

# *Природо- пользование*

**ВЫПУСК 24**



НАЦИОНАЛЬНАЯ АКАДЕМИЯ НАУК БЕЛАРУСИ

ГОСУДАРСТВЕННОЕ НАУЧНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ  
«ИНСТИТУТ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ»

# Природо- пользование

Сборник научных трудов

Основан в 1996 г.

Выпуск 24



МИНСК

«Минсктиппроект»

2013

УДК 504.(476) (082)

В сборнике приведены результаты исследований по проблемам природопользования и охраны окружающей среды, разработки биосферносоставимых технологий переработки и использования твердых горючих ископаемых, растительного сырья и отходов.

Рассчитан на широкий круг научных и инженерно-технических работников, специализирующихся в области рационального природопользования и экологии.

Главный редактор  
член-корреспондент, д-р геол.-мин. наук *А. К. Карабанов*

РЕДКОЛЛЕГИЯ:

академик, д-р сел.-хоз наук *Н. Н. Бамбалов*, д-р техн. наук *Н. И. Березовский*,  
д-р техн. наук *Г. П. Бровка*, д-р геогр. наук *А. А. Волчек*, канд. геогр. наук *О. В. Кадацкая*,  
д-р техн. наук *С. В. Какарека*, канд.техн. наук *Г. А. Камышенко*, д-р геогр. наук *Т. И. Кухарчик*  
(отв. секретарь), д-р геогр. наук *В. Н. Киселев*, член-корреспондент, д-р геол.-мин. наук  
*А. В. Кудельский*, академик, д-р геогр. наук *В. Ф. Логинов*, академик, д-р техн. наук *И. И. Лиштван*,  
канд. техн. наук *В. Н. Марцуль*, академик, д-р геол.-мин. наук *А. В. Матвеев*, д-р техн. наук  
*Э. И. Михневич*, д-р техн. наук *Г. В. Наумова*, д-р геогр. наук *И. И. Пирожник*, канд. геол.-мин. наук  
*В. В. Савченко*, канд. геогр. наук *М. И. Струк*, канд. хим. наук *А. Э. Томсон* (зам. гл. редактора),  
д-р геогр. наук *В. С. Хомич* (зам. гл. редактора), академик, д-р сел.-хоз наук *А. Р. Цыганов*

Адрес редакции:  
ул. Ф. Скорины, 10, 220114 г. Минск  
тел. (017) 267-26-32, факс (017) 267-24-13  
E-mail: [nature@ecology.basnet.by](mailto:nature@ecology.basnet.by)

## СОДЕРЖАНИЕ

### I. ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЕ И ОХРАНА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

<b>Логинов В. Ф., Бровка Ю. А., Микуцкий В. С.</b>	Изменение климата, экстремальных погодных и климатических явлений и их связь с типами циркуляции атмосферы Северного полушария по Б. Л. Дзердзеевскому	5
<b>Логинов В. Ф., Микуцкий В. С.</b>	Анализ однородности рядов температуры, типизация годового хода температуры и выбор годов-аналогов жаркого лета	11
<b>Коляда В. В.</b>	Биоклиматический потенциал Беларуси в сравнении со странами СНГ и ЕС	17
<b>Круковская О. Ю., Какарека С. В.</b>	Пространственно распределенная оценка выбросов оксидов азота на территории Беларуси: методология и результаты	27
<b>Кокош Ю. Г., Какарека С. В.</b>	Экспериментальные исследования содержания формальдегида в атмосферном воздухе г. Минска	35
<b>Ярмошук Т. Д., Ракович В. А., Минко М., Тиле А.</b>	Эмиссии метана на торфяном месторождении низинного типа при различном уровне залегания грунтовых вод	43
<b>Селицкая В. В.</b>	Трансформация режима минерального фосфора в воде малой реки (на примере р. Терюхи бассейна Днепра)	52
<b>Городецкий Д. Ю.</b>	Ландшафтная дифференциация накопления тяжелых металлов в почвах на территории машиностроительного предприятия	63
<b>Бордон В. Е., Матвеев А. В., Нечипоренко Л. А.</b>	Геоэкологическое картирование покровных отложений на основе геохимических критериев (на примере опорного полигона «Бобруйск и окрестности»)	71
<b>Сорокина Л. Ю., Хомич В. С., Струк М. И., Голубцов А. Г., Кравчук Л. А., Рога И. В., Рыжиков В. А., Санец Е. В.</b>	Геохимическая оценка антропогенной трансформации ландшафтов трансграничного бассейна р. Стыри	77
<b>Клименко А. Н., Кирильчик Н. В.</b>	Результаты и перспективы ведения сельскохозяйственного производства на загрязненных радионуклидами землях Ровенской области	90
<b>Аронов В. А.</b>	Геоэкологические аспекты мониторинга сейсмических процессов на территории Беларуси	96
<b>Бровка Г. П.</b>	Проблемы и перспективы оценки и локального мониторинга воздействия на окружающую среду промышленных объектов	106
<b>Бровка Г. П., Дорожок И. Н.</b>	Влияние локализации склонового стока на распространение водорастворимых минеральных соединений	111

### II. БИОСФЕРНОСОВМЕСТИМЫЕ ТЕХНОЛОГИИ

<b>Наумова Г. В., Томсон А. Э., Радчиков В. Ф., Жмакова Н. А., Макарова Н. Л., Овчинникова Т. Ф., Козинец А. И.</b>	Эффективность использования нового консерванта плющенного зерна «Гумоплюс»	123
<b>Наумова Г. В., Козинец А. И., Томсон А. Э., Макарова Н. Л., Овчинникова Т. Ф., Жмакова Н. А.</b>	Новые биологически активные кормовые добавки серии Эколин для корректирования обмена веществ высокопродуктивных коров	129
<b>Лиштван И. И., Стригуцкий В. П.</b>	Принципиальные аспекты ЭПР-спектроскопии гумусовых образований	134

<b>Марыганова В. В., Шайдак Л. В., Скаковский Е. Д., Тычинская Л. Ю.</b>	Изучение липидов гексановых экстрактов почв под лесополосами различного возраста методом ЯМР-спектроскопии	148
<b>Цвирко Л. Ю., Смирнова В. В., Пармон С. В., Бамбалов Н. Н., Соколов Г. А.</b>	Влияние кавитационной обработки торфа на содержание функциональных групп в гуминовых кислотах	156
<b>Першай Н. С., Янута Ю. Г., Абрамец А. М., Навоша Ю. Ю., Стригуцкий В. П.</b>	Физико-химические свойства водонерастворимого остатка после щелочного гидролиза каустобиолитов	161
<b>Лиштван И. И., Алейникова В. Н., Абрамец А. М.</b>	Физико-химические свойства модифицированного углещелочного реагента	168
<b>Курзо Б. В., Жуков В. К., Зданович П. А., Гайдукевич О. М., Кляуззе И. В.</b>	Качественные характеристики композиционных топливных гранул на основе торфа низкой степени разложения	173
<b>Пономаренко Ю. А.</b>	Эффективность различных доз йода и селена при выращивании цыплят бройлеров	179
<b>Пономаренко Ю. А.</b>	Влияние повышенных доз йода и селена, содержащихся в «Йоддаре», «Сел-Плексе» и ламинарии, на продуктивность кур-несушек	184

#### **Научные сообщения**

<b>Савич-Шемет О. Г., Кудельский А. В.</b>	Климатическая и антропогенная обусловленность уровенного режима подземных вод Западной Беларуси (на примере Беловежской пущи и Островецкого региона)	190
<b>Жуков В. К., Курзо Б. В., Кляуззе И. В.</b>	Условия выделения гуминовых препаратов методом центрифugирования	195

#### **Хроника**

К 85-летию академика Р. Г. Гарецкого	199
Рациональное использование пойменных земель в Полесье	202
Решение научно-практического семинара «Рациональное использование пойменных земель»	206

## I. ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЕ И ОХРАНА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

УДК 551.583

В. Ф. Логинов, Ю. А. Бровка, В. С. Микуцкий

### ИЗМЕНЕНИЕ КЛИМАТА, ЭКСТРЕМАЛЬНЫХ ПОГОДНЫХ И КЛИМАТИЧЕСКИХ ЯВЛЕНИЙ И ИХ СВЯЗЬ С ТИПАМИ ЦИРКУЛЯЦИИ АТМОСФЕРЫ СЕВЕРНОГО ПОЛУШАРИЯ ПО Б. Л. ДЗЕРДЗЕЕВСКОМУ

*Рассмотрены многолетние сезонные и годовые особенности изменения числа дней с меридиональной южной и меридиональной северной циркуляциями атмосферы по Б. Л. Дзердзееевскому. Исследованы циркуляционные причины изменений глобальной температуры и температуры воздуха на территории Беларуси, а также формирования опасных и экстремальных метеорологических и климатических явлений.*

Сезонные особенности многолетних изменений температуры воздуха в глобальном масштабе, а также на территории Беларуси, детально рассмотрены в работах [8, 9]. Исследованы возможные внешние причины климатических изменений: радиационное воздействие аэрозолей и углекислого газа. Однако многие пространственно-временные особенности современных изменений климата нельзя понять без учета влияния на него такого внутреннего климатообразующего фактора, как общая циркуляция атмосферы. Нами детально изучена связь северной и южной меридиональной циркуляции атмосферы по Б. Л. Дзердзееевскому с изменениями глобальной температуры, температуры воздуха на территории Беларуси, опасных метеорологических и климатических явлений. Особое внимание уделено оценке связи числа дней с ЭЦМ 12-го и 13-го типов циркуляции атмосферы Северного полушария с повторяемостью экстремальных погодных и климатических явлений.

Согласно проведенным ранее исследованиям аномалий глобальной средней температуры с использованием данных NCDC (США), за последние более чем 50 лет прослеживается положительный тренд, который имеет скачкообразно-ступенчатый характер. В изменении температуры можно выделить три «ступени» продолжительностью 15–17 лет. Переход глобальной средней температуры на новый уровень происходит в течение 6–7 лет [6]. Отмечено два значительных скачка в изменении температуры земного шара: в 1976–1983 гг. и в 1992–1998 гг. В последние 15–16 лет (до 2012 г.) она стабилизовалась и сохраняется на более высоком и примерно одинаковом уровне. Причем замедле-

ние скорости роста температуры земного шара в последние годы совпало по времени с самой большой скоростью роста содержания парниковых газов в атмосфере и общим увеличением концентрации углекислого газа более чем на 30 % по сравнению с 90-ми гг. прошлого столетия, что не согласуется с теорией современного потепления климата. Резкие кратковременные снижения температуры земного шара и последовавшие за этим «скачки» температур могут быть связаны с поступлением большого количества аэрозолей в атмосферу после крупных вулканических извержений в 1963, 1974, 1975, 1980, 1982, 1991 гг. [6].

В наших работах [8, 9] приведены сглаженные за 15-летний интервал осреднения значения коэффициентов  $\alpha$ , приходящихся на середину скользящих 15-летних интервалов и характеризующих величину линейных трендов аномалий температуры.

В летний период в Северном полушарии отмечается рост величины трендов аномалий температур с середины 70-х гг. XX в. до начала текущего столетия со значительными непродолжительными скачками, в последнее десятилетие – снижение величин линейных трендов. Иной характер имеют изменения величин зимних аномалий температуры в Северном полушарии. Резкий скачок температуры почти десятилетней продолжительности сменился слабой флюктуацией величины линейного тренда. В последние 10–15 лет отмечено уменьшение величины линейного тренда аномалий температуры в зимнее время до отрицательных значений.

На территории Беларуси величина линейных трендов нормированных аномалий температуры в самые теплые месяцы года (июль–август)

оказалась положительной в последние 25 лет, тогда как в самые холодные месяцы года (январь–февраль) отмечены ее циклические изменения. В последние 10–15 лет тренд аномалий зимней температуры стал отрицательным, тогда как скорость роста концентрации углекислого газа в атмосфере в это время была максимальной (2,0–2,4 % в год). Таким образом, для Беларуси в последние годы характерен более быстрый рост летних температур по сравнению с зимними.

**Изменение погодных и климатических экстремальных явлений.** Изменение повторяемости опасных и экстремальных погодных и климатических явлений на Европейской территории России, в Украине и Беларуси достаточно полно рассмотрено в работах [1, 4–7, 10, 11].

За период с 1975 по 2008 гг. в Беларуси обнаружен рост повторяемости ливневых осадков, шквалов, гололеда. Несколько уменьшилось число дней со снегопадами, изморозью, градом и туманами. Существенно уменьшилось число дней с сильными морозами и метелями по сравнению с 70-ми – началом 80-х гг. XX в. Число дней с грозами и инеем не содержит трендовых компонент.

В целом ежегодно в Беларуси регистрируется от 9 до 30 опасных метеорологических явлений (ОМЯ). Примерно 80 % ОМЯ приходится на теплый период года (V–IX месяц) – заморозки, шквалы, сильные ливни, град. В это время отмечается активная конвективная деятельность. В последний период времени наибольшая повторяемость ОМЯ в Беларуси пришлась на вторую половину 70-х гг., конец 80-х и 90-е гг. ХХ в. [5].

В Украине за двадцатилетний период число ОМЯ возрастало с 1986 по 2005 г., их максимальное количество наблюдалось в 1999 г. за счет большой повторяемости сильных дождей, сильных ветров и очень сильных снегопадов. Число опасных метеорологических явлений было также высоким в 2000–2002 и 2004–2005 гг. [11].

Большое число ОМЯ в 60-е гг. ХХ в. на юге России (сильный ветер, метели низовые, метели общие, сильные дожди, шквалы, град, гололед, изморозь) за период с 1965 по 1995 гг. установлено Е. С. Андреевой [1]. Она показала, что наибольшее число сильных ветров наблюдалось в период с 1965 по 1967 гг., шквалов – в 1966–1967, сильных дождей – в 1966–1968, града – в 1965, гололедицы – в 1965–1967, 1970–1971, 1976, 1985–1988 гг. Количество общих и низовых метелей в 1965–1970 гг. превысило их среднее значение за период с 1965 по 1995 гг. более чем в 2 раза. Максимальное количество общих и низовых метелей было в 1965 и 1967 г.

Увеличение повторяемости засух на Европейской территории СНГ с ростом температуры в высоких широтах установлено нами в работе [7]. Число крупных засух для 44 случаев отрицательных аномалий температуры весной в высоких

широтах ( $60^{\circ}$  –  $90^{\circ}$  с.ш.) составляет только 4 случая из общего числа 29 засух, наблюдавшихся в период с 1891 по 2011 гг. Это означает, что при отрицательных аномалиях температуры высоких широт наблюдается только 9 % от общей суммы крупных засух. При равномерном распределении засух на период отрицательных аномалий температуры высоких широт должно приходиться 10,5 засух, т. е. в 2,5 раза больше, чем их в реальности наблюдалось.

За последний тридцатипятилетний период с 1981 по 2010 гг., когда Арктика была теплой, наблюдалось 11 крупных засух (38 % случаев), тогда как при их равномерном распределении должно было быть только 7 (24 %).

Таким образом, в Беларуси, Украине, Центральной и Южной частях Европейской территории России наибольшая повторяемость ОМЯ и экстремальных климатических явлений (засух) приходится на вторую половину 60-х – начало 70-х гг., вторую половину 80-х и 90-е гг. ХХ в., а также первые годы текущего столетия.

**Многолетние изменения меридиональной северной (ЭЦМ 12-го типа) и меридиональной южной (ЭЦМ 13-го типа) циркуляций по Б. Л. Дзердаевскому.**

Исследование циркуляционных причин формирования ОМЯ, сезонных изменений аномалий температур, глобальной температуры основывается на типизации циркуляционных механизмов Северного полушария, предложенной Б. Л. Дзердаевским [2]. Нами рассмотрено число дней с меридиональной северной и меридиональной южной циркуляциями атмосферы в зимний, летний период и в течение года.

Меридиональная северная циркуляция (тип 12-й) характеризуется наличием 3 или 4 блокирующих процессов и таким же числом прорывов южных циклонов [3]. При этом типе циркуляции хорошо развит арктический циклон. Последний препятствует быстрому продвижению южных циклонов в высокие широты. Полярнофронтовые серии циклонов расположены над Атлантикой и Европой. Повторяемость 12-го типа циркуляции достигла максимума в 2009–2012 гг.

Меридиональная южная циркуляция (тип 13-й) характеризуется 3–4 выходами южных циклонов; блокирующие процессы отсутствуют. При этом типе циркуляции развивается циклоническая циркуляция над Арктикой: циклоническая деятельность на арктическом фронте и регенерация циклонов, приходящих с юга. Такие процессы чаще наблюдаются летом, нежели зимой. Число дней с 13-м типом ЭЦМ в зимний и летний сезоны и в целом за год уменьшилось в последнее десятилетие.

Нами рассмотрены изменения числа дней с подтипами меридиональной северной и меридиональной южной циркуляций, наиболее характерными для летнего (13л+12бл+12вл) и зимнего

сезонов (13з+12бз+12вз) [3]. Среднее число дней с этими подтипами ЭЦМ за десятилетия в период с 1903 по 2012 г. летом представлены на рис. 1. С начала 50-х гг. ХХ в. до начала текущего столетия отмечен рост числа дней с меридиональной южной и северной циркуляциями в летний сезон. Наиболее часто такая циркуляция наблюдалась в 1993–2002 гг. В последнее десятилетия отмечено значительное уменьшение числа дней с подтипами ЭЦМ 13л+12бл+12вл.

Аналогичные исследования проведены для зимнего сезона. Как видно из рис. 2, увеличение числа дней с подтипами ЭЦМ 13з+12бз+12вз наблюдалось с начала 60-х гг. прошлого столетия. В последние два десятилетия (1993–2002 и 2003–2012 гг.) среднее число дней с этими подтипами меридиональной южной и меридиональной северной циркуляциями достигло наибольшего значения и сохранялось на одном уровне.

Среднее число дней с ЭЦМ 13л+12бл+12вл летом

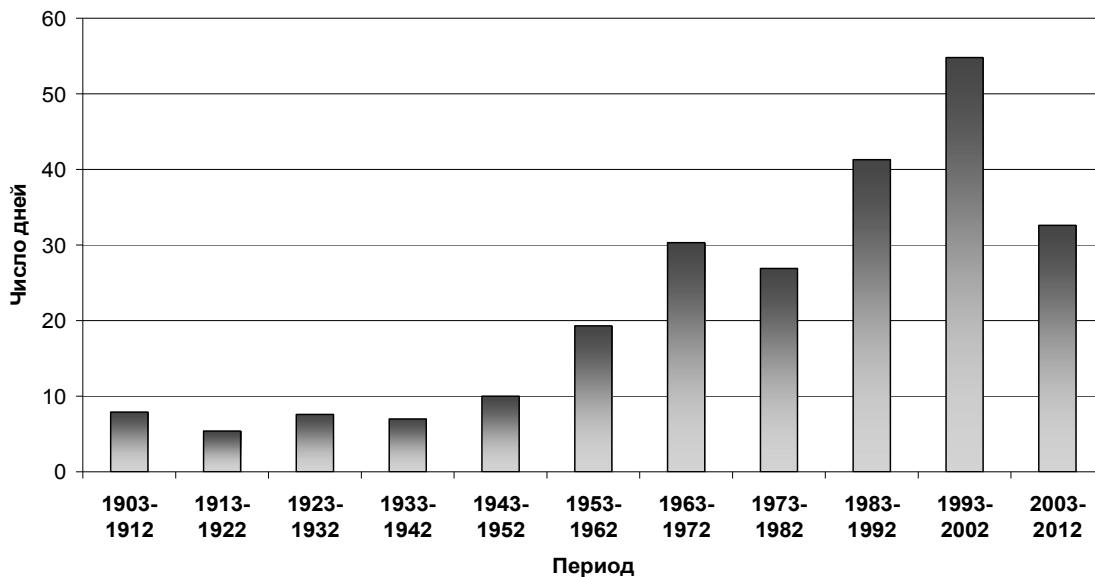


Рис. 1. Изменение числа дней с меридиональной южной и меридиональной северной циркуляциями по Б. Л. Дзердзеевскому летом

Среднее число дней с ЭЦМ 13з+12бз+12вз зимой

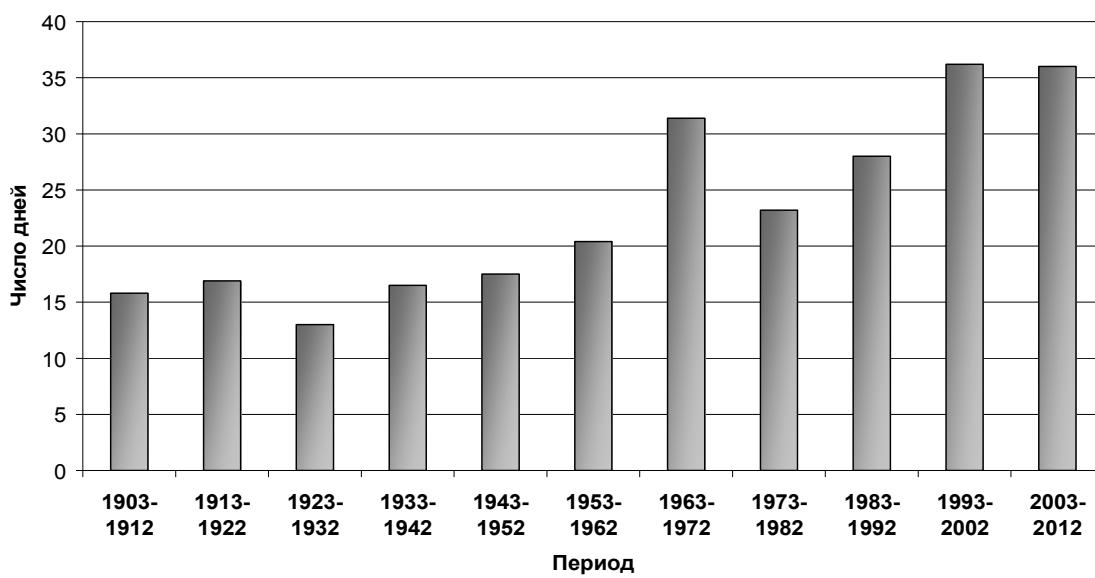


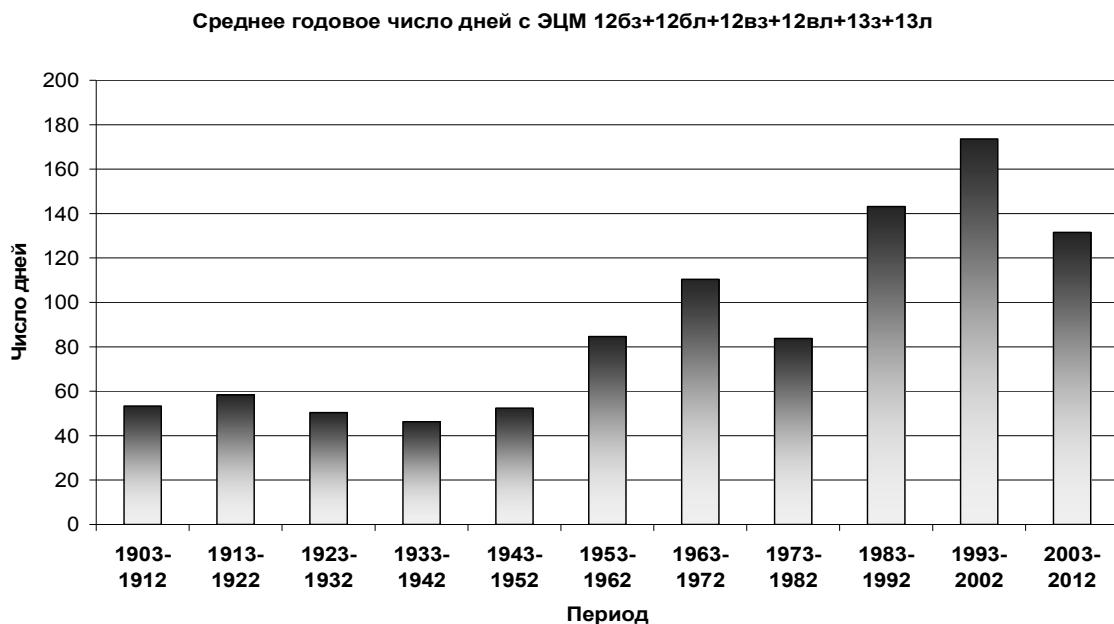
Рис. 2. Изменение числа дней с меридиональной южной и меридиональной

### северной циркуляциями по Б. Л. Дзердзеевскому зимой

Особенности изменений среднегодового числа дней с меридиональной южной и меридиональной северной циркуляциями в целом схожи с их изменениями в летний период (рис. 3).

Таким образом, изменение числа дней с ЭЦМ 13л+12бл+12вл летом обнаруживает два максимума: в 1963–1972 и 1993–2002 гг. В последнее десятилетие (2003–2012 гг.) число дней с указанным ЭЦМ уменьшилось. Изменение чис-

ла дней с ЭЦМ 13з+12бл+12вз имеет максимум в 1963–1972 гг. и последние два десятилетия (1993–2012 гг.) Изменение числа дней с меридиональной северной и меридиональной южной циркуляциями за год характеризуется двумя максимумами: в 1963–1972 и 1993–2002 гг. Следует отметить, что среднее годовое число дней с меридиональной южной циркуляцией в последнее десятилетие (2003–2012 гг.) уменьшилось.



**Рис. 3. Изменение числа дней с меридиональной южной и меридиональной северной циркуляциями по Б. Л. Дзердзеевскому за год**

**Связь циркуляционных процессов по Б. Л. Дзердзеевскому с повторяемостью ОМЯ.** На связь типов циркуляции и повторяемости ОМЯ обращалось внимание в работах Н. К. Кононовой [3] и В. Ф. Логинова [6, 7].

В случае развития меридиональной южной и меридиональной северной циркуляций на Северном полушарии создаются значительные горизонтальные барические градиенты, что создает благоприятные условия для формирования экстремальных погодных и климатических явлений. Наши исследования показали, что на территории Беларуси число случаев опасных явлений, начиная с 2001 года, уменьшилось по сравнению с предыдущими двумя десятилетиями почти в 1,5 раза [5]. Количество дней с меридиональной южной циркуляцией также уменьшилось на такую же величину.

В последние 15 лет наблюдался рост количества дней с 12-м типом циркуляции. Он достиг своего максимума в первом десятилетии XXI в. и должен прекратиться в последующее десятилетие.

Количество дней с меридиональной южной циркуляцией в настоящее время приближается к своему минимуму. Это позволяет считать, что суммарное число дней с меридиональной южной и меридиональной северной циркуляциями в ближайшие два десятилетия (2011–2030 гг.) должно уменьшиться, и, как следствие, произойдет снижение повторяемости экстремальных погодных и климатических явлений. Подобная ситуация складывалась во второй половине 70-х – 80-е гг. прошлого столетия.

К выводу о снижении повторяемости экстремальных погодных и климатических явлений можно прийти, основываясь на результатах анализа циклической структуры повторяемости рассмотренных типов циркуляции.

Наиболее выраженным циклом в изменении типа ЭЦМ 13-й оказался 28–32-летний цикл, а в изменении типа ЭЦМ 12-й – 56–64-летний цикл. Строго говоря, статистическую достоверность последнего цикла трудно обосновать в силу короткой выборки наблюдений. Периодограмм анализ суммарной повторяемости подтипов

циркуляции ( $13з+12а+12бз+12вз$ ) показывает наличие 32–37-летних колебаний в их изменении.

Если выявленная циклическая структура проанализированных рядов циркуляции атмосферы сохранится в будущем, то в ближайшие 5–15 лет следует ожидать снижения повторяемости ОМЯ, поскольку число дней с меридиональной южной циркуляцией  $13з$  и  $13л$  будет уменьшаться, оставаясь еще несколько лет вблизи минимальных значений, а число дней с подтипами меридиональной северной циркуляции, достигнув максимальных значений в конце первого десятилетия текущего столетия, уже начало медленно падать.

Таким образом, суммарное число дней с меридиональной южной и меридиональной северной циркуляциями оказалось максимальным в 60-е – начале 70-х гг., 90-е гг. XX в. и начале

текущего столетия. В последние 10–15 лет произошло снижение суммарного числа дней с указанными типами циркуляции за счет уменьшения числа дней с меридиональной южной циркуляцией. В это же время прекратился рост среднегодовой глобальной температуры и наступило снижение среднегодовой температуры в Беларуси. Оно было особенно заметно зимой и в начале весны. В 60-е – начале 70-х гг. и в 90-е гг. прошлого столетия увеличилось число ОМЯ на большей части Европейской территории СНГ (ЕТС). В ближайшие 5–15 лет, если исходить из наметившихся тенденций в изменении числа дней с меридиональной южной и меридиональной северной циркуляциями, можно ожидать снижение повторяемости ОМЯ на большей части Европейской территории СНГ (ЕТС), включая территорию Беларуси.

## Л и т е р а т у р а

1. Андреева, Е. С. Опасные явления погоды юга России / Е. С. Андреева. СПб., 2006.
2. Дзердзеевский, Б. Л. Общая циркуляция атмосферы и климат. Избр. труды / Б. Л. Дзердзеевский. М., 1975.
3. Кононова, Н. К. Классификация циркуляционных механизмов северного полушария по Б. Л. Дзердзеевскому / Н. К. Кононова. М., 2009.
4. Логинов, В. Ф. Инициализация Программы действий в свете изменения климата. Изменения климата в Беларуси и их последствия для ключевых отраслей экономики (сельское, лесное и водное хозяйство) / В. Ф. Логинов. Минск, 2010.
5. Логинов, В. Ф. Опасные метеорологические явления на территории Беларуси / В. Ф. Логинов, А. А. Волчек, И. Н. Шпока. Минск, 2010.
6. Логинов, В. Ф. Радиационные факторы и доказательная база современных изменений климата / В. Ф. Логинов. Минск, 2012.
7. Логинов, В. Ф. Экстремальные климатические явления: пространственно-временные закономерности их изменений и предпосылки прогнозирования / В. Ф. Логинов, Ю. А. Бровка. Минск, 2012.
8. Логинов, В. Ф. Оценка радиационного воздействия аэрозолей и углекислого газа на температуру воздуха в Беларуси за период с 1881 по 2012 г. / В. Ф. Логинов, Ю. А. Бровка // Природопользование. Минск, 2013. Вып. 23. С. 12–21.
9. Логинов, В. Ф. Сезонные особенности многолетних изменений глобального климата и их возможные причины / В. Ф. Логинов, В. С. Микуцкий // Природопользование. Минск, 2013. Вып. 23. С. 5–11.
10. Стихийные гидрометеорологические явления на территории Беларуси: справочник / Мин-во природ. ресурс. и охр. окруж. среды Респ. Беларусь ; под общ. ред. М. А. Гольберга. Минск, 2002.
11. Стихийные метеорологические явления на территории Украины за последнее десятилетие (1986–2005 гг.) / под ред. В. Н. Липинского, В. И. Осадчего, В. Н. Бабиченко. Киев, 2006.

**Институт природопользования НАН Беларуси**

Поступила в редакцию 17.09.2013 г.

**В. Ф. Логинов, Ю. А. Бровка, В. С. Микуцкий**

## ИЗМЕНЕНИЕ КЛИМАТА, ЭКСТРЕМАЛЬНЫХ ПОГОДНЫХ И КЛИМАТИЧЕСКИХ ЯВЛЕНИЙ И ИХ СВЯЗЬ С ТИПАМИ ЦИРКУЛЯЦИИ АТМОСФЕРЫ СЕВЕРНОГО ПОЛУШАРИЯ ПО Б. Л. ДЗЕРДЗЕЕВСКОМУ

Представлены результаты исследования роли внутреннего климатообразующего фактора – общей циркуляции атмосферы – в изменении глобальной и региональной температур воздуха, повторяемости опасных и экстремальных метеорологических и климатических явлений. Детально изучены многолетние сезонные (зима, лето) и годовые особенности изменения числа дней с меридиональной северной (тип 12-й) и меридиональной южной (тип 13-й) циркуляциями атмосферы.

Изменение количества дней с ЭЦМ  $13л+12бл+12вл$  летом характеризуется двумя максимумами: в 1963–1972 и 1993–2002 гг. В последнее десятилетие (2003–2012 гг.) число дней с этими подтипами ЭЦМ уменьшилось. В зимний сезон отмечено три максимума количества дней с ЭЦМ

$13s+12bs+12cs$ : в 1963–1972 гг. и в последние два десятилетия (1993–2012 гг.). В изменение числа дней с меридиональной северной и меридиональной южной циркуляциями за год наблюдается два максимума: в 1963–1972 и 1993–2002 гг. В последнее десятилетие (2003–2012 гг.) среднее годовое число дней с меридиональной южной циркуляцией уменьшилось.

В более ранних работах было установлено, что в Беларуси, Украине, Центральной и Южной частях Европейской территории России наибольшая повторяемость опасных метеорологических явлений и экстремальных климатических явлений (засух) приходится на вторую половину 60-х – начало 70-х гг., вторую половину 80-х и 90-е гг. XX в., а также первые годы текущего столетия. В последние 15–16 лет (до 2012 г.) глобальная средняя температура воздуха стабилизировалась и сохраняется на более высоком и примерно одинаковом уровне. Для Беларуси в последние годы характерен более быстрый рост летних температур по сравнению с зимними температурами.

Развитие меридиональной южной и меридиональной северной циркуляций в Северном полушарии создает благоприятные условия для формирования экстремальных погодных и климатических явлений. Согласно результатам анализа циклической структуры повторяемости рассмотренных типов циркуляции, наиболее выраженным циклом в изменении типа ЭЦМ 13-й оказался 28–32-летний цикл, а в изменении типа ЭЦМ 12-й – 56–64-летний цикл. Число дней с меридиональной южной циркуляцией 13з и 13л будет уменьшаться, оставаясь несколько лет близким к минимуму, а число дней с подтипами меридиональной северной циркуляции, достигнув максимального значения в конце первого десятилетия текущего столетия, будет в последующие годы постепенно уменьшаться. Если наметившаяся тенденция в изменении числа дней с меридиональной южной и меридиональной северной циркуляциями сохранится, то в ближайшие 5–15 лет следует ожидать снижения повторяемости опасных метеорологических явлений на большей части Европейской территории СНГ (ЕТС), включая территорию Беларуси.

V. F. Loginov, J. A. Brovka, V. S. Mikutskiy

#### **CHANGE OF CLIMATE, EXTREME WEATHER AND CLIMATIC PHENOMENA AND THEIR LINK WITH TYPES OF ATMOSPHERIC CIRCULATION OF NORTHERN HEMISPHERE BY B. L. DZERDZEEVSKII**

Results of the research of the role of internal climate forming factor – the general circulation of atmosphere – in the change of global and regional temperatures of air, frequency of dangerous and extreme meteorological and climatic phenomena are presented. Long-term seasonal (winter, summer) and annual features of change of number of days with meridional northern (type 12) and that of southern (type 13) atmosphere circulation have been studied.

Change of quantity of days with ECM 13s+12bs+12cs is characterized by two maxima in summer: in 1963–1972 and 1993–2002. Last decade (2003–2012) the number of days with these subtypes of ECM has decreased. In winter season three maxima of quantity of days with ECM 13w+12bw+12cw were registered: in 1963–1972 and last two decades (1993–2012). In change of number of days with meridional northern and that of southern circulation for the year two maxima were observed: in 1963–1972 and 1993–2002. Last decade (2003–2012) the average annual number of days with meridional southern circulation has decreased.

In earlier works it has been stated that in Belarus, Ukraine, Central and Southern parts of the European territory of Russia the greatest frequency of dangerous meteorological phenomena and extreme climatic phenomena (droughts) is marked in the second half of 60's – the beginning of 70's, second half of 80's and 90's of the XX century, and also the first years of present century. Last 15–16 years (till 2012) the global average temperature of air was stabilized and remains on higher and approximately identical level. For Belarus last years of faster growth of summer temperatures in comparison with winter temperatures is characteristic.

Development of meridional southern and that of northern circulation in Northern hemisphere creates favorable conditions for the formation of extreme weather and climatic phenomena. According to the results of the analysis of cyclic structure of repeatability of the considered types of the circulation, the most expressed cycle in change of type of ECM by 13 had appeared a 28–32-year cycle, and in the change of type of ECM of 12th – a 56–64-year cycle. The number of days with meridional southern circulation 13w and 13s will decrease, remaining some years close to a minimum, and number of days with subtypes of meridional northern circulation, having reached the maximum value in the end of the first decade of this century, the next years will gradually decrease. If the outlined tendency in change of number of days with meridional southern and northern circulation remains, so next 5–15 years it is necessary to expect decrease in repeatability of dangerous meteorological phenomena on greater part of the European territory of the CIS (ETC), including the territory of Belarus.

**В. Ф. Логинов, В. С. Микуцкий**

## АНАЛИЗ ОДНОРОДНОСТИ РЯДОВ ТЕМПЕРАТУРЫ, ТИПИЗАЦИЯ ГОДОВОГО ХОДА ТЕМПЕРАТУРЫ И ВЫБОР ГОДОВ-АНАЛОГОВ ЖАРКОГО ЛЕТА

*Проведён анализ однородности рядов температуры для территории Беларуси, на основе чего осуществлены выравнивание ряда летних месячных температур и идентификация годов с жарким летним сезоном. На базе выделенных лет типизирован годовой ход температуры годов-аналогов жаркого лета. Показано, что соотнесение полученных типизированных годов-аналогов с разными циркуляционными эпохами северного полушария не даёт однозначного соответствия типов годового хода температуры различным эпохам. В то же самое время характер изменения трендов температуры северного полушария согласуется с числом дней меридиональных циркуляционных типов по Б. Л. Дзердзеевскому.*

### **Анализ однородности рядов температуры и идентификация годов с жарким летним сезоном**

Поиск аналогов годового хода температуры для годов с жарким летом требует наличия временных температурных рядов максимальной длины. Одной из проблем при работе с длинными климатическими рядами является их неоднородность, связанная, в первую очередь, с пропусками наблюдений, а также с переносом станций. При осреднении температуры по достаточно большой площади острота проблемы хотя и сглаживается, но лишь частично. Так, для территории Беларуси полные месячные данные по температуре военных 1941–1945 гг. имеются только по четырём метеостанциям: Минск, Марьина Горка, Василевичи и Горки, что, с учётом их расположения (центр республики, юг и восток), даст завышенные летние температуры для территории Беларуси. В этой ситуации могут оказаться полезными данные ряда проектов так называемого реанализа – пересчёта данных климатических наблюдений в узлы пространственной сетки. Использование таких данных позволяет избежать описанных выше ситуаций. Одним из недостатков большинства проектов реанализа является ограниченный временной период расчётных данных:

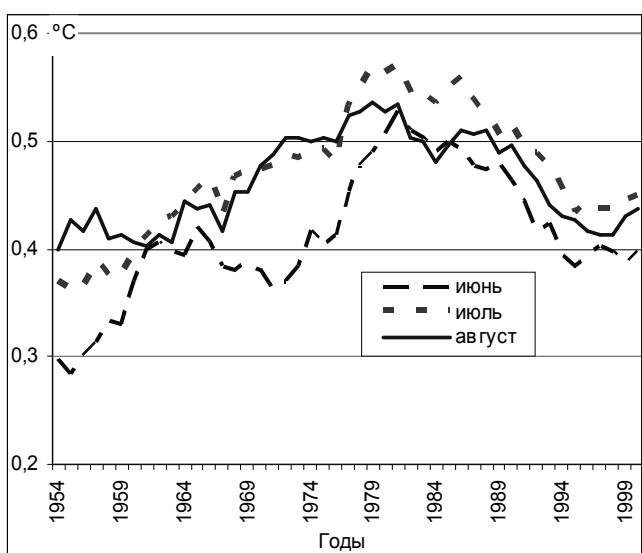
- NCEP/NCAR Reanalysis 1 – с 1948 г.;
- NCEP/DOE Reanalysis 2 – с 1979 г.;
- ECMWF 15 (ERA-15) – 1978–1994 гг.;
- ECMWF 40 (ERA-40) – 1957–2002 гг.

С этой точки зрения предпочтительным является проект CRU TS 2.1, который был выполнен в Центре им. Дж. Тиндаля (Tyndall-Centre), созданном на базе восьми ведущих британских университетов. Расчётный период составляет 1901–2000 гг. На основе указанного проекта были также рассчитаны месячные температуры, осреднённые по 289 странам и терри-

ториям, в том числе и по Беларуси (проект TYN CY1.1, [3, 4]).

С 1945 г. гидрометеорологическая сеть в республике характеризуется достаточной плотностью размещения станций и стабильностью наблюдений для того, чтобы в качестве оценки месячных температур для территории Беларуси использовать среднее месячное значение температуры по всем метеостанциям. Поэтому с 1945 г. по настоящее время использовались указанные оценки, а до этого периода, с 1901 г. – расчётные оценки TYN CY1.1.

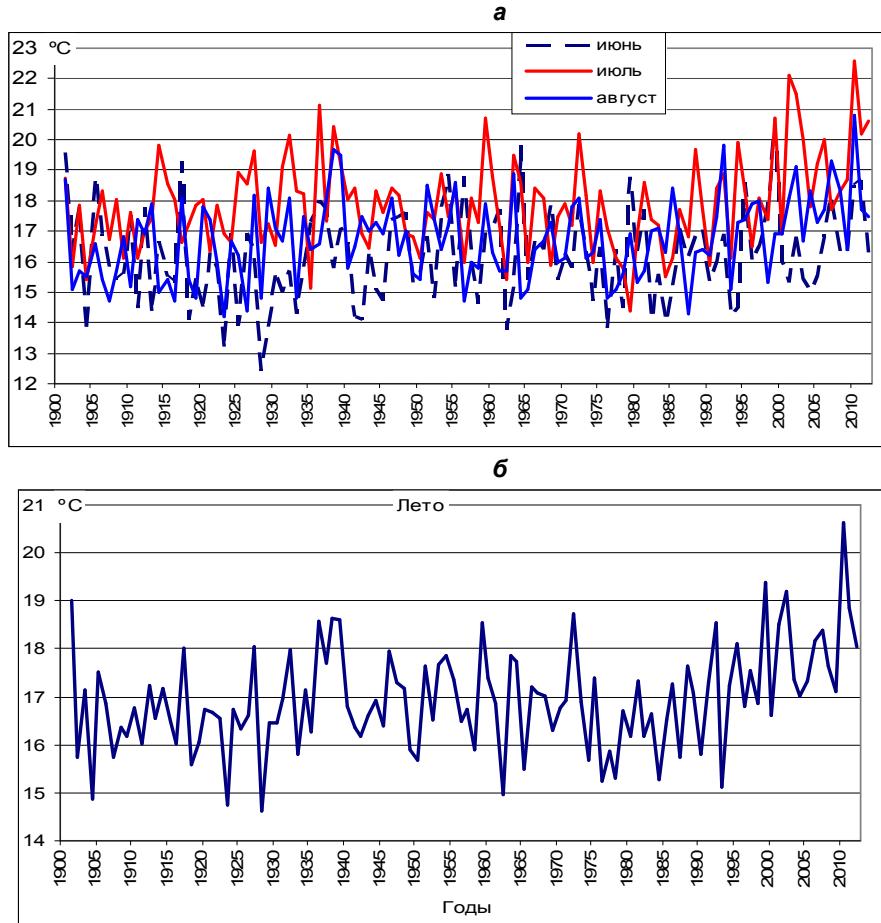
Анализ показал наличие систематических завышений расчётных летних данных TYN CY1.1 температуры Беларуси по сравнению с оценками, полученными прямым усреднением по всем станциям (рис. 1).



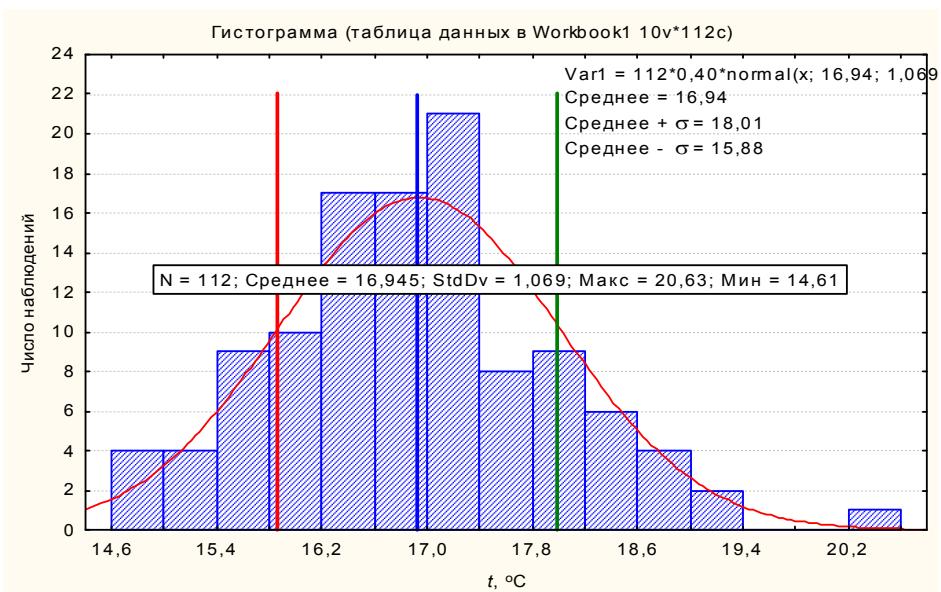
**Рис. 1. Разности 10-летних скользящих температур летних месяцев Беларуси «ТYN CY1.1» – «наблюдения» (осреднение по правому краю временного интервала)**

Для выравнивания рядов значения TYN CY1.1 температур летних месяцев (июнь–август) до 1945 г. были уменьшены соответственно на 0,30, 0,37, и 0,40 °С. Результат представлен на рис. 2.

Последний ряд (рис. 2, б) был использован для идентификации жарких летних сезонов в Беларуси. Гистограмма частот этого ряда представлена на рис. 3.



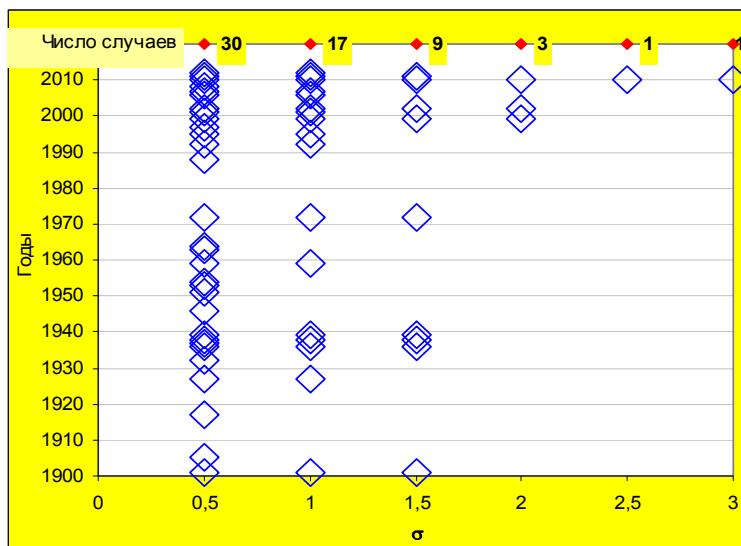
**Рис. 2. Выровненные температуры, Беларусь, период 1901–2012 гг.:  
а – июнь–август, б – лето**



**Рис. 3. Гистограмма частот летних температур по Беларуси, период 1901–2012 гг.**

На рис. 4 представлено временное распределение жарких летних сезонов, идентифицированных по критериям с нарастающей жёсткостью, соответствующим положительным отклонениям летней температуры от

средней за период 1901–2012 гг. более чем на 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5 и 3,0 среднеквадратических отклонений  $\sigma$  соответственно. Число случаев для каждой градации отмечено на верхней части графика.



