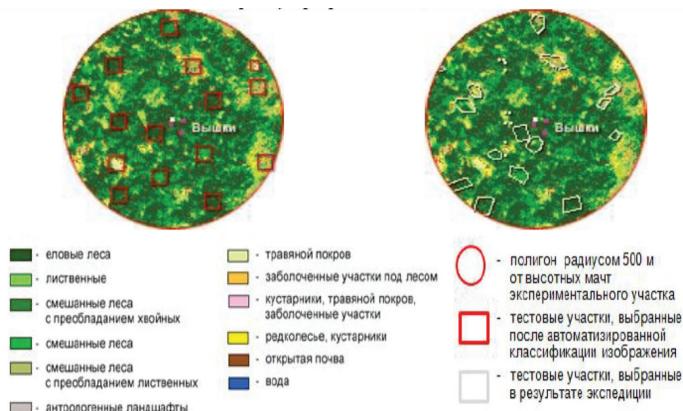
---

классификации тестовых участков полигона «лог Таежный» и других, выбранных в ходе полевых наблюдений, представлены на рис. 3.17. Предварительный выбор тестовых участков на изображении произошелся, исходя из необходимости обеспечения представительности и разнообразия экосистем и природных комплексов, а также достаточной статистической численности для описания яркостного сигнала каждого класса. Пример данных наблюдений растительного покрова экосистем полигона и сопредельных территорий представлен в таблице 3.14. Примеры представления в ГИС экосистем полигона «лог Таежный» и описания тестовых участков представлены на рис. 3.18 и 3.19. С целью привязки выделенных классов растительного покрова к высотам над уровнем моря с привлечением данных измерения высотных отметок, накопленных в периоды проведения полевых наблюдений, с использованием геоинформационной системы была построена цифровая модель рельефа (ЦМР) экосистем «лог Таежный». Для построения ЦМР в качестве исходных данных использовались измерения GPS-приемников, снятых на опорных точках рельефа (понижение или повышение рельефа, а также на тестовых полигонах) и включавших высоту и их координаты. Эти данные с помощью программного обеспечения Arc GIS 9.2 были внесены в ГИС и преобразованы в точечный векторный файл, атрибутивная таблица которого стала содержать информацию о положении точек на местности и их высотах. Для географической совместимости с данными ГИС-проекта векторный файл был предварительно трансформирован в рабочую картографическую проекцию (универсальная проекция Меркатора, северное полушарие, зона 36). При подготовке файла точки с ошибочно определенными величинами высот исключались. Построение ЦМР выполнено по 772 опорным точкам, оставшимся после процедуры отбраковки. Обработка опорных точек выполнялась с помощью приложения 3Danalyst ПО Arc GIS 9.2 и путем интерполяции. Цифровая модель рельефа была создана в виде растрового покрытия (рис. 3.20). На завершающем этапе сформированная ЦМР была представлена в трехмерном виде, что помимо совмещения с другой дополнительной информацией (тестовые полигоны, положение вышек и т.д.), включало также настройку палитры. Для выполнения этой операции использовался дополнительный модуль ПО Arc GIS 9.2 ArcScene

## Глава 3



ИСЗ Rapid Eye, разрешение 5 м, 21.08.2009 г.



**Рисунок 3.17.** Тематические карты, полученные в результате автоматизированной классификации без обучения, с указанием тестовых участков, выбранных на территории полигона «лог Таежный» и сопредельной территории

**Таблица 3.14.** Пример данных наблюдений растительного покрова в экосистемах полигона «лог Таежный» и измерений GPS–приемником местоположения тестовых участков различных классов растительного покрова

Данные измерений GPS приемником			Данные наблюдений растительного покрова в полевых условиях
Широта, град	Долгота, град	Высота, м	
57,96535774	33,34799169	216,1	сосняк кустарничково-сфагновый
57,96767182	33,34179830	223,7	сосняк сфагновый разреженный
57,96574297	33,34338315	226,5	сосняк кустарничково-сфагновый разреженный с примесью берески пушистой и подростом ели
57,95813112	33,34234128	220,4	старый ельник бореально-неморальный
57,96059808	33,34256197	213,4	заболоченный ельник с ольхой черной травяно-болотный
57,96107333	33,34411690	232,3	разновозрастный ельник с примесью берески папоротниковый
57,96546168	33,34525282	223,1	ельник сомкнутый, вейник+кислица
57,96481359	33,34051176	224,3	елово-сосновый лес (ПП 2)
57,96682985	33,34137820	225,2	граница сухостоя и елового леса
57,96126880	33,34064889	224,3	смешанный лес с сосной и подростом ели
57,96541340	33,34271637	219,2	граница затопленного леса и сосняка с елью
57,96228049	33,34658562	217,3	разреженный бересковый лес с сосной и ольхой черной травяно-болотный
57,96106847	33,33759469	214,9	окно с вывалами и ветроломами сли, малина+вейник+папоротник
57,96232282	33,31880758	212,4	осиново-еловый лес с подростом клена остролистного
57,95796197	33,34402084	210,3	заболоченный смешанный лес
57,96389124	33,33642106	221,0	молодой лес (рябина+ива козья) на месте ельника
57,95728597	33,34285492	194,5	травяное болото, открытый участок без деревьев
57,96691694	33,34175237	221,6	осоково-сфагновое болото – открытый участок
57,96533637	33,34992665	199,9	осоково-сфагновое болото с очень разреженным древостоем сосны и берески
57,96653372	33,33102747	209,1	заболоченный высокогравийный луг

## Глава 3

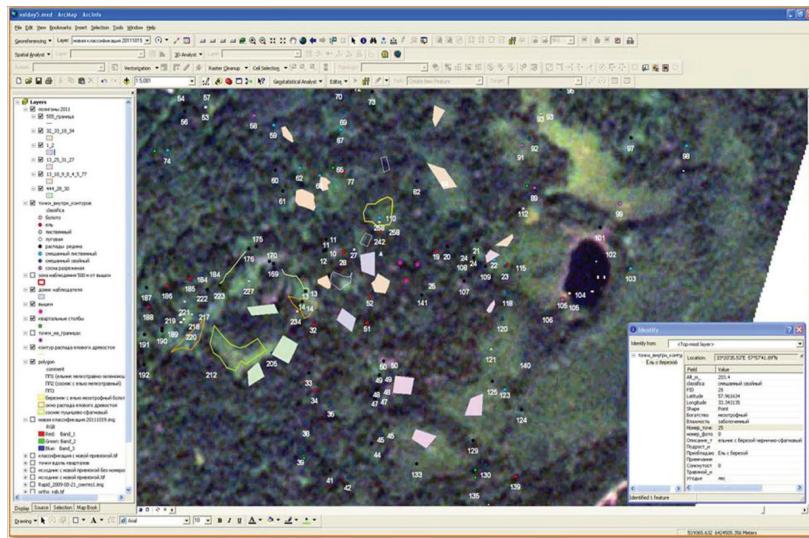


Рисунок 3.18. Пример представления в ГИС экосистем полигонов «лог Таежный»

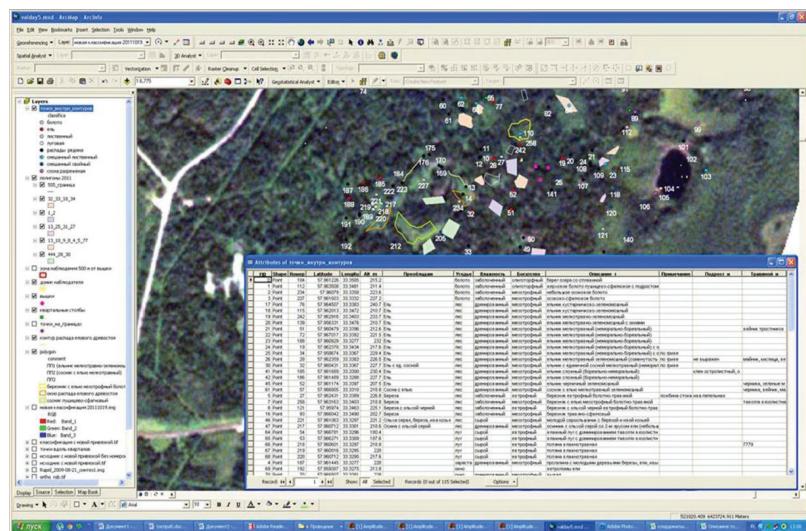
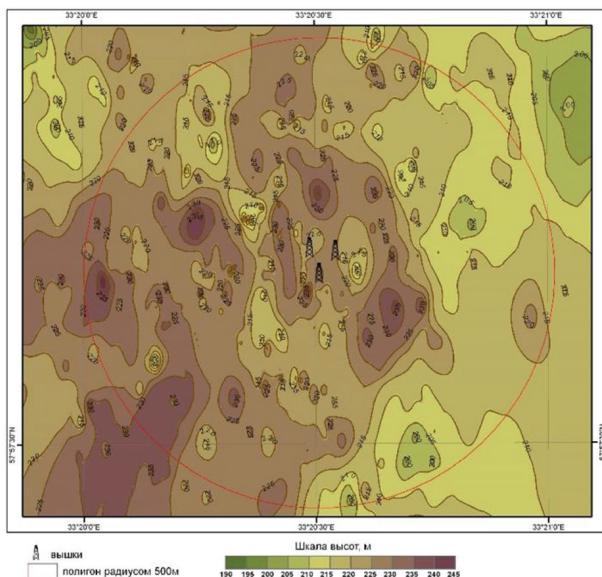


Рисунок 3.19. Пример описания в ГИС тестовых участков полигонов «лог Таежный»



**Рисунок 3.20.** Цифровая модель рельефа экосистем полигона «лог Таежный», полученная с использованием ГИС на основе полевых измерений высотных отметок и координат

В 2013 г. было выполнено уточнение тематической карты, полученной по данным ИСЗ *Rapid Eye* с обучением по выбранным при полевых наблюдениях калибровочным тестовым участкам. Также уточнены доли площадей объектов растительного покрова экосистем полигона «лог Таежный» (территория радиусом ~500 м с измерительной вышкой в центре) и, в частности, площади классов растительности на дренированных и заболоченных землях (табл. 3.15). Были изучены изменения в растительном покрове полигона, произошедшие в результате увеличения площадей вывалов деревьев. Уточнение контуров и площадей классов растительности на участках с вывалами деревьев весной 2013 г. было выполнено по данным изображений, полученных аппаратурой ИСЗ *Rapid Eye* 21.08.2009 г. и ПСС ИСЗ *Канопус-В* (разрешение 3 м, спектральный канал 0,52 – 0,85 мкм) 26.03.2013 г., а также материалов полевых наблюдений с использованием ГИС Arc GIS 9.2 (табл. 3.16). Благодаря изображению, полученному 21.09.2014 г. аппаратурой ПСС и МСС ИСЗ «*Канопус-В*» № 1 с разрешением 3,5 м (в спектральных каналах 0,54 – 0,60 мкм, 0,63 – 0,69 мкм, 0,69 – 0,72 мкм и 0,75 – 0,86 мкм), и полевым наблюдениям на увеличенном количестве калибро-

## Глава 3

вочных участков в 2014 г. уточнена тематическая карта растительного покрова (рис. 3.21).

**Таблица 3.15.** Доли площадей растительного покрова полигона «лог Таежный», выделенные по многозональным изображениям с ИСЗ *Rapid Eye*.

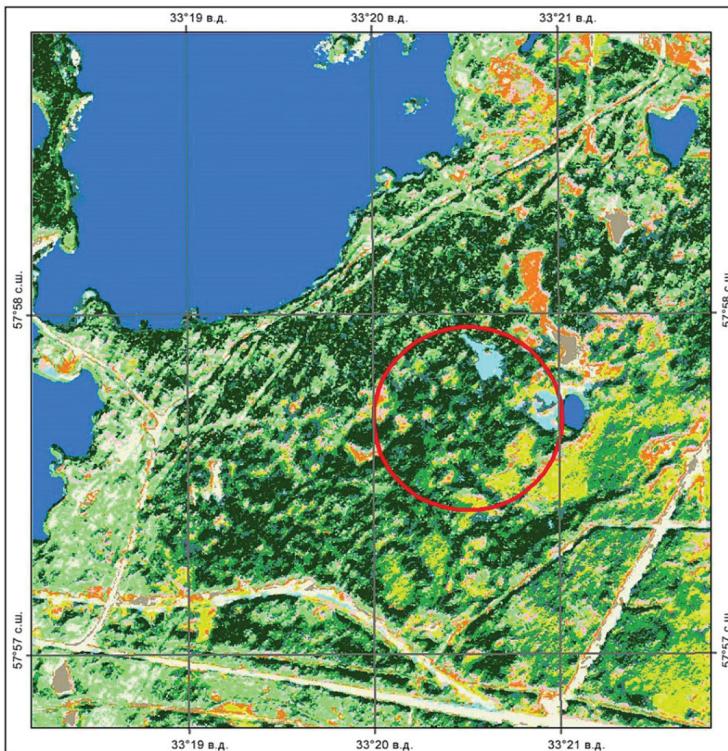
№ класса	Классы растительного покрова	площадь, %	Местообитания					
			Дренированные			Заболоченные		
			площадь, га	%	% от всей площади*	площадь, га	%	% от всей площади
1	Еловые леса	32,9	23,7	43,5	31,1	1,4	6,2	1,8
2	Елово-сосновые леса	18,6	12,2	22,5	16,0	1,9	8,9	2,6
3	Смешанные леса	24,7	12,2	22,5	16,0	6,6	30,4	8,7
4	Березово-сосновые леса	10,8	1,8	3,3	2,4	6,4	29,3	8,4
5	Лиственничные леса	4,7	2,6	4,7	3,4	1,0	4,4	1,3
6	Молодой подрост деревьев и кустарников	1,8	0,8	1,5	1,0	0,6	2,8	0,8
7	Травяной покров	0,2	0,15	0,3	0,2			
8	Верховые болота с сосной	4,3				3,3	14,9	4,3
9	Открытые болота	0,2				0,17	0,8	0,2
10	Нераспознанные объекты	1,8	0,9	1,7	1,2	0,5	2,3	0,6
	Всего:	100	54,3		71,3	21,8		28,7

\* – территория полигона радиусом ~500 м с вышкой с измерительной аппаратурой в центре

На рисунке 3.22 представлены классы растительного покрова, выделенные на территории полигона «лог Таежный» в результате контролируемой классификации многозональных изображений по данным ИСЗ *Rapid Eye* и ИСЗ «Канопус-В» №1. Эти данные иллюстрируют измене-

## Мониторинг потоков парниковых газов в природных экосистемах

ния в составе растительности, произошедшие с августа 2009 г. по сентябрь 2014 г. В таблице 3.17 представлены количественные данные для тех же изображений в пикселях ( $3 \times 3\text{м}^2$ ), приходящихся на соответствующие классы растительного покрова. Матрица решений представлена в таблице 3.18.



ИСЗ Канопус-В, разрешение 3,5 м, 21.09.2014 г.

[зеленый квадрат]	- еловые леса	[розовый квадрат]	- молодой подрост деревьев и кустарников
[тёмно-зелёный квадрат]	- елово-сосновые леса	[салатовый квадрат]	- травяной покров
[зелёный квадрат]	- смешанные леса	[оранжевый квадрат]	- верховые болота с сосной
[жёлтый квадрат]	- березово-сосnovый лес	[серый квадрат]	- открытое болото
[салатовый квадрат]	- лиственных леса	[синий квадрат]	- вода
[голубой квадрат]	- подтопленные участки леса		

Рисунок 3.21. Тематическая карта растительного покрова, уточненная по результатам полевых наблюдений на увеличенном количестве калибровочных участков

## Глава 3

**Таблица 3.16.** Площади классов растительности, приходящихся на территории с вывалами деревьев

№ класса	Классы растительного покрова	Вывалы		
		площадь, га	%	% от всей площади*
1	Еловые леса	1,1	16,3	1,4
2	Елово-сосновые леса	1,0	14,6	1,3
3	Смешанные леса	2,0	30,0	2,6
4	Березово-сосновые леса	0,8	11,7	1,0
5	Лиственные леса	0,3	4,6	0,4
6	Молодой подрост деревьев и кустарников	0,4	6,5	0,6
7	Травяной покров	0,2	2,3	0,2
8	Верховые болота с сосной	0,5	8,1	0,7
9	Открытые болота	0,1	0,8	0,1
10	Нераспознанные объекты	0,3	5,1	0,4
	Всего:	6,7		8,8

\* – территория полигона радиусом ~500 м с вышкой с измерительной аппаратурой в центре

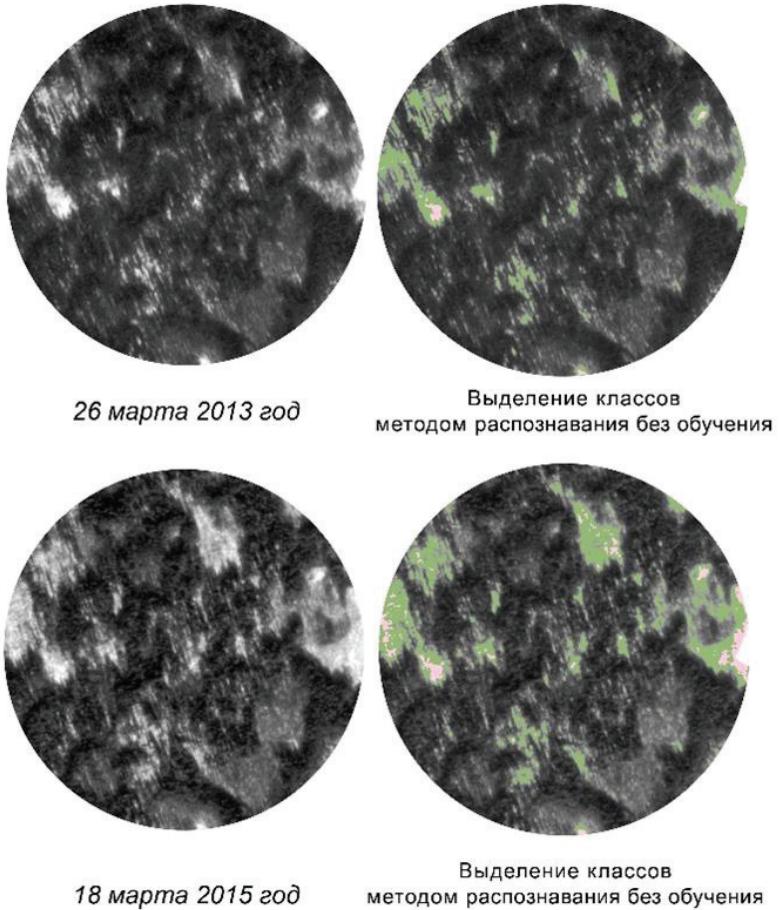
**Таблица 3.17.** Площади объектов растительного покрова (в пикселях  $3 \times 3 \text{ м}^2$ ), выделенных по данным ИСЗ *Rapid Eye* (2009 г.) и ИСЗ «Канопус-В» №1 (2014 г.)

