https://edccjournal.org/EDGCC

ISSN 2541-9307(Online)

ДИНАМИКА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И ГЛОБАЛЬНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ КЛИМАТА

Environmental Dynamics and Global Climate Change





ENVIRONMENTAL DYNAMICS Volume 14 AND GLOBAL CLIMATE CHANGE **Issue 4** 2023

https://edgccjournal.org

EDITORIAL BOARD

EDITORS-IN-CHIEF

Elena D. Lapshina, Dr. habil. of Biol. Sci., Professor (Khanty-Mansiysk, Russia) Mikhail V. Glagolev, PhD of Biol. Sci. (Moscow, Russia)

EDITORIAL BOARD

Executive Sectretary

Olga M. Shaduyko (Tomsk, Russia)

- Elena V. Agbalyan, Dr. habil. of Biol. Sci. (Salekhard, Russia) Sergey A. Blagodatskiy, Dr. habil. of Biol. Sci. (Stutgart, Germany)
- Sergey S. Bykhovets, PhD in Geogr. Sci. (Pushchino, Russia) Vasiliy A. Vavilin, Dr. habil. of Phys. and Math. Sci. (Moscow,
- Russia)
- Aleksandra A. Gol'eva, Dr. habil. of Geogr. Sci. (Moscow, Russia)
- Egor A. Dyukarev, PhD in Phys. and Math. Sci. (Tomsk, Russia) Nikolay B. Ermakov, Dr. habil. of Biol. Sci., senior researcher (Yalta, Russia)
- Radomir B. Zaripov, PhD in Phys.and Math. Sci. (Moscow, Russia) Dmitriy V. Karelin, Dr. habil. of Biol. (Moscow, Russia)

Roman A. Kolesnikov, PhD. in Geogr. Sci. (Salekhard, Russia) Nadezhda A. Konstantinova, Dr. habil. of Biol. Sciences, Professor (Apatity, Russia)

- Oleg P. Kotsyurbenko, Dr. habil. of Biol. Sci. (Khanty-Mansiysk, Russia)
- Alexei V. Kouraev, PhD in Geogr. Sci., Assistant professor

(Toulouse, France) Irina N. Kurganova, Dr. habil. of Biol. Sci. (Pushchino, Russia)

Trofim K. Maksimov, Dr. habil. of Biol. Sci. (Yakutsk, Russia) Shamil S. Maksyutov, PhD in Phys. and Math. Sci. (Tsukuba,

- Japan)
- Sergey V. Mamikhin, Dr. habil. of Biol. Sci. (Moscow, Russia) Vasiliy B. Martynenko, Dr. habil. of Biol. Sci., Professor (Ufa, Russia)

Nsdezhda V. Matveeva, Dr. habil. of Biol. Sci. (Sankt-Petersburg, Russia)

Evgeniy Y. Milanovskiy, Dr. habil. of Biol. Sci., Associate Professor (Pushchino, Russia) Ol'ga V. Morozova, PhD in Geogr. Sci. (Moscow, Russia)

110 A AN

- Valentina Y. Neshataeva, Dr. habil. of Biol. Sci., senior researcher
- (St. Petersburg, Russia) Aleksandr V. Ol'chev, Dr. habil. of Biol. Sci., Professor (Moscow, Russia)
- Oleg S. Pokrovskiy, PhD in Geol.-Mineral. Sci. (Tomsk, Russia) Alexander V. Puzanov, Dr. habil. of Biol. Sci., Professor (Barnaul, Russia)
- Irina A. Repina, Dr. habil. of Phys. and Math. Sci.(Moscow,
- Russia) Irina M. Ryzhova, Dr. habil. of Biol. Sci., Professor (Moscow,
- Russia) Yuriy A. Semenishchenkov, Dr. habil. of Biol. Sci., Professor (Bryansk, Russia)

Olyan N. Solomina, Dr. habil. of Geogr. Sci., corresp.member of the Russian Academy of Sciences (Moscow, Russia) Viktor M. Stepanenko, Dr. habil. of Phys. and Math. Sci.

- Viktor M. Stepanenko, Dr. nabil. of Friys. and Math. Sci. (Moscow, Russia)
 Alexey L. Stepanov, Dr. habil. of Biol. Sci. (Moscow, Russia)
 Pavel V. Frolov, PhD in Biol. Sci. (Pushchino, Russia)
 Evgeniy V. Shein, Dr. habil. of Biol. Sci. (Moscow, Russia)
 Sergey A. Shoba, Dr. habil. of Biol. Sci., Professor, Corresponding Member of the RAS (Moscow, Russia)
 Mariusz Lamentowicz, Dr. habil., Full-Professor (Poznan, Poland)
- Poland)

Kári Fannar Lárusson, PhD, CAFF program manager (Akurevri, Iceland)

Ivan Mammarella, PhD, Assistant Professor (Helsinki, Finland) Vincent F. Warwick, Dr., Full-Professor (Quebec Canada

Editorial Office

O.A. Frolov, managing editor (Moscow, Russia) D.D.Ochirova, technical editor (Moscow, Russia) S.M. Turchinskaya, technical editor (Moscow, Russia)

Founder:

Yugra State University. 628012, Russia, Khanty-Mansi autonomous Area, Khanty-Mansiysk, Chekhova str., 16. Phone/fax: +7(3467)377-000, ext. 101, WEB: www.ugrasu.ru

National Research Tomsk State University. 634050, Russia, Tomsk, Lenin Phone: +7(3822)58-98-52, fax: +7(3822)52-95-85, WEB: www.tsu.ru Tomsk, Lenin Ave, 36.

Institute for Water and Environmental Problems of the Siberian Branch of the Russian Academy of Science. 656038, Russia, Barnaul, Molodezhnaya str., 1. Phone: +7(3852)66-64-60, fax: +7(3852)24-03-96, WEB: www.iwep.ru

Arctic Research Center of the Yamal-Nenets autonomous Area. 629001, Russia, Yamal-Nenets autonomous District, Salekhard, Respublic str., 73. Phone/fax: +7(34922)441-32, WEB: www.arctic.yanao.ru

Federal Supervisory Service on Mass Media, Information Technologies and Mass Communication (Roskomnadzor) ЭЛ № ФС 77-82594 18.01.2022

Indexing: Russian Science Citation Index, Google Scholar, Ulrich's Periodicals directory, WorldCat, EBSCO

ДИНАМИКА ОКРУЖАЮШЕЙ СБЕТРИ И СПОРАЧРИВЕ ИЗМЕНЕНИЯ КЛИМАТА

Том 14 Выпуск 4 2023

https://edgccjournal.org

Журнал издается с 2008 года

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

ГЛАВНЫЕ РЕДАКТОРЫ

Елена Дмитриевна Лапшина, д-р биол. наук, профессор (Ханты-Мансийск, Россия) Михаил Владимирович Глаголев, канд. биол. наук (Москва, Россия)

ЧЛЕНЫ РЕДАКЦИОННОЙ КОЛЛЕГИИ

Ответственный секретарь

О.М. Шадуйко (Томск, Россия)

- Е.В. Агбалян, д-р биол. наук (Салехард, Россия)
- С.А. Благодатский, д-р биол. наук (Штутгарт, Германия)
- С.С.Быховец, канд. геогр. наук (Пущино, Россия)
- В.А. Вавилин, д-р физ.-мат. наук (Москва, Россия)
- А.А.Гольева, д-р геогр. наук (Москва, Россия)
- Е.А. Дюкарев, канд. физ.-мат. наук (Томск, Россия)
- Н.В. Ермаков, д-р биол. наук, старший научный сотрудник (Ялта, Россия)
- Р.Б. Зарипов, канд. физ.-мат. наук (Москва, Россия)
- Д.В. Карелин, д-р биол. наук (Москва, Россия)
- Р.А. Колесников, канд. геогр. наук (Салехард, Россия)
- Н.А.Константинова, д-р биол. наук, профессор (Апатиты, Россия)
- О.Р. Коцюрбенко, д-р биол. наук (Ханты-Мансийск, Россия)
- А.В. Кураев, канд. геогр. наук, доцент (Тулуза, Франция)
- И.Н.Курганова, д-р биол. наук (Пущино, Россия)
- Т.Х. Максимов, д-р биол. наук (Якутск, Россия)
- Ш.Ш. Максютов, канд. физ.-мат. наук (Цукуба, Япония)
- С.В. Мамихин, д-р биол. наук (Москва, Россия)
- В.Б. Мартыненко, д-р биол. наук, профессор (Уфа, Россия)
- Н.В. Матвеева, д-р биол. наук (Санкт-Петербург, Россия)
- Е.Ю.Милановский, д-р биол. наук, доцент (Пущино, Россия)

О.В.Морозова, канд. геогр. наук (Москва, Россия)

1940

- В.Ю.Нешатаева, д-р биол. наук, старший научный сотрудник (Санкт-Петербург, Россия)
- А.В.Ольчев, д-р биол. наук, профессор (Москва, Россия)
- О.С.Покровский, канд. геол.-минерал. наук (Томск, Россия)
- А.В. Пузанов, д-р биол. наук, профессор (Барнаул, Россия)
- И.А. Репина, д-р физ.-мат. наук (Москва, Россия)
- И.М.Рыжова, д-р биол. наук, профессор (Москва, Россия) Ю.А.Семенищенков, д-р биол. наук, профессор (Брянск,
- Россия)
- О.Н.Соломина, д-р геогр. наук, чл.-корр.РАН (Москва, Россия)
- В.М. Степаненко, д-р физ.-мат. наук (Москва, Россия)
- А.Л. Степанов, д-р биол. наук, профессор (Москва, Россия)
- П.В.Фролов, канд. биол. наук (Пущино, Россия)
- Е.В. Шеин, д-р биол. наук, профессор (Москва, Россия)
- С.А. Шоба, д-р биол. наук, профессор, чл.-корр. РАН (Москва, Россия)
- М. Ламентович, д-р, профессор (Познань, Польша)
- И. Маммарелла, д-р, доцент (Хельсинки, Финляндия)
- В.Ф. Варвик, д-р, профессор (Квебек, Канада)
- Редакция

О.А. Фролов, заведующий редакцией (Москва, Россия)

Д.Д. Очирова, редактор (Москва, Россия)

С.М. Турчинская,, редактор (Москва, Россия)

Учредители:

ФГБОУ ВО «Югорский государственный университет».

628012, Россия, Ханты-Мансийский автономный округ — Югра, г. Ханты-Мансийск ул. Чехова, 16.

Тел./факс: +7(3467)37-70-00 (доб. 101), WEB: www.ugrasu.ru

ФГАОУ ВО «Национальный исследовательский Томский государственный университет».

634050, Россия, г. Томск, пр. Ленина, 36. Тел.: +7(3822)58-98-52, факс: +7(3822)52-95-85, WEB: www.tsu.ru

ФГБУН Институт водных и экологических проблем Сибирского отделения Российской Академии наук. 656038, Россия, г. Барнаул, ул. Молодежная, 1. Тел.: +7(3852)66-64-60, факс: +7(3852)24-03-96, WEB: www.iwep.ru

ГКУ Ямало-Ненецкого автономного округа «Научный центр изучения Арктики».

629008, Россия, Ямало-Ненецкий автономный округ, г. Салехард, ул. Республики, 73. Тел./факс: +7(34922)441-32, WEB: www.

arctic.vanao.ru

Журнал зарегистрирован Федеральной службой по надзору за соблюдением законодательства в сфере массовых коммуникаций, связи и охране культурного наследия. Свидетельство о регистрации ЭЛ № ФС 77-82594 от 18.01.2022 г.

Индексируется: Science Index (РИНЦ), Google Scholar, Ulrich's Periodicals Directory, WorldCat, EBSCO

Техподдержка: Рожкова-Тимина Инна Олеговна. Тел. +7 9539215004. E-mail: inna.timina@mail.ru

Архив журнала «Динамика окружающей среды и глобальные изменения климата» размещен в сети Интернет www.elibrary.ru, https://edgccjournal.org/ EDGCC/issue/archive

ISSN 2541-9307 (Online)

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ РАБОТЫ / THEORETICAL WORKS

Glagolev M.V., Il'yasov D.V., Sabrekov A.F., Terentieva I.E., Karelin D.V.

Multi-model ensemble successfully predicted atmospheric methane consumption in soils across the complex landscape 209-236

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ РАБОТЫ / EXPERIMENTAL WORKS

Kulik A.A., Zarov E.A.

The influence of the	hydrometeorological	factors on the	CO2 fluxes from	the oligotrophic bog	surface
					249-263

XPOHMKA / CHRONICLE

Akhmedova I.D.

VII International Field Symposium "West Siberian peatlands and the carbon cycle: past and present" 264-267

208

MULTI-MODEL ENSEMBLE SUCCESSFULLY PREDICTED ATMOSPHERIC METHANE CONSUMPTION IN SOILS ACROSS THE COMPLEX LANDSCAPE

Glagolev M.V.^{1,2,3*}, Il'yasov D.V.³, Sabrekov A.F.³, Terentieva I.E.⁴, Karelin D.V.⁵

¹⁾Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Москва, Россия

²⁾Институт лесоведения РАН, Успенское (Московской области), Россия

³⁾Югорский государственный университет, Ханты-Мансийск, Россия

⁴⁾ University of Calgary, Calgary, Canada

5) Институт географии РАН, Москва, Россия

m_glagolev@mail.ru

Citation: Glagolev M.V., Il'yasov D.V., Sabrekov A.F., Terentieva I.E., Karelin D.V. 2023. Multi-model ensemble successfully predicted atmospheric methane consumption in soils across the complex landscape. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*. 14(4): 209-236.

DOI: 10.18822/edgcc625761

Поглощение метана почвой, особенно в свете его возможного усиления к концу века, является существенной составляющей цикла метана (и цикла углерода вообще) и нуждается во всестороннем изучении. На основе 4 матемаматических моделей реализован ансамблевый подход к математическому моделированию поглощения метана на примере почв различных объектов Курской области (пашни, леса и др.). Средняя (по всем объектам) относительная ошибка имитации составила 36%, а средний разброс экспериментальных данных – 26%. Проверка различных способов объединения результатов отдельных моделей в ансамбле (из числа тех способов, которые могут быть выполнены априори – без подбора каких-либо параметров по экспериментальным данным) показала, что наилучшие результаты (по критерию несовпадения Тейла) демонстрируют простейшие операторы: полусумма крайних членов и среднее арифметическое. К сожалению, построенный ансамбль дает очень большой доверительный интервал прогноза (в среднем ±78% при 90%-ной вероятности). Мы предполагаем, что к уменьшению этого интервала может привести увеличение количества моделей в ансамбле.

Ключевые слова: поглощение метана почвой, ансамбль моделей, коэффициент несовпадения Тейла.

Methane consumption by soils is a crucial component of the CH_4 and carbon cycle. It is essential to thoroughly investigate CH_4 uptake by soils, particularly considering its anticipated increase by the end of the century [Zhuang et al., 2013]. Numerous mathematical models, both empirical and detailed biogeochemical [Glagolev et al., 2023], have been developed to quantify methane consumption by soils from the atmosphere. These models are instrumental in handling spatio-temporal variability and can offer reliable estimates of regional and global methane consumption by soils. Furthermore, they enhance our comprehension of the physical and biological processes that influence methanotrophy intensity. Consequently, we can forecast the response of CH_4 consumption by soil to global climate shifts [Murguia-Flores et al., 2018], especially since many models consider the effects of atmospheric CH_4 concentration changes on methanotrophy and ecosystem type [Zhuang et al., 2013].

In addition to the utilization of individual models, such as those cited by [Hagedorn et al., 2005; Glagolev et al., 2014; Ito et al., 2016; Silva et al., 2016], there has been extensive advancement in employing multiple models in an ensemble format. This approach aims to integrate as much a priori information as feasible [Lapko, 2002]. Throughout the 20th century, the concept of ensemble modeling evolved from merely drawing conclusions based on multiple independent experts (F. Sanders, 1963) to structured ensemble mathematical modeling [Hagedorn et al., 2005]. In this context, the term "ensemble" consistently refers to a collection containing more than one model.

Complexities in describing the physiology and biochemistry of methanotrophic bacteria in natural environments [Bedard, Knowles, 1989; Hanson, Hanson, 1996; Belova et al., 2013; Oshkin et al., 2014] make it difficult to develop accurate biological models and determine their specific biokinetic parameters [Curry, 2007]. At the same time, broader and often empirical models, such as those by [Potter et al., 1996; Ridgwell et al., 1999; Curry, 2007; Murguia-Flores et al., 2018], demonstrate reasonable estimates of global methane consumption. Employing model ensembles could enhance accuracy, not just in global and large-scale modeling, but also at the granular level of local study sites. Nonetheless, ensemble modeling doesn't always ensure optimal outcomes, as all models within an ensemble might overlook a biological process or effect that significantly influences the dynamics of a real ecosystem [Ito et al., 2016]. For instance, no model considered anaerobic methane oxidation until this process was empirically identified [Xu et al., 2015]. Therefore, it's crucial to validate the realism of an ensemble against specific in situ data for every application. This study aimed to develop an ensemble model describing methane consumption by soils and to test its efficacy on a randomly selected study site.

In our research, we closely examined and replicated the algorithms of four soil methane consumption models: the modification by Glagolev, Filippov [2011] of Dörr et al. [1993], Curry's model [2007], the CH_4 consumption block from the DLEM model [Tian et al., 2010], and the MeMo model excluding autochthonous CH_4 sources [Murguia-Flores et al., 2018]. Using these, we developed an ensemble of four models. For experimental in situ data, we utilized field measurements from the Kursk region in Russia. Additionally, we introduced a method to average the ensemble model's prediction by assigning weight coefficients to each model. This approach acknowledges the idea that the total available information doubles every few years. Thus, newer models were given higher weights, while older ones received lower weights.

The model ensemble effectively predicted CH_4 consumption based on in situ measurements, albeit with a notably broad confidence interval for the predictions. Notably, there was minimal variance between the standard averaging of model predictions and weighted averaging. As anticipated, individual models underperformed compared to the ensemble. We computed the Theil inconsistency coefficient for various types of means, such as quadratic mean, cubic mean, and biquadratic mean, among others [Gini, Barbensi, 1958], both for ensemble modeling results and individual models. The ensemble predictions, when averaged using diverse methods, yielded Theil inconsistency coefficients ranging from 0.156 to 0.267. The most favorable outcome (0.156) was derived from the power mean with a power index of 0.7. However, the power mean presents a challenge as its power index isn't predetermined but chosen to best fit the experimental data. A similar limitation exists for the exponential mean. While the experimental data allows for the selection of a parameter yielding a Theil coefficient of 0.157, pre-determining this optimal value (1.3) is not feasible. Regarding other estimations that don't necessitate selecting optimal parameters, it was surprising to find that one of the best results (Theil's coefficient = 0.166) came from the half-sum of extreme terms. Surprisingly, the median provided a less satisfactory result, with a Theil's coefficient of 0.222.

The merit of the ensemble approach stems from P.D. Thompson's 1977 observation, which he stated assertively: "It is an indisputable fact that two or more inaccurate, but independent predictions of the same event can be combined in such a way that their "combined" forecast, on average, will be more accurate than any of these individual forecasts" [Hagedorn et al., 2005]. Examining our ensemble of models through this lens reveals a limitation, as the condition of independence isn't fully satisfied. The models by Dörr et al. [1993], Curry [2007], and MeMo [Murguia-Flores et al., 2018] share underlying similarities and can be seen as part of a cohesive cluster. Only DLEM, crafted on entirely distinct principles, stands apart from these models. To enhance the ensemble's robustness in future iterations, the inclusion of genuinely independent models, such as a modified version of MDM [Zhuang et al., 2013] and the model by Ridgwell et al. [1999], is recommended.

The ensemble, comprising four models and implemented without specific parameter adjustments, effectively captured methane consumption across diverse sites in the Kursk region, such as fields and forests. On average, the relative simulation error for all these sites was 36%, with the experimental data displaying a variation of 26%. Notably, while the variation is modest for this dataset, methane absorption measurements generally tend to fluctuate by several tens of percent [Crill, 1991, Fig. 1; Ambus, Robertson, 2006, Fig. 3; Kleptsova et al., 2010; Glagolev et al., 2012]. Considering this broader perspective, the simulation error achieved is indeed favorable.

Upon evaluating different methods for combining individual model results within the ensemble (specifically those methods that can be applied without prior parameter adjustments based on experimental data), it was found that the most straightforward operators yielded the best outcomes. This assessment was based on Theil's inequality coefficient criterion. Both the semi-sum of extreme terms and the arithmetic mean stood out in their performance. However, a significant drawback of the constructed ensemble is the extensive confidence interval for its predictions, averaging $\pm 78\%$ at a 90% probability level. We hypothesize that expanding the number of independent models within the ensemble could potentially narrow this interval.

Key words: methane uptake by soil, multi-model technique, Theil index.

Принятые сокращения и обозначения

УП – удельный поток (газа); С07 – модель Сигту [2007];

DG – модель Dörr et al. [1993] в модификации Glagolev, Filippov [2011];

R99 – модель Ridgwell et al. [1999].

 a_1 [мкмоль·м⁻⁴], a_2 [с·м²·см⁻²·час⁻¹], a_3 [мг·мкмоль⁻¹] – пересчетные коэффициенты;

B – эмпирический «параметр формы» зависимости $r_{SM}(p)$;

b – индекс распределения размера пор ("pore size distribution index");

 $b_{\rm d} [\Gamma/cm^3]$ – плотность абсолютно сухой почвы на глубине 5 см;

 C_0 [ppmv] – концентрация CH₄ на границе почва/атмосфера (равна концентрации в атмосфере);

 $D \left[cm^2 c^{-1} \right] - коэффициент диффузии метана в почве;$

 $D_{\text{oCH4}} [\text{cm}^2 \cdot \text{c}^{-1}] -$ коэффициент диффузии метана в атмосферном воздухе;

FLAG – признак того покрыта ли поверхность почвы льдом (FLAG = 1) или нет;

f – содержание песка в слое почвы 0-10 см (в долях единицы, т.е. %/100);

f_C – доля территории сельскохозяйственного использования (в долях единицы, т.е. %/100);

 f_{clay} – содержание глины в слое почвы 0-10 см (в долях единицы, т.е. %/100);

 f_1 – доля обводненной территории (в долях единицы, т.е. %/100);

 f_i [мг·м⁻²·час⁻¹] – удельный поток CH₄;

G_{soil} – безразмерный множитель для учета влияния сложения почвы и ее влажности на диффузию;

 $g_0 [M^{-2} \cdot c \cdot M \cdot ppmv^{-1} \cdot cyt.^{-1} \cdot cm^{-1}], g_1 [cyt./час], g_2 [M \cdot cyt./(час \cdot rC)] - пересчетные коэффициенты;$

H [м] – толщина метанпоглощающего слоя;

*I*_{ecos} – код типа экосистемы;

 $I_{\rm nib} \ [\%\cdot {\rm моль} {\rm N}^{-1}]$ – степень ингибирования метанотрофии;²

К_т (ppmv) – константа полунасыщения для процесса микробиологического окисления СН₄:

 $k [c^{-1}]$ – константа скорости реакции 1-го порядка (окисления CH₄); $k_0 [c^{-1}]$ – «базовая» константа скорости реакции 1-го порядка (окисления CH₄);

*k*_{ecos} [c⁻¹] – массив «базовых» констант скорости реакции 1-го порядка (окисления CH₄) для разных экосистем;

*k*_{T2} – коэффициент несовпадения Тейла (второй);

N_{fert} и N_{dep} [мгN·м⁻²·мес⁻¹] – поступление азота с удобрениями и из всех остальных антропогенных источников;

 $P [M^{3}\Pi op/M^{3}\Pi oчвы] - общая порозность в слое почвы 0-10 см;$

p [МПа] – абсолютное значение потенциала влаги в слое почвы 0-10 см;

 P_{air} [м³Воздуха/м³Почвы] – порозность аэрации в слое почвы 0-10 см;

*p*_{sat} [МПа] – абсолютное значение потенциала влаги при насыщении водой;

 Q_{10} – температурный коэффициент (в законе Вант-Гоффа) для микробного окисления CH₄;

q_i – весовой коэффициент вклада *i*-ой модели в среднее по ансамблю моделей;

 $r_{\rm C}$ – «индекс окультуренности»;

 $r_{\rm N}$, $r_{\rm pH}$, $r_{\rm SM}$ и $r_{\rm T}$ – функции влияния содержания азота, pH, влажности почвы и ее температуры на скорость окисления CH₄; *r*_W – «индекс заболоченности»;

SOM [гС·м⁻²] – запасы органического вещества в почве;

T [°C] – температура почвы в слое почвы 0-10 см;

*V*_{air, oxid, max} (гС·м⁻²·сут.⁻¹) – максимальный удельный поток поглощения метана почвой;

 $V_{\text{CH4OxidairMax}}$ (гС·м⁻³·сут.⁻¹) – максимальная удельная скорость поглощения метана почвой;

*V*_{Max} (гС·м⁻³·сут.⁻¹) – массив максимальных удельных скоростей поглощения метана почвой для разных экосистем;

w [м³H₂O/м³Почвы] – объемная влажность почвы в слое почвы 0-10 см (только H₂O в жидкой форме);

 $w_{50} [m^{3}H_{2}O/m^{3}\Pi O H B B] - объемная влажность почвы в слое почвы 0-50 см;$

*w*_{fc} [м³H₂O/м³Почвы] – объемная влажность почвы при полевой влагоемкости;

*w*_{ice} [м³Льда/м³Почвы] – объемная «льдистость» почвы в слое почвы 0-10 см;

*w*_{sat} [м³H₂O/м³Почвы] – объемная влажность почвы при полной влагоемкости.

Лесять «нельзя» связи математическим в с моделированием: ...6. Нельзя ограничивать себя единственной моделью. Для понимания различных аспектов одного и того же явления могут быть полезны несколько моделей.

Голомб³

ВВЕДЕНИЕ

Интенсивность поглощения почвами метана из атмосферы в течение ХХ-го века возросла с 18 Мт/год в первом десятилетии до 32-36 Мт/год в 90-х годах (а по некоторым оценкам еще больше – до 51 Мт/год), и к концу XXI-го века может составить от 45 до 140 Мт/год. Учитывая, что усиление поглощения СН₄ на 1 Мт/год вызывает снижение его концентрации в атмосфере примерно на 0.26 ppb⁴ [Zhuang et al., 2013], становится ясно значение возможных изменений в масштабах почвенного поглощения метана. Кроме того, поглощение почвой СН₄, особенно в свете его возможного усиления к концу века, является существенной составляющей цикла метана (и цикла углерода вообще) и уже потому нуждается во всестороннем изучении.

Поглощение метана происходит в результате процесса биологического окисления метанотрофами [Whalen, Reeburgh, 1990; Bender, Conrad, 1994]. Активность метанпотребляющих микробов (и, соответственно, потенциальная скорость окисления СН₄) определяется множеством внешних факторов, таких как температура и влажность почвы, содержание в ней органического

¹ В [Curry, 2007, р. 4] размерность для g₀ дана с вопиющими ошибками, но они исправлены в [Curry, 2009, р. 2356].

 $^{^2}$ В [Murguia-Flores et al., 2018, p. 2018] приведена именно такая размерность для $I_{\rm nib}$, но, скорее всего, имеются в виду не проценты, а доли единицы.

³ Цитируется по [Bloch, 2003, р. 230].

⁴ Это – данные для той концентрации метана в атмосфере и той мощности формирующих ее источников и стоков, которая была в период 1998-2004 гг. [Zhuang et al., 2013].

вещества, азота и др. [Ridgwell et al., 1999; Murguia-Flores et al., 2018]. Но обычные полевые методы измерения поглощения (окисления) метана почвами [Andersen et al., 1998; Glagolev et al., 2000; Nozhevnikova et al., 2003; Davydov et al., 2021] позволяют, к сожалению, оценить поток на очень ограниченной площади (в ландшафтно-географическом смысле это, так сказать, «точечные методы»). А «распределенные» микрометеорологические методы, включая метод обратной задачи⁵ [Hein et al., 1997; Foken, 2008; Glagolev, 2010; Terent'eva et al., 2017], в отличие от измерения *выделения* метана, для измерения *поглощения* CH₄ практически не применяются. Это объясняется тем, что требования к точности измерительных приборов в последнем случае оказываются настолько высоки, что находятся, фактически, на границе возможностей современных технологий, а это выражается в чрезвычайно высокой стоимости и относительно большой погрешности измерений.

С другой стороны, для количественного учета поглощения атмосферного метана почвами был разработан целый ряд математических моделей [Zhuang et al., 2013; Murguia-Flores et al., 2018] – как эмпирических, так и детальных биогеохимических (обзор тех и других дан в [Glagolev et al., 2023]). В них метанотрофия рассматривается как аэробный процесс, происходящий в той части почвенного профиля, которая не насыщена водой; т.е. предполагается, что поглощение метана прекращается, если влажность возрастает до некоторого критического максимального значения. Однако то же самое происходит и если она падает до критического минимального значения [Zhuang et al., 2013].

Именно математические модели, являющиеся эффективным инструментом для работы с пространственно-временной неоднородностью, способны дать обоснованные оценки регионального и глобального поглощения метана почвами. Кроме того, многие из них позволяют улучшить наше понимание физических и биологических процессов, определяющих интенсивность почвенной метанотрофии. Вследствие этого оказывается возможным предсказать отклик поглощения СН4 почвой на глобальные изменения климата [Murguia-Flores et al., 2018], тем более, что во многих моделях учитывается (кроме перечисленных выше факторов внешней среды) влияние на метанотрофию изменений атмосферной концентрации СН₄, а также типов ландшафта и землепользования [Zhuang et al., 2013]. Однако наряду с использованием индивидуальных моделей в литературе (см., например, [Hagedorn et al., 2005; Glagolev et al., 2014; Ito et al., 2016; Silva et al., 2016]) настойчиво обсуждается и разрабатывается идея о совместном использовании моделей в коллективе – как средства наиболее полного учета априорной информации [Lapko, 2002, p. 5].

Еще в 1960-х гг. было показано (для кратко- и среднесрочных прогнозов погоды), что весьма полезным оказывается комбинированние прогнозов нескольких различных прогнозистов. В частности, F. Sanders в 1963 г., проанализировав прогнозы, сделанные несколькими прогнозистами, показал, что усредненный прогноз оказывается более вероятным, чем индивидуальные прогнозы наиболее квалифицированных прогнозистов. За следующую четверть века его выводы были не только подтверждены другими исследователями, но в 1986-1987 гг., развивая эту концепцию, R.T. Clemen, K. Fraedrich, L.M. Leslie, А.Н. Мигрhy перешли от субъективных прогнозов, вырабатываемых *нескольких моделей* («коллектива» или «ансамбля» моделей) [Hagedorn et al., 2005]. Коллектив моделей, например, с позиций средневзвешенного преобразования либо оценивания областей их компетенции аккумулирует преимущества решающих правил, составляющих этот коллектив [Lapko, 2002]. Характеристики неопределенности динамики экосистемы, рассчитанные при помощи такого ансамбля моделей, обычно оказываются меньше, нежели полученные при помощи какой-либо отдельной модели [Ito et al., 2016].