**Рис. 4. Временное распределение жарких летних сезонов, идентифицированных по различным критериям**

Для дальнейшего анализа в качестве годов с жарким летним сезоном были отобраны годы с отклонениями летней температуры от средней более, чем на  $1,0\sigma$ , что составило 17 лет: 1901, 1927, 1936, 1938, 1939, 1959, 1972, 1992, 1995, 1999, 2001, 2002, 2006, 2007, 2010, 2011, 2012 гг.

#### Годовой ход температуры для разных циркуляционных эпох по Б. Л. Дзердзеевскому

Выделение различных типов годового хода температуры для годов-аналогов жаркого лета проводилось с использованием многомерного разведочного анализа в рамках системы STATISTICA. Были проведены варианты классификации как по всем отобранным годам, так и по годам, относящимся к отдельным циркуляцион-

ным эпохам в северном полушарии: меридиональной северной и меридиональной южной (элементарные циркуляционные механизмы (ЭЦМ) 12-го и 13-го типов, см. рис. 6) для летнего сезона (периоды 1899–1915 гг. и 1967 г.–настоящее время) и зональной (период 1916–1956 гг.) [1].

Для оценки годового хода температуры использовались исходные данные проекта TYN CY1.1 (1901–1945 гг.) и наблюдённые (1945–2012 гг.). В табл. 1–3 и на рис. 5 приведены результаты классификации годового хода температуры для всего периода 1901–2012 гг. при выделении двух и соответственно трёх типов (классов) годов с жарким летом.

**Таблица 1. Результаты межгруппового дисперсионного анализа (17 лет с жарким летом, 1901–2012 гг., 2 класса)**

Дисперсионный анализ ( $t$ Бел. жаркое лето (сигма) 1901–2000(TYN CY), 2001–2012 ( $t$ Бел.)						
Месяц	SS* межгрупповая	cc**	SS внутригрупповая	cc	F	Значимость
12	150,7110	1	84,7643	15	26,67001	0,000115
1	0,0131	1	194,5622	15	0,00101	0,975093
2	111,6651	1	86,0443	15	19,46644	0,000505
3	2,2262	1	65,9150	15	0,50660	0,487537
4	1,2490	1	30,8710	15	0,60689	0,448076
5	2,3123	1	34,2289	15	1,01330	0,330076
6	6,1696	1	27,0610	15	3,41984	0,084221
7	0,8262	1	25,5750	15	0,48456	0,497009
8	4,8440	1	13,4572	15	5,39928	0,034605
9	1,0825	1	19,0422	15	0,85270	0,370407
10	3,1304	1	44,0743	15	1,06538	0,318347
11	0,4173	1	52,8239	15	0,11849	0,735452

\* Сумма квадратов. \*\* Число степеней свободы.

**Таблица 2. Результаты межгруппового дисперсионного анализа (17 лет с жарким летом, 1901–2012 гг., 3 класса)**

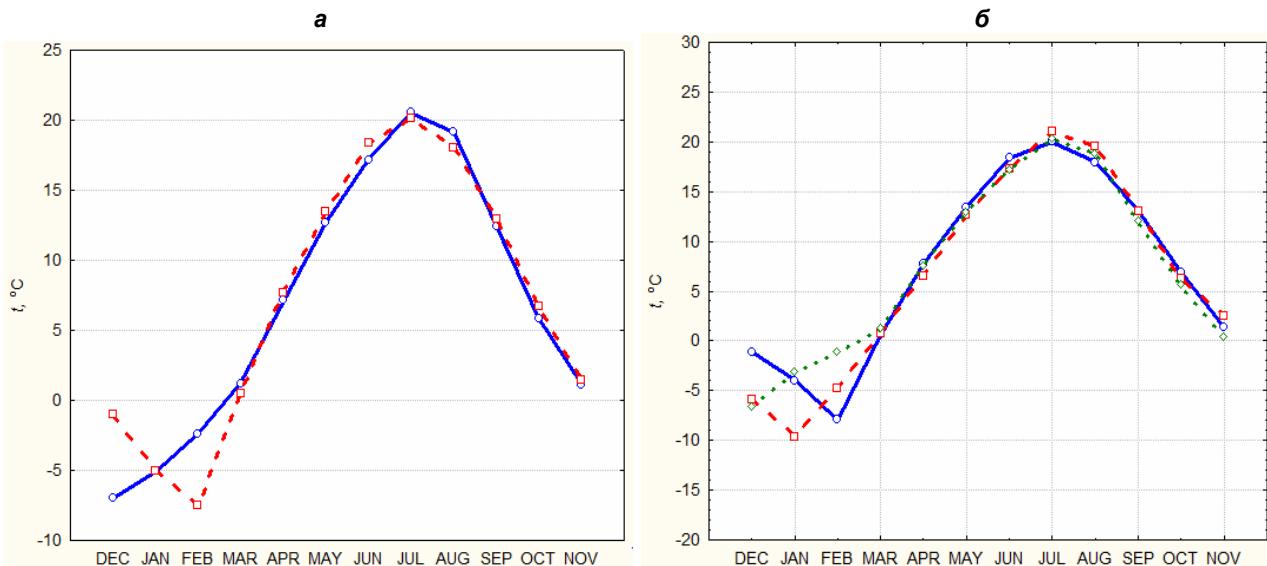
Дисперсионный анализ ( $t$ Бел. жаркое лето (сигма) 1901–2000(TYN CY), 2001–2012 ( $t$ Бел.)						
Месяц	SS* межгрупповая	cc**	SS внутригрупповая	cc	F	Значимость
<b>12</b>	113,6720	2	121,8033	14	6,53269	<b>0,009908</b>
<b>1</b>	112,5509	2	82,0244	14	9,60515	<b>0,002366</b>
<b>2</b>	149,7298	2	47,9796	14	21,84485	<b>0,000050</b>
3	1,1451	2	66,9961	14	0,11964	0,888133
4	4,1632	2	27,9568	14	1,04241	0,378427
5	1,8311	2	34,7101	14	0,36927	0,697774
6	5,2720	2	27,9586	14	1,31996	0,298427
7	2,5082	2	23,8930	14	0,73484	0,497197
8	7,1040	2	11,1971	14	4,44115	0,032092
9	4,3229	2	15,8018	14	1,91500	0,184008
10	5,8821	2	41,3226	14	0,99642	0,393929
11	11,5861	2	41,6551	14	1,94700	0,179451

\* Сумма квадратов. \*\* Число степеней свободы.

Межгрупповой дисперсионный анализ полученных разбиений на две и три группы лет с жарким летним сезоном, различающихся по типу годового хода температуры, показывает приемлемость обоих вариантов классификации (см. табл. 1 и 2). Таким образом, можно выделить два или три модельных года-аналога с жарким летом

(рис. 5). В то же время представляется важным тот факт, что в обоих случаях различие между годами-аналогами характерно для зимних месяцев, при этом при выделении двух типов имеет место различие только для декабря и февраля.

Близкие результаты даёт анализ и для отдельных циркуляционных эпох.



**Рис. 5. Средние значения температуры годов-аналогов при разбиении набора годов с жарким летом на два (а) и три (б) класса (17 лет с жарким летом, 1901–2012 гг.)**

Более детальное представление о структуре каждого класса даёт табл. 3, где приведены классификации годов-аналогов жаркого лета при разбиении на две или три группы по характеру годового хода температуры. Жирным шрифтом выделены годы, наиболее близкие к «центрам» каждой группировки. В двойную рамку заключены годы, относящиеся к эпохе зональной циркуляции.

В первом случае годы с жарким летом разбиваются на две группы по 8 и 9 лет. Во втором

случае разбиение происходит на три группы по 7 лет, 4 года и 6 лет соответственно. Наиболее близки к средним показателям каждого класса (см. рис. 5) 2011 и 1959 гг., а при разбиении на три класса – также 2010 г. Отметим, что при разбиении на три класса второй класс (1927, 1938, 1972, 2010 гг.) не имеет ярко выраженного «центра». Кроме того, отдельные годы (1972, 2007 гг. и ряд других) отстоят достаточно далеко от «центров» своих групп (см. табл. 3).

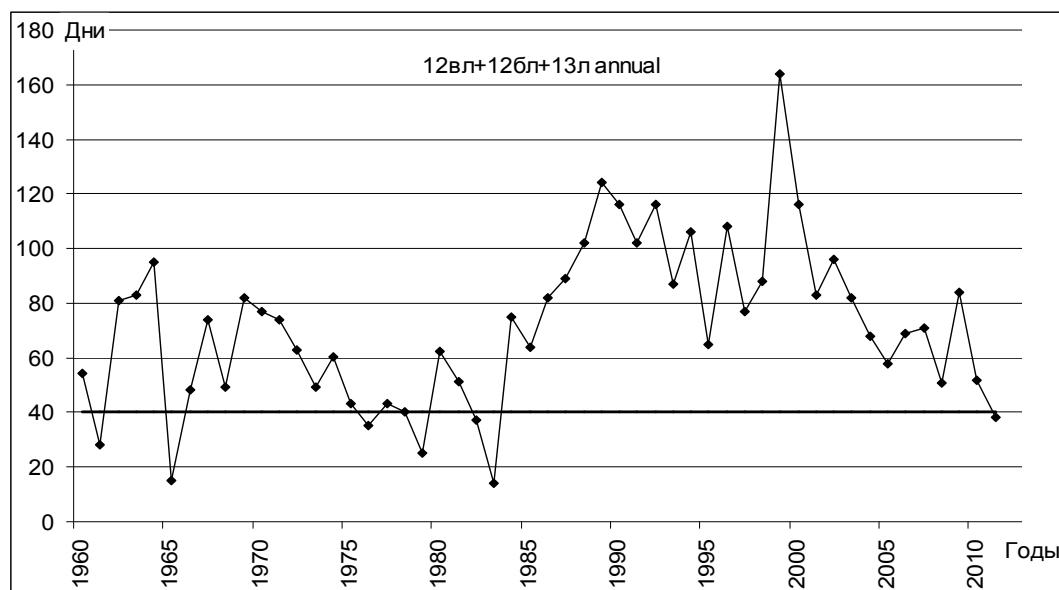
**Таблица 3. Структура разбиений годов с жарким летом на 2 и 3 класса  
(17 лет с жарким летом, 1901–2012 гг.)**

2 класса 1901–2000(TYN CY), 2001–2012 ( $t$ Бел.)			3 класса 1901–2000(TYN CY), 2001–2012 ( $t$ Бел.)		
	Класс	Расстояние от центра		Класс	Расстояние от центра
1901	1	1,41	1901	1	1,56
1936	1	1,53	1936	1	1,38
1972	1	2,34	1999	1	1,80
1999	1	1,84	2006	1	2,16
2006	1	1,99	2007	1	2,14
2007	1	2,35	2011	1	0,88
<b>2011</b>	<b>1</b>	<b>0,93</b>	2012	1	1,93
2012	1	1,99	1927	2	1,76
1927	2	2,12	1938	2	1,70
1938	2	1,63	1972	2	1,87
1939	2	1,40	<b>2010</b>	<b>2</b>	<b>1,54</b>
<b>1959</b>	<b>2</b>	<b>1,19</b>	1939	3	1,32
1992	2	1,85	<b>1959</b>	<b>3</b>	<b>0,91</b>
1995	2	1,69	1992	3	1,59
2001	2	1,61	1995	3	1,48
2002	2	1,77	2001	3	1,61
2010	2	2,54	2002	3	1,51

Соотнесение приведённых результатов с разными циркуляционными эпохами северного полушария показывает отсутствие однозначного соответствия типов годового хода температуры различным эпохам (см. табл. 3). В то же время характер изменения трендов температу-

ры северного полушария согласуется с числом дней меридиональных типов по Б. Л. Дзержеевскому.

На рис. 6 приведены многолетние колебания суммарной годовой продолжительности ЭЦМ 12вл, 12бл и 13л за 1899–2011 гг.



**Рис. 6. Многолетние колебания суммарной годовой продолжительности ЭЦМ 12вл, 12бл и 13л за 1899–2011 гг.**

Из рис. 6 следует снижение числа дней с меридиональными типами циркуляции (12вл+12бл+13л) в последние годы. Следует отметить, что похожая картина изменений за последний период (1960–2012 гг.) характерна для величин трендов температуры северного полушария летом [2], что указывает на зависи-

мость изменений данной температуры от числа дней с меридиональными типами циркуляции. За период 1961–2011 гг. линейная корреляции ряда продолжительности ЭЦМ 12вл+12бл+13л с рядами трендов летней температуры для суши и для суши и океана северного полушария составляет, соответственно, 0,40 и 0,43.

### Литература

1. Кононова, Н. К. Классификация циркуляционных механизмов Северного полушария по Б.Л. Дзердзеевскому / Н. К. Кононова; отв. ред. А. Б. Шмакин ; Российская акад. наук, Ин-т географии. М., 2009.
2. Логинов, В. Ф. Сезонные особенности многолетних изменений глобального климата и их возможные причины / В. Ф. Логинов, В. С. Микуцкий // Природопользование. Минск, 2013. Вып. 23. С. 5–11.
3. Mitchell, T. D. A comprehensive set of high resolution grids of monthly climate for Europe and the globe: the observed record (1901–2000) and 16 scenarios (2001–2100) / T. D. Mitchell, T. R. Carter, P. D. Jones, M. Hulme, M. New // Tyndall Centre Working Paper 55. 2004.
4. Mitchell, T. D. Climate data for political areas / T. D. Mitchell, M. Hulme, M. New // Area, V. 34. 2002. Рр. 109–112.

**Институт природопользования НАН Беларуси**

Поступила в редакцию 20.09.2013 г.

**В. Ф. Логинов, В. С. Микуцкий**

### **АНАЛИЗ ОДНОРОДНОСТИ РЯДОВ ТЕМПЕРАТУРЫ, ТИПИЗАЦИЯ ГОДОВОГО ХОДА ТЕМПЕРАТУРЫ И ВЫБОР ГОДОВ-АНАЛОГОВ ЖАРКОГО ЛЕТА**

Проведен анализ однородности рядов летних месячных температур для территории Беларуси. С использованием данных реанализа TYN CY1.1 осуществлено выравнивание ряда летней температуры для территории Беларуси. На основе полученного ряда рассмотрены критерии идентификация годов с жарким летним сезоном различной жесткости и отобраны годы с такими сезонами.

С использованием выделенных лет типизирован годовой ход температуры годов-аналогов жаркого лета. Рассмотрены варианты разбиения выборки годов с жарким летом на две и три группы, отличающихся по типу годового хода температуры, установлена приемлемость обоих вариантов классификации. Установлено, что в обоих случаях различие между годами-аналогами характерно для зимних месяцев, при этом при выделении двух типов имеет место различие только для декабря и февраля.

Показано, что соотнесение полученных типизированных годов-аналогов с разными циркуляционными эпохами северного полушария не даёт однозначного соответствия типов годового хода температуры различным эпохам. В то же самое время характер изменения трендов температуры северного полушария согласуется с числом дней меридиональных типов по Б. Л. Дзердзеевскому.

**V. F. Loginov, V. S. Mikutskiy**

### **THE ANALYSIS OF SERIES HETEROGENITY OF TEMPERATURE, TYPIFICATION OF TEMPERATURE ANNUAL COURSE AND CHOICE OF YEARS-ANALOGUES OF HOT SUMMER**

The analysis of series heterogeneity of summer monthly temperatures for territory of Belarus was carried out. With use of reanalysis data TYN CY1.1 alignment of some summer temperature series for territory of Belarus was done. On the basis of the obtained series the identification of years with a hot summer season of various rigidity are considered and years with such seasons were selected.

With use of marked years the annual course of temperature of years-analogues of hot summer has been typified. Variants of splitting of sample of years with hot summer into two and three groups, differing as annual course of temperature were considered, the acceptability of both variants of classification was found. It has been found that in both cases distinction between years-analogues is characteristic for winter months, and marking of two types is specific for December and February only.

It has been shown, that correlation of the obtained typified years-analogues with different circulating epoch of northern hemisphere does not give unequivocal conformity of types of annual temperature course to various epoch. Therefore the character of change of trends of temperature of northern hemisphere conforms with number of days of meridian types according to B. L. Dzerdzeevskiy.

**В. В. Коляда**

## БИОКЛИМАТИЧЕСКИЙ ПОТЕНЦИАЛ БЕЛАРУСИ В СРАВНЕНИИ СО СТРАНАМИ СНГ И ЕС

*Применительно к территории Беларуси рассмотрены методы и результаты расчетов комплексного показателя оценки агроклиматических ресурсов – биоклиматического потенциала. Оценены его значения по административным областям и стране в целом для периодов до и после начала активной фазы современных изменений климата. С привлечением оценок биоклиматического потенциала Д. И. Шашко и О. Д. Сиротенко, а также официальной статистики урожайности, показано место Беларуси по уровням обеспеченности агроклиматическими ресурсами и их использования среди европейских и постсоветских стран и регионов.*

Сельскохозяйственное производство базируется на использовании агроклиматических ресурсов, что предполагает их количественные оценки. Дополнительную актуальность таким оценкам в современных условиях придают изменения климата, оказывающие заметное влияние как на агроклиматические ресурсы, так и на продуктивность сельскохозяйственных культур. Видное место в оценочных исследованиях занимает сравнительный анализ обеспеченности агроклиматическими ресурсами различных стран и регионов, позволяющий выявлять территориальные агроклиматические аналоги, что полезно в плане использования передового зарубежного опыта и выработки стратегических решений при развитии сельского хозяйства, прежде всего его растениеводческих отраслей [2, 7, 12].

Как известно, агроклиматические ресурсы любой территории характеризует, в первую очередь, теплообеспеченность и влагообеспеченность вегетационного периода, а также условия перезимовки культур [1]. Для их учета используются многочисленные показатели, имеющие различную размерность, характер которой определяют входящие в них метеовеличины. Разработка представления о биоклиматическом потенциале стала способом преодоления многомерности при характеристике агроклиматических ресурсов, попыткой интегрального подхода к их оценке. В рамках оценки биоклиматического потенциала все многообразие показателей сводится к единому агрегированному показателю (системе показателей) продуктивности (урожайности), выраженному в абсолютных (единицы биомассы на единицу площади) или относительных (баллы) величинах [9].

Представление о биоклиматическом потенциале возникло при решении практических задач по оценке земель в бывшем СССР. Огромная территория этого государства превращала климатические условия в первостепенный фактор межрегиональных различий производительности сельского хозяйства, требовавший адекватного учета. В научную теорию и практику по-

нятие биоклиматический потенциал ввел П. И. Колесков (1962), который рассматривал его в качестве комплексного показателя для характеристики потенциальной биологической продуктивности земли, предлагая оценивать по таким климатическим факторам, как температура воздуха, атмосферные осадки и инсоляция. Существенный вклад в разработку методов оценки биоклиматического потенциала, внесли С. А. Сажникова, Д. И. Шашко, Ф. З. Батталов, Е. К. Зондзе, О. Д. Сиротенко, которые порой использовали отличные, хотя и близкие по смыслу, понятия, такие как «сельскохозяйственная продуктивность климата», «сельскохозяйственный бонитет климата», «сельскохозяйственный потенциал климата» [2].

**Целью статьи** было определение места Беларуси по обеспеченности агроклиматическими ресурсами среди других близких в природном и географическом отношениях стран и регионов, путем сравнительного анализа собственных и опубликованных, в том числе малодоступных оценок их комплексного показателя, – биоклиматического потенциала, а также эффективности использования этих ресурсов по данным официальной статистики урожайности сельскохозяйственных культур.

При выполнении данной работы были использованы публикации Д. И. Шашко и О. Д. Сиротенко, содержащие многочисленные оценки биоклиматического потенциала по странам и регионам, полученные различными методами [2, 11].

В основе методики Д. И. Шашко [11] – физико-статистическая модель, позволяющая рассчитывать относительные значения биоклиматического потенциала (БКП) для крупной территории лишь по двум показателям, характеризующим тепло- и влагообеспеченность вегетационного периода:

$$\text{БКП} = K_{\text{р(ку)}} \frac{\sum t > 10^{\circ}\text{C}}{1000^{\circ}\text{C}},$$

где  $K_{\text{р(ку)}}$  – коэффициент роста по годовому пока-

зателю атмосферного увлажнения, представляющий собой отношение продуктивности при

данных условиях влагообеспеченности к максимальной продуктивности в условиях оптимальной влагообеспеченности и определяется по формуле

$$K_p(KU) = 1,15 \lg(20Md) - 0,21 + 0,63Md - Md^2 \quad (Md -$$

коэффициент атмосферного увлажнения в виде отношения сумм осадков к суммам среднесуточных значений дефицита влажности воздуха за год);  $\sum t > 10^\circ\text{C}$  – суммы положительных (активных) температур воздуха выше  $10^\circ\text{C}$  для исследуемой местности;  $1000^\circ\text{C}$  – их значение на северном пределе развития земледелия.

Фактически данная модель представляет собой произведение коэффициента роста по влагообеспеченности, описываемого комбинированной нелинейной зависимостью, и коэффициента роста по теплообеспеченности, оцениваемого линейной функцией. Эти зависимости были получены на основе сопряженного анализа метеорологических данных и данных об урожайности различных экологических типов сельскохозяйственных культур (зерновых колосовых, кукурузы, подсолнечника, сахарной свеклы, люцерны) на территории СССР за 1961–1971 гг., в том числе в государственной сортоспытательной сети, но характеризуют биопродуктивность земель в целом, т. е. независимо от вида и сорта возделываемых культур.

Использование линейной зависимости при оценке коэффициента роста по теплообеспеченности связано с тем, что суммы активных температур позволяют учесть не только влияние температуры, с повышением которой (до оптимальных значений) наблюдается ускорение процессов фотосинтеза, увеличение почвенной активности и улучшение пищевого режима растений, но и продолжительность вегетационного периода, с увеличением которого возможно расширение состава культивируемых растений, возделывание более позднеспелых и урожайных сортов, сбор нескольких урожаев. При одном и том же уровне обеспеченности теплом максимальное количество биомассы формируется в условиях оптимального увлажнения. Последние имеют место, когда количество выпадающих осадков и величина возможного испарения (испаряемость) сбалансированы, т. е. выражают их соотношение на протяжении года коэффициент увлажнения ( $K_{увл}$ ) близок к 1, а значение коэффициента  $Md \approx 0,45$  [11].

Для удобства сравнения оценка агроклиматических ресурсов в различных странах и регионах проводилась по климатическому индексу биопродуктивности ( $B_k$ ), представляющему собой отношение величины БКП для исследуемой территории к его среднему значению на территории СССР ( $\approx 1,9$ ), принятому за 100 баллов. Значе-

ния данного индекса находили из соотношения:  $B_k = 55 \text{ БКП}$  [11].

На основе данной методики и глобальной шкалы БКП были рассчитаны значения  $B_k$  для различных стран, характеризующие их обеспеченность агроклиматическими ресурсами в сравнении с территорией СССР ( $B_k = 100$ ). Для крупнейших государств мира их величины составили: Канада – 86, США – 220, Китай – 226, Австралия – 303, Индия – 402, Бразилия – 445, Заир – 483. Особый интерес для нас представляют оценки  $B_k$  для европейских стран: Норвегия и Финляндия – 91, Швеция – 101, Дания – 110, Ирландия – 118, Великобритания – 121, Чехословакия – 122, ГДР – 124, Польша – 130, Румыния – 133, ФРГ – 136, Нидерланды – 135, Австрия – 144, Бельгия – 146, Венгрия – 157, Франция – 167, Югославия – 169, Болгария – 173, Испания – 187, Италия – 197, Греция – 202 [11].

Однако непосредственное использование материалов Д. И. Шашко для сравнительного анализа невозможно из-за того, что оценки БКП и  $B_k$  в пределах СССР в основном приводятся по природным выделам, а данные в разрезе союзных республик (исключением является Молдова) и крупных регионов Российской Федерации отсутствуют. Например, территория Беларуси отнесена к двум агроклиматическим провинциям: северная часть вместе с республиками Прибалтики, Новгородской и Псковской областями Российской Федерации – к Прибалтийской провинции со значениями  $B_k = 88–126$  ( $\sum t > 10^\circ\text{C} = 1600–2300^\circ\text{C}$ ,  $K_{увл} = 1,3$ ), а центральная и южная части наряду с Украинским Полесьем – к Западной провинции, где  $B_k = 113–135$  ( $\sum t > 10^\circ\text{C} = 2050–2500^\circ\text{C}$ ,  $K_{увл} = 0,99–1,33$ ) [11]. Поэтому, чтобы получить искомые оценки по территории Беларуси, мы воспользовались шкалой, созданной для учета климатических условий при кадастровой оценке сельскохозяйственных земель [5]. Она была построена на основе вспомогательной таблицы Д. И. Шашко для расчета значений  $B_k$  в зависимости от сумм температур выше  $10^\circ\text{C}$  и степени атмосферного увлажнения, которую параллельно характеризуют коэффициенты  $Md$ ,  $K_{увл}$ , а также ГТК – гидротермический коэффициент Г. Т. Селянинова, представляющий собой отношение количества осадков за период активной вегетации с температурами выше  $10^\circ\text{C}$  к суммам активных температур, уменьшенной в 10 раз [9]. Данная шкала охватывает интервал изменения сумм активных температур от 2000 до  $3000^\circ\text{C}$  и ГТК – от 1,1 до 1,8, выражая их совместное влияние в виде значений  $B_k$  в пределах от 94 до 165 баллов [5].

Исходными данными для оценок послужили материалы агроклиматических справочников Республиканского гидрометцентра, в которых обобщены результаты многолетних

наблюдений на метеостанциях Беларуси за различные исторические периоды. Эпоху относительно стабильного (стационарного) климата характеризуют данные за 1891–1990 гг., используемые в качестве климатических норм, а период современных изменений климата – данные из последнего справочника за 1986–2005 гг. [6]. Полученные результаты представлены в табл. 1.

Следует подчеркнуть хорошую согласованность наших оценок, относящихся к периоду, предшествовавшему эпохе современного поте-

пления климата (1891–1990 гг.), с оценками Д. И. Шашко для соседних с территорией Беларуси областей Российской Федерации и Украины. По его данным, средневзвешенное значение  $B_k$  в Смоленской области составляло 111 ( $\sum t > 10^\circ\text{C} = 2025^\circ\text{C}$ ,  $Md = 0,60$ ), в Брянской – 124 (2250 °C и 0,55), в Волынской – 135 (2450 °C и 0,53), в Ровенской – 135 (2450 °C и 0,50), в Житомирской – 133 (2500 °C и 0,48), в Киевской – 130 (2550 °C и 0,45) и в Черниговской области – 130 (2550 °C и 0,46) [11].

**Таблица 1. Оценки  $B_k$  для территории Беларуси и административных областей по периодам\***

Область	Период		Изменение
	1986–2005 гг.	1891–1990 гг.	
Витебская	115,8 (108–122)	111,3 (105–117)	4,5 (2–9)
Минская	123,1 (111–128)	117,1 (114–125)	6,0 (0–14)
Гродненская	122,0 (117–128)	120,5 (106–128)	1,5 (-5–11)
Могилевская	124,9 (121–129)	120,6 (110–124,5)	4,3 (0–13)
Брестская	131,1 (124–138)	129,1 (121,5–137)	2,0 (-7,5–9,5)
Гомельская	132,8 (124–140)	130,4 (126–133,5)	2,4 (-2,5–6,5)
Республика Беларусь	124,2 (108–140)	120,9 (105–137)	3,3 (-7,5–14)

\* По указанным периодам приведены средние и предельные (в скобках) значения показателей по всем действующим метеостанциям; изменение характеризуется разностью значений по одним и тем же метеостанциям.

Динамика  $B_k$  в условиях современных изменений климата во всех административных областях Беларуси является положительной, причем приростами выше среднего уровня выделяются Минская, Витебская и Могилевская области, а Гродненская, Брестская и Гомельская области, характеризуются пониженными приростами. На уровне метеостанций подобная однозначность в динамике  $B_k$  исчезает: повсеместные приросты отмечаются лишь в северной Витебской области, в то время как на отдельных метеостанциях других областей (Волковыск, Ивацевичи, Слуцк, Жлобин, Костюковичи) они отсутствуют, а на метеостанциях Гродненской (Новогрудок), Брестской (Брест, Высокое) и Гомельской (Брагин, Чечерск) областей даже отмечается снижение значений  $B_k$  (см. табл.1). В условиях повсеместного роста теплообеспеченности причиной снижения биоклиматического потенциала стало уменьшение влагообеспеченности, что явилось следствием не только сократившегося количества выпадающих атмосферных осадков, но и возросших при потеплении величин испаряемости [6].

Методика оценки биоклиматического потенциала, по версии Д. И. Шашко, до настоящего времени не утратила своего научного и практического значения [2, 5]. Вместе с тем ее недостатки связаны с тем, что она базируется на принципах редукционизма: среди значимых климатических факторов в явном виде учитываются лишь температура воздуха и количество атмосферных осадков, игнорируется такой фундаментальный фактор биологической продуктивно-

сти как фотосинтетически активная радиация (ФАР), не учитываются ключевые процессы газового обмена – фотосинтез и дыхание, т. е. не отражаются важнейшие прямые и обратные связи, существующие в системе «почва – растение – атмосфера». Существенный недостаток методики – невозможность прямой проверки степени адекватности используемых показателей уровням продуктивности сельскохозяйственных культур [2].

Отмеченные изъяны физико-статистического метода позволяет преодолеть системный подход к объекту оценки, предполагающий моделирование основных аспектов функционирования агрозоисистемы: энерговлагообмена, производственного и деструкционного процессов, динамики углерода. Данный подход воплощен в имитационной системе «Климат–Почва–Урожай», разработанной во ВНИИ сельскохозяйственной метеорологии Росгидромета (г. Обнинск) под руководством О. Д. Сиротенко по материалам для бывшего СССР. Имитационная система позволяет рассчитывать несколько сотен показателей, отражающих условия тепло- и влагообеспеченности, а также продуктивности возделываемых культур. Система была подвергнута широкой апробации и показала свою адекватность. С ее использованием получено подавляющее большинство прогнозных оценок продуктивности сельского хозяйства под влиянием происходящих изменений климата для территории Российской Федерации и всего постсоветского пространства, включая Республику Беларусь, на различные временные горизонты XXI в. [10].

В рамках имитационного метода оценки биоклиматический потенциал рассматривается в качестве общего показателя биологической продуктивности агроэкосистемы, величина которого рассчитывается как суммарный объем сухой надземной биомассы за вегетационный период (между весенним и осенним переходами среднесуточной температуры воздуха через пороговое значение в 5 °C) и выражается в тоннах сухого вещества на 1 га. Большинство полевых культур охватывают лишь часть этого периода, а в максимальной степени к нему приближаются лишь многоукосные посевы многолетних трав [2, 10].

Для макромасштабных территориальных сравнений с учетом двух важнейших лимитирующих факторов продуктивности агроценозов (уровни влагообеспеченности и минерального питания растений) используется четырехкомпонентная схема оценки БКП, отражающая условия: 1) текущих состояний обоих факторов; 2) оптимальной влагообеспеченности при существующем режиме минерального питания; 3) естественной влагообеспеченности при оптимальном режиме

минерального питания и 4) оптимальных уровней обоих факторов [2, 10]. Ввиду отсутствия агрохимических данных, оценки по зарубежным странам представлены лишь двумя последними компонентами. Это радиационно-термический потенциал (РТП) – фундаментальная характеристика почвенно-климатических ресурсов, величина которой ограничена лишь приходом ФАР и термическим режимом, не поддающимся регулированию в условиях открытого грунта. РТП характеризует величину биомассы, которая может быть создана агроценозом при максимально благоприятном водном режиме и нелимитированном минеральном питании. Другой компонент – гидротермический потенциал (ГТП) в отличие от предыдущего характеризует продуктивность агроценозов при естественном режиме увлажнения [2].

Оценки частных и комплексных показателей агроклиматических ресурсов в современный период для постсоветского пространства (без Закавказья и Средней Азии) и основных европейских стран отражены в построенных по данным [2] табл. 2 и 3.

**Таблица 2. Оценки показателей агроклиматических ресурсов для стран и регионов на постсоветском пространстве\***

Страна (регион)	<i>N</i>	<i>P</i>	$\Sigma t > 10^{\circ}\text{C}$	<i>E</i>	<i>E_0</i>	<i>K_{вл}</i>	ГТК	РТП	ГТП
Беларусь	190	416	2219	582	641	0,96	1,63	15,0	14,9
Прибалтика	187	413	1953	487	513	1,24	1,74	13,3	13,3
Украина	209	352	2827	449	943	0,58	1,06	17,0	12,6
Молдова	223	376	3079	466	1037	0,53	0,96	18,5	13,3
Казахстан	171	200	2352	306	939	0,36	0,77	13,9	8,1
Россия	176	302	2270	401	779	0,66	1,20	13,4	10,3
в т. ч. экономические районы									
Северо-Западный	169	377	1755	484	518	1,17	1,76	12,2	12,2
Центральный	175	353	2033	491	635	0,91	1,51	13,0	12,7
Волго-Вятский	166	323	1966	435	634	0,81	1,36	12,2	11,6
Центрально-Черноземный	188	315	2504	430	865	0,56	1,14	14,8	12,4
Поволжский (север)	174	272	2289	376	807	0,53	1,07	13,4	10,9
Поволжский (юг)	192	218	2891	335	1152	0,31	0,70	15,9	5,9
Северо-Кавказский	219	358	3224	420	1069	0,48	0,86	17,1	9,7
Уральский	166	274	2067	378	740	0,63	1,19	12,7	10,0
Западно-Сибирский	157	283	1789	361	581	0,78	1,41	11,8	10,7
Восточно-Сибирский	146	294	1635	390	545	0,88	1,52	10,6	10,3
Дальневосточный	163	360	2044	387	636	0,85	1,55	12,4	12,3

\* Здесь и далее: *N* – продолжительность вегетационного периода, сутки; *P* – количество атмосферных осадков;  $\Sigma t > 10^{\circ}\text{C}$  – суммы активных температур; *E* – суммарное испарение и *E\_0* – испаряемость (потенциальное испарение) за вегетационный период, мм; *K<sub>вл</sub>* – коэффициент увлажнения; ГТК – гидротермический коэффициент; РТП – радиационно-термический потенциал, ГТП – гидротермический потенциал, т/га.

Как следует из табл. 2, на постсоветском пространстве по величине РТП Беларусь уступает лишь Молдове, Северному Кавказу, Украине и югу Поволжья, а по ГТП характеризуется максимальным значением среди всех представленных территорий. Разумеется, это справедливо лишь на принятом уровне территориальной детальности. К сожалению, оценки в разрезе административных областей и автономных республик Российской Федерации приводятся весьма фрагментарно [2].

В целом распределение величин РТП по территории Восточно-Европейской равнины подчиняется закону широтной зональности: от минимальных значений в Пермской области (9,6 т/га) до максимальных уровней в Крыму (19,3 т/га). Учет реальных условий увлажнения в рамках ГТП усложняет эту картину под влиянием распределения выпадающих атмосферных осадков. В результате из засушливого Крыма максимум ГТП перемещается в хорошо увлажненное

Закарпатье (17,2 т /га), а минимум – в Архангельскую область (2,3 т/га) [2].

Расчеты показателей РТП и ГТП для 24 европейских стран выполнялись с использованием исходной информации по 241 метеостанции [2]. Анализ полученных оценок показывает, что по величине РТП Беларусь значительно превосходит страны Северной Европы, находится на уровне большинства государств Центральной и Западной Европы, отклоняясь от него в ту или иную сторону не более чем на 10 %, уступает Венгрии, Румынии и в особенности странам Южной Европы. В то же время по показателю ГТП Беларусь находится на уровне большинства европейских государств либо даже превосходит их, заметно уступая лишь Франции (см. табл. 3). Причиной этому является благоприятный режим атмосферного увлажнения на территории Беларуси, который обеспечивает предельно возможные здесь значения ГТП, практически на уровне РТП, в то время как в южных странах с

гораздо более высокими значениями РТП дефицит влаги резко снижает уровень реализации ГТП. В еще более благоприятной по условиям увлажнения Прибалтике показатели РТП и ГТП практически совпадают, в то время как в более засушливой Украине они заметно различаются (см. табл. 2). В этом смысле наиболее контрастным вариантом на постсоветском пространстве является ситуация во влажных субтропиках Черноморского побережья Краснодарского края России, Западной Грузии или Ленкоранской низменности Азербайджана по сравнению с сухими субтропиками Средней Азии. Если в первом случае оба показателя имеют высокие и близкие между собой значения, то во втором – при практических тех же уровнях РТП значения ГТП приближаются к нулю. Разбежка в уровнях РТП и ГТП на одной и той же территории является четким индикатором эффективности здесь орошения, подтверждением чему является в основном ирригационный характер земледелия Средней Азии.

**Таблица 3. Оценки показателей агроклиматических ресурсов для европейских стран\***

Страна	N	P	$\Sigma t > 10^\circ\text{C}$	E	$E_0$	$K_{\text{увл}}$	ГТК	РТП	ГТП	РТП, %	ГТП, %
Норвегия	173	473	1227	379	420	1,67	2,10	8,0	7,8	53	52
Финляндия	150	280	1369	374	437	1,13	1,57	8,6	8,5	57	57
Швеция	167	317	1532	396	516	1,12	1,60	10,0	9,7	67	65
Дания	215	403	2155	463	631	0,95	1,29	13,8	13,5	92	91
Великобритания	288	662	2208	662	741	1,22	1,56	14,0	13,5	93	91
ГДР	225	409	2526	527	703	0,84	1,18	14,6	14,2	97	95
Польша	208	432	2377	517	673	0,93	1,53	14,7	14,4	98	97
ФРГ	239	509	2614	585	759	0,90	1,43	15,1	14,5	101	97
Бельгия	249	558	2602	593	617	1,27	1,40	15,1	14,9	101	100
Ирландия	343	1002	2269	755	802	1,52	1,95	15,2	13,7	101	92
Нидерланды	253	538	2591	669	741	1,01	1,37	15,2	15,0	101	101
Австрия	228	700	2659	578	775	1,15	2,05	15,2	13,7	101	92
Швейцария	244	867	2798	681	870	1,23	2,25	15,4	14,8	103	99
Чехословакия	224	444	2610	564	808	0,78	1,34	15,5	14,7	103	99
Румыния	240	411	3306	530	1014	0,55	0,97	17,1	13,6	114	91
Венгрия	245	470	3336	579	1040	0,61	1,04	17,2	14,6	115	98
Югославия	290	838	3840	741	1193	0,87	1,45	18,6	14,7	124	99
Болгария	258	458	3662	514	1124	0,54	0,99	18,7	12,3	125	83
Франция	301	600	3237	638	983	0,84	1,22	19,6	16,5	131	111
Италия	335	781	4761	742	1310	0,73	1,26	20,8	14,6	139	98
Албания	365	1321	5286	968	1602	0,97	1,68	21,6	15,2	144	102
Греция	365	584	5675	579	1426	0,50	0,79	22,9	11,4	153	77
Испания	344	528	4795	589	1391	0,51	0,87	23,3	12,8	155	86
Португалия	357	764	5218	766	1508	0,64	1,15	27,2	15,5	181	104

\* РТП, % и ГТП, % – значения радиационно-термического и гидротермического потенциалов отдельных стран по отношению к их величинам на территории Беларуси, принятым за 100 %.

Результаты О. Д. Сиротенко, в частности, ставят под сомнение вывод Д. И. Шашко о том, что лучшими (эталонными) почвенно-климатическими условиями в умеренном поясе характеризуется Краснодарский край [9]. Подтверждая высокий уровень РТП, они вместе с тем показывают, что значения ГТП здесь ниже, чем в западных Брянской и, особенно, Калининградской областях. В Краснодарском крае оценки РТП и ГТП

составляют соответственно 18,1 и 12,4 т/га, в Брянской области – 14,4 и 14,2 т/га, а в Калининградской – 14,92 и 14,9 т/га. Это, по мнению автора, означает, что при переходе к высокоинтенсивному земледелию (на уровне западноевропейских стран) продуктивность 1 га пашни при естественном режиме увлажнения в западных областях Российской Федерации может оказаться выше, чем в Краснодарском крае [2].

Причиной расхождений в выводах относительно обеспеченности агроклиматическими ресурсами Краснодарского края могут являться различия в содержании используемых показателей. В данной связи правомерен вопрос о соотношении показателей, полученных различными методами. Выполненный нами по выборке для 25 стран корреляционный анализ показал, что аналогом  $B_k$  является РТП, а не ГТП. Подтверждением тому служит весьма тесная связь  $B_k$  с РТП, коэффициент детерминации для которой  $R^2 \approx 0,9$ , при гораздо более низкой ее связи с ГТП ( $R^2 = 0,22$ ) (рис. 1).

Сопоставление величин биоклиматического потенциала и урожайности сельскохозяйственных культур позволяет отразить различия в достигнутом технологическом уровне производства и, соответственно, оценить эффективность использования агроклиматических ресурсов. Для оценки эффективности использования таких природных ресурсов, как солнечная радиация, тепло и влага был предложен специальный показатель  $P$  (%) [2]:

$$P = \bar{y} / \text{ГТП} \cdot 100 \%,$$

где  $\bar{y}$  – средний уровень урожайности сельскохозяйственных культур.

Использованные статистические данные по зерновым и зернобобовым культурам для постсоветских стран и озимой и яровой пшенице в целом для европейских государств за период 1971–1998 гг. [4] обнаружили резкие различия в значениях  $P$ . Постсоветские страны в целом характеризовались низким уровнем использования агроклиматических ресурсов. Например, для России величина  $P$  составила 15 % (от 26 % на Северном Кавказе до 12 % на Северо-Западе и 10 % на Дальнем Востоке). Оценки для отдельных европейских стран демонстрировали гораздо более высокую эффективность использования РТП (в %): Великобритания – 45, ФРГ – 38, Франция – 33, Венгрия – 29, Польша – 22, Италия – 20, Румыния – 19 [2].

Несмотря на более высокую урожайность зерновых и зернобобовых культур в указанный период в Беларуси по сравнению с Россией (22,3 ц/га против 15,3 ц/га) ее показатель  $P$  находился на среднероссийском уровне – 15,2 %. Вместе с тем он заметно выше, чем в соседней Брянской области, где при среднем уровне урожайности в 13,9 ц/га показатель  $P$  равнялся 9,6 %.

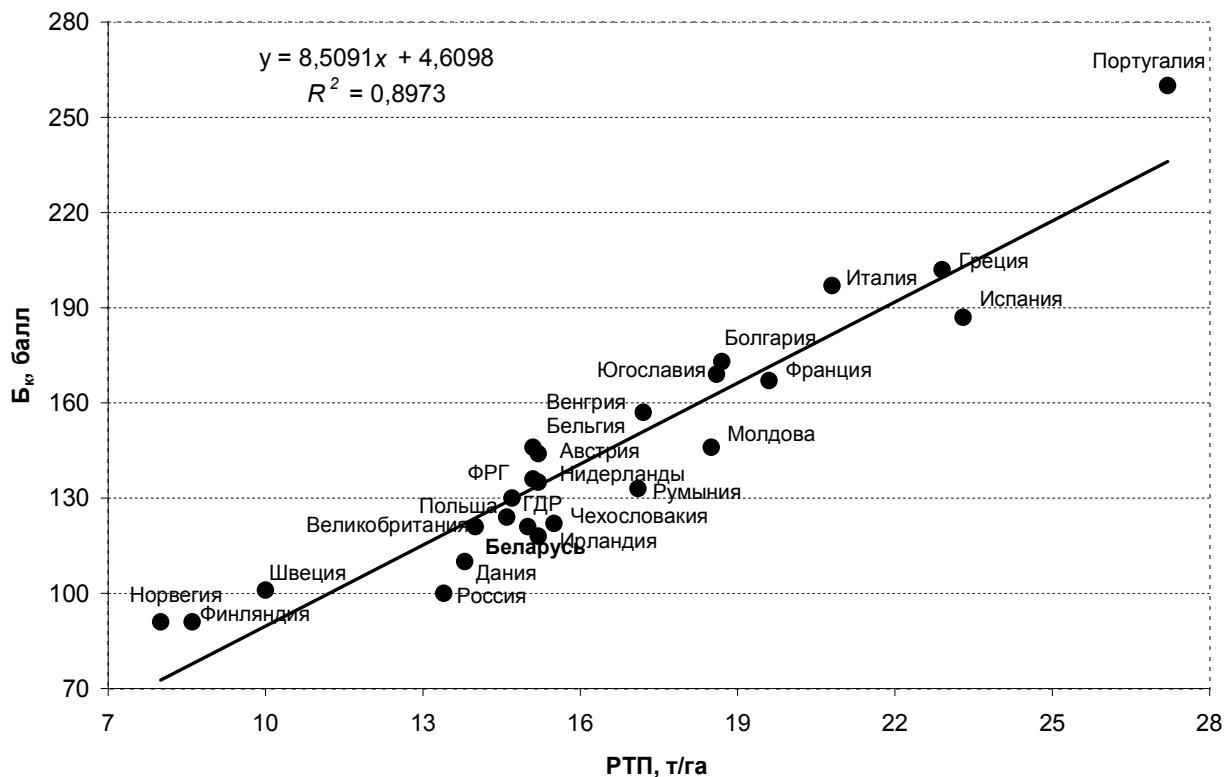


Рис. 1. Связь различных показателей биоклиматического потенциала по странам

Получению детальных оценок для постсоветского пространства препятствует отсутствие данных как о биоклиматическом потенциале, так и об урожайности. В то же время нали-

чие в нашем распоряжении такой информации для европейских стран позволяет получить достаточно полное представление об эффективности использования агроклиматических

ресурсов в Западной и Центральной Европе. Для этого привлекались официальные статистические данные по урожайности зерновых и зернобобовых культур за период 1985–2010 гг. Урожайные данные по группе культур в целом позволяют устраниТЬ влияние различающейся по странам структуры посевных площадей зерновых культур. Кроме того, поскольку знаменатель показателя  $P$  характеризует наземную биомассу в сухом веществе, то использованное в его числитеЛЕ Среднее значение урожайности (в соответствии с принятым отношением зерна к солому 1:1 для зерновых культур) было увеличено в 2 раза и уменьшено на стандартную влажность зерна в 14 %.