№ класса	Классы растительного покрова	2009 г.	2014 г.
1	Еловые	16659	17124
2	Елово-сосновые	9447	9748
3	Смешанные	12738	8453
4	Березово-сосновый	5759	4778
5	Лиственные	2492	3892
6	Молодой подрост деревьев и кустарников	1085	3336
7	Травяной покров	112	187
8	Верховые болота с сосной	2245	1357
9	Открытое болото	72	28
10	Подтопленные участки леса	971	2677
	Всего	51580	51580



**Рисунок 3.22.** Классы растительного покрова, выделенные на территории полигона «лог Таежный» по данным ИСЗ Rapid Eye и ИСЗ «Канопус-В» №1. Доли площадей, занимаемых различными классами растительности, приведены в процентах

---



**Рисунок 3.23.** Фрагменты исходных изображений с ИСЗ Канопус-В за 2013 и 2015 гг. территории полигона радиусом ~500 м и результаты дешифрирования по градациям слабого (0% – 30%) и умеренного (30% – 50%) проективного покрытия

---

**Таблица 3.18.** Матрица решений с оценкой достоверности распознавания методом контролируемой классификации по снимку ИСЗ «Канопус-В» №1 от 21 сентября 2014 г.

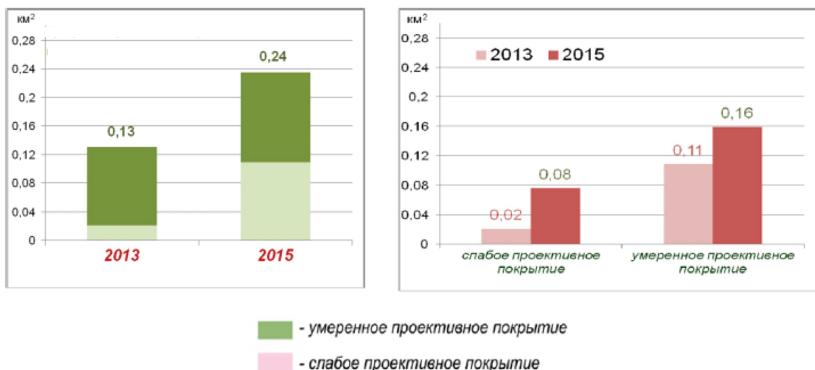
Классы по результатам распознавания с обучением	№ класса	Классы растительного покрова по данным полевых наблюдений											Всего	Достоверность распознавания классов, %
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11		
Еловые	1	419	191	75	0	10	0	0	0	0	0	0	695	60,3
Елово-сосновые	2	71	225	19	0	50	0	0	0	0	0	6	371	60,6
Смешанные	3	66	76	213	36	22	22	0	6	0	0	0	441	48,3
Бересово-сосновые	4	0	0	7	280	49	53	0	35	0	0	0	424	66,0
Лиственные	5	4	31	36	16	478	20	5	46	0	0	0	636	75,2
Молодой подрост деревьев и кустарников	6	0	6	7	71	53	272	0	71	0	0	0	480	56,7
Травяной покров	7	0	0	0	0	0	0	262	3	83	0	0	348	75,3
Верховые болота с сосной	8	1	21	8	7	1	14	32	358	1	0	0	443	80,8
Открытое болото	9	0	0	0	0	0	0	89	0	330	0	0	419	78,8
Вода	10	7	23	0	0	0	0	0	0	0	1500	0	1530	98,0
Подтопленные участки леса	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	121	121	100,0
<b>Всего</b>		<b>568</b>	<b>573</b>	<b>365</b>	<b>410</b>	<b>663</b>	<b>381</b>	<b>388</b>	<b>519</b>	<b>414</b>	<b>1500</b>	<b>127</b>	<b>5908</b>	<b>75,5</b>

Согласно данным таблицы 3.18, распознаваемость на основе дешифрирования классов растительного покрова, выделенных во время полевых исследований, в целом составляет 75,5%, что говорит об удовлетворительной согласованности данных и пригодном для экстраполяции качестве классификации. Таким образом, точность экстраполяции данных экосистем экспериментального полигона «лог Таежный» на

## Глава 3

сопредельные территории при использовании данных аппаратуры *ПСС* и *МСС* российского ИСЗ «Канопус-В» №1 составляет 75,5%

Как упоминалось в предыдущих главах, в 2009 – 2015 гг. в природных экосистемах полигона «лог Таежный» наблюдались усыхание и распад еловых древостоев. Изменение проективного покрытия, связанное с усыханием древесного яруса, анализировали по ранневесенним (март) снимкам с ИСЗ Канопус-В за 2013 и 2015 гг. (рис. 3.23 и 3.24).



**Рисунок 3.24.** Изменение проективного покрытия территории полигона «лог Таежный» радиусом ~500 м по ранневесенним (март) снимкам с ИСЗ Канопус-В за 2013 и 2015 гг.

Как видно из рис. 3.24, только за период 2013 – 2015 гг. в природных системах экспериментального полигона «лог Таежный» за счет усыхания и распада еловых древостоев площади леса со слабым и умеренным покрытием увеличились примерно в 2 раза, что хорошо согласуется с данными полевых наблюдений.

### 3.4 Построение бюджета углерода южно-таежной экосистемы по балансу потоков диоксида углерода

Полученные в главе 2 оценки чистой первичной продукции основных компонентов фитомассы, а также почвенного дыхания, позволяют получить оценки общего бюджета (чистого потока) углерода ( $NF$ ) для сравниваемых биотопов в экосистеме ельника за год. При расчете бюджета углерода справедливы следующие уравнения:<sup>15</sup>

<sup>15</sup> Здесь и ниже используются общепринятые международные сокращения основных составляющих углеродного бюджета экосистемы.

$$GPP - ER = NF, \quad (3.16)$$

$$NF = (GPP - R_{above} - R_{below}) - R_h = NPP - R_h, \quad (3.17)$$

$$R_{soil} - R_{root} + R_{debris} = R_h, \quad (3.18)$$

где  $GPP$  – валовая первичная продукция экосистемы,  $ER$  – ее валовое дыхание,  $NF$  – чистый поток углерода в экосистеме;  $R_{above}$  – дыхание надземных частей автотрофов (в осн. растений),  $R_{below}$  – дыхание подземных частей автотрофов (растений),  $R_h$  – дыхание гетеротрофов;  $NPP$  – чистая первичная продукция экосистемы

Поток  $R_h$  – поток углерода, связанный с дыханием гетеротрофов в экосистеме, включает как надземную, так и подземную составляющие в форме дыхания деструкторов (грибов и бактерий), разлагающих опад и отпад грубого и тонкого дебриса. Для оценки подземной гетеротрофной компоненты следует применить полученное в главе 2 отношение корневого и микробного дыхания в почве, а для определения надземной компоненты использовать имеющиеся площадные оценки дыхания древесного дебриса. Приведенная в главе 2 средняя полевая оценка доли микробного дыхания по всем мезобиотопам экосистем южно-таежного ельника за 2012 – 2013 гг. значимо ниже, чем расчетная отдельно для окон распада елового древостоя, поэтому, начиная с определенного масштаба, последняя оценка требует отдельного учета при проведении площадных оценок. При этом, основной поток автотрофного дыхания почвы в окнах распада древостоя определяется дыханием корней травостоя и кустарникового яруса, а в здоровых ельниках и сосново-еловых лесах – дыханием корней древостоя. Заметим, что доля микробного дыхания в почве окон распада елового древостоя оказывается выше, несмотря на то, что развивающиеся здесь в ходе сукцессии корневые системы трав и кустарников быстро заменяют отмирающие корни древостоя. Используя все имеющиеся полевые оценки дыхания различных компонентов, можно восстановить схему потоков углерода валового дыхания изучаемой южно-таежной экосистемы (рис. 3.25).

Помимо оценок доли микробного дыхания в почве, в расчетах были использованы наши оценки эмиссии  $\text{CO}_2$  от разложения надземного дебриса (Сафонов и др., 2012), суммарного дыхания почвы, включая подстилку, и валового дыхания экосистемы (Карелин и др., 2014) на том же полигоне. Последнее возможно благодаря функционированию на полигоне микрометеорологической установки. Это позволяет сопоставить оценки почвенного потока  $\text{CO}_2$  с независимо оцененным суммарным (валовым) дыханием экосистемы ельника. Валовое дыхание не оценива-

## Глава 3

---

ется методом турбулентной ковариации напрямую. Этот метод позволяет вычислять лишь интегральный поток  $\text{CO}_2$  между экосистемой и пограничным слоем атмосферы. Поэтому в качестве оценки валового дыхания нам послужила величина максимальной внутрисуточной эмиссии  $\text{CO}_2$  из изучаемой таежной экосистемы в атмосферу ( $NEE_{max}$ ), что обычно соответствует ночному периоду между 00 и 04 ч суток. Согласно полученным результатам (рис. 3.25), доля почвенной эмиссии от валового дыхания экосистемы составила 70,2% за год в среднем (с мая 2010 г. по май 2011 г.), что соответствует независимым оценкам в европейской южной тайге, находящимся в пределах 67% – 69% (Евдокимов и др., 2010). Для окон распада валовое дыхание является суммой почвенного дыхания и дыхания дебриса, заниженной на неучтеннюю нами величину дыхания травяно-кустарникового яруса. Результаты расчетов, представленные на рис. 3.25, позволяют косвенно оценить «скрытые» составляющие деструкционных потоков углерода в экосистеме.

Согласно этим расчетам, корневое дыхание составляет 24,5%, а микробное почвенное – 45,5% от валового дыхания экосистемы. Отношение автотрофного и гетеротрофного дыхания в экосистеме оценивается как 47,5 : 52,5; а доля надземного дыхания живых компонентов фитомассы составляет 23% дыхания экосистемы, что практически равно участию дыхания корней в валовом потоке (24,5%). Микробы почвы вносят в 6,5 раз больший вклад в общее дыхание по сравнению с надземными микроорганизмами. Вклад в валовое дыхание подземной части равен 70%, надземной – 30%. Заметим, тем не менее, что использованные нами данные по разделению компонентов почвенного дыхания, и по дыханию древесного дебриза относятся только к вегетационному сезону, а приведенные расчеты выполнены по отношению к году в целом. Поэтому для повышения корректности в эти расчеты следует ввести поправку, учитывающую возможное изменение вклада микробного дыхания в зимний сезон.

Согласно расчетной схеме на рис. 3.25, соотношение дыхания автотрофов и гетеротрофов в ельнике, не затронутом распадом, близко единице (47,5% : 52,5%), что определяется наблюдаемым отношением корневой и микробной составляющих по усредненным данным (35 : 65). Как уже упоминалось, в почве окон распада елового древостоя доля микробного дыхания оказалась значимо выше. Вероятнее всего, это вызвано усилением вклада почвенной микробной (прежде всего, грибной) составляющей, за счет использования в качестве пищевого субстрата корней деревьев, погибающих от комплексного воздействия деструкторов (грибов и бактерий). Комплекс деструкторов в почве

---

активизируется в результате ослабления защитных функций елей при изменении климата в сторону потепления и сухости.



**Рисунок 3.25.** Схема компонентов валового дыхания экосистемы южно-таежного ельника (полигон «лог Таежный», ВФ ФГБУ «ГГИ»)  $ER$  – валовое дыхание экосистемы,  $R_a$  – дыхание автотрофной части,  $R_h$  – гетеротрофной части. Подземная и надземная части потоков дыхания обозначены соответственно как «below» и «above». Все потоки оценены в процентах от валового дыхания. Площади фигур соответствуют величинам потоков. Для расчетов использованы результаты только оригинальных полевых наблюдений потоков  $\text{CO}_2$  (2009 – 2016 гг.) и экспериментов по разделению почвенного дыхания (2012 – 2013 гг.).

В основе расчетов – доля почвенного микробного дыхания равна 0,65.

Отличия компонентов дыхания южно-таежного ельника в окнах распада от средних величин отражают наблюдаемый процесс гибели древостоя. Любопытно, что долевое участие дыхания надземных и подземных компонентов при распаде древостоя остается прежним, но при этом существенно меняется структура дыхания: в надземной части доминирование переходит от дыхания живой надземной фитомассы к дыханию валежа и сухостоя, а в подземной наблюдается еще более выраженное преобладание почвенного микробного дыхания над корневым. То, что суммарная эмиссия  $\text{CO}_2$ , связанная с валовым дыханием, в окнах распада на начальной стадии восстановительной сукцессии оказ-

## Глава 3

---

зыается все же выше по сравнению с контрольным биотопом, видимо, обязано более значительному усилению гетеротрофного дыхания по сравнению с ослаблением автотрофного.

Для того, чтобы полностью учесть дыхание почвенных микроорганизмов, включив его ризосферную (включая микоризу) компоненту, в дальнейших расчетах углеродного баланса были использованы только оценки доли микробного дыхания от почвенной эмиссии, полученные методом СИД. Для пробных площадей ПП 1 («ельник мелкотравно-зеленомошный») и ПП 2 («сосново-еловый лес») был использован показатель 62%, а для пробной площади ПП 4 («окно распада елового древостоя») – 70,5%.

Рассчитав подземное дыхание гетеротрофов, к нему следует добавить дыхание надземных гетеротрофов (микроорганизмы, разлагающие валеж и сухостой), а затем рассчитать чистые потоки углерода за год по разнице между потоком чистой первичной продукции и общим потоком дыхания гетеротрофов (урывнения 3.16 – 3.18). Такие годовые оценки могут быть получены отдельно для пробных площадей ПП 1, ПП 2, и ПП 4. На заключительном этапе расчетов, используя относительные площади биотопов, можно рассчитать общую оценку ландшафтных чистых потоков для мезорельефа в целом и осуществить прогноз. Результаты сведены в таблице 3.19. В качестве модельного года для расчета годового баланса углерода по различным пробным площадям был выбран 2013 г. как обладающий полным набором необходимых данных. Данных, имеющихся по ПП 3, оказалось недостаточно для расчетов чистой продукции экосистемы, поэтому эта пробная площадь не вошла в анализ. Расчет по удельным площадям лесных биотопов с помощью табл. 3.19 и данных раздела 3.3 для 2013 г. показывает, что мезоландшафт в целом (оцененная площадь аналогичных ПП 1, ПП 2 и ПП 4 биотопов составляла в 2013 г. соответственно:  $32,8 + 11,2 + 5,1 = 49,1$  га) служит растущим, по сравнению с 2009 г., источником углерода величиной  $+251,4$  г С  $m^{-2}$  год $^{-1}$  ( $+921,8$  г CO<sub>2</sub>  $m^{-2}$  год $^{-1}$ ). При сохранении величин потоков основных слагаемых углеродного баланса (общего гетеротрофного дыхания и чистой первичной продукции) за счет почти двойного увеличения площади усыхающих лесов за предшествующие два года, взвешенная по площадям биотопов для той же территории оценка С-баланса в 2015 году составляет уже  $+366,8$  г С  $m^{-2}$  год $^{-1}$  ( $1,3$  кг CO<sub>2</sub>  $m^{-2}$  год $^{-1}$ ).

Таким образом, согласно этим данным, за многолетний период наблюдений (2009 – 2015 гг.) исследуемый участок южно-таежного ландшафта (площадь достоверной экстраполяции результатов составляет около 5 км<sup>2</sup>) превратился в источник углерода (CO<sub>2</sub>) для атмос-

феры, что, по-видимому, обусловлено тенденцией к потеплению климата на европейской части РФ, и связанным с ней ослаблением защитных функций древостоя и, прежде всего, его доминанты – ели европейской. Активными агентами этого процесса являются корневые и древесинные энтомо- и фитопатогенные организмы-деструкторы. Причиной превращения этих экосистем в атмосферный источник диоксида углерода является усиление дыхания гетеротрофов, которое связано с появлением нового пищевого субстрата (отмирающих корней и древесного дебриса) при одновременном снижении продукции составляющей в результате гибели древостоя. Последнее не компенсируется увеличением продукции подчиненных ярусов растительности. При этом, тем не менее, в экосистемах, сохраняется исходное соотношение надземного и подземного дыхания. Дополнительным фактором усиления валового дыхания за счет почвенной компоненты является продолжающееся повышение среднегодовой температуры почвы при одновременном снижении ее влажности.

**Таблица 3.19.** Составляющие годового баланса углерода в 2013 г. в ельнике мелкотравно-зеленомошном с сохранившимся древостоем (ПП 1) и в окне распада древостоя (ПП 4), а также в сосново-еловом лесу (ПП 2). Выделены значения, непосредственно участвующие в расчете чистой продукции углерода в экосистеме

Биотопы	Дыхание валежа и сухостоя, г С м <sup>-2</sup>	Дыхание почвы, г С м <sup>-2</sup>	Дыхание гетеротрофов, г С м <sup>-2</sup>	Валовое дыхание, г С м <sup>-2</sup>	Чистая первичная продукция, г С м <sup>-2</sup>	Чистая продукция, г С м <sup>-2</sup>
ПП 1	+156,7	+681,4	<b>+588</b>	+970,7	<b>-342</b>	<b>+246</b>
ПП 2	+34,2	+647,3	<b>+444</b>	+922,1	<b>-642</b>	<b>-198</b>
ПП 4	+460,5	+1151,3	<b>+1380</b>	+1480,0	<b>-107</b>	<b>+1273</b>

**Примечание:** Величинам чистой первичной продукции условно присвоен знак «минус» (сток углерода в экосистему из атмосферы). Знак «плюс» для чистой продукции экосистемы означает источник углерода в атмосферу из экосистемы.

---

## **4. БЮДЖЕТ УГЛЕРОДА ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ НА УРОВНЕ РЕГИОНА**

### **4.1. Принципы оценки бюджета углерода на региональном уровне**

Современное глобальное потепление климата, вызванное, в основном, антропогенным повышением атмосферных концентраций парниковых газов (в первую очередь диоксида углерода), привело к стремительному росту интереса к оценке углеродного цикла лесного покрова. Причем этот интерес вышел за пределы рамок фундаментальных научных исследований, распространившись на область практического лесоуправления. Значимость лесов в регуляции содержания парниковых газов атмосферы была признана ключевыми международными соглашениями по сохранению глобального климата: Рамочной конвенцией ООН об изменении климата, Киотским протоколом, а затем и Парижским соглашением. Страны, ратифицировавшие эти соглашения, взяли обязательства по проведению инвентаризации бюджета парниковых газов в управляемых лесах и осуществлению мер, способствующих усилению стоков и сокращению эмиссий углерода лесных экосистем.

Из климатических соглашений вытекают базовые принципы, которые следует принимать во внимание при создании систем региональной оценки углерода лесов, имеющих практическую направленность. Во-первых, учету и управлению подлежат стоки и источники парниковых газов, в то время как величина запасов углерода в лесах принципиального значения не имеет. Иначе говоря, важны лишь изменения запасов углерода лесов в сторону увеличения или уменьшения, происходящие за период управления. Во-вторых, учитывать следует только те стоки и источники парниковых газов, которые являются результатом деятельности человека, то есть имеют антропогенный характер.

Осуществление практических мер требует наличия адекватной информации об объекте управления. В нашем случае речь идет о запасах и потоках углерода в лесах. К настоящему времени создано множество систем оценки. Большая их часть является инструментом научных исследований, но некоторые активно используются в национальных инвентаризациях парниковых газов. Важным критерием пригодности системы оценки к решению практических задач является ее соответствие методологии Межправительственной группы экспертов по изме-

нению климата (МГЭИК). Подходы МГЭИК к проведению инвентаризации бюджета углерода при землепользовании, изменениях в землепользовании и лесном хозяйстве обобщены в серии методологических руководств по осуществлению национальных инвентаризаций антропогенных выбросов и абсорбции парниковых газов. При всей своей упрощенности, методологические руководства МГЭИК сыграли положительную роль в концептуальном и терминологическом согласовании исследовательских подходов независимых научных групп.