Погрешности решения любой задачи обуславливается несколькими причинами, среди которых обычно на первое место ставят то, что математическое описание задачи является неточным. х погрешность, порождаемую этой причиной, подразделяют на две части: *погрешность математической модели* и *неустранимую погрешность*, являющихся следствиями, соответственно, (i) неадекватности математического описания задачи реальности и (ii) неточности задания числовых данных, входящих в математическое описание задачи [Bakhvalov et al., 1987, p. 17]. Использование ансамбля направлено лишь на первый из этих двух источников погрешностей. Второй источник может быть выявлен при многократных расчетах с разными начальными условиями [Hagedorn et al., 2005]. Понятно, что при этом может использоваться как коллектив моделей, так и одна модель.

⁵ В англоязычной литературе используется термин: 'inverse modelling'. Поэтому и в русском языке появилась «калька» с него: «обратное моделирование» (несмотря на существование относительно устоявшегося термина "метод обратной задачи").

Причем при многократных расчетах по одной модели с разными начальными условиями, к сожалению, все равно используют термин "ensemble prediction" и аналогичные⁶. Чтобы избежать этой путаницы, мы в *данной работе под «коллективом» или «ансамблем» будем всегда понимать только набор, содержащий более одной модели*.

Из-за неопределенностей, сопровождающих точное описание физиологии и биохимии разнообразных метанокисляющих микробов, действующих в природных средах [Bedard, Knowles, 1989; Hanson, Hanson, 1996; Belova et al., 2013; Oshkin et al., 2014], биологически обоснованные модели довольно трудно сформулировать [Curry, 2007]. А даже если такие формулировки удается дать (см., например, [Grant, 1999; Xu et al., 2015; Sabrekov et al., 2016; Oh et al., 2020]), то проблема корректной идентификации численных значений биокинетических параметров обычно является неразрешимой при том качестве и количестве данных, которые обычно удается собрать в соответствующих экспериментах. С другой стороны, более грубые, в значительной степени эмпирические модели (например, [Potter et al., 1996; Ridgwell et al., 1999; Curry, 2007; Murguia-Flores et al., 2018)) демонстрируют разумные оценки суммарного потребления метана почвами планеты. вполне соответствующие как полученным при помощи простейших инвентаризаций (см. [Born et al., 1990; Dörr et al., 1993; Dutaur and Verchot, 2007]), так и с использованием принципиально другого подхода, основанного на решении обратной задачи [Hein et al., 1997]. Конечно, здесь вполне возможна ситуация, когда завышение потока в одних географических точках компенсируется его занижением в других, в результате чего глобальная оценка или оценка для крупного региона окажется правильной, тогда как в конкретной географической точке модельная оценка может весьма далеко отклоняться от результатов измерений [Glagolev et al., 2023]. Однако мы предполагаем, что использование ансамбля моделей может улучшить ситуацию не только в случае глобального или крупно-регионального моделирования, но и в масштабе отдельного исследовательского полигона.

Конечно, ансамблевый подход не может *гарантировать* хороший результат, хотя бы потому, что все модели ансамбля могут не учитывать какой-либо важный биологический процесс или эффект, в значительной степени определяющий динамику реальной экосистемы [Ito et al., 2016]. Например, ни одна модель не учитывала анаэробное окисление метана [Xu et al., 2015], пока этот процесс не был обнаружен экспериментально. Поэтому необходимо проверять эффективность (реалистичность) ансамблевого подхода на конкретных экспериментальных данных в каждой новой области применения. Целью настоящей работы явилось создание ансамбля моделей, описывающих поглощение метана почвой, и проверка эффективности его работы для произвольно выбранного исследовательского полигона.

МЕТОДЫ

Ансамбль математических моделей

Использовался ансамбль, состоящий из четырех моделей поглощения метана почвой:

- о Модель Dörr et al. [1993] в модификации Glagolev, Filippov [2011];
- о Модель Curry [2007];
- Схема расчета потребления атмосферного CH₄ в «метановом» блоке модели DLEM [Tian et al., 2010];
- о Модель МеМо без автохтонных источников CH₄ [Murguia-Flores et al., 2018].

Подробные алгоритмы этих моделей (в тех версиях, которые были реализованы нами) и комментарии к ним приведены ниже в Приложении 3.

Простейшая форма использования ансамбля моделей подразумевает формирование результирующего прогноза на основе усреднения с одинаковыми весами прогнозов всех моделей, входящих в ансамбль. Однако предлагались и более сложные методы оптимального комбинирования прогнозов индивидуальных моделей [Hagedorn et al., 2005]. Сведение информации от ряда индивидуальных моделей в один «ансамблевый» прогноз в большинстве случаев (если не во всех)

⁶ В англоязычной литературе (см., например, [Hagedorn et al., 2005, р. 220]) когда под "ensemble technique" понимают расчеты по одной модели с разными начальными условиями, тогда при работе с набором моделей может использоваться термин "multi-model technique", а вычисления, осуществляемые при помощи набора моделей, каждая из которых, к тому же, запускается со множеством начальных условий – это "multi-model ensemble concept". В русскоязычной литературе наряду с термином «ансамбль моделей» используется также и «коллектив моделей» – см., например, [Lapko, 2002].

формально может быть представлено в виде того или иного усреднения с весами. Некоторые стандартные процедуры взвешенного осреднения при работе с ансамблем моделей подробно описаны, например, в [Claeskens, Hjort, 2008]. В данной работе мы использовали следующие способы комбинирования результатов предсказаний индивидуальных моделей: медиану, полусумму крайних членов и различные средние (арифметическое, квадратическое, кубическое, биквадратическое, степенное, антигармоническое, экспоненциальное – см. формулы в [Gini, Barbensi, 1958]).

Кроме того, был проверен и один из малоизвестных вариантов, который, на наш взгляд, мог оказаться полезным при объединении результатов моделей, сильно *различающихся временем своего создания* и потому – в значительной мере той информацией для идентификации параметров, которая оказалась доступной авторам этих моделей. В середине 90-х гг. ХХ-го в. на семинаре в Институте микробиологии РАН была организована интересная дискуссия о принципах объединения разнородных данных полевых измерений (материалы которой, к сожалению, не были опубликованы). В результате этой дискуссии было выработано очевидное предложение: различные данные следует включать в суммарную оценку не равноправно, а с некоторыми весовыми коэффициентами. Был предложен целый ряд принципов вычисления таких коэффициентов, в частности, предполагалось, что более новые измерения должны иметь более высокие весовые коэффициенты (далее это положение мы будем называть «принципом ПЗДАГ»⁷).

Простейшая реализация этого принципа предполагает, что информация удваивается каждые несколько лет, поэтому весовой коэффициент будет иметь экспоненциальный вид: $q_i = \alpha \exp(\beta \cdot [t_i - t_1])$, где t_i – год создания (опубликования)⁸ *i*-ой модели. Параметр α определяется из условия нормировки: $\Sigma q_i = 1$. В базовом варианте ПЗДАГ принималось, что информация удваивается за 10 лет, следовательно, $\beta = 0.1 \cdot \ln(2)$. Однако понятно, что интенсивность накопления информации может варьировать от отрасли к отрасли, поэтому, вообще говоря, для получения оптимальных весов невозможно задать наилучшее значение β априори – его следует подбирать по экспериментальным данным (что, на наш взгляд, несколько обесценивает принцип ПЗДАГ).

Входные данные для моделирования

В соответствии с перечисленными выше моделями были проведены расчеты для условий на ряде объектов Курской области (5-10 июля 2022 г.) – см. табл. 1. Кроме информации, приведенной в указанной таблице, для корректной работы ансамбля моделей требовалось еще несколько параметров, которые были неизменны во всех случаях: $f_1 = 0$ (в точке измерений заболачивание не наблюдается), FLAG = 0 и $w_{ice} = 0 \text{ м}^3 \text{Льда/м}^3 \text{Почвы}$ (льда нет ни на поверхности ни в почве), SOM > 10 гС·м⁻². Поскольку настоящая работа сфокусирована исключительно на моделировании, мы подробно не рассматриваем сейчас использованные стандартные методики проведения полевых и лабораторных анализов – этому будет посвящена отдельная статья.

Измерение скорости поглощения метана почвой

Определение величин удельных потоков метана проводились непосредственно в полевых условиях статическим камерным методом. Использовались светонепроницаемые камеры объемом около 2 л с площадью основания 100 см². Места установки выбирались случайным образом; повторность в каждом биотопе составляла от 3 до 5.

⁷ Мы считаем наиболее правильным назвать этот принцип по первым буквам фамилий всех наиболее активных участников дискуссии: принцип Паникова-Зеленева-Дорофеева-Арзуманян-Глаголева. Вообще вся дискуссия развернулась после блестящего доклада выдающегося отечественного ученого В.В. Зеленева, в котором он поставил вопрос о необходимости весовых коэффициентов для учета длительности измерений, их качества и т.п. Кажется, предложение о необходимости уменьшения вклада более «древних» работ озвучил Н.С. Паников, а конкретную формулу для соответствующего весового коэффициента (учитывающую экспоненциальное накопление знаний с течением времени) дал М.В. Глаголев. Очевидно, что значение этого весового коэффициента шире, чем представляли себе его авторы – он может быть использован не только при объединении данных полевых измерений, но и результатов, выдаваемых отдельными математическими моделями ансамбля. С другой стороны, столь же очевидно, что такой подход применим не для всех типов данных, и *гарантировать* улучшение результатов при его использовании нельзя.

⁸ По-видимому, более правильным было бы учитывать в весовом коэффициенте *год создания модели* – ведь авторы могли использовать информацию лишь до этого года ваключительно. Но понятно, что, с одной стороны, год публикации устанавливается гораздо проще (и однозначно!), а с другой – в большинстве случаев он будет, вероятно, весьма близок к году создания.

1 aom	ruomių r. Drodubie dambie dan nodempobulini .												
С ₀ ,	Т,	fc	w	Iecos	рН	w _{fc}	Р	b_d	$N_{fert} + N_{dep}$	f	f _{clay}	W50	No
ррти	°C							г/см ³	мгN/м²/мес				
2.01	20.2	0	0.1286	2	6.75	0.2994	0.570	0.82	0	0.11	0.2846	0.235	1
1.93	20.2	0	0.1286	2	6.75	0.2994	0.570	0.82	0	0.11	0.2846	0.235	2
1.92	18.9	0	0.1054	2	7.05	0.2081	0.567	0.9	0	0.0647	0.2993	0.1695 ⁶⁾	3
1.91	18.9	0	0.1054	2	7.05	0.2081	0.567	0.9	0	0.0647	0.2993	0.1695 ⁶⁾	4
1.93	28.6	1	0.1222	16	6.76	0.4262	0.475	1.091	1091	0.0543	0.3014	0.1965 ⁶⁾	5
1.93	28.6	1	0.1222	16	6.76	0.4262	0.475	1.091	1091	0.0543	0.3014	0.1965 ⁶⁾	6
1.86	19.9	0	0.1401	12	6.59	0.3397	0.557	1.063	0	0.0739	0.285	0.2095	7
1.93	19.9	0	0.1401	12	6.59	0.3397	0.557	1.063	0	0.0739	0.285	0.2095	8
1.90	20.0	0	0.15	12	6.59	0.3397	0.557	1.063	0	0.0739	0.285	0.2095	9
1.90	26.82	0	0.1109	12	7.79	0.3543	0.48 ^{в)}	1.11	0	0.0724 ^{б)}	0.2905 ⁶⁾	0.1784 ⁶⁾	10
1.89	26.82	0	0.1109	12	7.79	0.3543	0.48 ^{в)}	1.11	0	0.0724 ^{б)}	0.2905 ⁶⁾	0.1784 ⁶⁾	11
1.95	20.94	1	0.1674	16	6.54	0.3752 ⁶⁾	0.533	1.086	982	0.0456 ^{б)}	0.2996 ⁶⁾	0.2692 ^{б)}	12
1.97	20.94	1	0.1674	16	6.54	0.3752 ⁶⁾	0.533	1.086	982	0.0456 ^{б)}	0.2996 ⁶⁾	0.2692 ^{б)}	13
1.91	25.94	1	0.1284	16	6.41	0.3242	0.417	1.158	510	0.0370	0.2978	0.2065 ⁶⁾	14
1.93	25.94	1	0.1284	16	6.41	0.3242	0.417	1.158	510	0.0370	0.2978	0.2065 ⁶⁾	15
1.85	21.55	0	0.1895	2	7.46	0.3279	0.560	0.8	0	0.1208	0.2682	0.3048 ⁶⁾	16
1.92	21.55	0	0.1895	2	7.46	0.3279	0.560	0.8	0	0.1208	0.2682	0.3048 ^{б)}	17

Таблица 1. Входные данные для моделирования^{а)}.

Примечания:

 $b_{\rm d}$ – плотность абсолютно сухой почвы на глубине 5 см,

Со – концентрация СН4 на границе почва/атмосфера (равна концентрации в атмосфере),

f-содержание песка в слое почвы 0-10 см (в долях единицы),

f_C – доля территории сельскохозяйственного использования (в долях единицы),

*f*_{clay} – содержание глины в слое почвы 0-10 см (в долях единицы),

 $I_{\rm ecos}$ – код типа экосистемы,

 N_{fert} и N_{dep} – поступление азота, соответственно, с удобрениями и из всех остальных антропогенных источников,

P – общая порозность в слое почвы 0-10 см,

Т-температура почвы в слое почвы 0-10 см,

w – объемная влажность почвы в слое почвы 0-10 см (только H₂O в жидкой форме),

w_{fc} – объемная влажность почвы при полевой влагоемкости,

w₅₀ - объемная влажность почвы в слое почвы 0-50 см,

№ 1 и 2 – 150-летний дубовый лес на типичном черноземе, 3 и 4 – 90-летний кленово-дубовый лес на типичном черноземе, 5 и 6 – многолетняя пашня (кукуруза) на черноземе агрогенном деградированном, 7-9 – луговая лесостепь (многолетняя залежь) на типичном черноземе, 10 и 11 – молодая залежь (6 лет) на черноземе агрогенном деградированном, 12 и 13 – многолетная пашня (озимая пшеница) на черноземе агрогенном деградированном, 14 и 15 – многолетная пашня (подсолнечник) на черноземе агрогенном деградированном, 16 и 17 – 80-летний ясеневый лес (посадки) на типичном черноземе;

⁶⁾ результат экстраполяции (а не экспериментальных измерений);

в) результат расчета (а не экспериментальных измерений).

Концентрация CH₄ в камере измерялась с помощью высокоточного портативного лазерного газоанализатора Picarro G4301 (США). Точность прибора составляет 1 ppb CH₄, скорость обновления данных по концентрациям – 5-7 сек, что позволяло использовать небольшое время экспозиции – 5-10 мин в зависимости от величины потока (малые потоки требовали большего времени экспозиции для обеспечения необходимой точности). Минимизация времени экспозиции важна при оценке поглощения метана, т.к. позволяет избежать побочных эффектов, связанных, в частности, во-первых, с уменьшением скорости поглощения метана при значительном падении его концентрации и, во-вторых, с возможным возникновением (в солнечный день) существенной разницы температур в камере и вне ее при больших временах экспозиции.

Потоки рассчитывали по изменениям концентрации, температуры и атмосферного давления в данном объеме за период экспозиции по закону Менделеева-Клапейрона. Для расчетов использовали только линейную часть графиков изменения концентрации.

Сравнение расчетов по модели с экспериментальными данными

В качестве количественной меры совпадения опытных и имитированных значений использовали «коэффициент несовпадения» Тейла⁹, широко применяемого для характеристики адекватности математических моделей как в экологии (см., например, [Gil'manov, 1978, p. 47; Leonov, 1986, p. 60-62; Kazantsev et al., 2023]), так и в других отраслях науки (например, [Theil, 1961; Sarukhanov et al., 2010; Semenychev, Kozhukhova, 2013]):

$$k_{\rm T2} = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^{n} (F_i - f_i)^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n} F_i^2} + \sqrt{\sum_{i=1}^{n} f_i^2}} \,. \tag{1}$$

В данном случае F_i и f_i – соответственно, наблюдаемые и рассчитанные по ансамблю моделей удельные потоки в *i*-ой экосистеме; n – общее число исследованных экосистем (в нашей работе n = 8, как это видно из Примечания «а» к табл. 1).

Коэффициент Тейла изменяется от 0 при полном совпадении до 1 при очень плохом совпадении данных опыта и имитированных данных. Однако трудность его практического использования (как, впрочем, и ряда других показателей, устанавливающих количественную меру расхождения результатов измерений и моделирования) состоит в том, что неясно, какое значение считать критическим, превышение которого свидетельствует о неадекватности модели [Gil'manov, 1978, р. 47]. Тут может быть несколько подходов. Достаточно «мягкий» вариант предусматривает видоизменение коэффициента Тейла таким образом, что в числителе (1) разность между экспериментальными и модельными данными для *i*-ой точки учитывается только в том случае, когда первые не попадают в доверительный интервал значений, генерируемых моделью (в противном случае указанная разность считается нулевой). Такой модифицированный коэффициент несовпадения будет нулевым, если все экспериментальные данные оказываются внутри доверительных интервалов модельных расчетов. Но в этом случае «полное совпадение» с данными эксперимента буду демонстрировать не только модели, которые действительно очень хорошо предсказывают его результаты, но и те, которые предсказывают как угодно плохо, но имеют достаточно широкий интервал неопределенности (что само по себе тоже плохо).

Другой подход предполагает сравнение коэффициента Тейла с его аналогом (который мы обозначим k_{\Im}), рассчитанным для экспериментальных данных. Если известно распределение вероятностей погрешностей экспериментальных данных, то k_{\Im} может быть вычислен методом Монте-Карло (основы метода и его использование в различных задачах см., например, в [Buslenko et al., 1962; Yermakov, 1971; Zorin, Fedotkin, 2013]). При этом в (1) в качестве f_i берутся значения, полученные статистическим моделированием из F_i с использованием заданного закона распределения вероятностей. Если вероятностное распределение не известно, то не остается ничего другого, кроме как задать закон этого распределения, исходя из некоторой дополнительной информации. Значение k_{\Im} характеризует «уровень шума» (погрешность, разброс) экспериментальных данных, и от модели нет смысла требовать, чтобы $k_{T2} < k_{\Im}$. В нашем случае представляется весьма правдоподобным, что скорости потребления СН4 почвой, измеренные в течение относительно небольшого промежутка времени, должны иметь нормальное распределение. Исходя из этого постулата методом Монте-Карло и было расчитано k_{\Im} . Оно характеризовалось средним значением 0.091 и стандартным отклонением 0.043.

⁹ Чаще всего в отечественной литературе этот коэффициент называют именно так, хотя, строго говоря, это *«второй* коэффициент Тейла» [Semenychev, Kozhukhova, 2013], поскольку ранее Тейлом уже был введен другой коэффициент, несколько отличающийся от этого (в частности, он не имел верхнего предела) [Theil, 1955]. И хотя сам Н. Theil [1966, р. 36] просто «коэффициентом несовпадения» называл свой первый, а не второй коэффициент, мы далее везде под «коэффициентом несовпадения Тейла» (или просто «коэффициентом Тейла») будем подразумевать второй коэффициент Тейла, поскольку к такой терминологии привыкли отечественные читатели.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Основные результаты представлены на рис. 1 и в табл. 2. Во-первых, из рис. видно, что ансамбль моделей достаточно хорошо предсказал результаты полевых измерений УП поглощения CH₄, но нельзя не отметить весьма широкий доверительный интервал модельных предсказаний. Вовторых, практически нет разницы между обычным усреднением результатов всех моделей ансамбля и усреднением с оптимальными весами, выбираемыми в соответствии с принципом ПЗДАГ. Заметим, однако, что последний подход приведен здесь лишь в иллюстративных целях, ибо он требует подбора параметра β по экспериментальным данным, а нашей целью было создание системы, которая предсказывала бы удельный поток априори – лишь по факторам внешней среды (без информации о реально измеренных потоках). При рекомендованном авторами принципа ПЗДАГ (априорном) значении $\beta = 0.0693$ коэффициент Тейла был чуть хуже – 0.170. В-третьих, из табл. 2 видно, что, как и ожидалось, каждая индивидуальная модель предсказывала результаты измерений УП СН₄ хуже, чем ансамбль.



Рисунок 1. Измеренные и смоделированные удельные потоки поглощения метана почвами Курской области. Вертикальные отрезки в случае экспериментальных данных обозначают разброс от минимального до максимального значений, а для модельных расчетов – 90%-ный доверительный интервал.

Вариант расчета	Коэффициент Тейла
Только по модели DG	0.315
Только по модели С07	0.580
Только по модели DLEM	0.231
Только по модели МеМо	0.263
Среднее арифметическое по ансамблю моделей	0.167
Полусумма крайних членов ансамбля	0.166
Взвешенное среднее арифметическое по ансамблю (при $\beta = 0.018$)	0.164

Таблица 2. Сравнение эффективности индивидуальных моделей и ансамбля.

Учитывая, что возможны самые разные варианты усреднения, мы посчитали интересным проверить различные типы средних величин: средняя квадратическая, средняя кубическая, средняя биквадратическая и др. (см., например, [Gini, Barbensi, 1958]). Результаты работы ансамбля, усредненные различным образом, характеризовались коэффициентами несовпадения Тейла от 0.156 до 0.267. Наилучший результат (0.156) был получен для средней степенной (при показателе степени 0.7). К сожалению, как и в рассмотренном выше усреднении по принципу ПЗДАГ, степенная средняя неконструктивна в том смысле, что *оптимальный* показатель степени не может быть задан априори, а подбирается по критерию наилучшего описания экспериментальных данных моделью. Совершенно то же самое можно сказать и о средней экспоненциальной: по экспериментальным данным удается подобрать такое значение ее параметра, при котором коэффициент Тейла составляет 0.157, но априори оптимальное значение параметра (1.3) угадать невозможно. Если же говорить о «конструктивных» типах оценок (не требующих подбора каких-либо оптимальных параметров), то неожиданным фактом явилось то, что один из лучших результатов (коэффициент Тейла = 0.166) был получен для полусуммы крайних членов, тогда как медиана, против ожиданий, дала не слишком хороший результат: коэффициент Тейла оказался равным 0.222. Конечно, приведенный результат относится лишь к нашему конкретному исследованию и ни в коей мере не может претендовать на какую-то общность. Совершенно ясно, что то, какой способ объединения моделей в ансамбль окажется наилучшим в том или ином случае, должно зависеть и от поставленной задачи (т.е. от того, что нужно предсказать), и от конкретного набора моделей. Тем не менее, возможно, при анализе разных задач и моделей окажется, что чаще более успешным оказывается какой-то один тип усреднения. Но для этого необходимо «набрать статистику» по разным моделям, задачам и вариантам усреднений. Именно поэтому мы и сочли возможным сообщить тот совершенно частный результат (успешность использования среднего арифметического и полусуммы крайних членов), который получен в нашем конкретном случае.

ОБСУЖДЕНИЕ

При сравнении k_{T2} (табл. 2) с $k_{\ni} = 0.091$ становится очевидно, что в нашем случае даже ансамблевый подход (не говоря уже об индивидуальных моделях) дает несколько большее значение коэффициента несовпадения, чем k_{\ni} . Однако тут возникает некоторая неоднозначность, поскольку, будучи случайной величиной, «коэффициент Тейла» для экспериментальных данных имеет довольно широкий разброс. Его стандартное отклонение в нашем случае составляет около 0.043.

Идея преимущества ансамблевого подхода базируется на наблюдениях, которые еще в 1977 г. обобщил Р.D. Thompson (в нескольно максималистской форме): «неопровержимым фактом является то, что два или более неточных, но независимых предсказания одного и того же события могут быть некоторым образом скомбинированы так, что их "суммарный" прогноз, в среднем, окажется более точным, чем любой из этих индивидуальных прогнозов» [Hagedorn et al., 2005]. Здесь мы хотим обратить внимание на *требование независимости* индивидуальных прогнозов. С этой точки зрения использованный нами ансамбль моделей не может быть признан идеальным, поскольку требование независимости не выполняется. Действительно, MeMo (особенно в выбранной нами форме – без автохтонных источников CH₄) построена совершенно по тем же принципам, что и C07; параметризации для r_N , r_{SM} и r_T , формально различающиеся в этих моделях, в количественном плане оказываются очень близкими. Кажется, что чуть особняком стоит модель DG, но анализ показывает, что это – предельный случай моделей MeMo и C07 (при столь низкой активности микробов-

метанотрофов или столь интенсивной диффузии, что процессом, лимитирующим скорость поглощения метана почвой, является только диффузия). Таким образом, DG, C07 и MeMo образуют некий единый кластер, и лишь DLEM, построенная на совершенно иных принципах, является независимой от этих моделей. Для исправления данной ситуации следует в будущем встроить в ансамбль действительно независимые модели (причем в свете сказанного во Введении о экзистенциальных трудностях использования моделей, подробно описывающих микробиологические процессы, выбор оказывается не таким уж большим). Прежде всего мы считаем необходимым в будущих исследованиях обратить внимание на модифицированную версию MDM, описанную в [Zhuang et al., 2013] и на R99 [Ridgwell et al., 1999]. Последнее может показаться парадоксальным, ибо, как известно, С07 и МеМо создавались именно как развитие R99, т.е. уж она-то, казалось бы, никак не может быть независимой. Да, действительно, базисом всех трех указанных моделей является одно и то же уравнение – уравнение диффузии метана в пористой среде (почве), но, к счастью, решая ero, Ridgwell et al. [1999] допустили вопиющую ошибку, поэтому окончательный вид модели R99 не имеет никакого отношения к правильному решению, составляющему суть С07 и МеМо. Таким образом, R99 следует рассматривать просто как набор некоторых эмпирических соотношений, для которых авторы смогли подобрать такие параметры, которые приводят ко вполне разумным оценкам скорости поглощения метана, но которые уже не связаны с идеями, лежащими в основе С07 и МеМо.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Построенный ансамбль из 4 моделей без какого-либо подбора параметров неплохо описал поглощение метана различными объектами Курской области (пашни, леса и др.) в июле 2022 г. Средняя (по всем объектам) относительная ошибка имитации составила 36%, а средний разброс экспериментальных данных – 26%. Впрочем, хотя конкретно для этих экспериментальных данных разброс оказался столь невелик, но, вообще говоря, при измерениях поглощения CH₄ он обычно составляет *многие* десятки процентов (см., например, [Crill, 1991, Fig. 1; Ambus, Robertson, 2006, Fig. 3; Kleptsova et al., 2010; Glagolev et al., 2012]), в связи с чем полученную погрешность имитации можно признать вполне удовлетворительной.

Проверка различных способов объединения результатов отдельных моделей в ансамбле (из числа тех способов, которые могут быть выполнены априори – без подбора каких-либо параметров по экспериментальным данным) показала, что наилучшие результаты (по критерию несовпадения Тейла) в данном конкретном случае демонстрируют простейшие операторы: полусумма крайних членов и среднее арифметическое.

К сожалению, построенный ансабль дает очень большой доверительный интервал прогноза (в среднем ±78% при 90%-ной вероятности). Мы предполагаем, что к уменьшению этого интервала может привести увеличение количества моделей в ансамбле.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы благодарны проф. А.В. Смагину (МГУ им. М.В. Ломоносова) за чрезвычайно полезную консультацию по вопросам почвенной гидрологии и О.Э. Суховеевой (Институт географии РАН) за предоставленные данные об интенсивности поступления азота на моделируемых участках.

Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема № 121040800146-3 «Физические основы экологических функций почв: технологии мониторинга, прогноза и управления») и проекта Правительства Тюменской области в соответствии с программой Западно-Сибирского межрегионального научно-образовательного центра мирового уровня в рамках национального проекта «Наука».

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Финансовая поддержка в рамках реализации Важнейшего инновационного проекта государственного значения, направленного на создание единой национальной системы мониторинга климатически активных веществ, в соответствии с Распоряжением Правительства Российской Федерации от 2 сентября 2022 г. № 25-15р.

ПРИЛОЖЕНИЕ 1: Методика определения наименьшей полевой влагоемкости

В экспедиционных условиях влагоемкость определяют после определения водопроницаемости почвы методом заливаемых площадей [Karpachevskiy et al., 2007, р. 172-174]. На поверхность почвы устанавливают рамы¹⁰ площадью около 2500 (внешняя) и s = 625 см² (внутренняя) [Shein, 2007, р. 242]. Площадку увлажняют из расчета промачивания почвы [Vadyunina, Korchagina, 1973, р. 172]. Когда вся вода впитается в почву, рамы осторожно снимают. Смоченные площадки защищают от испарения, а также от промачивания в случае дождя: сначала закрывают клеенкой (от испарения), затем травой, соломой слоем около 20 см (от нагревания). И выдерживают до оттока гравитационной воды и установления капиллярного равновесия в промоченной толще. Чем тяжелее почва по гранулометрическому составу, тем больший срок требуется для этого. В практике приняты следующие интервалы: для почв песчаных и супесчаных – 12 ч, суглинистых – 24 ч, глинистых и тяжелосуглинистых – 48 ч. Пробы для определения объемной влажности почвы при полевой влагоемкости берут из стенки специально подготовленной траншеи или с помощью бура из скважины (в последнем случае берут пробы почвы сначала ножом на глубину 0-4 см и 5-10 см, затем буром кадые 10 см до глубины ниже границы промачивания на 30 см). И в том и в другом случае пробы берутся из средней части каждой малой рамы. Бур следует использовать с такой конструкцией заборной ложки, которая не деформировала бы почву. Это может быть трубчатый бур Качинского или бур Измаильского. Погружение бура должно быть без сильного нажима, чтобы не происходило отжатия воды из почвы. Взятые в поле пробы сырой почвы в лаборатории взвешивают, высушивают в сушильном шкафу при температуре 105 °C в течение не менее 10-12 ч с повторной сушкой 2 ч. Рассчитывают влажность, которая и соответствует наименьшей влагоемкости [Karpachevskiy et al., 2007, p. 172-173].

Подробнее остановимся на вопросе о том, сколько же нужно воды для промачивания почвы. Предварительно определяют влажность почвы в поле, удельный вес скелета и твердой фазы почвы или берут средние значения этих характеристик и вычисляют, сколько воды уже есть в почве и сколько ее нужно добавить, чтобы промочить почву на заданную глубину. Пример расчета:

Глубина	Удельный вес	Удельный вес твер-	Скважность	Влажно	сть почвы	Влажность пол	ного насыщения
(слой, h _i), см	скелета почвы (d _i)	дой фазы почвы	$({m \Phi}_{i}),\%$	%	мм	(W [%] i), %	(W _i), мм
0-10 (10)	1.0	2.50	60	10	10	60	60
10-20 (10)	1.0	2.50	60	15	15	60	60
20-30 (10)	1.1	2.50	56	20	22	51	56
30-40 (10)	1.2	2.55	56	20	24	47	56
40-50 (10)	1.3	2.60	50	20	26	38	50
0-50 (50)					w = 97		W = 282

Влажность в % от полного насыщения слоя $W^{h_i} = \Phi_i/d_i$. Влажность полного насыщения в мм вычисляют по формуле $W_i = W^{h_i} \cdot h_i \cdot d_i \cdot 10/100$ [Vadyunina, Korchagina, 1973, р. 150-151, 172-173]. Подставляя сюда выражение для W^{h_i} , получаем: $W_i = \Phi_i \cdot h_i/10$ (если $[h_i] =$ см, а $[\Phi_i] =$ %) для каждого *i*-го слоя. Для суммарного слоя будем иметь $W = \Sigma W_i$. Аналогично, влажность суммарного слоя $w = \Sigma w_i$, где w_i – влажность (мм) *i*-го слоя.