Уточненные таким образом оценки показателя  $P$  представлены на рис. 2, демонстрирующем отсутствие какой-либо явной зависимости эффективности использования ГТП от его величины. Как видим, высокоэффективное использование ГТП наблюдается не только в странах,

его высокими величинами (правая верхняя часть графика), которые известны максимальными уровнями своей урожайности – в Нидерландах, Бельгии, Ирландии, Великобритании, Дании, Германии, но и в северных – Норвегии и Швеции с минимальными среди всех рассматриваемых стран значениям ГТП (левая верхняя часть графика). Значение показателя  $P$  здесь более 70 %, а в Нидерландах, Норвегии и Бельгии превышает 85 %. Аналогичная картина имеет место и в нижней части графика, где минимальными значениями  $P$  характеризуются страны, в разной степени обеспеченные гидротермическими ресурсами: от Российской Федерации до Португалии. В нижней части графика находятся и все рассматриваемые постсоветские страны, а также наименее развитые в экономическом отношении европейские государства. Причем Беларусь занимает место в правом нижнем углу, т. е. относится к странам с наиболее высокими уровнями ГТП и минимальными уровнями его использования.

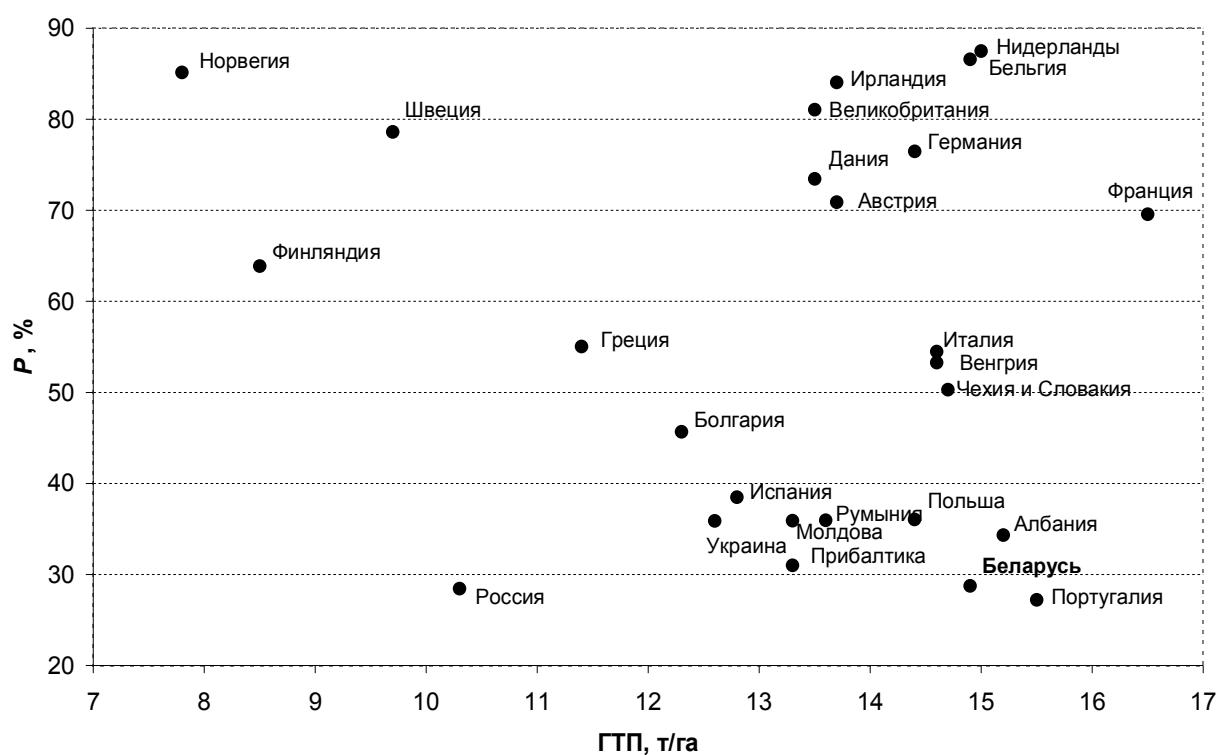


Рис. 2. Эффективность использования ГТП по странам в зависимости от его величины

Таким образом, приведенные значения различных показателей биоклиматического потенциала показывают высокий уровень обеспеченности территории Беларуси агроклиматическими ресурсами в сравнении с регионами Российской Федерации, постсоветскими и европейскими странами. Этому способствует весьма благоприятный режим естественного увлажнения территории нашей страны, позво-

ляющий практически полностью реализовать далеко не самый высокий уровень ее обеспеченности радиационными и термическими ресурсами. Вместе с тем расчеты показывают, что уровень использования имеющихся гидротермических ресурсов на территории Беларуси, измеряемый величиной урожайности зерновых и зернобобовых культур, остается в целом довольно низким.

Данное заключение противоречит выводу о том, что природные условия Беларуси в сравнении с крупнейшими европейскими государствами менее пригодны для ведения высокоеффективного растениеводства [7]. Такой вывод сделан на основе расчетов «индекса оптимальности метеорологических факторов для сельскохозяйственного производства», который представляет собой отношение произведения суммарной мощности солнечного излучения и сумм температур выше 10 °C к количеству осадков за период активной вегетации сельскохозяйственных культур. На его основе были получены коэффициенты, понижающие уровни урожайности сельскохозяйственных культур в Беларуси по сравнению с Польшей в 1,3 раза, с Великобританией – в 1,5, с Германией – в 1,7, а с Францией – в 2 раза. Отсюда делался вывод, что полученная в 2009 г. в условиях Беларуси урожайность зерновых и зернобобовых культур – 33,3 ц/га, адекватна 42,9 ц/га в Польше, 49,5 ц/га – в Великобритании, 56,1 ц/га – в Германии и 66,6 ц/га – во Франции. Аналогичное соотношение уровней урожайности, по мнению автора, должно иметь место и по другим сельскохозяйственным культурам [7].

Прежде всего, следует заметить, что на величину урожайности в конкретном году влияют погодные условия вегетационного периода, которые, как правило, отличаются от многолетних климатических норм. Согласно данным Евростата, в 2009 г. урожайность зерновых культур в Польше составила 34,8 ц/га, в Великобритании – 65,7, в Германии – 72,0, а во Франции – 74,6 ц/га, т. е. в Беларуси она практически находилась на уровне Польши, уступая в 2–2,2 раза остальным странам. Близкая ситуация наблюдалась и по картофелю: в нашей стране его урожайность составила 186 ц/га, в Польше – 191, в Великобритании – 444, в Германии – 441, во Франции – 438 ц/га. Таким образом, и по этой культуре урожайность в Беларуси была на уровне Польши и в 2,4 раза уступала другим странам. Системное отставание бывших социалистических стран и советских республик, включая Беларусь, по уровню урожайности от западноевропейских государств хорошо известный факт. Это отставание имеет глубокие исторические корни и вызвано причинами отнюдь не природного характера [3, 4, 8].

Предложенный индекс нельзя считать теоретически обоснованным, его знаменатель одновременно включает термический и радиационный показатели, что фактически означает дублирование одного и того же фактора. Как известно, термические и световые ресурсы имеют единий источник – солнечную радиацию, а сальдо радиационного баланса является приходной статьей теплового баланса. Тесная корреляция радиационных и термических характеристик в основном ареале развития земледелия (низкие и умеренные широты) позволяет применять температурные данные как более массовые и дос-

тупные для оценки как термических, так и световых ресурсов. Кроме того, при расчетах индекса период активной вегетации устанавливался не по среднесуточной, а по среднемесячной температуре, т. е. весьма приблизительно. И, наконец, информационной базой для расчетов этих индексов послужили лишь данные по столичным метеостанциям, что не обеспечивает получение надежных оценок по стране в целом.

Впрочем, вопрос о точности расчета используемых показателей здесь не самый главный. В силу чрезвычайной сложности оцениваемых объектов, даже использование самых совершенных методов не исключает возможных ошибок. Особенно когда речь идет о получении агрегированных оценок по территориям целых государств. Принципиальным является неправомерность на основании оценок агроклиматических ресурсов, т. е. присущих данной территории значений радиационных и гидротермических показателей, судить об ее благоприятности для растениеводства в целом. Их величины определяют лишь видовой и сортовой состав культивируемых растений, влияя тем самым на отраслевую структуру растениеводства, особенности применяемых технологий, качество получаемой продукции. Например, по своим агроклиматическим условиям территория Беларуси благоприятна для развития картофелеводства, но мало подходит для выращивания твердой пшеницы и характеризуется пониженным содержанием белка в культивируемых сортах мягкой пшеницы [7]. Поскольку основные массивы твердых и мягких высокобелковых пшениц приурочены к внутренним засушливым областям континентов, то в аналогичной ситуации находятся и западноевропейские страны с влажным морским климатом [3]. Высокую эффективность своего растениеводства они обеспечивают высокими уровнями урожайности сельскохозяйственных культур [6].

В заключение будет уместным сослаться на мнение А. А. Жученко [3], который подверг резкой критике основанные на оценках тепло- и влагообеспеченности утверждения Д. И. Шашко о якобы худшем в 2,2–2,7 раза агроклиматическом потенциале СССР по сравнению с США [11], считая их не только научно несостоятельными, но и своеобразной индульгенцией на низкую продуктивность сельского хозяйства. Отталкиваясь от известных представлений о соотношении потенциального и эффективного плодородия почв, он подчеркивает, что способность растениеводства использовать агроклиматический потенциал, в решающей степени зависит от адаптивных особенностей культивируемых видов, сортов и агрокосистем (их потенциальной продуктивности, экологической устойчивости и средоулучшающих возможностей), а также от уровня агрокультуры, включая обеспеченность удобрениями, мелиорантами, техникой. В качестве подтверждения необоснованности ссылок на «плохие природные

условия» он указывает на высокую эффективность сельскохозяйственного производства в таких северных районах земледелия как Канада или Скандинавские страны [3].

Этот вывод можно целиком отнести и к погодно-климатическим условиям сельскохозяйственного производства на территории Беларуси.

### Литература

1. Агроклиматический справочник / под ред. Н. А. Малишевской. Минск, 1969.
2. Гордеев, А. В. Биоклиматический потенциал России: теория и практика / А. В. Гордеев [и др.]. М., 2006.
3. Жученко, А. А. Ресурсный потенциал производства зерна в России (теория и практика) / А. А. Жученко. М., 2004.
4. Загайтов, И. Б. Прогноз колебаний природных условий сельскохозяйственного производства и всемирная статистика урожаев / И. Б. Загайтов, Л. С. Воробьева. Воронеж, 1998.
5. Кадастровая оценка земель сельскохозяйственных предприятий (Методические указания). Минск, 1997.
6. Коляда, В. В. Оценка изменения агроклиматических ресурсов Беларуси / В. В. Коляда, Ю. А. Шубская // Природные ресурсы, 2010. №1. С.108–117.
7. Кукареш, Л. В. Зарубежная практика в сельскохозяйственном производстве республики / Л. В. Кукареш // Весці НАН Беларусі. Сер. аграр. науку. 2010. № 3. С. 36–42.
8. Логинов, В. Ф. Сравнительный анализ многолетней урожайности озимой и яровой пшеницы в Беларуси, Польше, Германии, Великобритании и Нидерландах / В. Ф. Логинов, В. В. Коляда, И. Г. Савич-Шемет // Природопользование. Минск, 2010. Вып. 17. С. 40–43.
9. Лосев, А. П. Агрометеорология / А. П. Лосев, Л. Л. Журина. М., 2001.
10. Сиротенко, О. Д. Методы оценки изменений климата для сельского хозяйства и землепользования / О. Д. Сиротенко. М., 2007.
11. Шашко, Д. И. Агроклиматические ресурсы СССР / Д. И. Шашко. Л., 1985.
12. Kozyra, J. The comparison of the agroclimatological conditions of Poland and Western Europe / J. Kozyra, T. Górska, R. Pudelko [Electronic resource]. Mode of access : <http://www.proland.iung.pulawy.pl/materials/wp1/posters.pdf>.

### Институт природопользования НАН Беларуси

Поступила в редакцию 24.09.2013 г.

**В. В. Коляда**

### **БИОКЛИМАТИЧЕСКИЙ ПОТЕНЦИАЛ БЕЛАРУСИ В СРАВНЕНИИ СО СТРАНАМИ СНГ И ЕС**

Применительно к территории Беларуси рассмотрены методы и результаты оценки биоклиматического потенциала – комплексного показателя агроклиматических ресурсов, характеризующего их как возможность получения сельскохозяйственной продукции. Рассматриваются два наиболее известных метода на основании которых получены многочисленные оценки биоклиматического потенциала по различным странам и их регионам, что открывает путь для сравнительного анализа обеспеченности агроклиматическими ресурсами территории нашей страны.

Метод оценки Д. И. Шашко базируется на физико-статистической модели, позволяющей по показателям тепло- и влагообеспеченности рассчитать биоклиматический потенциал крупной территории в виде климатического индекса биологической продуктивности  $B_k$ , выраженного в баллах. Альтернативный метод базируется на динамических моделях энергомассобмена и продуктивности, объединенных в имитационной системе «Климат–Почва–Урожай», и заключается в расчете величин наземной биомассы в зависимости от сочетания основных лимитирующих факторов – условий увлажнения и минерального питания растений.

Для территории Беларуси и ее административных областей с использованием специальной шкалы были рассчитаны отсутствующие величины  $B_k$ . Показана хорошая согласованность полученных значений с имеющимися оценками  $B_k$  по соседним областям Российской Федерации и Украины. Динамика биоклиматического потенциала на территории Беларуси под влиянием современных изменений климата имеет в основном положительный характер, однако для ряда южных метеостанций отмечается снижение его значений вследствие уменьшения увлажненности тер-

ритории в результате, как сокращения количества атмосферных осадков, так и возросшей в условиях глобального потепления величины испаряемости.

Сравнительный анализ оценок биоклиматического потенциала для территории Беларуси, постсоветских и европейских регионов и стран показывает, что по уровню обеспеченности радиационными и термическими ресурсами Беларусь в соответствии со своим географическим положением превосходит лишь более северные страны. В то же время с учетом благоприятного естественного режима увлажнения по обеспеченности гидротермическими ресурсами она находится на уровне большинства европейских государств либо даже превосходит их.

В настоящее время по уровню использования наличных агроклиматических ресурсов в сравнении с наиболее развитыми европейскими государствами Беларусь существенно отстает. Причиной этому является не минимая ущербность природно-климатических условий Беларуси для ведения высокоэффективного растениеводства, а сохраняющаяся недостаточная адаптированность агротехнологий для реализации достаточно высокого биоклиматического потенциала ее территории.

V. V. Kalyada

### **BIOCLIMATIC POTENTIAL OF BELARUS IN THE CONTEXT OF REGIONS OF CIS COUNTRIES AND EU**

*With reference to the territory of Belarus methods and results of estimation of bioclimatic potential – a complex indicator of agroclimatic resources characterizing them as a possibility of getting agricultural production are considered. Two most known methods on the basis of which numerous estimations of bioclimatic potential on various countries and their regions are considered that opens a way for the comparative analysis of security of agroclimatic resources of the territory of our country are obtained.*

*The method of estimation according to D. I. Shashko is based on physical-statistical model allowing on indicators of heat – and moisture supply calculate bioclimatic potential of large territory in the form of climatic index of biological efficiency  $B_c$  expressed in points. The alternative method is based on dynamic models energy exchange and the efficiency, united in imitating system «Climate–Soil–crop», and consists in calculation of volumes of land biomass depending on combination of basic limiting factors – conditions of humidifying and mineral nutrition of plants.*

*For the territory of Belarus and its administrative areas with use of special scale absent values  $B_c$  have been calculated. A good coordination of gained values with available estimations of  $B_c$  on the next areas of the Russian Federation and Ukraine is shown. Dynamics of bioclimatic potential in the territory of Belarus under the influence of modern changes of climate has basically positive character, however for a number of southern meteorological stations a decrease in its values due to the reduction of humidification of territories as a result of both reductions of quantity of atmospheric precipitation and increased in conditions of global warming of evaporation value.*

*A comparative analysis of estimations of bioclimatic potential for territory of Belarus, Post-Soviet and European regions and countries shows, that radiating and thermal resources Belarus according to the geographical position surpasses in security level only more northern countries. At the same time taking into account a favorable natural mode of humidifying on security hydrothermal resources it is at the level of the majority of European states or even surpasses them.*

*Now on the level of use of existing agro-climatic resources in comparison with the most developed European states Belarus essentially lags behind. The reason for this is not an imaginary detrimentability of natural-climatic conditions of Belarus for conducting highly effective plant growing, but remaining insufficient adaptedness of agro-technologies for realization of rather high bioclimatic potential of its territory.*

**О. Ю. Круковская, С. В. Какарека**

## ПРОСТРАНСТВЕННО РАСПРЕДЕЛЕННАЯ ОЦЕНКА ВЫБРОСОВ ОКСИДОВ АЗОТА НА ТЕРРИТОРИИ БЕЛАРУСИ: МЕТОДОЛОГИЯ И РЕЗУЛЬТАТЫ

*Описана методология получения пространственно распределенной оценки выбросов оксидов азота на территории Беларуси в разрезе административных районов с учетом основных категорий источников. Приведены и проанализированы валовые и по категориям источников уровни выбросов оксидов азота, плотности и удельные показатели выбросов. Оценена численность населения, проживающего в районах с различными уровнями выбросов оксидов азота от приземных источников.*

Неотъемлемым условием для решения проблем, связанных с качеством атмосферного воздуха, является точная оценка выбросов, учитывая отраслевую структуру и пространственное распределение. Получение пространственно распределенных оценок выбросов в настоящий момент находит широкое распространение в странах Западной Европы и Америки [8–13]. Менее распространена подготовка карт выбросов оксидов азота в других странах [6]. В Беларуси анализ пространственного распределения выбросов оксидов азота до настоящего времени выполнялся в основном по статистическим данным в разрезе административных областей и городов, а также по сетке ЕМЕП 50×50 км [2].

В данной статье изложена методология и результаты оценки пространственного распределения выбросов оксидов азота от основных категорий источников на уровне административных районов и анализ полученных результатов.

**Методология подготовки пространственно распределенной оценки выбросов оксидов азота.** Национальный статистический комитет обобщает данные о выбросах загрязняющих веществ от стационарных источников на уровне областей, районов и городов [3]. Данные об обобщенном пространственном распределении

выбросов загрязняющих веществ от передвижных источников приводятся в статистических ежегодниках [5] лишь в разрезе административных областей. В связи с этим, а также ввиду отсутствия учета выбросов бытовых и некоторых других категорий стационарных источников, для получения пространственно распределенных оценок выбросов оксидов азота более дробного уровня требуются дополнительные исследования. Особую сложность представляет получение пространственно распределенных оценок выбросов от передвижных источников.

Первым этапом получения пространственно распределенных оценок выбросов является инвентаризация поступления оксидов азота на национальном уровне с использованием методологии Программы ЕМЕП. Выбросы оксидов азота в Беларуси, согласно выполненной оценке, от всех категорий источников в 2010 г. составили 170,1 тыс. т, в том числе 70,3 тыс. т от стационарных источников и 99,8 тыс. т от передвижных источников. Среди категорий источников наибольший вклад внесли «Дорожный транспорт» (69,4 тыс. т или 40,8 %), «Внедорожные передвижные источники» (30,4 тыс. т или 17,9 %), «Централизованное производство тепловой и электрической энергии» (27,7 тыс. т или 16,2 %), (табл. 1).

**Таблица 1. Выбросы оксидов азота от всех категорий источников в Республике Беларусь в 2010 г.  
по категориям источников, тыс. т**

Категория источника	Выбросы NO <sub>x</sub> , тыс. т
Централизованное производство тепловой и электрической энергии	27,7
Сжигание топлива в промышленности	17,5
Сжигание топлива в коммерческо-бытовом секторе	11,6
Технологические процессы промышленности	4,5
Нефть и природный газ	7,1
Дорожный транспорт	69,4
Внедорожные передвижные источники	30,4
Сжигание отходов	1,7
Сельское хозяйство	0,2
Всего	170,1

Для получения оценок выбросов с учетом специфики процессов и доступных методов оценки, источники выбросов оксидов азота были разделены на четыре группы: стационарные точечные источники, стационарные площадные источники, дорожные и внедорожные передвижные источники.

К категории стационарных точечных источников отнесены электростанции и крупные предприятия промышленности строительных материалов, химической и нефтехимической промышленности. Выбросы данной категории источников учтены на основании статистической отчетности по форме 1-ОС (воздух) с верификацией по удельным показателям выбросов и данных об объемах потребления топлива и производства продукции. Местоположение источников выбросов было установлено и нанесено на цифровую картографическую основу. Далее оценки от отдельных точечных источников просуммированы по административным районам. Всего учтено 117 точечных источников, из них 37 электростанций и 80 предприятий обрабатывающей промышленности.

К категории стационарных площадных источников отнесены прочие стационарные источники, в основном с выбросами менее 100 т в год: промышленные и сельскохозяйственные предприятия, бытовые источники, котельные и прочие источники, без их локализации на карте. Данные о выбросах источников этой категории в статистическом учете отражаются частично, так как статистическому учету подлежат валовые выбросы в размере 25 т и более. Источники данной категории, взятые по отдельности, характеризуются невысоким уровнем выбросов оксидов азота, но являются многочисленными (по форме статистической отчетности за 2010 г. отчиталось 1885 предприятий) и повсеместно распространенными по территории страны.

Выбросы от данной категории источников были получены на основании удельных показателей выбросов и данных о потреблении топлива (подхода «сверху – вниз») в разрезе видов топлива и вышеуказанных подкатегорий. В данном исследовании, в соответствии с рекомендациями [3], пространственная дифференциация выбросов от распределенных стационарных источников на уровне районов выполнена на основании пространственно распределенных данных о численности населения.

В настоящее время оценки выбросов от дорожных передвижных источников могут быть получены только расчетным путем. На уровне страны либо отдельных регионов оценки выбросов оксидов азота от данной категории источников могут быть получены с использованием обобщенных методов уровней Tier 1 и 2 Руководства по оценке выбросов ЕМЕП/ЕЕА [4], осно-

ванных на удельных показателях выбросов в разрезе видов топлива и категорий транспортных средств, с учетом применяемых технологий снижения выбросов. В настоящее время в Европе для оценки выбросов от автомобильного транспорта также широко используются методики уровня Tier 3, прежде всего, модель COPERT [1]. С учетом необходимости дополнительных оценочных данных, их точности и требуемых преобразований, методики уровня Tier 3 на уровне страны сопоставимы по точности с методиками более низкого уровня.

Ввиду того, что для дорожных передвижных источников существует возможность получения данных о параметрах источников и показателях, определяющих либо косвенно характеристизующих их активность, для получения пространственно распределенной оценки выбросов от дорожного транспорта был использован подход «снизу – вверх», когда в качестве единичного источника выбросов рассматривается отдельная дорога или участок дороги. Этот подход был использован при получении пространственно распределенной оценки выбросов в рамках настоящего исследования на основании данных о дорожной сети, структуре парка транспортных средств и интенсивности движения. Картографирование выполнено с использованием ПО NextGIS QGIS 1.8.0, расчеты – RStudio 0.97.237.

На первоначальном этапе на цифровую картографическую основу с данными о дорожной сети были нанесены данные Департамента Белавтодор об интенсивности движения на основных дорогах Беларуси и улицах г. Минска. Все основные автомобильные дороги страны были разделены на три категории в зависимости от условий движения: городские, шоссейные и прочие. Для автомобильных дорог заданы значения скоростей движения.

На следующем этапе с использованием модели COPERT 4.10 [1] в соответствии со статистическим распределением парка транспортных средств по категориям, используемым видам топлива и используемым технологиям снижения выбросов (экологическим классам), были получены осредненные (средневзвешенные) значения удельных показателей выбросов для различных категорий и подкатегорий транспортных средств, а также категорий дорог (режима движения) и скоростей движения. Далее было установлено соответствие между атрибутами элементов дорожной сети (участками дорог) и удельными показателями выбросов.

Выбросы оксидов азота  $E^{NOx\ tot}$  определялись как сумма горячих выхлопных выбросов и выбросов холодного старта по формуле

$$E^{NOx\ tot} = \sum_r E_r^{NOx\ hot}(k) + \sum_r E_r^{NOx\ cold}(k), \quad (1)$$

где  $E_r^{NOx\ hot}(k)$  – горячие выхлопные выбросы  $NO_x$  от участка дороги  $r$  в ячейке  $k$ ;  $E_r^{NOx\ cold}(k)$  – холодные выбросы  $NO_x$  от участка дороги  $r$  в ячейке  $k$ .

Горячие выхлопные выбросы  $NO_x$  от участка дороги  $r$  в ячейке  $k$  рассчитывались как сумма выбросов от  $n$   $j$ -х категорий транспортных средств:

$$E_r^{NOx\ hot}(k) = \sum_{j=1}^n DAT_{rj}(k) \cdot L_r(k) \cdot EF_j^{NOx\ hot}(s_r), \quad (2)$$

где  $DAT_{rj}(k)$  – среднесуточная интенсивность движения транспортных средств категории  $j$  на участке дороги  $r$  в ячейке  $k$  (количество транспортных средств);  $L_r(k)$  – длина участка дороги  $r$  в ячейке  $k$  (км);  $EF_j^{NOx\ hot}(s_r)$  – удельный показатель горячих выхлопных выбросов оксидов азота ( $g/km$ ) от категории  $j$  при движении со скоростью  $s_r$  по участку дороги  $r$  в ячейке  $k$ .

Холодные выбросы характерны преимущественно для движения на городских дорогах и рассчитывались только для транспортных средств с дизельными и бензиновыми двигателями по формуле:

$$E_r^{NOx\ cold}(k) = \sum_{j=1}^n E_r^{NOx\ hot}(k) \cdot \beta(ltrip, at) \cdot \left( \frac{F_j^{NOx\ cold}}{F_j^{NOx\ hot}}(at) - 1 \right), \quad (3)$$

где  $\beta(ltrip, at)$  – доля пути (маршрута) с холодным двигателем, получаемая на основании средней дальности одной поездки и температуры атмосферного воздуха; в данном расчете использовано значение  $\beta = 3,06$ , соответствующее условиям движения транспорта в апреле 2010 г. как наиболее близкое к среднегодовому;  $\frac{F_j^{NOx\ cold}}{F_j^{NOx\ hot}}(at) - 1$  – превышения холодных выбросов над горячими.

Выбросы оксидов азота от отдельных участков дорог обобщены до уровня административных районов с выделением г. Минска.

Оценка выбросов оксидов азота от категории внедорожных передвижных источников, к которым относятся строительная, сельскохозяйственная и прочая техника, наиболее сложна с учетом пространственного распределения. Оценить выбросы на уровне страны можно лишь, используя обобщенные подходы по общему потреблению топлива данной категорией источников. Для Беларуси в настоящее время сведения о потреблении топлива данной категорией источников доступны только в разрезе областей. Пространственно распределенная оценка таких выбросов, также как для площадных стационарных источников, была получена в соответствии с рекомендациями [4] на основании плотности

населения. Ввиду различий между потреблением топлива по видам и направлениям использования между областями для каждой из них были также использованы специфичные приведенные показатели потребления топлива.

**Валовые выбросы оксидов азота в разрезе административных районов.** Выбросы оксидов азота для отдельных административных районов (далее районов) изменяются в диапазоне от 150,9 до 11 370,0 т (рис. 1, а), в г. Минске составляют 17 487,5 т. Среднее значение выбросов оксидов азота в районах 1198 т. Большая часть районов (41 %) характеризуется уровнем выбросов менее 500 т, 27 % районов – выбросами оксидов азота в диапазоне 500–1000 т (рис. 1, б).

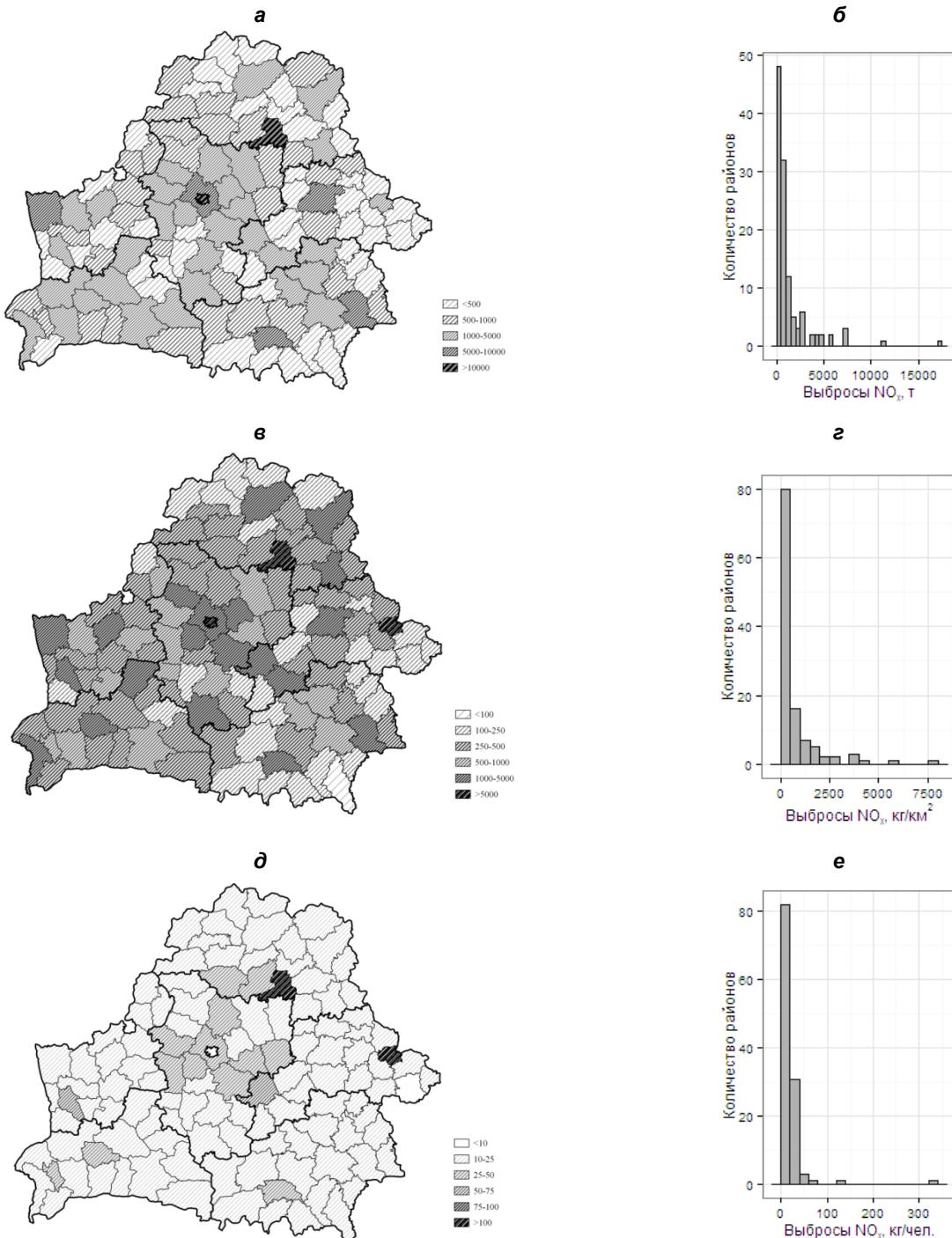
Наибольшие (более 5 тыс. т) валовые выбросы оксидов азота, как правило, характерны для районов с областными центрами, исключение составляют Чашникский и Брестский районы. При этом, Чашникский район, на территории которого расположена Лукомльская ГРЭС, характеризуется наиболее высокими выбросами среди административных районов. Брестская область характеризуется более равномерным распределением выбросов по территории. Также наблюдается тенденция к увеличению числа районов с валовыми выбросами оксидов азота более 1 тыс. т в направлении с севера на юг и с востока на запад. Для северо-восточной части страны (Витебской и Могилевской областей) характерно наиболее распределенное по территории областей расположение районов с валовыми выбросами оксидов азота более 1 тыс. т.

Средняя плотность выбросов оксидов азота в районах составляет 755  $kg/km^2$ , изменяясь в диапазоне 93,7–7922  $kg/km^2$  (см рис. 1, в, 1, г), в г. Минске – 79411,0  $kg/km^2$ . В большей части районов (80 из 118) плотность выбросов не превосходит 500  $kg/km^2$ . Районы с плотностью выбросов более 1000  $kg/km^2$  сгруппированы в центральной части Минской области и в южной части Могилевской области и практически равномерно распределены по остальной территории страны. Районы с выбросами 250–1000  $kg/km^2$  составляют большую часть западных областей страны, а также в центральную часть Гомельской области, север Могилевской области и юг Витебской области. Низкая (менее 100  $kg/km^2$ ) плотность выбросов характерна только для двух районов на юге Гомельской области.

Приведенные на численность населения выбросы в отдельных районах Беларуси составляют 9,8–330,3  $kg/\text{чел.}$ , среднее значение – 22,5  $kg/\text{чел.}$  Удельные выбросы оксидов азота в г. Минске составляют 9,4  $kg/\text{чел.}$  Наименьшие приведенные выбросы характерны для Костюковичского района, наибольшие – для Чашникского и Кричевского районов. В остальных районах выбросы составляют от 10 до 100  $kg/\text{чел.}$ , причем для большей части территории страны характер-

ны приведенные выбросы оксида азота 10–25 кг/чел. Районы с высокими приведенными выбросами оксидов азота сосредоточены на юге Витебской и в центральной части Минской области. За исключением Минской и Витебской, в пределах каждой из областей расположены

1–2 района с приведенными выбросами оксидов азота более 25 кг/чел. Это Волковысский район в Гродненской области, Мозырский в Гомельской области, Кричевский и Осиповичский в Могилевской области, Березовский и Жабинковский в Брестской области.



**Рис. 1. Валовые выбросы оксидов азота в разрезе административных районов в 2010 г.:**  
**а – картосхема абсолютных значений, т; б – гистограмма частот абсолютных значений;**  
**в – картосхема плотности, кг/км<sup>2</sup>; г – гистограмма частот плотности выбросов, кг/км<sup>2</sup>;**  
**д – картосхема удельных выбросов, кг/чел.; е – гистограмма частот удельных выбросов**

**Выбросы от различных категорий источников.** Наибольшее количество оксидов азота выбрасывается в Беларусь дорожными передвижными источниками (60,9 тыс. т или 36 %), далее следуют стационарные точечные (47,7 тыс. т или 28 %) и передвижные площадные (36,0 тыс. т или 22 %) источники. Наименьшее

количество оксидов азота выбрасывается стационарными площадными источниками 23,6 тыс. т или 14 % от валовых выбросов.

Распределение выбросов по обобщенным категориям источников по административным районам представлено на рис. 2.



**Рис. 2. Выбросы в разрезе административных районов для различных категорий источников:**  
а – дорожных передвижных, б – внедорожных передвижных,  
в – стационарных точечных; г – стационарных площадных

Выбросы оксидов азота от дорожных передвижных источников отдельных районов изменяются в пределах от 81,9 до 4272,4 т при среднем значении 552 т. Наибольшие выбросы от дорожных передвижных источников характерны для Минского района и г. Минска. Выбросы от большей части (66 %) районов не превышают 500 т. Более 1000 т оксидов азота поступает в атмосферный воздух в 2–5 районах каждой области. Районы с высоким уровнем выбросов расположены преимущественно в центральной и западной частях страны. Кроме того, районы, по территории которых проходят крупнейшие трансевропейские транспортные коридоры, закономерно характеризуются более высоким уровнем выбросов по сравнению с районами данного региона, имеющими меньшее транс-

портное значение. Согласно полученным оценкам, 51 % выбросов от дорожных передвижных источников связаны с дорогами республиканского и местного значения, 26 % – с дорогами международного значения, 23 % – с дорогами в пределах городов.

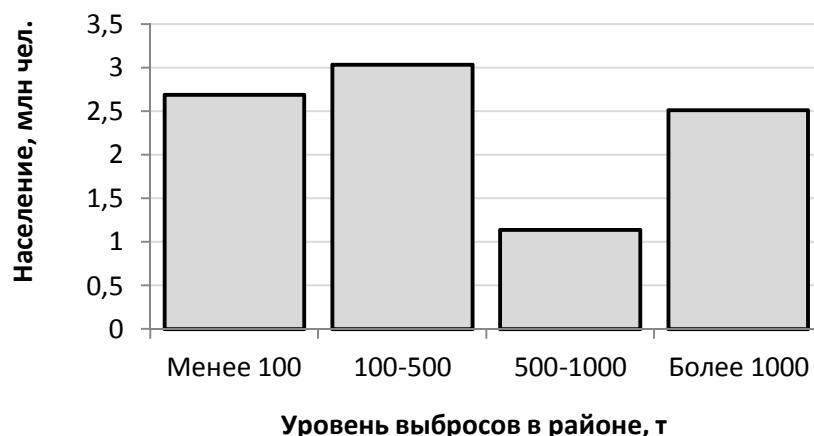
Выбросы от внедорожных передвижных источников для районов составляют 35,7–1614,0 т при среднем значении 206,8 т. Наибольшие значения выбросов характерны для районов, на территории которых располагаются областные центры. В центральной и западной частях страны выбросы от данной категории выше, чем в восточной и северной, где районы с выбросами от распределенных передвижных источников до 100 т составляют около половины всех районов в области.

Выбросы оксидов азота от точечных стационарных источников характеризуются наибольшей неравномерностью и мозаичностью среди рассматриваемых категорий источников. В 83 из 119 рассматриваемых районов отсутствуют выбросы оксидов азота от источников данной категории. Среди районов, на территории которых располагаются стационарные точечные источники, выбросы оксидов азота составляют от 7 т в Слонимском районе Гродненской области до 10 900 т в Чашникском районе Витебской области, в г. Минске – 2750 т. Среднее значение выбросов от одного района (где присутствуют выбросы от данной категории) составляет 1284 т. В пределах каждой области имеется 3–4 района с выбросами от точечных стационарных источников. Как правило, такие районы расположены разрозненно и не граничат между собой, однако Минский, Смолевичский и Пуховичский районы Минской области, Осиповичский и Бобруйский районы Могилевской области, Светлогорский и Жлобинский районы Гомельской области образуют группу, растянувшуюся линейно от центра страны в юго-восточном направлении.

Выбросы от площадных стационарных источников в среднем для отдельных районов составляют 153 т, изменяясь в диапазоне 26–1195 т, в г. Минске составляют 4272 т. С учетом особенности методологии расчета, наибольшие выбросы от данной категории приурочены к районам, на территории которых расположены областные центры.

Выделенные категории источников выбросов по уровню воздействия могут быть разделены на высотные и приземные. К высотным относятся крупные стационарные источники, выбросы которых поступают в атмосферный воздух на большой высоте (до 300 м), рассеиваются на удалении от источника либо вовсе выносятся за пределы страны. Данная категория источников в большей степени влияет на трансграничный перенос и формирование общего фона загрязнения атмосферного воздуха оксидами азота. К приземным относятся источники, выбросы от которых поступают в атмосферный воздух на небольшой высоте до 10–30 м. В результате деятельности приземных источников, оксиды азота, поступающие в атмосферу, действуют на объекты окружающей среды и население непосредственно. Кроме того, все приземные источники можно разделить на источники в местах проживания населения (бытовой сектор и дорожный транспорт в пределах городов) и источники в местах работы населения (площадные стационарные и внедорожные передвижные). В целом по стране, 47,7 тыс. т оксидов азота выбрасываются высотными источниками, 20,2 тыс. т – источниками в местах проживания населения.

Наибольшей суммарной численностью населения, 3,0 млн человек, характеризуются районы с уровнем выбросов оксидов азота 100–500 т в местах проживания населения. В районах с выбросами оксидов азота от бытовых и городских дорожных передвижных источников более 1000 т проживает 2,5 млн человек (рис. 3).



**Рис. 3. Распределение численности населения по уровню выбросов оксидов азота от источников выбросов, расположенных в местах проживания населения**

Валовые выбросы оксидов азота, полученные суммированием пространственно распределенных оценок, согласуются с распределением между областями на основании статистических данных о выбросах. Различие оценок выбросов оксидов для отдельных областей – от 0,6 до 2,4 тыс. т.

Таким образом, впервые получена пространственно распределенная оценка выбросов оксидов азота в Беларусь на уровне административных районов с учетом всех основных категорий источников, в том числе передвижных. Наиболее равномерное распределение по территории страны характерно для стационарных

площадных и внедорожных передвижных источников, наименьшее – для стационарных точечных источников. В таком порядке возрастает вариабельность выбросов между административными районами.

Средняя плотность валовых выбросов оксидов азота составляет для Беларуси 820 кг/км<sup>2</sup>, в том числе выбросов от передвижных источников – 483 кг/км<sup>2</sup>. Данный показатель более чем в 2 раза ниже среднего значения плотности вы-

бросов в странах Европы. В ходе данного исследования установлено, что в районах с выбросами оксидов азота более 1 тыс. т проживает 27 % населения Беларуси.

*Работа выполнена в рамках задания ПРП-1.02 ГПНИ «Химические технологии и материалы, природно-ресурсный потенциал» и задания 1.3.3 ГНТП «Природные ресурсы и окружающая среда».*

### Литература

1. **Какарека, С. В.** Оценка выбросов загрязняющих веществ от дорожных передвижных источников с использованием модели COPERT IV / С. В. Какарека, О. Ю. Круковская // Охрана атмосферного воздуха. Атмосфера. 2013. № 1. СПб., 2013. С. 34–41.
2. **Какарека, С. В.** Трансграничное загрязнение атмосферного воздуха и его регулирование. Минск, 2009.
3. **Охрана окружающей среды в Беларусь** : Стат. сб. Национальный статистический комитет Республики Беларусь. Минск, 2011.
4. **Руководство ЕМЕП/ЕАОС по инвентаризации выбросов**. Люксембург: Бюро публикации Европейского Союза. 2009. [Electronic resource]. Mode of access : <http://www.eea.europa.eu/ru/publications/emeep-eaos>.
5. **Состояние природной среды Беларуси** : экол. бюл. 2010 г. Под ред. В. Ф. Логинова. Минск, 2011.
6. **Яремчишин, Е. Б.** Специализированная геоинформационная система моделирования и анализа эмиссии парниковых газов в промышленном секторе на региональном уровне / Е. Б. Яремчишин, Р. А. Бунь, Х. В. Гамаль // Искусственный интеллект. 2009. Вып. 3, С. 152–159.
7. **Указания по заполнению формы государственной статистической отчетности 1-ос (воздух) «Отчет о выбросах загрязняющих веществ и диоксида углерода в атмосферный воздух от стационарных источников»**. Утв. Постановлением Национального статистического комитета Республики Беларусь № 77 от 28.06.2008.
8. **Tuia, D.** Evaluation of a simplified top-down model for the spatial assessment of hot traffic emissions in mid-Sized cities / D. Tuia, M. Osses, R. Zah, A. Clappier, E. Zarate // Atmospheric Environment . 2007. Vol. 41. P. 3658–3671.
9. **Lenhart, L.** European emission data with high temporal and spatial resolution / L. Lenhart, R Friedrich // Water, Air, & Soil Pollution. 1995. Vol. 85(4). P. 1897–1902.
10. **De Kluizenaar, Y.** Modelling the spatial distribution of SO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> emissions in Ireland / Y. De Kluizenaar, J. Aherne, E. P. Farrell // Environmental pollution. 2001. Vol. 112(2). P. 171–82.
11. **Saidea, P.** Spatial disaggregation of traffic emission inventories in large cities using simplified top-down methods / P. Saidea, R. Zahb, M. Ossesc, M. Ossés de Eickerb // Atmospheric Environment. 2009. Vol. 43, Issue 32. P. 4914–4923.
12. **Hart, J. E.** Spatial modeling of PM10 and NO<sub>2</sub> in the continental United States 1985–2000 / J. E. Hart, J. D. Yanosky, R. C. Puett, L. Ryan, D. W. Dockery, T. J. Smith, F. Laden // Environmental health perspectives. 2009. Vol. 117(11). P. 1690–1696.
13. **UK Interactive** emission map [Electronic resource]. Mode of access : <http://naei.defra.gov.uk/data/gis-mapping>.

**Институт природопользования НАН Беларусь**

Поступила в редакцию 27.09.2013 г.

**О. Ю. Круковская, С. В. Какарека**

### **ПРОСТРАНСТВЕННО РАСПРЕДЕЛЕННАЯ ОЦЕНКА ВЫБРОСОВ ОКСИДОВ АЗОТА НА ТЕРРИТОРИИ БЕЛАРУСИ: МЕТОДОЛОГИЯ И РЕЗУЛЬТАТЫ**

*В статье описана методология получения пространственно распределенной оценки выбросов оксидов азота на территории Беларуси в разрезе административных районов и основные результаты. Охарактеризованы выбросы по территории страны в зависимости от категорий источников. Показано, что наиболее равномерно распределены выбросы оксидов азота от площа-*

ных стационарных и внедорожных передвижных источников; районы с высоким уровнем выбросов от стационарных точечных источников расположены по территории мозаично и неравномерно, преимущественно в центральной и восточной частях страны; наиболее высокие уровни выбросов оксидов азота от дорожного транспорта наблюдается в районах, по территории которых проходят трансъевропейские автомобильные коридоры. Плотность выбросов изменяется в разрезе районов от 0,093 до 7,921 т/км<sup>2</sup>. Районы с высокой (более 0,5 т/км<sup>2</sup>) плотностью выбросов расположены преимущественно в центральной и западной частях страны. Полученная пространственная оценка согласуется с результатами инвентаризации выбросов на национальном уровне. Плотность выбросов оксидов азота в Беларусь в 2 раза ниже, чем в среднем в странах Европы.

Установлено, что средние удельные выбросы оксидов азота для административных районов составляют 22,4 кг/чел., в г. Минске – 9,4 кг/чел. Показано, что население районов с выбросами оксидов азота более 1 тыс. т в местах проживания составляет 2,5 млн человек.

**O. Krukowksaya, S. Kakareka**

---

**SPATIAL DISTRIBUTION OF NITROGEN OXIDES EMISSIONS  
IN BELARUS: METHODOLOGY AND RESULTS**

---

The methodology of obtaining spatially distributed estimates of nitrogen oxides emissions in Belarus by administrative districts and its main results are described in the article. The resulting spatial assessment complies with inventory at national level. Distribution of the emissions by territory of Belarus for different source categories is described. It is shown that the most evenly distributed emissions of nitrogen oxides from stationary non-point and off-road mobile sources, areas with high levels of emissions from stationary point sources are located on the territory mosaic and uneven mainly in the central and eastern parts of the country, the highest levels of nitrogen oxide emissions from road transport in the observed areas where trans-European road corridors pass through. Density of nitrogen oxides emission in the areas varies from 0,093 to 7,921 t/km<sup>2</sup>. Areas of high (more than 0,5 t/km<sup>2</sup>) emission density are located mainly in the central and western parts of the country. The density of nitrogen oxide emissions in Belarus is more than 2 times lower than the average in Europe.