МГЭИК рассматривает 4 резервуара (пула) углерода лесов: фитомассу (с подразделением на надземную и подземную), мертвую древесину, подстилку и органическое вещество почвы. В научных исследованиях часто используют более детальные классификации углеродных пулов. Так, фитомассу древостоя можно подразделить на фракции: стволы, крупные и тонкие ветви, листья, хвою, генеративные органы, комли, толстые и тонкие корни. Мертвую древесину составляют сухостой, валеж, отмершие ветви в кронах, опавшие ветви, пни и отмершие корни. В подстилке выделяют неразложившийся слой, состоящий в основном из опада текущего года, ферментативный слой с максимальной активностью организмов-редуцентов, а также слой гумифицирующихся растительных остатков. Органическое вещество почвы включает лабильный и стабильный гумус, а при переувлажнении почвы еще и торф. Перечисленные фракции можно далее делить по видам древесных пород, горизонтам почвы и т. д.

Фундаментальный анализ миграции углерода в лесной экосистеме, безусловно, требует как можно более детальной характеристики углеродных пулов. Однако с точки зрения практических задач управления запасами углерода важнее знать итоговый результат – увеличиваются ли размеры углеродных пулов, создавая тем самым сток углекислого газа из атмосферы, или уменьшаются, что в конечном итоге приводит к источнику парниковых газов. Поэтому описание основных потоков углерода на уровне лесной экосистемы ниже проводится по упрощенной схеме его пулов и потоков, разработанной в соответствии с принятой МГЭИК системой 4-х основных углеродных пулов (рис. 4.1).

$\text{CO}_2$  атмосферы преобразуется в органическое вещество в процессе фотосинтеза. Как уже упоминалось, суммарную величину образовавшегося при фотосинтезе органического вещества называют «валовой первичной продукцией» ( $GPP$ ). Часть этого вещества используется для получения энергии в процессе дыхания самими растениями, при этом диоксид углерода высвобождается в атмосферу. Этот поток составляет дыхание автотрофов ( $R_a$ ) и варьирует для разных экосистем в пределах

---

## Глава 4

40% – 70% от  $GPP$ . Разность между  $GPP$  и  $R_a$  характеризует количество органического вещества, пополняющего пул фитомассы (чистая первичная продукция,  $NPP$ ). В большинстве исследований биологической продуктивности и углеродного цикла лесных экосистем составление баланса начинается именно с  $NPP$ , поскольку ее можно определить в полевых условиях с использованием весовых методов.

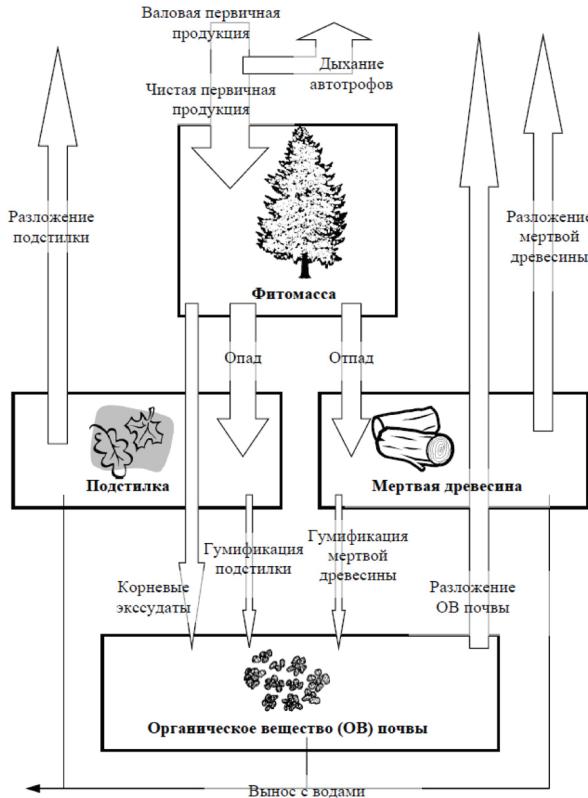


Рисунок 4.1. Схема пулов и потоков углерода в лесной экосистеме

Часть органов живого дерева постоянно отмирает. Постепенно отмирают не только листья, но и хвоя, срок жизни которой составляет у различных хвойных пород от 4 до 6 лет. Опадают также генеративные органы (сережки, цветки, шишки, ягоды и т. д.), отмершие ветви, отслоившиеся фрагменты коры и т. д. Эти процессы в сумме называются «опадом», который представляет собой поток, переводящий органическое вещество из фитомассы в подстилку. Подстилка подвергается

активному разложению в результате воздействия организмов-деструкторов, что приводит к высвобождению углерода подстилки в атмосферу, в основном, в форме CO<sub>2</sub>. Сравнительно небольшая часть исходной массы опада преобразуется в гумус, этот поток называется гумификацией. Он переводит углерод из подстилки в резервуар органического вещества почвы.

По мере роста любого древостоя происходит отмирание части деревьев, что, в основном, связано с внутривидовой и межвидовой конкуренцией за световые ресурсы. Это отмирание называют «отпадом», представляющим собой поток, переводящий углерод из фитомассы в пул мертвый древесины. Мертвая древесина, как и подстилка, подвергается разложению, выводящему углерод в атмосферу, а трансформированное вещество мертвый древесины пополняет пул органического вещества почвы. Доля углерода, переходящего от фитомассы через пулы подстилки и мертвый древесины в почву, составляет 5 – 10% его массы в исходном опаде или отпаде.

Существует и поток углерода, связанный с корневыми выделениями (экссудатами) растворенных органических веществ. Корневые экссудаты включают сахара, аминокислоты и ряд других веществ. При активном фотосинтезе растения, в том числе и деревья, обязательно выделяют растворенные органические вещества в почву, зачастую в значительном количестве. До 40% углерода, фиксированного в чистой первичной продукции, может быть выделено в почву корнями. Корневые экссудаты легко усваиваются различными микроорганизмами, обитающими в непосредственной близости от корней (эту область называют ризосферой). Хотя подавляющая часть углерода корневых экссудатов быстро высвобождается в атмосферу в результате деятельности микроорганизмов, некоторое количество все же закрепляется в органическом веществе почвы после ряда биохимических трансформаций.

Гумусные вещества почвы тоже подвергаются разложению в результате деятельности организмов-редуцентов в ходе минерализации. Поясним, что приводимый в значительном числе исследований поток дыхания почвы включает дыхание корней (то есть часть дыхания автотрофов), дыхание ризосферных организмов и минерализацию гумуса. Совокупность потоков разложения всех пулов обозначается как дыхание гетеротрофов ( $R_h$ ).

Углерод может покидать лесную экосистему и с водными потоками. Дождевые и талые воды, просачиваясь через почву и формируя грунтовый сток, захватывают некоторое количество растворенных органиче-

---

## Глава 4

---

ских веществ, которые затем попадают в ручьи и реки, в конечном счете оказываясь в озерах или морях. Поверхностные водные потоки могут выносить грубые растительные остатки, вплоть до стволов деревьев.

Приведенный краткий обзор углеродного цикла основан на структуре из 4-х пулов по методике МГЭИК (рис. 4.1). Детализация рассмотрения пулов значительно усложняет схему потоков. Например, если разделить фитомассу на надземную и подземную, то дополнительно следует рассматривать потоки, связанные с отмиранием и разложением корней. При этом как скорости разложения, так и доли перехода в гумусные вещества значительно различаются в зависимости от того, идет трансформация растительных остатков над или под поверхностью почвы. Как следует из представленной нами комплексной работы, детальное исследование углеродного цикла даже в одной лесной экосистеме требует значительных временных затрат и наличия разнообразного научного оборудования.

Если главным предметом интереса является взаимодействие лесной экосистемы с атмосферой (а именно этот аспект находится в фокусе внимания климатических соглашений), то задача оценки существенно упрощается. Потоки углерода, связанные с каждым из пулов, формируют итоговую балансовую величину, определяющую направление изменения величины данного пула. Легче всего оценивается баланс углерода по пулу фитомассы. Каждый может визуально наблюдать увеличение запасов фитомассы в ходе роста молодого лесонасаждения, если будет посещать его в течение нескольких лет. В терминах рис. 4.1 это означает, что чистая первичная продукция этой экосистемы превышает опад и отпад. Как правило, в растущих лесных насаждениях аналогичная ситуация характерна и для других резервуаров углерода. В дальнейшем увеличение пулов углерода с увеличением возраста лесных насаждений будем называть «прирост», хотя в некоторых случаях, когда наблюдается уменьшение пулов с возрастом, он может быть и отрицательным (Замолодчиков, 2009).

Перейдем к рассмотрению углеродного бюджета лесной территории, которая состоит из совокупности лесных насаждений разного породного состава, возраста и продуктивности. Прирост углерода в значительной степени зависит от таксационных параметров лесных насаждений, в первую очередь, возраста и продуктивности (бонитета). При наличии информации о таксационной структуре лесов территории и типовых величинах приростов в различных вариантах леса, можно оценить совокупные приrostы пулов данного региона. Леса любого региона подвержены различным нарушающим воздействиям: рубкам,

---

лесным пожарам, влиянию массового размножения фитофагов, ветровалам и т.д. Эти воздействия приводят к гибели либо деградации лесов, потерям запасов углерода и дополнительным эмиссиям  $\text{CO}_2$  в атмосферу. Определив величину потерь и вычтя их из приростов, получаем итоговую оценку углеродного баланса лесной территории (рис. 4.2). Именно такой подход рекомендуется к использованию МГЭИК под названием «метод баланса потоков». Второй рекомендуемый МГЭИК метод называется «по разности запасов». Он используется при наличии сведений об изменении величин углеродных пулов в лесах. В этом случае оценкой годового баланса углерода служит разность его запасов между последовательными учетами, отнесенная к продолжительности учетного интервала.

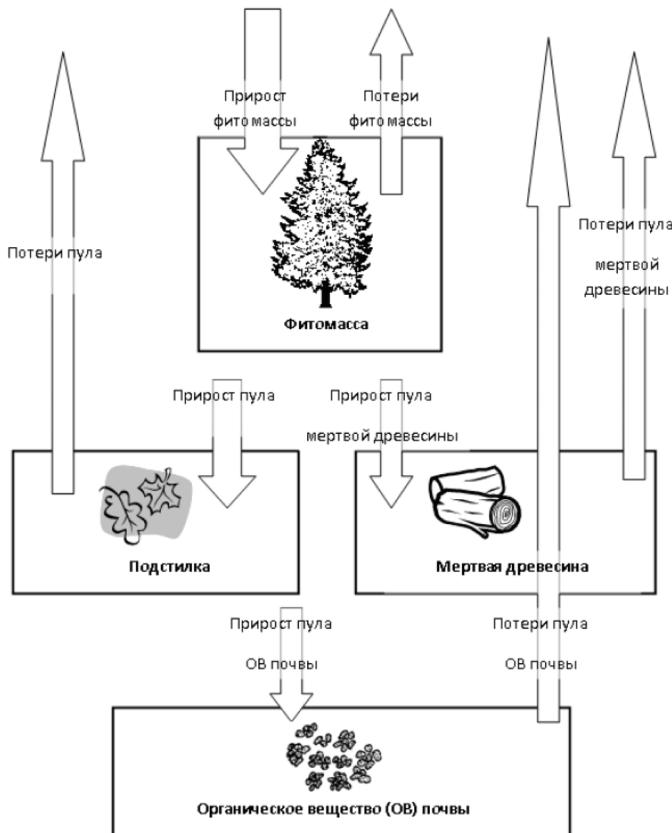


Рисунок 4.2. Схема бюджета углерода лесов на региональном уровне

Потери запасов углерода лесами в результате нарушений могут быть как обратимыми, так и необратимыми. Если на вырубках, гарях и местах других нарушений естественным или искусственным образом восстанавливаются молодые леса, происходит постепенная компенсация запасов углерода за счет увеличения запасов фитомассы и других пулов. Если же на местах нарушений происходят изменения землепользования, например, конверсия в пахотные земли, то компенсация потерь отсутствует. Такая конверсия в современном мире характерна для многих развивающихся стран с высокими темпами сведения лесов.

Если уровень нарушающих воздействий является длительным и постоянным, это приводит к соответствующей адаптации к ним всей совокупности лесов данного региона, при этом формируется устойчивое соотношение площадей лесов различного возраста. Суммарные для региона запасы углерода лесов стабилизируются, а региональный баланс углерода приближается к нулевому (потери с нарушениями компенсируются приростами запасов углерода в молодых лесах). Если уровень нарушений увеличивается, то региональная совокупность лесов начинает терять углерод и превращается в источник  $\text{CO}_2$  для атмосферы. Если уровень нарушений снижается, то совокупность лесов обретает способность к поглощению дополнительных количеств углерода и становится его стоком. Таким образом, уровень нарушающих воздействий является тем рычагом, который управляет региональным балансом углерода лесов.

### 4.2. Экстраполяция оценок потоков углерода природных экосистем с локального на региональный уровень

На настоящий момент дистанционное зондирование Земли (ДЗЗ), в силу своей специфики, является единственным способом, который позволяет регулярно получать информацию о продуктивности растительности как на глобальном, так и на региональном уровнях. В ФГБУ «НИЦ «Планета» проведена кросс-верификация оценок чистой первичной продукции (стока углерода), полученной по космическим снимкам, с данными приземных измерений динамики  $\text{CO}_2$  в атмосфере в районе полигона «лог Таежный». Большинство моделей ДЗЗ для оценки чистой первичной продукции ( $NPP$ ) использует зависимость эффективности усвоения фотосинтетически активной радиации (ФАР) от уровня первичной продуктивности. В работах (Monteith, 1977; Landsberg, 1986) было показано, что при идеальных условиях уровень  $NPP$  линейно зависит от уровня ФАР. Разработан ряд моделей, использующих эту зависимость,

таких как *CASA*, *GLO-PEM*, *SDBM*, *TURC*, *SIB2*, *MODIS-NPP* (Prince, Goward, 1995; Cramer et al., 1999; Zhao, Running, 2010 и др.).

Из перечисленных моделей следует выделить *MODIS-NPP*, так как эта модель основана на данных самого эффективного на настоящий момент спектрорадиометра *MODIS* спутниковой системы *EOS (TERRA/AQUA)* для глобального мониторинга. Кроме того, архив данных *MODIS* насчитывает уже более 14 лет. Данные *MODIS-NPP* 2000 – 2014 находятся в свободном доступе (*MODIS GPP/NPP Project (MOD 17) / Numerical Terradynamic Simulation Group*, <http://www.ntsg.umt.edu/project/mod17>). В целом, модель *MODIS-NPP* имеет следующий вид (4.1):

$$NPP = 0,45 SW_{Rad} \varepsilon_{max} f(T_{min}) f(VPD) FPAR - R_m \quad (4.1)$$

где  $SW_{Rad}$  – коротковолновое солнечное излучение (берется из базы климатических данных *NCEP/DOE Reanalysis II*);  $\varepsilon_{max}$  – эффективность использования солнечного излучения (таблица *BPLUT* – радиационно-термодинамическая модель экосистем *Biome Properties Lookup Table*);  $f(T_{min})$  – уменьшение за счет температуры (функция, которая описывает воздействие низкой температуры);  $f(VPD)$  – уменьшение за счет дефицита водяного пара;  $FPAR$  – процент (доля) фотосинтетически активного излучения, поглощенного растительностью (доступен через продукт *MODIS MOD15*, который имеется только на региональном уровне с разрешением 1 км);  $R_m$  – дыхание растений.

Дыхание растений определяется с использованием наземных метеорологических данных и спутниковых измерений индекса листовой поверхности (*LAI*), по которым с помощью табулированных для каждой экосистемы коэффициентов из таблицы *BPLUT* определяется масса листьев, тонких корней, живых древостоев, сухостоя и др. и соответствующие затраты углерода на дыхание. При расчете дыхания используется теория  $Q_{10}$  (Tjoelker et al., 2001). В частности, для бореальных лесов затраты на дыхание тонких корней и живых древостоев рассчитываются по уравнению (4.2):

$$FrootMR = LAI/21,5 \times 1,1 \times 0,00519 \times Q_{10}^{\frac{(T_{ср.сут.}-20)}{20}} \quad (4.2)$$

где  $FrootMR$  – дыхание тонких корней и живых деревьев;  
 $Q_{10} = 3,22 - 0,046 \times T_{ср.сут.}$

Для расчета дыхания листьев используется уравнение (4.3):

$$Leaf_{MR} = (\text{LAI}/21,5) \times 0,00778 \times Q_{10}^{20} \quad (4.3)$$

где  $Leaf_{MR}$  – дыхание листьев;  $Q_{10} = 3,22 - 0,046 \times T_{\text{ср.сут.}}$ .

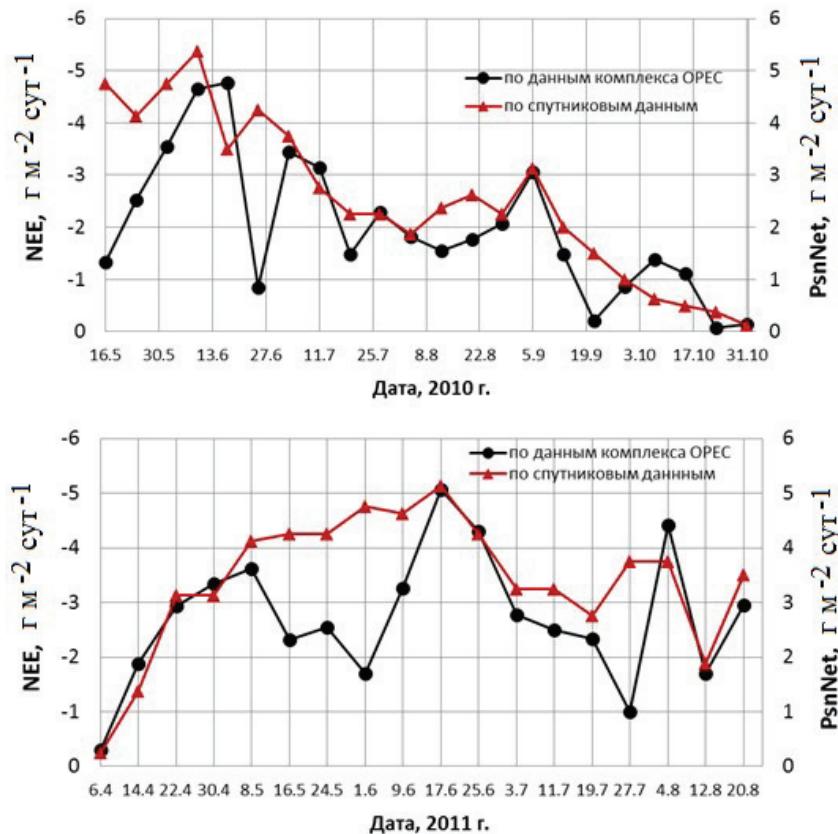
База данных *MODIS-NPP* содержит 8-дневные суммарные значения валовой продукции GPP и чистого фотосинтеза экосистемы *PsnNetc* разрешением 1 км в единицах кг С м<sup>-2</sup> (продукт *MOD17 A2*), а также суммарные годовые значения чистой первичной продукции с разрешением 1 км в единицах кг С м<sup>-2</sup> (продукт *MOD17 A3*). Все данные представлены в формате «*hdf*» кластерами 1 200 × 1 200 км. Поэтому для получения необходимых физических величин для заданных координат на местности (природные экосистемы полигона «лог Таежный») было разработано специальное программное обеспечение.