В рассматриваемом примере для полного насыщения слоя почвы 0-50 см требуется W = 282 мм воды. Ввиду того, что почва уже содержит w = 97 мм, для насыщения ее до полной влагоемкости (водовместимости) нужно 282 - 97 = 185 мм. Рассчитанное количество воды увеличивают в полтора раза, т.к. часть воды будет потеряна на растекание за пределы площадки [Vadyunina, Korchagina, 1973, р. 173]. Поэтому потребное количество воды (V, π) определяется выражением: $V = 1.5 \cdot 10^{-4} \cdot s \cdot (W - w)$, где $s \, (cm^2) - площадь основания внутренней рамы, <math>[W] = [w] = мм$. Подчеркнем, что коэффициент «1.5» вводится в формулу тогда, когда используют только одну раму.

¹⁰ Две рамы нужны для того, чтобы гарантировать линейный поток – предотвратить боковое растекание при фильтрации. Вода при проникновении в почву будет растекаться и в стороны от рамы, но только из внешней. Из внутренней рамы поток воды в почве будет линейным [Shein, 2007, p. 242]. Велико искушение использовать только внутреннюю раму (тогда, казалось бы, потребуется существенно меньше воды), но заглубить ее на всю глубину исследуемого слоя (например, на 30 см). Однако при этом есть опасность того, что вода будет быстрее двигаться вблизи стенок рамы. Впрочем, две рамы принципиально нужны только для определения водопроницаемости, а для измерения полевой влагоемкости, как будет видно из дальнейшего, можно использовать одну раму, даже и не заглубляя ее на всю толщину слоя. Но тогда в нее нужно залить в полтора раза больше воды, чем необходимо для полного насыщения почвы непосредственно под рамой.

Очевидно, что вышеприведенный расчет можно существенно упростить, поскольку в данном случае нам не нужно знать точное количество воды – речь идет лишь об очень грубой оценке. Прежде всего примем, что порозность, удельный вес скелета и влажность почвы постоянны по профилю, причем первая максимальна, а последние – минимальны (это даст максимальные значения $W^{\%}$ и V).

Для расчета порозности необходимо знать удельный вес твердой фазы (ρ_s) и удельный вес скелета почвы (b_d): $\Phi = (1 - b_d/\rho_s) \cdot 100\%$ [Vadyunina, Korchagina, 1973, p. 111]. Минимальные значения b_d минеральных почв редко бывают ниже 0.8 г/см³ [Shein, 2005, p. 14]. Величины $\rho_s 2.60 \div 2.80$ г/см³ наиболее вероятны для всех почв [Shein, Pochatkova, 2007, p. 35]. Исходя из этого, мы примем для расчета: $b_d = 0.8$ г/см³, $\rho_s = 2.8$ г/см³. Тогда $\Phi = (1 - 0.8/2.8) \cdot 100\% \approx 71\%$, $W^{\ell\phi} = 71/0.8 \approx 89\%$. Влажность полного насыщения (в мм) можно вычислить сразу для суммарного слоя (мощностью $H_{\Sigma} = \Sigma h_i$, поскольку теперь слои h_i не отличаются по своим свойствам): $W = \Phi \cdot H_{\Sigma}/10 = 8.9 \cdot H_{\Sigma}$, где $[H_{\Sigma}] =$ см. С чисто логической точки зрения, минимальное значение w – это 0 мм (поне в природе такое встретить, разумеется, практически, невозможно). Поскольку мы взяли для расчета экстремальные значения добъем потребной воды уже получится с большим избытком, так что можно не завышать его в 1.5 раза, следовательно, окончательная формула имеет вид: $V = 8.9 \cdot 10^{-4} \cdot s \cdot H_{\Sigma}$, где $s (cm^2)$ – площадь основания рамы, $H_{\Sigma} (cm)$ – толщина промачиваемого слоя. Например, если нам надо напитать водой слой толщиной $H_{\Sigma} = 30$ см под рамой, площадь которой s = 625 см², то $V = 8.9 \cdot 10^{-4} \cdot 625 \cdot 30 \approx 17$ л.¹¹

ПРИЛОЖЕНИЕ 2: MATLAB-функция, реализующая ансамбль моделей

```
function fi=CH4 (bd,C0,FLAG,f,fC,f cl,fI,Ieco,Nd,Nf,P,pH,SOM,Ts,w,w50,w fc,w ice);
2********
8 РАСЧЕТ ИНТЕНСИВНОСТИ ПОГЛОЩЕНИЯ СН4 ПОЧВОЙ ПРИ ПОМОЩИ АНСАМБЛЯ МОДЕЛЕЙ *
% ВХОДНЫЕ ПАРАМЕТРЫ:
% bd [г/куб.см] - плотность абсолютно сухой почвы на глубине 5 см;
% С0 [ppm] - [СН4] на границе почва/атмосфера (=концентрации в атмосфере);*
% FLAG - признак того покрыта поверхность почвы льдом (FLAG=1) или нет;
% f - массовая доля песка в слое почвы 0-10 см;
% fC - доля территории сельскохозяйственного использования;
% f cl - доля физической глины (частиц < 0.01 мм) в почве;
% fI - доля обводненной территории (в долях единицы, т.е. %/100);
% Ieco – код типа экосистемы (1 – "Tundra", 2 – "Boreal broad leaf deci-
% duous forest", 3 - "Boreal needle leaf evergreen forest", 4 - "Tempera-*
  te broad leaf deciduous forest", 5 - "Temperate broad leaf evergreen
8
8
  forest", 6 - "Temperate needle leaf deciduous forest", 7 - "Tropical
  dry forest", 8 - "Tropical rain forest", 9 - "Temperate mixed forest",
00
  10 - "Deciduous shrub", 11 - "Evergreen shrub", 12 - "C3 grassland",
00
8 13 - "C4 grassland", 14 - "Herbaceous wetland", 15 - "Woody wetland",
8 16 - "Cropland", 17 - "Desert", 18 - "Urban", 19 - другие экосистемы);
% Nf [мгN/кв.м/мес] - поступление N с удобрениями;
% Nd [мгN/кв.м/мес] - поступление N из других антропогенных источников;
% Р [куб.мПор/куб.мПочвы] - общая порозность;
% рН - рН верхнего слоя почвы;
% SOM [rC/кв.м] - запасы органического вещества в почве;
% Ts [°C] - температура почвы;
% w [куб.мВоды/куб.мПочвы] – объемная влажность почвы (в слое 0-10 см);
% w50 [куб.мВоды/куб.мПочвы] – объемная влажность почвы (в слое 0-50 см);
% w fc [куб.мВоды/куб.мПочвы] - наименьшая полевая влагоемкость;
% w ice [куб.мЛьда/куб.мПочвы] - объемная «льдистость» почвы.
2
% ВЫХОДНОЙ ПАРАМЕТР: fi [мг/час/кв.м] - удельный поток метана.
% ПРИМЕР. Функция CH4 , вызванная с параметрами bd=0.8; C0=1.92; FLAG=0;
% f=0.1208; fC=0; f cl=0.2682; fI=0; Ieco=2; Nd=0; Nf=0; P=0.56; pH=7.46;
% SOM=30000; Ts=21.55; w=0.1895; w50=0.3048; w_fc=0.3279; w_ice=0;
% выдаст следующий результат: fi=0.1000 0.0882 0.156 0.1259 0.1175 0.0354 *
```

¹¹ Впрочем, почвоведы 21-го века предлагают пойти по пути упрощения еще дальше и вообще не делать никаких расчетов, а просто «по окончании определения водопроницаемости, рамы несколько раз наполняют водой доверха» [Karpachevskiy et al., 2007, р. 172-174].

```
% ПРОГРАММИСТ: Глаголев М.В. 30/08/2023. (Версия 1.0)
NuMo = 4; %Количество моделей в ансамбле
fi(1) = Dorr(f_cl, P, Ts, w, w_ice);
fi(2) = Curry(C0, f, fC, f_cl, fI, P, Ts, w, w_ice);
fi(3) = Tian(CO, FLAG, Ieco, P, pH, SOM, Ts, w50, w fc);
fi(4) = MeMo(bd, C0, f cl, Ieco, Nd, Nf, P, Ts, w, w ice);
fi(5) = mean(fi(1:NuMo)); %Среднее по всему ансамблю моделей
fi(6) = tinv(0.95,NuMo-1)*std(fi(1:NuMo))/NuMo^0.5; %Доверительный интервал
function [D,b] = CoefDiff(f clay, P, Ts, w, w ice);
РАСЧЕТ КОЭФФИЦИЕНТА ДИФФУЗИИ МЕТАНА В ПОЧВЕ
8
% ВХОДНЫЕ ПАРАМЕТРЫ:
% f clay - доля физической глины (частиц < 0.01 мм) в почве;
% Р [куб.мПор/куб.мПочвы] - общая порозность;
% Ts [°C] - температура почвы;
% w [куб.мВоды/куб.мПочвы] - объемная влажность почвы;
% w_ice [куб.мЛьда/куб.мПочвы] - объемная «льдистость» почвы.
%
% ВЫХОДНЫЕ ПАРАМЕТРЫ:
% D [кв.см/с] - коэффициент диффузии метана в почве;
% b - индекс распределения размера пор.
% ЛИТЕРАТУРА: Curry C.L. 2007. Modeling the soil consumption of atmosphe- *
% ric methane at the global scale. Global Biogeochemical Cycles, 21:
8
   GB4012.
2*****
           DoCH4 = 0.196*(1+0.0055*Ts); b = 15.9*f clay + 2.91; Pair = P - w - w ice;
Gsoil = P^1.3333* (Pair/P) ^ (1.5+3/b); D = DoCH4*Gsoil;
function fi = Curry(C0, f, fC, f clay, fI, P, Ts, w, w ice);
РАСЧЕТ ИНТЕНСИВНОСТИ ПОГЛОШЕНИЯ СН4 ПОЧВОЙ ПО МОДЕЛИ Curry
2
% ВХОДНЫЕ ПАРАМЕТРЫ:
% С0 [ppm] - [СН4] на границе почва/атмосфера (=концентрации в атмосфере);*
% f - массовая доля песка в слое почвы 0-10 см;
% fC - доля территории сельскохозяйственного использования;
% f clay - доля физической глины (частиц < 0.01 мм) в почве;
% fI - доля обводненной территории (в долях единицы, т.е. %/100);
% Р [куб.мПор/куб.мПочвы] - общая порозность;
% Ts [°C] - температура почвы;
% w [куб.мВоды/куб.мПочвы] - объемная влажность почвы;
% w ice [куб.мЛьда/куб.мПочвы] - объемная «льдистость» почвы.
%
% ВЫХОДНОЙ ПАРАМЕТР: fi [мг/час/кв.м] - удельный поток метана.
                   *****
8****************
% ЛИТЕРАТУРА: Curry C.L. 2007. Modeling the soil consumption of atmosphe- *
* ric methane at the global scale. Global Biogeochemical Cycles, 21:
8
   GB4012.
%КОНСТАНТЫ
В = 0.8; % эмпирический «параметр формы» зависимости rSM(p);
g0 = 586.7; %[мг*с/(ppmv*см*сут.*кв.м)] пересчетный коэффициент;
q1 = 1/24; %[сут./час] пересчетный коэффициент;
k0 = 0.00005; %[1/c] «базовая» константа реакции окисления СН4
[D,b]=CoefDiff(f_clay,P,Ts,w,w_ice);
р sat=10^(-2.12-1.31*f); %[МПа] Модуль потенциала влаги при насыщении почвы
p = p sat*(w/P)^(-b); %[МПа] Модуль потенциала почвенной влаги
```

%Расчет фактора влияния температуры на скорость микробного окисления CH4:

```
if Ts<-10 | Ts>=43.3
   rT = 0;
elseif Ts<0
  rT = (0.1*Ts + 1)^{2};
else rT = \exp(0.0693 \times Ts - Ts^{4} \times 0.00000856);
end
%Расчет фактора влияния влажности почвы на микробное окисление CH4:
if p<0.2
  rSM = 1;
else rSM = (1 - (log10(p)+0.7)/2.7)^B;
end
if p>100
   rSM = 0;
end
k = k0*rT*rSM; %[1/c] Константа скорости реакции 1-го порядка окисления СН4
rC = 1 - 0.75*fC; % "Индекс окультуренности"
rW = 1 - fI; % "Индекс заболоченности"
fi = g0*g1*C0*rC*rW*(D*k)^{0.5};
function fi = Dorr(f clay, P, Ts, w, w ice);
% РАСЧЕТ ПОГЛОЩЕНИЯ СН4 ПОЧВОЙ ПО МОДИФИЦИРОВАННОЙ ФОРМУЛЕ Dorr et al.
% ВХОДНЫЕ ПАРАМЕТРЫ:
% f clay - массовая доля глины в слое почвы 0-10 см;
                                                                *
% Р [куб.мПор/куб.мПочвы] - общая порозность;
                                                                *
% Ts [°C] - температура почвы;
% w [куб.мВоды/куб.мПочвы] - объемная влажность почвы;
% w ice [куб.мЛьда/куб.мПочвы] - объемная «льдистость» почвы.
00
% ВЫХОДНОЙ ПАРАМЕТР: fi [мг/час/кв.м] - удельный поток метана.
% ЛИТЕРАТУРА: Glagolev M.V., Filippov I.V. 2011. Inventory of soil methane*
    consumption. Environmental Dynamics and Global Climate Change, 2(2): *
9
2
    3-22.
$**************
%ПЕРЕСЧЕТНЫЕ КОЭФФИЦИЕНТЫ
а1 = 379; %[мкмоль/кв.м/кв.м]
a2 = 0.36; %[c*kb.m/kb.cm/yac]
a3 = 0.016;%[мг/мкмоль]
if Ts<0 fi=0; else [D,b]=CoefDiff(f clay,P,Ts,w,w ice); fi=a1*a2*a3*D; end
function fi = MeMo(bd, CO, f clay, Iecos, Ndep, Nfert, P, Ts, w, w ice);
% РАСЧЕТ ПОГЛОЩЕНИЯ СН4 ПОЧВОЙ ПО МОДЕЛИ МЕМО (БЕЗ АВТОХТОННЫХ ИСТОЧНИКОВ)*
% ВХОДНЫЕ ПАРАМЕТРЫ:
% bd [г/куб.см] - плотность абсолютно сухой почвы на глубине 5 см;
% C0 [ppm] - [CH4] на границе почва/атмосфера (=концентрации в атмосфере);*
% f clay - доля физической глины (частиц < 0.01 мм) в почве;
% Iecos - код типа экосистемы (1 - "Tundra", 2 - "Boreal broad leaf deci- *
% duous forest", 3 - "Boreal needle leaf evergreen forest", 4 - "Tempera-*
% te broad leaf deciduous forest", 5 - "Temperate broad leaf evergreen
% forest", 6 - "Temperate needle leaf deciduous forest", 7 - "Tropical
8
  dry forest", 8 - "Tropical rain forest", 9 - "Temperate mixed forest",
  10 - "Deciduous shrub", 11 - "Evergreen shrub", 12 - "C3 grassland",
8
% 13 - "C4 grassland", 14 - "Herbaceous wetland", 15 - "Woody wetland",
8 16 - "Cropland", 17 - "Desert", 18 - "Urban", 19 - другие экосистемы);
                                                               *
% Nfert [мгN/кв.м/мес] - поступление N с удобрениями;
% Ndep [мгN/кв.м/мес] - поступление N из других антропогенных источников; *
% Р [куб.мПор/куб.мПочвы] - общая порозность;
```

```
% Ts [°C] - температура почвы;
% w [куб.мВоды/куб.мПочвы] - объемная влажность почвы (в слое 0-10 см);
% w ice [куб.мЛьда/куб.мПочвы] - объемная «льдистость» почвы.
                                                                          *
2
% ВЫХОДНОЙ ПАРАМЕТР: fi [мг/час/кв.м] - удельный поток метана.
8**********************
                                   % ЛИТЕРАТУРА: Murguia-Flores F., Arndt S., Ganesan A.L., Murray-Tortarolo *
% G.N., Hornibrook E.R.C. 2018. Soil Methanotrophy Model (MeMo v1.0): a*
    process-based model to quantify global uptake of atmospheric methane *
8
0,0
    by soil. Geoscientific Model Development, 11: 2009-2032.
2*****
%КОНСТАНТЫ
An = 0.4765; %[?] пересчетный коэффициент
g0 = 586.7; %[мп*с/(ppmv*см*сут.*кв.м)] пересчетный коэффициент
g1 = 1/24; %[сут./час] пересчетный коэффициент
Inib = 0.33; %[1/мольN] степень ингибирования метанотрофии
k = \cos = [5 5 5 4 4 4 1.6 1.6 4 5 5 3.6 3.6 5 5 5 5 5 5]/100000;
ln02 = -1.609; %=ln(0.2)
ln500 = 6.125; \$ = ln(500)
[D,b]=CoefDiff(f clay,P,Ts,w,w ice); % Вычисление коэффициента диффузии
%Расчет фактора влияния температуры на скорость микробного окисления CH4:
if Ts<0
   rT = 1/exp(-Ts);
else rT = \exp(0.1515 + 0.05238*Ts - Ts^4*0.000000594);
end
%Расчет фактора влияния влажности почвы на микробное окисление CH4:
if w<=0.0001
   rSM = 0;
elseif w<=0.2
   rSM = (1-(log(0.01/w)-ln02)/ln500)^{0.8/1.18};
else rSM = \exp(-12.5*(w-0.2)^2);
end
«Расчет фактора влияния антропогенного азота на микробное окисление CH4:
rNH = (Ndep+Nfert)/bd/5; rN = 1 - rNH*Inib*An;
if rN<0
   rN = 0;
end
%Расчет константы скорости окисления СН4 и удельного потока:
k0 = k ecos(Iecos); %[1/c] «базовая» константа скорости окисления CH4;
k = k0 \overline{r} r r s M^* r N;  %[1/c] константа скорости окисления CH4;
fi = g0*g1*C0*(D*k)^{0.5};
function fi = Tian(CO, FLAG, Iecos, P, pH, SOM, T, w50, w fc);
&*****
2
     РАСЧЕТ ИНТЕНСИВНОСТИ ПОГЛОЩЕНИЯ СН4 ПОЧВОЙ ПО БЛОКУ МОДЕЛИ DLEM
°
% ВХОДНЫЕ ПАРАМЕТРЫ:
% C0 [ppm] - [CH4] на границе почва/атмосфера (=концентрации в атмосфере);*
% FLAG - признак того покрыта поверхность почвы льдом (FLAG=1) или нет;
% Iecos – код типа экосистемы (1 – "Tundra", 2 – "Boreal broad leaf deci- *
% duous forest", 3 - "Boreal needle leaf evergreen forest", 4 - "Tempera-*
% te broad leaf deciduous forest", 5 - "Temperate broad leaf evergreen
% forest", 6 - "Temperate needle leaf deciduous forest", 7 - "Tropical
% dry forest", 8 - "Tropical rain forest", 9 - "Temperate mixed forest",
% 10 - "Deciduous shrub", 11 - "Evergreen shrub", 12 - "C3 grassland",
% 13 - "C4 grassland", 14 - "Herbaceous wetland", 15 - "Woody wetland",
% 16 - "Cropland", 17 - "Desert", 18 - "Urban", 19 - другие экосистемы);
                                                                          *
% Р [куб.мПор/куб.мПочвы] - общая порозность;
% рН - рН верхнего слоя почвы;
                                                                          *
% SOM [rC/кв.м] - запасы органического вещества в почве;
```

```
% Т [°C] - температура почвы;
% w50 [куб.мВоды/куб.мПочвы] - объемная влажность почвы (в слое 0-50 см);
% w fc [куб.мВоды/куб.мПочвы] - наименьшая полевая влагоемкость;
2
% ВЫХОДНОЙ ПАРАМЕТР: fi [мг/час/кв.м] - удельный поток метана.
8******************
                                                              * * * * * * * * * * * * * * * *
% ЛИТЕРАТУРА: Tian H., Xu X., Liu M., Ren W., Zhang C., Chen G., Lu C.
     2010. Spatial and temporal patterns of CH4 and N2O fluxes in terrest-*
00
8
     rial ecosystems of North America during 1979-2008: application of a *
0
    global biogeochemistry model. Biogeosciences, 7(9): 2673-2694.
2****
if SOM<10 | FLAG==1 % Если бочва бедна органикой ИЛИ покрыта льдом,
    fi=0; return % то считается, что она вообще не может поглощать
end
                    % метан (удельный поток поглощения - нулевой).
%КОНСТАНТЫ
g2 = 500/9; %[мг*сут./(час*гС)] пересчетный коэффициент
Н = 0.5; %[м] толщина метанотрофного слоя
Кт = 10; %[ppm] константа полунасыщения (по CH4) для окисления
Q10 = 2.5; % параметр Вант-Гоффа (для процесса окисления CH4)
w sat = P; %[куб.мВоды/куб.мПочвы] объемная влажность почвы при насыщении
%Расчет максимального потока CH4 в почве под экосистемой данного типа
Vmax = [8.5 8 7.1 4.2 2.7 3.9 2 1.5 4.8 3.1 2 3 2 3.2 3.2 2 5 2.5 3.8]/100;
VCH4OxidairMax = Vmax(Iecos); %[rC/ky6.m/cyt.]
Vair oxid max=H*VCH4OxidairMax; %[rC/кв.м/сут.]
%Расчет фактора влияния температуры на скорость микробного окисления СН4:
if T < -5
   rT = 0;
elseif T>=30
   rT = 1;
else rT = Q10^{(0.1*(T-30))};
end
%Расчет фактора влияния pH на скорость микробного окисления CH4:
if pH<4 | pH>=10
   r_{pH} = 0;
elseif pH<7
   r pH = 1.02/(1+1000000*exp(-2.5*pH));
else r pH = 1.02/(1+1000000*exp(-2.5*(14-pH)));
end
%Расчет фактора влияния влажности почвы на микробное окисление CH4:
if w50<w fc
   rSM = 1;
else rSM=(1-.368*((w50-w_fc)/(w_sat-w_fc))^2*exp((w50-w_fc)/(w_sat-w_fc)));
end
if w50>w_sat rSM = 0; end
fi = Vair_oxid_max*rT*r_pH*rSM*g2*C0/(C0+Km);
```

ПРИЛОЖЕНИЕ 3: алгоритмы отдельных моделей поглощения метана почвой

Модель Dörr et al. [1993] в модификации Glagolev, Filippov [2011]

Алгоритм расчета

ВХОДНЫЕ ДАННЫЕ: f_{clay} , P, T, w, w_{ice} .

<u>КОНСТАНТЫ:</u> $a_1 = 379$; $a_2 = 0.36$; $a_3 = 0.016$.

<u>ПОДПРОГРАММА «КОЭФФИЦИЕНТ ДИФФУЗИИ» (выходные параметры: *b*, *D*): 1. Вычислить коэффициент диффузии в атмосфере: $D_{oCH4} = 0.196 \cdot (1 + 0.0055 \cdot T);$ </u>

- 2. Вычислить индекс распределения размера пор: $b = 15.9 \cdot f_{clay} + 2.91$;
- 3. Вычислить порозность аэрации: $P_{air} = P w w_{ice}$;
- 4. Вычислить $G_{\text{soil}} = P^{4/3} \cdot (P_{\text{air}}/P)^{1.5+3/b}$;
- 5. Вычислить коэффициент диффузии в почве: $D = D_{oCH4} \cdot G_{soil}$;
- 6. КОНЕЦ ПОДПРОГРАММЫ.

ОСНОВНЫЕ ВЫЧИСЛЕНИЯ:

- 1. ЕСЛИ $T_a < 0$, ТО $f_i = 0$; ИДТИ к МЕТКЕ «КОНЕЦ»;
- 2. ОБРАТИТЬСЯ К ПОДПРОГРАММЕ «КОЭФФИЦИЕНТ ДИФФУЗИИ»;
- 3. Вычислить удельный поток: $f_i = a_1 \cdot a_2 \cdot a_3 \cdot D$;
- 4. МЕТКА «КОНЕЦ».

Таблица П1. Свойства почв различного гранулометрического состава (российская классификация) [Shein, 2005, р. 40, 413].

Механический		Π_{a}	Доля гли	ны в почва.	x muna ⁶⁾	Наименьшая полевая
СС	остав	порозность	Ι	П	III	влагоемкость (% к весу) ^{а)}
Песок р	ыхлый	0.37 (0.32÷0.40)	0÷0.05	0÷0.05	0÷0.05	4 (3 ÷ 5.5)
Песок с	вязный	0.38 (0.32÷0.42)	0.05÷0.10	0.05÷0.10	0.05÷0.10	6 (5 ÷ 10)
Супесь		0.43 (0.40÷0.46)	0.10÷0.20	0.10÷0.20	0.10÷0.15	14 (10 ÷ 18)
Легкий суглинок		0.47 (0.45÷0.51)	0.20÷0.30	0.20÷0.30	0.15÷0.20	22 (18 ÷ 26)
Средни	й суглинок	0.49 (0.47÷0.51)	0.30÷0.40	0.30÷0.45	0.20÷0.30	27 (23 ÷ 31)
Тяжелы	ій суглинок	0.51 (0.49÷0.53)	0.40÷0.50	0.45÷0.60	0.30÷0.40	30 (27 ÷ 35)
	легкая		0.50÷0.65	0.60÷0.75	0.40÷0.50	
Глина	средняя	0.53 (0.51÷0.55)	0.65÷0.80	0.75÷0.85	0.50÷0.65	35 (31 ÷ 39)
	тяжелая		> 0.80	> 0.85	> 0.65	

Примечания:

^{а)}в скобках – наиболее вероятный диапазон.

⁶⁾I – почвы подзолистого типа почвообразования; II – степного типа почвообразования; III – солонцы и сильно солонцеватые почвы.

Замечания к алгоритму

- Анализируя суммарный массив, составленный из данных [Born et al., 1990; Dörr et al., 1993], Glagolev, Filippov [2011] показали, что формула, предложенная в Dörr et al. [1993], может быть упрощена (поскольку один из коэффициентов имеет весьма низкий уровень значимости¹²) и, таким образом, удельный поток метана, поглощаемого почвой, просто пропорционален коэффициенту диффузии¹³.
- Порозность почвы, необходимая в качестве входного параметра, либо должна быть определена экспериментально (*P* = 1 - *b*_d/ρ_s, где *b*_d и ρ_s – плотности, соответственно, абсолютно сухой почвы и ее твердой фазы), либо можно воспользоваться типичными значениями [Shein, 2005, p. 11, 413] – см. табл. П1, П2 и П3. То же относится и к содержанию физической глины. Но сложность состоит в том, что существуют разные подходы к тому, что считать глиной¹⁴. Поскольку рассматриваемые

¹² А если ограничиться только данными, которые использовали непосредственно Dörr et al. [1993], то этот коэффициент оказывается вообще статистически не значимым.

¹³ На первый взгляд кажется очевидным, что формулу расчета коэффициента диффузии следует брать из [Dörr et al., 1993], поскольку Glagolev, Filippov [2011] опирались на эту работу и брали данные именно оттуда. Но дело в том, что, хотя Dörr et al. [1993] приводят такую формулу, они ее не используют, а измеряют диффузию экспериментально. В нашем алгоритме мы будем опираться на расчет коэффициента диффузии по схеме из [Curry, 2007], но, вообще говоря, данный вопрос требует отдельного исследования и, возможно, использование других формул для коэффициента диффузии приведет к лучшим результатам расчета потока.

¹⁴ Одна из первых попыток разделить весь диапазон встречающихся почвенных частиц была сделана шведским исследователем Альбертом Аттербергом в 1912 г. Он и его последователи выделили следующие фракции: <0.002 мм – глина, 0.002 ÷ 0.05 – пыль, 0.05 ÷ 0.2 – тонкий песок, 0.2 ÷ 2 – грубый песок, >2 мм – гравий. Эти фракции и составляют основу большинства современных зарубежных классификаций (хотя есть и многочисленные исключения – см., например, [Jury et al., 1991, р. 4]). В российской классификации (по Качинскому) границы фракций иные: <0.001 мм – ил, 0.001 ÷ 0.005 – пыль мелкая, 0.005 ÷ 0.01 – пыль средняя, 0.01 ÷ 0.05 – пыль крупная, 0.05 ÷ 0.25 – песок мелкий, 0.25 ÷ 0.5 – песок средний, 0.5 ÷ 1 – песок крупный, >1 мм – гравий (при этом частицы <0.01 мм объединены во фракцию физической глины, а частицы >0.01 мм – во фракцию физического песка) [Shein, 2005, р. 32].

нами модели разрабатывались иностранными исследователями, то вряд ли они использовали российскую классификацию фракций почвенных частиц. Поэтому здесь мы будем опираться на «треугольник текстур» USDA (U.S. Department of Agriculture)¹⁵.

- При полной влагоемкости почвы все или почти все ее поры заняты водой. При медленном увлажнении снизу, т.е. при подъеме уровня грунтовых вод, почвенный воздух вытесняется из всех пор, и *полная влагоемкость численно равна пористости*. При увлажнении сверху, например, при затоплении поверхности почвы, быстро впитывающаяся влага защемляет воздух в тупиковых и мелких порах, и тогда полная влагоемкость оказывается меньше пористости на величину объема защемленного воздуха. Ориентировочно его количество можно принять до 3% для песчаных почв¹⁶, $3 \div 5\% для$ супесчаных, $5 \div 8\% суглинистых и <math>8 \div 10\% для$ глинистых [Maslov, Maslov, 1994, р. 25]. Для расчета объемной влажности почвы при полной влагоемкости (w_{sat} , m^3H_2O/m^3 Почвы) Cosby et al. [1984] получили простую эмпирическую формулу $w_{sat} = 0.489 0.126 \cdot f$, где f массовая доля песка в почве (после удаления фракции гравия), при этом стандартное отклонение $\sigma_w = 0.0773 0.073 \cdot f_{clay}$. Именно в соответствии с этими формулами рассчитаны порозность и ее стандартное отклонение в табл. П2 (т.е. для расчета было принято, что $P = w_{sat}$). Однако подчеркнем, что данные формулы не следует использовать в случае органогенных почв.
- Если в полевых условиях определялась плотность почвы ρ при объемной влажности w, то (пренебрегая льдистостью, ибо полевые исследования обычно проводятся в относительно теплое время года) порозность можно вычислить следующим образом. Согласно определению, $\rho = (m_w + m_s)/V$, здесь m_w и m_s массы, соответственно, воды и твердой фазы в объеме почвы $V = V_w + V_s + V_a$, где V_w , V_s и V_a объемы, соответственно, воды, твердой фазы и почвенного воздуха. Будем рассматривать единичный объем (т.е. $V = 1 \text{ м}^3$). По определению, $m_w = \rho_w \cdot V_w$ и $m_s = \rho_s \cdot V_s$, где ρ_w плотность воды. Следовательно, $\rho = (\rho_w \cdot V_w + \rho_s \cdot V_s)/V$, причем, поскольку $w = V_w/V$, то для единичного объема $\rho = \rho_w \cdot w + \rho_s \cdot V_s$, откуда $V_s = (\rho \rho_w \cdot w)/\rho_s$. Очевидно, что для единичного объема порозность $P = V_w + V_a = 1 V_s = 1 (\rho \rho_w \cdot w)/\rho_s$.
- Мы воспользовались линейной зависимостью $D_{oCH4}(T_a)$ из [Curry, 2007]. Она получена путем линеаризации исходно нелинейной формулы ($D_{oCH4} \sim T_a^{1.5}$, здесь $[T_a] = K$) [Potter et al., 1996]. К сожалению, авторы не указали, в каком диапазоне температур применима данная формула. Очевидно, что при небольшом изменении температуры линейное приближение вполне приемлемо, однако если температура меняется сильно, то, возможно, придется использовать *нелинейную* зависимость $D_{oCH4}(T_a)$.