It is found that average emissions of nitrogen oxides per person in 2010 for administrative districts is 22,4 kg/person, in Minsk – 9,4 kg/person. It is shown that population of areas with nitrogen oxides emissions over 1 thousand tone on residents site is 2,5 bln people.

**Ю. Г. Кокош, С. В. Какарека**

## ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ СОДЕРЖАНИЯ ФОРМАЛЬДЕГИДА В АТМОСФЕРНОМ ВОЗДУХЕ Г. МИНСКА

Приведены результаты экспериментальных исследований содержания формальдегида в атмосферном воздухе в различных функциональных зонах г. Минска и на природных фоновых территориях за 2008–2013 гг. Выявлены связи содержания формальдегида в атмосферном воздухе с метеорологическими параметрами. Оценена теснота связи между содержанием формальдегида в атмосферном воздухе в точках по г. Минску, расположенных в различных функциональных зонах, и на постоянной экспериментальной площадке. Показана зависимость содержания формальдегида в атмосферном воздухе в транспортной зоне от интенсивности транспортного потока.

В последние годы значительное внимание уделяется малым газовым примесям в атмосфере, и в частности формальдегиду. Несмотря на малое содержание, данное соединение играет важную роль в химии атмосферы и является одним из приоритетных загрязняющих атмосферных воздух веществ. Помимо прямого поступления от антропогенных источников, формальдегид генерируется в результате фотоокисления различных органических веществ [8]. Его содержание в атмосферном воздухе определяется балансом поступления и выведения. По данным измерений на станциях Программы ЕМЕП, средняя концентрация формальдегида в атмосферном воздухе для фоновых территорий в Европе за период 1999–2010 гг. варьировала в диапазоне 0,5–2,9 мкг/м<sup>3</sup> при среднем значении 1,2 мкг/м<sup>3</sup>. В сельской местности концентрация формальдегида в воздухе составляет обычно от 2 до 6 мкг/м<sup>3</sup>, в городах – от 5 до 25 мкг/м<sup>3</sup>. В промышленных районах с интенсивным движением автотранспорта концентрация данного соединения может достигать нескольких сотен мкг/м<sup>3</sup> [3, 8].

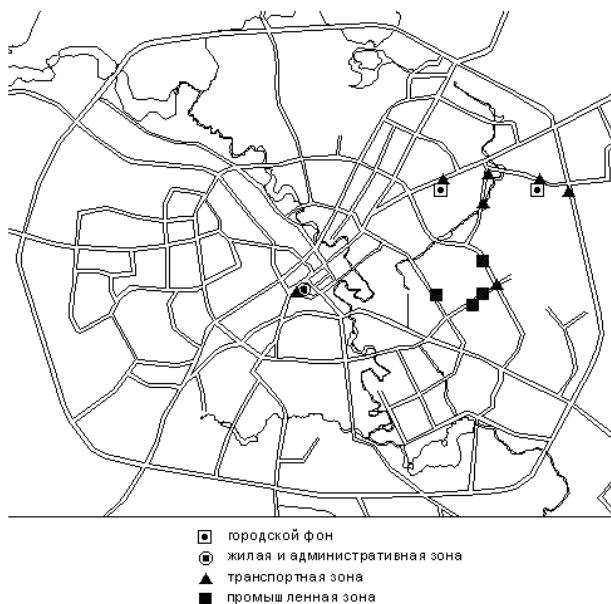
В настоящее время мониторинг содержания формальдегида в атмосферном воздухе на территории страны проводится в рамках НСМОС на 54 постах в 17 городах [1, 4]. В Минске за период с 2008 по 2012 г. на 12 постах НСМОС среднее годовое содержание формальдегида составило 6,1 мкг/м<sup>3</sup> с колебаниями от 1,2 до 16,9 мкг/м<sup>3</sup>. Число проб, превышающих ПДК<sub>м,р</sub> (30 мкг/м<sup>3</sup>), за период исследования составило 0,4 % [5].

Станции на территории г. Минска размещены в жилой, промышленной, транспортной, а также смешанной зонах. Различия средних концентраций формальдегида по станциям с учетом функциональных зон не всегда четкие. Так, на станциях № 2, 3 и 10, характеризующих транспортную и промышленную зоны, среднемесячные концентрации формальдегида ниже в 2 раза, чем на постах в жилой зоне. Отсутствуют станции в ландшафтно-рекреационной зоне. Не проводятся измерения содержания формальдегида в атмосферном воздухе природных фоновых территорий. Особенности размещения станций

мониторинга в городе затрудняют оценку влияния антропогенных и природных факторов на содержание формальдегида в атмосферном воздухе.

В Институте природопользования НАН Беларусь с 2008 г. выполняются исследования содержания формальдегида в атмосферном воздухе различных функциональных зон г. Минска. Статья посвящена оценке основных результатов экспериментальных исследований.

**Методика экспериментальных исследований.** Отбор проб в г. Минске проводился в центральной и восточной частях города в 14 точках, которые распределены по основным функциональным зонам: ландшафтно-рекреационной (городской фон), жилой и административной, промышленной и транспортной (рис. 1).



**Рис. 1. Расположение пунктов отбора проб атмосферного воздуха в г. Минске для определения содержания формальдегида**

Характеристика местоположения точек отбора проб атмосферного воздуха на содержание формальдегида в г. Минске приведена в табл. 1.

Экспериментальные работы на выбранных объектах проводились в соответствии с действующей нормативной документацией [6, 7].

Отбор проб воздуха на определение формальдегида осуществлялся аспирационным методом, путем прокачивания атмосферного воздуха через поглотительный раствор. Для отбора использовались автоматические пробоотборники воздуха ОП 412-ТЦ и ОП 431-ТЦ. Воздух аспирировался через поглотительный прибор Рыхтера, содержащий 6 см<sup>3</sup> поглотительного раствора (0,005 М H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), со скоростью 1 л/мин в течении 20 мин. Пробу анализировали в день отбора.

Одновременно отбирались две параллельные пробы воздуха по двум каналам аспиратора, при анализе результатов использовалось среднее арифметическое.

При отборе проб определялись параметры окружающей среды: температура, атмосферное давление, влажность, скорость и направление ветра, метеоусловия, а также отмечалась близость источников выбросов формальдегида и т. д.

Определение содержания формальдегида в атмосферном воздухе основано на улавливании формальдегида из воздуха раствором серной кислоты и фотометрическом определении образующегося окрашенного соединения в результате взаимодействия в кислой среде формальдегида с фенилгидразингидрохлоридом и хлорамином Б [6, 7].

**Таблица 1. Характеристика местоположения точек отбора проб атмосферного воздуха на содержание формальдегида в г. Минске**

№ точки отбора	Место отбора	Функциональная зона	Количество проб
1	Постоянная экспериментальная площадка (двор Института природопользования НАН Беларуси)	Ландшафтно-рекреационная	490
2	Парк Челюскинцев	Ландшафтно-рекреационная	20
3	МКАД (ост. «Городок»)	Транспортная	64
4	Ул. Бобруйская, 5	Транспортная	24
5	Двор БГУ	Жилая и административная	24
6	Ул. Ф. Скорины, 10	Транспортная	34
7	Пр. Независимости, 95	Транспортная	24
8	Ул. Филимонова, 63 (напротив а/в «Московский»)	Транспортная	36
9	Ул. Филимонова, 14 (ост. «Парниково-тепличный комбинат»)	Транспортная	18
10	Ул. Радиальная, 7 (ост. «Круглая площадь»)	Транспортная	23
11	Ул. Радиальная, 52	Промышленная	24
12	Ул. Ваупшасова (мост)	Промышленная	21
13	Ул. Ваупшасова, 4	Промышленная	18
14	Ул. Долгобродская, 27	Промышленная	20

**Результаты экспериментальных исследований.** За период исследований в г. Минске и Минском районе в общей сложности отобрано и проанализировано 950 проб атмосферного воздуха, из них 76 проб на природных фоновых территориях и 876 – в г. Минске.

На фоновых территориях в 2008–2013 гг. (в весенне-летний период) проведено 38 экспериментов, во время которых отобрано 76 проб.

Концентрация формальдегида за рассматриваемый период варьировалась от значений ниже предела обнаружения метода до 12,8 мкг/м<sup>3</sup>, что согласуется с данными для фоновых территорий стран Европы [2]. Среднее содержание составило 3,5 мкг/м<sup>3</sup>. Максимальные разовые значения содержания формальдегида зафиксированы на площадке «оз. Вяча», минимальные – на площадке «Лысая гора» (табл. 2).

**Таблица 2. Среднее содержание формальдегида в атмосферном воздухе на природных фоновых территориях, мкг/м<sup>3</sup>**

Место отбора	Количество проб	Среднее	Диапазон концентраций
Г. Лысая (опушка леса)	18	2,8	1,3–7,7
Г. Лысая (200 м в глубь леса)	18	4,0	1,3–7,7
Оз. Вяча	32	3,6	н.о.*–12,8

\*н.о. – ниже предела обнаружения.

Наибольшие фоновые среднегодовые концентрации формальдегида зафиксированы в 2009 г. (для г. Лысой – 7,1 мкг/м<sup>3</sup>, оз. Вяча – 5,7 мкг/м<sup>3</sup>), наименьшие значения отмечены для оз. Вяча – в 2012 г. (1,8 мкг/м<sup>3</sup>), для г. Лысой – в 2010 г. (1,3 и 2,0 мкг/м<sup>3</sup> на опушке и в глубине леса соответственно).

В г. Минске за период исследования среднее содержание формальдегида составило 7,8 мкг/м<sup>3</sup>. Наибольшее среднее содержание формальдегида отмечено в 2009 г., наимень-

шее – в 2008 г. В целом, полученные концентрации формальдегида согласуются с данными о его содержании в г. Минске в рамках НСМОС.

За период наблюдений концентрация формальдегида больше ПДК выявлена в 0,2 % проб, больше 20 мкг/м<sup>3</sup> – в 4,1, больше среднего для города значения (7,8 мкг/м<sup>3</sup>) – в 43,3 % проб.

Результаты замеров содержания формальдегида в атмосферном воздухе, осредненные по функциональным зонам, представлены в табл. 3.

**Таблица 3. Результаты измерений содержания формальдегида в атмосферном воздухе по функциональным зонам г. Минска и на природных фоновых территориях в 2008–2013 г.**

Место отбора проб воздуха	Количество проб	Диапазон значений концентраций, мкг/м <sup>3</sup>	Средняя концентрация, мкг/м <sup>3</sup>
Ландшафтно-рекреационная зона (городской фон)	502	н.о.–27,3	6,6
Жилая и административная зоны	24	1,7–16,0	7,2
Транспортная зона	258	н.о.–29,2	9,1
Промышленная зона	81	1,7–32,8	11,7
Природный фон	67	н.о.*–12,8	3,5

\*н.о. – ниже предела обнаружения.

Средние концентрации в функциональных зонах г. Минска варьируют от 6,6 мкг/м<sup>3</sup> (городской фон) до 11,7 мкг/м<sup>3</sup> (промышленная зона). Более высокие средние уровни концентраций формальдегида в промышленной зоне могут быть связаны с совместным вкладом в загрязнение как передвижных источников, так и промышленных предприятий. Среднее содержание формальдегида в воздухе городского фона в 1,9 раз выше, чем в природном.

Наибольшей вариабельностью концентраций формальдегида характеризуется транспортная зона (от значений ниже предела обнаружения метода до 29,2 мкг/м<sup>3</sup>), минимальной – жилая и административная, где было выполнено наименьшее количество измерений.

Наименьшие значения были зафиксированы на экспериментальной площадке во дворе Института природопользования, наибольшие – на Минской кольцевой автодороге и ул. Ваупшасова (напротив Моторного завода).

**Измерения на постоянной экспериментальной площадке.** За период исследований на постоянной экспериментальной площадке во дворе Института природопользования отобрано 490 проб атмосферного воздуха на содержание формальдегида. Средняя концентрация формальдегида в пробах составила 6,6 мкг/м<sup>3</sup> и варьировала в диапазоне от ниже предела обнаружения до 27,4 мкг/м<sup>3</sup> (в апреле 2010 г.).

При отборе проб чаще всего повторялся ветер юго-западного направления; высокие концентрации формальдегида характерны для восточно-

го, северного и северо-восточного, южного и юго-западного направлений ветра. Наименьшие концентрации в атмосферном воздухе зафиксированы при северо-западном направлении ветра.

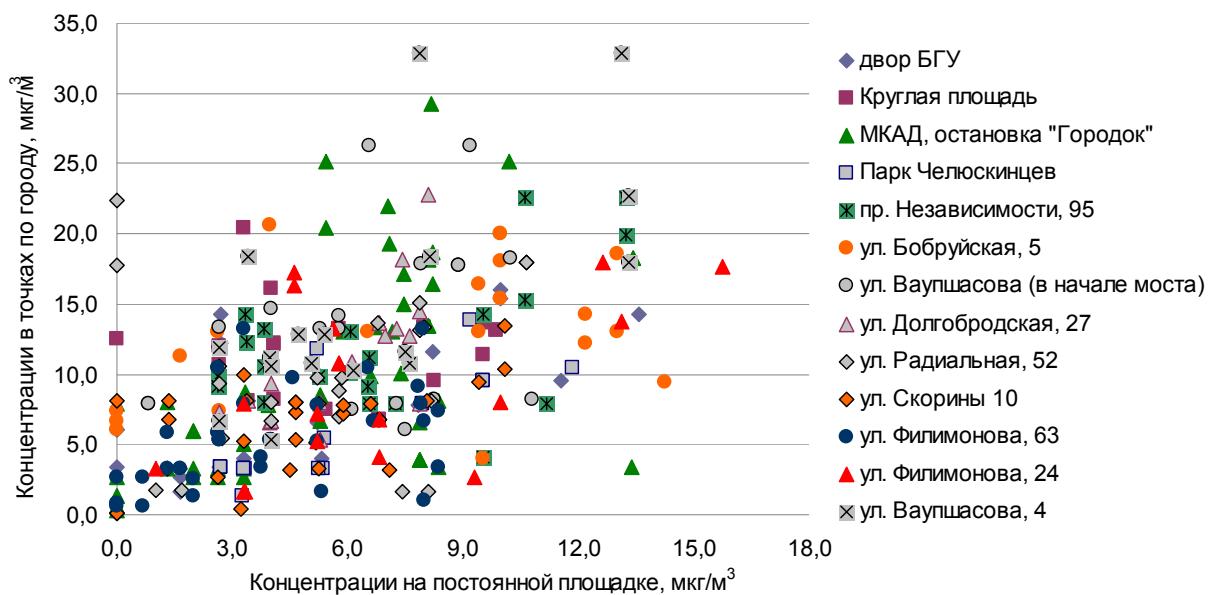
**Корреляция содержания формальдегида в атмосферном воздухе при параллельном отборе в двух точках.** Проводился параллельный отбор проб в контрольных точках по г. Минску, расположенных в различных функциональных зонах, и на постоянной экспериментальной площадке. За рассмотренный период среднее значение концентраций формальдегида в контрольных точках по городу составило 8,9 мкг/м<sup>3</sup>, что на 46 % больше, чем на постоянной площадке. Установлено, что при параллельных измерениях в 85 % проб значение концентрации формальдегида в атмосферном воздухе в точках по городу выше, чем на опытной площадке.

Рассчитаны коэффициенты линейной корреляции содержания формальдегида в атмосферном воздухе при параллельном отборе проб (табл. 4). Теснота связи для большинства пар рядов составила больше 0,4 при среднем значении коэффициента корреляции 0,52.

В наибольшей степени прослеживается связь концентраций формальдегида в атмосферном воздухе на постоянной площадке с точками, расположенными в ландшафтно-рекреационной зоне (коэффициент корреляции 0,82); в наименьшей степени – с точками в транспортной (0,46) и промышленной зонах (0,53) (рис. 2).

**Таблица 4. Коэффициент линейной корреляции между содержанием формальдегида в атмосферном воздухе в точках по городу и на постоянной площадке**

№ точки	Точка отбора проб	Коэффициент корреляции
2	Парк Челюскинцев	0,82
3	Ул. Долгобродская, 27	0,74
4	Ул. Ваупшасова, 4	0,69
5	Двор БГУ	0,69
6	Ул. Скорины, 10	0,58
7	МКАД (ост. «Городок»)	0,58
8	Ул. Филимонова, 24 (ост. «Парниково-тепличный комбинат»)	0,52
9	Пр. Независимости, 95	0,48
10	Ул. Филимонова, 63 (напротив а/в «Московский»)	0,47
11	Ул. Бобруйская, 5	0,44
12	Ул. Ваупшасова (мост)	0,37
13	Ул. Радиальная, 52	0,13
14	Ул. Радиальная, 7 (ост. «Круглая площадь»)	-0,08
	Все пробы	0,52



**Рис. 2. Связь содержания формальдегида в атмосферном воздухе в точках по городу и на постоянной экспериментальной площадке**

Рассчитан коэффициент корреляции между среднемесячными значениями содержания формальдегида атмосферном воздухе в точках по городу и на постоянной экспериментальной площадке. Установлена тесная линейная зависимость данных значений (коэффициент корреляции равен 0,91).

**Зависимость содержания формальдегида в атмосферном воздухе от метеопараметров.** Попав в атмосферу, формальдегид наход-

ится под влиянием различных метеорологических условий, определяющих его дальнейшие концентрации в атмосферном воздухе. Проведена оценка зависимости содержания формальдегида в атмосферном воздухе от следующих метеопараметров: скорости и направления ветра, температуры воздуха, относительной влажности и атмосферного давления, измеряемых в процессе проведения экспериментальных исследований.

Исследование проводилось при различной скорости и направлении ветра. При отборе проб чаще всего повторялся ветер юго-западного направления (26 % случаев), реже всего – восточного (4 %) (рис. 3). Наибольшее количество проб отобрано при слабой скорости ветра (0–4 м/с).

Максимальные концентрации формальдегида наблюдались при северо-восточном (9,7 мкг/м<sup>3</sup>) и восточном (9,2 мкг/м<sup>3</sup>) направлени-

ях ветра, минимальные – при западном и северо-западном (6,6 мкг/м<sup>3</sup>) (рис. 4).

В целом более высокие концентрации формальдегида наблюдаются при меньшей скорости ветра (рис. 5–6), т. е. наблюдается обратная зависимость его содержания от скорости ветра, что может быть объяснено лучшим турбулентным перемешиванием при высокой скорости ветра.

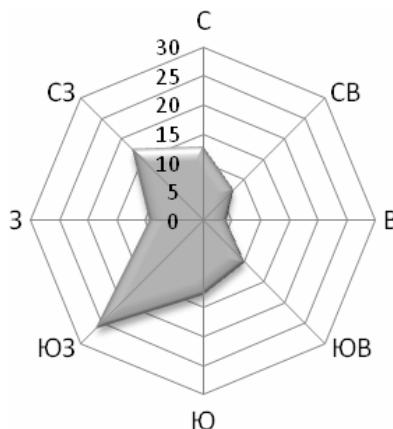


Рис. 3. Повторяемость направлений ветра при отборе проб в г. Минске, %

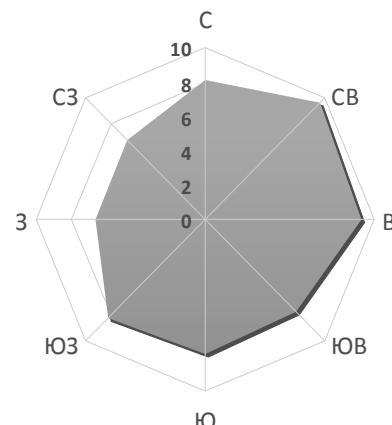


Рис. 4. Средняя концентрация формальдегида в атмосферном воздухе по направлениям ветра, мкг/м<sup>3</sup>

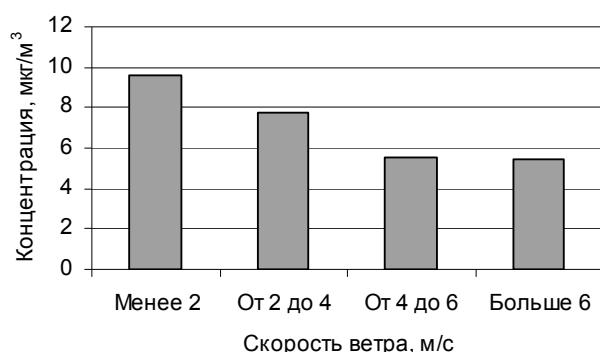


Рис. 5. Среднее значение концентрации формальдегида в атмосферном воздухе по градациям скорости ветра.

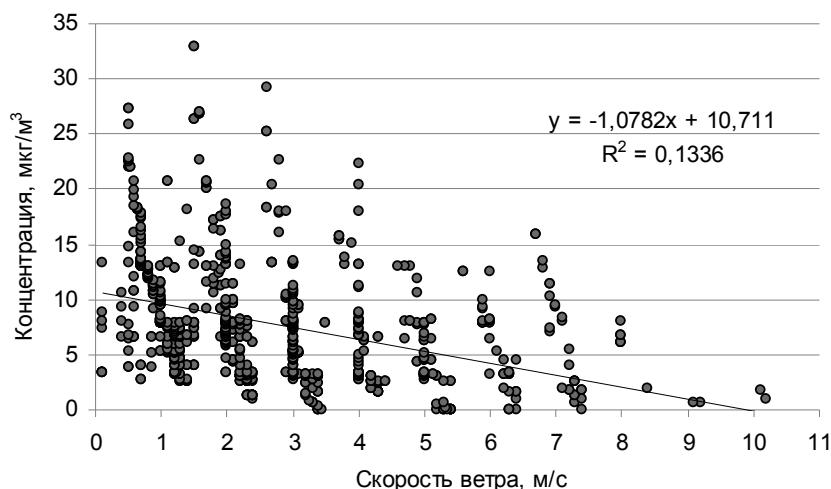


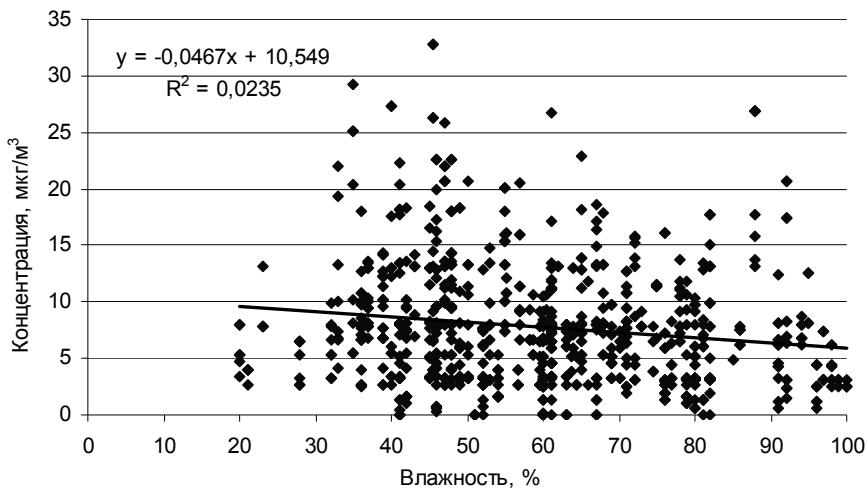
Рис. 6. Связь концентрации формальдегида в атмосферном воздухе и скорости ветра

Средняя относительная влажность воздуха за период исследования составила 59,5 % при колебаниях от 20 до 100 %. Отмечена слабая обратная зависимость концентрации формальдегида от влажности, что может быть связано с вымыванием формальдегида из воздуха атмосферными осадками (рис. 7).

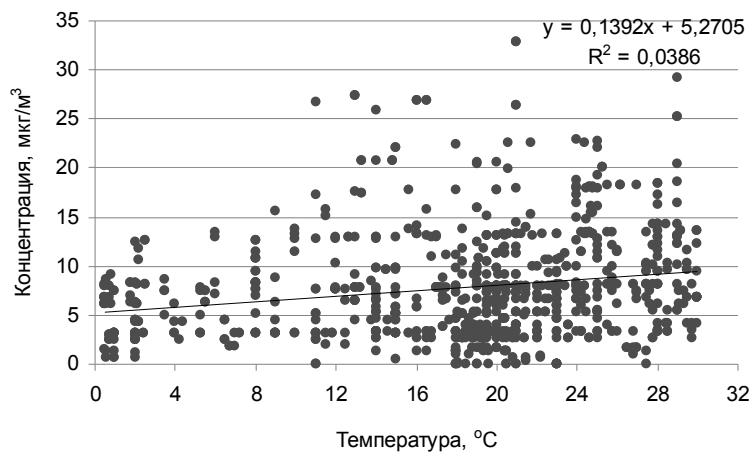
Атмосферное давление за период исследования колебалось в пределах от 721 до 768 мм рт.ст. со средним значением 741,2 мм рт.ст. Наибольшее

количество измерений проведено при давлении от 732 до 750 мм рт.ст. Прямая зависимость содержания формальдегида в атмосферном воздухе в точке отбора от атмосферного давления не выявлена.

Средняя температура воздуха при отборе проб составила 18,2 °C при колебаниях от 0,5 до 30,0 °C. Зависимость между содержанием формальдегида в атмосферном воздухе и температурой представлена на рис. 8.



**Рис. 7. Связь концентрации формальдегида в атмосферном воздухе и относительной влажности воздуха**



**Рис. 8. Зависимость измеренных концентраций формальдегида в атмосферном воздухе от температуры**

Наибольшие концентрации формальдегида приходятся на температуру выше 10 °C. Наблюдается слабовыраженная прямая зависимость концентраций формальдегида от температуры атмосферного воздуха, обусловленная зависимостью скорости фотохимического образования формальдегида от температуры атмосферного воздуха.

**Зависимость концентраций формальдегида в атмосферном воздухе от интенсивности транспортного потока.** Известно, что основным источником выбросов формальдегида в городах является автотранспорт [2, 8]. Проведено исследование влияния на содержание формальдегида в атмосферном воздухе от интенсивности транспортного потока в точках отбора проб формальдегида, расположенных в транспортной зоне.

Всего отобрано и проанализировано с одновременным учетом количества транспортных средств 128 проб. По интенсивности транспортного потока пробы разделены на три группы: отобранные при низкой интенсивности

транспортного потока (от 500 до 1000 ед/ч), при средней интенсивности (от 1000 до 3000 ед/ч), при высокой интенсивности (от 3000 до 6500 ед/ч) (табл. 5).

**Таблица 5. Содержание формальдегида в зависимости от интенсивности транспортного потока**

Интенсивность транспортного потока	Количество транспорта, ед/ч	Количество проб	Среднее содержание формальдегида, мкг/м <sup>3</sup>	Диапазон содержания формальдегида, мкг/м <sup>3</sup>
Низкая	500–1000	24	7,8	0,1–17,3
Средняя	1000–3000	74	10,5	0,5–32,8
Высокая	3000–6500	30	9,7	1,3–29,2

Согласно проведенному исследованию, наиболее тесная связь концентраций формальдегида в атмосферном воздухе от транспортного потока отмечена при его средней и высокой интенсивности. При низкой интенсивности движения транспортных средств прямая зависимость концентрации формальдегида от потока на фоне влияния других факторов не наблюдается.

**Заключение.** Выполненные исследования показали, что наблюдается четкая зависимость содержания формальдегида в атмосферном воздухе от характера функциональной зоны.

Выявлено превышение среднего содержания формальдегида в промышленной зоне по отношению к городскому фону в 1,8 раза, в транспортной – 1,4, в жилой – в 1,1 раза.

Установлена связь между содержанием формальдегида в атмосферном воздухе в точках

по городу и на постоянной площадке при одновременном отборе проб. В наибольшей степени прослеживается связь концентраций формальдегида в атмосферном воздухе на постоянной площадке с точками, расположенными в ландшафтно-рекреационной зоне (коэффициент корреляции 0,82); в наименьшей степени – с точками в транспортной (0,46) и промышленной зонах (0,53).

Установлено, что из метеопараметров в наибольшей степени на концентрации формальдегида в атмосферном воздухе влияют скорость ветра и температура воздуха.

Обнаружена зависимость содержания формальдегида в атмосферном воздухе в транспортной зоне от интенсивности транспортного потока, наиболее выраженная при его средней и высокой интенсивности.

## Литература

1. Ежегодник состояния загрязнения атмосферного воздуха в городах и промышленных центрах Республики Беларусь за 2010 г. / Республиканский центр радиационного контроля и мониторинга окружающей среды ; отв. исп. Б. Б. Козерук. Минск, 2011.
2. Какарека, С. В. Формальдегид в атмосферном воздухе городов // Изв. РАН, Сер. географическая. 2012, № 4. С. 104–111.
3. Какарека, С. В., Кокош, Ю. Г. Многолетняя динамика содержания формальдегида в атмосферном воздухе городов Беларусь // Природопользование. Минск, 2013. Вып. 23. С. 31–39.
4. Национальная система мониторинга окружающей среды Республики Беларусь; результаты наблюдений, 2008 / Министерство природных ресурсов и охраны окружающей среды, гл. информ.-аналит. центр НСМОС РБ, РУП «БелНИЦ «Экология»; под ред. С. П. Уточкиной. Минск, 2009.
5. Нормативы предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ в атмосферном воздухе и нормативы ориентировочно безопасных уровней воздействия загрязняющих веществ в атмосферном воздухе населенных пунктов и мест массового отдыха населения. Утв. постановлением Министерства здравоохранения от 30.12.2010 № 186.
6. Руководство по контролю загрязнения атмосферы: РД 52.04.186-89: утв. 01.06.89. М., 1991.
7. Сборник методик выполнения измерений, допущенных к применению при выполнении измерений в области охраны окружающей среды (Часть 3). Минск, 2011.
8. Скубневская, Г. И. Загрязнение атмосферы формальдегидом : аналит. обзор / Г. И. Скубневская, Ин-т хим. кинетики и горения. Новосибирск, 1994.

**Институт природопользования НАН Беларуси**

Поступила в редакцию 27.09.2013 г.

Ю. Г. Кокош, С. В. Какарека

**ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ СОДЕРЖАНИЯ  
ФОРМАЛЬДЕГИДА В АТМОСФЕРНОМ ВОЗДУХЕ Г. МИНСКА**

---

Статья посвящена анализу основных результатов экспериментальных исследований содержания формальдегида в атмосферном воздухе г. Минска, проведенных в период с 2008 по 2013 гг., а также результатов экспериментальных исследований содержания формальдегида в атмосферном воздухе природных фоновых территорий. Показана зависимость содержания формальдегида в атмосферном воздухе г. Минска от характера функциональной зоны. Оценено превышение содержания формальдегида в атмосферном воздухе в основных функциональных зонах по отношению к городскому фоновому.

Выявлена связь между содержанием формальдегида в атмосферном воздухе в точках по городу и на постоянной площадке при одновременном отборе проб. В наибольшей степени прослеживается связь концентраций формальдегида в атмосферном воздухе на постоянной площадке с точками, расположенными в ландшафтно-рекреационной зоне, в наименьшей степени – с точками в транспортной и промышленной зонах.

Установлено, что из метеопараметров в наибольшей степени на концентрации формальдегида в атмосферном воздухе влияют скорость ветра и температура воздуха.

Оценена зависимость содержания формальдегида в атмосферном воздухе в транспортной зоне от интенсивности транспортного потока при его средней и высокой интенсивности.

Y. Kokosh, S. Kakareka

**EXPERIMENTAL RESEARCH OF FORMALDEHYDE CONCENTRATIONS  
IN ATMOSPHERIC AIR IN MINSK**

---

*The article is devoted to the analysis of the main results of experimental studies of formaldehyde in the air of Minsk, carried out between 2008 and 2013, as well as to the results of experimental studies of formaldehyde in the air of natural background areas. The dependence of formaldehyde content in the air of Minsk on characteristics of functional zones is shown. The exceeding formaldehyde content in atmospheric air in main functional zones concerning urban background is assessed.*

*Relationship between formaldehyde levels in the air of Minsk points and permanent experimental place during parallel method of sampling is displayed. The greatest dependence is traced of the concentration of formaldehyde in the air on a permanent site with points placed in the recreational zone, the least – with points in the transport and industrial zones.*

*It is established that the wind speed and temperature affect more on the formaldehyde concentration than other meteoparameters.*

*The dependence of formaldehyde content in the air of transport zone on the intensity of traffic at its average and high intensity is evaluated.*

УДК 553.97

**Т. Д. Ярмошук<sup>1,3</sup>, В. А. Ракович<sup>1</sup>, М. Минке<sup>2</sup>, А. Тиле<sup>2</sup>**

## **ЭМИССИИ МЕТАНА НА ТОРФЯНОМ МЕСТОРОЖДЕНИИ НИЗИННОГО ТИПА «ВЫГОНОЩАНСКОЕ» ПРИ РАЗЛИЧНОМ УРОВНЕ ГРУНТОВЫХ ВОД**

*Представлены результаты полевых измерений эмиссий метана  $\text{CH}_4$  в течение года камерно-статическим методом на осушеннной и повторно заболоченной частях торфяного месторождения низинного типа «Выгонощанское». Выявлена зависимость уровня потоков метана от температуры окружающей среды, температуры торфяной залежи на глубинах 2 и 5 см, от уровня грунтовых вод и от произрастающих видов растительности.*

Метан является вторым по значимости после диоксида углерода в отношении изменения климата парниковым газом, который способствует «парниковому эффекту». С середины XVIII в. и к настоящему времени атмосферная концентрация метана увеличилась с 715 до 1800 ppb [13, 8], что связано прежде всего с развитием индустриальной эпохи. Однако наиболее значимым природным источником глобальных эмиссий метана в атмосферу являются водно-болотные угодья. Так, по данным [13], текущие оценки выбросов метана из природных источников составляют примерно 160 Тг  $\text{CH}_4$  в год, при этом 115 Тг  $\text{CH}_4$  в год приходится на водно-болотные угодья [17]. Величина потока метана из торфяных залежей в атмосферу определяется, главным образом, протеканием в анаэробных условиях двух противоположно направленных микробных процессов – выделением метана метаногенными микроорганизмами и его поглощением метанотрофными бактериями. В Беларуси торфяники занимают площадь 2939 тыс. га (14,2 % площади страны) [1]. Поэтому проблема эмиссий метана для территории Беларуси, вызванная высоким процентным соотношением площади торфяных месторождений к общей территории страны, является актуальной.

Специальные работы по оценке эмиссии метана из торфяных месторождений в атмосферу в Беларуси начались с 2010 г. и впервые проводились в рамках белорусско-немецко-британского проекта «Восстановление торфяников Беларуси и применение концепции их устойчивого управления – снижение воздействия на климат с эффектом для экономики и биоразнообразия» (BMU-No.:II.C53), в связи с научной новизной полученные данные представляют особую ценность при оценке вклада метана в общие эмиссии парниковых газов в атмосферу.

Целью нашей работы была оценка годового баланса эмиссий метана с осушенному и повторно заболоченного торфяного месторождения с различным уровнем залегания грунтовых вод, различным составом произрастающей растительности и землепользованием исследуемой территории.

В качестве объекта исследования выбрано торфяное месторождение «Выгонощанское», кадастровый номер 144, расположенное на территории Ивацевичского, Ляховичского и Ганцевичского районов. По условиям геоморфологического залегания это месторождение относится к водораздельным торфяникам. На его базе в 1968 г. создан гидрологический заказник республиканского значения «Выгонощанское». Район расположения массива – зона активной разгрузки грунтовых вод. Здесь находятся крупные озера Выгоновское и Бобровичское. Торфяная залежь представлена низинным (94 %) и смешанным (6 %) типами торфа. Средняя степень разложения торфа равна 36 и 26 %, средняя зольность – 8,5 и 4,7 % соответственно.

Натурные измерения парниковых газов проводились на территории Ивацевичского района, недалеко от деревни Выгонощи, между двумя большими озерами: Выгоновское и Бобровичское (рис. 1, а). Землепользователем исследуемой территории является СПК «Телеханы-Агр», специализирующийся на животноводстве и растениеводстве. Осушеннную область окружают большие дренажные каналы с высоким уровнем стояния грунтовых вод.

Территории, на которых проводились натурные измерения парниковых газов, условно назвали V1, V2, V3 и V4 (рис. 1, б).

**Методы.** Определение эмиссий метана в полевых условиях производились в трехкратной последовательности, на каждом участке были выполнены геоботанические описания растительности в соответствии со шкалами покрытия по [7]. Так, в соответствии с методикой [7], индексу 1 соответствуют немногочисленные экземпляры, индексу 2 – 0–1 %, индексу 3 – 1–2, индексу 4 – 2–5, индексу 5 – 5–10, индексу 6 – 10–25, индексу 7 – 25–50, индексу 8 – 50–75, индексу 9 – 75–95, индексу 10 – более 95 %. Эта методика всемирно признанная, на основании ее создаются базы данных покрытия территории растительными сообществами [24]. Средние значения классов покрытия используются для вычисления процента покрытия и относительно-го покрытия.

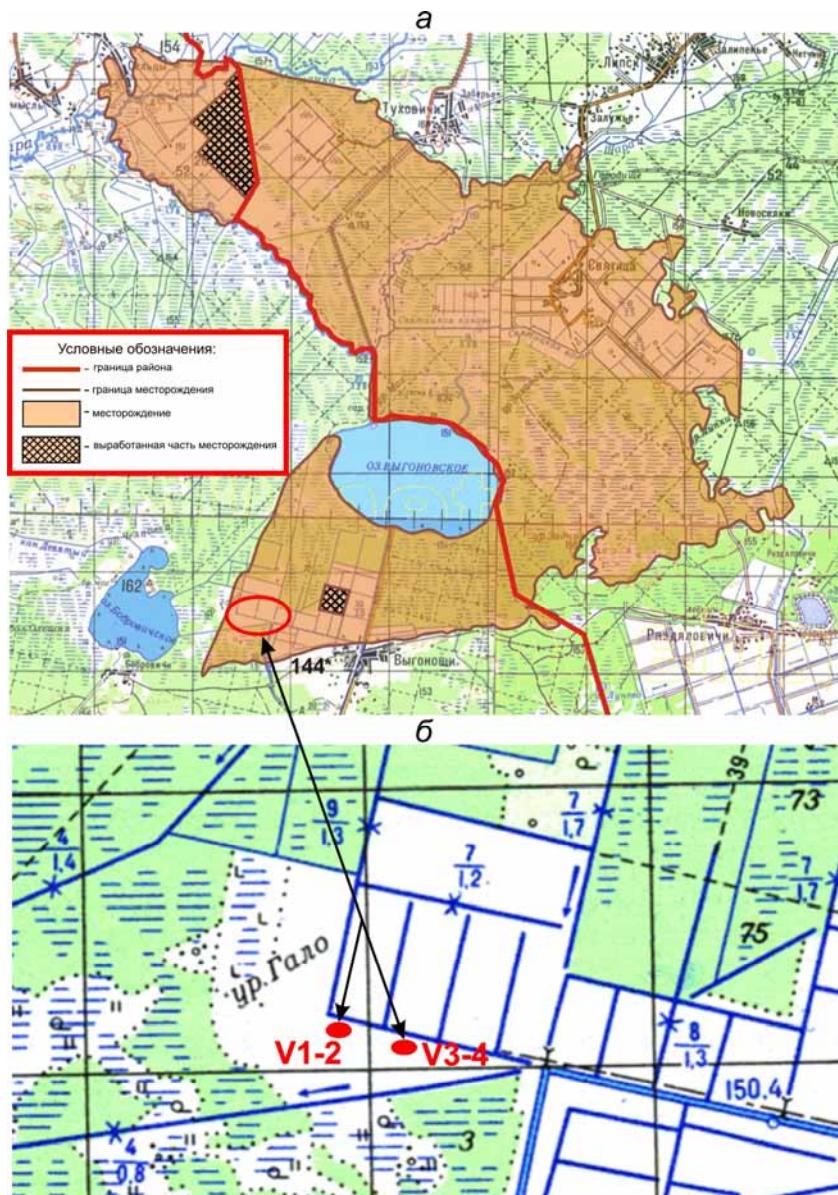


Рис. 1. Местоположение площадок для измерения метана на карте:  
а – границы торфяного месторождения «Выгонощанскоое»;  
б – территориальное размещение площадок

Глубину торфа торфяного месторождения определяли торфоотборочным буром ТБГ-66. Для элементарного анализа торфа использовали элементарный анализатор CHNOS марки «Vario ELIII». Значения pH измеряли pH-метром Hanna-Combo HI 98130 в 1 %-ном растворе KCl, калибровка pH-метра осуществлялась буферными растворами 7,01 и 4,01. Зольность торфа определяли по СТБ 2042-2010 при озолении навесок с торфом в муфельной печи и прокаливании зольного остатка при 800 °C.

Для определения эмиссий метана использовали камерно-статический метод [11].

Для того чтобы обеспечить герметичность на границе «почва–атмосфера», в почву на 18 см заглублены рамки из ПВХ, эмиссии парниковых газов от каждого геоботанического сообщества

замерялись в трехкратной последовательности, таким образом получили по три рамки 70×70 см для каждого сообщества. Рамки располагались в линию с востока на запад, с северной стороны располагались деревянные мостики. Расстояние между рамками – около 0,5 м, таким образом уровень грунтовых вод, температура почвы и окружающей среды на исследуемых площадках были похожими.

Камеры для отбора проб метана изготовлены из непрозрачного ABS-материала. Внешние стены оклеены самоклеющейся белой пленкой, которая хорошо ложится на любую ровную поверхность, отличается влагостойкостью, устойчивостью к ультрафиолетовым лучам, атмосферным воздействиям, таким образом обеспечивается отталкивание солнечных лучей и мини-

мизируется нагревание воздуха внутри камеры. Камера имеет форму усеченной 4-угольной пирамиды, длина стены у основания – 72,5 см, высота камеры – 51,2 см, объем камеры – 0,234 м<sup>3</sup>. По основанию камера оснащена резиновым уплотнителем, который позволяет избежать утечки газов вследствие попадания между камерой и рамкой растительности или песка, ширина уплотнителя 1 см. Для удобства транспортировки и установки камеры на ее верхней части вмонтированы две ручки. В верхней же части камеры сделаны четыре отверстия, в которые вкручены резьбовые соединения и закреплены силиконоевые трубы, которые выступают над поверхностью соединения примерно на 1 см.

Для более плотной и прочной установки камеры на рамку к ручкам прикреплены резиновые канаты (Ø 6 мм). Если растительность исследуемой площадки выше камеры, тогда для того, чтобы не повредить растительность, используются непрозрачные удлинители, изготовленные из поливинилхлорида (ПВХ). На основания удлинителей также прикреплен уплотнитель. Высота стандартных удлинителей 31,2 и 51,2 см (с учетом уплотнителя).

Рядом с каждой площадкой установлены колодцы для определения уровня грунтовых вод.

Для отбора проб воздуха внутри камеры применяли стеклянные колбы вместимостью 60 мл, которые предварительно были провакуумированы (давление внутри вакуумированной колбы составляло около 4 мбар), и за счет отрицательного давления внутри колбы газ из воздушного пространства в камере поступал в колбу, которая затем закрывалась вентилем. Пробы газов отбирали через каждые 3–10 мин, время экспозиции зависело от предполагаемых эмиссий СН<sub>4</sub>: на более увлажненных участках, на которых ожидались высокие эмиссии метана (это V1 и V2), время экспозиции сокращалось до 3–5 мин между отборами проб газов, на осушенных площадках, на которых эмиссий метана не ожидалось (а это V3 и V4), время экспозиции увеличивалось до 10 мин между отбором проб. В целом на одно измерение потока парниковых газов брали 4–5 колб. Таким образом, получали поток газов за определенный промежуток времени. Далее пробы газов анализировали на газовом хроматографе «Хроматек Кристалл 5000.2» («Хроматэк», Йошкар-Ола, Россия) с электронно-захватывающим детектором и пламенно-ионизационным детектором с азотом в качестве газа-носителя. Для калибровки использовались стандартизованные (производство DeusteSteiningerGmbH, Германия) смеси газов (СО<sub>2</sub>, СН<sub>4</sub> и N<sub>2</sub>O) в азоте.

При определении потоков метана использовали пакет «flux 0.2-1» [15] для открытого программного обеспечения R. Для расчета уровня обмена СН<sub>4</sub> в зависимости от линейных изменений

концентраций парниковых газов в воздушном пространстве камеры в течение времени экспозиции, в пакете flux используется уравнение (1) [21]:

$$F = \frac{M}{R} \cdot \frac{P \cdot V}{T \cdot A} \cdot \frac{dc}{dt}, \quad (1)$$

где F – уровень потока СН<sub>4</sub>, мкг С·м<sup>-2</sup>·час<sup>-1</sup>; M – молярная масса метана, г·моль<sup>-1</sup>; R – универсальная газовая постоянная, 8,3143 м<sup>3</sup>·Па·К<sup>-1</sup>·моль<sup>-1</sup>; P – давление, Па; V – объем воздушного пространства, откуда отбирается пробы газа, м<sup>3</sup>; T – температура, К; A – площадь рамки, см<sup>2</sup>; dc·dt<sup>-1</sup> – изменение концентрации газа во времени, ppm·час<sup>-1</sup>.

**Результаты.** В табл. 1 представлены результаты геоботанического описания растительности на основании методики шкал покрытия [7], результаты С/Н анализа, значений pH, степени разложения торфа и зольности.