На рисунке 4.3 приведены результаты сопоставления 8-дневных средних значений чистого потока углерода в составе CO<sub>2</sub> (*NEE*) в экосистемах полигона «лог Таежный», полученных по данным измерительного комплекса микродинамических пульсаций в 2010-2011 гг., и чистого фотосинтеза этих экосистем (*PsnNet*) по данным спектрорадиометра *MODIS* ИСЗ *TERRA/AQUA*, рассчитанного для пикселя 1 × 1 км, включающего вышку с измерительным комплексом для оценки микродинамических пульсаций.

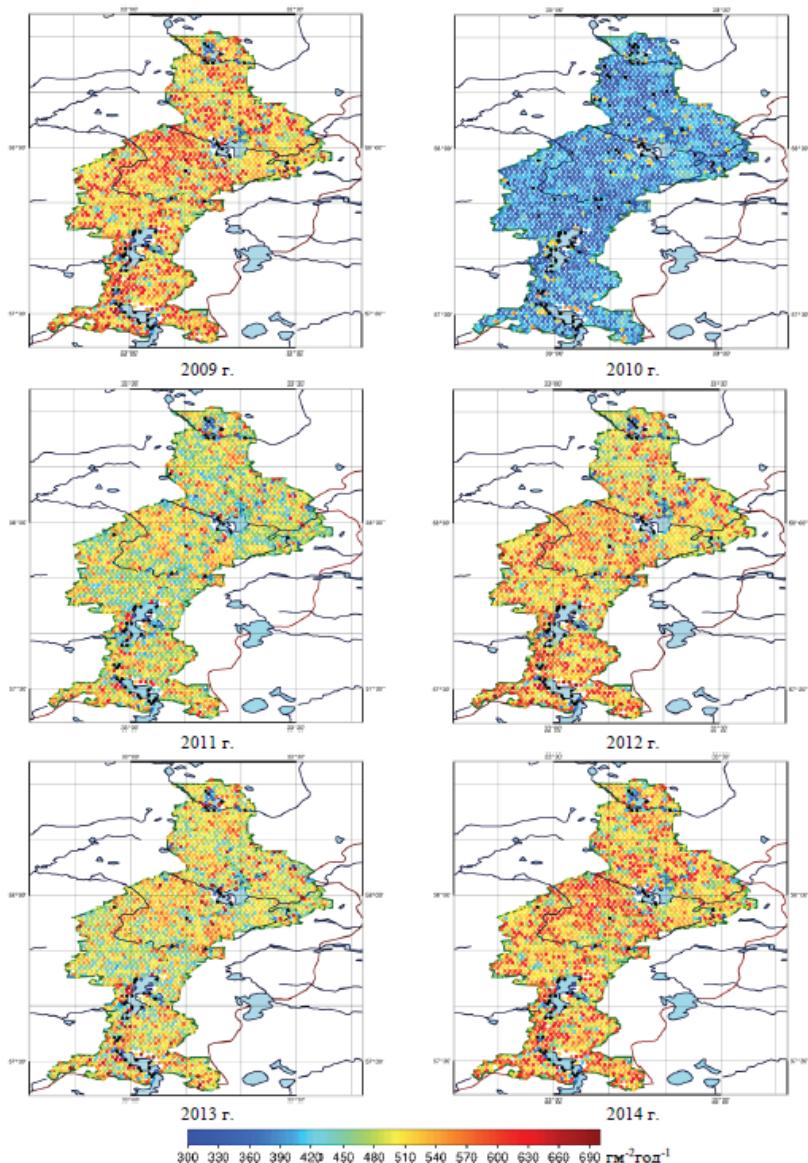
Как видно из рис. 4.3, между данными измерительного комплекса и спутниковыми данными имеется довольно хорошее согласие не только по величинам потока углерода, но и по внутригодовой динамике. Несмотря на то, что даже средние 8-дневные спутниковые данные в отдельные периоды могли быть сильно искажены влиянием облачности, коэффициент корреляции между наземными и спутниковыми данными составил для 2010 г. 0,65, для 2011 г. 0,63. Это дает основание использовать данные спектрорадиометра *MODIS* ИСЗ *TERRA/AQUA* в виде продуктов *MOD17 A2* и *MOD17 A3* для экстраполяции выполненных измерений потоков углерода в природных системах полигона «лог Таежный» на региональный уровень. На рис. 4.4 представлены данные о чистой первичной продукции (*NPP*, г м<sup>-2</sup> год<sup>-1</sup>) на территории Национального парка «Валдайский» по данным аппаратуры *MODIS* ИСЗ *TERRA/AQUA* (разрешение 1 км) с 2009 по 2014 гг.

Полученные результаты показывают, что за период 2009 – 2014 гг. на территории национального парка «Валдайский» происходили существенные изменения чистой первичной продукции, которые, в пересчете

на углерод, составили в 2009 г. – 1,20 тыс. т; в 2010 г. – 0,86 тыс. т; в 2011 г. – 1,12 тыс. т; в 2012 г. – 1,18 тыс. т; в 2013 г. – 1,14 тыс. т и в 2014 г. – 0,95 тыс. т соответственно. Размах колебаний составил 0,34 тыс. т, что составляет 33% от 6-летнего среднего значения чистой первичной продукции. Наблюдавшиеся вариации, по-видимому, были обусловлены в основном погодно-климатическими изменениями, так как лесных пожаров и промышленных рубок в национальном парке не было.



**Рисунок 4.3.** Сопоставление 8-дневных средних значений чистого потока углерода в составе  $\text{CO}_2$  ( $NEE$ ) в экосистемах полигона «лог Таежный» по данным комплекса измерения микродинамических пульсаций и чистого фотосинтеза тех же экосистем ( $PsnNet$ ) по данным спектрорадиометра *MODIS* ИСЗ *TERRA/AQUA* (продукт *MOD17 A2*)



**Рисунок 4.4.** Межгодовые изменения чистой первичной продукции (NPP,  $\text{г м}^{-2} \text{год}^{-1}$ ) на территории Национального парка «Валдайский» по данным аппарата MODIS ИСЗ TERRA/AQUA (разрешение 1 км) в 2009 – 2014 гг.

### 4.3 Бюджет углерода Национального парка «Валдайский»

Для формирования отчетности по управляемым лесам в российском национальном кадастре парниковых газов используется система региональной оценки бюджета углерода лесов (РОБУЛ), являющаяся совместной разработкой Центра по проблемам экологии и продуктивности лесов (ЦЭПЛ РАН) и Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова. Исходными данными для проведения расчетов служат материалы Государственного лесного реестра (ГЛР) либо Государственного учета лесного фонда (ГУЛФ). Система может быть применена к пространственным объектам от лесничества (заповедника, национального парка) до субъекта Российской Федерации. При помощи системы РОБУЛ была выполнена количественная оценка запаса и поглощения углерода Национального парка «Валдайский».

Начальная часть расчетов РОБУЛ состоит в оценке запасов углерода преобладающих пород лесного региона по возрастным группам (молодняки отдельно I и II классов возраста, средневозрастные, приспевающие, спелые и перестойные). Запасы углерода в пушах фитомассы и мертвый древесины рассчитываются по формуле (4.4) на основе данных по объемным запасам стволовой древесины из материалов ГЛР:

$$CB_{ij} = V_{ij} \times KB_{ij} \times CF \quad (4.4)$$

где  $CB_{ij}$  – общий запас углерода в фитомассе либо мертвой древесине насаждений группы возраста  $j$  преобладающей породы  $i$ , т С;  $V_{ij}$  – объемный запас насаждений группы возраста  $j$  преобладающей породы  $i$ ,  $\text{м}^3$ ;  $KB_{ij}$  – коэффициент пересчета объемного запаса насаждений в сухое вещество фитомассы либо мертвой древесины группы возраста  $j$  преобладающей породы  $i$ , т сух. в.  $\text{м}^{-3}$ ;  $CF$  – доля углерода в 1 т сух. в. фитомассы либо мертвой древесины ( $CF = 0,5$ ). Коэффициенты  $KB_{ij}$  специфичны для каждой преобладающей породы, группы возраста и географической зоны. Значения  $KB_{ij}$  для фитомассы приведены в табл. 4.1, для мертвой древесины – в табл. 4.2.

Запасы углерода подстилки и почвы рассчитываются по формуле (4.5) на основе данных по площадям лесных насаждений из материалов ГЛР либо ГУЛФ:

$$CS_{ij} = S_{ij} \times K S_{ij}, \quad (4.5)$$

где  $CS_{ij}$  – общий запас углерода в подстилке либо почве насаждений группы возраста  $j$  преобладающей породы  $i$ , т С;  $S_{ij}$  – площадь насажде-

---

## Глава 4

ний группы возраста  $j$  преобладающей породы  $i$ , м<sup>3</sup>;  $KS_{ij}$  – средний запас углерода в подстилке либо почве насаждений группы возраста  $j$  преобладающей породы  $i$ , т С га<sup>-1</sup>. Величины  $KS_{ij}$  для пулов подстилки и слоя почвы 0 – 30 см приведены в табл. 4.3 и 4.4.

**Таблица 4.1.** Коэффициенты конверсии объемного запаса насаждений в углерод фитомассы древостоя (т С м<sup>-3</sup>) по группам возраста преобладающих дрепесных пород России (по Замолодчиков и др., 2003)

Преобла-дающая порода	По-лю-са	Группа возраста			
		молодняки I и II класса возраста	средне-возрастные	приспе-вающие	спелые и перестой-ные
Сосна	1	0,469±0,059	0,347±0,012	0,369±0,023	0,331±0,012
	2	0,397±0,039	0,323±0,009	0,358±0,026	0,323±0,014
	3	0,434±0,023	0,352±0,013	0,329±0,011	0,356±0,012
Ель	1	0,468±0,034	0,387±0,019	0,381±0,019	0,375±0,020
	2	0,468±0,034	0,370±0,019	0,343±0,013	0,341±0,015
	3	0,614±0,118	0,368±0,037	0,351±0,019	0,364±0,013
Пихта	1-3	0,420±0,056	0,308±0,020	0,283±0,017	0,269±0,018
Лиственница	1	0,523±0,083	0,423±0,023	0,450±0,023	0,478±0,022
	2	0,405±0,083	0,418±0,037	0,434±0,056	0,403±0,029
	3	0,392±0,043	0,371±0,056	0,398±0,050	0,398±0,050
Кедр	1-3	0,391±0,037	0,341±0,029	0,318±0,027	0,450±0,027
Дуб высо-костильный	1-3	0,616±0,069	0,490±0,030	0,418±0,040	0,478±0,060
Дуб низко-ствольный	1-3	0,795±0,052	0,541±0,066	0,563±0,154	0,636±0,178
Каменная береза	1-3	0,795±0,052	0,541±0,066	0,563±0,154	0,636±0,178
Прочие твер-долистственные	1-3	0,624±0,100	0,477±0,029	0,388±0,039	0,436±0,030
Береза	1	0,461±0,080	0,409±0,060	0,408±0,052	0,422±0,044
	2	0,461±0,080	0,437±0,038	0,382±0,027	0,369±0,022
	3	0,437±0,023	0,396±0,012	0,367±0,017	0,367±0,023
Осина, тополь	1-3	0,356±0,055	0,363±0,044	0,334±0,059	0,365±0,060
Прочие мяг-колиственные	1-3	0,381±0,038	0,336±0,023	0,334±0,026	0,337±0,016
Кедровый спланик	1-3	0,699±0,149	0,766±0,161	0,832±0,173	0,999±0,203

**Примечание:** 1 – северная зона (северные редколесья и северная тайга); 2 – средняя зона (средняя тайга); 3 – южная зона (южная тайга и более южные географические зоны).

**Таблица 4.2.** Коэффициенты конверсии объемного запаса насаждений в углерод мертвой древесины ( $\text{т С м}^{-3}$ ) по группам возраста преобладающих древесных пород России (по Замолодчиков, 2009)

Преобладающая порода	Полоса	Группа возраста				степлье	перестойные
		молодняки I класса возраста	молодняки II класса возраста	средневозрастные	приростаючи е		
Сосна	1	0,078±0,006	0,106±0,009	0,110±0,009	0,105±0,009	0,094±0,008	0,058±0,005
	2	0,067±0,005	0,096±0,008	0,114±0,009	0,112±0,009	0,098±0,008	0,064±0,005
	3	0,063±0,005	0,089±0,007	0,117±0,010	0,118±0,010	0,108±0,009	0,076±0,006
Ель	1	0,033±0,003	0,098±0,008	0,153±0,012	0,154±0,013	0,071±0,006	0,070±0,006
	2	0,029±0,002	0,087±0,007	0,144±0,012	0,159±0,013	0,080±0,007	0,072±0,006
	3	0,035±0,003	0,101±0,008	0,114±0,009	0,144±0,012	0,096±0,008	0,097±0,008
Пихта	1-3	0,025±0,002	0,073±0,006	0,090±0,007	0,112±0,009	0,075±0,006	0,061±0,005
	1	0,027±0,002	0,064±0,005	0,111±0,009	0,111±0,009	0,068±0,006	0,074±0,006
	2	0,024±0,002	0,043±0,004	0,111±0,009	0,124±0,010	0,064±0,005	0,071±0,006
Кедр	1-3	0,023±0,002	0,040±0,003	0,082±0,007	0,105±0,009	0,071±0,006	0,074±0,006
	1-3	0,153±0,012	0,119±0,010	0,043±0,003	0,032±0,003	0,030±0,002	0,030±0,002
	1-3	0,034±0,003	0,039±0,003	0,033±0,003	0,035±0,003	0,027±0,002	0,026±0,002
Дуб высокостволовый	1-3	0,020±0,002	0,031±0,003	0,057±0,005	0,072±0,006	0,060±0,005	0,065±0,005
	1-3	0,018±0,001	0,024±0,002	0,030±0,002	0,028±0,002	0,009±0,001	0,018±0,002
	1-3	0,033±0,003	0,068±0,006	0,053±0,004	0,052±0,004	0,015±0,001	0,016±0,001
Береза	1	0,024±0,002	0,047±0,004	0,074±0,006	0,069±0,006	0,046±0,004	0,057±0,005
	2	0,025±0,002	0,038±0,003	0,071±0,006	0,064±0,005	0,035±0,003	0,045±0,004
	3	0,022±0,002	0,035±0,003	0,066±0,005	0,067±0,005	0,040±0,003	0,045±0,004
Осина, тополь	1-3	0,022±0,002	0,058±0,005	0,078±0,006	0,075±0,006	0,030±0,002	0,032±0,003
	1-3	0,020±0,002	0,056±0,005	0,058±0,005	0,058±0,005	0,033±0,003	0,035±0,003
	1-3	0,012±0,001	0,015±0,001	0,044±0,004	0,051±0,004	0,068±0,006	0,072±0,006

**Таблица 4.3.** Типовые средние значения углерода подстилки в старших возрастных группах лесных насаждений России (по Честных и др., 2004)

Преобладающая порода	По-лоса	Макрорегион			
		1	2	3	4
Сосна	1	13,8±2,0	3,2±1,9	8,5±4,6	2,1±0,3
	2	17,2±3,9	24,2±5,2	5,2±1,8	5,2±1,8
	3	9,0±0,7	7,7±0,4	6,6±1,3	6,6±1,3
Ель	1	15,7±2,0	15,4±7,8	15,4±7,8	15,4±7,8
	2	10,6±1,4	10,6±1,4	10,6±1,4	9,4±0,4
	3	10,9±1,6	8,9±0,8	9,9±5,4	6,5±0,3
Пихта	1-2	4,4±0,7	4,4±0,7	4,4±0,7	4,4±0,7
	3	6,2±0,7	6,2±0,7	6,2±0,7	6,2±0,7
Лиственница	1	16,5±0,2	16,5±0,2	12,8±4,3	5,9±0,9
	2	7,3±0,9	7,3±0,9	7,3±0,9	7,3±0,9
	3	5,5±0,5	5,5±0,5	5,5±0,5	5,5±0,5
Кедр	1	6,7±1,3	6,7±1,3	6,7±1,3	2,1±0,5
	2	8,6±1,8	8,6±1,8	8,6±1,8	8,6±1,8
	3	3,4±1,0	3,4±1,0	3,4±1,0	4,8±1,6
Твердолист-венные	1-3	5,4±0,5	5,4±0,5	5,4±0,5	4,7±0,0
Береза	1	19,8±4,2	3,7±1,3	3,7±1,3	3,7±1,3
	2	13,6±0,1	3,3±1,0	3,3±1,0	3,3±1,0
	3	6,2±1,4	6,2±1,4	2,9±1,1	6,5±0,9
Осина	1-2	10,3±9,6	10,3±9,6	10,3±9,6	10,3±9,6
	3	4,9±3,6	4,9±3,6	2,6±0,6	2,6±0,6
Прочие мягко-листственные	1-2	6,7±1,4	6,7±1,4	6,7±1,4	6,7±1,4
	3	6,7±1,4	6,7±1,4	6,7±1,4	6,7±1,4
Кедровый стланник	1-3	2,0±0,7	2,0±0,7	2,0±0,7	2,0±0,7

**Примечание:** 1 – Европейско-Уральская часть; 2 – Западная Сибирь; 3 – Восточная Сибирь; 4 – Дальний Восток.

**Таблица 4.4.** Типовые средние значения углерода почвы в слое 0 – 30 см в старших возрастных группах лесных насаждений России (по Честных и др., 2004)

Преобладаю-щая порода	По-лос-са	Макрорегион			
		1	2	3	4
Сосна	1	86,4±13,9	135,2±62,5	135,2±62,5	135,2±62,5
	2	46,6±16,4	111,4±27,1	79,8±24,8	52,9±9,1
	3	71,5±10,5	96,2±13,7	79,4±8,3	79,4±8,3
Ель	1	122,2±13,0	84,9±34,9	100,1±33,6	100,1±33,6
	2	64,0±8,1	110,4±21,8	141,2±24,4	141,2±24,4
	3	79,3±9,2	115,7±19,5	156,3±30,4	156,3±30,4
Пихта	1-2	92,3±19,1	92,3±19,1	101,0±29,9	101,0±29,9
	3	97,1±21,7	97,1±21,7	75,0±20,9	79,4±8,3
Лиственница	1	157,5±58,9	99,3±10,8	99,3±10,8	99,3±10,8
	2	86,5±15,5	86,5±15,5	86,5±15,5	75,7±6,8
	3	73,7±35,5	73,7±35,5	126,9±33,3	189,8±39,7
Кедр	1	161,4±30,5	161,4±30,5	168,9±35,9	168,9±35,9
	2	161,4±30,5	161,4±30,5	134,5±43,9	134,5±43,9
	3	133,9±30,4	133,9±30,4	133,9±30,4	133,9±30,4
Твердолиствен-ные	1-3	49,0±7,6	96,7±12,7	81,5±14,7	81,5±14,7
Береза	1	93,8±16,4	158,7±39,2	158,7±39,2	158,7±39,2
	2	74,9±0,1	74,9±19,5	137,4±30,3	137,4±30,3
	3	83,4±19,7	106,8±14,2	104,1±21,2	104,1±21,2
Осина	1-2	68,5±13,4	68,5±13,4	90,5±3,9	90,5±3,9
	3	68,5±13,4	68,5±13,4	90,5±3,9	90,5±3,9
Прочие мягко-лиственные	1-2	106,8±15,5	81,6±20,8	81,6±20,8	81,6±20,8
	3	61,0±7,2	61,0±7,2	61,0±7,2	61,0±7,2
Кедровый стланик	1-3	154,7±32,2	154,7±32,2	154,7±32,2	154,7±32,2