Механический		Доля ^{а)}		Пороз-	1
состав	ила	песка	глины	ность ^{b)}	D
Sand	0.05	0.92	0.03	0.373 (0.075)	3.387
Loamy sand	0.12	0.82	0.06	0.386 (0.073)	3.864
Sandy loam	0.32	0.58	0.10	0.416 (0.070)	4.5
Loam	0.39	0.43	0.18	0.435 (0.064)	5.772
Silty loam	0.70	0.17	0.13	0.468 (0.068)	4.977
Sandy clay loam	0.15	0.58	0.27	0.416 (0.058)	7.203
Clay loam	0.34	0.32	0.34	0.449 (0.052)	8.316
Silty clay loam	0.56	0.10	0.34	0.476 (0.052)	8.316
Sandy clay	0.06	0.52	0.42	0.423 (0.047)	9.588
Silty clay	0.47	0.06	0.47	0.481 (0.043)	10.383
Clay	0.20	0.22	0.58	0.461 (0.035)	12.132
Silt	0.88	0.07	0.05	0.480 (0.075)	3.705

Таблица II2. Типичная порозность почв классов «треугольника» текстур [Cosby et al., 1984; Fernandez-Illescas et al., 2001].

Примечания:

^{а)}для каждого класса приведены некоторые средние доли, но, как видно из «треугольника» текстур, любой класс состоит из некоторого континуума значений этих долей (например, как легко установить по правому «треугольнику» на рис. П1, в класс "Sand" входят почвы, для которых одновременно выполняются следующие условия:

 $f_{\text{clay}} + f + f_{\text{silt}} = 1$, $f_{\text{clay}} < 2.5 f - 2.175$, где f_{silt} и f - доли, соответственно, ила и песка).

^{b)}в скобках – стандартное отклонение.

¹⁵ Границы фракций: 0.001 ÷ 0.002 мм – глина, 0.002 ÷ 0.05 – ил, 0.05 ÷ 2 – песок, >2 мм – гравий, но доля фракций на самом «треугольнике» вычислена после того, как был удален гравий [Dingman, 2015, р. 316-315], поэтому сумма массовых долей частиц глины, ила и песка должна давать 1 (т.е. 100%).

¹⁶ Поскольку Maslov, Maslov [1994, р. 25] вообще для почв дают минимальный предел объема защемленного воздуха 2%, то, вероятно, диапазон для песчаных почв составляет 2 ÷ 3%.

Механический состав	Порозность	Механический состав	Порозность
Sand	$0.32 \div 0.47$	Silt loam	$0.44 \div 0.49$
Fine sand	$0.34 \div 0.47$	Light clay loam	$0.45 \div 0.50$
Sandy loam	$0.37 \div 0.47$	Clay loam	$0.46 \div 0.51$
Fine sandy loam	$0.40 \div 0.47$	Heavy clay loam	$0.49 \div 0.53$
Loam	$0.43 \div 0.48$	Clay	$0.51 \div 0.55$

Таблица ПЗ. Интервалы порозности почв различного механического состава (зарубежная классификация) [Dingman, 2015, Fig. 7.6].



Рисунок П1. Две версии «треугольника» почвенных текстур USDA [Dingman, 2015, р. 317].

Модель Curry [2007]

Алгоритм расчета

<u>ВХОДНЫЕ ДАННЫЕ:</u> C_0, f, f_1, f_C и все входные данные алгоритма модели Dörr et al. – см. выше.

<u>KOHCTAHTЫ:</u> B = 0.8, $g_0 = 586.7$, $g_1 = 1/24$, $k_0 = 5.0 \cdot 10^{-5}$.

ОСНОВНЫЕ ВЫЧИСЛЕНИЯ:

- 1. ОБРАТИТЬСЯ К ПОДПРОГРАММЕ «КОЭФФИЦИЕНТ ДИФФУЗИИ» см. выше разд. «Модель Dörr et al...»;
- 2. ЕСЛИ T < -10 ИЛИ $T \ge 43.3$, TO $r_{\rm T} = 0$, ИНАЧЕ ЕСЛИ $-10 \le T < 0$, TO $r_{\rm T} = (0.1 \cdot T + 1)^2$, ИНАЧЕ $r_{\rm T} = \exp(0.0693 \cdot T - T^4 \cdot 8.56 \cdot 10^{-7})$;
- 3. Вычислить абсолютное значение потенциала почвенной влаги при насыщении: $p_{\text{sat}} = 10^{-2.12-1.31 f}$;
- 4. Вычислить абсолютное значение потенциала почвенной влаги: $p = p_{sat} \cdot (w/P)^{-b}$;
- 5. ЕСЛИ *p* < 0.2, ТО *r*_{SM} = 1, ИНАЧЕ *r*_{SM} = {1 - [log₁₀(*p*) + 0.7]/2.7}^B;
 6. ЕСЛИ *p* > 100, ТО *p*

TO
$$r_{\rm SM} = 0;$$

7. Вычислить константу скорости окисления CH₄: $k = k_0 \cdot r_T \cdot r_{SM}$;

- 8. Вычислить «индекс окультуренности»: $r_{\rm C} = 1 0.75 \cdot f_{\rm C}$;
- 9. Вычислить «индекс заболоченности»: $r_{\rm W} = 1 f_{\rm I}$;
- 10. Вычислить удельный поток: $f_i = g_0 \cdot g_1 \cdot C_0 \cdot r_C \cdot r_W \cdot (D \cdot k)^{\frac{1}{2}}$.

Замечания к алгоритму

- Коэффициент g₀, среди прочего, включает в себя пересчет из ppmv в мг/м³, поэтому он, строго говоря, должен зависеть от температуры и давления. Но Сигту [2007] в своей модели принял его постоянным (соответствующим температуре 15 °С и давлению 100 кПа).
- Дробные значения r_W и f_1 следует применять, по-видимому, только при проведении расчетов для сколько-нибудь больших площадей (на которых могут оказаться как обводненные, так и сухие участки). Карты распространения болот (и, кстати говоря, сельскохозяйственных угодий, о которых речь пойдет ниже) есть в Дополнительных материалах к [Curry, 2007]. Для моделирования потока CH₄ в конкретной географической точке, вероятно, следует просто принять $f_1 = 1$, если поверхность почвы залита водой (*или* если данная точка оказалась на неосушенном болоте) и $f_1 = 0$ в противном случае (точка не находится на неосушенном болоте *и* поверхность почвы водой не залита).
- Аналогично, дробное значение $r_{\rm C}$ следует применять, по-видимому, только при проведении расчетов для сколько-нибудь больших площадей (на которых могут оказаться как сельскохозяйственные земли, так и естественные участки). Для моделирования потока CH₄ в конкретной географической точке Curry [2007] просто принимал $r_{\rm C} = 1$ (т.е. $f_{\rm C} = 0$), если в данной точке почва не подвергалась сельскохозяйственному использованию, в противном случае следует положить $f_{\rm C} = 1$.

Схема расчета потребления атмосферного СН4 в «метановом» блоке модели DLEM

Возможность упрощенного расчета для автоморфных почв

В модели DLEM (Dynamic Land Ecosystem Model) скорость поглощения метана складывается из трех составляющих: (i) окисление метана, растворенного в почвенных водах; (ii) переносимого через растения из почвы в атмосферу и (iii) атмосферного метана, диффундирующего в почву [Tian et al., 2010]. Очевидно, что для оценки скорости поглощения CH_4 автоморфными почвами (в которых нет источника метана), можно ограничиться одним лишь последним механизмом. Действительно, изза плохой растворимости CH_4 в воде, механизмом (i) можно пренебречь (он будет иметь существенное значение только при высокой концентрации растворенного метана, а ее не может обеспечить поступление CH_4 из атмосферы – необходим мощный источник в самой почве или подстилающей породе). Механизм (ii), как видим, тоже работает только в случае наличия источника метана в почве (чтобы растения выносили газ из почвы, его концентрация в почве должна превышать атмосферную).

Алгоритм расчета

<u>ВХОДНЫЕ ДАННЫЕ:</u> C₀, FLAG, I_{ecos}, P, pH, SOM, T, w₅₀, w_{fc}.

<u>KOHCTAHTЫ</u>: $g_2 = 500/9$; H = 0.5; $K_m = 10$; $Q_{10} = 2.5$; $V_{Max} = [8.5 \ 8 \ 7.1 \ 4.2 \ 2.7 \ 3.9 \ 2 \ 1.5 \ 4.8 \ 3.1 \ 2 \ 3 \ 2 \ 3.2 \ 3.2 \ 2 \ 5 \ 2.5 \ 3.8]/100.$

ОСНОВНЫЕ ВЫЧИСЛЕНИЯ:

1. ЕСЛИ SOM < 10 ИЛИ FLAG = 1, ТО $f_i = 0$; ИДТИ к МЕТКЕ «КОНЕЦ»;

- 2. Задать объемную влажность почвы при полной влагоемкости: w_{sat} = P.
- 3. Задать максимальную удельную скорость поглощения CH₄ почвой: $V_{CH4OxidairMax} = V_{Max}(I_{ecos});$
- 4. Вычислить максимальный УП поглощения CH₄ почвой: $V_{\text{air, oxid, max}} = H \cdot V_{\text{CH4OxidairMax}}$;

5. ЕСЛИ T < -5, TO $r_{\rm T} = 0$, ИНАЧЕ ЕСЛИ $-5 \le T < 30$, TO $r_{\rm T} = Q_{10}^{0.1 \cdot (T-30)}$, ИНАЧЕ $r_{\rm T} = 1$; 6. ЕСЛИ рН ≤ 4 ИЛИ рН ≥ 10 , TO $r_{\rm pH} = 0$, ИНАЧЕ ЕСЛИ $4 < {\rm pH} < 7$, TO $r_{\rm pH} = 1.02/[1 + 10^6 \cdot \exp(-2.5 \cdot {\rm pH})]$,

ИНАЧЕ $r_{\rm pH} = 1.02/[1 + 10^6 \cdot \exp(-2.5 \cdot \{14 - pH\})];$

7. ЕСЛИ $w_{50} \le w_{fc}$,

ТО $r_{SM} = 1$, ИНАЧЕ ЕСЛИ $w_{50} \ge w_{sat}$, ТО $r_{SM} = 0$,

ИНАЧЕ
$$r_{\rm SM} = 1 - 0.368 \cdot ([w_{50} - w_{\rm fc}]/[w_{\rm sat} - w_{\rm fc}])^2 \cdot \exp([w_{50} - w_{\rm fc}]/[w_{\rm sat} - w_{\rm fc}]);$$

8. Вычислить удельный поток: $f_i = V_{\text{air, oxid, max}} \cdot r_T \cdot r_{\text{pH}} \cdot r_{\text{SM}} \cdot g_2 \cdot C_0 / (C_0 + K_{\text{m}});$

9. МЕТКА «КОНЕЦ».

Таблица П4. Типы экосистем, допустимые в модели DLEM.

Название	Описание	Код
"Tundra"	Тундра	1
"Boreal broad leaf deciduous forest"	Бореальный широколиственный лес	2
"Boreal needle leaf evergreen forest"	Бореальный хвойный вечнозеленый лес	3
"Temperate broad leaf deciduous forest"	Широколиственный листопадный лес умеренного пояса	4
"Temperate broad leaf evergreen forest"	Широколиственный вечнозеленый лес умеренного пояса ^а	5
"Temperate needle leaf deciduous forest"	Листопадный хвойный лес умеренного пояса	6
"Tropical dry forest"	Полувечнозеленые сезонные тропические леса ^{b)}	7
"Tropical rain forest"	Тропический дождевой лес	8
"Temperate mixed forest"	Смешанный лес умеренного пояса	9
"Deciduous shrub"	Листопадные кустарники	10
"Evergreen shrub"	Вечнозеленые кустарники (чапараль)	11
"C3 grassland"	Степь или луг с преобладанием С3-растений	12
"C4 grassland"	Степь или луг с преобладанием С4-растений	13
"Herbaceous wetland"	Болото без древесной растительности	14
"Woody wetland"	Болото, покрытое древесной растительностью	15
"Cropland"	Сельскохозяйственные земли	16
"Desert"	Пустыня	17
"Urban" [°]	Экосистемы городов	18
"Other ecosystems" ^d	Другие экосистемы	19

Примечания:

^{а)}В областях с мягким умеренным климатом, где обильны зимние дожди, но лето сухое, растительность состоит из кустарников (см. ниже – чапараль: код 11) или деревьев (или тех и других) с жесткими толстыми вечнозелеными листьями. В данный тип включают целый спектр экосистем, в частности, «широколиственно-склерофильные» леса, в которых преобладают вечнозеленые деревья небольшой или средней величины. Жестколиственные леса в средиземноморских областях с зимними дождями носят местное название «маки»; в Австралии подобная растительность с доминирующими деревьями и кустарниками из рода *Eucalyptus* называется «мали-скрэб» [Odum, 1983].

^{b)}Сезонные тропические леса, в том числе муссонные леса тропической Азии, произрастают в областях с влажным тропическим климатом, где выражен сухой сезон, во время которого некоторые или все деревья теряют листву (в зависимости от продолжительности и резкости сухого сезона). Ключевым фактором здесь являются строгие сезонные колебания в выпадении довольно обильных в течение года осадков. Там, где продолжительность сухого и влажного периодов примерно одинакова, сезонность проявляется так же, как в листопадном лесу умеренной зоны, причем «зима» здесь соответствует сухому сезону. В сезонном лесу, например, Панамы, крупные, возвышающиеся над пологом деревья теряют листву во время сухого сезона, а пальмы и другие деревья из нижних ярусов сохраняют листья (отсюда термин «полувечнозеленый») [Odum, 1983].

^{c)}Отдельного типа "Urban" в [Tian et al., 2010] нет, а "urban is treated as grassland". Однако, как видим, имеется два типа "grassland" – C3 и C4, причем, оказывается, что в DLEM численные значения некоторых параметров модели (в частности, $V_{CH4OxidairMax}$) для этих типов различаются. И какое же значение выбрать? Мы для "Urban" приняли среднее (между C3- и C4-grassland) значение $V_{CH4OxidairMax} = 0.025 \text{ гC} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{суr.}^{-1}$. ^{d)}Этого типа экосистем в [Tian et al., 2010] не было. Однако помогая ряду экспериментаторов освоить данную модель, мы

"Этого типа экосистем в [Tian et al., 2010] не было. Однако помогая ряду экспериментаторов освоить данную модель, мы столкнулись с тем, что некоторые исследователи испытывают существенные затруднения, пытаясь втиснуть свою (подчас экзотическую) экосистему в «прокрустово ложе» того куцего набора, который был предусмотрен авторами. В результате, мы ввели сборнй тип «других экосистем», а соответствующему значению $V_{CH4OxidairMax}$ приписали среднее арифметическое, вычисленное по всем $V_{CH4OxidairMax}$ для I_{ecos} от 1 до 18 включительно.

Замечания к алгоритму

• Код типа экосистемы (*I*_{ecos}) см. в табл. П4. Вообще говоря, данная модель была разработана для Северной Америки, но можно надеяться на получение с ее помощью более или менее удовлетворительных результатов и в других регионах с похожим климатом.

- Относительно того, где и как должен быть измерен pH почвы, Tian et al. [2010, p. 2678] не дают конкретных указаний (ограничиваясь лишь тем, что это "pH value of the soil profile"), но сообщают, что они использовали Global Soil Data Oak Ridge National Laboratory (daac.ornl.gov).
- Величина SOM используется только для сравнения с пороговым значением (если SOM < 10 гС⋅м⁻², то предполагается, что в такой почве окисление метана вообще не идет). Поэтому, если нет точных данных о SOM, то можно задать весьма приближенное значение. Но, главное, не ошибиться в том, меньше или больше SOM, чем 10 гС⋅м⁻².
- Наименьшая полевая влагоемкость (по А.И. Голованову) наибольшее количество капиллярно подвешенной влаги в однородной почве при глубоких грунтовых водах после увлажнения и стекания избыточной влаги. Наименьшую полевую влагоемкость некоторые авторы называют предельно полевой или наименьшей влагоекостью. Ориентировочные значения объемной влажности почвы при наименьшей полевой влагоемкости (*w*_{fc}, м³H₂O/м³Почвы): 0.18 ÷ 0.24 для песчаных почв, 0.24 ÷ 0.28 для супесчаных, 0.28 ÷ 0.35 суглинистых и до 0.35 ÷ 0.45 для глинистых структурных почв [Maslov, Maslov, 1994, р. 25]. Более подробные (но тоже лишь ориентировочные!) данные см. в табл. П1, но основой для нажождения величин почвенногидрологических констант является их экспериментальное определение [Shein, 2005, р. 112]. Общепринятую методику полевого измерения наименьшей влагоемкости см. в Приложении 1.
- Вообще в модели DLEM толщина верхнего слоя почвы принята равной 0.5 м [Tian et al., 2010, р. 2677]. Однако конкретно для процесса метанокисления в литературе обычно принимается более тонкий слой. Например, Ridgwell et al. [1999], ссылаясь на многочисленные исследования авторитетных авторов, утверждают, что в ненарушенных почвах поглощение метана происходит в очень тонком слое, расположенном на глубине 6 ± 1 см. Curry [2007, р. 2] предполагает, что поглощение метана происходит лишь в 10-см поверхностном слое, а Glagolev et al. [2022] привели расчеты, показывающие, что в 22-см слое поглощается 90% метана, поступающего из атмосферы¹⁷. Из сказанного очевидно, что температура 10-см поверхностного слоя почвы, вероятно, адекватно отражает тот температурный режим, в котором функционируют метанотрофы.
- К сожалению, авторы допустили небрежность, весьма усложняющую воспроизведение их 0 результатов. Удельный поток окисления метана атмосферного воздуха у них представляет собой произведение V_{air, oxid, max} (гС·м⁻²·сут.⁻¹)¹⁸ на ряд безразмерных множителей, отражающих неоптимальность реальных условий среды. Но когда Tian et al. [2010, Tables 1, 4] приводят численные значения, то размерность указывают уже иную: гС·м-³·сут.⁻¹ (правда, и обозначение дают слегка измененное: V_{CH4OxidairMax}). И вот тут возникает неоднозначность. V_{air, oxid, max} и V_{CH4OxidairMax} – это разные параметры (каким-то образом связанные друг с другом, например, через толщину метанпоглощающего слоя *H*: V_{CH4OxidairMax}·*H* = V_{air, oxid, max}, хотя связь эту авторы забыли привести)? Или Vair, oxid, max и V_{CH4OxidairMax} – одно и то же (а в размерности – просто ошибка)? Если допустить последнее, то, учитывая численные значения (~0.1 гС·м⁻²·сут.⁻¹), имеем невероятно большую величину УП (тогда как эмпирические данные показывают, что везде – от тропиков до Арктики – наибольшие потоки поглощения метана редко превышают 4.5·10⁻³ гС·м⁻²·сут.⁻¹ [Crill, 1991], а теоретический анализ для автоморфных почв в качестве практически абсолютного максимума дает значение 7.2·10⁻³ гС·м⁻²·сут.⁻¹ [Glagolev et al., 2022]). Кроме этого, есть и еще один косвенный аргумент: Tian et al. [2010, Table 1] приводят весьма широкий диапазон возможных значений V_{CH4OxidairMax}, ссылаясь при этом, среди прочего, на [Segers, 1998; Saari et al., 2004]. Максимальное значение V_{CH4OxidairMax} в [Tian et al., 2010, Table 1] совпадает с таковым из [Segers, 1998] (вероятно, оно взято именно оттуда). Но в [Segers, 1998] V_{CH4OxidairMax} выражается именно в расчете на кубометр (аналогично – в [Saari et al., 2004]), следовательно и в [Tian et al., 2010] $V_{\rm CH4OxidairMax}$ должна выражаться в гС·м⁻³·сут.⁻¹.

Модель МеМо без автохтонных источников СН4

В наиболее полной форме данная модель позволяет оценить влияние автохтонных почвенных источников CH_4 на поглощение метана из атмосферы. Однако для этого необходимо знать УП CH_4 на той глубине, где концентрация CH_4 равна пороговому значению (при концентрациях, меньших этого

¹⁷ Но этот расчет специально проводился для «предельных» условий, в частности, был задан настолько большой коэффициент диффузии, который нельзя ожидать в реальной почве.

¹⁸ Tian et al. [2010] называют эту величину «максимальной скоростью окисления CH₄», но из размерности очевидно, что это – (максимальный) *удельный поток*, а не скорость.

значения, потребление метана невозможно). Эквивалентная формулировка модели подразумевает задание глубины, на которой метан полностью потребляется [Murguia-Flores et al., 2018]. Поскольку вышеуказанный «глубинный» поток не известен, а для глубины полного потребления CH₄ авторы используют весьма грубую карту, которая вряд ли будет полезна при расчетах на близко расположенных сайтах, то такая форма модели становится, фактически, бесполезной (кстати говоря, упомянутая выше величина порогового значения концентрации и его возможная изменчивость в различных экосистемах изучены до сих пор не слишком хорошо – см., например, [Glagolev et al., 2022] и ссылки там). Поэтому мы использовали упрощенный алгоритм расчета, предполагающий, что почвенных источников CH₄ нет, и метан может поступать в почву только из атмосферы.

Алгоритм расчета

<u>ВХОДНЫЕ ДАННЫЕ:</u> b_d , C_0 , f_{clay} , I_{ecos} , N_{dep} , $\hat{N_{fert}}$, P, \hat{T} , w, w_{ice} .

<u>KOHCTAHTЫ:</u> $A_n = 0.4765$, $g_0 = 586.7$, $g_1 = 1/24$, $I_{nib} = 0.33$, ln02 = -1.609, ln500 = 6.215, $k_{ecos} = [5554441.61.64553.63.655555]/100000$.

ОСНОВНЫЕ ВЫЧИСЛЕНИЯ:

- 1. ОБРАТИТЬСЯ К ПОДПРОГРАММЕ «КОЭФФИЦИЕНТ ДИФФУЗИИ» см. выше разд. «Модель Dörr et al...»;
- 2. Задать «базовую» константу скорости окисления CH₄: $k_0 = k_{ecos}(I_{ecos})$;
- 3. ЕСЛИ T < 0, TO $r_T = 1/\exp(-T)$, ИНАЧЕ $r_T = \exp(0.1515+0.05238 \cdot T - 5.94 \cdot 10^{-7} \cdot T^4)$;
- 4. ECЛИ $w \le 0.0001$, TO $r_{SM} = 0$, ИНАЧЕ ЕСЛИ $w \le 0.2$, TO $r_{SM} = \{1 - [\ln(0.01/w) - \ln 02]/\ln 500\}^{0.8}/1.18$, ИНАЧЕ $r_{SM} = \exp(-12.5 \cdot [w - 0.2]^2)$;
- 5. $r_{\rm NH} = (N_{\rm dep} + N_{\rm fert})/(b_{\rm d} \cdot 5); r_{\rm N} = 1 r_{\rm NH} \cdot I_{\rm nib} \cdot A_{\rm n};$
- 6. ЕСЛИ $r_{\rm N} < 0$, ТО $r_{\rm N} = 0$;
- 7. Вычислить константу скорости окисления CH₄: $k = k_0 \cdot r_T \cdot r_{SM} \cdot r_N$;
- 8. Вычислить удельный поток: $f_i = g_0 \cdot g_1 \cdot C_0 \cdot (D \cdot k)^{\frac{1}{2}}$.

Замечания к алгоритму

- В исходном алгоритме Murguia-Flores et al. [2018] для тех входных параметров, которые могли динамически изменяться, использовались среднемесячные значения, но мы посчитали возможным перейти к мгновенным величинам.
- Murguia-Flores et al. [2018] допускают ошибку, указывая, что *f*_{clay} следует выражать в %. Нет, как и везде выше, нужно использовать доли единицы, а не проценты!
- о Типы экосистем в [Murguia-Flores et al., 2018] очень сильно генерализованы их было всего четыре: "Temperate forest", "Tropical forest", "Steppe", "Other ecosystems"; и. соответственно. в массиве «базовых» констант скоростей окисления СН₄ было 4 элемента. Мы использовали более дробную классификацию экосистем, принятую в модели DLEM (Табл. П4). При этом, например, для всех типов "Tropical ... forest" DLEM принималось одно и то же значение k_0 – то, которое соответствовало "Tropical forest" в [Murguia-Flores et al., 2018]. Но ведь это численное значение было получено для экосистемы в конкретном местообитании, тип которой обозначен как "Tropical forest", но которая на самом деле была либо "Tropical dry forest", либо "Tropical rain forest". Действительно (как это ясно следует из [Murguia-Flores et al., 2018, p. 2015]), на самом деле k₀ для "Tropical forest" получена в "Tropical rain forest" и, строго говоря, соответствует только этому типу экосистем. Но тогда не правильнее ли будет считать "Tropical dry forest" относящимся к генерализованному типу "Other ecosystems" и приписать соответствующее значение k₀? Понятно, что аналогичный вопрос возникает и в случае других типов экосистем, однако, с практической точки зрения, особой проблемы тут нет, поскольку, например, для "Temperate forest" и "Other ecosystems" k₀ различаются в [Murguia-Flores et al., 2018] лишь на 20%. Но вот в случае "Tropical forest" и "Other ecosystems" различие – более чем в 3 раза!
- В [Murguia-Flores et al., 2018, eq. (23), Fig. 3a], очевидно, содержится ошибка в формуле для r_{SM} . С одной стороны, формула эта имеет вид:

$$r_{\rm SM} = \begin{cases} \left[1 - \frac{\log_{10} \frac{1}{w} - \log_{10}(0.2)}{\log_{10}(100) - \log_{10}(0.2)} \right]^{0.8} & \text{при } w < 0.2 \\ \\ \frac{1}{\sqrt[q]{2 \cdot \pi}} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{w - 0.2}{0.2}\right)^2} & \text{при } w > 0.2 \end{cases} \end{cases}$$

(причем авторы в явном виде не дают значение σ), а, с другой стороны, приведен график зависимости $r_{SM}(w)$. И вот оказывается, что данная формула совершенно не соответствует графику. К счастью, в дополнительных материалах к своей статье, авторы приводят текст программы на языке R, откуда становится ясно, что на самом деле они вели вычисления по следующей схеме:

$$r_{\rm SM0} = \frac{0.5}{0.2 \cdot \sqrt{2 \cdot \pi}} \cdot e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{w - 0.2}{0.2}\right)^2}, \quad r_{\rm SM1} = \begin{cases} r_{\rm SM0} & \text{при } r_{\rm SM0} < 1\\ 1 & \text{при } r_{\rm SM0} \ge 1 \end{cases}$$

$$r_{\rm SM} = \begin{cases} 0 & \text{при } w = w_{\rm min} \\ \frac{1}{1.18} \cdot \left[1 - \frac{\ln\left(\frac{1}{100 \cdot w}\right) - \ln(0.2)}{\ln(100) - \ln(0.2)} \right]^{0.8} & \text{при } w_{\rm min} < w \le 0.2 \\ r_{\rm SM1} & \text{при } 0.2 < w < 1 \\ 0 & \text{при } w = 1 \end{cases}$$

(где $w_{\min} = 0$). Она уже кажется вполне соответствующей графику зависимости $r_{\rm SM}(w)$, но это – только на первый взгляд. При более внимательном рассмотрении ясно, что $r_{\rm SM}$ становится мнимым числом при $w < 10^{-4}$. Конечно, влажности меньше сотой процента вряд ли встретятся в практических расчетах, но, ради математической строгости следует, все же, положить $w_{\min} = 10^{-4}$ и в первой ветви вычисления $r_{\rm SM}$ заменить условие на следующее: $w \le w_{\min}$. Кроме того, вычисление $r_{\rm SM1}$ с ветвями условий $r_{\rm SM0} < 1$ и $r_{\rm SM0} \ge 1$ совершенно не нужно, поскольку всегда $r_{\rm SM0} < 1$. В связи с этим, в формулу для $r_{\rm SM}$ вместо $r_{\rm SM1}$ (при 0.2 < w < 1) можно просто подставить выражение для $r_{\rm SM0}$. Наконец, поскольку $0.5/[0.2 \cdot (2 \cdot \pi)^{\frac{1}{2}}] \approx 1$, то этот множитель в программной реализации алгоритма (см. Приложение 2) мы опустили. Условие равенства $r_{\rm SM}$ нулю при w = 1 мы также не использовали, поскольку и без этого $r_{\rm SM}(1)$ оказывается ничтожно малой величиной.

• Очередная неоднозначность возникает при расчете $r_{\rm NH}$: непосредственно в тексте статьи [Murguia-Flores et al., 2018] параметр, имеющий значение «5» стоит в знаменателе, а в тексте программы – в числителе. Кроме того, в статье указано, что $N_{\rm dep}$ и $N_{\rm fert}$ следует выражать в кгN·га⁻¹·г⁻¹, а непосредственно в тексте программы видим такие комментарии: "Nitrogen Deposition data (mg/m2/month)" и "Nitrogen input from fertilizers (mg/m2/month)", что с большой вероятностью указывает на то, что авторы при расчетах использовали $[N_{\rm fert}] = [N_{\rm dep}] = mrN·m⁻²·мес⁻¹. Впрочем, с вычислительной точки зрения, для обычных доз$ $удобрений (около 100 кгN·га⁻¹·г⁻¹ или 1000 мгN·м⁻²·мес⁻¹ [Foth, 1990, р. 237]) мы получим <math>r_{\rm NH} = 0$ независимо от того, выражено поступление азота в кгN·га⁻¹·г⁻¹ или в мгN·м⁻²·мес⁻¹. Следовательно, для сельскохозяйственных угодий, на которых применяются азотные удобрения, MeMo даст нулевое поглощение метана. Это наводит на следующую крамольную мысль: не ошиблись ли авторы в обоих случаях – и в тексте статьи, и в тексте программы? И действительно, Murguia-Flores et al. [2018, р. 2019] на Fig. 4 дают графическое изображение зависимости $r_{\rm NH}(N_{\rm fert}+N_{\rm dep})$, построенной по многочисленным экспериментальным данным, которая соответствует линейному уравнению $r_{\rm NH} = 1 - (N_{\rm fert} + N_{\rm dep})/20$, если... $[N_{\rm fert}] = [N_{\rm dep}] = \Gamma N \cdot M^{-2} \cdot \Gamma^{-1}$.¹⁹ На первый взгляд может показаться, что именно эту формулу (и эту размерность) следует использовать в модели (раз уж она успешно аппроксимирует реальные данные измерений). Но, как это ясно видно из приведенного выше алгоритма, мы не стали ничего менять, а оставили «неправильные» формулу и размерность, поскольку именно с ними авторам удалось получить, вообще говоря, довольно реалистичную глобальную оценку почвенного поглощения метана. Обсуждаемая ошибка, очевидно, занижающая поток CH₄ для многих сельскохозяйственных угодий, возможно, компенсирует какую-то другую, завышающую его (как мы видели, ошибок в MeMo – «выше крыши», и не факт, что нам удалось найти их все).