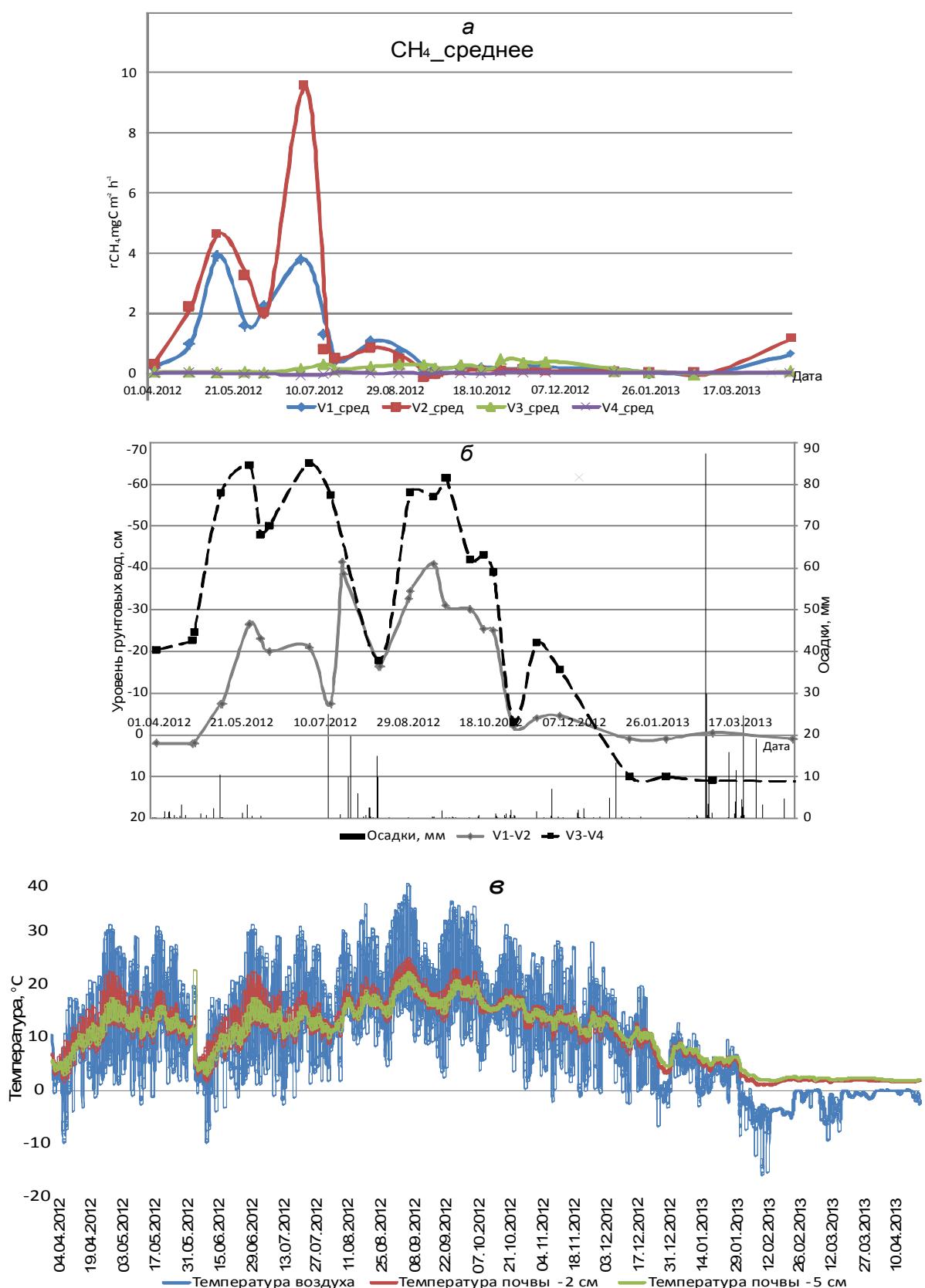
Как видно из табл. 1, на площадке V1 из растительных сообществ преобладают *Phalaris arundinacea* и *Bidens tripartita*, в незначительной степени присутствуют осоки *Carex lasiocarpa* и *Carex ovalis* – виды, типичные для переувлажненных территорий. Также присутствует мох брахитециум полевой (*Brachythecium campestre*), который обычно встречается в лесах. По наличию питательных веществ торфяное месторождение относится к эвтрофному. Реакция среды торфа слабокислая [4, 2] (pH = 5,06–5,45). Площадка V1 характеризуется невысокой зольностью торфа (около 3 %). Площадка V2 по общетехническим свойствам образцов торфа практически идентична площадке V1. Это связано с близким расположением площадок относительно друг друга. В геоботаническом плане на площадке V2 отсутствуют такие виды, как *Potentilla anserina* и *Carex ovalis*. Отличительной чертой площадок является то, что на V1 раз в год производилось кошение растительной биомассы, а на V2 – не производилось. Реакция среды торфа слабокислая (pH = 4,90–5,33), невысокая зольность торфа. Площадка V3 имеет высокую степень покрытия мезофитом *Juncus effusus*, образующим плотные дернины. В значительной степени присутствует пырей *Elytrigia repens* и разновидности мятликов (*Poa spp.*). В целом для площадки V3 характерны луговые фитоценозы. Реакция среды торфа слабокислая (pH от 5,05 до 5,27). Зольность невысокая, однако в незначительной степени выше, чем на площадках V1 и V2. На площадке V4 растительность представлена в основном злаками. Доминирующим видом является тимофеевка *Phleum pratense*. Реакция среды торфа слабокислая (pH = 4,94–5,06), зольность торфа невысокая. Площадки V3 и V4 расположены в 1 м друг от друга, территория используется для выпаса крупного рогатого скота.

**Таблица 1. Геоботаническое описание растительности по [7], дата описания 20.06.2012, значение pH и результаты СН-анализа торфа на площадках полевых измерений эмиссий метана**

Площадка	V1			V2			V3			V4		
	Координаты площадки			52°38'0.90" с.ш., 25°49'28.50" в.д.			52°37'51.96" с.ш., 25°50'21.96" в.д.			52°37'51.96" с.ш., 25°50'21.96" в.д.		
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Растительные виды	V1.1	V1.2	V1.3	V2.1	V2.2	V2.3	V3.1	V3.2	V3.3	V4.1	V4.2	V4.3
	Покрытие			Покрытие			Покрытие			Покрытие		
<i>Poa trivialis</i>	2	2	-	2	2	2	2	3	2	2	-	-
<i>Juncus effusus</i>	-	-	1	1	-	1	8	9	9	-	-	-
<i>Bidens tripartita</i>	4	7	7	7	9	6	-	-	-	-	-	-
<i>Phalaris arundinacea</i>	7	6	7	7	-	8	-	-	-	-	-	-
<i>Carex lasiocarpa</i>	3	2	-	2	2	2	-	-	-	-	-	-
<i>Potentilla anserina</i>	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex ovalis</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phleum pratense</i>	-	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calamagrostis canescens</i>	7	3	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
<i>Epilobium obscurum</i>	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Viola palustris</i>	2	2	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Brachythecium campestre</i>	6	4	2	2	5	2	-	-	-	-	-	-
<i>Phleum pratense</i>	-	-	-	-	-	-	2	3	4	3	7	7
<i>Alopecurus geniculatus</i>	-	-	-	-	-	-	1	2	-	2	2	2
<i>Poa pratensis</i>	-	-	-	-	-	-	2	2	2	6	2	3
<i>Elytrigia repens</i>	-	-	-	-	-	-	4	4	2	3	3	3
<i>Polygonum hydropiper</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	-	2	1	1
<i>Bidens tripartita</i>	-	-	-	-	-	-	1	3	2	-	1	1
<i>Potentilla anserina</i>	-	-	-	-	-	-	2	2	4	-	-	-
<i>Potentilla norwegica</i>	-	-	-	-	-	-	4	-	1	-	-	-
<i>Mentha arvensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
<i>Stellaria graminea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Agrostis gigantea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Tripleurospermum maritimum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Glyceria fluitans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	2
<i>Ranunculus repens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	2	2
<i>Plantago major</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3
<i>Cirsium arvense</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Среднее значение pH верхних 0–5 см торфа	5,31	5,21	5,11	5,19	4,99	5,12	5,20	5,13	5,19	4,97	4,93	5,01
C/N значение	11,40	11,73	11,63	11,37	12,26	11,96	12,43	11,67	11,97	12,98	12,32	12,37
Зольность, %	3,23	3,02	2,92	3,23	3,02	2,92	4,05	4,3	4,16	4,05	4,3	4,16
Глубина залежки, см	150	150	150	150	150	150	100	100	100	100	100	100

Для более точного определения зависимости эмиссий метана от климатических показателей на территории деревни Выгонощи установлена метеорологическая станция, которая непрерывно через каждые 30 мин фиксировала данные температуры окружающей среды, температуры почвы на глубине 2 и 5 см, значения ат-

мосферного давления, фотосинтетически активной солнечной радиации и уровня осадков. На рис. 2, в дана динамика изменений наиболее коррелирующих метеопоказателей. Как видно из рисунка, температура почвы на глубинах 2 и 5 см находится в тесной зависимости от температуры окружающей среды.



**Рис. 2. Динамика температурных показателей, уровня грунтовых вод и эмиссий метана в течение года:**  
**а – эмиссии метана;** **б – динамика уровня грунтовых вод и количество осадков;**  
**в – динамика температуры окружающей среды, температуры почвы на глубинах 2 и 5 см**

На рис. 2, б представлены значения динамики уровня грунтовых вод и количество выпавших в течение года осадков по площадкам, на которых производились измерения метана. Как видно, в апреле 2012 г. на площадках V1 и V2 уровень грунтовых вод был выше поверхности почвы, а на площадках V3 и V4 находился на уровне 20 см ниже поверхности почвы. В мае 2012 г. уровень грунтовых вод упал до отметки – 64 см на V3 и V4 и до отметки – 26 на V1 и V2. В августе 2012 г. наблюдалось резкое повышение уровня грунтовых вод из-за продолжительных осадков, и затем значение уровня грунтовых вод вернулось на предыдущую отметку. Из-за неэффективного функционирования мелиоративных каналов осенью и весной уровень грунтовых вод на площадках V1 и V2 находился выше поверхности почвы на 2–12 см, в сухой летний период вода находилась ниже поверхности почвы (от –8 до –40 см). С ноября 2012 г. по апрель 2013 г. наблюдалось повышение уровня болотных вод, связанное с перепадами температур и таянием снежного покрова. Также в значительной степени отмечено влияние на увеличение снежного по-

кровя, и, как следствие, на увеличение общего уровня грунтовых вод, аномального циклона «Хавьер» в середине марта 2013 г.

На рис. 2, а представлены усредненные результаты измерений эмиссий метана в течение года на всех описанных выше площадках. Площадки V1–V2 и V3–V4 в территориальном плане расположены на близком расстоянии относительно друг друга, и из рис. 2, а отчетливо видна близкая по значениям изменчивость эмиссий метана в течение года.

Выполнив интерполяцию потоков метана на весь год, мы рассчитали эмиссии метана в граммах углерода с квадратного метра в год, также пересчитали эти значения на килограммы чистого метана с гектара в год и в тоннах CO<sub>2</sub>-эквивалента. Результаты расчетов представлены в табл. 2.

Из табл. 2 видно, что наибольшие эмиссии метана наблюдались на площадках V1 и V2, а на площадке V3 они были незначительными, на площадке V4 наблюдалось незначительное поглощение метана.

**Таблица 2. Сумма потоков метана с площадок за год исследований**

Название площадки	Эмиссии метана		
	гCH <sub>4</sub> , г C m <sup>-2</sup> год <sup>-1</sup>	CH <sub>4</sub> , кг с га в год	CH <sub>4</sub> [CO <sub>2</sub> -экв.], т
V1	7,15 ± 3,55	95,38	2,38
V2	10,65 ± 5,32	142,03	3,55
V3	1,30 ± 0,62	17,40	0,44
V4	-0,02 ± 0,23	-0,33	-0,01

Примечание. Величина относительного потенциала глобального потепления, используемая для перевода CH<sub>4</sub> в CO<sub>2</sub>-экв, использовалась по данным [14].

Проанализировав результаты табл. 2 и данные рис. 2, можно сделать следующие выводы.

Наибольшие эмиссии метана наблюдались с мая по июль 2012 г. (на площадках V1 и V2 максимальные выбросы составили 4,8 и 9,5 гCH<sub>4</sub>, мг C m<sup>-2</sup> ч<sup>-1</sup> соответственно, а на площадках V3 и V4 – 0,5 и 0,03 гCH<sub>4</sub>, мг C m<sup>-2</sup> ч<sup>-1</sup> соответственно. Отсюда следует, что при высоких температурах окружающей среды и почвы эмиссии метана выше, чем при низких температурах.

Если парно сравнивать площадки V1–V2 и V3–V4, то более высокие эмиссии метана наблюдались на площадках V1–V2, что связано с более высоким уровнем грунтовых вод. Это также просматривается в ранее выполненных работах авторов [3, 5, 9, 21].

Уровень эмиссий метана также зависит от произрастающей на исследуемой территории растительности. На площадках V1 и V2 доминирующим видом является канареекник тростниковид-

ный (*Phalaris arundinacea*), а на площадке V3 доминирует ситник развесистый (*Juncus effusus*). Эти растения относятся к шунтирующим видам, т. е. к видам с так называемой аэренхимой (воздухоносной) тканью. Они действуют как газопровод, посредством чего CH<sub>4</sub> может обходить бескислородный слой торфа без окисления до CO<sub>2</sub>. Следовательно, наличие таких видов растений повышает скорость эмиссии CH<sub>4</sub> [10, 12, 18–20, 22]. Растения с глубокими корнями могут рассматриваться как проводники из анаэробного слоя торфяной залежи, где образуется CH<sub>4</sub>, в атмосферу. Следовательно, поступление CH<sub>4</sub> в аэренхиму корней облегчается благодаря диффузационному градиенту между торфом и атмосферой в противоположном кислороду направлении [23]. Количество выделенного метана с естественных болот может быть в 2 раза выше, чем у похожих типов растительности без растений с аэренхимой. В нашем случае, даже если сравнивать площадку V3 с шунтирующим видом *Juncus*

*effusus* и расположенную рядом площадку V4 без шунтирующих видов, количественно суммарные эмиссии метана за год гораздо выше на площадке с шунтирующим видом (см. табл. 2).

В целом наибольшие суммарные эмиссии метана наблюдались с торфяника с повышенным уровнем грунтовых вод с доминирующим видом *Phalaris arundinacea*, на котором не осуществлялось кошение биомассы. Они составили 142,03 кг СН<sub>4</sub> с 1 га в год, при кошении биомассы эмиссии метана уменьшились примерно на 30 %. В связи с этим кошение растительной биомассы можно рекомендовать как способ снижения эмиссий метана с торфяников, поскольку количественно снижается присутствие растительной биомассы, и, как следствие, снижаются эмиссии метана из-за распада лабильных веществ биоматериала [6]. Также разница в эмиссиях метана на площадках V1 и V2 связана с различием растительных сообществ, в некоторой степени с микротопографией поверхности почвы (площадка V1 отличается большим количеством неровностей почвы). На территориях с глубоким залеганием грунтовых вод определяющим фактором для эмиссий метана является наличие шунтирующих видов. Так, на площадке с доминирующим видом *Juncus effusus* суммарные эмиссии метана составили 17,40 кг СН<sub>4</sub> с 1 га в год, а на площадке без шунтирующих видов наблюдалось суммарное поглощение метана (-0,33 кг СН<sub>4</sub> с 1 га в год).

Таким образом, эмиссии метана зависят от температурных факторов, от уровня грунтовых вод и от наличия видов растений с аэренихимой. Для большего понимания процессов баланса углерода в атмосфере необходимо дальнейшее, более детальное и длительное измерение пото-

ков метана, так же, как и других парниковых газов для определения общего потенциала глобального потепления.

Работы по определению эмиссий метана в полевых условиях осуществлялись в рамках белорусско-немецко-британского проекта «Восстановление торфяников Беларуси и применение концепции их устойчивого управления – снижение воздействия на климат с эффектом для экономики и биоразнообразия», осуществляющего деятельность при финансовой поддержке Федерального министерства охраны природы ФРГ, Германского банка развития (KfW), «Центра международной миграции и развития» (СМ, Германия). Научная и практическая работа проекта осуществлялась в ходе международного сотрудничества организаций, таких, как «Британское Королевское общество по охране птиц» (RSPB, Англия), «Фонд имени Михаеля Зуккова» (Германия), ГА «Ахова птушак Бацькаўшчыны», при поддержке Программы развития Организации Объединенных Наций в Беларуси (UNDP) и Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь.

Авторы выражают глубочайшую признательность сотрудникам общественной организации «Ахова птушак Бацькаўшчыны» А. А. Чувашовой, А. М. Павлюченко, В. Г. Тихонову, А. В. Ноеку, А. В. Бурло, К. И. Тимохову за помощь в полевых исследованиях, Н. В. Лещинской за помощь в геоботанических описаниях, также хотелось бы сказать отдельное спасибо руководству лаборатории инструментальной диагностики природных систем и объектов ГНПО «НПЦ по биоресурсам НАН Беларусь» за сотрудничество.

## Литература

1. Бамбалов, Н. Н. Развитие исследований в области генезиса, использования и охраны торфяных месторождений Беларусь / Н. Н. Бамбалов, С. Г. Беленский // Твердые горючие отложения Беларусь и проблемы охраны окружающей среды. 1992. С. 27–39.
2. Кауричев, И. С. Почвоведение / И. С. Кауричев [и др.] ; под ред. И. С. Кауричева. М., 1989.
3. Мигловец, М. Н. Реакция эмиссии метана на сезонные изменения гидротермических и гидрохимических факторов на мезо-олиготрофном болоте средней тайги / М. В. Мигловец, О. А. Михайлов // Актуальные проблемы биологии и экологии : материалы докладов XIX Всероссийской молодежной научной конференции (Сыктывкар, Республика Коми, Россия, 2–6 апреля 2012 г.). Сыктывкар, 2012. С. 159–161.
4. Пьявченко, Н. И. Использование заболоченных земель в сельском хозяйстве / Н. И. Пьявченко. Издательство академии наук СССР. М., 1954.
5. Пьявченко, Н. И. Лесное болотоведение (основные вопросы) / Н. И. Пьявченко ; под ред. А. Б. Жукова. М., 1963.
6. Ярмошук, Т. Д. Определение эмиссий парниковых газов при имитационном моделировании повторного заболачивания выработанных торфяных месторождений / Т. Д. Ярмошук [и др.] // Природопользование. Минск, 2013. Вып. 23. С. 39–47.
7. A flexible, multipurpose method for recording vegetation composition and structure // R. K. Peet, T. R. Wentworth, P. S. White. Castanea, № 63, 1998. P. 262–274.

8. **Atmospheric** methane between 1000 A.D. and present: evidence of anthropogenic emissions and climatic variability // D. Etheridge, L. Steele, R. Francey, R. Langenfelds // *Geophysics. Res.* 103, 1998. P. 15979–15993.
9. **Couwenberg, J.**, Augustin, J., Michaelis, D. & Joosten, H. (2008): Emission reductions from rewetting of peatlands. Towards a field guide for the assessment of greenhouse gas emissions from Central European peatlands. Duene/RSPB, Greifswald/Sandy. 27 p. Couwenberg, J., Dommain, R. & Joosten, H. (2010): Greenhouse gas fluxes from tropical peatlands in south-east Asia. *Global Change Biol.* № 16. P. 1715–1732.
10. **Couwenberg, J.**, Fritz, C. Towards developing IPCC methane ‘emission factors’ for peatlands (organic soils) // *Mires and Peat*, Volume № 10, Article 03, 2012. 17 p.
11. **Drösler, M.** Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, southern Germany. PhD thesis / Technischen Universität München. München. 2005. 182 p.
12. **Henneberg, A.**, Brian, K. S., Brix, H. Internal methane transport through *Juncus effusus*: experimental manipulation of morphological barriers to test above- and below-ground diffusion limitation // *New Phytologist*, 2012.
13. **IPCC** (2007): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
14. **Forster, P.**, Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D. W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D. C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Van Dorland, R. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: S. Solomon [et al.] (Editors), Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
15. **Jurasinski, G.**, Koebisch, F. Flux: flux rate calculation from dynamic closed chamber measurements. R package version 0.1-4, Rostock, 2011. Available online at <http://cran.r-project.org/web/packages/flux>.
16. **Khalil, M. A. K.**, Shearer, M. J., Rasmussen, R. A., Xu, L., Liu, J.-L. Methane and nitrous oxide emissions from subtropical rice agriculture in China, *Geophysical resources*, № 113, 2008.
17. **Khalil, M.** Atmospheric methane: an introduction, p. 1–8. In M. Khalil (ed.), *Atmospheric Methane: Its Role in the Global Environment*. Springer-Verlag, New York, NY, 2000.
18. **Li, C.**, Qiu, J., Frolking, S., Xiao, X., Salas, W., Moore III, B., Boles, S., Huang, Y., Sass, R. Reduced methane emissions from largescale changes in water management of China’s rice paddies during 1980–2000, *Geophysical resources*, № 29 (20), 1972.
19. **Ma, Y.**, Wang, J., Zhou, W., Yan, X., Xiong, Z. Greenhouse gas emissions during the seedling stage of rice agriculture as affected by cultivar type and crop density, *Biology and Fertility of Soils*. Cooperating Journal of International Society of Soil Science, 2011.
20. **Methane** emission from natural wetlands: interplay between emergent macrophytes and soil microbial processes. A mini-review / H. Laanbroek // *Annals of Botany*, № 105, 2010. P. 141–153.
21. **Organic** sediment formed during inundation of a degraded fen grassland emits large fluxes of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> / M. Hahn-Schöfl, D. Zak, M. Minke, J. Gelbrecht, J. Augustin, A. Freibauer // *Biogeosciences*, № 8, 2011. P. 1539–1550.
22. **Plant-mediated** CH<sub>4</sub> transport and C gas dynamics quantified in-situ in a *Phalaris arundinacea*-dominant wetland / L. Askaer, B. Elberling, T. Friberg, C. Jorgensen, B. Hansen // *Plant soil*, № 343. P. 287–301.
23. **Vascular** plant controls on methane emissions from northern peatforming wetlands / A. Joabsson, T. R. Christensen, B. Wallen // *Trends in Ecology and Evolution*, № 14, 1999. P. 385–388.
24. **Vegetation** databases for the 21st century // A. Thiele, N. Liashchynskaya, T. Broska, S. Bärisch, A. Skuratovich, D. Dubovik, J. Stepanovich, G. Ermolenko, O. Sozinov, A. Sakovich // Belarus Peatland Restoration Project Database, In: J. Dengler, J. Oldeland, F. Jansen, M. Chytrý, J. Ewald, M. Finckh, F. Glöckler, G. Lopez-Gonzalez, R. K. Peet, J. H. J. Schaminée. *Biodiversity & Ecology*, № 4, 2012. P. 335–336.

<sup>1</sup>Институт природопользования НАН Беларуси,

<sup>2</sup>ГА «Ахова птушак Бацькаўшчыны»,

<sup>3</sup>ГНПО «Научно-практический центр

НАН Беларуси по биоресурсам»

Поступила в редакцию 18.07.2013 г.

Т. Д. Ярмошук, В. А. Ракович, М. Минке, А. Тиеле

**ЭМИССИИ МЕТАНА НА ТОРФЯНИКЕ НИЗИННОГО ТИПА  
«ВЫГОНОЩАНСКОЕ» ПРИ РАЗЛИЧНОМ УРОВНЕ ГРУНТОВЫХ ВОД**

Выполнены измерения метана камерно-статическим методом на территории торфяного месторождения низинного типа «Выгонощанское» в 2012–2013 гг. Установлено, что при повышенном уровне грунтовых вод и с доминирующим видом *Phalaris arundinacea* количество метана составило  $10,65 \text{ rCH}_4 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ , в случае с кошением аналогичной площадки эмиссии метана уменьшились до  $7,15 \text{ rCH}_4 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ . На осушенней территории с доминирующим видом *Juncus effusus* эмиссии метана составили  $1,30 \text{ rCH}_4 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ , на осушенней территории, на которой преобладают луговые виды растительности, годовые эмиссии метана составили  $-0,02 \text{ rCH}_4 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ .

Установлено, что эмиссии метана находятся в тесной зависимости от уровня грунтовых вод, температуры почвы и окружающей среды и от произрастающих видов растительности.

T. D. Yarmoshuk, V. A. Rakovich, M. Minke, A. Thiele

**METHANE EMISSIONS FROM FEN PEATLAND  
«VYGONOSHCHANSKOYE» AT VARIOUS GROUND WATER LEVELS**

The measurement of methane emissions with static chambers at the fen site «Vygonooshchanskoje» were performed in 2012–2013. At sites with raised ground water levels and dominant species *Phalaris arundinacea* methane emissions were about  $10,65 \text{ rCH}_4 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ . In case of biomass harvesting on a similar plot methane emissions decreased to  $7,15 \text{ rCH}_4 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ . On drained areas with dominant species *Juncus effusus*  $1,30 \text{ rCH}_4 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$  of methane was emitted. On the drained territory which is dominated by grassland vegetation types, annual methane emissions totaled  $-0,02 \text{ rCH}_4 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ .

It could be shown that methane emissions are in close dependence of ground water level, soil and environment temperature and dominant vegetation species.

**В. В. Селицкая**

## **ТРАНСФОРМАЦИЯ РЕЖИМА МИНЕРАЛЬНОГО ФОСФОРА В ВОДЕ МАЛОЙ РЕКИ (НА ПРИМЕРЕ Р. ТЕРЮХА БАССЕЙНА ДНЕПРА)**

*В статье приводятся результаты изучения многолетней динамики содержания фосфора фосфатного в воде р. Терюха за период 1981–2011 гг. С помощью грахоаналитического метода разностно-интегральных кривых выявлены отклонения средней концентрации ингредиента за конкретный год или сезон года от его среднего значения, рассчитанного для всего периода наблюдений. В результате выделены условно-фоновый и техногенный периоды в динамике содержания фосфора фосфатного, выявлены условно-фоновые концентрации ингредиента. Исходя из концентраций ингредиента и средних расходов воды, рассчитана величина выноса фосфора фосфатного в различные фазы гидрологического режима для условно-фонового и техногенного периодов, дифференцирована антропогенная и условно-фоновая составляющие выноса, вычислен вклад отдельных сезонов в годовой вынос вещества.*

Малые реки (длиной 11–200 км) формируют 35–40 % всего стока с территории Беларуси, а их водосборы занимают до 90 % территории страны [12]. Несмотря на то, что они являются начальными звенями гидрографической сети, имеющими большое значение для формирования гидрологического и гидрохимического режима основных рек страны, и более чувствительны к изменениям на водосборе, их изученность, к сожалению, до сих пор значительно меньше, чем больших рек.

В рамках данной работы в качестве объекта исследования выбрана одна из малых рек Беларуси – р. Терюха (левый приток р. Сож, бассейн Днепра). Протекает река в пределах Гомельского и Добрушского районов Гомельской области. Ее длина – 57 км, площадь водосбора – 525 км<sup>2</sup>, средний расход воды около устья – 1,8 м<sup>3</sup>/с. Берега невысокие, до 3 м высотой. Ширина – 10–15 м, около устья – около 20 м. Глубина – 1–2 м. На реке расположено несколько шлюзов. Часть реки канализирована [1].

Сведений о точечных источниках поступления загрязняющих веществ в р. Терюха на территории водосбора не имеется. Доля сельскохозяйственных земель на водосборе, которые интенсивно используются, составляет 55 % [2]. Заболоченность территории водосбора – 24 %, лесистость – 20 % [11].

Проблема эвтрофирования водных объектов является одной из основных проблем качества поверхностных вод, особенно в последние десятилетия. Основательным изучением данного вопроса в разное время занимались М. П. Максимова, И. С. Коплан-Дикс, Г. В. Назаров, В. К. Кузнецов, А. А. Мастик [6–8] и др. Достаточно много сделано в плане изучения особенностей стока химических веществ и его антропогенной составляющей А. А. Хомичем, В. С. Хомичем, А. Л. Жуховицкой, О. В. Кадацкой, Е. В. Санец, Е. Г. Колымаковой

[13, 17, 4, 5]. Особенности соотношения естественного и антропогенного стока биогенных элементов изучали также Г. Т. Фрумин и Е. В. Степанова [16].

**Целью данной работы** является анализ трансформации режима фосфора фосфатного (одного из основных элементов эвтрофирования речных вод) в воде р. Терюха за многолетний период.

В процессе работы решались следующие задачи:

- выявление условно-фонового периода в динамике содержания фосфора фосфатного;
- выявление условно-фоновых концентраций фосфора фосфатного;
- количественное определение выноса фосфора фосфатного водой реки и анализ его многолетней динамики;
- количественное определение вклада антропогенной составляющей в загрязнение водотока фосфором фосфатным и анализ его многолетней динамики.

Для анализа использовались данные гидрохимического мониторинга (в пункте наблюдений, расположенном в 2,0 км юго-западнее н.п. Грабовка), полученные в Национальной системе мониторинга окружающей среды Республики Беларусь за период 1981–2011 гг. (30 лет наблюдений).

Для статистической обработки данных применялись объективные методы выделения классификационных групп на основе методов математической статистики с использованием критериев достоверности – однородность выборок проверялась по равенству выборочных дисперсий Фишера и по критерию однородности средних значений Стьюдента.

Для получения информации о характере трансформации содержания фосфора фосфатного в речной воде вследствие изменения уровня

антропогенной нагрузки на водосборе выполнен анализ средних многолетних концентраций данного биогенного вещества в воде в каждый гидрологический сезон, а также среднегодовых многолетних концентраций.

Расчет средних концентраций может осуществляться двумя путями, согласно формулам 1 и 2 [9]:

$$C_{ср} = [\sum(k; i = 1) C_i] / K, \quad (1)$$

где  $C_{ср}$  – расчетная среднегодовая концентрация вещества,  $\text{мг}/\text{дм}^3$ ;  $C_i$  –  $i$ -я измеренная концентрация вещества,  $\text{мг}/\text{дм}^3$ ;  $K$  – число измеренных концентраций вещества в год.

$$C_{ср} = \sum C_i \cdot Q_i / \sum Q_i, \quad (2)$$

где  $Q_i$  –  $i$ -й измеренный расход воды в реке,  $\text{м}^3/\text{с}$ .

Если в формуле (1) предполагается, что колебаниями водности реки при отборе проб можно пренебречь, то в формуле (2) учитываются внутригодовые колебания водности [18]. Как показывает опыт некоторых авторов [15, 19], неучт водности при расчетах среднегодовых концентраций загрязняющих веществ для рек с большим коэффициентом вариации внутригодовых расходов воды (малые и средние реки) приводит к значительным погрешностям относительно величин среднегодовых концентраций, рассчитанных с учетом водности. Река Териоха относится к малым рекам, для нее среднегодовые концентрации фосфора фосфатного рассчитывались как по формуле (1), так и по формуле (2) с последующим сравнением результатов расчета (рис. 1).

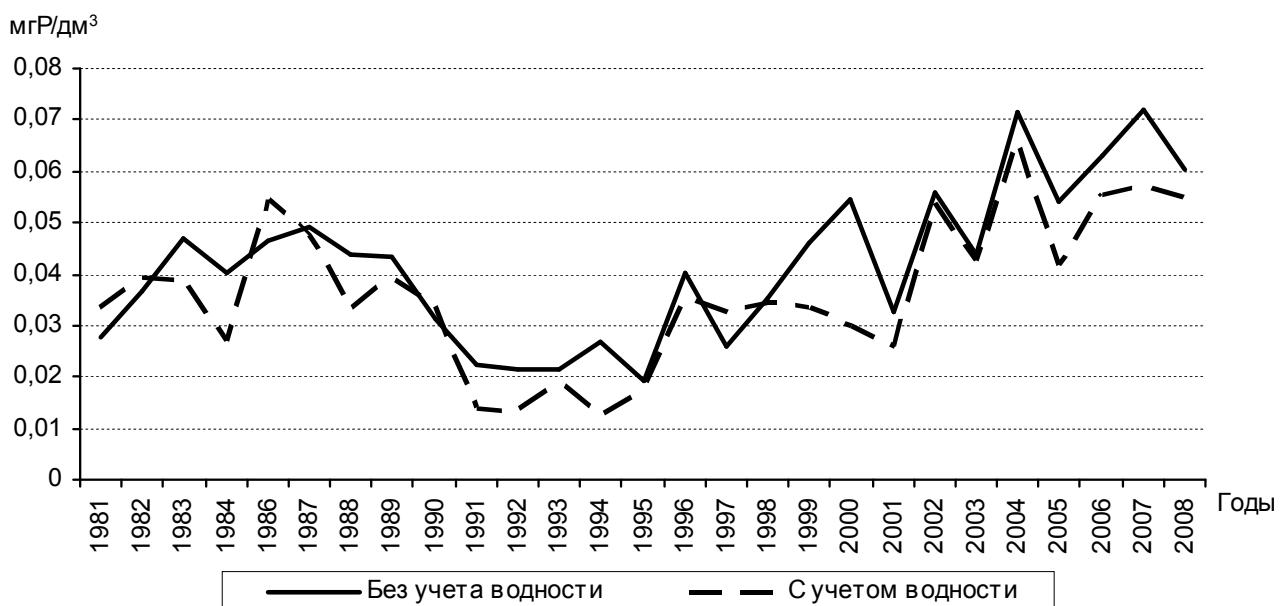


Рис. 1. Среднегодовые концентрации фосфора фосфатного, рассчитанные с учетом и без учета водности для р. Териоха в период 1981–2008 гг.

Анализ полученных рядов данных с помощью методов математической статистики выявил, что оба ряда данных относятся к одной генеральной совокупности, следовательно, выбор того или иного метода расчета среднегодовых концентраций не приведет к статистически значимым различиям результатов расчетов.

В рамках данной работы средние концентрации фосфора фосфатного рассчитывались без учета водности. Для получения информации о характере трансформации содержания данного биогенного вещества в речной использован графоаналитический метод разностно-интегральных кривых, который выявляет отклонения средней концентрации ингредиента за конкретный год или сезон года от его среднего значения (нормы), рассчитанного для всего периода наблюдений (рис. 2).

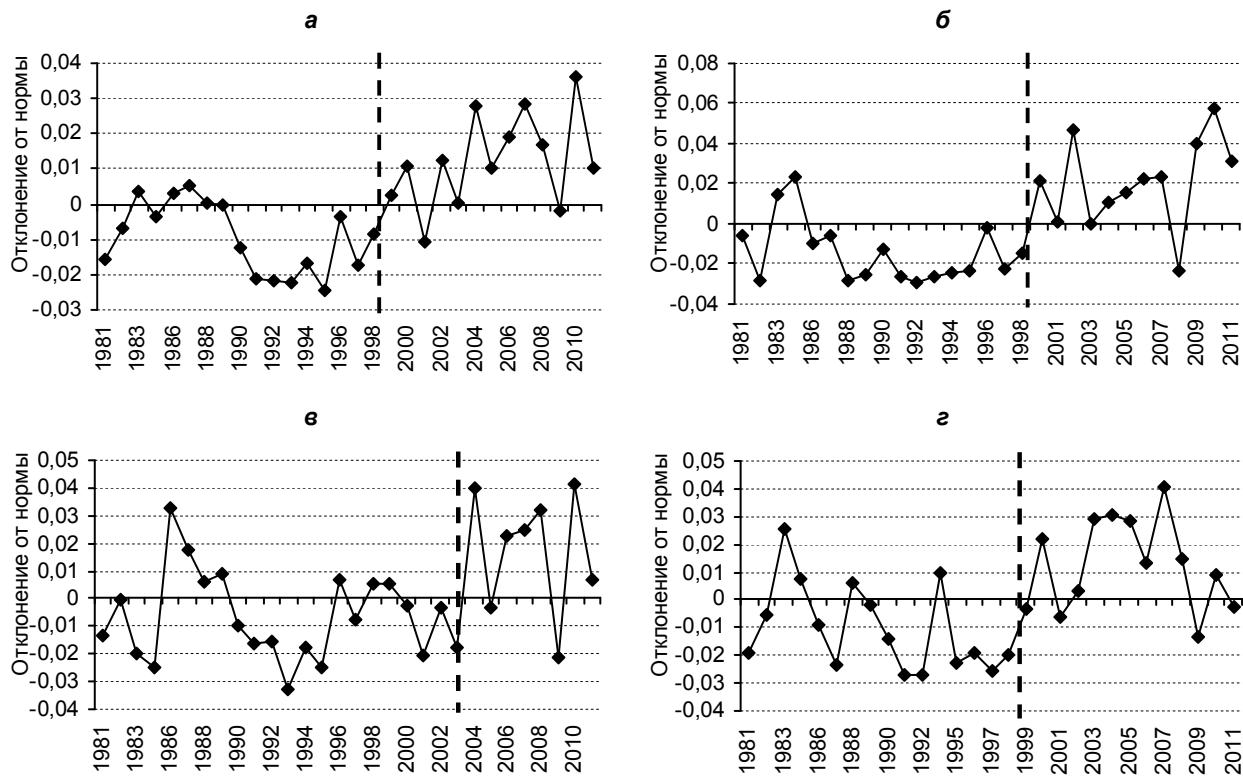
Как видно из рис. 2, а, в многолетней динамике концентраций фосфора фосфатного выявляется два следующих периода – 1981–1998 и 1999–2011 гг.

В период 1981–1998 гг. среднегодовые значения в ряде лет незначительно превышают среднемноголетнюю величину, но чаще – находятся ниже нее; среднее за период значение ниже среднемноголетней концентрации в 1,3 раза – 0,034  $\text{мгР}/\text{дм}^3$  (табл. 1). В период 1999–2011 гг. прослеживается тренд роста среднегодовых концентраций при существенной амплитуде колебаний – 0,047  $\text{мгР}/\text{дм}^3$ ; абсолютное большинство среднегодовых значений, а также средняя за период величина (0,056  $\text{мгР}/\text{дм}^3$ ) выше среднемноголетней концентрации.

Превышения среднемноголетней величины и большая амплитуда значений даже в первые го-

ды гидрохимических наблюдений свидетельствуют о том, что режим фосфатов уже в 1981–1998 гг. был значительно нарушен. Выделение фонового периода для данного ингредиента ввиду отсутст-

вия более ранних наблюдений носит условный характер. Следовательно, среднюю концентрацию за период 1981–1998 гг. ( $0,034 \text{ мгР/дм}^3$ ) можно принять как условно-фоновую.



**Рис. 2. Разностно-интегральные кривые концентрации фосфора фосфатного в воде р. Терюха в период 1981–2011 гг.:**  
**а – годовой период; б – зимняя межень;**  
**в – весеннееводное; г – летне-осенняя межень**

**Таблица 1. Содержание фосфора фосфатного в воде р. Терюха в различные фазы гидрологического режима в период 1981–2011 гг.**

Фаза водного режима	Выделенный период	Концентрация фосфора фосфатного, мгР/дм <sup>3</sup>		
		Минимум	Максимум	Среднее
Год в целом	1981–1998 гг.*	0,002	0,110	0,034
	1999–2011 гг.	0,005	0,127	0,056
	Среднее за период исследования		0,044	
Зимняя межень	1981–1999 гг.	0,009	0,064	0,024
	2000–2011 гг.	0,017	0,127	0,063
	Среднее за период исследования		0,040	
Весеннееводное	1981–2003 гг.	0,002	0,110	0,041
	2004–2011 гг.	0,015	0,124	0,066
	Среднее за период исследования		0,048	
Летне-осенняя межень	1981–1998 гг.	0,005	0,078	0,029
	1999–2011 гг.	0,005	0,090	0,051
	Среднее за период исследования		0,038	

\* Подчеркнуты условно-фоновые периоды и условно-фоновые концентрации.

Наиболее ощутимые изменения в много-летней динамике фосфора фосфатного произошли в фазу **зимней межени**, для которой выделены два временных интервала: 1981–1999 и 2000–2011 гг. (рис. 2, б). Амплитуда колебаний концентраций во второй из указанных периодов вдвое превосходила амплитуду предыдущего. Среднее за более поздний временной интервал значение концентрации ингредиента в 2,6 раза превышало аналогичную величину 1981–1999 гг. и в 1,6 раза – среднюю величину за период исследования. Значит, в качестве условно-фоновой для фазы зимней межени принимаем среднюю концентрацию за период 1981–1999 гг. – 0,024 мгР/дм<sup>3</sup>.

В фазу **летне-осенней межени** выделяются два периода: 1981–1998 и 1999–2011 гг. Средняя концентрация за более поздний период, как и в другие фазы, была выше величины, определенной для предыдущего периода (в 1,8 раза) и выше среднемноголетней величины, рассчитанной для всего периода наблюдений в данную фазу (в 1,3 раза). Следовательно, за условно-фоновый период для летне-осенней межени принимаем 1981–1998 гг., условно-фоновая концентрация вещества составляет 0,029 мгР/дм<sup>3</sup>.

В период межени, при невысоких уровнях воды, река становится более чувствительной к воздействиям извне и быстрее реагирует на происходящие изменения. Весенне-половодье характеризуется большой амплитудой величин поверхностно-склонового и почвенно-поверхностного стока в различные годы, а динамика содержания фосфора фосфатного сильно зависит от гидрологических факторов. Следовательно, выявить точный период начала трансформации качества вод в период весеннего половодья весьма сложно – присутствие в воде фосфора фосфатного весной характеризуется значительным «разбросом» концентраций от года к году.

Период статистически значимых изменений в динамике концентраций фосфора фосфатного в фазу **весеннего половодья** наблюдался позже, чем в другие фазы гидрологического режима и годовой период в целом. Из двух выделенных периодов весеннего половодья – 1981–2003 гг. и 2004–2011 гг. – последний характеризовался большими средним, минимальным и максимальным за период значениями концентраций ингредиента (см. табл. 1). Таким образом, в качестве условно-фоновой принимаем среднюю концентрацию за период 1981–2003 гг. – 0,041 мгР/дм<sup>3</sup>.

Для количественного определения вклада антропогенной составляющей в загрязнение водотока фосфором фосфатным необходимо рассчитать величину суммарного выноса данного биогенного вещества водотоком и вычесть из нее условно-фоновую составляющую.

Расчет выноса фосфора фосфатного осуществлен с использованием ежемесячных данных по расходам воды и содержанию данного ингредиента согласно формуле (3):

$$R = S_j \cdot Q_j, \quad (3)$$

где  $R$  – вынос биогенного вещества за месяц, т/мес.;  $S_j$  – средняя концентрация биогенного вещества за месяц, мг/дм<sup>3</sup>;  $Q_j$  – средний расход воды за месяц, м<sup>3</sup>/с.

Поскольку данные гидрохимических наблюдений для реки сопровождались гидрологическими данными до 2008 г., а концентрации кремния определялись начиная с 1984 г., вынос фосфора фосфатного (в том числе, антропогенная составляющая выноса) речным стоком расчетан только за период 1984–2008 гг.

Для всех фаз гидрологического режима отмечен рост выноса вещества в техногенный период по сравнению с условно-фоновым, однако наиболее существенный рост выноса приходится на меженные фазы: зимнюю – в 9,1 раза, летне-осеннюю – в 4,8 раза. Амплитуда колебаний выноса фосфора фосфатного в зимнюю межень техногенного периода в 11,1 раза превышала аналогичный показатель условно-фонового периода, в весенне-половодье – в 2,8, в летне-осеннюю межень – в 1,8 раза (табл. 2). Условно-фоновые значения выноса фосфора фосфатного составляли: 0,254 т/мес. – для годового периода в целом; 0,090 – для зимней межени; 0,541 – для весеннего половодья; 0,150 т/мес. – для летне-осенней межени.

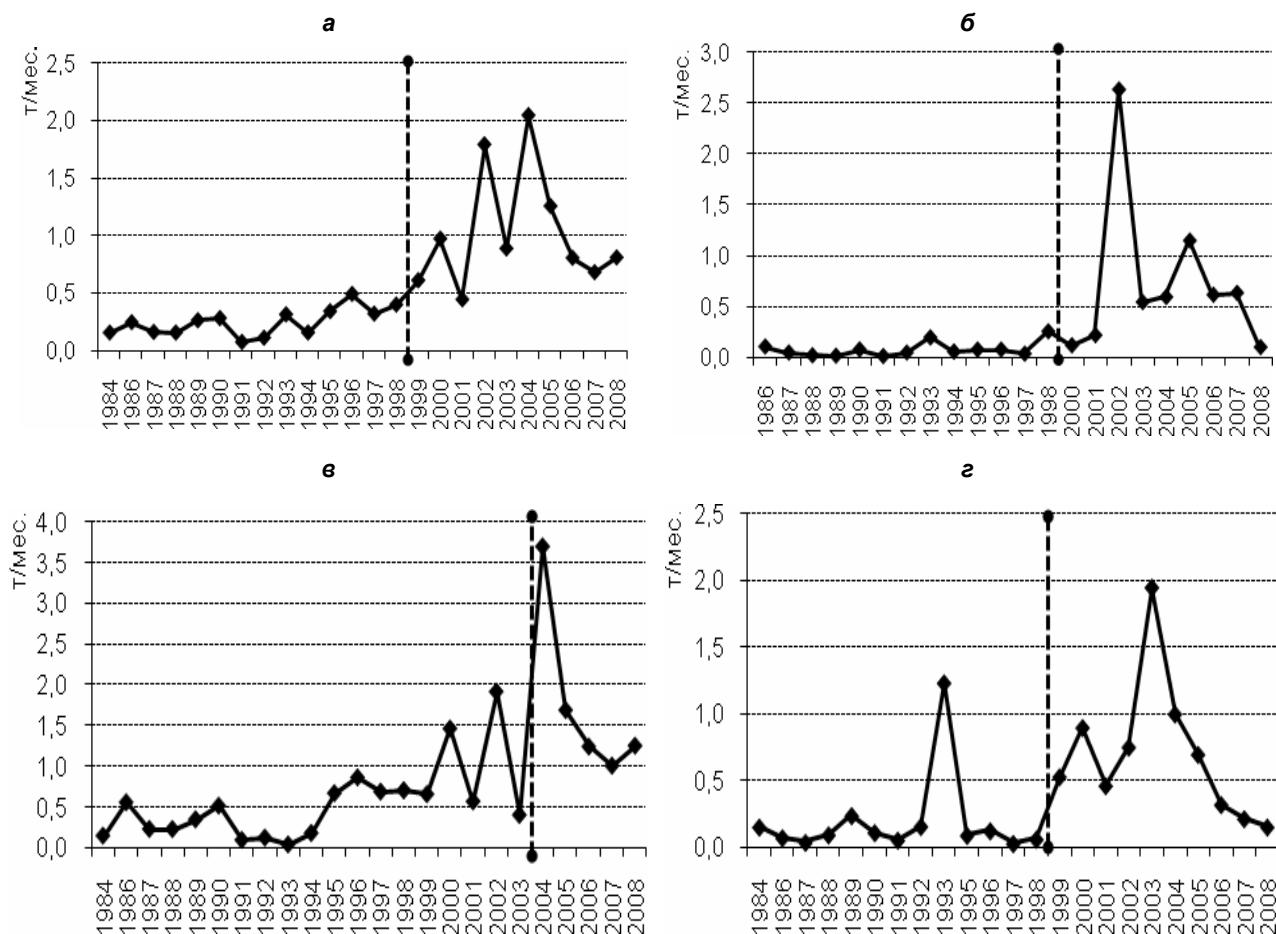
Относительно значений средней за период исследования величины, средний вынос биогенного вещества в зимнюю межень техногенного периода возрос в 2,3 раза, в весенне-половодье – в 2,2, в летне-осеннюю межень – в 1,8 раза.

Диапазоны **среднегодовых** значений выноса фосфора фосфатного в условно-фоновый (0,071–0,489 т/мес.) и техногенный (0,441–2,044 т/мес.) периоды практически не перекрывались между собой, что указывает на существенные изменения в выносе вещества, начиная с 1999 г. (рис. 3, а). Сходная картина наблюдается в отношении выноса фосфора фосфатного в различные фазы гидрологического режима по годам (см. рис. 3).