## Глава 4

Поглощение углерода при росте лесных насаждений оценивается по динамике средних значений углеродных пулов в возрастных группах лесных насаждений по совокупности формул (4.6 – 4.8):

$$MC_{ij} = C_{ij} / S_{ij} \quad (4.6)$$

$$MA_{ij} = [(MC_{ij} - MC_{(i-1)j}) T_{ij} / (T_{(i-1)j} + T_{ij}) + (MC_{(i+1)j} - MC_{ij}) T_{ij} / (T_{ij} + T_{(i+1)j})] / T_{ij} \quad (4.7)$$

$$A_{ij} = S_{ij} \times MS_{ij} \quad (4.8)$$

где:  $MC_{ij}$  – средний запас углерода в данном пule насаждений возрастной группы  $i$  преобладающей породы  $j$ , т С га<sup>-1</sup>;  $C_{ij}$  – запас углерода в данном пule насаждений возрастной группы  $i$  преобладающей породы  $j$ , т С;  $S_{ij}$  – площадь насаждений возрастной группы  $i$  преобладающей породы  $j$ , га;  $MA_{ij}$  – среднее годичное поглощение углерода данным пулом насаждений возрастной группы  $i$  преобладающей породы  $j$ , т С га<sup>-1</sup> год<sup>-1</sup>;  $MC_{(i-1)j}$  – средний запас углерода в данном пule насаждений возрастной группы  $i-1$  (предшествующей возрастной группе  $i$ ) преобладающей породы  $j$ , т С га<sup>-1</sup>;  $T_{ij}$  – временной интервал возрастной группы  $i$  преобладающей породы  $j$ , лет;  $T_{(i-1)j}$  – временной интервал возрастной группы  $i-1$  преобладающей породы  $j$ , лет;  $MC_{(i+1)j}$  – средний запас углерода в данном пule насаждений возрастной группы  $i+1$  (следующая за возрастной группой  $i$ ) преобладающей породы  $j$ , т С га<sup>-1</sup>;  $T_{(i+1)j}$  – временной интервал возрастной группы  $i+1$  преобладающей породы  $j$ , лет;  $A_{ij}$  – годичное поглощение углерода данным пулом насаждений возрастной группы  $i$  преобладающей породы  $j$ , т С год<sup>-1</sup>.

Формулы (4.6) – (4.8) обеспечивают учет поглощения углерода с момента появления лесного насаждения на ранее не покрытой лесом площади (вырубки, гари и т. д.). По отношению к пулам фитомассы и мертвый древесины допускается, что их значения на не покрытых лесом площадях равны 0, иначе говоря, при  $i = 1$   $MC_{(i-1)j} = 0$ . Пулы подстилки и почвы обладают отличными от нуля значениями на не покрытых лесом площадях, потому в расчет поглощения для молодняков I класса возраста входит разность между значениями пулов подстилки и почвы в данной возрастной группе и на не покрытых лесом землях. Поглощение углерода в перестойных насаждениях принимается равным 0.

Таким образом, формулы (4.1) – (4.8) дают возможность рассчитать запасы углерода для 4-х пулов (фитомасса, мертвая древесина, подстилка и слой почв 0 – 30 см) и оценить абсорбцию CO<sub>2</sub> из атмосферы

по возрастным группам преобладающих пород оцениваемого региона. Суммирование найденных величин дает оценки для всех насаждений данной преобладающей породы, групп преобладающих пород и т. д. вплоть до всех покрытых лесом земель региона.

Потери углерода лесами в форме эмиссии в атмосферу связаны с различными нарушениями, среди которых наибольшее значение имеют рубки, лесные пожары, вспышки вредителей и болезней леса, гибель насаждений от погодно-климатических факторов. Материалы ГУЛФ и ГЛР включают площади вырубок, гарей, погибших насаждений, величина которых определяется балансом темпов нарушений и зарастания. Времена зарастания вырубок и гарей найдены сопоставлением материалов ГЛР и данных лесохозяйственной статистики. При известных временах зарастания вырубок и гарей по формуле (4.9) можно оценивать годичные темпы нарушений:

$$ADS = DS / TR \quad (4.9)$$

где:  $ADS$  – годичная площадь данного типа деструктивного нарушения, га год $^{-1}$ ;  $DS$  – не покрытая лесом площадь, являющаяся последствием данного типа деструктивного нарушения, га;  $TR$  – время зарастания непокрытых лесом площадей данного типа, лет.

Формула (4.9) позволяет оценивать бюджет углерода лесов на основе материалов ГЛР и ГУЛФ без привлечения дополнительной информации о масштабах деструктивных нарушений. Если же такая информация имеется, то возможен расчет бюджета по текущим величинам деструктивных нарушений, поскольку приводимые ниже уравнения не чувствительны к характеру оценки темпов нарушений. Оценка потерь углерода фитомассой и мертвой древесиной при сплошных рубках в оцениваемом регионе проводится по средним значениям углеродных пулов возрастной группы спелых насаждений (т.е. тех, в которых проводятся рубки). Расчет осуществляется по формуле:

$$LBH = AHS \times CB_m / S_m \quad (4.10)$$

где:  $LBH$  – годичные потери углерода фитомассой либо мертвой древесиной при сплошных рубках, т С год $^{-1}$ ;  $AHS$  – годовая площадь сплошных рубок, га год $^{-1}$ ;  $CB_m$  – суммарный запас углерода фитомассы либо мертвой древесины в спелых лесных насаждениях оцениваемого региона, т С;  $S_m$  – суммарная площадь спелых лесов оцениваемого региона, га.

## Глава 4

---

Поскольку лесные пожары и прочие естественные нарушения могут охватывать насаждения любого возраста, для оценки потерь фитомассы и мертвый древесины при таких нарушениях используются средние значения по всем лесам оцениваемого региона. В этом случае потери углерода рассчитываются по формуле (4.11):

$$LBF = AFS \times C_a / S_a \quad (4.11)$$

где:  $LBF$  – годичные потери углерода фитомассой либо мертвой древесиной при пожарах и прочих естественных нарушениях, т С год $^{-1}$ ;  $AFS$  – годовая площадь пожаров и прочих естественных нарушений, га год $^{-1}$ ;  $C_a$  – суммарный запас углерода фитомассы либо мертвой древесины на покрытых лесом землях оцениваемого региона, т С;  $S_a$  – суммарная площадь покрытых лесом земель оцениваемого региона, га.

Подчеркнем, что потери углерода, рассчитываемые по формулам (4.10) и (4.11), включают изъятие древесины при рубках, а также непосредственно пожарные, послерубочные и послепожарные эмиссии. Реальное поступление углерода в атмосферу при разложении послерубочных и послепожарных древесных остатков продолжается в течение многих лет и даже десятилетий. При постоянстве масштабов нарушений количество древесных остатков, остающихся на вырубках и гарях данного года, будет приблизительно равно суммарному для данного года объему послерубочных и послепожарных эмиссий от нарушений предшествующих лет. При наличии вариаций нарушений используемый подход ведет к переоценке потерь в годы с масштабами нарушений выше среднемноголетних и недооценке в противоположной ситуации.

При деструктивных нарушениях происходит частичное снижение запаса углерода подстилки и почвы вплоть до значений, свойственных не покрытым лесом землям. Потери пульвров подстилки и почвы при сплошных рубках рассчитываются по формуле (4.12):

$$LSH = AHS [(CS_m / S_m) - MCL_0] \quad (4.12)$$

где:  $LSH$  – годичные потери углерода подстилкой либо почвой покрытых лесом земель оцениваемого региона при сплошных рубках, т С год $^{-1}$ ;  $AHS$  – годичная площадь сплошных рубок, га год $^{-1}$ ;  $CS_m$  – суммарный запас углерода подстилки либо почвы в спелых лесах оцениваемого региона, т С;  $MCL_0$  – средний запас углерода подстилки на вырубках, рассчитанный с учетом соотношения площадей преобладающих пород в спелых лесах, т С га $^{-1}$ ;  $S_m$  – суммарная площадь спелых лесов оцениваемого региона, га.

---

Потери пулов подстилки и почвы при деструктивных лесных пожарах рассчитываются по формуле (4.13):

$$LSF = AFS [(CS_a / S_a) - MCL_0] \quad (4.13)$$

где:  $LSF$  – годичные потери углерода подстилкой либо почвой покрытых лесом земель оцениваемого региона при деструктивных пожарах, т С год $^{-1}$ ;  $AFS$  – годичная площадь деструктивных пожаров, га год $^{-1}$ ;  $CS_a$  – суммарный запас углерода подстилки либо почвы на покрытых лесом землях оцениваемого региона, т С;  $MCL_0$  – средний запас углерода подстилки либо почвы на гарях, рассчитанный с учетом соотношения площадей преобладающих пород на всех покрытых лесом землях оцениваемого региона, т С га $^{-1}$ ;  $S_a$  – суммарная площадь покрытых лесом земель оцениваемого региона, га.

Годичный бюджет по каждому из пулов углерода рассчитывается для покрытых лесом земель оцениваемого объекта по разности поглощения и потерь (4.14):

$$BC = A - LH - LF, \quad (4.14)$$

где:  $BC$  – годичный бюджет по данному пулу углерода покрытых лесом земель оцениваемого региона, т С год $^{-1}$ ;  $A$  – годичное поглощение углерода данным пулом, т С год $^{-1}$ ;  $LH$  – годичные потери углерода данным пулом при сплошных рубках, т С год $^{-1}$ ;  $LF$  – годичные потери углерода данным пулом при деструктивных лесных пожарах и прочих естественных нарушениях, т С год $^{-1}$ .

Суммирование бюджетов по всем пулам дает искомую оценку бюджета углерода лесов оцениваемого региона. Неопределенности оценок бюджета углерода лесов складываются из двух основных источников, а именно, ошибок исходных данных по площадям и запасам древесины и ошибок оценки параметров уравнений. При оценке неопределенности расчета был рассмотрен лишь второй источник ошибок. Оценка неопределенности параметров расчета базировалась на стандартной ошибке среднего, равной отношению среднеквадратичного отклонения к квадратному корню из размера выборки, использованной для оценки данного параметра.

Для расчета суммарных неопределенностей совокупность уравнений РОБУЛ была модифицирована следующим образом: 1) значения параметров уравнений заменены на значения неопределенностей (табл. 4.1 – 4.4); 2) разности в уравнениях заменены суммами. Замена разностей суммами определяется правилами преобразования погрешностей,

---

## Глава 4

---

согласно которым погрешности складываются как для сумм, так и для разностей случайных величин. Проведенная модификация предполагает, что неопределенности величин площадей и запасов древесины в ГУЛФ и ГЛР, времени пребывания насаждений в возрастных группах, годовых темпов деструктивных нарушений равны нулю. Добавим, что выбранная мера неопределенности (стандартная ошибка среднего) приблизительно соответствует 68-процентному доверительному интервалу. Для получения 95-процентного доверительного интервала приводимые в статье неопределенности следует умножить на 1,65.

Исходными данными для проведения оценки запасов и потоков углерода в лесах национального парка «Валдайский» служили материалы ГЛР по состоянию на 1 января 2007 г., в свою очередь, основанные на лесоустройстве 2002 г.. Согласно этой информации, общая площадь национального парка составляет 158,5 тыс. га, из которых 133,07 тыс. га приходятся на покрытые лесом земли. Запасы углерода на покрытых лесом землях национального парка с дифференциацией по преобладающим древесным породам представлены в табл. 4.5. Суммарный запас углерода лесных насаждений равен 23 966,27 тыс. т С ( $180,1 \text{ т С га}^{-1}$ ). При этом 43,0% углерода приходится на пул фитомассы, 10,2% на мертвую древесину, 4,6% на подстилку, 42,2% на органическое вещество почвы в слое 0 – 30 см. По суммарному запасу углерода доминируют насаждения ели (41,8%), березы (28,2%) и сосны (17,4%), что близко к вкладу этих древесных пород в общую площадь покрытых лесом земель.

Суммарное поглощение углерода на покрытых лесом землях Национального парка «Валдайский» (табл. 4.6) составляет 185,62 тыс. т С  $\text{год}^{-1}$  ( $1,39 \text{ т С год}^{-1} \text{ га}^{-1}$ ). Поясним, что под депонированием понимаются изменения углеродных пулов за счет естественного прироста. В суммарную величину депонирования максимальный вклад дают фитомасса (69,4%) и мертвая древесина (29,1%). Вклад в депонирование пулов подстилки и почвы существенно снижается по сравнению с их долями в суммарном запасе углерода и равен 0,4% и 1,2% соответственно. Из древесных пород в суммарном депонировании преобладают ель (50,1%), береза (27,6%) и сосна (10,7%). В расчете на единицу площади депонирование углерода максимально в насаждениях ели (2,00 т С  $\text{год}^{-1} \text{ га}^{-1}$ ), клена (1,80 С  $\text{год}^{-1} \text{ га}^{-1}$ ) и березы (1,29 т С  $\text{год}^{-1} \text{ га}^{-1}$ ).

Средние величины поглощения углерода в первую очередь зависят от возраста лесного насаждения. Молодые растущие насаждения активно увеличивают запасы углерода в пулах подстилки и мертвой древесины, происходит пополнение пулов подстилки и почвы. По мере старения древостоя поглощение уменьшается вплоть до полной стаби-

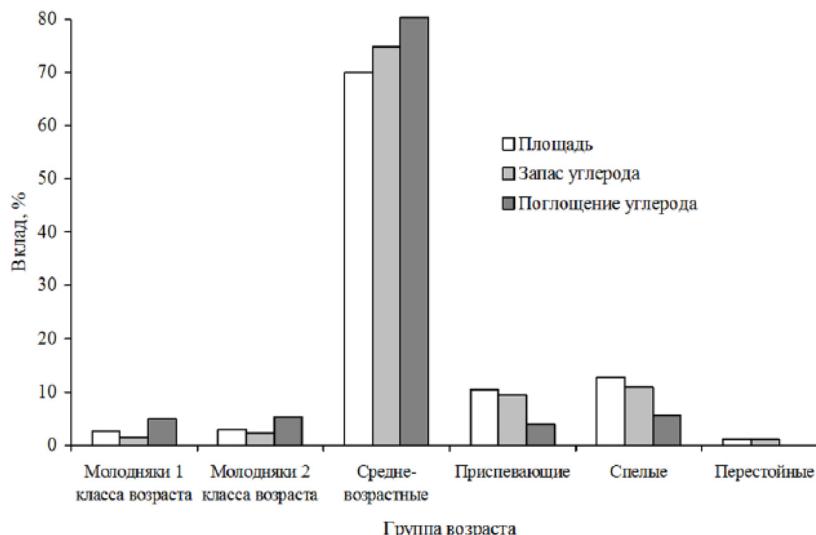
лизации запасов углерода при формировании устойчивых разновозрастных лесов. Согласно учетным данным, на средневозрастные насаждения приходится около 69,9% покрытой лесом площади национального парка, в то время как на группы спелых и перестойных лишь 13,0% (рис. 4.5). Вклад средневозрастных насаждений в суммарное поглощение углерода составляет 80,3%, а спелых и перестойных – лишь 5,6%. Преобладание в возрастной структуре лесов парка средневозрастных насаждений обуславливает высокие и относительно устойчивые во временном отношении величины поглощения углерода.

**Таблица 4.5.** Запасы углерода в лесных насаждениях Национального парка «Валдайский»

Преобла-дающая порода	Пло-щадь, тыс. га	Запас углерода, тыс. т С				
		Фито-масса	Мерт-вая древе-сина	Под-стилка	Почва	Всего
Сосна	24,39	1749,09	461,87	218,64	1744,40	4174,00
Ель	46,47	4515,02	1316,88	503,09	3674,81	10009,79
Прочие хвойные	0,06	2,57	0,28	0,30	4,17	7,32
Итого хвойные	70,92	6266,68	1779,04	722,03	5423,38	14191,12
Клен	0,09	4,83	0,86	0,49	4,50	10,69
Прочие твердолиственные	0,02	1,76	0,23	0,10	0,93	3,02
Итого твердолиственные	0,11	6,59	1,09	0,60	5,43	13,71
Береза	39,84	2754,60	454,06	244,48	3316,06	6769,19
Осина	3,76	310,88	47,19	18,10	256,81	632,98
Прочие мягколиственные	18,43	960,29	154,44	122,66	1121,67	2359,05
Итого мягколиственные	62,04	4025,76	655,69	385,23	4694,54	9761,22
Итого для покрытых лесом земель	133,07	10299,04	2435,82	1107,86	10123,55	23966,27

**Таблица 4.6.** Поглощение углерода в лесах Национального парка  
«Валдайский»

Преобла- дающая порода	Пло- щадь	Бюджет углерода, тыс. т С год <sup>-1</sup>				
		Фито- масса	Мерт- вая древе- сина	Подс- тилка	Почва	Всего
Сосна	24,39	11,75	7,98	0,02	0,04	19,79
Ель	46,47	54,96	36,35	0,46	1,17	92,94
Прочие хвойные	0,06	0,08	0,02	0,00	0,00	0,10
Итого хвойные	70,92	66,79	44,35	0,48	1,22	112,84
Клен	0,09	0,14	0,03	0,00	0,00	0,17
Прочие твердолистственные	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,02
Итого твердолистственные	0,11	0,15	0,03	0,00	0,00	0,18
Береза	39,84	41,77	8,72	0,13	0,62	51,25
Осина	3,76	3,45	0,44	0,02	0,08	3,10
Прочие мягколистственные	18,43	16,65	1,31	0,07	0,22	18,25
Итого мягколистственные	62,04	61,87	9,58	0,22	0,93	72,60
Итого для покрытых лесом земель	133,07	128,82	53,96	0,69	2,15	185,62



**Рисунок 4.5.** Вклад различных возрастных групп лесных насаждений в запас и поглощение углерода лесами Национального парка «Валдайский»

Для полной оценки бюджета углерода лесов необходимо учесть его потери, вызываемые различными видами нарушающих воздействий, в частности, рубками и пожарами. Поскольку Национальный парк «Валдайский» является особо охраняемой природной территорией, нарушающие воздействия в нем сведены к минимуму. Согласно учетным данным, на территории парка отсутствуют гари и погибшие насаждения, а площадь вырубок составляет лишь 230 га, и, скорее всего, относится к лесопользованию, предшествовавшему установлению охранного режима. Допуская сохранение ограниченного масштаба рубок, потери углерода лесами при их осуществлении можно оценить в 4,3 тыс. т С год<sup>-1</sup>, а итоговый сток углерода в леса национального парка в 181,3 тыс. т С год<sup>-1</sup> (664,8 тыс. т CO<sub>2</sub> год<sup>-1</sup>).