• В исходном алгоритме Murguia-Flores et al. [2018] формула для f_i не содержит пересчетных коэффициентов g_0 и g_1 , поэтому она не может дать размерность, заявленную авторами для удельного потока. Эта вопиющая ошибка (среди еще нескольких) была ранее вскрыта в [Glagolev et al., 2022]. Но, к сожалению, авторы последней работы ограничились только заявлением о том, что она является «легко исправляемой», а вот как же ее исправить – не указали. Ее действительно легко исправить с помощью уже введенных нами выше g_0 и g_1 , но подчеркнем, что тогда C_0 следует выражать в ppmv (а не в ppb, как это имеет место в [Murguia-Flores et al., 2018]).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Ambus P., Robertson G.P. 2006. The effect of increased N deposition on nitrous oxide, methane and carbon dioxide fluxes from unmanaged forest and grassland communities in Michigan. *Biogeochemistry*. 79: 315-337. https://doi.org/10.1007/s10533-005-5313-x

Andersen B.L., Bidoglio G., Leip A., Rembges D. 1998. A new method to study simultaneous methane oxidation and methane production in soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 12(4): 587-594.

Bakhvalov N.S., Zhidkov N.P., Kobel'kov G.M. 1987. Numerical Methods. Nauka, Moscow. 600 pp. (in Russian). [Бахвалов Н.С., Жидков Н.П., Кобельков Г.М. 1987. Численные методы. М.: Наука. 600 с.]

Bedard C., Knowles R. 1989. Physiology, biochemistry, and specific inhibitors of CH_4 , NH_4^+ , and CO oxidation by methanotrophs and nitrifiers. *Microbiological Reviews*, 53(1): 68-84.

Belova S.E., Oshkin I.Yu., Glagolev M.V., Lapshina E.D., Maksyutov Sh.Sh., Dedysh S.N. 2013. Methanotrophic bacteria in cold seeps of the floodplains of northern rivers. *Microbiology*, 82(6): 743-750.

Bender M., Conrad R. 1994. Methane oxidation activity in various soils and freshwater sediments: Occurrence, characteristics, vertical profiles, and distribution on grain size fractions. *Journal of Geophysical Research*, 99: 16531-16540.

Bloch A. 2003. Murphy's law. Perigee, New York, 210 pp.

Born M., Dörr H., Levin I. 1990. Methane consumption in aerated soils of the temperate zone. Tellus, 42B: 2-8.

Buslenko N.P., Golenko D.I., Sobol' I.M., Sragovich V.G., Shreyder Yu.A. 1962. Statistical test method (Monte Carlo

method). Gosudarstvennoe izdatel'stvo fiziko-matematicheskoi literatury, Moscow, 331 pp. (in Russian). [Бусленко Н.П., Голенко Д.И., Соболь И.М., Срагович В.Г., Шрейдер Ю.А. 1962. Метод статистических испытаний (метод Монте-Карло). М.: Гос. издат. физ.-мат. лит., 331 с.]

Claeskens G., Hjort N.L. 2008. Model Selection and Model Averaging. Cambridge University Press, Cambridge etc. 312 pp. Cosby B.J., Hornberger G.M., Clapp R.B., Ginn T.R. 1984. A statistical exploration of the relationships of soil moisture characteristics to the physical properties of soils. Water Resources Research, 20(6): 682-690.

Crill P.M. 1991. Seasonal patterns of methane uptake and carbon dioxide release by a temperate woodland soil. *Global Biogeochemical Cycles*, 5: 319-334.

Curry C.L. 2007. Modeling the soil consumption of atmospheric methane at the global scale. *Global Biogeochemical Cycles*, 21: GB4012.

Curry C.L. 2009. The consumption of atmospheric methane by soil in a simulated future climate. *Biogeosciences*, 6(11): 2355-2367.

Davydov D.K., Dyachkova A.V., Simonenkov D.V., Fofonov A.V., Maksutov S.S. 2021. Application of the automated chamber method for longterm measurements CO_2 and CH_4 fluxes from wetland ecosystems of the West Siberia. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, 12(1): 5-14.

Dingman S.L. 2015. Physical hydrology. Waveland Press, Long Grove, IL, 643 pp.

Dörr H., Katruff L., Levin I. 1993. Soil texture parameterization of the methane uptake in aerated soils. *Chemosphere*, 26: 697-713.

Dutaur L., Verchot L.V. 2007. A global inventory of the soil CH₄ sink. Global Biogeochemical Cycles, 21: GB4013.

Fernandez-Illescas C.P., Porporato A, Laio F., Rodriguez-Iturbe I. 2001. The ecohydrological role of soil texture in a waterlimited ecosystem. *Water Resources Research*, 37(12): 2863-2872.

Foken T. 2008. Micrometeorology. Springer-Verlag, Berlin etc., 308 pp.

Foth H.D. 1990. Fundamentals of Soil Science. John Wiley & Sons, New York etc., 360 pp.

Gil'manov T.G. 1978. *Mathematical Modelling of the Biogeochemical Cycles in Grass Ecosystems*. MSU Publishing, Moscow. 169 pp. (in Russian). [Гильманов Т.Г. 1978. Математическое моделирование биогеохимических циклов в травяных экосистемах. М.: Изд-во МГУ. 169 с.]

¹⁹ Нет, ну конечно и тут авторы не удержались от очередной вопиющей ошибки – в размерности они не делили на квадратный метр, а *умножили* на него!

Gini C., Barbensi G. 1958. Le medie. UTET, Torino, pp. 678-679.

Glagolev M.V. 2010. Inverse modelling method for the determination of the gas flux from the soil. *Environmental Dynamics* and Global Climate Change, 1(1): 17-36. (in Russian with English Abstract). [Глаголев М.В. 2010. К методу «обратной задачи» для определения поверхностной плотности потока газа из почвы // Динамика окружающей среды и глобальные изменения климата. Т. 1. № 1. С. 17-36.]

Glagolev M.V., Filippov I.V. 2011. Inventory of soil methane consumption. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, 2(2): 3-22. (in Russian with English Abstract). [Глаголев М.В., Филиппов И.В. 2011. Инвентаризации поглощения метана почвами // Динамика окружающей среды и глобальные изменения климата. Т. 2. № 2. С. 3-22.]

Glagolev M.V., Filippov I.V., Krivenok L.A., Maksyutov S.S. 2014. CH₄ flux estimation from Russians soils based on a set of simple models. In: *Proceedings of the Fourth International Field Symposium*, (A.A. Titlyanova, M.I. Dergacheva, eds.) Publishing house of Tomsk University, Tomsk, pp. 163-165. (in Russian). [Глаголев М.В., Филиппов И.В., Кривенок Л.А., Максютов Ш.Ш. 2014. Оценка потока CH₄ из почв России набором простейших моделей // Торфяники Западной Сибири и цикл углерода: прошлое и настоящее Материалы Четвёртого Международного полевого симпозиума / Под редакцией А.А. Титляновой и М.И. Дергачевой. С. 163-165.]

Glagolev M.V., Sabrekov A.F., Kleptsova I.E., Filippov I.V., Lapshina E.D., Machida T., Maksyutov S.S. 2012. Methane emission from bogs in the subtaiga of Western Siberia: The development of Standard Model. *Eurasian Soil Science*, 45(10): 947-957.

Glagolev M.V., Suvorov G.G., Il'yasov D.V., Sabrekov A.F., Terentieva I.E. 2022. What is the maximal possible soil methane uptake? *Environmental Dynamics and Global Climate Change*. 13(3): 123-141.

Glagolev M.V., Terentieva I.E., Sabrekov A.F., Il'yasov D.V., Zamolodchikov D.G., Karelin D.V. 2023. Mathematical models of methane consumption by soils: A review. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, 14(3): 145-166. https://doi.org/10.18822/edgcc622937

Glagolev M.V., Uchiyama H., Lebedev V., Utsumi M., Smagin A.V., Glagoleva O., Erokhin V., Olenev P., Nozhevnikova A. 2000. Oxidation and plant-mediated transport of methane in West Siberian bog. In: *Proceedings of Eighth Symposium on the Joint Permafrost Studies between Japan and Russia in 1999*, pp. 143-149.

Grant R.F. 1999. Simulation of methanotrophy in the mathematical model Ecosys. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 287-297.

Hanson R.S., Hanson T.E. 1996. Methanotrophic Bacteria. Microbiological Reviews, 60(2): 439-471.

Hagedorn R., Doblas-Reyes F.J., Palmer T.N. 2005. The rationale behind the success of multi-model ensembles in seasonal forecasting – I. Basic concept. *Tellus*, 57A: 219-233.

Hein R., Crutzen P.J., Heimann M. 1997. An inverse modeling approach to investigate the global atmospheric methane cycle. *Global Biogeochemical Cycles*, 11(1): 43-76.

Ito A., Inatomi M., Huntzinger D.N., Schwalm C., Michalak A.M., Cook R., King A.W., Mao J., Wei Y., Post W.M., Wang W., Arain M.A., Huang S., Hayes D.J., Ricciuto D.M., Shi X., Huang M., Lei H., Tian H., Lu C., Yang J., Tao B., Jain A., Poulter B., Peng S., Ciais P., Fisher J.B., Parazoo N., Schaefer K., Peng C., Zeng N., Zhao F. 2016. Decadal trends in the seasonal-cycle amplitude of terrestrial CO₂ exchange resulting from the ensemble of terrestrial biosphere models. *Tellus*, 68B: 28968. http://dx.doi.org/10.3402/tellusb.v68.28968.

Jury W.A., Gardner W.R., Gardner W.H. 1991. Soil Physics. John Wiley & Sons, New York etc., 328 pp.

Karpachevskiy L.O., Zubkova T.A., Shein E.V. 2007. Soil hydrology constants. In: Theories and methods of soil physics, (E.V. Shein, L.O. Karpachevskiy, eds). «Grif and K», Moscow, pp. 166-176. (in Russian). [Карпачевский Л.О., Зубкова Т.А., Шеин Е.В. 2007. Почвенно-гидрологические константы // Теории и методы физики почв / Под ред. Е.В. Шеина, Л.О. Карпачевского. М.: «Гриф и К». С. 166-176].

Kazantsev V.S., Krivenok L.A., Dvornikov Yu.A., Lomov V.A., Sabrekov A.F. 2023. Methane emission from lakes in the North of Western Siberia. *Izvestiya, Atmospheric and Oceanic Physics*, 59: 264-274.

Кleptsova I.E., Glagolev M.V., Filippov I.V., Maksyutov S.S. 2010. Methane emission from middle taiga ridges and ryams of Western Siberia. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, 1(1): 66-76. (in Russian). [Клепцова И.Е., Глаголев М.В., Филиппов И.В., Максютов Ш.Ш. 2010. Эмиссия метана из рямов и гряд средней тайги Западной Сибири // Динамика окружающей среды и глобальные изменения климата. Т. 1. № 1. С. 66-76.]

Lapko V.A. 2002. Non-parametric ensembles in decision analysis. Nauka, Novosibirsk, 168 pp. (in Russian). [Лапко В.А. 2002. Непараметрические коллективы решающих правил. Новосибирск: Наука. 168 с.]

Leonov A.V. 1986. *Mathematical modeling of the transformation of phosphorus compounds in freshwater ecosystems (using the example of Lake Balaton)*. Nauka, Moscow. (in Russian). [Леонов А.В. 1986. Математическое моделирование трансформации соединений фосфора в пресноводных экосистемах (на примере оз. Балатон). М.: Наука.]

Maslov I.V., Maslov A.I. 1994. Soil hydraulics. Saratov University Publishing, Ufa. (In Russian). [Маслов И.В., Маслов А.И. 1994. Почвенная гидравлика. Уфа: Изд-во Саратовского университета.]

Murguia-Flores F., Arndt S., Ganesan A.L., Murray-Tortarolo G.N., Hornibrook E.R.C. 2018. Soil Methanotrophy Model (MeMo v1.0): a process-based model to quantify global uptake of atmospheric methane by soil. *Geoscientific Model Development*, 11: 2009-2032. https://doi.org/10.5194/gmd-11-2009-2018

Nozhevnikova A., Glagolev M., Nekrasova V., Einola J., Sormunen K., Rintala J. 2003. The analysis of methods for measurement of methane oxidation in landfills. *Water Science and Technology*. 48(4): 45-52.

Odum E.P. 1983. Basic Ecology. Saunders College Publishing, Philadelphia etc.

Oh Y., Zhuang Q., Liu L., Welp L.R., Lau M.C.Y., Onstott T.C., Medvigy D., Bruhwiler L., Dlugokencky E.J., Hugelius G., D'Imperio L., Elberling B. 2020. Reduced net methane emissions due to microbial methane oxidation in a warmer Arctic. *Nature Climate Change*, 10: 317-321. https://doi.org/10.1038/s41558-020-0734-z

Oshkin I.Y., Wegner C.-E., Lüke C., Glagolev M.V., Filippov I.V., Pimenov N.V., Liesack W., Dedysh S.N. 2014. Gammaproteobacterial methanotrophs dominate cold methane seeps in floodplains of West Siberian rivers. *Applied and Environmental Microbiology*, 80(19): 5944-5954.

Potter C.S., Davidson E.A., Verchot L.V. 1996. Estimation of global biogeochemical controls and seasonality in soil methane consumption. *Chemosphere*, 32: 2219-2246.

Ridgwell A.J., Marshall S.J., Gregson K. 1999. Consumption of atmospheric methane by soils: A prosess-based model. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(1): 59-70.

Saari A., Rinnan R., Martikainen P.J. 2004. Methane oxidation in boreal forest soils: kinetics and sensitivity to pH and ammonium. *Soil Biology and Biochemistry*, 36: 1037–1046.

Sabrekov A.F., Glagolev M.V., Alekseychik P.K., Smolentsev B.A., Terentieva I.E., Krivenok L.A., Maksyutov S.S. 2016. A process-based model of methane consumption by upland soils. *Environmental Research Letters*, 11: 075001. https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/7/075001.

Sarukhanov W.J., Isamov N.N., Epimakhov W.G., Kolganov I.M. 2010. Quantitative dependence of sheep death on dose and dose rate of external γ-radiation. *Radiation biology. Radioecology*, 50(5): 548-551. (in Russian). [Саруханов В.Я., Исамов Н.Н., Епимахов В.Г., Колганов И.М. 2010. Количественная зависимость гибели овец от дозы и мощности дозы внешнего γ-излучения // Радиационная биология. Радиоэкология. Т. 50. № 5. С. 548-551.]

Segers R. 1998. Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry*, 41: 23-51.

Semenychev E.V., Kozhukhova V.N. 2013. Research methodology of precise identification of time lines by example of models with logistic trend and additive stochastic component. *Bulletin of the Volga State University of Service. Series: Economy*, 2(28): 148-153. (in Russian). [Семенычев Е.В., Кожухова В.Н. 2013. Методики исследования точности идентификации временных рядов на примере моделей с логистическим трендом и аддитивной стохастической компонентой // Вестник ПВГУС. Серия Экономика. № 2(28). С. 148-153.]

Shein E.V. 2005. Soil physics. MSU Publishing, Moscow. 432 pp. (in Russian). [Шеин Е.В. 2005. Курс физики почв. М.: Изд-во МГУ. 432 с.]

Shein E.V. 2007. Measuring soil hydraulic conductivity using small saturated areas method. In: *Theories and methods of soil physics*, (E.V. Shein, L.O. Karpachevskiy, eds). «Grif and K», Moscow, pp. 242-244. (in Russian). [Шеин Е.В. 2007. Определение коэффициента фильтрации почвы методом малых заливаемых площадей // Теории и методы физики почв / Под ред. Е.В. Шеина, Л.О. Карпачевского. М.: Гриф и К. 242-244 с.]

Silva R.A., West J.J., Lamarque J.-F., Shindell D.T., Collins W.J., Dalsoren S., Faluvegi G., Folberth G., Horowitz L.W., Nagashima T., Naik V., Rumbold S.T., Sudo K., Takemura T., Bergmann D., Cameron-Smith P., Cionni I., Doherty R.M., Eyring V., Josse B., MacKenzie I.A., Plummer D., Righi M., Stevenson D.S., Strode S., Szopa S., Zengast G. 2016. The effect of future ambient air pollution on human premature mortality to 2100 using output from the ACCMIP model ensemble. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16: 9847-9862. doi:10.5194/acp-16-9847-2016.

Terent'eva I.E., Sabrekov A.F., Glagolev M.V., Kotsyurbenko O.R. 2017. Methane emission from municipal solid waste landfills. *Russian Meteorology and Hydrology*, 42(5): 327-334.

Theil H. 1955. Who forecasts best? International Economic Papers, 5: 194-199.

Theil H. 1961. Economic Forecasts and Policy. North-Holland Publishing Company, Amsterdam.

Theil H. 1966. Applied Economic Forecasting. North-Holland Publishing Company, Amsterdam; RAND McNally and Co., Chicago.

Tian H., Xu X., Liu M., Ren W., Zhang C., Chen G., Lu C. 2010. Spatial and temporal patterns of CH₄ and N₂O fluxes in terrestrial ecosystems of North America during 1979-2008: application of a global biogeochemistry model. *Biogeosciences*, 7(9): 2673-2694. https://doi.org/10.5194/bg-7-2673-2010

Vadyunina A.F., Korchagina Z.A. 1973. *Methods to study soil physical properties*. Higher School, Moscow. 399 pp. (In Russian). [Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. 1973. Методы исследования физических свойств почв и грунтов. М.: Высшая школа. 399 с.]

Whalen S.C., Reeburgh W.S. 1990. Consumption of atmospheric methane by tundra soils. *Nature*, 346: 160-162.

Xu X., Elias D.A., Graham D.E., Phelps T.J., Carrol S.L., Wullschleger S.D., Thornton P.E. 2015. A microbial functional group based module for simulating methane production and consumption: application to an incubation permafrost soil. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 120: 1315-1333.

Yermakov S.M. 1971. *Monte-Carlo method and related issues*. Nauka, Moscow. 328 pp. (in Russian). [Ермаков С.М. 1971. Метод Монте-Карло и смежные вопросы. М.: Наука. 328 с.]

Zhuang Q., Chen M., Xu K., Tang J., Saikawa E., Lu Y., Melillo J.M., Prinn R.G., McGuire A.D. 2013. Response of global soil consumption of atmospheric methane to changes in atmospheric climate and nitrogen deposition. *Global Biogeochemical Cycles*, 27: 650-663. https://doi.org/10.1002/gbc.20057.

Zorin A.V., Fedotkin M.A. 2013. *Monte-Carlo methods for parallel computing*. Publishing house of Moscow State University, Moscow. 192 pp. (in Russian). [Зорин А.В., Федоткин М.А. 2013. Методы Монте-Карло для параллельных вычислений. М.: Изд-во МГУ. 192 с.]

Поступила в редакцию: 11.10.2023 Переработанный вариант: 27.12.2023

ESTIMATION OF TREE COVER HEIGHT ON OLIGOTROPHIC BOG BASED ON UAV LIDAR SURVEYING

Ilyasov D.V.^{1*}, Kaverin A.A.¹, Zhernov S.N.¹, Glagolev M.V.^{1,2,3}, Niyazova A.V.¹, Kupriianova I.V.¹, Filippov I.V.¹, Terentieva I.E.⁴, Sabrekov A.F.¹, Lapshina E.D.¹

¹⁾ Югорский государственный университет, Ханты-Мансийск

²⁾ Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова, Москва

³⁾ Институт лесоведения РАН, г. Успенское (Московская область)

⁴⁾ University of Calgary, Calgary

d_ilyasov@ugrasu.ru

Citation: Ilyasov D.V., Kaverin A.A., Zhernov S.N., Glagolev M.V., Niyazova A.V., Kupriianova I.V., Filippov I.V., Terentieva I.E., Sabrekov A.F., Lapshina E.D. 2023. Estimation of tree cover height on oligotrophic bog based on UAV lidar surveying. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*. 14(4): 237-248

DOI: 10.18822/edgcc625744

При помощи лидарной БПЛА-съемки мы провели оценку высоты отдельных деревьев в сосновокустарничково-сфагновом сообществе, а также определили среднюю высоту деревьев на 12 участках четырех типологически различных биотопов (ГМК, Рям, РмМК, Открытое болото) в болотном массиве "Мухрино" (средняя тайга Западной Сибири). Для проверки полученных данных мы осуществили наземную верификацию с помощью лесотаксационных работ. Коэффициент детерминации между наземной и дистанционной оценкой высоты отдельных деревьев составил 0.87, а для средней высоты деревьев оказалась в диапазоне от 0.55 до 0.87. В рамках исследования была представлена методика получения и обработки лидарных данных, а также даны методические рекомендации по повышению точности дистанционной оценки высоты древостоя с использованием беспилотных летательных аппаратов.

Ключевые слова: дроны, запасы древесины, пул углерода болот, болотные сосняки, Pinus sylvestris, Pinus sibirica.

Using UAV lidar survey, we assessed the height of individual trees in the pine-shrub-sphagnum community and determined the average tree height across 12 sites of four different biotopes (Ridge-hollow bog complexes, Ryam, Ridge-hummock complexes, Open bog) in the Mukhrino oligotrophic bog (middle taiga of Western Siberia). Ground verification of the data was conducted through forest taxation. The coefficient of determination between ground-based and remote estimates of individual tree heights was 0.87, while the average tree height ranged from 0.55 to 0.87. We presented a methodology for acquiring and processing lidar data, along with methodological recommendations for enhancing the accuracy of remote tree stand height assessment using UAVs.

Key words: UAVs, tree biomass, bog carbon pools, wetland pine stand, Pinus sylvestris, Pinus sibirica.

Используемые сокращения

БПЛА – беспилотные летательные аппараты;

ВИП ГЗ – важнейший инновационный проект государственного значения;

ГМК – грядово-мочажинные болотные комплексы;

ДО – дистанционная оценка (высот деревьев);

ПО – прямая оценка (высот деревьев);

РмМК – рямово-мелкомочажинные болотные комплексы;

стд – стандартное отклонение;

Q – квартиль

ВВЕДЕНИЕ

Оценка запасов углерода болотных экосистем необходима для полноценного понимания их роли в цикле углерода суши, особенно в условиях климатических изменений, что было отмечено на национальном [Распоряжение...] и международном [IPCC, 2023] уровнях. В России для достижения этой цели реализуется ВИП ГЗ «Единая национальная система мониторинга климатически активных веществ». Важным компонентом пула углерода болот, помимо торфяной залежи, является растительный покров. При этом около 38% болот таежной России характеризуются наличием древесного яруса зоны растительности [Vompersky et al., 2011]. Наиболее распространенными типами таких болот являются сосновокустарничково-сфагновые сообщества («рямы» и «рослые рямы») и, в меньшей степени – травяно-моховые сообщества с редкой сосной («открытые болота»). Запасы древесной фитомассы (как фотосинтезирующей, так и нефотосинтезирующей) играют здесь важную роль: они достигают 3.4–17.3 кг/м² или 70–90% от общего запаса с учетом кустарничков, трав и мхов, что подчеркивает средообразующие функции древесного яруса в таких экосистемах [Efremov et al., 2005; Kosykh, Makhatkov, 2008; Koronatova, Kosykh, 2014].

Общепринятым способом оценки запасов древесной фитомассы является лесная таксация [Анучин, 1982]. Используемые здесь подходы применимы и для болотных экосистем. Однако особенности морфологии древесного покрова болот (повсеместное распространение угнетенной формы деревьев, трудности в формальной оценке высоты деревьев из-за разного расположения корневой шейки относительно неоднородной поверхности мохового покрова), его высокая пространственная гетерогенность и логистическая труднодоступность участков проведения полевых исследований обуславливают необходимость поиска и отработки методов дистанционной оценки запасов древесной фитомассы. В первом приближении такая задача может быть решена на основе комплексного подхода [Hudak et al., 2012; Fedorov et al., 2023; Zhao et al., 2018]: i) высокодетальной дистанционной оценке высоты деревьев при помощи лидарной БПЛА-съемки, ii) наземной верификации дистанционно измеренной высоты деревьев путем лесотаксации на отдельных участках, iii) оценке запасов древесной фитомассы путем идентификации параметров аллометрических моделей¹.

Цель работы состояла в оценке высоты древесного покрова нескольких участков олиготрофного болота путем лидарной БПЛА-съемки и верификации полученных данных при помощи лесотаксации.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Объект и организация полевых работ

Исследование проводилось на олиготрофном болотном массиве «Мухрино» (60°53'20" с.ш., 68°42'10" в.д.) в 30 км к юго-западу от г. Ханты-Мансийск в левобережье рек Обь и Иртыш [Ivanov, Novikov, 1976; Kupriianova et al., 2022]. Территория исследования находится в среднетаежной биогеографической зоне, а болотный массив является типичным для центральной части Западной Сибири. Участками проведения полевых работ были выбраны грядово-мочажинные и рямово-мелкомочажинные болотные комплексы (ГМК и РмМК соответственно; с грядами, покрытыми *Pinus sylvestris*), рямы (сосново-кустарничковосфагновые биотопы) и открытые болота (кустарничковое сфагновое болото с редкими низкорослыми соснами *Pinus sylvestris*).

В рамках работ было выполнено два полевых эксперимента:

¹ Здесь под аллометрическими моделями, мы понимаем регрессионные модели связи запасов фитомассы в древесном растительном покрове с высотой, диметром ствола и другими морфометрическими характеристиками деревьев. Подробнее с различными аллометрическими моделями можно познакомиться в Уткин А.И. и др., 1996; Уткин А.И. и др., 1997; Усольцев В.А. и др., 2016.

1) лидарная съемка и наземная верификация *высот отдельных деревьев* на участке ряма (N60.8993216, E68.6964339; тип биотопа – рям; площадь участка 0.01 га; пример результатов лидарной съемки показан в приложении 1),

2) лидарная съемка и наземная верификация *средних высот деревьев* на 12 участках облесенных биотопов различных типов.

Более подробное описание участков олиготрофного болота, на которых была проведена оценка средней высоты древесного покрова, представлено в табл. 1 и в [Киргііаnova, 2022].

Полевой эксперимент 1, посвященный оценке высот отдельных деревьев – это дистанционный аналог той части лесотаксационных мероприятий, которые направлены на оценку высоты древостоя (согласно общепринятой методике, должно быть измерено каждое дерево на репрезентативном участке определенной площади). В процессе этого эксперимента мы хотели понять, насколько велика будет погрешность в дистанционной оценке высоты отдельно стоящих деревьев. Полевой эксперимент 2 был заложен с двумя целями: 1) верификация оценки средней высоты древесного покрова с наземными данными; очевидно, что дистанционная оценка может некоторым образом исказить гистограмму частот высоты деревьев, что может привести к ошибке в оценке среднего 2) оценка репрезентативности используемого метода на нескольких пространственно-различных типах болотных биотопов.

Таблица 1. Характеристики участков олиготрофного болота, на которых была оценена высота отдельных деревьев и средняя высота древесного покрова при помощи лидарной съемки и лесотаксации.

Manuagana	Координаты ц	ентра участка	Tun fuomona	Παριμαλι μιαριμμα τα	
л⊍ участка	широта долгота		Tun ouomona	Площаоь участка, га	
	Оценка высоты	отдельных дере	вьев (полевой экспе	гримент 1)	
1.1	60.8993216	68.6964339	Рям	0.01	
	Оценка средне	й высоты дереві	ьев (полевой экспер	имент 2)	
2.1	60.8867325	68.6761150	ГМК	0.50	
2.2	60.8969470	68.6684900	ГМК	0.16	
2.3	60.8867320	68.6866715	ГМК	0.50	
2.4	60.9003960	68.6877255	Открытое болото	0.25	
2.5	60.8969520	68.6733890	Открытое болото	0.16	
2.6	60.8950620	68.6847485	ГМК	0.10	
2.7	60.8866965	68.6667450	Рям	0.10	
2.8	60.8969245	68.6887000	Рям	0.16	
2.9	60.8966105	68.6864890	Рям	0.25	
2.10	60.8951505	68.6770410	РмМК	0.16	
2.11	60.8871165	68.6925775	РмМК	0.16	
2.12	60.8867325	68.6761150	РмМК	0.50	

Примечание: ГМК – грядово-мочажинный комплекс олиготрофного болота, Открытое болото – травяномоховое сообщество с редкой сосной, Рям – сосново-кустарничково-сфагновое сообщество, РмМК – рямово-мелкомочажинный комплекс олиготрофного болота

Верификация высот отдельных деревьев

На размеченной при помощи заградительной ленты и 12 цифровых меток (для облегчения ориентировки на участке) пробной площади размером 10×10 метров (координаты центра: N60.899306 E68.696499) осуществлена лидарная съемка при помощи БПЛА DJI Matrice 300 и лидара Zenmuse L1 (SZ DJI Technology Co., Ltd., China). Высота лидарной съемки в надире (приемопередатчик лидара был расположен под углом 90° к поверхности съемки, то есть вертикально вниз) составила 35 метров над уровнем поверхности болотного массива, плотность облака точек – 300 точек/м². Затем на этом же участке сантиметровой рулеткой измерены высоты всех деревьев от средней (глазомерно) поверхности мохового покрова в точке произрастания до «макушки» и составлен план с пространственной привязкой к ближайшей цифровой метке.

Первичная обработка данных лазерного сканирования (выравнивание и сглаживание облака точек, выгрузка данных в формате .las) была выполнена при помощи программы DJI

Terra. При помощи модулей обработки данных лазерного сканирования MATLAB (The MathWorks, USA) была выполнена постобработка данных (Приложение 2):

о импорт файлов в формате .las (модуль «lasFileReader»),

о чтение облака точек («readPointCloud»),

- о сегментация облака точек на классы «растительный покров» и «земная поверхность» («segmentGroundSMRF»),
- о нормализация облака точек с учетом наклона земной поверхности («scatteredInterpolant»),
- о поиск вершин отдельных деревьев («helperDetectTreeTops»)
- о расчет высоты древесного покрова (как разницы между высотами вершин деревьев и земной поверхности).

В ходе обработки были использованы следующие необходимые параметры: пространственное разрешение модели высоты растительного покрова – 0.3 м, окно сглаживания по Гауссу – 5×5 ячеек, минимальная высота древесного покрова – 1 м. В завершении был осуществлен линейный регрессионный анализ (p = 0.05, N = 27) связи между высотами отдельных деревьев, полученных в результате наземной и лидарной оценок.