**Таблица 2. Вынос фосфора фосфатного р. Терюха в различные фазы гидрологического режима в период 1984–2008 гг.**

Фаза водного режима	Выделенный период	Вынос фосфора фосфатного, т/мес.		
		Минимум	Максимум	Среднее
Год в целом	1984–1998 гг.*	0,008	2,289	0,254
	1999–2008 гг.	0,017	7,017	1,049
	Среднее за период исследования		0,571	
Зимняя межень	1986–1999 гг.	0,018	0,473	0,090
	2000–2008 гг.	0,105	5,157	0,815
	Среднее за период исследования		0,351	
Весеннееводное	1984–2003 гг.	0,008	2,418	0,541
	2004–2008 гг.	0,389	7,017	1,782
	Среднее за период исследования		0,807	
Летне-осенняя межень	1984–1998 гг.	0,023	1,228	0,150
	1999–2008 гг.	0,017	2,243	0,725
	Среднее за период исследования		0,410	

\* Подчеркнуты условно-фоновые периоды и величины выноса фосфора фосфатного в условно-фоновые периоды.

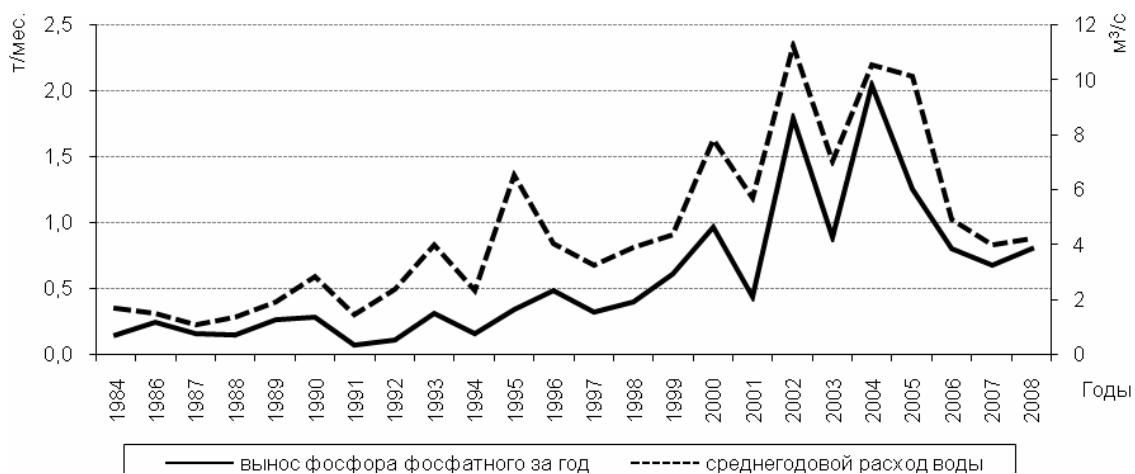


**Рис. 3. Динамика выноса фосфора фосфатного р. Терюха в период 1984–2008 гг.: а – годовой период; б – зимняя межень; в – весеннееводное; г – летне-осенняя межень**

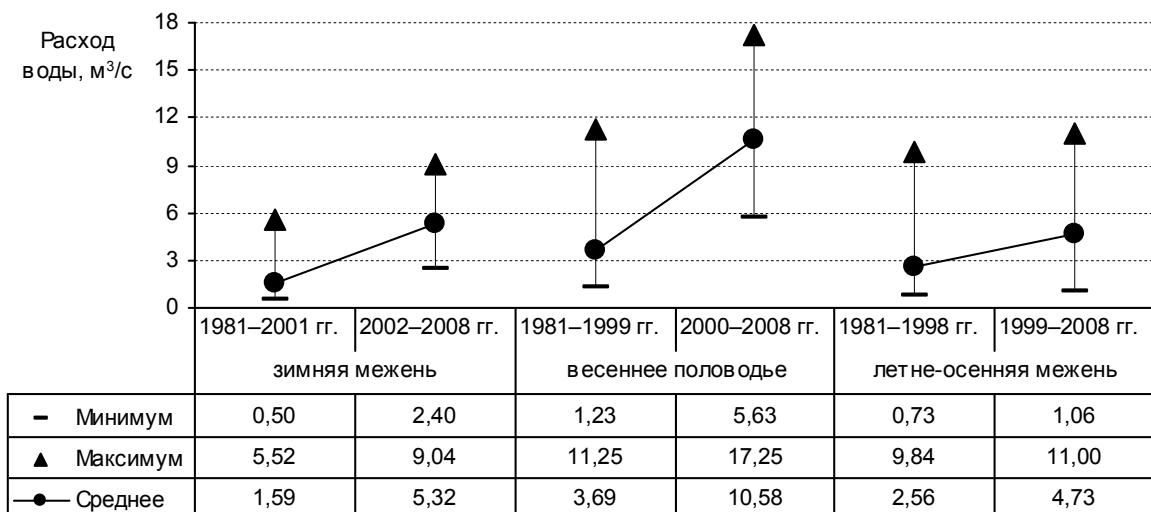
В результате анализа многолетней динамики выноса фосфора фосфатного стало очевидно, что рост данного показателя во многом связан с ростом расходов воды (рис. 4).

Период изменения климата, наступивший на территории Беларусь с 1988 г., существенно отразился на гидрологическом режиме рек. Кроме того, изменение гидрологического режима водотоков во многом обусловлено активной мелиоративной деятельностью в предыдущие десятилетия. Анализ изменения водности рек указывает на увеличение средних годовых расходов воды за 10–15 последних лет для притоков нижнего течения р. Сож, в частности для р. Терюха [3].

Увеличение водности особенно характерно для зимнего периода, что связано с появлением частых оттепелей, с изменением условий увлажненности территории, формированием запасов воды в снеге к началу весеннего половодья [3]. Как видно из рис. 5, минимальные и средние расходы воды зимней межени в техногенный период преобладали над соответствующими величинами расходов летне-осенней межени. Следовательно, рост выноса фосфора фосфатного зимой по сравнению с летне-осенним периодом мог быть связан не столько с антропогенным загрязнением, сколько с увеличением водности реки.



**Рис. 4. Динамика среднегодовых расходов воды и выноса фосфора фосфатного р. Терюха за период 1984–2008 гг.**



**Рис. 5. Динамика расходов воды р. Терюха в различные фазы гидрологического режима за период 1981–2008 гг.**

Величина вклада отдельных фаз водного режима в суммарный вынос фосфатов также претерпела некоторые изменения в техногенный период. Если при максимальном стоке в период весеннего половодья вынос фосфатов условно-фонового периода составлял в среднем 69,3 % от годового выноса, то в техногенный период он снизился до 53,6 % (табл. 3). Для зимней межени

наблюдалась противоположная тенденция: средняя доля выноса фосфатов в 2000–2008 гг. возросла до 24,6 %, что выше условно-фонового значения на 13,1 %. Наиболее стабильным оказался период летне-осенней межени: вынос фосфора фосфатного практически не изменился и в среднем составлял 1/5 годового выноса (19,2–21,8 %).

**Таблица 3. Доля выноса фосфора фосфатного р. Терюха в различные фазы гидрологического режима в период 1984–2008 гг.**

Фаза водного режима	Выделенный период	Доля от годового выноса, %
Зимняя межень	<u>1984–1999 гг.</u>	<u>11,5</u>
	2000–2008 гг.	24,6
Весеннее половодье	<u>1984–2003 гг.</u>	<u>69,3</u>
	2004–2008 гг.	53,6
Летне-осенняя межень	<u>1981–1998 гг.</u>	<u>19,2</u>
	1999–2008 гг.	21,8

\* Подчеркнуты условно-фоновые периоды и доли выноса фосфора фосфатного в условно-фоновые периоды.

Таким образом, можно констатировать, что в техногенный период перепады в выносе фосфора фосфатного в различные фазы водного режима стали менее выраженными, наблюдается тенденция к сокращению доли весеннего и увеличению доли меженного выноса вещества.

Расчет антропогенной составляющей выноса биогенных веществ осуществляется с использованием метода «реперов», согласно которому в качестве так называемого «репера» выбирается кремний. Содержание кремния в речных водах не зависит от колебаний водности, а его режим до некоторой степени сходен с режимом соединений фосфора – уменьшение концентрации в вегетационный период и возрастание в осенний и зимний периоды [10].

Таким образом, величина антропогенной составляющей выноса фосфатов может быть рассчитана как разница между суммарным выносом вещества и его условно-фоновой составляющей по формуле (4) [7]:

$$A = B - Si / K, \quad (4)$$

где  $A$  – антропогенная составляющая выноса биогенного вещества, т/мес.(год);  $B$  – суммарный вынос биогенного вещества, т/мес.(год);

$K$  – условно-фоновый коэффициент биогенного вещества (коэффициент, в качестве которого используются стабильное в незагрязненном речном стоке в условно-фоновый период соотношение концентраций биогенных элементов:  $K = Si / PO_4^{3-}$ );  $Si$  – вынос минерального растворенного кремния за расчетный период, т/мес. (год).

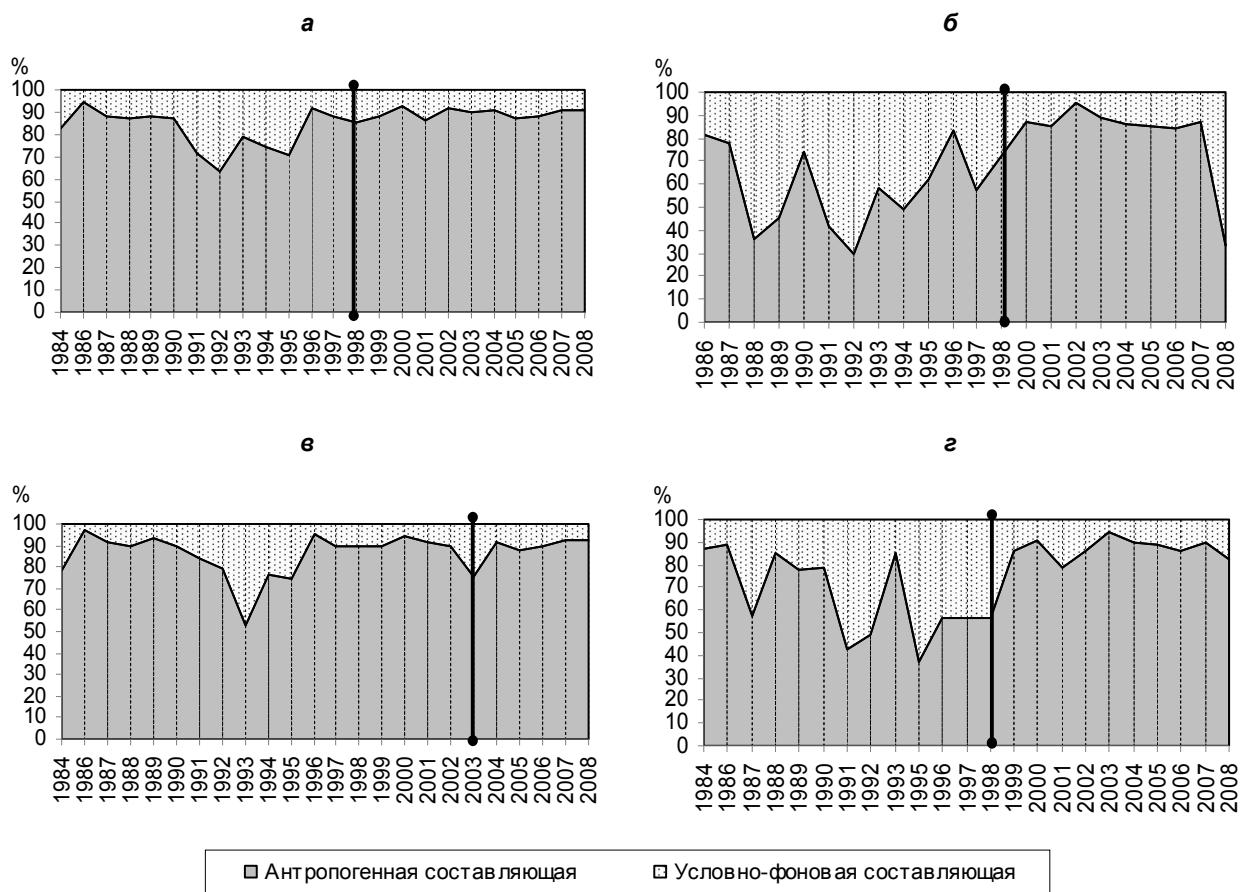
Наиболее значимые изменения в динамике выноса антропогенного фосфора фосфатного произошли в период зимней межени 2000–2008 гг.: среднее за период значение выноса в 12,9 раза превышало аналогичную величину условно-фонового периода и в 2,4 раза – среднюю величину за период исследования. Однако количественно максимальный вынос антропогенного фосфора фиксировался в фазу весеннего половодья как в условно-фоновый, так и в техногенный период (табл. 4).

Наиболее устойчивое соотношение антропогенной и условно-фоновой составляющих в многолетнем выносе фосфора фосфатного отмечено в период весеннего половодья и в годовой период в целом. В меженные фазы условно-фонового периода отмечаются существенные колебания антропогенного вклада, который становится однозначно преобладающим только в техногенный период (рис. 6).

**Таблица 4. Антропогенная составляющая выноса фосфора фосфатного р. Териюха в различные фазы гидрологического режима в период 1984–2008 гг.**

Фаза водного режима	Выделенный период	Величина антропогенной составляющей выноса фосфора фосфатного, т/мес.		
		Минимум	Максимум	Среднее
Год в целом	<u>1984–1998 гг.*</u>	<u>0,000</u>	<u>2,192</u>	<u>0,210</u>
	1999–2008 гг.	0,000	6,275	0,935
	Среднее за период исследования		0,500	
Зимняя межень	<u>1986–1999 гг.</u>	<u>0,007</u>	<u>0,353</u>	<u>0,056</u>
	2000–2008 гг.	0,030	4,886	0,722
	Среднее за период исследования		0,297	
Весеннее половодье	<u>1984–2003 гг.</u>	<u>0,000</u>	<u>2,192</u>	<u>0,476</u>
	2004–2008 гг.	0,236	6,275	1,603
	Среднее за период исследования		0,719	
Летне-осенняя межень	<u>1984–1998 гг.</u>	<u>0,000</u>	<u>1,027</u>	<u>0,110</u>
	1999–2008 гг.	0,000	2,119	0,641
	Среднее за период исследования		0,348	

\* Подчеркнуты условно-фоновые периоды и величины антропогенной составляющей выноса фосфора фосфатного в условно-фоновые периоды.



**Рис. 6. Динамика вклада условно-фоновой и антропогенной составляющих в суммарный вынос фосфора фосфатного р. Териюха в период 1984–2008 гг.: а – годовой период; б – зимняя межень; в – весеннее половодье; г – летне-осенняя межень**

Минимальный вклад антропогенной составляющей в суммарный вынос фосфора фосфатного выявлен в **зимнюю межень** условно-фонового периода – 24,1–82,2 %. В техногенный период

зимней фазы вклад антропогенной составляющей достигал – 83,3–94,7 % (только в 2008 г. снизился до 27,9 % наряду с резким снижением расходов воды и выноса вещества) (табл. 5).

**Таблица 5. Вклад антропогенной составляющей в суммарный вынос фосфора фосфатного р. Терюха в различные фазы гидрологического режима в период 1984–2008 гг.**

Фаза водного режима	Выделенный период	Вклад антропогенной составляющей в суммарный вынос фосфора фосфатного, %		
		Минимум	Максимум	Среднее
Год в целом	<u>1984–1998 гг.*</u>	<u>61,0</u>	<u>94,5</u>	<u>80,9</u>
	1999–2008 гг.	85,6	92,3	88,8
Зимняя межень	<u>1986–1999 гг.</u>	<u>24,1</u>	<u>82,2</u>	<u>56,1</u>
	2000–2008 гг.	27,9	94,7	80,0
Весеннее половодье	<u>1984–2003 гг.</u>	<u>49,0</u>	<u>97,1</u>	<u>84,3</u>
	2004–2008 гг.	86,7	92,1	89,9
Летне-осенняя межень	<u>1984–1998 гг.</u>	<u>33,8</u>	<u>88,5</u>	<u>63,9</u>
	1999–2008 гг.	77,0	93,8	86,0

\* Подчеркнуты условно-фоновые периоды и вклад антропогенной составляющей в суммарный вынос фосфора фосфатного в условно-фоновые периоды.

Сходная ситуация наблюдалась в **летне-осеннюю** межень: условно-фоновый период характеризовался существенной изменчивостью вклада антропогенной составляющей – от 33,8 до 88,5 %, в техногенный период отмечен узкий диапазон вариаций показателя – 77,0–93,8 %.

В фазу **весеннего половодья** на протяжении всего исследуемого периода антропогенная составляющая выноса фосфора фосфатного сохранялась стабильно высокой (72,1–97,1 %), исключение составил только 1993 г., когда антропогенная составляющая выноса снизилась до 49,0 %.

Подводя итог всему вышеизложенному, сделаем **основные выводы**.

В многолетней динамике концентраций фосфора фосфатного выявлено два последовательных периода, характеризующихся статистически значимым различием в содержании ингредиента – условно-фоновый и техногенный. Начало техногенного периода для фазы зимней межени, летне-осенней межени и года в целом отмечено в 1999–2000 гг., для фазы весеннего половодья – в 2004 г. Условно-фоновые концентрации фосфора фосфатного составили: для годового периода в целом – 0,034 мгР/дм<sup>3</sup>, для зимней межени – 0,024, для весеннего половодья – 0,041, для летне-осенней межени – 0,029 мгР/дм<sup>3</sup>. Условно-фоновые концентрации, рассчитанные для годового периода в целом и

фазы весеннего половодья, превышают рекомендуемую экологическую норму с точки зрения защиты водных объектов от эвтрофирования (0,030 мгР/дм<sup>3</sup>) [14].

Наиболее ощутимые изменения в многолетней динамике фосфора фосфатного произошли в фазу зимней межени. Рост водности реки в зимний период последних десятилетий, связанный с изменением климата, привел к существенному увеличению выноса вещества зимой. Вместе с тем изменился вклад отдельных фаз водного режима в годовой вынос фосфора фосфатного. Если в условно-фоновый период средний вынос вещества убывал в последовательности весеннее половодье – летне-осенняя межень – зимняя межень, то в техногенный период зимний вынос стал превалировать над летне-осениным.

В техногенный период перепады в выносе фосфора фосфатного в различные фазы водного режима стали менее выраженными, наблюдается тенденция к сокращению доли весеннего и увеличению доли меженного выноса вещества.

Для всех фаз гидрологического режима техногенного периода отмечен рост вклада антропогенной составляющей в суммарный вынос вещества, при этом наиболее существенный рост антропогенного вклада приходится на меженные фазы.

## Литература

1. **Блакітная** кніга Беларусі. Мінск, 1994.
2. **Водные объекты Республики Беларусь : справочник [электронный ресурс].** Раздел 1: Реки. Электронные данные (98,6 Мб) / ЦНИИКИВР. Минск, 2010. (CD-ROM).
3. **Гидрологический мониторинг Республики Беларусь / под общ. ред. А. И. Полищук, Г. С. Чекана.** Минск, 2009. С. 94.
4. **Жуховицкая, А. Л.** Об изменении химического стока рек бассейна р. Припяти / А. Л. Жуховицкая, О. В. Кадацкая // Докл. АН БССР. 1980. Т. 24, № 4. С. 357–360.
5. **Кольмакова, Е. Г.** Методика оценки антропогенных изменений стока растворенных веществ рек / Е. Г. Кольмакова // Вестник БГУ. Сер. 2. 2004. № 3. С. 57–63.
6. **Коплан-Дикс, И. С.** Роль минеральных удобрений в эвтрофировании вод суши / И. С. Коплан-Дикс, Г. В. Назаров, В. К. Кузнецов. Л., 1985. С. 6–19.
7. **Максимова, М. П.** Критерии антропогенного эвтрофирования речного стока и расчет антропогенной составляющей биогенного стока рек / М. П. Максимова // Водные ресурсы. 1979. № 1. С. 35–40.
8. **Мастик, А. А.** Животноводческие фермы как источники загрязнения и эвтрофирования водоемов и водотоков / А. А. Мастик // Антропогенное эвтрофирование природных вод : тез. докл. на Третьем Все-союз. симпозиуме, Москва, сент. 1983 г. Черноголовка, 1983. С. 128–130.
9. **Никаноров, А. М.** Гидрохимия / А. М. Никаноров. Л., 1989.
10. **Овчинникова, С. И.** Основные тенденции изменения гидрохимических показателей водной экосистемы Кольского залива (2000–2011 годы) / С. И. Овчинникова, Т. А. Широкая, О. И. Пашкина // Вестник МГТУ. Том 15. № 3. Естественно-технические и философские науки. 2012. С. 544–550.
11. **Основные гидрографические характеристики малых водотоков и их водосборов.** Белоруссия и Верхнее Поднепровье. Минск, 1975.
12. **Плужников, В. Н.** Оценка состояния использования вод малых рек БССР / В. Н. Плужников, И. И. Марецкий // Малые реки Белорусской ССР, их использование и охрана : тезисы докл. респ. науч.-техн. конференции, Гомель, 16–17 октября 1984 г. Минск, 1984. С. 80.
13. **Санец, Е. В.** Антропогенная составляющая выноса сульфатов рекой Березина / Е. В. Санец, О. В. Кадацкая, В. С. Хомич // Эколого-экономические проблемы развития региона Белорусского Полесья : материалы Междунар. науч.-практ. конф., Пинск, 13–15 мая 2003 г. Минск, 2004. С. 284–286.
14. **Состояние** природной среды Беларуси : Экол. бюл. 2007 г. / под ред. В. Ф. Логинова. Минск, 2008. С. 129.
15. **Торопова, Н. М.** Комплексная оценка загрязнения стока реки Невы и ее притоков биогенными веществами : автореф. дис. ... канд. геогр. наук : 25.00.36 / Н. М. Торопова. СПб., 2006.
16. **Фрумин, Г. Т.** Природная и антропогенная составляющие биогенного стока р. Невы в Невскую губу / Г. Т. Фрумин, Е. В. Степанова // Геология, геэкология, эволюционная география / под ред. Е. М. Нестерова. СПб., 2008. С. 142–145.
17. **Хомич, А. А.** Изменение гидрохимии местного стока в условиях антропогенного воздействия / А. А. Хомич, О. В. Кадацкая // Докл. АН БССР. 1983. Т. 27, № 8. С. 743–745.
18. **Шелутко, В. А.** Анализ погрешностей расчета средних годовых концентраций загрязняющих веществ в реках за счет неучета водности / В. А. Шелутко, Е. В. Колесникова // Вестник СПбГУ. Геология, География. Сер. 7. Вып. 3. 2008. С. 75–78.
19. **Шелутко, В. А.** Оценка экологического состояния р. Охта на основе комплексных исследований / В. А. Шелутко [и др.] // Тр. 6 гидрологического съезда, секция 4, часть 2. М., 2006. С. 167–174.

**Республиканский центр радиационного контроля  
и мониторинга окружающей среды**

Поступила в редакцию 11.09.2013 г.

**B. В. Селицкая**

### **ТРАНСФОРМАЦИЯ РЕЖИМА МИНЕРАЛЬНОГО ФОСФОРА В ВОДЕ МАЛОЙ РЕКИ (НА ПРИМЕРЕ Р. ТЕРЮХА БАССЕЙНА ДНЕПРА)**

*В статье приводятся результаты анализа многолетней динамики средних концентраций фосфора фосфатного в воде р. Терюха в период 1981–2011 гг. На основании выполненного анализа выделены условно-фоновые и техногенные периоды в динамике содержания фосфора фосфатного, выявлены условно-фоновые концентрации вещества, отмечен существенный рост содержания ингредиента в последние десятилетия. На основании рассчитанных значений суммарного выноса фосфора фосфатного, выноса кремния и условно-фонового коэффициента биогенного вещества количественно определен вклад антропогенной составляющей в суммарный вынос вещества для различных фаз водного режима. Во все фазы водного режима отмечен рост выноса*

вещества (в том числе, его антропогенной составляющей) в техногенный период по сравнению с условно-фоновым. Отмечено, что в техногенный период перепады в выносе фосфора фосфатного в различные фазы водного режима стали менее выраженными, наблюдается тенденция к сокращению доли весеннего и увеличению доли меженного выноса вещества, зимний вынос стал превалировать над летне-осенним.

V. V. Selitskaya

**THE MODE OF MINERAL PHOSPHORUS TRANSFORMATION IN THE WATER  
OF SMALL RIVER (ON THE EXAMPLE OF THE RIVER TERYUKHA OF THE DNIEPER BASIN)**

---

*The analysis results of the dynamics of long-term average concentrations of phosphorus phosphate in the water of Teryukha river for the period of 1981–2011 are presented in the article. On the basis of this analysis conditional-background and technogenic periods in long-term dynamics of concentrations of phosphorus phosphate are determined, conditional background concentrations of the substance is identified, and a significant increase of content of the ingredient in the last decades is registered. Based on the calculated values of the total removal of phosphate, removal of silicon and semi-background ratio of nutrients an anthropogenic contribution to the total removal of phosphate for various phases of hydrological mode has been determined. For all phases of hydrological mode an increase of substance removal has been registered (including its anthropogenous component) during the technogenic period in comparison with conditional-background one, differences in the removal of phosphorus phosphate in various phases of water mode became less expressed, the tendency to the reduction of the share of spring and an increase of the share of low-flow substance removal is observed, a winter removal began to prevail over the summer-autumn.*

**Д. Ю. Городецкий****ЛАНДШАФТНАЯ ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ НАКОПЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ НА ТЕРРИТОРИИ МАШИНОСТРОИТЕЛЬНОГО ПРЕДПРИЯТИЯ**

*Приведены результаты исследования пространственного распределения тяжелых металлов в почвах элементарных геохимических ландшафтов на территории крупного промышленного предприятия. Проанализированы факторы латеральной дифференциации содержания тяжелых металлов, выявлено преобладание антропогенной составляющей над природной в формировании геохимических аномалий.*

Практически любая хозяйственная деятельность человека сопровождается поступлением загрязняющих веществ в почву. Наибольшие по интенсивности и составу загрязняющих веществ техногенные потоки характерны для промышленных предприятий, на территории которых способны формироваться педогеохимические аномалии.

Привнос загрязняющих веществ в почвы урбанизированных территорий значительно превышает их вынос с поверхностным стоком или другими потоками [4–6], а почва, являясь депонирующей средой, способна сохранять опасные химические вещества (тяжелые металлы, СОЗ и др.) в течение десятков и сотен лет.

В последнее время проблеме загрязнения почв в городах посвящено большое количество научных работ [1, 7, 14, 20, 21]. В Беларуси к настоящему времени оценено содержание тяжелых металлов в почвах 40 городов [2], для отдельных городов выполнена детальная почвенно-геохимическая съемка.

Исследования, проведенные в 2006–2007 гг. на территории г. Минска, показали, что прослеживается достаточно четкая зависимость накопления тяжелых металлов в городских почвах от функционального назначения территории. Наиболее высокие уровни содержания поллютантов отмечаются в почвах производственной зоны – в 1,5–2,8 раза выше, чем в ландшафтно-рекреационной и жилой зонах.

С 2007 г. в республике в рамках НСМОС проводится локальный мониторинг земель на территории ряда промышленных предприятий, что позволило получить ценные научные данные о состоянии почвенного покрова в непосредственной близости от источника вредного воздействия и существенно расширить знания об уровнях и масштабах загрязнения почв на этих территориях [8].

**Цель исследования.** Целью исследования являлось выявление особенностей распределения тяжелых металлов в почвах различных элементарных геохимических ландшафтов на территории промышленного предприятия.

**Методика и объект исследования.** В качестве объекта исследования выбрано предприятие по производству карьерной техники в г. Жодино, как одно из крупнейших в Беларуси по

объемам выпускаемой продукции и занимаемой площади (120 га). На территории данного предприятия представлены основные элементарные геохимические ландшафты, а также имеется широкий спектр производственных процессов с различным уровнем техногенной нагрузки.

Исследования проводились в период с 2008 по 2012 г. При выполнении исследований учитывались: ландшафтная структура территории; функциональное использование отдельных участков; местоположение производственных корпусов, котельных, складов и других источников загрязнения; возможные аэральные и водно-потоковые пути миграции загрязняющих веществ; предполагаемые участки аккумуляции загрязнителей.

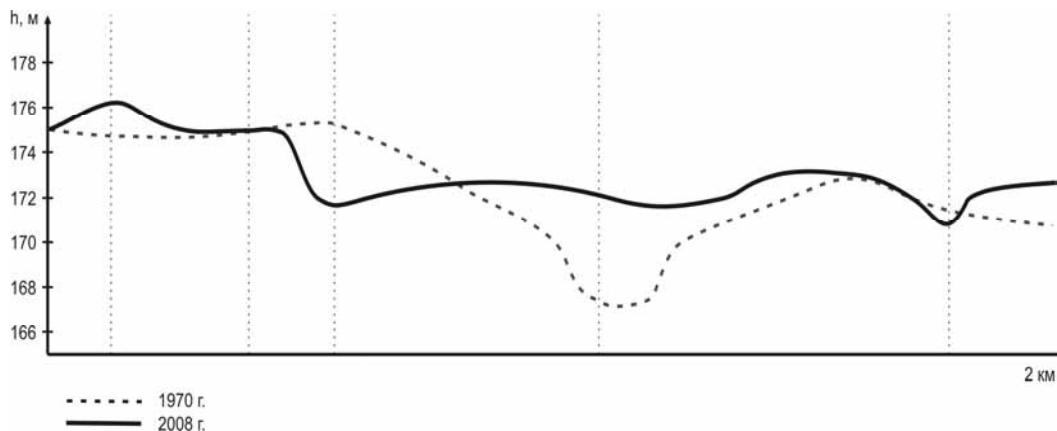
Отбор проб почв производился на участках размером не менее 5x5 м. Глубина опробования составляла 0–10 см. Для каждого участка формировалась смешанная почвенная пробы (из 5–7 точечных уколов).

Химико-аналитические испытания проб почв на содержание валовых форм тяжелых металлов проводились методом атомно-абсорбционной спектроскопии по стандартным методикам [13], определение показателя pH выполнялось согласно [3].

Для эколого-геохимической оценки уровня загрязнения почв применялись фактические данные, коэффициент концентрации  $K_c$  [21], а также рассчитывался суммарный показатель загрязнения  $Z_c$  [1].

При построении гипсометрического профиля использовались топографические основы масштабов 1:25 000 и 1:2 000.

**Обсуждение результатов исследований.** Предприятие по выпуску карьерной техники в г. Жодино функционирует с 1948 г. За это время природный рельеф территории значительно трансформирован. В течение последних 40 лет в результате антропогенного вмешательства (строительство и реконструкция производственных корпусов, прокладка коммуникаций, организация очистных сооружений и подземных хранилищ) произошло постепенное сглаживание поверхности. Перепад относительных высот в настоящее время не превышает 4–5 м, в то время как ранее составлял 7 м и более (рис. 1).



**Рис. 1. Гипсометрический профиль на территории предприятия по данным топографических съемок 1970 и 2008 гг.**

Гипсометрический профиль проложен по территории предприятия в субширотном направлении и пересекает основные характерные для территории промышленного объекта формы рельефа. Наибольшие высоты приурочены к западным и юго-западным частям промплощадки (176–179 м), а также к отдельному холмистому возвышению в ее восточной части (177 м). Рельеф указанных территорий с течением времени изменился незначительно. Наибольшей трансформации подверглась центральная часть промплощадки, где ранее располагалась узкая ложбина стока в сторону р. Плиса. Наименьшие отметки высот в ее пределах (по данным топографической съемки 1970 г.) составляли 167 м. При расширении предприятия и строительстве блока производственных цехов произведена подсыпка территории, уровень поверхности поднялся на 3–4 м и составил 172 м.

Наиболее низкие отметки поверхности характерны в настоящее время для юго-восточной части промплощадки, где расположены очистные сооружения (169–170 м). В целом за период функционирования предприятия произошло общее выравнивание территории, в то же время в результате техногенного вмешательства были созданы небольшие локальные понижения (площадка для обкатки автомобилей, отдельные транспортные подъезды, просадки земель над коммуникациями и др.), которые встречаются фрагментарно в различных частях промплощадки.

Большая часть территории предприятия «запечатана» (находится под зданиями и сооружениями, заасфальтирована либо забетонирована). Незапечатанные участки представлены открытыми площадками складирования и озелененными территориями (часто с газонами, иногда с цветниками). На долю последних приходится около 30 % площади предприятия.

Почвы промплощадки в большинстве случаев представлены насыпными и перемешанными почвогрунтами с большим количеством техно-

генных включений (обломки кирпича, асфальта, щебень, битум, стекло, арматура, строительный мусор и др.). Практически на всех газонах и цветниках поверхностный горизонт сформирован насыпным гумусированным или оторфованным горизонтом мощностью до 10–20 см. Естественных природных почв на территории предприятия не сохранилось, а высокая степень перемешанности грунтов и обилие техногенных включений приводят к неоднородности почвенного профиля даже на территории отдельно взятого озелененного участка.

По результатам исследований, для территории предприятия составлена картосхема элементарных геохимических ландшафтов (рис. 2). В связи с низкой интенсивностью природных почвообразовательных процессов и незначительным разнообразием напочвенного растительного покрова (преимущественно осоково-злаковое разнотравье), основным идентификационным признаком для выделения элементарных ландшафтов явился гипсометрический – положение в рельефе по отношению к прилегающим территориям.

В качестве основных типов элементарных ландшафтов использована классификация Б. Б. Попынова с дополнениями М. А. Глазовской [9]. Согласно данной классификации, на территории предприятия можно выделить элювиальные, трансэлювиальные и элювиально-аккумулятивные элементарные ландшафты. Природные предпосылки накопления загрязняющих веществ на промплощадке характерны для элювиально-аккумулятивных элементарных ландшафтов (15 % площади предприятия), представляющих собой небольшие замкнутые понижения, часто техногенного происхождения. Четверть территории предприятия приходится на элювиальные элементарные ландшафты, приуроченные к плоским местным водоразделам и верхушкам холмов. Около 60 % территории занимают склоновые трансэлювиальные элементарные ландшафты. Как видно из рис. 2, основные производ-

ственные здания и цеха располагаются в пределах элювиального и трансэлювиального элементарных ландшафтов и, следовательно, оказывают на почвенный покров данных территорий наибольшее влияние.

На территории предприятия в различных элементарных ландшафтах отобрано и проанализировано на содержание тяжелых металлов 23 почвенных образца (табл. 1).

Содержание тяжелых металлов в почвах

предприятия отличается большой неоднородностью. Максимальные значения в десятки и сотни раз превышают минимальные (кроме кадмия).

Среднее содержание цинка в верхнем 10-санитметровом слое почв составило 83,5 мг/кг, изменяясь от 20 до 226 мг/кг. Наибольшее среднее содержание металла характерно для почв элювиальных элементарных ландшафтов (99,1 мг/кг), наименьшее – для трансэлювиальных (74,0 мг/кг).



Рис. 2. Картосхема элементарных геохимических ландшафтов на территории предприятия

Таблица 1. Содержание валовых форм тяжелых металлов в различных типах элементарных геохимических ландшафтов на территории предприятия, мг/кг

Элементарный геохимический ландшафт	Количество проб	Zn	Pb	Cu	Cd	Ni	Cr
Элювиальный	6	<u>37–214*</u> 99,1	<u>18–459</u> 165,2	<u>5–2190</u> 159,1**	<u>0,3–0,7</u> 0,45	<u>7–28</u> 18,4	<u>60–115</u> 73,5
Трансэлювиальный	11	<u>20–149</u> 74,0	<u>18–126</u> 40,6	<u>1–209</u> 39,6	<u>0,3–0,8</u> 0,48	<u>4–191</u> 41,2	<u>6–135</u> 70,3
Элювиально-аккумулятивный	6	<u>27–226</u> 85,2	<u>15–85</u> 47,3	<u>7–88</u> 33,5	<u>0,3–1,6</u> 0,75	<u>10–27</u> 21,4	<u>62–622</u> 76,4**
Среднее для предприятия	23	83,5	74,8	77,9	0,54	30,1	72,6
Фоновые значения для г. Жодино [15–17]		20,1	7,7	9,8	0,45	6,2	30,0***

\* В числителе – пределы колебаний; в знаменателе – среднее значение.

\*\* Без учета экстремальных значений.

\*\*\* По данным [10].

Концентрация свинца в почве варьировала от 15 до 459 мг/кг, при среднем значении 74,8 мг/кг. Содержание данного элемента в пределах элювиальных ландшафтов (165,2 мг/кг) оказалось практически в 4 раза выше, чем на территории трансэлювиальных и элювиально-аккумулятивных.

Содержание меди в почвах озелененных территорий изменялось в крайне широких пределах: от 1 до 2190 мг/кг. Максимальное значение металла зафиксировано в почве участка близ термо-гальванического производства. Среднее содержание элемента на промплощадке (без учета экстремального значения) составило 77,9 мг/кг. Наибольшим накоплением меди отличались почвы элювиальных ландшафтов (159,1 мг/кг), наименьшим – элювиально-аккумулятивных (33,5 мг/кг).

Концентрация кадмия изменилась от 0,3 до 1,6 мг/кг при среднем значении 0,54 мг/кг. В распределении кадмия отмечена тенденция к увеличению содержания металла от элювиальных к элювиально-аккумулятивным элементарным геохимическим ландшафтам с 0,45 до 0,75 мг/кг.

Среднее содержание никеля в почвах предприятия составило 30,1 мг/кг. Фиксировались значения элемента от 4 до 191 мг/кг. Наибольшая средняя концентрация поллютанта зафиксирована в пределах трансэлювиальных элементарных ландшафтов (41,2 мг/кг), наименьшая – в элювиальных (18,4 мг/кг).

Содержание хрома в почвах варьировало от 6 до 622 мг/кг, средняя концентрация (без экстремального значения) составила 72,6 мг/кг. Максимальным содержанием металла характеризовались почвы на территории заводских очистных сооружений. Различия средних концентраций в почвах элементарных геохимических ландшафтов незначительны; наибольшее среднее накопление хрома – в элювиально-аккумулятивных ландшафтах (76,4 мг/кг).

Для эколого-геохимической оценки состояния и уровня загрязнения почв незапечатанных участков предприятия, помимо фактических значений содержаний химических элементов (миллиграмм на килограмм), применялся коэф-

фициент концентрации  $K_c$  (отношение содержания загрязняющего вещества в исследуемом объекте к местному геохимическому фону). В качестве местного геохимического фона использовались данные о среднем содержании элементов в почвах города [15–17], полученные Республиканским центром радиационного контроля и мониторинга окружающей среды в период с 2002 по 2010 г. в рамках наблюдений за химическим загрязнением земель. Почва считается загрязненной, если  $K_c \geq 1,5$  [1, 19].

На территории предприятия по выпуску карьерной техники в г. Жодино среднее содержание всех исследованных тяжелых металлов (без экстремальных значений) превысило местный геохимический фон: по свинцу – в 9,7 раза, меди – 7,9, никелю – 4,9, цинку – 4,2, хрому – 2,4, кадмию – 1,2 раза.

Коэффициенты концентрации содержания тяжелых металлов в почвах различных типов элементарных геохимических ландшафтов на территории предприятия представлены в табл. 2. Полученные данные свидетельствуют о наибольшем накоплении цинка, свинца и меди – в элювиальном ландшафте, никеля – в трансэлювиальном, кадмия и хрома – в элювиально-аккумулятивном. Причем свинца и меди в элювиальном ландшафте накапливается в 3–5 раз больше, чем в элювиально-аккумулятивном и трансэлювиальном, цинка – в 1,2 раза. По сравнению с другими типами элементарных геохимических ландшафтов, в трансэлювиальном ландшафте почвы содержат в 2 раза больше никеля, а в элювиально-аккумулятивном – в 1,7 раза больше кадмия. Четких тенденций в накоплении хрома не выявлено.

Анализ данных содержания химических элементов в различных типах элементарных ландшафтов и размещения основных источников загрязнения показал, что на накопление тяжелых металлов в поверхностном слое почв на территории предприятия определяющее влияние оказывает местоположение источника загрязнения, в то время как положение в ландшафте играет второстепенную роль (рис. 3).

**Таблица 2. Коэффициенты концентрации тяжелых металлов в почвах различных типов элементарных геохимических ландшафтов на территории промплощадки предприятия**

Элементарный геохимический ландшафт	Zn	Pb	Cu	Cd	Ni	Cr
Элювиальный	4,9	21,4	16,2	1,0	3,0	2,4
Трансэлювиальный	3,7	5,3	6,7	1,1	6,6	2,3
Элювиально-аккумулятивный	4,2	6,1	3,4	1,7	3,4	2,5

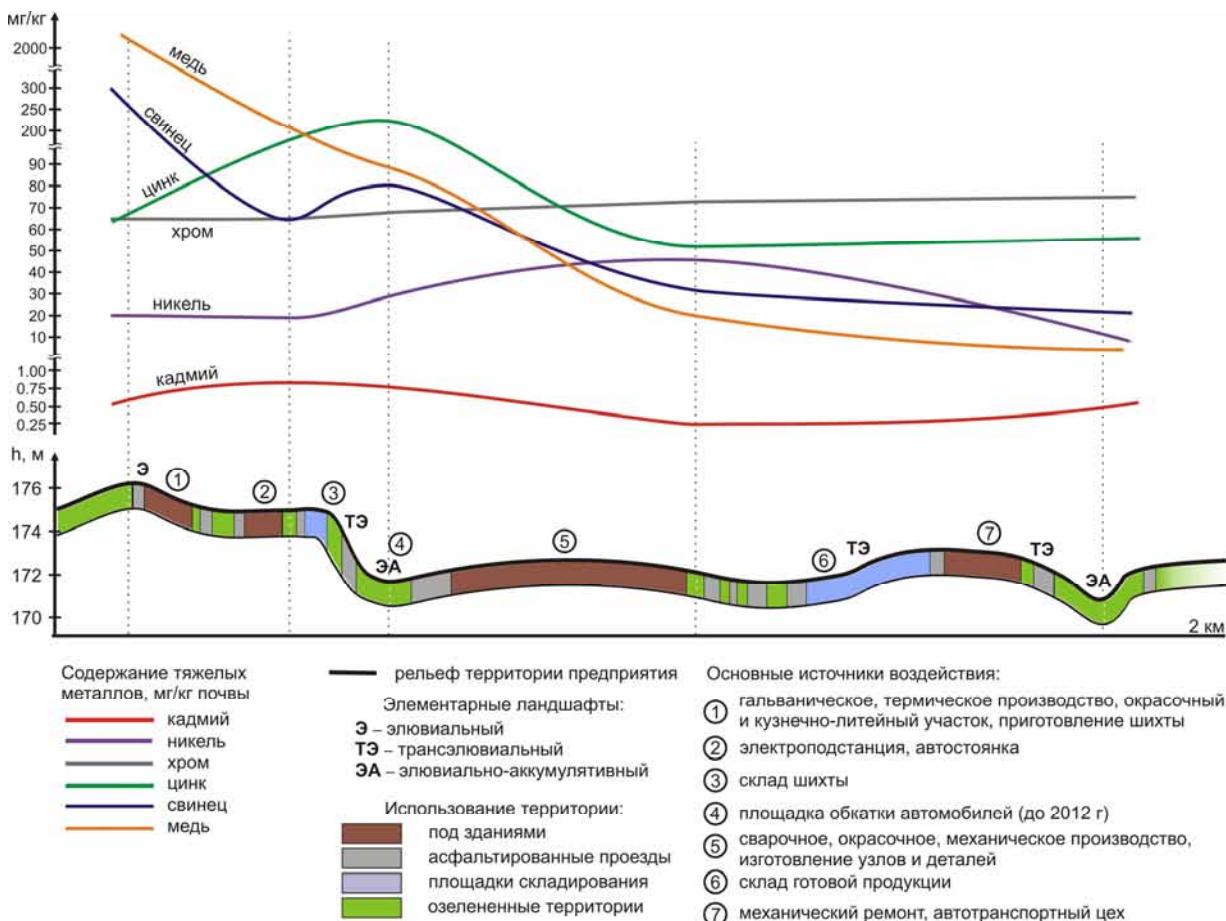


Рис. 3. Изменение содержания тяжелых металлов в почве предприятия по выпуску карьерной техники в г. Жодино (по линии гипсометрического профиля)

Как видно из рис. 3, почвы территорий, расположенных в непосредственной близости от крупных источников воздействия (открытые площадки складирования, литейные, гальванические и другие производства, очистные сооружения, склады ГСМ) испытывают наибольшую техногенную нагрузку в результате интенсивного привноса тяжелых металлов и других загрязняющих веществ с промышленными отходами, аварийными разливами и утечками, осаждением твердых частиц и пыли. «Раздробленность» незапечатанных территорий зданиями, асфальтированными проездами и тротуарами (часто оконтуренными бордюрами) и фрагментарность почвенного покрова в пространстве значительно затрудняют латеральные процессы миграции химических веществ. В результате местоположение в нижней части склона не всегда означает зависимость от вышележащих участков в отношении сноса/смыва материала.

Для территории предприятия рассчитан суммарный показатель загрязнения ( $Z_c$ ), представляющий собой аддитивную сумму превышений коэффициентов концентрации над фоновым уровнем [1, 21]. Структура загрязнения почв тяжелыми металлами на территории промплощадки по суммарному показателю загрязнения пред-

ставлена на рис. 4. Для образцов почв, отобранных в пределах элювиальных элементарных geoхимических ландшафтов, суммарный показатель загрязнения в среднем составил 17,7, для трансэлювиальных — 5,3, элювиально-аккумулятивных — 5,6.

Оценка кислотности почв на территории промплощадки изучаемого предприятия показала, что в связи с наличием техногенных отложений и отходов производства почвы имеют тенденцию к подщелачиванию, что согласуется с данными [18, 21]. Средний показатель pH в почвах предприятия по выпуску карьерной техники составил 6,7, что характеризует реакцию почвенного раствора, как нейтральную, в то время как для ненарушенных почв Беларуси характерна преимущественно кислая и слабокислая реакция среды: pH в пределах 4,2–5,8 [11, 12]. Оценка кислотности почв, приуроченных к различным элементарным geoхимическим ландшафтам, показала, что показатель pH увеличивается в направлении от элювиальных (pH = 6,5) к элювиально-аккумулятивным (pH = 7,0) элементарным ландшафтам. Нейтральная и слабощелочная реакция почвенного раствора препятствует переходу тяжелых металлов в подвижную форму, а следовательно, уменьшает их латеральную и радиальную миграцию.