---

## Заключение

Многолетний мониторинг позволил оценить интегральные потоки углерода в типичных природных ландшафтах северо-запада Европейской территории России: таежных экосистемах, старопахотных землях и болотных массивах при разных гидрометеорологических условиях. Выполнены инструментальные измерения потоков  $\text{CO}_2$  для отдельных компонентов экосистем (почва, растительность, древесный дебри) и оценены современные продукционные показатели экосистем, ответственные за абсорбцию диоксида углерода из атмосферы.

При многолетнем изучении эмиссии  $\text{CO}_2$  из почв установлено, что влажность почвы, определяемая поступлением осадков и температурой, даже в «температурноуправляемых» таежных экосистемах часто оказывается лимитирующим фактором эмиссии, но для ограниченных периодов времени. В отличие от *временной изменчивости*, основными факторами *пространственной изменчивости* почвенных потоков  $\text{CO}_2$ , помимо температуры почвы, являются: мощность подстилки, расстояние до древесного сухостоя и валежа и микробная активность. Обнаружено, что корневые системы сухостойных елей, а также почва вокруг них, могут служить точечными, но мощными и продолжительными (не менее 4-х лет) источниками  $\text{CO}_2$ . Установлено, что основные деструктивные воздействия, приводящие к гибели деревьев, а также засухи, являются дополнительными источниками  $\text{CO}_2$  из почв boreальных лесных экосистем. Впервые *in situ* количественно оценены внутрисезонные и пространственные факторы участия микробного дыхания в дыхании таежной почвы.

Получено, что нетто-фотосинтез в нижней части крон основного вида – эдификатора (ели) больше зависит от температуры воздуха, чем от освещенности.

Исследования эмиссии  $\text{CO}_2$  от древесного валежа показали, что наибольшие по абсолютной величине значения суточного потока характерны для окон распада елового древостоя, наименьшие – для березняка. Показано, что интенсивность потока  $\text{CO}_2$  зависит от стадии разложения древесных остатков.

Многолетние наблюдения за сезонной динамикой эмиссии диоксида углерода и метана и гидрометеорологическим режимом болотного массива Ламмин-Сую и почвами его водосбора позволили оценить величины годовых потоков  $\text{CO}_2$  и  $\text{CH}_4$  из болотных экосистем и построить модели, позволяющие прогнозировать величины этих потоков в зависимости от изменений климата.

Разработаны принципы оценки вклада отдельных компонентов природных систем в интегральный поток СО<sub>2</sub>, и выполнена их привязка для идентификации на космических снимках. Полученные результаты позволили разработать углеродный бюджет природных экосистем и выявить основные факторы, определяющие его сезонную и годовую динамику.

Дешифрирование состава растительности по спутниковым изображениям высокого разрешения в сочетании с наземными обследованиями ключевых и поверочных участков позволило усовершенствовать описания растительного покрова природных ландшафтов. Осуществлена оценка сезонной и межгодовой изменчивости характеристик растительного покрова экспериментального полигона и сопредельных территорий Национального парка «Валдайский». Предпринята экстраполяция характеристик растительного покрова полигона на сопредельные территории. Анализ результатов экстраполяции показал, что ее достоверность составляет 75–90%.

Вместе с тем следует отметить, что неопределенность дистанционных оценок эмиссии потоков парниковых газов в природных экосистемах остается достаточно высокой, о чем свидетельствуют расхождения в оценках углеродного бюджета экосистем, полученные разными методами. В частности, анализ динамики годовой нетто-продукции старовозрастного ельника показывает, что пульсационный метод до сих пор следует считать поисковым, то есть приближающимся к получению адекватных оценок углеродного баланса на интервалах лет и десятилетий. Авторы надеются, что дальнейшее совершенствование этого семейства дистанционных автоматических методов позволит ретроспективно уточнить количественные характеристики и направленность годового углеродного баланса в исследуемых экосистемах.

Тем не менее, общий итог представленных разномасштабных комплексных наблюдений в отдельно взятых экосистемах (от отдельных локусов и компонентов углеродного баланса до дистанционных обобщений и расчета бюджета углерода региональных территорий в целом, а во временном масштабе – от секунд до ряда лет) следует считать однозначно позитивным и рекомендуемым для других научных коллективов. Большинство полученных в нашем исследовании, в том числе совершенно новых, результатов обязано именно продолжительности, комплексности и разномасштабности наблюдений единого объекта разными специалистами и с помощью разных методов, но для достижения общей цели. Как представляется авторам, это, во многом, удалось.

---

## Список литературных источников

- Агрофизические методы исследования почв. – М., Наука, 1966. 259 с.
- Акбари Х., Сысуев В.В., Бондарь Ю.Н. Индикаторные свойства древостоя в ландшафтах краевой зоны валдайского оледенения. – Вестник МГУ, серия 5, география, 2006. № 6. С. 59-65.
- Акбари Х. Исследование структуры южно-таежного лесного покрова краевой зоны Валдайского оледенения на основе данных космической съемки Landsat. – «Ландшафтovedение: Теория, методы, региональные исследования, практика». Труды Межд. ландшафтной конференции. – М., МГУ, 2006. С. 152-154.
- Алисов Б.П. Климат СССР. – М., Изд-во МГУ. 1956. 127 с.
- Асмус В.В., Бучнев А.А., Пяткин В.П. Контролируемая классификация данных дистанционного зондирования Земли. – Автометрия. 2008. № 4. с. 60-67.
- Асмус В.В., Кровотынцев В.А., Алферов А.М., Иванова Н.П. Использование данных космической съемки *RapidEye* для классификации природных объектов. – Геоматика. 2010а. № 1. С. 80-89.
- Асмус В.В., Бучнев А.А., Пяткин В.П. Кластерный анализ данных дистанционного зондирования Земли. – Автометрия. 2010б, № 2. с. 58-66.
- Асмус В.В., Бучнев А.А., Кровотынцев В.А., Пяткин В.П., Салов Г.И. PLANETA MONITORING: программный комплекс обработки спутниковых данных. – Автометрия. 2013. № 3. С. 85-99.
- Базилевич Н.И. Биологическая продуктивность экосистем Северной Евразии. – М., Наука. 1993. 295 с.
- Бобкова К.С., Тужилкина В.В. Углеродный цикл в еловых экосистемах. – В кн.: Коренные еловые леса севера: биоразнообразие, структура, функции / под. ред. К. С. Бобковой, Э. П. Галенко. – СПб, Наука, 2006, С. 265-288.
- Бобкова К.С., Кузнецов М.А., Осипов А.Ф. Запасы крупных древесных остатков в ельниках средней тайги европейского северо-востока. – Лесной журнал. 2015. № 2. С. 9-20.
- Бобровский М.В. Лесные почвы Европейской России. Биотические и антропогенные факторы формирования. – М., КМК, 2010. 395 с.

Бондарь Ю.Н. Анализ связи структуры лесного покрова и рельефа по данным цифровой модели местности и сканерной космической съемки. – «Ландшафтovedение: Теория, методы, региональные исследования, практика». Труды Межд. ландшафтной конференции. – М., МГУ, 2006. С. 163-165.

Броунштейн А.М., Демидов В.В., Сакин И.Л. Инфракрасная установка ИКАУ-1 для исследования спектральной прозрачности в области 2-25мкм. – Труды ГГО. 1973. Вып. 312, С. 23-32.

Броунштейн А.М., Парамонова Н.Н., Фролов А.Д., Шашков А.А. Оптический метод определения общего содержания CO<sub>2</sub> в вертикальном столбе атмосферы. – Труды ГГО. 1976. Вып. 396, С.5-24.

Броунштейн А.М. Интегральный спектроскопический метод определения содержания CO<sub>2</sub> в столбе атмосферы. – В кн.: Проблемы атмосферного углекислого газа. – Л., Гидрометеоиздат. 1980, с. 265-270.

Броунштейн А.М., Фабер Е.В., Шашков А.А.. Исследование характеристик газоаналитической установки УГАН – CO<sub>2</sub>. – Труды ГГО. 1985, вып. 496, С. 55-65.

Будыко М.И. Влияние человека на климат. – Л., Гидрометеорологическое издательство. 1972. 46 с.

Бурба Г.Г., Курбатова Ю.А., Куричева О.А., Авилов В.К., Мамкин В.В. Метод турбулентных пульсаций. Краткое практическое руководство. – М., ИПЭЭ им. А.Н. Северцова РАН, 2016. 223 с.

Бурова Л.Г. Экология грибов макромицетов. – М., Наука. 1986. 222 с.

Ватковский О.С., Гришина Л.А., Лидов В.П., Бабьева И.П. Почвы и продуктивность ельников Валдая. – В кн.: Почвы и продуктивность растительных сообществ. Вып. 1. – М., Изд-во МГУ, 1972. С. 131-149.

Ватковский О.С., Головенко С.В., Гришина Л.А., Кузнецов Г.В., Лазукова Г.Г., Тительман И.З., Федоров С.Ф. Экология и продуктивность геохимически автономных ельников Валдая – В кн.: Почвы и продуктивность растительных сообществ. Вып. 2. – М., Изд-во МГУ, 1974. С. 89-141.

Ватковский О.С., Головенко С.В., Гришина Л.А., Лазукова Г.Г., Лялин С.П. Скрытоподзолистые геохимически автономные песчаные почвы Валдая и биологическая продуктивность произрастающих на них сосняков. – В кн.: Геохимические и почвенные аспекты в изучении ландшафтов /под ред. Фридланд В.М. – М., Изд-во МГУ, 1975. С. 146–170.

---

## Список литературных источников

---

Вамперский С.Э. Заболоченные органогенные почвы и болота России и запас углерода в их торфах. – Почвоведение, 1944, № 12. С. 17 – 25.

Воробьев П.К. Методика изучения горизонта формирования микрорельефа болот, на основании использования вероятностно-статистических приемов анализа. – Труды ГГИ, 1974, вып. 222. С. 58 – 68.

Второй оценочный доклад Росгидромета об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. 2013. – М., Росгидромет, 1009 с.

Глухова Т.В., Ковалев А.Г., Смагина М.В., Вамперский С.Э. Оценка некоторых биотических компонентов углеродного цикла болот и лесов. – В кн.: Болота и заболоченные леса в свете задач устойчивого природопользования, – М.: ГЕОС. 1999. С. 182-185.

Головенко С.В., Лазукова Г.Г. Предварительный отчет о почвенно-ботанических исследованиях стационарного участка Валдайской научно-исследовательской гидрологической лаборатории "Таежный лог". – М., 1970. Фонды ВФ ФГБУ «ГГИ».

Головенко С.В., Лазукова Г.Г., Шуйцев Ю.К. Уровни продуктивности коренных сообществ северной части Валдайской возвышенности. – Почвы и продуктивность растительных сообществ. Вып. 3. – М., Изд-во МГУ, 1976. С. 73–97.

Грабовская О.А., Роде А.А. Почвы центральной части Валдайской возвышенности. – Тр. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева, 1934. Т. 10, вып. 1. С. 31–106.

Грабовский В.И., Замолодчиков Д.Г. Модели оценки запасов валежа по данным учетов на трансектах. – Лесоведение, 2012, № 2, С. 66 – 73.

Григорьев А.Ю. К вопросу о происхождении скрытоподзолистых почв Валдайской возвышенности. – Структура и функционирование экосистем южной тайги. – М., Институт географии АН СССР, 1986. С. 151–156.

Гришина Л.А., Коротков К.О. Структура населения и биомасса крупных почвенных беспозвоночных ельников и сосновок Валдая. – Почвы и продуктивность растительных сообществ. Вып. 3. – М., Изд-во МГУ, 1976. С. 89-141.

Гришина Л.А., Владыченский А.С. Опад и подстилка хвойных лесов Валдая. – В кн.: Почвы и продуктивность растительных сообществ. Вып. 4. – М., Изд-во МГУ, 1979. С. 51-62.

---

Гришина Л.А., Окунева Р.М., Владыченский А.С. Микроклимат и дыхание дерново-скрытоподзолистых почв ельников-кисличников. – В кн.: Организация экосистем ельников южной тайги. – М., Ин-т географии АН СССР, 1979. С. 114-139.

Евдокимов И.В. Ларионова А.А., Шмитт М., Лопес де Гереню В.О., Бан М. Определение вклада дыхания корней растений в эмиссию CO<sub>2</sub> из почвы методом субстрат-индуцированного дыхания. – Почвоведение. 2010. № 3. С. 349–355.

Жекулин В.С., Челпанова А.Ф. Геоботаническое районирование. – Развитие и преобразование географической среды (по материалам Новгородской области). – Л., 1975. Вып. 1. С. 152-161.

Жигунов А.В., Семакова Т.А., Шабунин Д.А. Массовое усыхание лесов на Северо-Западе России – В кн.: Лесобиологические исследования на Северо-Западе таежной зоны России: итоги и перспективы. Материалы научной конференции, посвященной 50-летию Института леса Карельского научного центра РАН (3-5 октября). – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. С. 42-52.

Заварзин Г.А. Психрофильный цикл Зенгена. – Экологическая химия. 1995. № 4 (1). С. 3 – 11.

Загирова С.В., Михайлов О.А. Биогенные потоки диоксида углерода в старовозрастном ельнике средней тайги по результатам измерений методом микровихревых пульсаций. – Лесоведение, 2016, № 3, с. 163-174.

Замолодчиков Д.Г., Уткин А.И., Честных О.В. Коэффициенты конверсии запасов насаждений в фитомассу основных лесообразующих пород России. – Лесная таксация и лесоустройство. 2003. Вып. 1 (32). С. 119-127.

Замолодчиков Д.Г. Пул углерода крупных древесных остатков в лесах России: учет влияния пожаров и рубок. – Лесоведение. 2009. № 4. С. 3-15.

Замолодчиков Д.Г., Грабовский В.И., Каганов В.В. Натурная и модельная оценки углерода валежа в лесах Костромской области. – Лесоведение. 2013. № 4. С. 3-11.

Зинченко А.В., Парамонова Н.Н., Привалов В.И., Решетников А.И. Оценка эмиссии метана в районе Санкт-Петербурга на основе данных измерений его концентрации в приземном слое атмосферы. – Метеорология и гидрология. 2001. № 5. С. 35-49.

---

## Список литературных источников

---

Зинченко А.В., Парамонова Н.Н., Привалов В.И., Решетников А.И., Титов В.С. Оценка источников метана на основе измерений его концентрации в районе добычи газа на севере Западной Сибири. – Метеорология и Гидрология, 2008. № 1. С. 51–64

Изменение климата, 2007 г.: обобщающий доклад. Вклад рабочих групп I, II и III в Четвертый доклад об оценке Межправительственной группы экспертов по изменению климата. Под ред. Р.К. Пачаури, А. Райзингер. Женева: МГЭИК, 2008. 104 с.

Изменение климата, 2013 г.: Физическая научная основа. Резюме для политиков, Техническое резюме и Часто задаваемые вопросы. – Кембридж, Кембридж юниверситет пресс, 2013, 222 с.

Ильичев Б.А. Палево-подзолистые почвы центральной части Русской равнины. – М., Наука, 1982. 125 с.

Калюжная И.И., Калюжный И.Л. Методика определения величин испарения болотными весовыми испарителями с учетом вариации микрорельефа и растительности на болотных массивах. – Труды ГГИ, 1972. Вып. 204. С. 102 – 111.

Капица Е.А., Трубицина Е.А., Шорохова Е.В. Биогенный ксилолиз стволов, ветвей и корней лесообразующих пород темнохвойных северо-таежных лесов. – Лесоведение. 2012а. № 3. С. 51-58.

Капица Е.А., Шорохова Е.В., Кузнецов А.А. Пул углерода крупных древесных остатков в коренных лесах северо-запада Русской равнины. – Лесоведение. 2012б. № 5. С. 36-43.

Карелин Д.В., Замолодчиков Д.Г. Углеродный обмен в криогенных экосистемах. – М., Наука. 2008. 344 с.

Карелин Д.В., Замолодчиков Д.Г., Зукерт Н.В., Честных О.В., Почикалов А.В., Краев Г.Н. Межгодовые изменения ФАР и влажности почвы в теплый сезон могут быть важнее для направления годового углеродного баланса в тундрах, чем колебания температуры. – Журнал общей биологии. 2013. № 1. С. 3-22.

Карелин Д.В., Почикалов А.В., Замолодчиков Д.Г., Гитарский М.Л. Факторы пространственно-временной изменчивости потоков СО<sub>2</sub> из почв южно-таежного ельника на Валдае. – Лесоведение. 2014. № 4. С. 56-66.

Карелин Д.В., Люри Д.И., Горячкин С.В., Лунин В.Н., Кудиков А.В.. Изменение почвенной эмиссии диоксида углерода в ходе постагрогенной сукцессии в черноземной лесостепи. – Почвоведение, 2015. № 11. С. 1354-1366.

---

Карелин Д.В., Почикалов А.В., Замолодчиков Д.Г. Эффект усиления эмиссии CO<sub>2</sub> в окнах распада лесов Валдая. – Известия РАН, сер геогр. 2017а. № 2. С. 60–68.

Карелин Д.В., Замолодчиков Д.Г., Исаев А.С. Малоизвестные импульсные составляющие почвенной эмиссии диоксида углерода в таежных лесах. – Доклады РАН. 2017б. Т 475. № 4. С. 473–476.

Карелин Д.В., Горячкин С.В., Кудиков А.В., Лопес де Гереню В.О., Лунин В.Н., Долгих А.В., Люри Д.И. Изменения запасов углерода и CO<sub>2</sub> в ходе постагрегенной сукцессии растительности на серых почвах в европейской части России. – Почвоведение. 2017в. № 5. С. 580–594.

Карелин Д.В., Замолодчиков Д.Г., Каганов В.В. Почикалов А.В., Гитарский М.Л. Микробная и корневая составляющие дыхания дерново-подзолистых почв южной тайги. – Лесоведение. 2017г. № 3. С. 183–195.

Карпачевский Л.О. Пестрота почвенного покрова в лесном биогеоценозе. – М., Изд-во Моск. ун-та, 1977. 312 с.

Катрушенко И.В. Углекислотный газообмен хвой ели по вертикальному профилю полога крон. – Лесоведение. 1982. № 1. С.35-40.

Киреев Д.М., Сергеева В.Л. Ландшафтно-морфологическое картирование лесов. Комитет по лесу РФ. Всероссийский научно-исследовательский информационный центр. Отдел мониторинга лесов. – СПб, – М., 1992. 60 с.

Ковалева А.Е., Булаткин Г.А. Динамика CO<sub>2</sub> серых лесных почв. – Почвоведение. 1987. № 5. С. 111-114.

Коротков К.О. Леса Валдая. – М.,Наука. 1991. 160 с.

Климченко А.В. Аккумуляция органического вещества в крупном фитодетрите темнохвойных лесов средней тайги и Приенисейской Сибири. – Хвойные бореальные зоны. 2011. Т. XXIX. № 3-4. С. 223-226.

Кремер А.М. Почвенная карта Валдайского исследовательского полигона. Масштаб 1 : 2000. Фонды ВФ ФГБУ «ГГИ».