Средняя высота древесного покрова

В таблице 1 показаны координаты центра, площадь, и тип болотных биотопов участков, на которых была осуществлена лидарная съемка в надире с высоты 110 метров, плотность облака точек при этом составила 30 точек/м². Обработка данных лидарной съемки была выполнена аналогичным образом, как и на первом этапе², также осуществлен линейный регрессионный анализ связи средних (в границах участка) высот деревьев, полученных в результате наземной и лидарной оценок (p = 0.05, N = 12). Здесь же была проведена лесотаксация³ (сантиметровой рулеткой были измерены и усреднены высоты всех деревьев), результатом которой стали данные о средней высоте древесного покрова на участке.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Высоты отдельных деревьев в ряме

Результаты прямых измерений высот отдельных деревьев представлены в приложении 3. Всего на участке было обнаружено 63 дерева, из которых 55 являлись представителями *Pinus sylvestris*, 4 – *Pinus sibirica* и 4 – усохшими, видовую принадлежность которых определить не удалось. Средняя (\pm стд) и медианная (1Q, 3Q) высоты деревьев над поверхностью мохового покрова составили 201 \pm 55 и 204 (171; 230) см соответственно; минимальная и максимальная – 63 и 300 см.

В результате сегментации облака точек лазерного сканирования на исследуемом участке удалось автоматически идентифицировать 27 крон «деревьев». Здесь использованы кавычки, так как некоторые *группы* деревьев, растущие поблизости друг от друга, в процессе сегментации образовали кластеры и разделить их не удалось (рис. 1Б, отдельные кластеры показаны цветом). Таким образом, алгоритм оценки высот отдельных деревьев («helperDetectTreeTops») фактически позволил определить их вершины только тогда, когда облака точек отдельных крон не перекрывались; в данном случае была получена высота наиболее высокого дерева из кластера.

² Более подробное описание процесса обработки данных лазерного сканирования для оцени высоты, проективного покрытия и сегментации крон отдельных деревьев см. по URL:

<u>https://www.mathworks.com/help/lidar/ug/extraction-of-forest-metrics-and-individual-tree-attributes.html</u> (Extract Forest Metrics and Individual Tree Attributes from Aerial Lidar Data).

³ Более подробное описание методических рекомендаций по проведению таксации леса на пробных площадях ВИП ГЗ опубликованы на сайте ЦЭПЛ РАН, см. по URL: <u>https://ritm-c.ru/results/methods/</u>



Рисунок 1. Ортофотоплан участка измерения высот отдельных деревьев (А) в искусственных цветах (светло-зеленым показаны кроны деревьев; белые сегменты – метки, изготовленные из линолеума с цифровой нумерацией, которые облегчали подсчет деревьев и идентификацию их местоположения) и сегментация облака точек лидарной съемки для этой же территории (Б; по осям абсцисс и ординат показаны долгота и широта местности соответственно в системе WGS84/UNM z42).



Рисунок 2. Линейная регрессия между высотой отдельных деревьев, полученной при помощи прямой (наземные измерения) и дистанционной (на основе сегментации облака точек лидарной съемки) оценки (красная сплошная линия и черные кружки).

При помощи линейного регрессионного анализа мы сравнили высоты деревьев, полученные на основе прямой и дистанционной оценки. Для этого вручную сопоставили местоположение отдельных деревьев на участке и в пространстве сегментированного облака точек (при наличии в кластере нескольких деревьев, сравнение осуществляли с высотой наиболее высокого из них). Коэффициент детерминации (R^2) составил 0.87 (рис. 2). При этом разница между высотами деревьев, полученными при помощи прямой и дистанционной оценки, оказалась положительна во всех случаях, что говорит о наличии систематической ошибки, равной 43 ± 23 см. Наибольшее несоответствие между прямой и дистанционной оценкой высот характерно для низкорослых деревьев высотой до 1.5–2 м.

Средние высоты деревьев на участках различных биотопов

Результаты сравнения средних (по участку) высот деревьев, полученных при помощи прямой (ПО) и дистанционной (ДО) оценки представлены в таблице 2. Разность между средними высотами (ПО–ДО) носит несистематический характер и в основном варьирует в пределах от -0.1 до 0.3 м, лишь на участке 2.11 (РмМК) разность составила катастрофические -0.8 м. Наилучшим образом (минимальная разность между ДО и ПО) удалось оценить высоту древесного покрова на участке 2.5 (Открытое болото), 2.6 (ГМК), 2.8 (Рям) и 2.12 (РмМК). Мы провели тест Краскела-Уоллиса (N = 12, p = 0.05) для попарного сравнения различий в оценке разности ПО–ДО по типам биотопов (группирующая переменная – тип биотопов, независимая – ПО-ДО). Было установлено, что попарные различия отсутствуют между всеми группами биотопов (p = 0.87), что говорит о несистематичности полученной погрешности не только в рамках отдельных болотных типов, но и между ними. При проведении линейного регрессионного анализа связи средних высот деревьев, полученных прямо и дистанционно, коэффициент детерминации (R^2) с учетом данных на участке 2.11 составил 0.55 (Приложение 4).

Таблица 2. Средняя высота деревьев, полученная на отдельных участках при помощи прямой (лесотаксация) и дистанционной (на основе сегментации облаков точек лидарной съемки) оценки.

N/a	T	Средняя	высота деревьев, м	Разность	Количество	Количество	
<u>у</u> 9 участка	i un биотопа	Прямая оценка (ПО)	Дистанционная оценка (ДО)	межоу ПО и ДО, м	деревьев (ПО)	деревьев (ДО)	
2.1	ГМК	2.5	2.6	-0.1	225	97	
2.2	ГМК	2.1	1.8	0.3	181	48	
2.3	ГМК	2.9	3.0	-0.1	445	118	
2.4	Открытое болото	1.7	1.9	-0.2	47	16	
2.5	Открытое болото	2.3	2.3	0.0	167	48	
2.6	ГМК	2.3	2.3	0.0	276	74	
2.7	Рям	2.5	2.4	0.1	611	106	
2.8	Рям	2.3	2.2	0.0	846	129	
2.9	Рям	2.8	2.9	-0.1	739	169	
2.10	РмМК	2.6	2.5	0.1	451	187	
2.11	РмМК	2.8	2.0	-0.8	320	69	
2.12	РмМК	2.5	2.5	0.0	1754	108	

ОБСУЖДЕНИЕ

Верификация высот отдельных деревьев

Некоторые деревья при измерении высот отдельных растений не были распознаны, так как оказались объединены в один сегмент облака точек с другими. Мы предполагаем, что такой эффект был получен из-за малого размера и близкого расположения крон угнетенной формы *Pinus sylvestris*, специфичной для олиготрофных болот. Частично эту проблему в процессе сегментации крон удалось нивелировать увеличением пространственного разрешения модели высоты растительного покрова с 0.5 (по умолчанию) до 0.1 м/пикс. Дальнейшее увеличение разрешения модели оказалось невозможно, так как требует большей плотности облака точек лидарной съемки. Возможным вариантом учета небольших близко растущих деревьев является итеративный алгоритм: после того, как найдена наиболее высоко расположенная точка в кластере крон, она может быть записана в выходной массив, после чего анализ стартует повторно, и осуществляется поиск второй по высоте точке в кластере крон и т.д.

Систематическая положительная ошибка, возникшая при анализе высоты отдельных деревьев, вероятно связана с тем, что модуль сегментации облака точек на классы «растительный покров» и «земная поверхность» («segmentGroundSMRF») не в полной мере приспособлен к высокой гетерогенности нанорельефа болот: перепады высот между кочками и межкочьями в ряме могут достигать 40–60 см на участке размером в 1–2 метра. Кроме того, достаточно густой растительный покров кустарничкового яруса также может затруднять выделение элементов земной поверхности из общего облака точек. Мы предполагаем, что некоторые корректировки режима лидарной съемки помогут в будущем улучшить результат, например: увеличение плотности облака точек; съемка с меньшей высоты; съемка под углом, отличным от надира; осуществление съемки в двух перпендикулярных относительно друг друга направлениях движения БПЛА («крест-накрест»).

Мы выполнили корректировку линейного регрессионного уравнения, внеся поправку на систематическую ошибку (рис. 3). Разумеется, это не изменило величину коэффициента детерминации, однако позволило получить более адекватное уравнение связи между высотами деревьев, измеренными прямо и дистанционно.



Рисунок 3. Линейная регрессия между высотой отдельных деревьев, полученной при помощи прямой (наземные измерения) и дистанционной (на основе сегментации облака точек лидарной съемки) оценки (красная сплошная линия и черные кружки); линейная регрессия между высотой отдельных деревьев, полученной при помощи прямой и дистанционной оценки с поправкой на систематическую ошибку (красная штриховая линия и белые кружки). Величина систематической ошибки показана фигурной скобкой.

Верификация средней высоты деревьев

Ошибка средней высоты древостоя (ПО–ДО) на различных участках была несистематической: предположительно, это обусловлено большими размерами исследуемых участков (до 70×70 метров), отличающимся нанорельефом рассмотренных биотопов, и, возможно, большей высотой лидарной съемки, в результате чего некоторые неоднородности поверхности оказались усреднены за счет погрешностей лазерного сканирования (в процессе были использованы RTK станции высокоточного позиционирования. съемки не обеспечивающие субсантиметровую погрешность привязки облака точек). Кроме того, измерение средних высот деревьев было выполнено группой лесотаксаторов, что, вероятно, могло уменьшить влияние систематических погрешностей за счет того, что различные экспериментаторы могли ошибаться как в большую, так и в меньшую сторону, в то время как измерение высоты отдельных деревьев в ряме было выполнено одним человеком (который с большей вероятностью ошибался только в большую или в меньшую сторону).

Для нас осталась необъясненной существенная ошибка измерения средней высоты деревьев на участке 2.11 (РмМК). Мы не обнаружили связи погрешности с площадью участков или количеством произрастающих на нем деревьев; ее не удалось исключить при различных параметрах обработки данных лазерного сканирования; ранжированные высоты деревьев (полученные как при ПО, так и при ДО) не содержали выбросов или иных некорректных значений. При исключении из линейного регрессионного анализа участка 2.11 коэффициент детерминации составил 0.87.

Величина полученных коэффициентов детерминации (рассмотрим $R^2 = 0.87$ как для отдельных деревьев, так и для их средних значений) сопоставима или несколько меньше, чем в аналогичных исследованиях [Dalla Corte et. al., 2020; Panagiotidis et al., 2017; Ganz et. al., 2019]. Более тесная связь измеренной при помощи ПО и ДО высоты деревьев была получена для лесных экосистем, где деревья значительно выше, а нанорельеф более однородный, в результате чего относительные погрешности меньше.

Мы предполагаем, что увеличение числа отдельных деревьев и площади участков, использованных для верификации данных лидарной съемки, а также корректировка параметров съемки позволят в будущем улучшить финальный результат. В частности, дальнейшее улучшение точности дистанционной оценки высоты древостоя может быть достигнуто путем корректировки режима лидарной съемки (за указанные здесь предложения мы выражаем глубокую благодарность рецензентам): увеличения плотности облака точек (до 300–900 точек/м²); использования повторяющего режима сканирования с распознанием трех возвратов лазерного луча; съемки с меньшей высоты (не более 80 м); съемки под углом, отличным от надира (70°); увеличения области съемки не менее чем на 30% от площади исследуемого участка (для того, чтобы избежать потери данных в местах поворота БПЛА); осуществления съемки в двух перпендикулярных относительно друг друга направлениях движения БПЛА; использования станций высокоточного позиционирования RTK (GNSS); большего пространственного разрешения модели высот растительного покрова; больших по размеру участков наземной верификации.

ВЫВОДЫ

Полученные коэффициенты детерминации связи высот отдельных деревьев ($R^2 = 0.87$) и средних высот деревьев ($R^2 = 0.55-0.87$) на типологически различных участках олиготрофного болота достаточны для дистанционной оценки высоты древостоя. При дистанционном определении высот отдельных деревьев на участке ряма была получена систематическая ошибка, которая приводила к недооценке высот. При дистанционном определении средних высот деревьев систематических ошибок обнаружено не было, однако на одном из 12 участков разница в сравнении со высотой, полученной при прямом измерении, составила -0.8 м. Кроме того, при дистанционной оценке высот (как отдельных деревьев, так и в среднем на участке) затруднена автоматическая кластеризация отдельных крон, и количество идентифицируемых деревьев существенно меньше, чем при наземной оценке; однако не оказывает существенного влияния на оценку средней высоты древостоя на участке.

БЛАГОДАРНОСТИ

Исследование выполнено в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (№ 075-03-2022-169) на организацию новой молодежной лаборатории «Лаборатория изучения пространственно-временной изменчивости углеродного баланса лесных и болотных экосистем средней тайги Западной Сибири» в Югорском государственном университете в рамках реализации национального проекта «Наука и университеты». Мы благодарны всем рецензентам за их труд, который позволил не только существенно улучшить данную статью, но и сформировать методический задел на получение лучшего результата в будущем.

ПРИЛОЖЕНИЕ 1: Облако точек, полученное в результате импорта лидарной съемки, выполненной для оценки высоты отдельных деревьев на участке ряма (синий цвет соответствует поверхности мохового покрова, голубой и оранжевый – кронам деревьев различной высоты)



ПРИЛОЖЕНИЕ 2: Последовательность постобработки лидарных данных, выполненная при помощи модулей обработки MATLAB



No	Высота,	Вид / состояние	Ŋ₫	Высота,	Вид / состояние	No	Высота,	Вид / состояние
	СМ			СМ			СМ	
1	126	Pinus sibirica	24	190	Pinus sylvestris	47	214	сухостой
2	150	Pinus sylvestris	25	140	Pinus sylvestris	48	285	Pinus sylvestris
3	185	Pinus sylvestris	26	270	Pinus sylvestris	49	240	сухостой
4	185	Pinus sylvestris	27	290	Pinus sylvestris	50	190	Pinus sylvestris
5	190	Pinus sylvestris	28	210	Pinus sylvestris	51	232	Pinus sylvestris
6	72	Pinus sibirica	29	250	Pinus sylvestris	52	230	Pinus sylvestris
7	150	Pinus sylvestris	30	275	Pinus sylvestris	53	230	Pinus sylvestris
8	230	Pinus sylvestris	31	275	Pinus sylvestris	54	120	Pinus sibirica
9	285	Pinus sylvestris	32	275	Pinus sylvestris	55	170	Pinus sylvestris
10	177	Pinus sylvestris	33	190	Pinus sylvestris	56	300	Pinus sylvestris
11	174	Pinus sylvestris	34	170	Pinus sylvestris	57	210	Pinus sylvestris
12	275	Pinus sylvestris	35	205	Pinus sylvestris	58	230	Pinus sylvestris
13	230	Pinus sylvestris	36	210	Pinus sylvestris	59	220	сухостой
14	164	Pinus sylvestris	37	225	Pinus sylvestris	60	220	сухостой
15	245	Pinus sylvestris	38	180	Pinus sylvestris	61	63	Pinus sylvestris
16	170	Pinus sylvestris	39	270	Pinus sylvestris	62	151	Pinus sylvestris
17	185	Pinus sylvestris	40	270	Pinus sylvestris	63	290	Pinus sibirica
18	220	Pinus sylvestris	41	180	Pinus sylvestris			
19	173	Pinus sylvestris	42	206	Pinus sylvestris			
20	130	Pinus sylvestris	43	203	Pinus sylvestris			
21	110	Pinus sylvestris	44	230	Pinus sylvestris			
22	110	Pinus sylvestris	45	190	Pinus sylvestris			
23	90	Pinus sylvestris	46	197	Pinus sylvestris			

ПРИЛОЖЕНИЕ 3: Результаты прямых измерений высот отдельных деревьев на участке сосново-кустарничкового сфагнового сообщества болотного стационара «Мухрино»

ПРИЛОЖЕНИЕ 4: Линейная регрессия между средней высотой деревьев, полученной при помощи прямой (наземные измерения) и дистанционной (на основе сегментации облака точек лидарной съемки) оценке. Сплошная красная линия демонстрирует регрессионное уравнение без учета участка 2.11 (РмМК) – выколотая точка; штриховая – с ним.



Анучин Н.П. Лесная таксация : [учеб.] / Н.П. Анучин. – 5-е изд., доп. – М. : Лесная промышленность, 1982. – 552 с.

Dalla Corte A.P., Rex F.E., Almeida D.R.A.D., Sanquetta C.R., Silva C.A., Moura M.M., Wilkinson B., Zambrano A.M.A., da Cunha Neto E.M., Veras H.F.P., de Moraes A., Klauberg C., Mohan M., Cardil A., Broadbent E.N. 2020. Measuring individual tree diameter and height using GatorEye High-Density UAV-Lidar in an integrated crop-livestock-forest system. *Remote Sensing*, 12(5): 863.

Еfremov S.P., Efremova T.T., Bleuten W. 2005. Biological Productivity and the Carbon Pool of Forest Swamps in West Siberia. *Siberian Journal of Ecology*, 12(1): 29-44. (in Russian). [Ефремов С.П., Ефремова Т.Т., Блойтен В. 2005. Биологическая продуктивность и углеродный пул фитомассы лесных болот Западной Сибири // Сибирский экологический журнал. Т. 12. № 1. С. 29-44.]

Fedorov N.; Bikbaev I.; Shirokikh P.; Zhigunova S.; Tuktamyshev I.; Mikhaylenko O.; Martynenko V.; Kulagin A.; Giniyatullin R.; Urazgildin R.; Komissarovet M., Belan L. 2023. Estimation of Carbon Stocks of Birch Forests on Abandoned Arable Lands in the Cis-Ural Using Unmanned Aerial Vehicle-Mounted LiDAR Camera. *Forests*, 14: 2392. https://doi.org/10.3390/f14122392

Ganz S., Käber Y., Adler P. 2019. Measuring tree height with remote sensing – A comparison of photogrammetric and LiDAR data with different field measurements. *Forests*, 10(8): 694.

Ivanov K.E., Novikov S. 1976. Болота Западной Сибири, их строение и гидрологический режим. Nauka, Moscow, 447 pp. (in Russian). [Иванов К.Е.; Новиков С. 1976. Болота Западной Сибири, их строение и гидрологический режим; Наука: Москва, СССР. п. 447.]

Hudak A.T., Strand E. K., Vierling L.A., Byrne J. C., Eitel J.U., Martinuzzi S., Falkowski M.J. 2012. Quantifying aboveground forest carbon pools and fluxes from repeat LiDAR surveys. *Remote Sensing of Environment*, 123: 25-40.

Lee H., Calvin K., Dasgupta D., Krinmer G., Mukherji A., Thorne P., ... Zommers, Z. 2023. Synthesis report of the IPCC Sixth Assessment Report (AR6), *Longer report. IPCC*.

Koronatova N.G., Kosykh N.P. 2014. Ratio between productivity of tree and moss-grass-dwarf shrub storeys in ombrotrophic raised bogs in the middle taiga. In: *Proceedings of the Fourth International Field Symposium*, (A.A. Titlyanova, M.I. Dergacheva, eds.). Publishing house of Tomsk University, Tomsk. P. 182-185. (in Russian). [Коронатова Н.Г., Косых Н.П. 2014. Соотношение продуктивности древесного и мохово-травяно-кустарничкового ярусов на среднетаёжных выпуклых олиготрофных болотах // Торфяники Западной Сибири и цикл углерода: прошлое и настоящее: Материалы Четвертого Международного полевого симпозиума / Под ред. А.А. Титляновой и М.И. Дергачевой. Томск: Изд-во Том. Ун-та. С. 182-185.]

Коsykh N.P. Makhatkov I.D. 2008. Структура растительного вещества в лесо-болотных экосистемах средней тайги Западной Сибири. Вестник Томского государственного педагогического университета, 4: 77-80. (in Russian). [Косых Н.П., Махатков И.А. 2008. Структура растительного вещества в лесо-болотных экосистемах средней тайги Западной Сибири // Вестник Томского государственного педагогического университета. № 4. С. 77-80.]

Kupriianova I.V., Kaverin A.A., Filippov I.V., Ilyasov D.V., Lapshina E.D., Logunova E.V., Kulyabin M.F. 2022. The main physical and geographical characteristics of the Mukhrino field station area and its surroundings. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, 13(4): 215-252.

Utkin A.I., Zamolodchikov D.G., Gul'be T.A., Gul'be Ya.I. 1996. Allometric equations for phytomass based on data from pine, spruce, aspen and birch trees in the European part of Russia. *Russian Journal of Forest Science*, 6: 36-46. (in Russian). [Уткин А.И., Замолодчиков Д.Г., Гульбе Т.А., Гульбе Я.И. 1996. Аллометрические уравнения для фитомассы по данным деревьев сосны, ели, осины и березы в Европейской части России. // Лесоведение. N 6 C. 36-46.]

Utkin A.I., Zamolodchikov D.G., Korovin G.N., Nefed'ev V.V., Gul'be T.A., Gul'be Ya.I., Gamburg S.P. 1997. Determination of carbon reserves in sample plots: comparison of allometric and volumetric conversion methods. *Russian Journal of Forest Science*, 5: 51-65. (in Russian). [Уткин А.И., Замолодчиков Д.Г., Коровин Г.Н., Нефедьев В.В., Гульбе Т.А., Гульбе Я.И., Гамбург С.П. 1997 Определение запасов углерода на пробных площадях: сравнение аллометрического и конверсионнообъемного методов. // Лесоведение. 1997. N 5 C. 51-65.]

Usol'tsev V.A., Chasovskikh V.P., Noritsina Yu.V., Noritsin D.V. 2016. Allometric models of tree phytomass for laser sensing and ground-based taxation of the carbon pool in Eurasian forests: a comparative analysis. *Siberian Journal of Forest Science*, 4: 15-25. (in Russian). [Усольцев В.А., Часовских В.П., Норицина Ю.В., Норицин Д.В. 2016. Аллометрические модели фитомассы деревьев для лазерного зондирования и наземной таксации углеродного пула в лесах Евразии: сравнительный анализ. Сибирский лесной журнал, 4, 15-25.]

Panagiotidis D., Abdollahnejad A., Surový P., Chiteculo V. 2017. Determining tree height and crown diameter from high-resolution UAV imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 38: 2392-2410.

Vompersky S.E., Sirin A.A., Sal'nikov A.A., Tsyganova O.P., Valyaeva N.A. 2011. Estimation of Forest Cover Extent over Peatlands and Paludified Shallow-Peat Lands in Russia. *Contemporary Problems of Ecology*, 4(7) 734-741.

Zhao K., Suarez J.C., Garcia M., Hu T., Wang C., Londo A. 2018. Utility of multitemporal lidar for forest and carbon monitoring: Tree growth, biomass dynamics, and carbon flux. *Remote Sensing of Environment*, 204: 883-897.

Order of the Government of the Russian Federation dated October 29, 2022 No. 3240-г On approval of the most important innovative project of national importance "Unified National System for Monitoring Climate-Active Substances" and the action plan ("road map") for the implementation of the first stage (2022 - 2024) of the most important innovative project of national importance "Unified national system for monitoring climate-active substances" (in Russian). [Распоряжение Правительства РФ от 29 октября 2022 г. № 3240-р Об утверждении важнейшего инновационного проекта государственного значения "Единая национальная система мониторинга климатически активных веществ" и

плана мероприятий ("дорожной карты") по реализации первого этапа (2022 - 2024 гг.) важнейшего инновационного проекта государственного значения "Единая национальная система мониторинга климатически активных веществ"]

Поступила в редакцию: 12.12.2023 Переработанный вариант: 30.12.2023

THE INFLUENCE OF THE HYDROMETEOROLOGICAL FACTORS ON THE CO₂ FLUXES FROM THE OLIGOTROPHIC BOG SURFACE

Kulik A.A.^{1*}, Zarov E.A.¹

1) Югорский государственный университет, Ханты-Мансийск, Россия

k.artem.a@yandex.ru

Citation: Kulik A.A., Zarov E.A. 2023. The influence of the hydrometeorological factors on the CO₂ fluxes from the oligotrophic bog surface. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*. 14(4): 249-263.

DOI: 10.18822/edgcc624160

Выполнены измерения чистого экосистемного обмена (NEE) на мочажинном участке грядовомочажинного комплекса олиготрофного болота «Мухрино» с разделением на составляющие компоненты: валовую первичную продукцию (GPP) и дыхание экосистемы (R_{eco}). Измерения проводились в течение самого тёплого (июль), переходного (сентябрь) и самого холодного (октябрь) месяцев летне-осеннего сезона методом автоматизированных камер с 30-минутным интервалом. Это позволило получить подробную информацию о суточном ходе и сезонной динамике показателей. Для исследованных месяцев по отдельности и полевого сезона в целом осуществлен корреляционный анализ связи между гидрометеорологическими параметрами и величиной потоков. Для дыхания экосистемы (R_{eco}) наиболее высокий уровень корреляции за сезон выявлен с температурой почвы (0.88), температурой воздуха (0.71) и уровнем болотных вод (-0.73); за июль наиболее сильная корреляция выявлена с температурой воздуха (0.70) и температурой почвы (0.68); за сентябрь - с температурой почвы (0.81) и уровнем болотных вод (-0.78); за октябрь – с фотосинтетически активной радиацией (-0.59). Валовая первичная продукция (GPP) сильнее всего коррелирует с фотосинтетически активной радиацией (PAR) — в июле коэффициент корреляции равен -0.95, в сентябре -0.86, в октябре -0.79, в целом за полевой сезон -0.89. Чистый экосистемный обмен (PAR), аналогично GPP, наиболее тесно связан с PAR. В июле коэффициент корреляции NEE и PAR составляет -0.91, в сентябре -0.74, в октябре -0.71, за весь полевой сезон -0.73. Стоит подчеркнуть, что для каждого рассматриваемого месяца влияние внешних факторов на потоки уменьшается с течением времени от июля к октябрю, достигая минимума корреляции в самом холодном месяце.

Ключевые слова: Дыхание экосистемы (R_{eco}); валовая первичная продукция (GPP); чистый экосистемный обмен (NEE); фотосинтетически активная радиация (PAR); LI-8100A; уровень грунтовых вод (WTL); автоматические камеры; Мухрино; болотные экосистемы Западной Сибири; круговорот углерода.

Global climate change is one of the most important and promising phenomena to study in actual time. One of the key causes of global climate change is increasing the greenhouse gas (GHG) concentrations in the atmosphere [IPCC, 2023]. The main greenhouse gases are methane, carbon dioxides and nitric oxide, which contribute to the greenhouse effect and global warming [Lashof, Ahuja, 1990]. Carbon dioxide (CO_2) is one of the most significant and widespread gases involved in the planet's global carbon cycle [Lashof, Ahuja. 1990]. At the same time, living organisms play a key role in creation of atmosphere composition. Autotrophic organisms use a carbon dioxide to build their body structures, including complex organic compounds. During ecosystem functioning, the part of the carbon dioxide is released into the atmosphere through organism respiration, while another part is released through the decomposition of dead organic matter. Carbon dioxide may also be produced through natural and anthropogenic processes.

Peatland ecosystems play a significant role in the planet's carbon cycle, both locally and globally. Peatlands in their natural undisturbed state are a significant long-term carbon $sink^1$. However, the process of carbon deposition is not constant – in different years, peatlands may serve either as carbon sink or source². The main factor stimulating the carbon sequestration by peatland ecosystems is climatic conditions [Harenda et al., 2018; Bond-Lamberty et al., 2018]. Peatlands are the second most significant carbon stock on Earth and the largest on land. Despite covering only 2.84% of the Earth's land surface, the amount of soil organic carbon stored in them accounts for about one-third of all soil organic carbon on Earth. Peatlands in the northern hemisphere play a particularly important role in carbon sequestration, with an estimated accumulated carbon quantity of ~473–621 Gt of carbon [Yu et al., 2010].

The largest area of peatlands in Russia is located in Western Siberia, estimated at $\sim 42\%$ of the total Russian area [Vomperskiy et al., 1994; Sheng et al., 2004]. The territory of Western Siberia is featured to a high share of peatlands in original undisturbed state, making them an ideal location to study the impact of global changes on peatland biogeochemical functioning worldwide.

The carbon balance of peatlands is mainly determined by two processes: photosynthesis and respiration [Harenda et al., 2018]. The main factors influencing the CO_2 flux from peatlands are photosynthetically active radiation, atmospheric air temperature (T_{avg}), soil temperature (T_{soil}), and water table level (WTL) [Miao et al., 2013;

Juszczak et al., 2013; Dyukarev et al., 2019]. At the same time, the level of mutual influence and the degree of determination have not yet been fully determined.

To study the carbon balance of terrestrial ecosystems, the chamber method [Davidson et al., 2002] is widely used. The chamber method allows to estimate the CO_2 flux from the surface of the ecosystem. At the same time, the use of the modern automatic system LI-COR LI-8100A (LI-COR, USA) provides high-frequency continuous data on carbon dioxide fluxes over a long period of time, which makes it possible to assess the total accumulation of carbon and significantly improve the reliability of the identified relationships with environmental factors [Zarov et al., 2022].

The purpose of this study was to assess carbon dioxide fluxes and discover the main hydrometeorological parameters that influence the flow in the hollows of the Mukhrino raised bog.

MATERIALS AND METHODS

The research was carried out at the «Mukhrino» field station [Dyukarev et al., 2021], located in the central part of Western Siberia, 30 km southwest of the city of Khanty-Mansiysk. The climate is featured by high repeatability of anticyclonic conditions, rapid changes in weather conditions, a humid, moderately warm summer, and a fairly harsh, snowy winter. The chamber system was installed in a homogeneous area of the peatland, dominated by Sph. balticum, C. limosa, and Scheuchzeria palustris, with the presence of E. vaginatum on the periphery. The plant composition inside the chambers was not determined, but the most homogeneous and similar areas were selected for installation (Figure 2).

Carbon dioxide flux measurements were carried out using the automated chamber method, using a portable soil respiration analysis system LI-8100A (LI-COR, USA). The flues were measured by four automated chambers installed in the raised bog area of Mukhrino (Figure 3). The first group of chambers – NEE (2 LI-COR 8100-104s chambers), measured net ecosystem exchange (NEE); the second group – R_{eco} (2 LI-COR 8100-104 cameras), measured ecosystem respiration (R_{eco}). Measurements were taken for 2 minutes every 30 minutes for all cameras. Wooden walkways were installed in the peatland area to minimize potential negative impacts on the study surface.

The fluxes were calculated using a linear model of specialized software LI-8100 File Viewer 3.0.0 (LI-COR). R programming language packages dplyr [Wickham, 2016], ggplot2 [Wickham, 2016], lubridate [Grolemund, Wickham, 2011] were used for data processing and visualization. To analyze the dynamics of NEE and R_{eco} fluxes, the obtained values were averaged between LI-COR 8100-104s chambers (for NEE) and LI-COR 8100-104 chambers (for R_{eco}). Gross primary production (GPP) was calculated using the equation GPP=NEE- R_{eco} [Connolly et al., 2009]. For further analysis, measurements with a coefficient of determination (R^2) of linear regression above 0.5 were selected to minimize significant noise in the data. Spearman's rank correlation method was chosen to identify dependencies of flux on hydrometeorological properties. The dependence was determined based on the data of the flux and hydrometeorological properties averaged over 30 minutes.