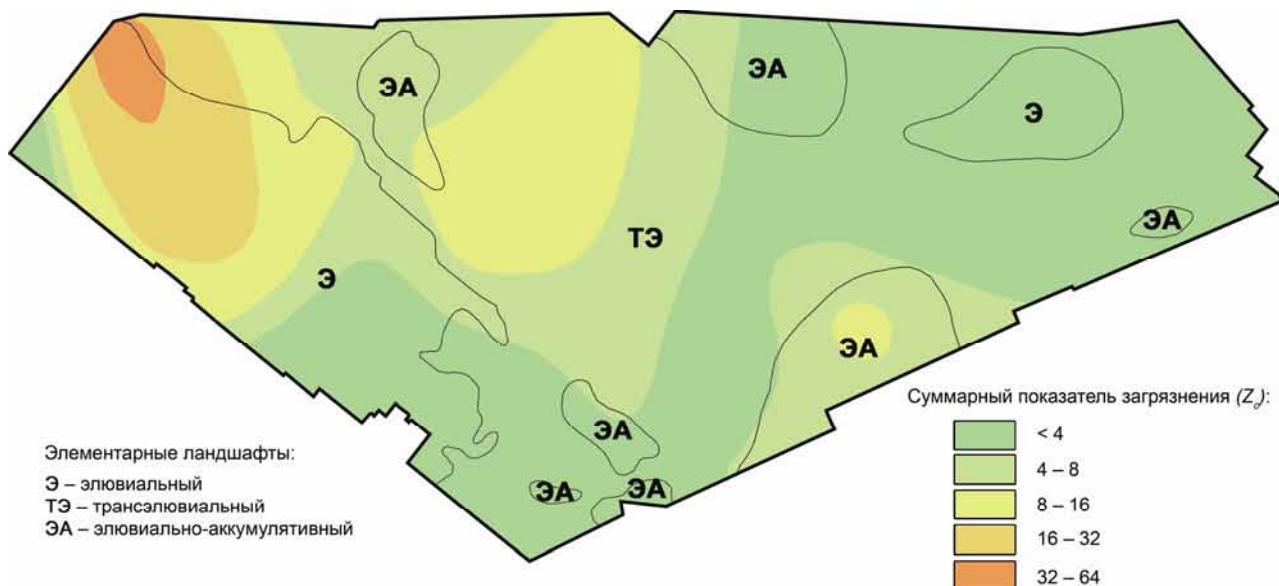


Рис. 4. Суммарный показатель загрязнения почв ( $Z_c$ ) на территории предприятия

**Выводы.** Промышленные площадки предприятий являются территорией аккумуляции загрязняющих веществ (привнос значительно превышает вынос), а почвы промышленных зон – средой накопления и многолетнего депонирования тяжелых металлов и других опасных химических соединений. Концентрация поллютантов в верхнем 10-сантиметровом слое почвы в 2–7 раз выше местного городского фона. Фрагментарность, неоднородность и прерывистость почвенного покрова на

территории промышленного предприятия существенно затрудняют природные пути миграции химических элементов, в связи с чем на накопление тяжелых металлов местоположение вблизи источника загрязнения оказывает большее влияние, нежели ландшафтная принадлежность территории. Тенденция к подщелачиванию почв промышленных предприятий также препятствует переходу тяжелых металлов в подвижную форму и уменьшает их миграционную способность.

## Литература

1. Геохимия окружающей среды / Ю. Е. Саэт [и др.]. М., 1990.
2. Городская среда : геоэкологические аспекты : монография / В. С. Хомич [и др.]. Минск, 2013.
3. ГОСТ 26483-85 Почвы. Приготовление солевой вытяжки и определение ее pH по методу ЦИНАО.
4. Какарека, С. В. Техногенные педогеохимические аномалии свинца на территории г. Гомеля / С. В. Какарека, В. С. Хомич, Т. И. Кухарчик // Весці НАН Беларусі, 1997. № 1. С.119–122.
5. Кухарчик, Т. И. Геоэкологическая оценка и управление техногенными потоками стойких органических загрязнителей на территории Беларуси : автореф. дис. ... д-ра геогр. наук Т. И. Кухарчик. Минск, 2007.
6. Лукашев, В. К. Загрязнение тяжелыми металлами окружающей среды г. Минска / В. К. Лукашев, Л. В. Окунь. Минск, 1996.
7. Лукашев, В. К. Тяжелые металлы в почвах г. Минска / В. К. Лукашев, Л. В. Окунь // Докл. АН БССР. 1990. Т. 34. № 9. С. 838–840.
8. Национальная система мониторинга окружающей среды Республики Беларусь: результаты наблюдений, 2008. Минск, 2009.
9. Перельман, А. И. Геохимия ландшафта : учеб. пособие / А. И. Перельман, Н. С. Касимов. М., 1999.
10. Петухова, Н. Н. Геохимическое состояние почвенного покрова Беларуси / Н. Н. Петухова, В. А. Кузнецов // Природные ресурсы. 1999. № 4. С.40–49.
11. Петухова, Н. Н. Геохимия почв Белорусской ССР / Н. Н. Петухова. Минск, 1987.
12. Почвы Белорусской ССР / Под ред. Т. Н. Кулаковской, П. П. Рогового, Н. И. Смеяна. Минск, 1974.
13. Реестр методик выполнения измерений в области экологического контроля : в 3 ч. Минск, 2009.
14. Светлогорск: экологический анализ города / В. С. Хомич [и др.]. Минск, 2002.
15. Состояние природной среды Беларусь : Экологический бюллетень 2002 г. / Под ред. В. Ф. Логинова. Минск, 2003.

16. Состояние природной среды Беларуси : Экологический бюллетень 2006 г. / Под ред. В. Ф. Логинова. Минск, 2007.
17. Состояние природной среды Беларуси : Экологический бюллетень 2010 г. / Под ред. В. Ф. Логинова. Минск, 2011.
18. Строганова, М. Н. Городские почвы: опыт изучения и систематики (на примере почв юго-западной части г. Москвы) / М. Н. Строганова, М. Г. Агаркова // Почвоведение. 1992. № 7. С. 16–24.
19. Учет и оценка природных ресурсов и экологического состояния территорий различного функционального использования. Методические рекомендации / Сост. : А. А. Головин [и др.]. М., 1996.
20. Хомич, В. С. Цинк в почвах городов Беларуси / В. С. Хомич, Т. И. Кухарчик, С. В. Какарека // Почвоведение. 2004. № 4. С. 430–440.
21. Хомич, В. С. Экогеохимия городских ландшафтов Беларуси / В. С. Хомич, С. В. Какарека, Т. И. Кухарчик. Минск, 2004.

## Институт природопользования НАН Беларуси

Поступила в редакцию 12.08.2013 г.

Д. Ю. Городецкий

### ЛАНДШАФТНАЯ ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ НАКОПЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ НА ТЕРРИТОРИИ МАШИНОСТРОИТЕЛЬНОГО ПРЕДПРИЯТИЯ

В статье представлены результаты исследования почвенного покрова промышленного предприятия на содержание тяжелых металлов в зависимости от положения незапечатанных участков территории в элементарном геохимическом ландшафте.

Показано, что в результате функционирования предприятия природный рельеф территории существенно трансформировался (произошло общее сглаживание рельефа), увеличилась доля застроенных, заасфальтированных и забетонированных участков. Озелененные территории встречаются фрагментарно и занимают около 30 % площади предприятия. Естественных природных почв не сохранилось, в большинстве случаев это насыпные и перемешанные почвогрунты с большим количеством техногенных включений. Газоны и цветники имеют насыпной гумусированный или оторфованный поверхности горизонт.

На территории исследуемого предприятия преобладают трансэлювиальные элементарные геохимические ландшафты (60 % территории). Природные предпосылки накопления загрязняющих веществ имеются на 15 % территории промплощадки, которые относятся к элювиально-аккумулятивным ландшафтам. Четверть территории предприятия занимают наиболее возвышенные элювиальные ландшафты.

Установлено, что содержание тяжелых металлов (цинк, свинец, медь, кадмий, никель, хром) в почвах предприятия отличается большой неоднородностью. Максимальные значения в десятки и сотни раз превышают минимальные (кроме кадмия). Среднее содержание всех исследованных элементов превышает местный геохимический фон в 1,2–9,7 раза.

Наибольшее накопление цинка, свинца и меди отмечается в элювиальном ландшафте, никеля – в трансэлювиальном, кадмия и хрома – в элювиально-аккумулятивном. Причем свинца и меди в элювиальном элементарном ландшафте накапливается в 3–5 раз больше, чем в элювиально-аккумулятивном и трансэлювиальном.

Рассчитанный для территории предприятия суммарный показатель загрязнения ( $Z_c$ ), со-поставленный с картой элементарных ландшафтов позволил выделить ореолы с наибольшим загрязнением почв тяжелыми металлами. Для образцов почв, отобранных в пределах элювиальных элементарных ландшафтов суммарный показатель загрязнения в среднем составил 17,7, для трансэлювиальных – 5,3, элювиально-аккумулятивных – 5,6.

Фрагментарность, неоднородность и прерывистость почвенного покрова в пространстве на территории промышленного предприятия существенно затрудняют природные пути миграции химических элементов, в связи с чем на накопление тяжелых металлов местоположение вблизи источника загрязнения оказывает большее влияние, нежели ландшафтная принадлежность территории. Тенденция к подщелачиванию почв промышленных предприятий также препятствует переходу тяжелых металлов в подвижную форму и уменьшает их миграционную способность.

D. Y. Gorodetsky

## **LANDSCAPE DIFFERENTIATION OF HEAVY METALS IN SOILS ACCUMULATION ON MACHINE BUILDING ENTERPRISE TERRITORY**

*Results of research of a soil cover of industrial enterprise on the content of heavy metals depending on the position of not sealed sites of territory in elementary geochemical landscape are presented in the article.*

*It is shown, that as a result of enterprise functioning a natural relief of the territory was essentially transformed (there was a general relief leveling), the share of built up, asphalted and concreted sites has increased. The planted trees and shrubs territories meet fragmentary and occupy about 30 % of the area of the enterprise. No original natural soils remained, in most cases it is bulk and mixed soil-grounds with a considerable quantity of technogenic inclusions. Lawns and flower beds have a bulky surface horizon with humus and peat.*

*On the territory of the investigated enterprise dominate trans-alluvial elementary geochemical landscapes (60 % of territory). Natural preconditions of the accumulation of polluting substances are available on 15 % of the territory of industrial site which refer to alluvial-accumulative landscapes. A quarter of the territory of the enterprise is occupied with most raised alluvial landscapes.*

*It is found that heavy metals content (zinc, lead, copper, cadmium, nickel, chrome) in enterprise soils differs with great heterogeneity. The maximum values tens and hundreds times exceed minimum (except cadmium). The average content of all investigated elements exceeds a local geochemical background 1,2–9,7 times.*

*The greatest accumulation of zinc, lead and copper is marked in alluvial landscape, nickel – in trans-alluvial, cadmium and chrome – in alluvial-accumulative one. Note that lead and copper in alluvial elementary landscape accumulates 3–5 times more, than in alluvial-accumulative and trans-alluvial.*

*The calculated for enterprise territory a total indicator of pollution ( $Z_c$ ), compared with a card of elementary landscapes has allowed to single out auras with the greatest pollution of soils by heavy metals. For soil samples selected in the limits of alluvial elementary landscapes a total pollution indicator has made 17,7, for trans-alluvial – 5,3, alluvial-accumulative – 5,6 in the average.*

*The fragmentariness, heterogeneity and intermittence of a soil cover in space on the territory of industrial enterprise essentially complicate natural ways of migration of chemical elements, due to this the accumulation of heavy metals the site near to a pollution source is affected a greater influence, rather than a landscape accessory of the territory. The tendency of soils of industrial enterprises to be alkalinized also interferes with transition of heavy metals into mobile form and reduces their migration ability.*

УДК 550.42 (476)

В. Е. Бордон, А. В. Матвеев, Л. А. Нечипоренко

## ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ КАРТИРОВАНИЕ ПОКРОВНЫХ ОТЛОЖЕНИЙ НА ОСНОВЕ ГЕОХИМИЧЕСКИХ КРИТЕРИЕВ (НА ПРИМЕРЕ ОПОРНОГО ПОЛИГОНА «БОБРУЙСК И ОКРЕСТНОСТИ»)

*Проведенные исследования показали, что в районе Бобруйска содержание ряда элементов (Cr, Pb, Zn) приближается, а в единичных случаях и превосходит, значения ПДК, на отдельных участках заметно повышена концентрация тяжелых металлов и некоторых других элементов (Ag, Ba, Zr). На основе комплекса геохимических критериев выполнено зонирование опорного полигона по степени эколого-геохимического риска, свидетельствующее, что основная часть изученной территории характеризуется вполне удовлетворительной геоэкологической обстановкой с невысокой и умеренной, а на небольших площадях средней степенью эколого-геохимического риска.*

Интенсивное развитие промышленных и сельскохозяйственных отраслей народного хозяйства Беларуси обусловливают усиление негативного воздействия на окружающую среду. Причем дестабилизация природных комплексов уже достигла таких масштабов, что в ряде районов вышла за пределы возможностей приспособления геосистем к меняющимся условиям среды обитания человека. Аналогичная ситуация складывается и во многих других регионах мира. Этим объясняется тот факт, что в науках о Земле, особенно геохимического направления, происходит четко выраженная экологизация исследований, которая предполагает разработку системы геохимических показателей (критериев) – аномалий, ассоциаций элементов, уровней их рассеяния и накопления, – позволяющих картографически определять источники (природные и техногенные) загрязнения окружающей среды и степень экологической безопасности. На основе таких показателей возможно построение геоэкологических карт различного назначения, что и было проделано авторами на опорном полигоне «Бобруйск и окрестности». На площади данного полигона сформирован крупный промышленный узел. Здесь развиты деревообрабатывающие производства (фанерный комбинат, две мебельные фабрики, лесопромысловое хозяйство и др.), машиностроительная и металлообрабатывающая промышленность (заводы сельскохозяйственных машин, разбрасывателей удобрений, центробежных помп, судоремонтный, тракторных деталей и агрегатов), крупная химическая промышленность («Бобруйская», гидролизный завод и др.), работают мясокомбинат, кондитерская фабрика, комбинат хлебопродуктов, заводы – молочный, консервный, винный, маслобойный, строительных материалов, пивной. На востоке города протекает р. Березина, окрестности на юге, северо-западе и на востоке (восточнее поймы реки) залесены, через город и лесные зоны проложены оживленные автомобильные дороги.

На востоке города протекает р. Березина, окрестности на юге, северо-западе и на востоке (восточнее поймы реки) залесены, через город и лесные зоны проложены оживленные автомобильные дороги.

**Фактический материал и методика работ.** Для полной оценки геоэкологической обстановки в пределах любой территории необходимо проведение комплексных геохимических оценок состояния всех элементов ландшафта. Выполнить такие исследования на площади характеризуемого полигона силами небольшого коллектива не представлялось возможным. Поэтому авторы статьи ограничились изучением только геохимических особенностей покровных отложений, полагая, что эти данные с учетом завершенных ранее исследований [1, 3] позволяют оценить степень эколого-геохимического риска.

В районе г. Бобруйска покровные отложения представлены моренными супесями, разнозернистыми песками и песчано-глинистыми отложениями краевых ледниковых образований, флювиогляциального, элювиально-делювиального, аллювиального генезиса. Наиболее характерный разрез покровных отложений описан по обнажению в стенке карьера на южной окраине г. Бобруйска, справа от дороги Бобруйск – Светлогорск, в 0,7 км к северу от кирпичного завода. В этом обнажении представлены следующие слои:

- 0,0–1,2 м – супесь серовато-бурая, пятнами серая, желтовато-серая, элювиально-делювиальная, в нижней части слоистая, с гнездами и линзами разнозернистого песка;
- 1,2–3,0 м – супесь буровато-серая, пятнами бурая, внизу серая, с гравием и галькой, моренная, в нижней части прослеживается слоистость, образованная чередованием отложений разной окраски и гранулометрического состава. Попадаются валуны от 0,5–1 до 3–4 м;
- 3,0–7,0 м – алеврит, переходящий местами в глину, зеленовато-серый, слюдистый, кровля слоя наклонена к северу под углом 5–8°, залегает в виде чешуй в толще ледниковых отложений (в карьере прослеживается система из трех подобных чешуй, являющихся отторженцами девонских пород);
- 7,0–10,0 м – супесь буровато-серая, с гравием и галькой, моренная, более песчанистая, чем в интервале 1,2–3,0 м.

**Таблица 1. Основные параметры (статистики) распределения микроэлементов на опорном полигоне «Бобруйск и окрестности»**

Параметр	Pb	Ag	Ni	Co	Cr	V	Mn	Ti	Zr	Cu	Ba	Zn	Nb	Be	Y	Yb
Среднее	13,1	2,5	13,9	3,3	15,7	11,9	190,5	662,6	210,4	9,4	295,6	214,3	8,2	1,1	12,8	1,3
Стандартная ошибка	0,9	0,2	0,6	0,2	2,9	0,6	14,0	40,9	16,6	0,7	4,5	32,2	0,4	0,1	0,5	0,1
Медиана	11,0	2,5	12,5	3,0	10,0	10,0	180,0	600,0	165,0	8,0	300,0	150,0	7,0	1,0	10,0	1,0
Мода	10,0	3,0	12,0	3,0	10,0	8,0	85,0	700,0	150,0	6,0	300,0	150,0	7,0	1,0	10,0	1,0
Стандартное отклонение	7,4	0,5	4,6	1,1	24,0	4,7	115,8	337,7	136,7	6,0	37,1	85,2	1,5	0,3	3,7	0,4
Дисперсия выборки	54,3	0,3	20,7	1,3	577,0	21,9	13 404,9	11 4019,8	18 678,2	35,7	1377,3	7261,9	2,3	0,1	13,6	0,2
Эксцесс	25,3	-3,3	15,5	-0,2	54,4	-0,7	2,9	-0,5	3,1	4,7	-1,1	-1,3	-2,1	3,5	-0,5	-0,7
Асимметричность	4,3	0,0	3,2	0,8	7,0	1,0	1,3	0,7	1,7	1,9	-0,1	0,8	0,4	2,1	0,9	0,9
Интервал	52,0	1,0	31,0	4,0	197,8	15,0	600,0	1160,0	670,0	32,0	130,0	200,0	3,0	1,0	10,0	1,0
Минимум	8,0	2,0	9,0	2,0	2,2	7,0	50,0	240,0	80,0	3,0	230,0	150,0	7,0	1,0	10,0	1,0
Максимум	60,0	3,0	40,0	6,0	200,0	22,0	650,0	1400,0	750,0	35,0	360,0	350,0	10,0	2,0	20,0	2,0
Сумма	853,0	15,0	946,0	93,0	1051,2	618,0	12 956,0	45 060,0	14 310,0	637,5	20 100,0	1500,0	140,0	33,0	715,0	72,1
Счет	65,0	6,0	68,0	28,0	67,0	52,0	68,0	68,0	68,0	68,0	7,0	17,0	29,0	56,0	56,0	
Уровень надежности (95,0%)	1,8	0,6	1,1	0,4	5,9	1,3	28,0	81,7	33,1	1,4	9,0	78,8	0,8	0,1	1,0	0,1

**Таблица 2. Система геохимических критериев как объектов геоэкологического картирования**

Геохимический критерий	Геологический, геохимический смысл критериев	Геоэкологическое значение
$\bar{x}$	Среднее содержание микроэлементов (медиана, среднее арифметическое)	Позволяет выявлять элементы, склонные к рассеянию или концентрации
НПН	Нижний предел нормального геохимического поля	НПН и НПВ позволяют на карте выделять экологически безопасные зоны
НПВ	Верхний предел нормального геохимического поля	НПН и НПВ позволяют на карте выделять экологически безопасные зоны
АН <sub>5</sub>	Аномальные содержания при уровне значимости 0,05	Позволяет выделять участки с аномальным содержанием элементов
АН <sub>2</sub>	Аномальные содержания при уровне значимости 0,02	Позволяет дифференцировать геохимические аномалии
Коэф. «В» (модуль)	Марганцево-титановый модуль	Позволяет оценить приток элементов из более глубоких слоев земной коры
$\sum TM$	Сумма тяжелых металлов	Позволяет выделить аномалии соответствующих элементов в сумме
Коэф. F	Сумма элементов группы железа	Позволяет выделить аномалии соответствующих элементов в сумме
K <sub>k</sub>	Коэффициент концентрации элементов	Показывает уровень накопления элементов в аномалиях
Ассоциации элементов	Геохимическая ассоциация элементов	Показывает совокупность всех элементов в геохимической аномалии

Эколого-геохимические исследования на характеризуемой территории проводились методом профильного геохимического опробования. Пробы на аналитические исследования массой 50–150 г отбирались с глубины 0,1–0,4 м из отложений, залегающих непосредственно под почвенно-растительным слоем. Всего отобрано 68 проб с последующим определением в каждой точке по данным приближенно-количественного спектрального анализа содержаний 25 элементов.

Компьютерная обработка выполненных анализов позволила определить основные статистики распределения для 16 наиболее распространенных элементов (Ag, Ba, Be, Co, Cr, Cu, Mn, Nb, Ni, Pb, Ti, V, Y, Yb, Zn, Zr) – среднеарифметическое, медиану, моду, дисперсию выборок и другие параметры (табл. 1).

В связи с тем, что целью исследований было картирование по геохимическим данным геоэкологической обстановки на изучаемой территории, основное внимание уделялось выделению участков (площадей) с повышенным уровнем накопления (рассеивания) химических элементов. В этом смысле целевые установки геоэкологического картирования и поисковой геохимии практически идентичны [3–6]. Именно

$$\text{НПН} = 1,5Q_1 - 0,5\text{Ме}; \text{НПВ} = 1,5Q_3 - 0,5\text{Ме}; AH_5 = \text{Ме} + 4(Q_3 - \text{Ме}); AH_2 = \text{Ме} + 6(Q_3 - \text{Ме});$$

$$B = \frac{\text{Mn}}{\text{Ti}} \times 100; \sum TM = \sum \text{Pb, Cu, Zn, Ni, Co}; F = \sum \text{Ni, Co, Cr, V, Mn, Ti}; K_k = \frac{\bar{x}}{\text{Кларк}},$$

где  $Q_1$  и  $Q_3$  – квартили; Ме – медиана.

По приведенным формулам рассчитаны параметры, характеризующие особенности геохимического поля покровных отложений (табл. 3). Данные величины учитывались при выделении аномальных концентраций отдельных элементов.

**Таблица 3. Параметры нормального и аномального геохимического полей полигона «Бобруйск и окрестности»**

Элемент	НПН	НПВ	AH <sub>5</sub>	AH <sub>2</sub>
Pb	8,25	17,25	28,50	37,5
Ag	0	0	0	0
Ni	10,25	22,5	22,50	27,5
Co	0	4,5	12,00	18
Cr	5,50	30	50,00	70
V	7,13	18	21,00	27
Mn	45,00	375	460,00	600
Ti	266,25	1218,75	1450,00	1875
Zr	93,75	386,25	535,00	720
Cu	4,82	15,75	18,00	23
Ba	251,25	483,75	390,00	435
Zn	0	0	0	0
Nb	0	2,625	7,00	10,5
Be	0	1,5	4,00	6
Y	10,00	22,5	30,00	40
Yb	1,00	2,25	3,00	4

потому авторами за основу взяты индикаторы и критерии, применяемые при поисках месторождений полезных ископаемых, позволяющие:

- рассчитать фоновые содержания элементов и другие параметры геохимического поля картируемой территории;
- выделить геохимические аномалии различных элементов, причем нескольких рангов;
- установить уровни накопления или расеяния элементов;
- выявить геохимические ассоциации элементов и их локализацию;
- определить (при достаточной детальности работ) источники поступления элементов, их ассоциаций и соединений в картируемый горизонт или иное стратиграфическое подразделение.

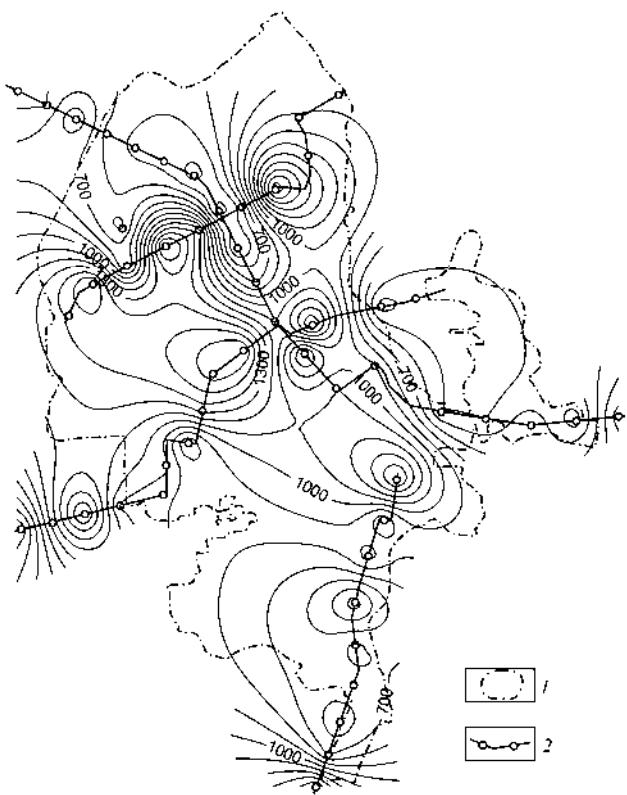
Комплексный анализ результатов выполненных ранее работ и литературных данных [6–10] позволил выделить для дальнейших исследований 10 критериев (коэффициентов) (табл. 2). Причем каждый из них имеет самостоятельное значение в технологии разноцелевого геоэкологического картирования.

Расчет этих коэффициентов проводился по следующим формулам:

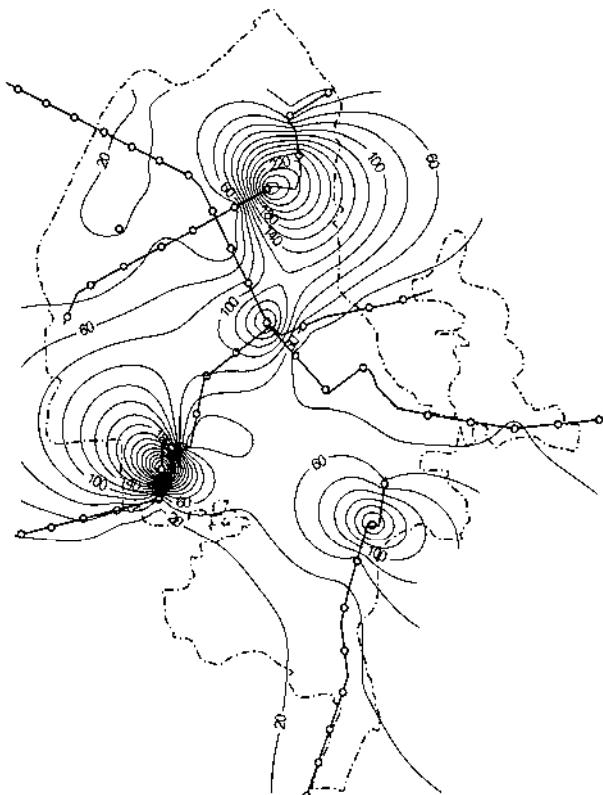
**Геоэкологические аспекты проведенных исследований.** В связи с ограниченным объемом журнальной статьи привести все построенные картографические материалы не представляется возможным, поэтому авторы ограничились рассмотрением их обобщенных характеристик, которые имеют определяющее значение для оценок геоэкологических обстановок. К числу таких характеристик относятся элементы группы железа (коэффициент  $F$ ), сумма содержаний тяжелых металлов, коэффициенты концентраций и характерные геохимические ассоциации.

Изменения содержания элементов группы железа на территории изученного полигона варьируются в основном в интервале 500–1300 г/т (рис. 1). Наибольшие значения этого коэффициента 1500–1700 г/т относятся к северной и северо-западной частям площади работ, минимальные (500 г/т и менее) установлены по периферии изученного полигона.

Необходимо отметить, что даже максимальные значения коэффициента  $F$  не превышают суммы кларков образующих его элементов, которая составляет около 3000 г/т. Этот факт позволяет считать, что по коэффициенту  $F$  геохимическая обстановка на исследуемой территории является удовлетворительной.



**Рис. 1. Содержание элементов группы железа (г/т) – значения коэффициента  $F$  ( $\text{Ni}, \text{Co}, \text{Cr}, \text{V}, \text{Mn}, \text{Ti}$ ) в слое 0,1–0,2 м на территории полигона:**  
1 – контур города; 2 – пункты отбора проб и линии маршрутных исследований



**Рис. 2. Содержание тяжелых металлов  $\text{Pb}, \text{Cu}, \text{Zn}, \text{Ni}, \text{Co}$  (г/т) в слое 0,1–0,2 м на территории полигона.**

Условные обозначения те же, что на рис. 1

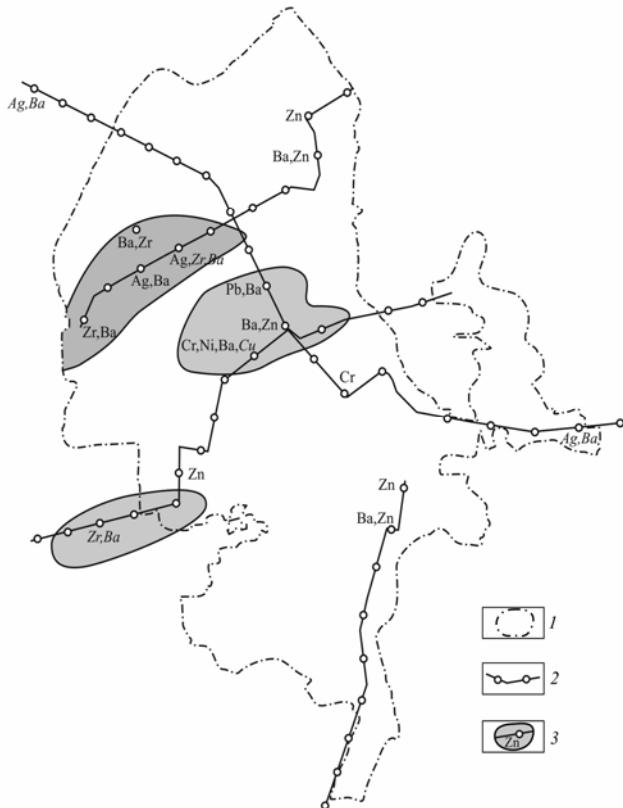
Распределение концентраций тяжелых металлов представлено на рис. 2. Максимальные значения коэффициента достигают 240–260 г/т при фоновой величине около 60 г/т. Наибольшие концентрации тяжелых металлов почти в 2,5 раза превышают сумму кляров (около 100 г/т), входящих в их состав элементов, причем необходимо подчеркнуть, что в ряде пунктов содержание  $\text{Pb}, \text{Zn}, \text{Cr}$  превышает верхний порог «нормально» содержания элементов в почвах [8], а в единичных пробах оказалось близким к ПДК либо даже больше данного коэффициента ( $\text{Pb} – 20–25$  г/т, в одном образце до 60 г/т;  $\text{Zn} –$  в отдельных образцах до 250–350 г/т;  $\text{Cr} –$  до 200 г/т в одном образце). При этом наибольшие концентрации тяжелых металлов установлены в северной и юго-западной частях изученной территории, где сосредоточены предприятия химической и машиностроительной промышленности и проходят основные шоссейные дороги.

Для оценки геохимических особенностей отложений и геоэкологической обстановки территории особый интерес представляют коэффициенты концентрации  $K_k$ , т. е. отношение содержания элемента в конкретной точке к его местному фону или местному кляру. Для площади полигона  $K_k$  рассчитывались по отношению

к клярку в четвертичной толще Беларуси [11]. Авторы посчитали нецелесообразным (в связи с близким к клярку содержанием многих элементов) картирование по этим показателям всей изученной территории, а ограничились в соответствии с [2, 6, 11] выделением только тех площадей, в пределах которых  $K_k$  превышают 2. Исходя из такого подхода, на территории Бобруйска выявлены следующие ассоциации элементов:  $\text{Ag}-\text{Ba}$ ,  $\text{Pb}-\text{Ba}$ ,  $\text{Zr}-\text{Ba}$ ;  $\text{Ni}-\text{Ba}$ ,  $\text{Ba}-\text{Zn}$ ,  $\text{Zr}-\text{Ba}-\text{Ag}$ ,  $\text{Cr}-\text{Ni}-\text{Ba}-\text{Cu}$  (рис. 3).

Площадное картирование по другим перечисленным в табл. 2 геохимическим параметрам (коэффициент  $B$ , отражающий привнос глубинного вещества в покровные отложения, характеристики нормального и аномального полей и др.) на площади опорного полигона не проводилось, так как эти параметры лишь уточняют, детализируют общую геоэкологическую обстановку [7, 11–14].

В качестве конечного результата исследований с использованием разработанной ранее методики [2] была построена карта экологого-геохимического риска (рис. 4). Из выполненных построений следует, что основная территория Бобруйска характеризуется невысокой и умеренной, а на небольших участках средней степенью экологического-геохимического риска.



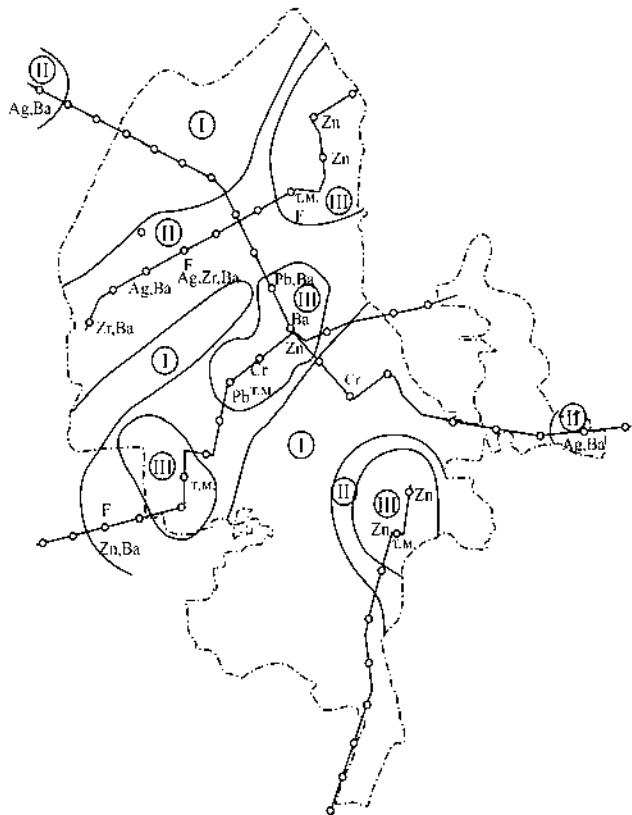
**Рис. 3. Геохимические ассоциации элементов на полигоне «Бобруйск и окрестности».** Элементы с  $K_k$  более 3 показаны обычным шрифтом, элементы с  $K_k$  2–3 – курсивом: 1 – контур города; 2 – пункты отбора проб и линии маршрутных исследований; 3 – площади и точки вышекларковых (> 2) концентраций элементов

### Выводы

1. На территории полигона «Бобруйск и окрестности» по результатам профильного геохимического опробования и последующего спектрального анализа установлены особенности распределения концентраций 25 элементов в покровных отложениях, 16 из которых являются наиболее распространенными (Ag, Ba, Be, Co, Cr, Cu, Mn, Nb, Ni, Pb, Ti, V, Y, Yb, Zn, Zr).

2. Рассчитаны статистические характеристики распределения микроэлементов, параметры нормального и аномального геохимического полей, коэффициенты концентраций, содержания элементов группы железа (коэффициент  $F$ ), тяжелых металлов, выявлены характерные ассоциации элементов, коэффициенты концентрации которых превышают 2,0.

3. Выполненные расчеты и картографические построения свидетельствуют о том, что на изученной территории содержание некоторых элементов (Cr, Pb, Zn) приближается, а в единич-



**Рис. 4. Карта зонирования территории полигона «Бобруйск и окрестности» по степени экологогеохимического риска (по концентрациям микроэлементов в покровных отложениях): участки с невысокой (I), умеренной (II) и средней (III) степенью риска. Остальные условные знаки те же, что на рис. 1**

ных случаях и превосходит значения ПДК, на ряде участков заметно повышена концентрация тяжелых металлов и других элементов (Ag, Ba, Zr).

4. Выявленные геохимические особенности покровных отложений позволили сделать вывод о вполне удовлетворительной (по данным спектрального анализа покровных отложений) геоэкологической обстановке на территории г. Бобруйска. Только на отдельных участках степень экологогеохимического риска оценивается как средняя, что предполагает ограничение на этих площадях дальнейшего техногенного загрязнения, основными источниками которого являются автотранспорт, предприятия Машиностроения, цементной, деревообрабатывающей, металлургической, кожевенной, бумажной и керамической промышленности.

Исследования проведены при поддержке Белорусского республиканского фонда фундаментальных исследований (гранты X11K-069 и X13-020).

## Литература

1. **Бордон, В. Е.** Оценка эколого-геохимической опасности на территории Белорусского Полесья / В. Е. Бордон [и др.] // Материалы международного семинара. Пинск, 2007. С. 98–101.
2. **Матвеев, А. В.** Районирование территории Беларуси по степени эколого-геохимического риска / А. В. Матвеев // Літасфера. 2012. № 1 (36). С. 107–112.
3. **Геохимические** исследования ландшафтов Белоруссии и Прибалтики. Минск, 1989.
4. **Тяжелые** металлы в окружающей среде и охрана природы. М., 1988.
5. **Лукашев, В. К.** Научные основы охраны окружающей среды / В. К. Лукашев, К. И. Лукашев. Минск, 1980.
6. **Временные** методические рекомендации по проведению геолого-экологических исследований при геологоразведочных работах. Киев, 1990.
7. **Геохимическое** картографирование техногенных изменений окружающей среды. Вильнюс, 1984.
8. **Ковальский, В. В.** Геохимическая экология / В. В. Ковальский. М., 1974.
9. **Методические** рекомендации по изучению эколого-геохимических условий городских агломераций и территориально-промышленных комплексов Украины. Днепропетровск, 1988.
10. **Методические** рекомендации по геохимической оценке загрязнения территорий городов химическими элементами / Б. А. Ревич, Ю. А. Саэт, Р. С. Смирнова, Е. П. Сорокина. М., 1982.
11. **Матвеев А. В.** Геохимия четвертичных отложений Беларуси / А. В. Матвеев, В. Е. Бордон. Минск, 2013.
12. **Бордон, В. Е.** Заметки о геоэкологическом картографировании в условиях Беларуси / В. Е. Бордон, С. В. Бордон // Прикладная геохимия Беларуси и государств Балтии. Минск, 1992. С. 200–202.

**Институт природопользования НАН Беларуси**

Поступила в редакцию 1.10.2013 г.

**V. E. Бордон, A. V. Матвеев, L. A. Нечипоренко**

### **ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ КАРТИРОВАНИЕ ПОКРОВНЫХ ОТЛОЖЕНИЙ НА ОСНОВЕ ГЕОХИМИЧЕСКИХ КРИТЕРИЕВ (НА ПРИМЕРЕ ОПОРНОГО ПОЛИГОНА «БОБРУЙСК И ОКРЕСТНОСТИ»)**

По результатам профильного геохимического опробования и последующего спектрального анализа установлены распределения концентраций 25 элементов в покровных отложениях, 16 из которых являются наиболее распространенными (Ag, Ba, Be, Co, Cr, Cu, Mn, Nb, Ni, Pb, Ti, V, Y, Yb, Zn, Zr).

Выполненные расчеты статистических характеристик распределения микроэлементов, параметров нормального и аномального геохимических полей, коэффициентов концентраций элементов, содержания элементов группы железа, сумма тяжелых металлов и др. (всего 10 критериев), и их картирование позволили провести зонирование полигона «Бобруйск и окрестности» по степени эколого-геохимического риска. Сделан вывод о вполне удовлетворительной (по данным спектрального анализа покровных отложений) геоэкологической обстановке на изученной территории. Только на отдельных участках степень эколого-геохимического риска оценивается как средняя, что предполагает ограничение на этих площадях дальнейшего техногенного загрязнения, основными источниками которого являются автотранспорт, предприятия машиностроения, цементной, деревообрабатывающей, металлургической, кожевенной, бумажной и керамической промышленности.

**V. E. Bordon, A. V. Matveev, L. A. Nechiporenko**

### **GEOECOLOGICAL MAPPING OF COVER DEPOSITS ON THE BASIS OF GEOCHEMICAL CRITERIA (ON EXAMPLE OF BASIC RANGE «BOBRUISK AND VICINITIES»)**

*By results of profile geochemical approbation and the subsequent spectral analysis the distributions of concentration of 25 elements in cover deposits are made, 16 of which are the most widespread (Ag, Ba, Be, Co, Cr, Cu, Mn, Nb, Ni, Pb, Ti, V, Y, Yb, Zn, Zr).*

*The made calculations of statistical characteristics of distribution of trace element, parameters of normal and abnormal geochemical fields, factors of concentration of elements, the content of elements of group of iron, the sum of heavy metals, etc. (10 criteria total), and their mapping have allowed to make zoning of the «Bobruisk and vicinities» test range by the degree of ecology-geochemical risk. The conclusion about quite a satisfactory (according to the spectral analysis of cover deposit) geo-ecological conditions in the studied territory is made. Only on separate sites a degree of ecology-geochemical risk is estimated as average, that assumes restriction on these areas of further technogenic pollution a basic sources of which are motor transport, enterprises of mechanical engineering, cement, timber, metallurgical, tanning, cellulose and ceramic industry.*

УДК 502:71+504.03(476+477)

Л. Ю. Сорокина<sup>1</sup>, В. С. Хомич<sup>2</sup>, М. И. Струк<sup>2</sup>, А. Г. Голубцов<sup>1</sup>,  
 Л. А. Кравчук<sup>2</sup>, И. В. Рога<sup>1</sup>, В. А. Рыжиков<sup>2</sup>, Е. В. Санец<sup>2</sup>

## ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА АНТРОПОГЕННОЙ ТРАНСФОРМАЦИИ ЛАНДШАФТОВ ТРАНСГРАНИЧНОГО БАССЕЙНА Р. СТЫРИ

*На примере белорусско-украинского трансграничного бассейна р. Стыри (его полесской части) рассмотрены характерные для этого региона и специфические для соседствующих стран виды трансформации геохимических параметров ландшафтов, связанные с техногенными нагрузками (радиоактивное и химическое загрязнение территории, изменение химического состава поверхностных и подземных вод). Приведены данные о ландшафтных условиях и структуре природопользования в пределах рассматриваемого бассейна. Обозначены основные направления оптимизации природопользования в полесских ландшафтах.*

Белорусское и Украинское Полесье – один из геэкологически проблемных трансграничных регионов, ландшафты которого являются объектом интенсивного природопользования и испытывают значительные и разнообразные антропогенные нагрузки. Природные свойства ландшафтов, в первую очередь их геохимические параметры, изменяются в результате техногенного загрязнения территории, негативных последствий осушительной мелиорации, нерационального сельскохозяйственного землепользования, других неблагоприятных воздействий. Изучение современного состояния ландшафтов необходимо для разработки мероприятий по оптимизации природопользования в регионе. Такие исследования были выполнены в рамках проекта «Ландшафтно-планировочная организация трансграничного региона (на примере Белорусского и Украинского Полесья)» при грантовой поддержке Белорусского республиканского фонда фундаментальных исследований и Государственного фонда фундаментальных исследований Украины [19]. Ландшафтные и ландшафтно-геохимические экспедиционные исследования выполнены на территории трансграничного водосборного бассейна р. Стыри. Критерии выбора данного модельного объекта – ландшафтная презентативность, трансграничное положение, выраженность характерных массо-энергетических связей в ландшафтах, однотипная система природопользования, наличие геэкологических проблем трансграничного характера.

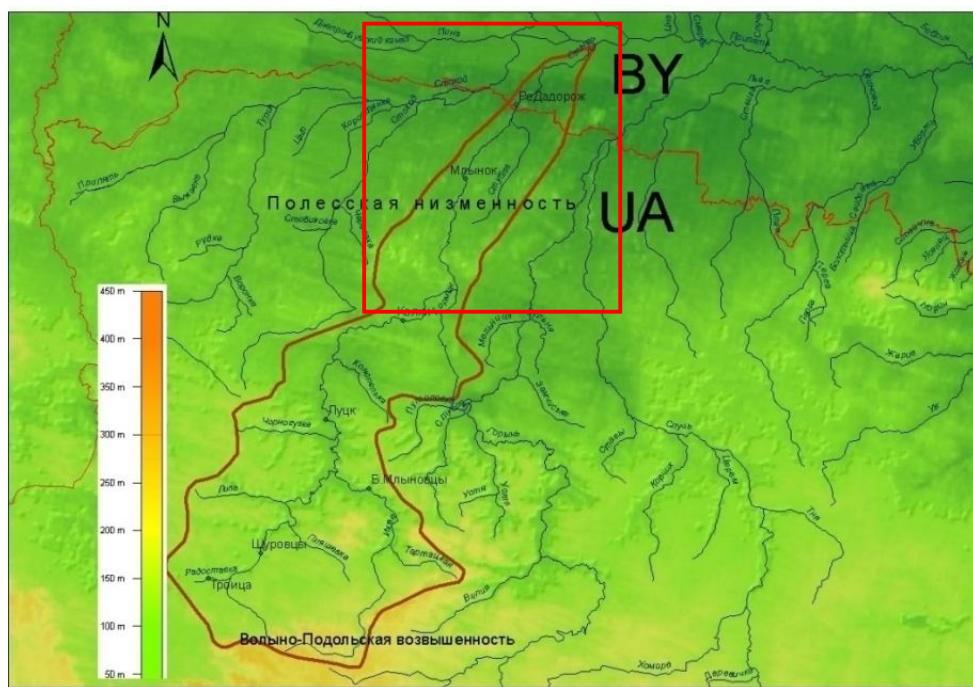
**Объект и методы исследования.** Река Стырь – один из крупных правосторонних притоков р. Припяти. Площадь ее бассейна – около 13 000 км<sup>2</sup> [1]. Полесская часть бассейна р. Стыри, выбранная в качестве модельного объекта исследований, имеет площадь около 4 тыс. км<sup>2</sup>, что составляет 30–35 % всего водосбора реки. Исток р. Стыри находится на территории Украины на высоте 259 м над уровнем моря на склонах массива Вороняки в северной час-

ти Подольской возвышенности. Основная же часть бассейна расположена в Полесской низменности, где, имея преимущественно субмеридиональное направление, она пересекает Ковельскую денудационную равнину, Волынскую (Любомльско-Столинскую) моренную гряду, Припятскую аккумулятивную низменность. Исследованная часть бассейна р. Стыри расположена в пределах Ровенской и Волынской областей Украины и Брестской области Беларуси. Южная граница модельного участка проведена приблизительно в 100 км от украинско-белорусской государственной границы по линии Грузянин–Колки–Майдан–Липненский–Осова. Северная граница участка – устье р. Стыри на территории Беларуси (между деревнями Гольцы и Березцы) (рис. 1). Протяженность реки в пределах этого участка составляет около 190 км.