Кудеяров В.Н., Хакимов Ф.И., Деева Н.Ф., Ильина А.А., Кузнецова Т.В., Тимченко А.В. Оценка дыхания почв России. – Почвоведение. 1995. № 1. С. 33-42.

Кудеяров В.Н., Заварзин Г.А., Благодатский С.А., Борисов А.В., Воронин П.Ю., Демкин В.А., Демкина Т.С., Евдокимов И.В., Замолод-

---

## Список литературных источников

---

чиков Д.Г., Карелин Д.В., Комаров А.С., Курганова И.Н., Ларионова А.А., Лопес де Гереню В.О., Уткин А.И., Чертов О.Г. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России. – М., Наука. 2007. 315 с.

Курганова И.Н. Эмиссия и баланс диоксида углерода в наземных экосистемах России. Дисс. соиск. уч. ст. д.б.н. – М., 2009.

Курганова И. Н. Эмиссия и баланс диоксида углерода в наземных экосистемах России. Автореф. дисс... докт. биол. наук. – М. 2010. 50 с.

Кучмент Л.С., Мотовилов Ю.Г., Старцева З.П. Моделирование влагопереноса в системе почва-растение-приземный слой атмосферы для гидрологических задач. – Водные ресурсы. 1989. № 7. С. 32 – 39.

Ларионова А.А., Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Золотарева Б.Н., Евдокимов И.В., Кудеяров В.Н. Эмиссия диоксида углерода из агросерых почв при изменении климата. – Почвоведение. 2010. № 2. С. 186–195.

Лопес де Гереню В.О., Курганова И.Н., Розанова Л.Н., Кудеяров В.Н. Годовые потоки диоксида углерода из некоторых почв южно-таежной зоны России. – Почвоведение. 2001. № 9. С. 1045-1059.

Люри Д.И., Горячкин С.В., Караваева Н.А., Денисенко Е.А., Нефедова Т.Г. Динамика сельскохозяйственных земель в России в XX веке и постагротехническое восстановление растительности и почв. – М., ГЕОС. 2010. 416 с.

Люри Д.И., Карелин Д.В., Кудиков А.В., Горячкин С.В. Изменение почвенного дыхания в ходе постагротехнической сукцессии на песчаных почвах в южной тайге. – Почвоведение. 2013. № 9. С. 1060–1072.

Макарова М.В., Поберовский А.В., Яговкина С.В., Кароль И.Л., Лагун В.Е., Парамонова Н.Н., Решетников А.И., Привалов В.И. Исследование процессов формирования поля метана в атмосфере Северо-Западного региона Российской Федерации. – Известия РАН. Физика атмосферы и океана, 2006. 42, 2. С. 237-249.

Маслов А.Д. Короед-типограф и усыхание еловых лесов. – М., ВНИИЛМ. 2010. 138 с.

Мельникова Н.И. Биология и экология короедов-типографа, двойника и гравера в подмосковных лесах. – Сб. работ по лесн. хоз-ву ВНИИЛМ. Вып. 43. – М.-Л., Гослесбумиздат, 1960. С. 18–45.

Михайлова Т.А., Бережная Н.С., Русакова Л.В., Янькова Л.С. Показатели состояния пигментного комплекса сосны обыкновенной, угне-

---

тенной аэропромывбросами. – Сибирский экологический журнал. 2000. № 6. С. 693-697.

Молчанов А.А. Влияние леса на окружающую среду. – М., Наука, 1973. 360 с.

Молчанов А.Г., Татаринов Ф.А., Курбатова Ю.А. Эмиссия CO<sub>2</sub>стволами живых деревьев и валежом в еловых лесах юго-запада Валдайской возвышенности. – Лесоведение. 2011. № 3. С. 14-25.

Мухин В.А., Воронин П.Ю. Микогенное разложение древесины и эмиссия углерода в лесных экосистемах. – Экология. 2007. № 1. С. 24–29.

Мухин В.А., Воронин П.Ю., Сухарева А.В., Кузнецов В.В. Грибное разложение древесины при потеплении климата в boreально-гумидной лесорастительной зоне. – Доклады Академии наук. 2010. Т. 431. № 3. С. 423–425.

Мухин В.А., Диярова Д.К., Веселкин Д.В. Факторы CO<sub>2</sub>-эмиссионной активности древесного дебриса. В кн.: Научные основы устойчивого управления лесами: Материалы Всероссийской конференции. М., ЦЭПЛ РАН. 2014. С. 151-152.

Мухин В. А., Диярова Д. К., Веселкин Д. В. Влажность как фактор CO<sub>2</sub>-эмиссионной активности древесного дебриса. – Лесоведение. 2015. № 3. С. 208-213.

Мухортова Л.В., Кирдянов А.В., Мыглан В.С., Гуггенбергер Г. Трансформация древесины сухостойных деревьев в условиях лесотундры Средней Сибири. – Известия РАН. Серия биологическая. 2009. № 1. С. 70-78.

Мухортова Л.В., Ведрова Э.Ф. Вклад крупных древесных остатков в динамику запасов органического вещества послерубочных лесных экосистем. – Лесоведение. 2012. № 6. С. 55-62.

Наставление гидрометеорологическим станциям и постам. – Л., Гидрометеоиздат, 1972, вып. 8, 296 с.

Наумов А.В. Дыхание почвы: составляющие, экологические функции, географические закономерности. – Новосибирск. Изд-во СО РАН. 2009. 208 с.

Научно-прикладной справочник по климату СССР. Вып. 3. -Л., Гидрометеоиздат, 1988. 692 с.

Национальный доклад Российской Федерации об установленном количестве выбросов. – Москва, 2007. 40 с.

---

## Список литературных источников

---

Ногина Н.А. Природные условия Северо-Запада Европейской части СССР. – В кн.: Подзолистые почвы Северо-Запада Европейской части СССР / под. ред. Ногина Н.А., Роде А.А., Руднева Е.Н. – М., Колос, 1979. С. 4–25.

Огиевский В.Д. Избранные труды. - М., Лесная промышленность, 1966. 356 с.

Ольчев А.В., Курбатова Ю.А., Варлагин А.В., Выготская Н.Н. Модельный подход для описания переноса CO<sub>2</sub> между лесными экосистемами и атмосферой. . – Лесоведение. 2008. № 3. С.3-13.

Ольчев А.В., Курбатова Ю.А., Татаринов Ф.А., Молchanov A.Г., Варлагин А.В., Горшкова И.И., Выгодская Н.Н. Оценка первичной валовой и чистой продуктивности еловых лесов Центрально-Европейской части России с помощью полевых измерений и математической модели. – Успехи современной биологии. 2009 Т. 129, № 6, С. 565–578.

Паников Н.С., Палеева М.В., Дедыш С.Н., Дорофеев А.Г.Кинетические методы определения биомассы и активности различных групп почвенных микроорганизмов. – Почвоведение. 1991. № 8. С. 109–120.

Парамонова Н.Н., Привалов В.И., Решетников А.И. Содержание CO<sub>2</sub> и CH<sub>4</sub> в атмосфере. – В кн.: Обзор состояния и загрязнения окружающей среды в Российской Федерации за 2013 г. – Росгидромет. 2014. С. 34-38

Парамонова Н.Н., Зинченко А.В. Результаты измерений и анализ изменчивости и изменений концентрации метана и диоксида углерода в северных широтах РФ. – Доклад об особенностях климата на территории Российской Федерации за 2014 г. – Росгидромет. 2015. С.91-94.

Помазкина Л.В., Соколова Л.Г., Звягинцева Е.Н. Мониторинг трансформации углерода в агрокосистемах Байкальского региона в зависимости от загрязнения почв фторидами алюминиевого производства и климатических факторов. – Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2010. Т. 12, № 1(4). С. 1049-1054.

Решетников А.И., Зинченко А.В., Яговкина С.В., Кароль И.Л., Лагун В.А., Парамонова Н.Н. Исследование эмиссии метана на севере Западной Сибири. – Метеорология и Гидрология, 2009. № 3. С. 53-64.

Романовская А.А. Аккумуляция углерода в болотных низинных почвах залежных земель Мурманской области. – Экология. 2006. № 6. С. 1-5.

---

Романовская А.А. Основы мониторинга антропогенных эмиссий и стоков парниковых газов ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$ ) в животноводстве, при сельскохозяйственном землепользовании и изменении землепользования в России. Автореф. дисс. докт. биол. наук. – М. 2008. 42 с.

Романовская А.А., Коротков В.Н., Карабань Р.Т., Смирнов Н.С. Динамика элементов баланса углерода на неиспользуемых пахотных угодьях Валдайской возвышенности. – Экология. 2012. № 5. С. 347-352.

Сазонов С.Н. Микробиологическая характеристика самовосстановливающейся дерново-подзолистой почвы. Автореф. дисс... канд. биол. наук. – М. 2005. 24 с.

Сафонов С.С., Карелин Д.В., Грабар В.А., Латышев Б.А., Грабовский В.И., Уварова Н.Е., Замолодчиков Д.Г., Коротков В.Н., Гитарский М.Л. Эмиссия углерода от разложения валежа в южнотаежном ельнике. – Лесоведение, 2012. № 5. С. 75-80.

Сметанин Г.Н., Привалов В.И., Решетников А.И., Парамонова Н.Н. Газохроматографическая установка для прецизионных измерений концентрации метана в атмосфере на фоновом уровне. Труды НИЦ ДЗА (филиал ГГО). – Прикладная метеорология. 2000. Вып. 2 (548). С. 121-130.

Сморкалов И.А., Воробейчик Е.Л. Почвенное дыхание лесных экосистем в градиентах загрязнения среды выбросами медеплавильных заводов. – Экология. 2011. № 6. С. 429-435.

Справочник по климату СССР. Вып. 3. Часть 2. Температура воздуха и почвы. – Л., Гидрометеоиздат, 1965. 343 с.

Стороженко В.Г. Характеристика древесного отпада в коренных ельниках восточноевропейской тайги. – Лесоведение. 2012. № 3. С. 43-90.

Суворова Г.Г., Янькова Л.С., Копытова Л.Д., Филиппова А.К. Максимальная интенсивность фотосинтеза сосны обыкновенной и ели сибирской в Предбайкалье. – Сибирский экологический журнал. 2005. №1. С. 97-108.

Суворова Г.Г. Фотосинтез хвойных деревьев в условиях Сибири. – Новосибирск: Академическое изд-во «Гео», 2009. 195 с.

Сысуев В.В. Ландшафтное проектирование и оптимизация лесопользования. «Ландшафтное планирование: общие основания, методология, технология». Труды Межд. школы конференции «Ландшафтное планирование». – МГУ, географический ф-т, 2006. С. 81-116.

---

## Список литературных источников

---

Сысуев В.В., Акбари Х., Бондарь Ю.Н. Таксационные характеристики древостоя как индикатор структуры ландшафтов краевой зоны валдайского оледенения. «Ландшафтovedение: Теория, методы, региональные исследования, практика» Труды Межд. ландшафтной конференции. – М., МГУ, 2006. С. 154-158.

Сысуев В.В., Солнцев В.Н. Ландшафты краевой зоны Валдайского оледенения: классический и морфометрический анализ. «Ландшафтovedение: Теория, методы, региональные исследования, практика» Материалы XI Международной ландшафтной конференции / под ред. Дьяконова К.Н. (отв. ред.), Касимова Н.С. и др. — М., Географический факультет МГУ, 2006. С. 249-252.

Тарасов М.Е. Роль крупного древесного детрита в балансе углерода лесных экосистем Ленинградской области. Автореф. дис. канд. биол. наук. – СПб., СПбНИИЛХ, 2000. 21 с.

Трефилова О.В. Интенсивность гетеротрофного дыхания в сосняках средней тайги: сравнительный анализ методов оценки. – Хвойные бореальной зоны. 2007. Т. XXIV. № 4-5. С. 467-473.

Трефилова О.В., Ведрова Э.Ф., Оскорбин П.А. Запас и структура крупных древесных остатков в сосняках Енисейской равнины. – Лесоведение. 2009. № 4. С. 16-23.

Уланова Н.Г. Гибель ели после вспышки численности короеда-типотографа в европейской части России. Катастрофа, климатический тренд, сукцессия или просто динамические изменения. – Актуальные проблемы экологии и природопользования. Т. 1. М.: РУДН. 2015. С. 19–22.

Уткин А.И., Замолодчиков Д.Г., Гульбе Т.А., Гульбе Я.И. Аллометрические уравнения для фитомассы по данным деревьев сосны, ели, березы, и осины в Европейской части России. – Лесоведение. 1996. № 6. С. 36-45.

Уткин А.И., Замолодчиков Д.Г., Гульбе Я.И., Гульбе Т.А., Милова О.В. Зависимые от фитомассы предикторы надземной чистой первичной продукции насаждений основных лесообразующих пород. – Сибирский экологический журнал. 2005. № 4. С. 707-715.

Уфимцева К.А. Государственная почвенная карта СССР в масштабе 1 : 1 000 000. Объяснительная записка к листу О-36 (Ленинград). – М., Изд-во АН СССР, 1954. 32 с.

Федоров С.Ф. Исследование элементов водного баланса в лесной зоне Европейской территории СССР. – Л., Гидрометеоиздат, 1977. 264 с.

---

Хачева С.И. Пути микогенного разложения древесины в лесных экосистемах особо охраняемых природных территорий Республики Абхазия. – Ученые записки Казанского университета. Естественные науки. 2015. Т. 157. кн. 1. С. 75–89.

Чебакова Н.М., Выгодская Н.Н., Арнет А., Белелли Маркезини Л., Курбатова Ю.А., Парфенова Е.И., Валентини Р., Верховец С.В., Ваганов Е.А., Шульце Е.Д. Энерго- и массообмен и продуктивность основных экосистем Сибири (по результатам измерений методом турбулентных пульсаций). 2. Углеродный обмен и продуктивность. – Известия РАН. Серия биологическая, 2014, № 1, С. 65–75.

Честных О.В., Замолодчиков Д.Г., Уткин А.И. Общие запасы биологического углерода и азота в почвах лесного фонда России. – Лесоведение. 2004. № 4. С. 30-42.

Честных О.В., Лыжин В.А., Кокшарова А.В. Запасы углерода в подстилках лесов России. – Лесоведение. 2007. № 6. С. 114-121.

Шакина Н. П., Иванова А. Р., Бирман Б. А., Скриптурова Е.Н. Блокирование: условия лета 2010 года в контексте современных знаний. – В сб.: Анализ условий аномальной погоды летом 2010 года. Сборник докладов. – М., Триада лтд., 2011. С. 6-21.

Шашков А.А., Броунштейн А.М., Жуков А.В. Спектроскопические методики определения интегрального содержания  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  и  $\text{CH}_4$  в вертикальном столбе атмосферы. – Труды ГГО. 1985. Вып. 496. С. 7-23.

Шашков А.А. Интегральные спектроскопические методики определения  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{CH}_4$  и  $\text{N}_2\text{O}$ : порядок проведения измерений и алгоритм обработки. – Труды ГГО. 1985. Вып. 496. С. 23-49.

Шнырев Н.А. Влияние уровня воды на эмиссию метана из болот Западной Сибири. Тезисы докладов 8-й международной конференции студентов и аспирантов по фундаментальным наукам «Ломоносов – 2001» (10-13 апреля 2001, Москва), С. 136-137.

Шорохова Е.В., Капица Е.А., Кузнецов А.А. Микогенный ксилолиз пней и валежа в таежных ельниках. – Лесоведение. 2009. № 4. С. 24–33.

Щербатюк А.С., Русакова Л.В., Суворова Г.Г., Янькова Л.С. Углекислотный газообмен хвойных Предбайкалья. – Новосибирск. Наука, Сиб. отд. 1991. 135 с.

Экология и продуктивность лесов Нечерноземья (на примере Валдая). С. В. Головенко, М. И. Герасимова, Г. Г. Лазукова и др.; /Под ред. М. А. Глазовской. – М. Изд-во МГУ, 1980, 143 с.

---

## Список литературных источников

---

Юзбеков А.К., Замолодчиков Д.Г., Иващенко А.И. Фотосинтез ели европейской в лесных экосистемах экспериментального полигона «Логтаежный». – Вестник Московского университета. Сер. 16. Биология, 2014. № 4, С. 32-35.

Юзбеков А.К., Магомедов И.М. Влияние температуры на синтез карбоксилирующих ферментов в этиолированных листьях растений с C<sub>3</sub> - и C<sub>4</sub>- путем фотосинтеза на свету. – В кн.: Фотосинтез, дыхание и органические кислоты / под ред. А.А. Землянухина, В.В. Полевого. – Воронеж. Изд-во Воронеж. ун-та, 1980. С. 37-42.

Allen C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M , Kitzberger, T, Rigling, A, Breshears, D. D., Hogg, E.H., Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z. , Castro, J., Demidova, N., Lim, J. H., Allard, G., Running, S. W., Semerci, A., Cobb, N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests // Forest Ecology and Management 259(4): 660-684

Arneth A., Kurbatova J., Kolle O., Shibalova O., Lloyd J., Vygodskaya N., Schulze E.-D. Comparative ecosystem-atmosphere exchange of energy and mass in a European Russian and a central Siberian bog II. Interseasonal and interannual variability of CO<sub>2</sub> fluxes. // Tellus, 2002, V. 54B, № 5, P.514-530.

Baldocchi D.D. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon-dioxide exchange-rates of ecosystems - Past, Present and Future. // Global Change Biology. 2003. Vol. 9, 4, P. 479-492.

Ball, J.T., Woodrow, I.E., and Berry, J.A. A model predicting stomatal conductance and its contribution to the control of photosynthesis under different environmental conditions. // Progress in Photosynthesis Research. 1987. V. IV. P. 221-234.

Birch H. F. The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen // Plant & Soil. 1958. V. 10. P. 9-31.

Bond-Lamberty B., Thomson A. Temperature-associated increases in the global soil respiration record // Nature. 2010. V. 464. P. 579-582.

Borken W., Yijun X., Davidson E.A., Beese F. Site and temporal variation of soil respiration in European beech, Norway spruce, and Scots pine forests // Global Change Biology. 2002. V. 8. P. 1205-1216.

Box G.E., Jenkins G.M. Time series analysis: Forecasting and control. 1976. Holden-Day. –130 pp.

---

Burba G.G., Anderson D.J., Xu L., McDermitt D.K. Correcting apparent off-season CO<sub>2</sub> uptake due to surface heating of an open path gas analyzer: progress report of an ongoing study – Proceedings of 27th Annual Conference of Agricultural and Forest Meteorology, San Diego, California. / / American Meteorological Society, 2006. P. 1-13.

Burba G.G., McDermitt D.K., Achim Grelle, Anderson D.J., Liukang Xu. Addressing the influence of instrument surface heat exchange on the measurements of CO<sub>2</sub> flux from open-path gas analyzers // Global Change Biology, 2008. Vol. 14, № 8. P. 1854-1876.

Campbell Scientific, 2006. CS616 and CS625 Water Content Reflectometers. Instruction manual. Campbell Scientific Inc. 2006, -48 pp.

Campbell Scientific, 2006. NR-LITE Net Radiometer. Instruction manual. Campbell Scientific Inc. 2006. -20 pp.