RESULTS AND DISCUSSION

The average daily variation of CO₂ flows for July, September, October 2021 is shown in Fig. 5. The simultaneous use of dark and light chambers allowed to assess the flows that are released in the ecosystem as a result of the respiration of plants, animals and microorganisms (R_{eco}), the intensity of CO₂ absorption in the process photosynthesis (GPP), and net ecosystem exchange (NEE), which is the difference between the specific absorption rate (GPP) of carbon dioxide excretion (R_{eco}). The average daily variation of R_{eco} (Fig. 5) in July was featured by the highest values during daylight hours; the CO₂ flux reaches its maximum value at 11:00 (1.44 μ mol m²s⁻¹). For September and October, the daily dynamics of R_{eco} were weakly expressed. The highest CO_2 emissions were typical for evening and night time. The maximum R_{eco} in the daily cycle was observed at 19:00 (0.47 µmol m⁻²s⁻¹) for September, and at 00:00 $(0.17 \ \mu mol \ m^{-2}s^{-1})$ for October. The average daily cycle of GPP (Fig. 5) had a pronounced absorption maximum during daylight hours with maximum radiation, for July – at 11:00 (-3.47 μ mol m⁻²s⁻¹), for September – at 12:00 (-1.53 μ mol m⁻²s⁻¹), for October – at 11:00 (-0.45 μ mol m⁻²s⁻¹). The absorption of carbon dioxide from the atmosphere (GPP) had different daily durations depending on the month (Fig. 5), which is associated with a decrease in daylight hours by autumn. In July, carbon dioxide absorption was observed from 4:00 to 20:00 (16 hours), in September – from 5:00 to 18:00 (13 hours), in October – from 7:00 to 17:00 (10 hours). For the diurnal cycle of NEE (Fig. 5), the CO₂ absorption process (GPP> R_{eco}) predominated in the daytime, while the carbon dioxide emission process (GPP< R_{eco}) dominated at night. The maximum NEE value in the daily cycle in July was estimated at 1.01 μ mol m⁻²s⁻¹ at 22:00, in September 0.49 μ mol m⁻²s⁻¹ at 20:00, in October 0.17 μ mol m⁻²s⁻¹ at 21:00. The minimum NEE value in July was -2.03 μ mol m⁻²s⁻¹ at 11:00, in September: -1.01 μ mol m⁻²s⁻¹ at 12:00, in October 0.39 μ mol m⁻²s⁻¹ at 11:00.

A total of 1711, 2625 and 1597 R_{eco} measurements were taken in July, September and October, respectively. The highest average daily rate of ecosystem respiration R_{eco} occurred in the third ten days of July (July 19); by the last days of October, ecosystem respiration reached its minimum in the annual course (Fig. 7). The average R_{eco} in July was $1.05\pm0.25 \ \mu\text{mol}\ \text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$, and in October $0.13\pm0.01 \ \mu\text{mol}\ \text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$. These estimates were obtained on a sufficient array of data and therefore can be considered reliable. The peak intensity of photosynthesis was recorded on July 22, when vegetation absorbed the largest amount of CO₂. After July 22, there was a gradual decline in GPP; the rate of carbon dioxide absorption in the last days of October decreased significantly, but did not drop to zero. The presence of photosynthesis in the hollow of an oligotrophic bog even in late autumn and at low air temperatures is probably due to the activity of sphagnum mosses. Net ecosystem exchange (Fig. 7) was negative every day in July, thereby the absorption of carbon dioxide from the atmosphere daily dominated its release. In September, ecosystem absorption of carbon dioxide prevailed until September 10, after which both negative and positive NEE values were observed. During this period, intense precipitation occurred, a decrease in air temperature and the amount of incoming radiation, which led to the ecosystem switching from a sink to a temporary source of CO_2 . In October, the number of days on which the ecosystem acted as a carbon sink decreased; on most days, carbon dioxide emissions predominated. According to average monthly values, carbon dioxide absorption prevailed in July (-0.53±0.13 µmol m⁻²s⁻¹) and September (-0.11±0.18 µmol m⁻²s⁻¹), in October (0.02±0.04 µmol m⁻²s⁻¹) CO_2 evolution predominated. The number of measurements according to NEE (Table 2) is greatest in September (2584) and least in July (1709).

 R_{eco} was most influenced in July (Table 3) by air and soil temperature; in September – soil temperature and marsh water level. In October, when daily temperature variability decreased, the most significant factor for R_{eco} was PAR (-0.59). The degree of correlation of R_{eco} with T_{avg} and T_{soil} in July qualifies as high; these factors are directly related to R_{eco} – the higher the temperature, the greater the release of carbon dioxide into the atmosphere by the ecosystem. This is caused by an increase in the activity of microorganisms under the influence of increased temperature [Nikonova et al., 2019]. In September, the influence of T_{soil} (0.81) and water level (-0.78) increased, while the influence of T_{ave} (0.54) decreased. The degree of correlation of these parameters with R_{eco} in September was classified as high. It is assumed that the strong influence of water level (-0.78) on the R_{eco} flux in September may be associated with a sharp rise in water level (Fig. 6F), which could lead to a disruption of the optimum life activity of microorganisms. Similar flow behavior was found for North American peatlands [Miao et al., 2013]. In October, the greatest influence on R_{eco} was exerted by PAR (-0.59), the degree of correlation is weak negative; At the same time, the correlation of the indicator with PAR in July was weakly positive. The highest correlation for GPP (Table 3) was obtained with photosynthetically active radiation for all months of the study. The PAR correlation level for all months was classified as high. The inverse correlation is due to the fact that as PAR increases, CO₂ absorption increases (negative GPP flux). PAR is a key factor influencing plant photosynthesis, which in turn affects their ability to assimilate CO_2 and produce GPP. As PAR intensity increases, plants increase the rate of photosynthesis and absorb carbon dioxide from the atmosphere faster, which increases GPP. The greatest influence on NEE was caused by PAR (Table 3) in July, in September and October (-0.91, -0.74 and -0.71, respectively). The level of PAR correlation in July and September was high, in October it was moderate. When PAR levels increase, plants use carbon dioxide more actively to produce organic matter and increase the level of GPP in the ecosystem, which leads to an increase in NEE flux. On the other hand, when PAR levels decrease, plants become less active in photosynthesis, which leads to the prevalence of R_{eco} and a decrease in NEE flux. Analysis of correlation coefficients calculated from data for the entire field season, the best relationship for R_{eco} was found with soil temperature (0.88), air temperature (0.71) and water level (-0.73). PAR has the greatest influence on GPP (-0.89) and NEE (-0.73).

CONCLUSIONS

Automated high temporal resolution chamber measurements of carbon dioxide flux provided a data for analyzing CO₂ fluxes in the peatland area. The results provided detailed information that was used to analyze the impact of environmental hydrometeorological parameters on the flux. The highest ecosystem respiration (R_{eco}) value during a 24-hour period was recorded in July at 11:00 (1.44 µmol m⁻²s⁻¹), in September at 19:00 (0.47 µmol m⁻²s⁻¹), and in October at 00:00 (0.17 µmol m⁻²s⁻¹). The maximum gross primary production (GPP) for all months occurred between 11-12 hours: in July at 11:00 (-3.47 µmol m⁻²s⁻¹), in September at 12:00 (-1.53 µmol m⁻²s⁻¹), and in October at 11:00 (-0.45 µmol m⁻²s⁻¹). By autumn, the duration of GPP throughout a day decreased, as well as the amplitude of diurnal variation for all flux indicators. The highest average daily CO₂ flux for all indicators was recorded in July, while the lowest was in October. In net ecosystem exchange (NEE), absorption predominated from July 14 to September 9, with days dominated by ecosystem respiration from September 10 onwards. The amplitude of the average daily flux for all indicators decreased by October.

Based on the Spearman correlation data, the highest seasonal correlation for ecosystem respiration (R_{eco}) was with soil temperature (0.88), air temperature (0.71), and water level (-0.73). In July, the best correlation is with air temperature (0.70) and soil temperature (0.68), in September with soil temperature (0.81) and water level (-0.78), and in October with photosynthetically active radiation (PAR) (-0.59). Gross primary production (GPP) correlates best with PAR. In July, the correlation coefficient is -0.95, in September -0.86, in October -0.79, and for the entire field season -0.89. Net ecosystem exchange (NEE), similar to GPP, is most dependent on PAR. In July, the correlation coefficient is -0.97, and for the entire field season -0.73.

In general, the article calculates carbon dioxide fluxes from the surface of a hollow in an oligotrophic peatland. The seasonal and average daily dynamics of hydrometeorological properties are described, and their influence on CO_2 flows is assessed. It is worth noting that throughout the entire growing season, the influence of external factors on fluxes decreases, reaching a minimum mutual correlation in the coldest month (October).

Keywords: Ecosystem Respiration (R_{eco}); Gross Primary Productivity (GPP); Net Ecosystem Exchange (NEE); LI-8100A; Water Table Level (WTL); automatic chambers; Mukhrino; Western Siberian bog; carbon cycle.

ВВЕДЕНИЕ

Современные глобальные климатические изменения являются одним из наиболее важных и значимых явлений на планете, которые требуют углубленного изучения и анализа. Одной из ключевых причин изменений климата является увеличение содержания парниковых газов (GHG) в атмосфере вследствие антропогенной активности [IPCC, 2023]. К основным парниковым газам относятся водяной пар, метан, углекислый газ и закись азота [Lashof, Ahuja, 1990; IPCC, 2023]. Состав атмосферы в значительной степени определяется активностью живых организмов. Так, автотрофы используют углекислый газ атмосферы для синтеза собственной биомассы. В процессе функционирования экосистемы часть углекислого газа возвращается в атмосферу в результате дыхания организмов, а часть – в процессе дыхания редуцентов, участвующих в разложении отмершей органики. При этом CO₂ может образовываться в результате природных и антропогенных процессов.

Современные антропогенные выбросы углекислого газа в основном являются продуктом сжигания различных видов ископаемого топлива, таких как каменный или бурый уголь, природный газ и нефть, а также твердых отходов, древесины и других биологических материалов. Кроме того, CO_2 может выделяться как побочный продукт ряда производственных процессов, например, при производстве цемента. Хозяйственная активность человечества воздействует на углеродный цикл, увеличивая эмиссию диоксида углерода в атмосферу как напрямую, через увеличение выбросов этого парникового газа при промышленном производстве, так и опосредованно, вследствие увеличения площади деградированных экосистем. Альтернативой является связывание CO_2 за счёт восстановления и увеличения площади экосистем-поглотителей [Prentice et al., 2001; Yoro, Daramola, 2020]. Удачным примером восстановления таких экосистем являются работы по рекультивации болот России [Sirin et al., 2021], Германии [Zerbe et al., 2013] и Великобритании [Мохеу, Moran, 2014].

Болотные экосистемы играют значимую роль в круговороте С как в региональном, так и в глобальном масштабе [Zemtsov et al., 1998]. Болота в естественном ненарушенном состоянии являются низкопродуктивным стоком углерода (С) с длительным периодом хранения¹. Процесс депонирования С нестабилен: в разные годы одни и те же болота могут быть как нетто-стоком, так и нетто-источником углерода.

Болотные экосистемы выступают вторыми по запасам углерода на Земле (после океана) и первыми на суше². При малой площади, занимаемой болотами (2.84% от площади поверхности суши), количество почвенного органического углерода, связанного в них, составляет ~1/3 от всего почвенного органического углерода Земли [Хu et al., 2018].

Особую роль в запасании углерода играют бореальные болота северного полушария: накопленное количество С в них оценивается в 473 - 621 Гт С [Yu et al., 2010]. Болотные комплексы Западной Сибири занимают оценочно 42% от общей площади болот России [Vomperskiy et al., 1994; Sheng et al., 2004]. При этом территория Западной Сибири характеризуется высокой долей болотных экосистем в нативном состоянии, что делает её идеальным объектом для изучения влияния глобальных изменений на биогеохимические процессы в болотных экосистемах во всем мире [Zemtsov et al., 1998].

Углеродный баланс наземных экосистем, включая болота, в основном определяется двумя процессами: фотосинтезом и дыханием [Bond-Lamberty et al., 2018; Harenda et al., 2018]. Основными факторами, влияющими на потоки CO₂ в болотных экосистемах, являются солнечная радиация (PAR), температура атмосферного воздуха и почвы, уровень болотных вод (WTL) [Miao et al., 2013; Juszczak et al., 2013; Dyukarev et al., 2019; Makhnykina et al., 2021; Ilyasov et al., 2023]. При этом уровень влияния гидрометеорологических характеристик на интенсивность углеродного обмена и степень детерминации этих связей до сих пор недостаточно изучены.

Для исследования углеродного баланса наземных экосистем широко используется камерный метод, позволяющий оценивать поток CO₂ с поверхности экосистемы [Davidson et al., 2002]. Камерный метод позволяет оценивать поток CO₂ с поверхности экосистемы. При этом, использование современной автоматической системы LI-8100A (LI-COR, CША) обеспечивает получение высокочастотных непрерывных данных о потоках углекислого газа в течение длительного

¹ Strack, M. (Ed.). (2008). Peatlands and climate change. IPS, International Peat Society. – Цит. по [Harenda et al., 2018]

² Rydin H., Jeglum J. K., Bennett K. D. The biology of peatlands, 2e. – OUP Oxford, 2013. – Цит. по [Harenda et al., 2018]

времени, что позволяет оценить суммарное накопление углерода и существенно улучшить достоверность выявленных зависимостей между потоками CO₂ и факторами окружающей среды [Zarov et al., 2022].

Целью данного исследования является оценка потоков CO₂ и выявление основных гидрометеорологических параметров, оказывающих влияние на эти потоки в мочажинном участке верхового болота Мухрино.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводились на международном полевом стационаре «Мухрино» [Dyukarev et al., 2021a], расположенном в центральной части Западной Сибири, в 20 км к юго-западу от г. Ханты-Мансийска (ХМАО-Югра) (рис. 1). Климат отличается высокой повторяемостью антициклональных условий, быстрым изменением погодных условий, влажным, умеренно теплым летом и довольно суровой, снежной зимой [Kupriianova et al., 2022].



Рисунок 1. Местоположение полевого стационара "Мухрино". Красным треугольником обозначено расположение научно-полевой станции Мухрино. Снимок Landsat 8 (NASA, США).

Измерение потоков диоксида углерода проводилось в мочажинном участке верхового болота Мухрино, покрытом характерными осоково-шейхцериево-сфагновыми и пушицево-осоковосфагновыми сообществами. В травяном ярусе доминируют шейхцерия (Scheuchzeria palustris), осока (Carex limosa), несколько видов пушицы (Eriophorum russeolum, E. vaginatum) и росянка (Drosera rotundifolia, D. anglica). В моховом покрове доминируют несколько гидрофильных видов сфагновых мхов [Kupriianova et al., 2022]. Камерная система была установлена на однородном участке мочажины (60.893351 с.ш., 68.682618 в.д.) с доминированием Sph. balticum, C. limosa и Scheuchzeria palustris с присутствием кочек пушицы (E. vaginatum) по периферии. Растительный покров был представлен максимально однородными и схожими участками (рис. 2).



Рисунок 2. Камера LI-COR 8100-104с, размещенная на мочажинном участке Мухрино.

Измерение потоков CO₂ проводилось при помощи статического камерного метода с использованием портативной автоматической системы LI-8100A (LI-COR, CША). Исследования проводились при помощи 4-х автоматических камер: 2-х камер из прозрачного материала (модель LI-COR 8100-104с), предназначенных для измерения чистого экосистемного обмена (NEE, Net Ecosystem Exchange), и еще 2-х – из непрозрачного материала (модель LI-COR 8100-104), измеряющие дыхание экосистемы (R_{eco} , Ecosystem Respiration) (рис. 3). Одновременное использование прозрачных и непрозрачных камер позволило оценить потоки CO₂ в экосистеме в результате дыхания растений, животных и микроорганизмов (R_{eco}), интенсивность поглощения CO₂ в процессе фотосинтеза (GPP), и чистый обмен экосистемы (NEE), который составляет разность между скоростями поглощения (GPP) и выделения углекислого газа (R_{eco}). Для уменьшения потенциального негативного нарушающего воздействия манипуляций на исследуемую поверхность, на мочажинном участке болота были установлены деревянные мостки.

Измерения проводились с 14 июля по 22 октября 2021 г., чтобы охватить период максимальной активности фотосинтеза – вплоть до периода установления стабильного снежного покрова. Время экспозиции для всех камер составляло 2 мин 30 с, с выходом на повторное измерение для каждой камеры раз в 30 мин. Площадь оснований прозрачных и непрозрачных камер составляла 317.8 см², объем прозрачных камер 3876.0 см³, непрозрачных 4076.1 см³. При обработке результатов полевых измерений были выявлены пропуски. За август пропуски в данных были связаны с нестабильной подачей электроэнергии – из всего ряда значений измерения покрывают менее четверти всего месяца, что не характеризует поток за данный период. Пропуски данных за 21-24 сентября были вызваны низким значением коэффициента детерминации при расчете потоков, что может быть связано с похолоданием и выпадением осадков.



Рисунок 3. Схема расположения камер на мочажинном участке верхового болота Мухрино (NEE – прозрачные камеры); (Poro - https://www.youtube.com/watch?v=hwWpGskAkYI).

Расчет потоков производился с помощью линейной модели с использованием специализированного программного обеспечения LI-8100 File Viewer 3.0.0 (LI-COR). Для обработки и визуализации данных использовались пакеты языка программирования R: dplyr [Wickham, 2023], ggplot2 [Wickham, 2016], lubridate [Grolemund, Wickham, 2011]. Для увеличения статистической достоверности результатов измерений полученные значения потоков усреднялись попарно и ежечасно. Для каждого часа в качестве оценки NEE использовалось среднее значение потока в двух прозрачных камерах, полученных в начале и середине часа (0 и 30 мин). Валовая первичная продукция (GPP, Gross Primary Productivity) рассчитывалась по разности потоков, определенных для прозрачных и непрозрачных камер GPP=NEE-R_{eco} [Connolly et al., 2009]. Для дальнейшего анализа были отобраны только те расчеты удельного потока, для которых коэффициент детерминации линейной регрессии изменения концентрации СО₂ в камере был выше 0.5. Такой выбор обусловлен отсутствием значительных шумов в данных измерениях и высоким уровнем соответствия линейной модели зафиксированным значениям концентраций. Для выявления зависимостей потока от гидрометеорологических параметров был выбран метод ранговой корреляции Спирмена (p=0.05). Связь потоков СО₂ и гидрометеорологических параметров определялась на основе данных, усредненных за 30 минут.

Гидрометеорологические характеристики были получены с помощью автоматической метеостанции [Dyukarev et al, 2021b]. Перечень параметров и модель измерительных приборов представлена в табл. 1.

№	Гидрометеорологические характеристики	Наименование датчика	Точность
1	Уровень болотных вод	НОВО U20L-02 (США)	±0.2%
2	Влажность воздуха на высоте 2 м	Rotronic HC2A-S3 (Швейцария)	±0.8%
3	Температура воздуха на высоте 2 м	Rotronic HC2A-S3 (Швейцария)	±0.1°C
4	Температура почвы	Hukseflux STP01 (Нидерланды)	±3%
5	Атмосферное давление	Cambell Scientific CS105 PTB101b (CIIIA)	±0.05%
6	Атмосферные осадки	HOBO data logging rain gauge RG3-M (CIIIA)	±3%
7	Фотосинтетически активная радиация	LI-COR LI-190R (CIIIA)	±5%

РЕЗУЛЬТАТЫ

На рисунке 4 приведен суточный ход основных метеорологических параметров, осредненный для каждого месяца исследований. Для суточного хода температуры воздуха (T_{avg}) (рис. 4A) был характерен минимум в ночные и утренние часы, максимум – в дневные часы. В сентябре суточный ход T_{avg} был более плавным, чем в остальные месяцы, с меньшей амплитудой колебаний в течение суток. В октябре в ночные часы фиксировался переход температуры воздуха через ноль. Минимальная T_{avg} в осредненном суточном ходе в июле была +11.0°C (в 3:00), в сентябре +3.3°C (в 5:00), в октябре -1.1°C (в 7:00). Максимальная T_{avg} в июле составляла +20.5°C (в 15:00), в сентябре +10.1°C (в 15:00), в октябре +3.8°C (в 14:00).

Температура почвы T_{soil} (рис. 4В) характеризовалась минимальными значениями в утренние часы, максимальными в середине дня и снижением температуры к вечеру и ночью. В октябре амплитуда суточного хода температуры почвы снижалась, динамика становилась более «сглаженной», с небольшими колебаниями в течение дня. Минимальные значения T_{soil} в июле принимали +15.4°C (в 6:00), в сентябре +7.7°C (в 9:00), в октябре +3.1°C (в 9:00). Максимальные значения T_{soil} в июле были +20.8°C (в 15:00), в сентябре +11.1°C (в 18:00), в октябре +4.7°C (в 18:00).

Фотосинтетически активная радиация (PAR) (рис. 4C) в июле характеризовалась более высокой интенсивностью радиации в середине дня. В сентябре и октябре уровень радиации снизился. Значения PAR увеличивались в утренние часы и достигали максимума в 11:00-12:00, после чего постепенно уменьшались. Средние значения PAR в полдень для июля составили 821 мкмоль м⁻²c⁻¹, для октября 295 мкмоль м⁻²c⁻¹.

Относительная влажность воздуха (рис. 4D) имела высокие значения в утренние и ночные часы, снижаясь к середине дня. Диапазон колебаний относительной влажности в течение суток в июле изменялся в пределах от 58 до 93 %; в сентябре – от 69 до 95 %; в октябре – от 71 до 91 %.



Рисунок 4. Средний суточный ход метеорологических параметров за июль, сентябрь, октябрь 2021 года. А – температура воздуха; В – температура почвы; С – фотосинтетически активная радиация; D – относительная влажность воздуха. Контуром на рисунках А, В и пунктиром на рисунках С, D обозначено стандартное отклонение; красный пунктир на рисунке А обозначает 0 °C.

Средний суточный ход R_{eco} (рис. 5) в июле характеризовался наибольшими значениями в светлое время, максимального значения поток CO₂ достигал в 11:00 (1.44 мкмоль м⁻²c⁻¹). Для сентября

и октября суточная динамика R_{eco} была слабовыраженной. Наибольшая эмиссия CO_2 была характерна для вечернего и ночного времени. Максимум R_{eco} в суточном ходе наблюдался в 19:00 (0.47 мкмоль $m^{-2}c^{-1}$) для сентября и в 00:00 (0.17 мкмоль $m^{-2}c^{-1}$) для октября.

Средний суточный ход GPP (рис. 5) имел выраженный максимум поглощения в светлое время при максимальной радиации, для июля – в 11:00 (-3.47 мкмоль м⁻²c⁻¹), для сентября – в 12:00 (-1.53 мкмоль м⁻²c⁻¹), для октября – в 11:00 (-0.45 мкмоль м⁻²c⁻¹). Поглощение CO₂ из атмосферы (GPP) в зависимости от месяца характеризовался разной продолжительностью в течение суток (рис. 5), что было связано с сокращением светового дня к осени. В июле поглощение углекислого газа наблюдалось с 4:00 до 20:00 (16 часов), в сентябре – с 5:00 до 18:00 (13 часов), в октябре – с 7:00 до 17:00 (10 часов).

Для суточного хода NEE (рис. 5) в дневное время преобладал процесс поглощения CO₂ (GPP>R_{eco}), тогда как в ночное время доминировал процесс эмиссии углекислого газа (GPP<R_{eco}). Максимальное значение NEE в суточном ходе в июле было оценено в 1.01 мкмоль м⁻²c⁻¹ в 22:00, в сентябре 0.49 мкмоль м⁻²c⁻¹ в 20:00, в октябре 0.17 мкмоль м⁻²c⁻¹ в 21:00. Минимальное значение NEE в июле составило -2.03 мкмоль м⁻²c⁻¹ в 11:00, в сентябре: -1.01 мкмоль м⁻²c⁻¹ в 12:00, в октябре 0.39 мкмоль м⁻²c⁻¹ в 11:00.





Сравнительное изучение сезонной динамики гидрометеорологических характеристик и потоков углекислого газа проводилось по временным рядам средних суточных значений. Средняя суточная температура воздуха и почвы закономерно снижалась с начала июля до конца исследуемого периода (рис. 6А). Положительные средние температуры воздуха наблюдались на протяжении всего периода, за исключением октября. Самая высокая средняя суточная температура воздуха была зафиксирована 1 июля (+26.5°C), а самая низкая – 31 октября (-12.4°C). Наибольшая средняя суточная температура почвы (рис. 6В) была 1 июля (+22.1°C), наименьшая – 31 октября (-1.7°C). Величины РАR также снижались в течение лета и осени: максимальное суточное значение (рис. 6С) пришлось на 8 июля (523 мкмоль m^2c^{-1}), минимальное – на 28 октября (21 мкмоль m^2c^{-1}). Диапазон колебаний средней

NEE

суточной относительной влажности воздуха (рис. 6D) в июле изменялся в пределах от 61 до 94 %; в сентябре – от 58 до 99 %; в октябре – от 66 до 99 %. Наибольшее количество атмосферных осадков (RA) (рис. 6E) выпало 17 сентября (24.6 мм). В июле было зарегистрировано выпадение осадков в течение 14 сут, в сентябре – 25 сут, а в октябре – 17 сут. В июле WTL постепенно понижался от 6 до 8 см, кратковременно повышаясь на несколько см после дождей. В течение августа WTL также снижался, достигнув минимальных значений 11 см 9 сентября, после чего под влиянием обильных атмосферных осадков (рис. 6D) WTL быстро увеличился, достигнув своего пика на уровне -3 см (уровень воды над поверхностью болота) к 22 сентября. После 22 сентября с установлением сухой прохладной погоды WTL пошёл на спад, достигнув минимума 11 октября (1 см). Динамика атмосферного давления характеризовала синоптическую ситуацию в период исследований и частую смену циклонов и антициклонов, проходящих над регионом исследования (рис. 6G).



Рисунок 6. Средние суточные значения гидрометеорологических параметров для июля, сентября, октября 2021 г. А – температура воздуха; В – температура почвы; С – фотосинтетически активная радиация; D – относительная влажность воздуха; Е – сумма атмосферных осадков; F – уровень болотных вод; G – атмосферное давление. Контуром на рисунках A, B, F, G и пунктиром на рисунках C, D обозначено стандартное отклонение; красный пунктир на рисунке A обозначает 0 °C; голубой пунктир на рисунке C обозначает минимальную и максимальную суточную интенсивность PAR.

Всего было проведено 1711, 2625 и 1597 измерений R_{eco} в июле, сентябре и октябре, соответственно (табл. 2). Наибольшая средняя суточная скорость экосистемного дыхания R_{eco} приходилась на третью декаду июля (19 июля), к последним числам октября дыхание экосистемы достигло своего минимума в годовом ходе (рис. 7). Среднее значение R_{eco} в июле составило 1.05±0.25 мкмоль м⁻²c⁻¹, в сентябре 0.43±0.24 мкмоль м⁻²c⁻¹, а в октябре 0.13±0.01 мкмоль м⁻²c⁻¹ (табл. 2).

Пик интенсивности фотосинтеза был зарегистрирован 22 июля, когда растительность поглощала наибольшее количество CO₂ (рис. 7). После 22 июля происходил постепенный спад GPP, скорость поглощения диоксида углерода в последних числах октября существенно снижалась, но не опускалась до нуля. Наличие фотосинтеза на мочажине олиготрофного болота даже поздней осенью и при низких температурах воздуха, вероятно, было обусловлено активностью сфагновых мхов.

Чистый экосистемный обмен (рис. 7) каждые сутки июля был отрицательным, тем самым поглощение углекислого газа из атмосферы ежедневно доминировало над его выделением. В сентябре поглощение экосистемой двуокиси углерода преобладало до 10 сентября, после чего наблюдались как отрицательные, так и положительные значения NEE. В этот период происходило выпадение значительного количества атмосферных осадков, снижение температуры воздуха и интенсивности солнечной радиации, что привело к переключению экосистемы с функции стока во временный источник CO_2 . В октябре число дней, когда экосистема выступала в роли стока углерода, уменьшилось; в большинстве дней превалировало выделение углекислого газа. По средним месячным значениям поглощение диоксида углерода превалировало в июле (-0.53±0.13 мкмоль м⁻²c⁻¹), в октябре (0.02±0.04 мкмоль м⁻²c⁻¹) преобладало выделение CO_2 . Максимальное число измерений NEE (табл. 2) было проведено в сентябре (2584), наименьшее – в июле (1709).



Рисунок 7. Средние суточные потоки CO₂ за июль, сентябрь, октябрь 2021 г. Красным пунктиром обозначено стандартное отклонение R_{eco}, черным пунктиром – стандартное отклонение NEE.

Таблица 2. Статистические характеристики измерений потоков CO₂: число измерений, использованных для осреднения (n), среднее значение (X) \pm стандартное отклонение (STD), максимальное (Max), минимальное (Min) среднее суточное значение за месяц. Потоки приведены в мкмоль м⁻²с⁻¹.

	Июль			Сентябрь			Октябрь		
	NEE	R _{eco}	GPP	NEE	R _{eco}	GPP	NEE	R _{eco}	GPP
n	1709	1711	863	2584	2625	1337	1953	1597	1037
Х	-0.53	1.05	-1.58	-0.11	0.43	-0.53	0.02	0.13	-0.11
STD	0.13	0.25	0.26	0.18	0.24	0.35	0.04	0.01	0.05
Max	-0.31	1.47	-1.08	0.31	0.85	-0.12	0.10	0.15	-0.02
Min	-0.79	0.68	-2.06	-0.47	0.14	-1.13	-0.08	0.10	-0.21

ОБСУЖДЕНИЕ

Метод корреляции Спирмена позволил определить связь между гидрометеорологическими параметрами и потоками CO₂. Для этого за каждый месяц исследований и за сезон в целом был вычислен коэффициент корреляции между потоками углекислого газа и каждым из гидрометеорологических параметров (табл. 3).

На R_{eco} наибольшее влияние в июле оказывали температура воздуха и почвы (табл. 3); в сентябре – температура почвы и уровень болотных вод. В октябре, когда суточная вариабельность температур снизилась, наиболее значимым фактором для R_{eco} оказался PAR (-0.59). Степень корреляции R_{eco} с T_{avg} и T_{soil} в июле была высокой: чем выше были температуры, тем больше - выделение экосистемой углекислого газа в атмосферу. Это согласуется с известным по литературным данным фактом увеличения активности микроорганизмов при повышении температуры [Nikonova et al., 2019]. В сентябре влияние T_{soil} (0.81) и WTL (-0.78) увеличилось, а влияние T_{avg} (0.54) - уменьшилось. Степень корреляции этих параметров с R_{eco} в сентябре может быть связано с резким подъемом WTL (рис. 6F), который мог привести к нарушению оптимума жизнедеятельности микроорганизмов. Аналогичное поведение потоков было обнаружено для болот Северной Америки [Miao et al., 2013]. В октябре наибольшее влияние на R_{eco} оказывала РАК (-0.59), степень корреляции средняя отрицательная; при этом корреляция показателя с РАК в июле была слабой положительной.

Наибольшая корреляция для GPP (табл. 3) была получена с фотосинтетически активной радиацией для всех месяцев исследования. Уровень корреляции GPP с PAR за все месяцы квалифицировался как высокий. Обратная корреляция обусловлена тем, что с увлечением PAR растёт поглощение CO₂ (отрицательный поток GPP). РАК является ключевым фактором, влияющим на фотосинтез растений, который, в свою очередь, влияет на их способность ассимилировать CO₂ и производить GPP. При увеличении интенсивности PAR, растения увеличивают скорость фотосинтеза и быстрее связывают углекислый газ из атмосферы, что увеличивает GPP.

Наибольшее влияние на NEE в июле, в сентябре и октябре оказывала PAR (-0.91, -0.74 и -0.71 соответственно) (табл. 3). Уровень корреляции с PAR в июле был очень высоким, а в сентябре и октябре – высоким. Когда PAR увеличивается, растения активнее используют углекислый газ для синтеза органического вещества, и величины GPP возрастают, что приводит к увеличению отрицательного потока NEE. С другой стороны, когда уровень PAR снижается, растения становятся менее активными в процессе фотосинтеза, что приводит к превалированию R_{есо} и увеличению положительного потока NEE.

Расчет коэффициентов корреляции по данным за весь полевой сезон показывает, что наилучшая связь для R_{eco} выявлена с температурой почвы (0.88), температурой воздуха (0.71) и WTL (-0.73). Наибольшее влияние на GPP (-0.89) и NEE (-0.73) оказывала PAR.

Таблица 3. Корреляция Спирмена (p=0.05): связь потоков углекислого газа и гидрометеорологических факторов. Температура воздуха (T_{avg}), температура почвы (T_{soil}), фотосинтетически активная радиация (PAR), атмосферные осадки (RA), влажность воздуха (RH), атмосферное давление (AP), уровень болотных вод (WTL), число использованных для корреляции значений потоков (n).

Коэффициент корреляции Спирмена (ρ=0.05)													
	T _{avg}	T _{soil}	PAR	RA	RH	AP	WTL	n					
Июль													
R _{eco}	0.70	0.68	0.38	-0.06	-0.42	-0.12	-0.41	1711					
GPP	-0.59	-0.34	-0.95	0.11	0.66	-0.01	0.23	863					
NEE	-0.47	-0.23	-0.91	0.13	0.66	-0.04	0.16	1709					
Сентябрь													
R _{eco}	0.54	0.81	-0.04	-0.09	-0.12	-0.36	-0.78	2625					
GPP	-0.48	-0.19	-0.86	0.02	0.43	0.09	0.22	1337					
NEE	-0.23	0.11	-0.74	-0.01	0.39	-0.11	-0.07	2584					
Октябрь													
R _{eco}	-0.08	0.31	-0.59	-0.03	0.25	-0.11	0.03	1597					
GPP	-0.35	0.1	-0.8	-0.03	0.36	0.01	-0.08	1037					
NEE	-0.22	0.23	-0.71	-0.03	0.32	-0.07	0.02	1953					
За полевой сезон													
R _{eco}	0.71	0.88	0.23	0.03	-0.23	-0.52	-0.73	5933					
GPP	-0.57	-0.41	-0.89	0.01	0.48	0.23	0.33	3237					
NEE	-0.28	-0.05	-0.73	0.05	0.51	-0.03	0.04	6246					

выводы

Автоматические камерные измерения потоков углекислого газа с высоким временным разрешением (каждые 30 мин), предоставили долговременный достоверный набор данных для анализа потоков CO₂ на мочажинном участке олиготрофного болота Мухрино. Результаты мониторинга были использованы для анализа влияния гидрометеорологических параметров на потоки диоксида углерода.

Наибольшее значение дыхания экосистемы (R_{eco}) в суточном ходе, осредненном для июля, было получено в 11:00 (1.44 мкмоль м⁻²c⁻¹), для сентября – в 19:00 (0.47 мкмоль м⁻²c⁻¹), для октября – в 00:00 (0.17 мкмоль м⁻²c⁻¹). Максимум валовой первичной продукции (GPP) за все месяцы наблюдался в диапазоне 11:00-12:00: в июле – в 11:00 (-3.47 мкмоль м⁻²c⁻¹), в сентябре – в 12:00 (-1.53 мкмоль м⁻²c⁻¹), в октябре – в 11:00 (-0.45 мкмоль м⁻²c⁻¹). К осени уменьшилась продолжительность периода с ненулевыми значениями потока GPP в течение дня, а также амплитуда суточного хода. Наибольшее значение среднего суточного потока CO₂ для всех показателей было в июле, наименьшее – в октябре. В чистом экосистемном обмене (NEE) поглощение превалировало с 14 июля до 9 сентября. Начиная с 10 сентября встречаются дни, где доминировало дыхание экосистемы.

По результатам корреляционного анализа обнаружено, что наилучшая связь за сезон для дыхания экосистемы (R_{eco}) проявляется с температурой почвы (0.88), температурой воздуха (0.71) и уровнем болотных вод (-0.73), что обусловлено формированием оптимальных условий для жизнедеятельности микроорганизмов, формирующих поток гетеротрофного дыхания. В июле наилучшая корреляция R_{eco} наблюдалась с температурой воздуха (0.70) и температурой почвы (0.68), в сентябре – с температурой почвы (0.81) и уровнем болотных вод (-0.78), в октябре – с фотосинтетически активной радиацией (-0.59). Валовая первичная продукция (GPP) лучше всего коррелировала с фотосинтетически активной радиацией (PAR) во все месяцы. В июле коэффициент корреляции GPP с PAR был равен -0.95, в сентябре -0.86, в октябре -0.79, за полевой сезон -0.89. Чистый экосистемный обмен (NEE), аналогично GPP, был наиболее зависим от PAR. В июле

коэффициент корреляции составлял -0.91, в сентябре -0.74, в октябре -0.71, а за весь полевой сезон - 0.73.

В данном исследовании нами были рассчитаны потоки углекислого газа с поверхности мочажины на олиготрофном болоте, описаны сезонная и среднесуточная динамики гидрометеорологических показателей, а также проведена количественная оценка их влияния на потоки CO₂. Наиболее ярко выраженной закономерностью было постепенное уменьшение влияния гидрометеорологических факторов на потоки CO₂ в ходе нашего мониторингового эксперимента, достигая минимума корреляции в самом холодном месяце (октябре).

БЛАГОДАРНОСТИ

Работа выполнена при поддержке гранта Правительства Тюменской области в соответствии с программой Западно-Сибирского межрегионального научно-образовательного центра мирового уровня в рамках национального проекта «Наука». Соглашение № 94-ДОН/05.5/20-ЮГУ-231 от 14.12.2020.

This research has been supported by the Government of the Tyumen region within the framework of the Program of the World-Class West Siberian Interregional Scientific and Educational Center (national project "Nauka").

Выражаем искреннюю благодарность за помощь в проведении исследований ведущему инженеру Алексею Дмитриченко, а также Ивану Дубинскому.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Bond-Lamberty B., Bailey V.L., Chen M., Gough C.M., Vargas R. 2018. Globally rising soil heterotrophic respiration over recent decades. *Nature*, 560(7716): 80-83. https://doi.org/10.1038/s41586-018-0358-x

Connolly J., Roulet N.T., Seaquist J.W., Holden N.M., Lafleur P.M., Humphreys E.R., Heumann B.W., Ward S.M. 2009. Using MODIS derived fPAR with ground based flux tower measurements to derive the light use efficiency for two Canadian peatlands. *Biogeosciences*, 6(2): 225-234. https://doi.org/10.5194/bg-6-225-2009

Davidson E.A., Savage K.V.L.V., Verchot L.V., Navarro R. 2002. Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. *Agricultural and Forest Meteorology*, 113(1-4): 21-37. https://doi.org/10.1016/S0168-1923(02)00100-4

Dyukarev E.A., Godovnikov E.A., Karpov D.V., Kurakov S.A., Lapshina E.D., Filippov I.V., Filippova N.V., Zarov E.A. 2019. Net Ecosystem Exchange, Gross Primary Production And Ecosystem Respiration In Ridge-Hollow Complex At Mukhrino Bog. *Geography, Environment, Sustainability*, 12(2): 227-244. https://doi.org/10.24057/2071-9388-2018-77

Dyukarev E., Zarov E., Alekseychik P., Nijp J., Filippova N., Mammarella I., Filippov I., Bleuten W., Khoroshavin V., Ganasevich G., Meshcheryakova A., Vesala T., Lapshina E. 2021a. The multiscale monitoring of peatland ecosystem carbon cycling in the middle taiga zone of Western Siberia: the Mukhrino bog case study. *Land*, 10(8): 824. https://doi.org/10.3390/land10080824

Dyukarev E., Filippova N., Karpov D., Shnyrev N., Zarov E., Filippov I., Voropay N., Avilov V., Artamonov A., Lapshina E. 2021b. Hydrometeorological dataset of West Siberian boreal peatland: a 10-year record from the Mukhrino field station. *Earth System Science Data*, 13(6): 2595-2605. https://doi.org/10.5194/essd-13-2595-2021

Golovatskaya E.A., Dyukarev E.A. 2012. The influence of environmental factors on the CO₂ emission from the surface of oligotrophic peat soils in West Siberia. *Eurasian Soil Sc.*, 45: 588–597. https://doi.org/10.1134/S106422931206004X

Grolemund G., Wickham H. 2011. Dates and Times Made Easy with lubridate. Journal of Statistical Software, 40(3): 1-25. https://doi.org/10.18637/jss.v040.i03

Harenda K.M., Lamentowicz M., Samson M., Chojnicki B.H. 2018. The role of peatlands and their carbon storagefunction in the context of climate change. *Interdisciplinary Approaches for Sustainable Development Goals*, (Tymon Zielinski, Iwona Sagan, Waldemar Surosz, eds.), pp. 169–187, Springer Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71788-3 12

Ilyasov D.V., Meshcheryakova A.V., Glagolev M.V., Kupriianova I.V., Kaverin A.A., Sabrekov A.F., Kulyabin M.F., Lapshina E.D. 2023. Field-Layer Vegetation and Water Table Level as a Proxy of CO₂ Exchange in the West Siberian Boreal Bog. *Land*, 12: 566. https://doi.org/10.3390/land12030566

IPCC. (eds. Core Writing Team, H. Lee and J. Romero). 2023. Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, 184 pp. doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647

Juszczak R., Humphreys E., Acosta M., Michalak-Galczewska M., Kayzer D., Olejnik J. 2013. Ecosystem respiration in a heterogeneous temperate peatland and its sensitivity to peat temperature and water table depth. *Plant Soil*, 366: 505-520. https://doi.org/10.1007/s11104-012-1441-y

Kupriianova I.V., Kaverin A.A., Filippov I.V., Ilyasov D.V., Lapshina E.D., Logunova E.V., Kulyabin M.F. 2022. The main physical and geographical characteristics of the Mukhrino field station area and its surroundings. *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, 13(4): 215-252. doi: 10.18822/edgcc240049

Lashof D., Ahuja D. 1990. Relative contributions of greenhouse gas emissions to global warming. *Nature*, 344: 529-531. https://doi.org/10.1038/344529a0

Makhnykina A.V., Polosukhina D.A., Kolosov R.A., Prokushkin A.S. 2021. Seasonal dynamics of CO₂ emissions from the surface of a Central Siberian raised bog. *Geosfernye issledovaniya*, 5:85-93. (in Russian). [Махныкина А.В., Полосухина Д.А.,

Колосов Р.А., Прокушкин А.С. 2021. Сезонная динамика эмиссии CO₂ с поверхности верхового болота Центральной Сибири // Геосферные исследования. №4. С. 85-93]. DOI: 10.17223/25421379/21/7

Miao G., Noormets A., Domec J.C., Trettin C. C., McNulty S.G., Sun G., King J.S. 2013. The effect of water table fluctuation on soil respiration in a lower coastal plain forested wetland in the southeastern US. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 118(4): 1748-1762. https://doi.org/10.1002/2013JG002354

Moxey A., Moran D. 2014. UK peatland restoration: Some economic arithmetic. *Science of the Total Environment*, 484: 114-120. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.033

Nikonova L.G., Kurganova I.N., Ovidovich L.D.G.V., Zhmurin V.A., Golovatskaya E.A. 2019. Influence of abiotic factors on the decomposition of plant litter in peat-forming plants in an incubation experiment. *Bulletin of Tomsk State University. Biology*, 46: 148-170. (in Russian). [Никонова Л.Г., Курганова И.Н., Овидиович Л.Д.Г.В., Жмурин В.А., Головацкая, Е.А. 2019. Влияние абиотических факторов на разложение опада растений-торфообразователей в инкубационном эксперименте // Вестник Томского государственного университета. Биология, №46. С. 148-170].

Sheng Y., Smith L.C., MacDonald G.M., Kremenetski K.V., Frey K.E., Velichko A.A., Lee M., Beilman D., Dubinin P. 2004. A high resolution GIS based inventory of the west Siberian peat carbon pool. *Global Biogeochem Cycles*, 18(3): 1-14. https://doi.org/10.1029/2003GB002190

Sirin A.A, Medvedeva M., Korotkov V., Itkin V., Minayeva T., Ilyasov D., Suvorov G., Joosten H. 2021. Addressing peatland rewetting in Russian Federation climate reporting. *Land*, 10(11): 1200. https://doi.org/10.3390/land10111200

Vomperskiy S.E., Ivanov A.I., Tsyganova O.P., Valyaeva N.A., Glukhova T.V., Dubinin A.I., Glukhov A.I., Markelova L.G. 1994. Organic soils and bogs of Russia and carbon stock in their peat. *Pochvoveden'ye*, 12: 17-25. (in Russian). [Вомперский С.Э., Иванов А.И., Цыганова О.П., Валяева Н.А., Глухова Т.В., Дубинин А.И., Глухов А.И., Маркелова Л.Г. 1994. Заболоченные органогенные почвы и болота России и запас углерода в их торфах // Почвоведение. №12. С. 17-25].

Wickham H., Franois R., Henry L., Miller K., Vaughan D. 2023. dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.1.4, https://github.com/tidyverse/dplyr, https://dplyr.tidyverse.org

Wickham H. 2016. Data Analysis. In: ggplot2. Use R! Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4 9

Xu J., Morris P.J., Liu J., Holden J. 2018. PEATMAP: Refining estimates of global peatland distribution based on a metaanalysis. *Catena*, 160: 134-140. https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.09.010

Yu Z., Loisel J., Brosseau D. P., Beilman D.W., Hunt S.J. 2010. Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophysical research letters*, 37(13). https://doi.org/10.1029/2010GL043584

Zarov E.A., Jacotot A., Kulik A.A., Gogo S.S., Lapshina E.D., Dyukarev E.A. 2022. The carbon dioxide fluxes at the opentop chambers experiment on the ombrotrophic bog (Mukhrino field station). *Environmental Dynamics and Global Climate Change*, 13(4): 194-201. doi: 10.18822/edgcc168830

Zemtsov A.A., Mezentsev A.V., Inisheva L.I. 1998. Peatlands of Western Siberia: their role in the biosphere. Tomsk: TGU, SibNIIT, 72 pp. (in Russian). [Земцов, А. А., Мезенцев, А. В., и Инишева, Л. И. 1998. Болота Западной Сибири: их роль в биосфере. Томск: ТГУ, СибНИИТ. 72 с.].

Zerbe S., Steffenhagen P., Parakenings K., Timmermann, T., Frick A., Gelbrecht J., Zak D. 2013. Ecosystem Service Restoration after 10 Years of Rewetting Peatlands in NE Germany. *Environmental Management*, 51: 1194–1209. https://doi.org/10.1007/s00267-013-0048-2

Поступила в редакцию: 04.12.23 Переработанный вариант: 30.12.2023

VII INTERNATIONAL FIELD SYMPOSIUM "WEST SIBERIAN PEATLANDS AND THE CARBON CYCLE: PAST AND PRESENT"

Akhmedova I.D.

Югорский Государственный Университет (г. Ханты-Мансийск)

idakhmedova@mail.ru

Citation: Akhmedova I.D.2023. VII International Field Symposium "West Siberian peatlands and the carbon cycle: past and present". *Environmental Dynamics and Global Climate Change*. 14(4): 264-267.

DOI: 10.18822/edgcc625808

Ханты-Мансийский автономный округ-Югра расположен в Западной Сибири, является самым заболоченным регионом планеты. Болота, наряду с углеводородами являются ценностью Югры, по данным Департамента недропользования и природных ресурсов ХМАО, болота занимают более 30% территории округа, а в отдельных районах заболоченность достигает 70%.

Торфяные болота Западной Сибири играют ключевую роль в глобальном цикле углерода, регулировании газового состава атмосферы и смягчении последствий глобального изменения климата, содержат 500 гигатонн углерода – в два раза больше, чем аккумулирует в себе вся биомасса лесов на планете. В то же время болота являются объектом все возрастающего антропогенного воздействия в условиях интенсивного хозяйственного освоения региона, связанного в первую очередь с добычей нефти и газа.

Для привлечения внимания научного сообщества к решению проблем в области болотоведения и смежных с ним дисциплин, рассмотрения вопросов биоразнообразия и углеродного баланса болот, биогеохимии торфов и болотных вод, палеоэкологии и эволюции болот, последствий антропогенного воздействия и хозяйственного использования болот в 2001 году в Ноябрьске впервые был организован Международный полевой Симпозиум «Торфяники Западной Сибири и цикл углерода: прошлое и настоящее» – West Siberian Peatlands and Carbon Cycle: past and present (WSPCC). Организаторами первого симпозиума выступили отечественные научные и образовательные организации: Институт почвоведения и агрохимии СО РАН (г. Новосибирск), Томский государственный университет (г. Томск), Институт географии РАН (г. Москва), международные партнеры: Университет Утрехт, а также органы исполнительной власти автономного округа.

Первоначально идея организации и проведения в Западной Сибири симпозиума по такой тематике возникла в рамках международного проекта ИНТАС (INTAS-99-01718) «Климат в связи с накоплением углерода: пространственно-временной анализ торфоаккумулирующих экосистем Западной Сибири», в реализации которого принимали участие ученые биологи, географы, почвоведы, палеоэкологи, биогеоценологи и болотоведы – представители организаторов и планировался он как рабочее совещание по проекту для обмена опытом и обсуждения результатов проекта [1].

Co временем вопросы, связанные с изучением биоразнообразия, особенностей функционирования болотных экосистем, их углеродного баланса и роли торфяных болот в глобальном круговороте углерода вышли на первый план повестки научной тематики во многих странах мира, начали привлекать внимание общественности и повышать интерес со стороны государственных органов власти. Как отклик на такую ситуацию, спустя шесть лет, в 2007 году под тем же названием «Торфяники Западной Сибири и цикл углерода: прошлое и настоящее» – West Siberian Peatlands and Carbon Cycle: past and present (WSPCC-2007) в Ханты-Мансийске прошел 2-й Международный полевой Симпозиум, организаторами которого также выступили, кроме Югорского государственного университета, Институт почвоведения и агрохимии СО РАН, Сибирский НИПИ рационального природопользования, Томский государственный университет, Комитет по внешним связям ХМАО-Югры, а также Департамент окружающей среды и экологической безопасности ХМАО-Югры, в котором приняли участие более 80 исследователей болот из Австралии, Великобритании, Венгрии, Германии, Нидерландов, Польши, России, США, Финляндии, Франции, Чехии, Японии [2, 3].

На Симпозиуме ученые обсудили современные подходы к оценке запасов углерода в болотах Западной Сибири и других регионах Земного шара, их роль в глобальном изменении климата, изучение продукционно-деструкционного баланса в болотах и переноса газов в их толще, а также

классификации болотных ландшафтов и вопросы охраны болот в России. На Симпозиуме работало пять секций: «Генезис и палеоэкология болот северных регионов», «Экология болот и их роль в сохранении биологического разнообразия», «Биологическая продуктивность и накопление углерода», «Газовые потоки в цикле углерода болотных экосистем», «Оценка антропогенного воздействия нефтегазового комплекса на болота и современные технологии их рекультивации» [2].

3-й (2011 год), 5-й (2017 год) и 6-й (2021 год) Симпозиумы неизменно проходили на базе Югорского государственного университета в Ханты-Мансийске при традиционном участии организаций-партнеров: Института почвоведения и агрохимии СО РАН (г. Новосибирск), Томского государственного университета (г. Томск), органов исполнительной власти Югры и вновь присоединившихся партнеров: Сургутского государственного университета (г. Сургут), Института лесоведения РАН (г. Москва).

4-й Симпозиум (2014 год) прошел в Новосибирске при организационной поддержке: Института почвоведения и агрохимии СО РАН (г. Новосибирск), Томского государственного университета (г. Томск), Института мониторинга климатических и экологических систем СО РАН (г. Томск), Института биологии КарНЦ РАН (г. Петрозаводск), Ботанического института им. В.Л. Комарова РАН (г. Санкт-Петербург) и Института лесоведения РАН (г. Москва).

Главная цель всех прошедших Симпозиумов – содействие широкому обмену знаний в области изучения процессов заболачивания и сохранения биосферных функций болот и заболоченных лесов, комплексного экологического мониторинга болотных экосистем, роли болот в глобальном цикле углерода, а также оценки антропогенного воздействия нефтегазового комплекса на функционирование торфяных болот и вопросов внедрения современных технологий щадящего природопользования.

Традиционные направления работы прошлых Симпозиумов:

1. Происхождение и палеоэкология болот Северных регионов

2. Роль болот в сохранении биологического разнообразия

3. Методы и результаты оценки современных запасов углерода в торфяниках и темпов его аккумуляции

4. Роль болот в глобальном цикле углерода

5. Моделирование углеродного баланса и гидротермических условий болот

6. Комплексный экологический мониторинг болот и их охрана

7. Оценка антропогенного воздействия нефтегазового комплекса на болота и современные технологии их рекультивации

Стоит отметить, что тематические направления работы Симпозиумов полностью соответствуют приоритетам ЮНЕСКО в сфере естественных наук.

Уникальность Симпозиумов – это научные полевые экскурсии, во время которых участники знакомились с природным разнообразием торфяных болот и состоянием окружающей среды. В ходе экскурсий посещались болота федерального заказника «Елизаровский» в пойме р. Оби, болота природного парка «Кондинские озера» им. Л.Ф. Сташкевича и Сургутского Полесья центральной части Западной Сибири, состоялись выезды на север таежной зоны для знакомства с мерзлыми бугристыми болотами и экскурсии на болота юга лесной зоны Западной Сибири с посещением крупнейшего в мире Большого Васюганского болота (2014). Традиционным объектом экскурсионной программы Симпозиумов является – международный полевой стационар Югорского университета «Мухрино», расположенный на левобережных террасах Иртыша в 25 км к юго-востоку от г. Ханты-Мансийска (<u>https://mukhrinostation.com/</u>).

Сегодня в актуальную научную повестку входят вопросы адаптации к климатическим изменениям, снижения воздействия на климат, формирования национальной системы углеродного регулирования. Это обеспечивает расширение тематической направлений работы полевых Симпозиумов.

В 2024 году с 15 по 27 августа пройдет 7-й Международный полевой Симпозиум – масштабное событие для российской и мировой научной общественности, занимающейся изучением роли торфяных болот в углеродном цикле планеты, который непосредственно связан с изменением климата.

По традиции Симпозиум начнется с полевых экскурсий в природный парк «Кондинские озера» им. Л.Ф. Сташкевича и на международный полевой стационар «Мухрино», получивший в 2021 году статус карбонового полигона в рамках пилотного проекта Министерства науки и высшего образования по созданию на территории регионов России карбоновых полигонов. Для этого участникам Симпозиума необходимо прибыть в г. Ханты-Мансийск 15 августа (или до 7 утра 16

августа). 16–18 августа запланировано посещение Природного парка «Кондинские озера», а 19 августа – полевого стационара «Мухрино» (карбонового полигона ЮГУ).

В настоящее время карбоновый полигон является самым оснащенным среди всех российских полигонов, где круглогодично осуществляются режимные наблюдения за гидротермическими параметрами и потоками парниковых газов. На территории полевого стационара «Мухрино» развернута уникальная сеть измерительного оборудования для регистрации потоков парниковых газов и мониторинга баланса углерода, который включает измерительный комплекс парниковых газов методом микровихревых пульсаций (eddy-covariance), определение почвенного дыхания, температурного режима торфяных почв, микроклимата, уровня болотных вод и влажности почвы. Заложен экспериментальный полигон для изучения отклика болотных экосистем на изменение параметров внешней среды.

Далее, 20 августа все участники, прибывшие в Ханты-Мансийск, направятся в г. Белоярский, где состоится основная часть Международного полевого Симпозиума: пленарное заседание, секции, круглый стол «Углеродное регулирование и климатические проекты» (21–23 августа) и полевые экскурсии (24-26 августа).

На пленарных, секционных заседаниях и в ходе непосредственного общения во время полевых экскурсий планируется обсудить основные результаты в области изучения биоразнообразия и функционирования болотных экосистем, моделирования процессов углеродного обмена и торфонакопления, охраны и рекультивации болот, реализации климатических проектов.

К работе круглого стола планируется привлечь ведущих российских экспертов в области проектирования природно-климатических решений для бизнеса, валидации и верификации таких проектов.

В рамках деловой части Симпозиума участникам будет предложена обширная культурная программа, которая познакомит не только с красотой природных ландшафтов северной тайги Западной Сибири, но и бытом и культурными традициями коренных жителей региона в прошлом и настоящем.

Одна из экскурсий запланирована в сельское поселение Казым, которое является интереснейшим очагом регенерации культурных традиций народов: ханты, зырян, лесных ненцев, где участники посетят этнографический музей-парк села Казым (<u>https://kazymmuseum.ru/o-muzee/</u>) и познакомятся с бытом и традициями коренных малочисленных народов Севера.

Казымская территория имеет древнюю историю своего образования. Известно, что в 15-17 вв. по Нижней и Средней Оби, существовало 8 «княжеств», среди них было и Казымское княжество. В первой трети 18 века на месте остяцкого укрепленного поселения, русскими казаками был сооружен Казымский городок, который просуществовал до середины 19 века. В январе 1924 года в селе Казым Березовского района образован сельский Совет, который 15 сентября 1926 года был преобразован в туземный Совет. Началом истории села, как долговременного поселения, может служить строительство культбазы. Казымская культурная база была создана с целью кардинального улучшения условий существования коренных народов, открыта в ноябре 1931 года, просуществовала до 1951 года. Культбаза стала называться национальным селом Казым.

Во время третьего дня заседаний планируется экскурсия, на которой участники познакомятся с городом Белоярский, а также посетят эколого-просветительский центр на озере Светлом (входит в структуру Природного парка «Нумто») и прогуляются по природной тропе, расположенной на территории памятника природы «Озеро Ун-Новыинклор и Ай-Новыинклор» (https://aaningsitir.ru/ecoedu/eec/2).

Научные полевые экскурсии планируются на болота северной тайги Западной Сибири (с ежедневными выездами и возвращением в г. Белоярский). К Симпозиуму будут подготовлены иллюстрированные буклеты с очерками всех объектов посещения. Предварительно некоторое представление о болотах Белоярского района на примере болот Природного парка «Нумто» можно получить, ознакомившись с научно-популярным буклетом «Мир болот» – https://ugraoopt.admhmao.ru/upload/iblock/378/Mir bolot.pdf.

Дополнительная информация о Симпозиуме и программных мероприятиях размещена на сайте – <u>https://carbon-management.ru/wspcc_2024.</u>

Приглашаем всех желающих и интересующихся болотами, их ролью в глобальном цикле углерода и изменениях климата, сохранении биологического разнообразия.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Lapshina E.D. International symposium "Peatlands of Western Siberia and the carbon cycle: past and present" Available from: URL: https://cyberleninka.ru/article/n/mezhdunarodnyy-simpozium-torfyaniki-zapadnoy-sibiri-i-tsikl-ugleroda-proshloe-i-nastoyaschee. (Last accessed : 10.01.2024) (in Russian). [Лапшина Е.Д. Международный симпозиум «Торфяники Западной Сибири и цикл углерода: прошлое и настоящее» URL: https://cyberleninka.ru/article/n/mezhdunarodnyy-sibiri-i-tsikl-ugleroda-proshloe-i-nastoyaschee. Дата обращения 10.01.2024.]

Glagolev M.V. About the 2nd International Field Symposium "Peatlands of Western Siberia and the carbon cycle: past and present". Available from: URL: https://www.researchgate.net/publication/279751832_O_2-

m_Mezdunarodnom_polevom_simpoziume_Torfaniki_Zapadnoj_Sibiri_i_cikl_ugleroda_prosloe_i_nastoasee (Last accessed : 10.01.2024) (in Russian). [Глаголев М.В. О 2-м Международном полевом Симпозиуме «Торфяники Западной Сибири и цикл углерода: прошлое и настоящее» URL: https://www.researchgate.net/publication/279751832_O_2-m_Mezdunarodnom_polevom_simpoziume_Torfaniki_Zapadnoj_Sibiri_i_cikl_ugleroda_prosloe_i_nastoasee Дата обращения 10.01.2024.]

Kukurichkin G.M. 2007. About the Second International Field Symposium "Peatlands of Western Siberia and the carbon cycle: past and present". *Biologicheskie resursy i prirodopol'zovanie: Collection of scientific papers*, 10. Surgut: Defis. pp. 296-303. (in Russian). [Кукуричкин Г.М. 2007. О Втором Международном полевом симпозиуме «Торфяники Западной Сибири и цикл углерода: прошлое и настоящее» // Биологические ресурсы и природопользование: Сб. науч. тр. Вып. 10. Сургут: Дефис. С. 296-303.]

Поступила в редакцию: 26.12.2023 Переработанный вариант: 31.12.2023

ENVIRONMENTAL DYNAMICS AND GLOBAL CLIMATE CHANGE

Том 14, выпуск 4/2023 Цена свободная 16+

> Журнал зарегистрирован в Федеральной службе по надзору в сфере связи, информационных технологий и массовых коммуникаций Свидетельство о регистрации ЭЛ № ФС 77-82594 от 18.01.2022 г.

> > Дата выхода в свет 31.12.2023

Адрес учредителей, редакции: ФГБОУ ВО «Югорский государственный университет». Адрес: 628012, Россия, Ханты-Мансийский автономный округ — Югра, г. Ханты-Мансийск ул. Чехова, 16. Тел./факс: +7(3467)37-70-00 (доб. 101); WEB: www.ugrasu.ru

ФГАОУ ВО «Национальный исследовательский Томский государственный университет». Адрес: 634050, Россия, г. Томск, пр. Ленина, 36. Тел.: +7(3822)58-98-52, факс: +7(3822)52-95-85; WEB: www.tsu.ru

> ФГБУН "Институт водных и экологических проблем Сибирского отделения Российской Академии наук". Адрес: 656038, Россия, г. Барнаул, ул. Молодежная, 1. Тел.: +7(3852)66-64-60, факс: +7(3852)24-03-96; WEB: www.iwep.ru

ГКУ Ямало-Ненецкого автономного округа «Научный центр изучения Арктики». Адрес: 629008, Россия, Ямало-Ненецкий автономный округ, г. Салехард, ул. Республики, 73. Тел./факс: +7(34922)441-32; WEB: www.arctic.yanao.ru

Главные редакторы:

Лапшина Елена Дмитриевна тел. +7 (3467) 377-000 (доб. 313) E-mail: e_lapshina@ugrasu.ru

Глаголев Михаил Владимирович тел. +7-495-939-48-46 E-mail: m_glagolev@mail.ru