Campbell Scientific, 2007. Model HFP01 Soil Heat Flux Plate. Instruction manual. Campbell Scientific Inc. 2007. -16 pp.

Campbell Scientific, 2008. LI190SB Quantum Sensor. Instruction manual. Campbell Scientific Inc. 2008. -18 pp.

Campbell Scientific, 2008. Model 107 Temperature Probe. Instruction manual. Campbell Scientific Inc. 2008. -18 pp.

Campbell Scientific, 2008. TE525 Tipping Bucket Rain Gage. Instruction manual. Campbell Scientific Inc. 2008. -16 pp.

Campbell Scientific, 2009. CSAT3 Three Dimensional Sonic Anemometer. Instruction manual. Campbell Scientific Inc. 2009. -70 pp.

Campbell Scientific, 2009. Model HMP45C Temperature and Relative Humidity Probe. Instruction manual. Campbell Scientific Inc. 2009. -24 pp.

Cannell M.G.R., Thornley J.H.M. Modelling the components of plant respiration: some guiding principles // Ann. Bot. 2000. Vol. 85. N 1. P.45-54.

Carbon balance of boreal bog during a year an exceptionally dry summer. // Ecology. 1999. V. 80. P. 161 – 174.

Chatterjee A., Jenerette G.D. Changes in soil respiration Q<sub>10</sub> during drying–rewetting along a semi-arid elevation gradient // Geoderma. 2011. V. 163. P. 171–177.

Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental

---

## Список литературных источников

---

Panel on Climate Change / Eds. S. Solomon et al. NY, USA: Cambridge University Press, 2007. 996 pp.

Concilio A., Chen J., Ma S., North M. Precipitation drives interannual variation in summer soil respiration in a Mediterranean-climate, mixed-conifer forest // Climatic Change. 2009. V. 92. P. 109–122.

Cramer W., Kicklighter D.W., Bondeau A. et al. Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): Overview and key results.// Global Change Biology. 1999, № 5 (Suppl.), P. 1-15.

Curiel Yuste J., Janssens I.A., Carrara A., Meiresonne L., Ceulemans R. Interactive effects of temperature and precipitation on soil respiration in a temperate maritime pine forest // Tree Physiology. 2003. V. 23(18). P. 1263-1270.

De Forest J. L., Noormets A., McNulty S. G., Sun G., Tenney G., Chen J. Phenophases alter the soil respiration–temperature relationship in an oak-dominated forest // International Journal of Biometeorology. 2006. V 51. P. 135–144.

Dixon R. K., Solomon A. M., Brown S., Houghton R. A., Trexler M. C. and Wisniewski J. Carbon pools and flux of global forest ecosystems // Science. 1994. Vol. 263. N 5144. P. 185- 190.

Drewitt G.B., Black T.A., Nesic Z., Humphreys E.R., Jork E.M., Swanson R., Ethier G.J., Griffis T., Morgenstern K. Measuring forest floor CO<sub>2</sub> fluxes in a Douglas-fir forest // Agric. For. Meteorol. 2002. V. 110. P. 299–317.

Farquhar, G.D., Caemmerer S. von, and Berry J.A. A biochemical model of photosynthetic CO<sub>2</sub> assimilation in leaves of C3 species. // Planta. 1980. V. 149. P.78-90.

Forrester J.A., Mladenoff D.J., Gower S.T., Stoffel J.L. Interactions of temperature and moisture with respiration from coarse woody debris in experimental forest canopy gaps //Forest Ecology and Management. 2012. V. 265. P. 124-132.

Field C.B, Kaduk J. The carbon balance of an oldgrowth forest: building across approaches // Ecosystems. 2004. Vol. 7. N 5. P. 525–533.

Field C.B., Raupach M.R. The global carbon cycle: integrating humans, climate, and the natural world. SCOPE. V. 62. Washington-Covelo-London: Island Press, 2004. 568 pp.

---

Gadgil R.L., Gadgil P.D. Mycorrhiza and litter decomposition. *Nature*. 1971. 233. P.133.

Gaumont-Guay D., Margolis H. A., Bigras F. J. and Raulier F. Characterizing the frost sensitivity of black spruce photosynthesis during cold acclimation // *Tree Physiol.* 2003. Vol. 23. N 5. P. 301–311.

GAW Report No. 172. WMO Global Atmosphere Watch Strategic Plan: 2008-2015. 2007. (WMO ND 1384).

GAW Report No. 213. 17th WMO/IAEA Meeting of Experts on Carbon Dioxide, Other Greenhouse Gases and Related Tracers Measurement Techniques (Beijing, China, 10-13 June 2013), 2014, 158 pp.

Global Carbon Project. 2015. Carbon budget and trends. – Электрон. дан. – Режим доступа: [www.globalcarbonproject.org](http://www.globalcarbonproject.org). – Загл. с экрана. – Англ. яз.

Goodale C.L., Apps M.J., Birdsey R.A., Field C.B., Heath L.S., Houghton R.A., Jenkins J.C., Kohlmaier G.H., Kurz W., Liu S., Nabuurs G.-J., Nilsson S., Shvidenko A.Z. Forests carbon sinks in the Northern Hemisphere // *Ecol. Appl.* 2002 .Vol. 12. N 3. P. 891-899.

Harley, P.C. and J.D. Tenhunen. Modeling the photosynthetic response of C3 leaves to environmental factors. // *Modeling Crop Photosynthesis-from Biochemistry to Canopy*. Eds. K.J. Boote and R.S. Loomis. CSSA special publication No.19. Proc. American Soc. of Agronomy Symposium, Madison, WI, 1991, P. 17–39.

Heinemeyer A., Hartley J., Evans S., De La Fuente J., Ineson P. Forest soil CO<sub>2</sub> flux: uncovering the contribution and environmental responses of ectomycorrhizas. // *Global Change Biology* (2007) 13, 1786–1797, doi: 10.1111/j.1365-2486.2007.01383.x

Ikkonen E.N., Grabovic S.I. CO<sub>2</sub> emission from a peat soil in Karelia (North-Western Russia) during Holocene. // *Abs. Jnt. Symp. On paleosols and climatic change. P.P. China*, 1998, 23 pp.

Instruction manual. Portable monitor for carbon dioxide. Model RI-411. Hayward, CA: RKI Instruments, 1983. 23 pp.

IPCC, 2014. Climate change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, 2014. 151 pp.

---

## Список литературных источников

---

Jennifer Y.K., William S.R., Shannon K.R. Methane emission and transport by arctic sedges in Alaska: Results of a vegetation removal experiment. // J. of Geophysical Research, 1998. V. 103, no. D22, P. 83-92.

Junhua Yan, Deqiang Zhang, Guoyi Zhou, Juxiu Liu. Soil respiration associated with forest succession in subtropical forests in Dinghushan Biosphere Reserve // Soil Biology and Biochemistry. V.41. Issue 5. 2009. P. 991-999.

Khomik M., Altaf Arain M., McCaughey J.H. Temporal and spatial variability of soil respiration in a boreal mixedwood forest // Agricultural and Forest Meteorology. 2006. V. 140. P. 244-256.

Keith H., Jacobsen K.L., Raison R.J. Effects of soil phosphorus availability, temperature and moisture on soil respiration in *Eucalyptus pauciflora* forest // Plant and Soil. 1997. V. 190. P. 127-141.

Kudeyarov V.N., Kurganova I.N. Carbon dioxide emissions and net primary production of Russian terrestrial ecosystems // Biol. Fertil. Soils. 1998. V. 27. P. 246-250.

Kudeyarov V.N., Kurganova I.N. Respiration of Russian Soils: Database Analysis, Long-Term Monitoring, and General Estimates // Eurasian Soil Science. 2005. V. 38, No 9. P. 983-992.

Kurbatova J., Li C., Varlagin A., Xiao X., Vygodskaya N. Modeling carbon dynamics in two adjacent spruce forests with different soil conditions in Russia // Biogeosciences, 2008. Vol. 5, P. 969-980.

Kurbatova J., Tatarinov F., Molchanov A., Varlagin A., Avilov V., Kozlov D., Ivanov D., Valentini R. Partitioning of ecosystem respiration in a paludified shallow-peat spruce forest in the southern taiga of European Russia // Environment Research Letters, 2013. Vol. 8, 045028 (9 p.).

Kurganova I.N., Rozanova L.N., Myakshina T.N., Kudeyarov V.N. Monitoring of CO<sub>2</sub> emission from soils of different ecosystems in the southern Moscow region: Analysis of long-term field studies // Eurasian Soil Science. 2004. V. 37, Suppl. 1. P. S74-S78.

Kuzyakov Ya.V., Larionova A.A. Contribution of Rhizomicrobial and Root Respiration to the CO<sub>2</sub> Emission from Soil (A Review). // Eurasian Soil Science. 2006. V. 39, 7, P. 753-764.

Landsberg J. Physiological ecology of forest production. – London: Academic Press, 1986, 198 p.

---

LI-COR, 2007. LI-7500 Open Path CO<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O Analyzer. Instruction manual. LI-COR Inc. 2007. -155 pp.

Lloyd J., Taylor J. A. On the temperature dependence of soil respiration / / Functional Ecology. 1994. V. 8. P. 315-323.

Luyssaert S., Schulze E.-D., Borner A., Knohl A., Hessenmoller D., Law B.E., Ciais P., Grace J. Old-growth forests as global carbon sinks // Nature. 2008. Vol. 455. N 7210. P. 213–215.

Marra J.L., Edmonds R.L. Coarse woody debris and forest floor respiration in an old-growth coniferous forest on the Olympic Peninsula, Washington, USA // Can. J. Forest Res. 1994. V. 24. № 9. P. 1811–1817.

Matthews E., Fung I. Methane emission from natural wetland: global distribution, area and environmental characteristics of sources // Global Biogeochem. Cycles. 1987. 1. P. 61-86

Monteith J.L. Climate and the efficiency of crop production in Britain // Philosophical Transaction, Royal Society of London, 1977. V. 281. P. 277-294.

Moore T.R., Knowles R. The influence of water table levels on methane and carbon dioxide emissions from peatland soils. // Can. J. Soil Sci., 1989. no. 69. P. 33-38

Moore T.R. et al. Methane emissions from wetlands southern Hudson Bay lowland. // J. Geoph. Res. 1994. V. 99. P. 1455-1467.

Pan Y., Birdsey R.A., Fang J. et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests // Science. 2011. Vol. 333. N 6045. P. 988-993.

Pajary B. Soil respiration in a poor upland site of Scots pine stand subject to elevated temperatures and atmospheric carbon concentration // Plant Soil. 1995. V. 168-169. P. 563–570.

Papendick R.I., Campbell G.S. Theory and measurement of water potential // Water Potential Relations in Soil Microbiology. SSSA Special Publication. 1981. No. 9. Parr J.F., Gardner W.R. and Elliott L. F., (eds.). Soil Science Society of America: Madison. P. 1–22.

Phelps A.R., Peterson K. M., Jeffries M.O. Methane efflux from high-latitude lakes during spring ice melt // J. Geoph. Res. 1998. V. 103. D22. P. 29029-29036.

Prince S.D., Goward S.N. Global primary production: a remote sensing approach. // Journal of Biogeography 1995. 22. P. 815-835.

---

## Список литературных источников

---

- Raich J.W., Schlesinger W.H. The Global carbon dioxide flux in soil respiration and its relation to vegetation and climate // Tellus. 1992. V. 44B.P. 81–99
- Raich J.W., Potter C.S., Bhagawati D. Interannual variability in global soil respiration, 1980–94 // Global Change Biology. 2002. V. 8. P. 800–812.
- Rayment M.B., Jarvis P.G. Temporal and spatial variation of soil CO<sub>2</sub> efflux in a Canadian boreal forest // Soil Biol. Biochem. 2000. V. 32. P. 35–45.
- Russell C.A., Voroney R.P. Carbon dioxide efflux from the floor of a boreal aspen forest. I. Relationship to environmental variables and estimates of C respired // Can. J. Soil Sci. 1998. V. 78. P. 301–310.
- Sachs T., Giebels M., Boike J., Kutzbach L. Environmental controls on CH<sub>4</sub> emission from polygonal tundra on the microsite scale in the Lena river delta, Siberia. // Global Change Biology. 2010. V. 16, N 11, P. 3096–3110.
- Saiz G., Black K., Reidy B., Lopez S., Farrell E.P. Assessment of soil CO<sub>2</sub> efflux and its components using a process-based model in a young temperate forest site // Geoderma. 2007. V. 139. P. 79–89.
- Saunders M., Tobin B., Black K., Gioria M., Nieuwenhuis M., Osborne B.A. Thinning effects on the net ecosystem carbon exchange of a Sitka spruce forest are temperature-dependent // Agr. Forest Meteorol. 2012. Vol. 157. N 5. P. 1–10.
- Scott D., Bridgman C., Richardson S. Mechanisms controlling soil respiration (CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>) in southlands // Soil Biol Biochen. 1992. Vol. 24. № 11, P.1089-1099.
- Silvova J. Photosynthesis, respiration and peat accumulation: CO<sub>2</sub> exchange approach to mire ecology. University of Joensuu. 1985, № 7, 13 P.
- Sitch S., Friedlingstein P., Gruber N. et al. 2015. Recent trends and drivers of regional sources and sinks of carbon dioxide. // Biogeosciences, v. 12, P. 653-679.
- Ståhl G., Ringvall A., Fridman J. Assessment of coarse woody debris – a methodological overview // Ecological Bulletins. 2001. V. 49. P. 57–71.
- Stinziano J.R., Hüner N.P.A. and Way D.A. Warming delays autumn declines in photosynthetic capacity in a boreal conifer, Norway spruce (*Picea abies*) // Tree Physiol. 2015. Vol. 35. N 12. P. 1303–1313.
- The LI-6200 Primer. An Introduction to Operating the LI-6200 Portable Photosynthesis System. Lincoln, USA: LI-COR Inc., 1989. 123 pp.

Tjoelker M.G, Oleksyn J. and Reich P. // *Glob. Change Biol.* 2001, 7, P. 223.

Unger S., Mágua C., Pereira J.S., David T.S., Werner C. The influence of precipitation pulses on soil respiration – Assessing the «Birch effect» by stable carbon isotopes // *Soil Biology and Biochemistry*. 2010. V. 42, Iss. 10. P. 1800-1810.

Van den Bos, R. M. Human influence on carbon fluxes in coastal peatland. // *International Peat Congress. Quebec*. 2000.

Vanhala P. Seasonal variation in the soil respiration rate in coniferous forest soils // *Soil Biology & Biochemistry*. 2002. V. 34. P. 1375–1379

Vedrova E.F. The Intensity of Organic Matter Decomposition in Gray Soils of Forest Ecosystems in the Southern Taiga of Central Siberia // *Eurasian Soil Science*. 2008. V. 41, No 8. P. 860-868.

Velleman P.F., Hoaglin D.C. Applications, basics and computing of exploratory data analysis. 1981. Duxbury Press. –85 pp.

Wagner D., Kobabe S., Pfeiffer E.M., Hubberten H.W. Microbial Controls on Methane Fluxes from Polygonal Tundra of the Lena Delta, Siberia. // *Permafrost Periglac. Process.* 2003. No 14. P. 173–185.

Watson R.T., Noble I.R., Bolin B., Ravindranath N.H. Verardo D.J. and Donken D.J. Land use, land-use change and forestry. A special report of the IPCC. Cambridge: Cambridge University Press, 2000. 375 pp.

Way D.A., Sage R. F. Thermal acclimation of photosynthesis in black spruce [*Picea mariana* (Mill.) B.S.P] // *Plant Cell Environ.* 2008. Vol. 31. N 9. P. 1250-1262.

Wu J., Zhang X., Wang H., Sun J., Guan D. Respiration of downed logs in an old-growth temperate forest in north-eastern China // *Scand. J. Forest Res.* 2010. V. 25. № 6. P. 500–506.

Xu M., Qi Y. Soil-surface CO<sub>2</sub> efflux and its spatial and temporal variations in a young ponderosa pine plantation in northern California // *Global Change Biol.* 2001. V. 7. P. 667–677.

Yan J., Zhang D., Zhou G., Liu J. Soil respiration associated with forest succession in subtropical forests in Dinghushan Biosphere Reserve // *Soil Biology & Biochemistry*. 2009. V. 41. P. 991-999.

Yevdokimov I., Larionova A., Bahn M.A novel approach for partitioning root and microbial respiration in soil // Abstracts of the CarboEurope\_IP Open Science Conference on the GHG Cycle in the Northern Hemisphere. 2006. Sissi\_Lassithi, Crete, Greece. P. 81.

---

## Список литературных источников

---

Yuan W., Liu S., Yu G., Bonnefond J.-M., Chen J., Davis K., Desai A.R., Goldstein A.H., Gianelle D., Rossi F., Suyker A.E., Verma S.B. Global estimates of evapotranspiration and gross primary production based on MODIS and global meteorology data // Remote Sensing of Environment. 2010. V. 114. P. 1416-1431.

Yuzbekov A. K., Zamolodchikov D. G. and Ivashchenko A. I. Spruce fir photosynthesis in the forest ecosystems of the log Tayezhnyi test area // Moscow Univ. Biol. Sci. Bull. 2014. Vol. 69. N 4. P. 169–172.

Zamolodchikov D. G., Grabovskii V. I., Kraev G. N. A twenty year retrospective on the forest carbon dynamics in Russia // Contemp. Probl. Ecol. 2011. Vol. 4. N 7. P. 706–715.

Zamolodchikov D.G., Karelin D.V. An empirical model of carbon fluxes in Russian tundra // Global Change Biology. 2001. V. 7. No 2. P. 147-162.

Zhao M., Running S.W. Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. // Science, 2010, V. 329, P. 940-943.

Zinchenko A.V., Paramonova N.N., Privalov V.I., Reshetnikov A.I. Estimation of methane emissions in the St. Petersburg, Russia, region: An atmospheric nocturnal boundary layer budget approach. //J. Geophys. Res. 2002. V. 107 (D20).



Авторы отдают дань памяти нашему другу и коллеге к.ф.-м.н. Феликсу Владимировичу Кашину (ФГБУ НПО «Тайфун»), одному из инициаторов стационарных наблюдений за потоками парниковых газов. Неутомимый организатор и опытный исследователь, Ф.В. Кашин внес неоценимый вклад в постановку инструментального мониторинга парниковых газов. Представленные в этой книге результаты пульсационных измерений получены, в том числе, благодаря его усилиям.



Коллектив авторов после завершения монтажа оборудования пульсационных измерений (13.05.2010 г.)

---

*Научное издание*

# Мониторинг потоков парниковых газов в природных экосистемах

Компьютерная верстка — *Л.А.Прохоровой*  
Корректура — *Л.В. Кудрявцевой*

ISBN 978-5-9500981-6-1



9 785950 098161

Подписано к печати 09.10.2017 г.

Формат 60×90 1/16. Гарнитура Times New Roman. Бумага офсетная.

Усл. печ. л. 16,22. Тираж 350 экз. Заказ 11/09107.

Отпечатано в соответствии с предоставленными материалами  
в ООО «Амирит», 410004, г. Саратов, ул. Чернышевского, 88.

Тел.: 8-800-700-86-33 | (845-2) 24-86-33.

E-mail: [zakaz@amirit.ru](mailto:zakaz@amirit.ru). Сайт: [amirit.ru](http://amirit.ru)