Исследование геохимической трансформации ландшафтов модельного водосборного бассейна выполнено с использованием методов полевых ландшафтных и ландшафтно-геохимических исследований. Перечень показателей, определяемых в отобранных образцах поверхностных, подземных и сточных вод, в основном был достаточно традиционным: pH, карбонаты, гидрокарбонаты, сульфаты, хлориды, нитраты, нитриты, аммонийный азот, кальций, магний, натрий, калий, фосфаты, кадмий, цинк, медь, свинец, никель, хром. Определение содержания карбонатов, гидрокарбонатов, кальция, магния и хлоридов в водах осуществлялось титрометрическим методом. Содержание сульфатов определялось гравиметрическим методом, калия, натрия – методом пламенной фотометрии [21]. Определение содержания нитритов, нитратов, аммонийного азота, железа, фосфатов осуществляли фотометрическим методом [22]. Анализ химического состава почв выполнялся с использованием двух методов: эмиссионного спектрального и атомно-абсорбционной спектроскопии.

Полученные результаты экспериментальных исследований обобщены и интерпретированы методами картографирования с использованием средств ГИС. Это позволило выявить особенности пространственного распределения загрязняющих веществ в зависимости от ландшафтных условий территории, удаления от ис-

точников загрязнения, других факторов. Поскольку уровни радиоактивного загрязнения региона не являлись предметом полевых исследований, для характеристики этого важного для полесских ландшафтов показателя техногенного загрязнения использованы опубликованные данные [2, 3, 5, 7, 24].

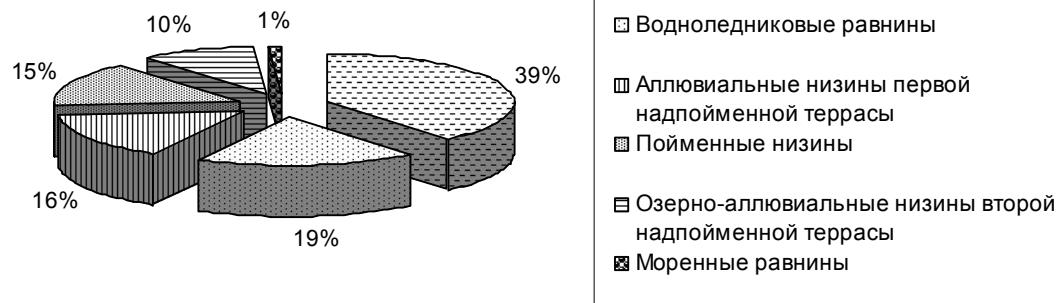


**Рис. 1. Бассейн р. Стыри [1]. Модельный трансграничный регион (часть бассейна, оконтуренная красной рамкой)**

### Результаты исследования и обсуждение Ландшафтная структура трансгранично-

го модельного участка бассейна р. Стыри в значительной степени представляет природное разнообразие Волынского и Припятского Полесья. В структуре ландшафтов **белорусской части бассейна р. Стыри** нашла отражение его высокая заболоченность. На долю низин с отложениями торфа здесь приходится более трети территории, они являются наиболее рас-

пространенным типом ландшафтных комплексов (рис. 2). Вторыми по занимаемой площади являются ландшафтные комплексы водноледниковых равнин, занимающих примерно пятую часть. Далее следуют поймы и аллювиальные низины первой надпойменной террасы. Менее распространены озерно-аллювиальные низины второй надпойменной террасы. Моренные равнины представлены небольшими по площади выделами.



**Рис. 2. Структура ландшафтов белорусской части бассейна р. Стыри по [13]**

Решающее значение в ландшафтном строении белорусской части бассейна принадлежит долине р. Стыри. Относящиеся к речной долине ландшафтные комплексы – пойма и надпойменные террасы с низинами и отложениями торфа совместно занимают 4/5 площади. В размещении ландшафтных комплексов низин и равнин по территории прослеживается значительная мозаичность. Характерное для региона чередование водных, болотных и наземных экосистем создает условия формиро-

вания в его пределах высокого уровня биологического разнообразия.

В хозяйственном отношении бассейн Стыри представляет собой типичную для Полесского региона сельскохозяйственно-лесохозяйственную территорию. Основное значение в структуре землепользования в пределах белорусской части бассейна занимают сельскохозяйственные земли (рис. 3). Их доля составляет 44,8 %, что на 8,2 % выше среднего для всего Белорусского Полесья показателя.

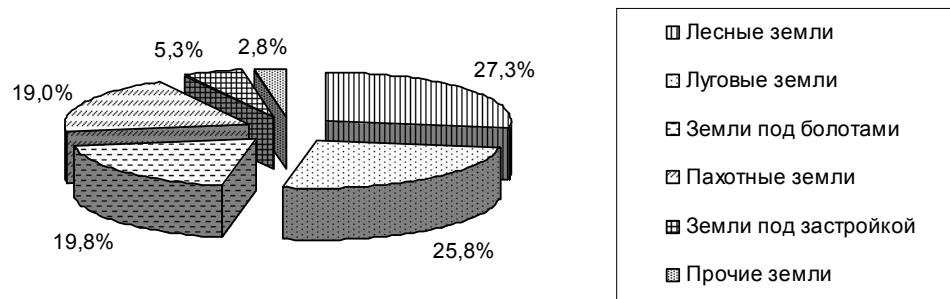


Рис. 3. Структура землепользования в белорусской части бассейна р. Стыри

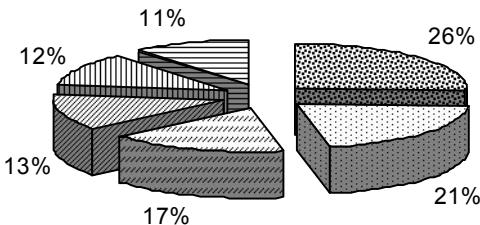
Характерной для рассматриваемой территории особенностью сельскохозяйственных земель является преобладание в их составе луговых угодий над пахотными. Подобное соотношение, по-видимому, обусловлено высоким уровнем в ее пределах земель, на которых проведена осушительная мелиорация. Осушенные земли составляют здесь примерно половину сельскохозяйственных угодий. На данной территории функционируют мелиоративные системы двух типов: польдерные и самотечные. Для них типична высокая доля лугов.

Сравнительно высокий уровень сельскохозяйственного освоения территории обусловил значительное участие в структуре ее землепользования застроенных земель и, соответственно, низкий показатель лесистости. Для территорий подобного рода особенно важным является формирование внутрихозяйственной экологической инфраструктуры.

В украинской полесской части бассейна р. Стыри распространены ландшафты моренной гряды, умеренно и слабо дренированных надпойменно-террасовых равнин с переувлажненными почвами и торфяниками разной мощности, песчаных (боровых) террас и пойм. Правобережная часть водосбора р. Стыри в ее нижнем течении является наиболее заболоченной на территории Украинского Полесья, здесь распространены низинные и переходные болота, а также крупные массивы верховых болот. Субдоминантные уроцища в ландшафтной структуре этой части бассейна р. Стыри – это многочисленные

сырые и заболоченные западины, песчаные дюны и камы, отдельные моренные холмы, пологие склоны равнин, пролювиально-делювиальные шлейфы, слабо развитая эрозионная сеть, водосборные понижения при вершинах эрозионных форм, заболоченные западины и карстовые воронки [9]. Основная роль в формировании ландшафтных комплексов территории принадлежит моренным и моренно-водноледниковым отложениям (преимущественно песчаным с включением обломков кристаллических пород, гравия и гальки, иногда – глинистым), водноледниковым, древнеаллювиальным и аллювиальным песчаным и суглинистым отложениям.

Структура ландшафтов в пределах украинской полесской части модельного бассейна р. Стыри характеризуется значительным разнообразием (рис. 4). Конечно-моренные возвышенности, занимающие центральную часть исследуемой территории, составляют 26 % территории. В северной же, приграничной с Беларусью, части бассейна р. Стыри преобладают ландшафты песчаных террас рек Припяти и Стыри со значительными массивами низинных болот (21 %). В комплексе с ними встречаются фрагменты плоско-волнистых зандровых низменностей, которые также частично заболочены (11 %). Лучше дренированные аллювиально-зандровые и террасовые песчаные равнины занимают соответственно 12 и 17 % территории. Они расположены в центральной и южной частях исследуемого участка бассейна р. Стыри. Пойменные ландшафты составляют здесь 13 % территории.



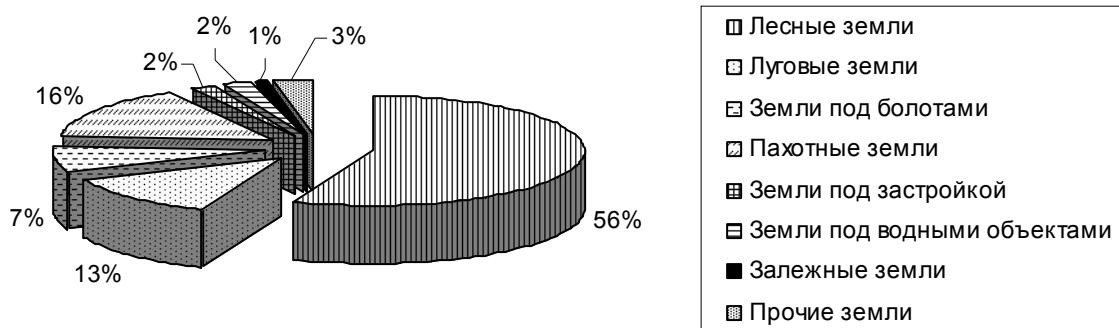
- Конечно-моренные возвышенности, холмисто-грядовые, с дерново-подзолистыми почвами, преимущественно под суборями
- Песчаные террасы, волнисто-холмистые с дерново-подзолистыми песчаными почвами, под островными борами и суборями, с низинными болотами
- Песчаные террасы, холмисто-волнистые, с дерново-слабоподзолистыми песчаными почвами, преимущественно под борами
- Лесные и лугово-болотные поймы
- Аллювиально-зандровые низменности, волнистые, с озерами, с дерново-подзолистыми и дерновыми глеевыми почвами, преимущественно под суборями и сугрудами
- Зандровые низменности, плоско-волнистые, с дерново-подзолистыми и дерновыми почвами и низинными болотами, с островными борами и суборями, черноольшаниками

**Рис. 4. Структура ландшафтов полесской украинской части бассейна р. Стыри по [12]**

Структура землепользования в пределах полесской украинской части бассейна р. Стыри (рис. 5) свидетельствует о преобладании лесопокрытых территорий, а также о значительном участии сельскохозяйственных угодий (29 % территории), из которых больше половины – пахотные земли (16 % территории). В пределах Украины залесенность бассейна Стыри (ее полесской части) составляет 56 %. В приграничной с Беларусью полосе в пределах Заречненского района залесенность территории модельного речного бассейна еще выше – около 60 %. При этом, как и в целом в Украинском Полесье, здесь наблюдается тенденция к увеличению площади лесов.

Прослеживаются определенные закономерности в размещении угодий в пределах ландшафтов, характерных для исследуемого речного бассейна. Пойменные ландшафты в его

украинской части преимущественно заняты пастбищными лугами и сенокосами. Для выращивания сельскохозяйственных культур пойменные участки, в том числе мелиорированные торфяники используются значительно меньше. В сельскохозяйственном использовании находятся земли с лучшими агрофизическими свойствами. Они приурочены к моренно-водноледниковым равнинам, надпойменным террасам. Более бедные почвы, характеризующиеся недостаточным для возделывания сельхозкультур бонитетом, заняты лесными массивами. При этом не все лесопокрытые территории пригодны для продуктивного ведения лесного хозяйства, поскольку в их числе значительно участие лесов на переувлажненных и заболоченных землях низких террас, пойм небольших рек и ручьев, межгрядовых понижений в пределах моренной гряды и других.



**Рис. 5. Структура землепользования в полесской украинской части бассейна р. Стыри**

Особенности и разнообразие ландшафтных условий исследуемого трансграничного модельного региона в значительной степени определяют характер природопользования, а также влияют на формирование в его пределах геологически проблемных территорий.

**Радиоактивное загрязнение**, связанное с чернобыльской катастрофой, остается одной из главных проблем для Белорусского и Украинского Полесья, в том числе для бассейна р. Стыри. За прошедший с 1986 г. период параметры поля загрязнения радионуклидами в полесских ландшафтах значительно изменились в результате их естественного распада, латеральной и вертикальной миграции. Так, в Украине почти вдвое сократилась площадь территории с уровнем загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  выше  $10 \text{ kBk/m}^2$ , втрое – с уровнем загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  выше  $4 \text{ kBk/m}^2$  [5]. В Белорусском Полесье площадь территории, загрязненной  $^{137}\text{Cs}$  с плотностью выше  $37 \text{ kBk/m}^2$  ( $> 1 \text{ Ki/km}^2$ ), уменьшилась за этот период в 1,6 раза, по загрязнению  $^{90}\text{Sr}$  с плотностью  $5,5 \text{ kBk/m}^2$  ( $> 0,15 \text{ Ki/km}^2$ ) этот показатель снизился в 1,8 раза [24].

В пределах модельного бассейна р. Стыри по состоянию на 2006 г. наиболее загрязненными являются территории его центральной части (расположенной в пределах Украины), где уровни содержания  $^{137}\text{Cs}$  в почве находятся в пределах  $40\text{--}100 \text{ kBk/m}^2$ . В белорусской части бассейна такие уровни загрязнения встречаются фрагментарно, например, в районе д. Городная на правобережье Стыри. Остальная территория модельного бассейна характеризуется показателями загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  от 20 до  $40 \text{ kBk/m}^2$  в его украинской части и  $10\text{--}20 \text{ kBk/m}^2$  – в белорусской, снижаясь до уровней  $3,7\text{--}10,0 \text{ kBk/m}^2$  у впадения Стыри в р. Припять [2, 7].

Все населенные пункты, расположенные в пределах Украины на исследуемой части бассейна р. Стыри, находятся в зоне радиоактивного загрязнения, возникшего в результате Чернобыльской катастрофы. Здесь регулярно проводится дозиметрическая паспортизация населенных пунктов, подвергшихся радиоактивному загрязнению. Кроме того, большая часть украинской территории исследуемого бассейна р. Стыри находится в пределах 30-километровой зоны радиоэкологического контроля Ровенской АЭС, которая расположена на правобережье р. Стыри в 65 км от границы с Беларусью.

**Потенциальные источники техногенного загрязнения** на территории трансграничного модельного водосборного бассейна – это промышленные предприятия, предприятия коммунального хозяйства, автотранспорт, объекты сельскохозяйственного производства. Самым крупным промышленным объектом не только в пределах украинской полесской части бассейна р. Стыри,

но и на всей территории исследования, является Ровенская атомная электростанция (РАЭС). Ее размещение здесь связано с наличием водных ресурсов, необходимых для технологических процессов (охлаждения реакторов). РАЭС – самый крупный в области потребитель воды из природных источников. По условиям эксплуатации станция может без ущерба для окружающей природной среды осуществлять забор воды из Стыри в объеме  $73,164 \text{ млн m}^3$  в год, фактический водозабор несколько меньше. Вода многократно используется в системе охлаждения РАЭС, что позволяет максимально снизить отрицательное влияние на экосистемы [20].

Город Кузнецовск и Ровенская атомная электростанция, которая расположена в непосредственной близости от него, являются наиболее значительными источниками техногенного загрязнения в пределах исследуемой части бассейна р. Стыри. При этом радиационное воздействие на окружающую среду, по данным службы радиоэкологического контроля РАЭС, не превышает здесь допустимые нормы. Кроме того, оценку наличия такого влияния усложняет радиоактивное загрязнение региона в результате чернобыльской катастрофы [6]. По данным Национальной атомной энергогенерирующей компании «Энергоатом», РАЭС является одним из наиболее безопасных объектов атомной энергетики в Украине [11]. Вместе с тем, в состав атомной электростанции входят цеха и производственные участки, работа которых сопровождается выбросами наиболее распространенных загрязняющих веществ (оксида углерода, сажи, древесной и абразивно-металлической пыли, соединений серы, азота, фтора и хлора, металлов, фреонов и др.) [6]. Значительное количество автотранспорта также влияет на характер и уровни техногенного воздействия города и атомной станции на окружающую природную среду.

В пределах белорусской части бассейна р. Стыри нет крупных промышленных предприятий. Основными источниками техногенного загрязнения окружающей среды здесь являются животноводческие комплексы и фермы, внесение удобрений, а также автотранспорт. Вследствие интенсивной эксплуатации значительных площадей осущенных торфяных почв в белорусской части бассейна Стыри продукты разрушения торфа загрязняют атмосферу, грунтовые и поверхностные воды, а также сельскохозяйственную продукцию [10].

**Геохимическая оценка трансформации ландшафтов по содержанию тяжелых металлов в почвах** выполнена путем сравнения их фактического содержания, полученного по результатам полевых исследований, с региональными фоновыми значениями по [15, 23]. Для оценки опасности загрязнения полученные

данные сопоставлялись с показателями предельно или ориентировочно допустимых концентраций (ПДК/ОДК) по [16, 18]. Основное внимание уделено элементам, содержание которых оказалось наибольшим в проанализированных пробах: Pb, который принадлежит к I классу опасности, а также Cu, Ni, Mo, Cr – II класса опасности [14].

**Таблица 1. Содержание тяжелых металлов в поверхностном горизонте почв (0–10 см) на территории белорусской части бассейна р. Стыри, мг/кг**

Тип почвы (кол-во проб)	Показатель	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr
Минеральные (5)	Диапазон	0,18–0,98	2,5–34,7	0,2–9,2	2,0–30,5	0,2–3,8	0,7–4,5
	Среднее	0,40	10,3	2,8	10,7	1,4	1,9
Торфяные (8)	Диапазон	0,49–0,91	11,7–22,0	8,8–20,2	1,7–49,8	1,3–12,9	1,3–8,7
	Среднее	0,60	15,5	12,3	13,2	5,2	4,2
Фон региональный [15]		0,18	6,6	4,1	11,0	2,9	–
Почвы мира [8]		–	10,0–56,0	2,0–29,0	–	5,0–15,0	18,0–25,0
ПДК/ОДК [18]		0,50	32,0	55,0	33,0	20,0	100,0

В торфяных почвах содержание большинства элементов в 1,5–4,0 раза выше, чем в минеральных. Данные различия обусловлены двумя основными факторами: биологическим поглощением микроэлементов растениями-торфообразователями [17] и барьерными функциями торфяных отложений на путях миграции химических веществ [4, 17].

Среднее содержание свинца в почвах составляет 12,3 мг/кг, изменяясь от 2,5 до 34,7 мг/кг. Превышение над фоном характерно для большинства отобранных образцов. Превышение предельно допустимого значения (в 1,2 раза) наблюдается только на одном из участков, расположенным в лесном массиве вблизи д. Вуйвичи. Повышенные уровни свинца на исследуемой территории, вероятно, связаны с выбросами автотранспорта и трансграничным переносом.

Содержание кадмия в почвах находится в диапазоне значений от 0,18 до 0,98 мг/кг (среднее 0,51 мг/кг). Сравнение полученных данных с фоновыми значениями показало, что практически во всех анализируемых пробах содержание кадмия находится выше фона (0,18 мг/кг) в 1,3–5,0 раза. В 46 % проб отмечено превышение санитарно-гигиенических нормативов для данного элемента (0,5 мг/кг) в 1,1–1,9 раза. Четких пространственных закономерностей в распределении кадмия не выявлено. Максимальные его содержания фиксируются, главным образом, на участках, расположенных вблизи автомобильных дорог. Эта особенность свидетельствует о том, что основная доля кадмия поступает в почвы исследуемой территории с выбросами от автотранспорта.

Средняя концентрация цинка в почвах белорусской части бассейна Стыри близка к фоновому значению, однако диапазон выявленных значений изменяется в широких пределах – от

Анализ содержания тяжелых металлов в почвах **белорусской части бассейна р. Стыри** показал, что концентрации исследованных химических элементов в почвенном покрове естественных экосистем характеризуются, с одной стороны, значительной вариабельностью, с другой – различиями между минеральными и органогенными почвами (табл. 1).

1,7 до 49,8 мг/кг при среднем содержании 11,7 мг/кг. Повышенным содержанием элемента (в 2 раза выше фона) характеризуется участок, приуроченный к лесному массиву вблизи д. Федоры (Столинский район, Брестская область).

Концентрация меди в почвах в пределах рассматриваемой территории составляет в среднем 6,4 мг/кг почвы и варьирует от 0,2 до 20,2 мг/кг. Минеральные почвы обеднены медью относительно регионального фона. В торфяных почвах, наоборот, содержание меди в 3 раза выше фоновых значений. Аналогичный характер распределения характерен для никеля: его среднее содержание в торфяных почвах в 3,7 раза выше фона, в минеральных, наоборот, ниже в 1,9 раза. Содержание хрома в исследованных почвах составляет от 0,7 до 8,7 мг/кг при среднем значении 2,8 мг/кг почвы.

В **украинской полесской части бассейна р. Стыри** валовое содержание тяжелых металлов в почвах оценивалось для свинца, меди, никеля, хрома и молибдена. Результаты выполненных анализов (табл. 2) свидетельствуют о том, что в фоновых дерново-подзолистых почвах водораздельных поверхностей и надпойменных террас, а также в минеральных почвах поймы среднее содержание исследованных элементов находится в пределах фоновых значений для полесских почв [23]. Как и в пределах белорусской части бассейна Стыри, самые высокие значения содержания исследованных химических элементов получены для органогенных почв (торфяно-болотных и торфяных). Средние значения содержания в них всех исследованных элементов превышают фоновые показатели, однако находятся в пределах ПДК.

Влияние техногенных источников загрязнения на полесские ландшафты проанализировано более детально для г. Кузнецовска и на приле-

гающих территориях. Исследования содержания тяжелых металлов в почвенном покрове в пределах г. Кузнецова, выполненные с учетом ландшафтных условий территории, иллюстрируют превышение региональных фоновых значений для марганца, свинца, меди и других загрязняющих веществ (рис. 6). Наибольшие значения их содержания выявлены в дерновых глеевых суглинистых почвах пойменных ландшафтов в пределах городской черты, в том числе в единичных случаях выявлено содержание свинца и никеля, превышающее ПДК. На небольшом удалении от г. Кузнецова содержание тяжелых металлов в

почвах, по результатам выполненных исследований, находится на уровне фоновых значений и не превышает ПДК. Это обусловлено незначительным их поступлением из техногенных источников, а также геохимическими параметрами и свойствами полесских почв. В частности, низкое содержание гумуса, легкий механический состав почв, низкие показатели емкости катионного обмена, бедный минералогический состав способствуют выносу антропогенно привнесенных соединений, в том числе тяжелых металлов, и низкому уровню их аккумуляции в компонентах ландшафта.

**Таблица 2. Валовое содержание тяжелых металлов в основных типах почв в полесской части бассейна р. Стыри в пределах Украины, мг/кг [19]**

Тип почвы (кол-во проб)	Показатель	Pb	Cu	Ni	Cr	Mo
Дерново-подзолистые (4)	Диапазон	5–8	3–6	3–5	3–30	2–4
	Среднее значение	6,3	4,75	4,3	11,5	3
Минеральные пойменные (3)	Диапазон	2–10	3–10	1–10	3–10	1–3
	Среднее значение	5,3	6,3	5	7	2
Торфяные (4)	Диапазон	8–50	2–30	6–50	5–20	1–5
	Среднее значение	19	11,75	17,5	9	3
Фон региональный [15]		6,6	4,1	2,9	—	—
Почвы мира [8]		10–56	2–29	5–15	18–25	—
ПДК/ОДК [18]		32	55	20	100	—

Радиальное распределение тяжелых металлов по профилю почв, характерных для этой территории, и испытывающих значительные антропогенные нагрузки, исследовано на примере двух площадок комплексных исследований. Обе площадки находятся в зоне влияния г. Кузнецова: ниже города по течению р. Стыри на левобережной надпойменной террасе (2 км севернее города) и в пойме реки (1 км севернее города).

На рис. 7 представлены почвенные профили дерново-среднеподзолистой песчаной почвы на древнеаллювиальных слоистых песках и аллювиальной дерновой глеевой почвы, подстилаемой аллювиальными суглинками. Характеристики генетических горизонтов почв сопровождаются графиками, отображающими валовое содержание в них основных выявленных загрязняющих веществ [19]. Одним из таких веществ в рассматриваемых почвенных разрезах является свинец. Для современных антропогенно измененных ландшафтов свинец – наиболее распространенный элемент-загрязнитель. Его соединения малорастворимы, соответственно, для них характерна невысокая миграционная способность. Мигрирует свинец преимущественно в составе органических комплексов и механическим путем с глинистыми частицами [17]. Растворимость этого элемента снижается в нейтральной и щелочной среде [8], то есть происходит его аккумуляция. Анализируя результаты исследований, можно отметить разный характер вертикального (радиального) распределения свинца по профилю исследуемых почв. В

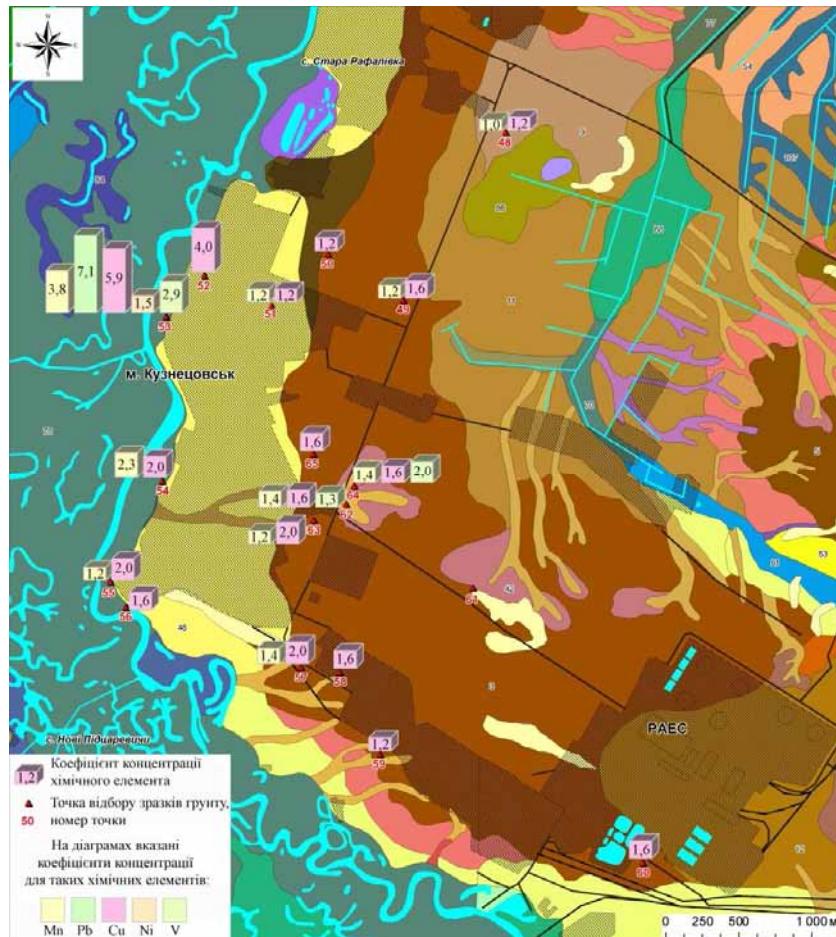
почве надпойменной террасы соединения свинца накапливаются в гумусовом горизонте (20 мг/кг) и практически не мигрируют по профилю. В профиле же аллювиальной дерновой глеевой почвы свинец выщелачивается вместе с нисходящими потоками почвенных вод и аккумулируется на сорбционно-глеевом барьере оглеенной почвообразующей породы (валовое содержание свинца здесь составляет 10 мг/кг, в то время как в верхних горизонтах – 2–3 мг/кг). Аналогичное радиальное распределение характерно для никеля.

Среди исследованных тяжелых металлов повышенными концентрациями в почвах этой территории также отличается медь. Катионы меди химически активны и способны к химическому взаимодействию с минеральными и органическими компонентами почвы. На миграционные свойства оказывают влияние процессы адсорбции, оклюзии, хелато- и комплексообразования и микробиологической фиксации. Способность почв удерживать медь в связанном или растворенном состоянии зависит от характера и количества органических соединений (гуминовые и фульвокислоты образуют устойчивые комплексы с ионами Cu) и минерального состава почвы (процессы адсорбции меди связаны с наличием в почве оксидов Fe и Mg, аморфных гидроксидов Fe и Al и глинистых минералов) [8, 17]. Это подтверждается и результатами наших наблюдений. В дерново-среднеподзолистой песчаной почве максимальное содержание меди зафиксировано в гумусовом горизонте, а оглеение аллювиаль-

ной дерновой глеевой почвы способствовало накоплению этого металла по всему профилю.

Особенно опасным потенциальным загрязнителем окружающей среды является хром. Геохимические свойства хрома, как и большинства тяжелых металлов, зависят в основном от степени его окисления и кислотно-щелочных условий. В почвах присутствует в основном  $\text{Cr}^{3+}$ , соединения которого в слабокислой среде малоподвижны, а при  $\text{pH} 5,5$  почти полностью выпадают в осадок. Более опасным является хром в степени

окисления +6, поскольку это канцероген, который является миграционно активным и в кислых, и в щелочных почвах [17]. Валовое содержание хрома в исследованных почвенных разрезах является довольно значительным – в пределах 5–8 мг/кг. Миграционная активность этого металла в профиле дерново-среднеподзолистой песчаной почвы снижается в иллювиальных горизонтах, в то время как в аллювиальной дерновой глеевой почве хром накапливается в почвообразующей породе.



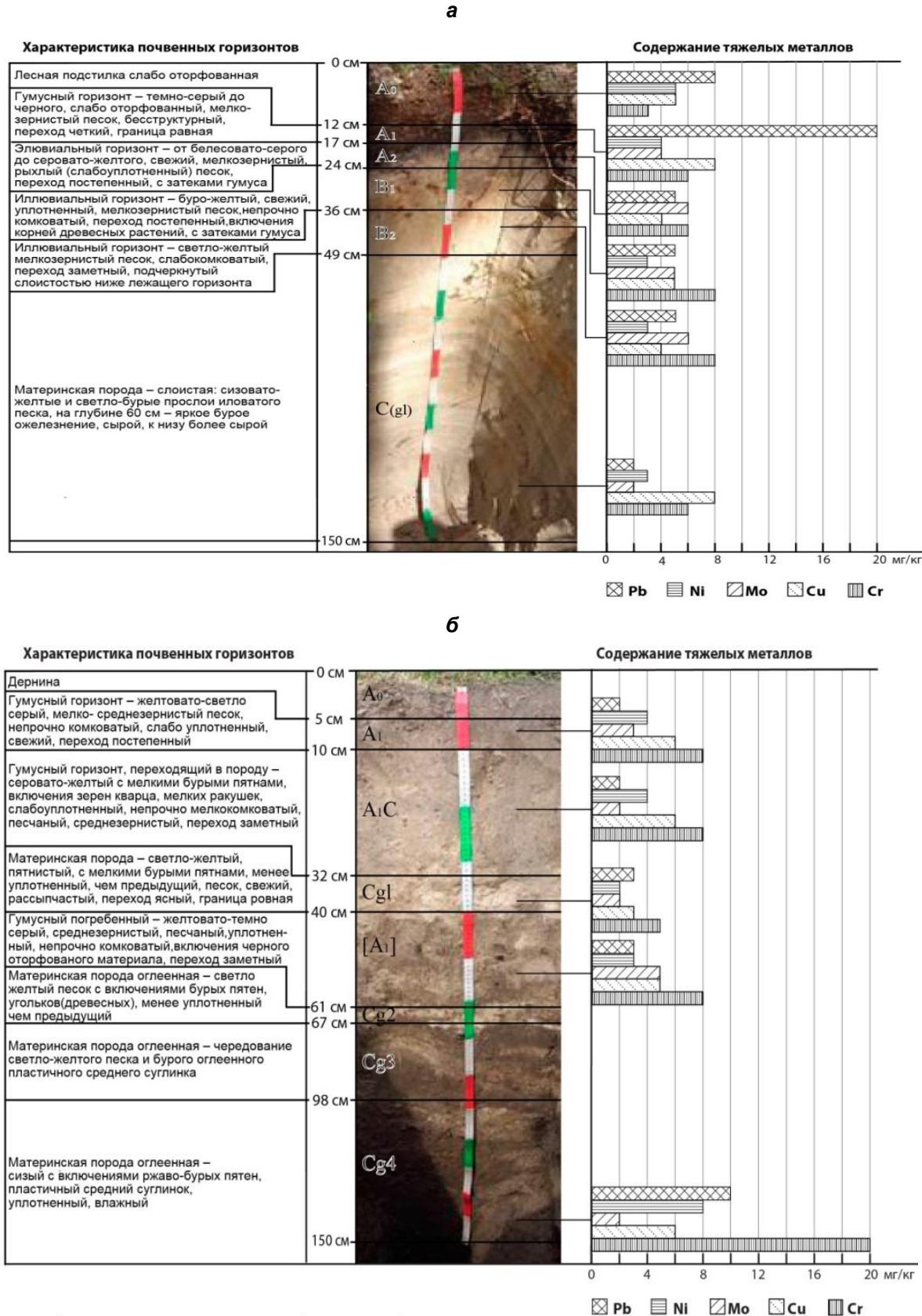
**Рис. 6. Содержание химических элементов в почвенном покрове ландшафтов в пределах г. Кузнецовска и Ровенской АЭС. Цифры на диаграммах – значения коэффициентов концентрации (превышение содержания элементов по отношению к фоновым значениям) [19]**

**Трансформация химического состава поверхностных и подземных вод в бассейне р. Стыри.** Во время полевых исследований в июле 2011 г. в период летней межени на территории Полесской части бассейна р. Стыри было проведено опробование различных типов природных вод: поверхностных, грунтовых (колодцы), подземных напорных (колонки), атмосферных осадков.

**Поверхностные воды.** Вода р. Стыри, как на территории Украины, так и на территории Беларуси, характеризовалась как среднеминерализованная ( $322,0$ – $368,7 \text{ мг}/\text{дм}^3$ ), зонального гидрокарбонатного кальциевого или магниево-

кальциевого типа: содержание гидрокарбонатов в отобранных пробах составляло  $201,37$ – $244,08 \text{ мг}/\text{дм}^3$  ( $78,5$ – $81,9 \text{ %-экв}$ ), кальция –  $57,72$ – $67,33 \text{ мг}/\text{дм}^3$  ( $63,6$ – $72,2 \text{ %-экв}$ ), магния –  $9,73$ – $17,51 \text{ мг}/\text{дм}^3$  ( $17,2$ – $28,6 \text{ %-экв}$ ). Реакция среды слабощелочная –  $\text{pH } 8,02$ – $8,05$ .

В р. Простыри (рукаве р. Стыри в устьевой части) вода была несколько менее минерализованной –  $246,05 \text{ мг}/\text{дм}^3$ , слабощелочной ( $\text{pH } 8,18$ ), гидрокарбонатного магниево-кальциевого типа: содержание гидрокарбонатов составило  $143,40 \text{ мг}/\text{дм}^3$  ( $64,9 \text{ %-экв}$ ), кальция –  $30,46 \text{ мг}/\text{дм}^3$  ( $48,5 \text{ %-экв}$ ), магния –  $14,59 \text{ мг}/\text{дм}^3$  ( $38,2 \text{ %-экв}$ ).



**Рис. 7. Радиальное распределение тяжелых металлов по генетическим горизонтам дерново-среднеподзолистой слабоглеевой песчаной почвы на древнеаллювиальных сплоистых песках на надпойменной террасе (а) и аллювиальной дерновой глеевой почвы, подстилаемой аллювиальными суглинками в пойме р. Стыри (б) [19]**

Воды рек Стыри и Простыри характеризовались высоким содержанием соединений азота. Так, содержание азота аммонийного в пробах воды, отобранных из р. Стыри на территории Украины ниже г. Кузнецовска и в пределах пгт. Заречное, превышало ПДК в 1,4–3,0 раза, на территории Беларуси (д. Вуйвичи) – в 1,9 раза (табл. 5). Содержание азота аммонийного в воде р. Простыри находилось на уровне ПДК. Кроме того, выше г. Кузнецовска и в пределах

пгт. Заречное в воде р. Стыри зафиксировано содержание азота нитритного, превышающее ПДК в 1,7–3,8 раза. Столь высокое содержание соединений азота в речных водах, по-видимому, связано с их поступлением с сельскохозяйственных угодий, что подтверждается высокими концентрациями азота аммонийного и нитритного в водах мелиоративных каналов: азот аммонийный – 0,93–1,24 мгN/дм<sup>3</sup> (2,4–3,2 ПДК), азот нитритный – 0,058 мгN/дм<sup>3</sup> (2,4 ПДК).

**Таблица 5. Содержание некоторых биогенных элементов и железа в поверхностных и подземных водах в бассейне р. Стыри, июль 2011 г.**

№ про-бы	Место отбора, характер пробы	Азот аммо-никийный, мгN/дм <sup>3</sup>	Азот нит-ратный, мгN/дм <sup>3</sup>	Азот нит-ритный, мгN/дм <sup>3</sup>	Фосфор фосфатный, мгP/дм <sup>3</sup>	Fe общее валовое, мг/дм <sup>3</sup>	Fe общее растворенное, мг/дм <sup>3</sup>
Украинская часть бассейна р. Стыри							
25	р. Стырь, пгт. Заречное, поверхностная	<b>1,17*</b>	0,07	<b>0,091</b>	<b>0,094</b>	0,2	< 0,1
28	р. Стырь, ниже г. Кузнецовска, поверхностная	<b>0,55</b>	0,02	0,015	<b>0,536</b>	0,2	< 0,1
29	р. Стырь, выше г. Кузнецовска, поверхностная	0,29	0,11	<b>0,040</b>	<b>0,072</b>	< 0,1	< 0,1
23	оз. Любин у с. Боровое, поверхностная	<b>0,62</b>	0,13	0,018	< 0,005	<b>0,4</b>	<b>0,2</b>
35	оз. Освятское, поверхностная	<b>0,47</b>	0,02	0,006	< 0,005	< 0,1	< 0,1
33	Мелиоративный канал (р. Стубла, приток р. Стыри), поверхностная	<b>1,24</b>	0,22	0,006	0,011	<b>0,7</b>	<b>0,4</b>
24	Колодец в с. Боровое, грунтовая	<b>0,75</b>	<b>25,47</b>	<b>1,500</b>	<b>1,870</b>	< 0,1	< 0,1
Белорусская часть бассейна р. Стыри							
37	р. Стырь у д. Вуйвичи, поверхностная	<b>0,72</b>	0,05	0,006	0,059	<b>0,3</b>	<b>0,2</b>
41	р. Простырь (рукав р. Стыри в устьевой части), д. Паре, поверхностная	<b>0,39</b>	0,07	0,012	0,006	0,2	< 0,1
43	Мелиоративный канал, поверхностная	<b>0,93</b>	0,22	<b>0,058</b>	<b>0,294</b>	<b>0,3</b>	<0,1
44	Колодец в д. Хлябы, грунтовая	<b>1,10</b>	<b>55,55</b>	<b>2,200</b>	<b>2,840</b>	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>
45	Колонка в д. Лопатино, подземная напорная	0,23	0,08	<b>0,079</b>	0,052	<b>0,3</b>	< 0,1
	<b>ПДК</b>	<b>0,39</b>	<b>9,03</b>	<b>0,024</b>	<b>0,066</b>	<b>0,3</b>	<b>0,1</b>

\* Жирным шрифтом выделены значения, превышающие ПДК.

Кроме того, в воде р. Стыри на территории Украины зафиксировано высокое содержание фосфора фосфатного – 0,072–0,536 мгP/дм<sup>3</sup> (в 1,1–8,1 раза выше ПДК), а на территории Беларуси – содержание железа общего на уровне ПДК (0,3 мг/дм<sup>3</sup>).

Вода двух озер на территории Украины – Любин и Освятского – характеризовалась малой минерализацией (57,0–199,0 мг/дм<sup>3</sup>), нейтральной (рН 6,84) и слабощелочной (рН 8,24) реакцией среды. По ионному составу вода оз. Любин относилась к азональному хлоридно-гидрокарбо-

натному кальциевому типу: содержание гидрокарбонатов составило 27,46 мг/дм<sup>3</sup> (58,1 %-экв), хлоридов – 7,98 мг/дм<sup>3</sup> (29,0 %-экв), кальция – 11,22 мг/дм<sup>3</sup> (64,6 %-экв); оз. Освятского – к гидрокарбонатному кальциевому: содержание гидрокарбонатов – 125,09 мг/дм<sup>3</sup> (82,4 %-экв), кальция – 36,87 мг/дм<sup>3</sup> (74,0 %-экв).

Вероятно, высокое содержание хлоридов в воде оз. Любин может быть связано с их атмосферным поступлением, так как другие источники воздействия на воды озера отсутствуют. Данное предположение подтверждается анализом хими-

ческого состава пробы атмосферных осадков, отобранных в окрестностях озер. Для воды атмосферных осадков характерно высокое содержание хлоридов – 3,19 мг/дм<sup>3</sup> или 41,1 %-экв. Осадки относятся к хлоридно-гидрокарбонатному аммонийно-магниево-кальциевому типу: содержание гидрокарбонатов – 6,1 мг/дм<sup>3</sup> (45,7 %-экв), азота аммонийного – 0,82 мгN/дм<sup>3</sup> (25,8 %-экв), магния – 0,97 мг/дм<sup>3</sup> (35,0 %-экв), кальция – 1,65 мг/дм<sup>3</sup> (36,2 %-экв).

Воды обоих озер характеризовались повышенным содержанием азота аммонийного – 0,47–0,62 мгN/дм<sup>3</sup> или 1,2–1,6 ПДК, а оз. Любин – еще и железа. Так, содержание железа общего в воде оз. Любин составило 0,4 мг/дм<sup>3</sup> или 1,3 ПДК, железа растворенного – 0,2 мг/дм<sup>3</sup> или 2,0 ПДК.

**Грунтовые воды.** Опробование колодцев дало общее представление о составе и качестве грунтовых вод в бассейне р. Стыри.

Вода колодца в д. Хлябы (Беларусь) по результатам опробования оказалась высокоминерализованной (1105,62 мг/дм<sup>3</sup>), слабощелочной (рН 7,53), с высоким содержанием практически всех макрокомпонентов. Тип воды – азональный сульфатно-нитратно-гидрокарбонатный натриево-кальциевый. Содержание сульфатов в воде составило 177,00 мг/дм<sup>3</sup> (25,3 %-экв), азота нитратного – 55,55 мгN/дм<sup>3</sup> (27,8 %-экв), гидрокарбонатов – 268,49 мг/дм<sup>3</sup> (30,0 %-экв), натрия – 88,00 мг/дм<sup>3</sup> (26,9 %-экв), кальция – 128,26 мг/дм<sup>3</sup> (45,1 %-экв). При этом содержание сульфатов и калия в воде превышало ПДК в 1,8 раза, азота нитратного – в 6,2, азота аммонийного – в 2,8, азота нитритного – в 91,7, фосфора фосфатного – в 43,0 раза, что свидетельствует о критической ситуации в отношении загрязнения грунтовых вод биогенными элементами. Содержание железа общего находилось на уровне ПДК (0,3 мг/дм<sup>3</sup>).

Вода колодца в с. Боровое (Украина) характеризовалась средней минерализацией (374,9 мг/дм<sup>3</sup>), нейтральной реакцией среды (рН 6,8), зональным гидрокарбонатным кальциевым типом вод: содержание гидрокарбонатов – 97,63 мг/дм<sup>3</sup> (33,4 %-экв), кальция – 56,11 мг/дм<sup>3</sup> (56,7 %-экв). Для воды из данного колодца также характерно высокое содержание соединений азота: аммонийного – 0,75 мгN/дм<sup>3</sup> (1,9 ПДК), нитритного – 1,50 мгN/дм<sup>3</sup> (62,5 ПДК), нитратного – 25,47 мгN/дм<sup>3</sup> (2,8 ПДК). Содержание фосфора фосфатного также высоко – 1,87 мгP/дм<sup>3</sup> (28,3 ПДК).

**Межпластовые подземные воды** территории исследования (колонка в д. Лопатино) характеризовались средней минерализацией (356,13 мг/дм<sup>3</sup>), слабощелочной реакцией среды (рН 7,94), повышенным содержанием натрия (68 мг/дм<sup>3</sup>). По ионному составу вода относилась к азональному гидрокарбонатному натриевому типу: содержание гидрокарбонатов –

213,57 мг/дм<sup>3</sup> (74,8 %-экв), натрия – 68,00 мг/дм<sup>3</sup> (63,5 %-экв). Содержание азота нитритного в воде составило 0,079 мгN/дм<sup>3</sup> (превышало ПДК в 3,3 раза), железа общего – находилось на уровне ПДК (0,3 мг/дм<sup>3</sup>).

### Выводы

Кроме радиоактивного загрязнения, связанного с чернобыльской катастрофой, ландшафты в пределах исследованной Полесской трансграничной территории водосборного бассейна р. Стыри характеризуются незначительным химическим загрязнением.

В почвах ландшафтов модельного бассейна в пределах Белорусского и Украинского Полесья содержание большинства проанализированных загрязняющих веществ находится в пределах фона или незначительно превышает его. Исключение составляют кадмий и свинец, для которых наряду с превышением фоновых значений наблюдается превышение установленных санитарно-гигиенических нормативов (ПДК/ОДК) в белорусской части бассейна Стыри. Поступление данных элементов в почвы, вероятно, связано здесь с применением минеральных удобрений и средств защиты растений, выбросами автотранспорта и сельскохозяйственной техники, трансграничным переносом.

Наибольшее содержание тяжелых металлов наблюдается в торфяных почвах, где их средние значения в 1,5–4,3 раза выше, чем в почвах с преобладающей минеральной составляющей. Данная особенность связана с высокой сорбционной способностью органического вещества торфа, где основная масса тяжелых металлов аккумулируется на высокомоком биогеохимическом барьере.

Опробование различных типов вод на территории водосборного бассейна р. Стыри показало, что содержание компонентов основного солевого состава как в поверхностных, так и в подземных водах в основном не выходит за пределы стандартов качества, за исключением единичных случаев. Вместе с тем, воды всех типов характеризуются повышенным содержанием соединений азота и фосфора фосфатного, что обусловлено антропогенным воздействием, а также железа общего, что связано с природными особенностями рассматриваемой территории.

Полученные результаты исследования свидетельствуют о том, что современная хозяйственная деятельность в пределах белорусско-украинского трансграничного бассейна р. Стыри и на сопредельных территориях не влечет за собой значительных техногенных загрязнений тяжелыми металлами и, соответственно, существенной антропогенной трансформации геохимических параметров ландшафтов.

Деятельность по оптимизации использования природной среды всего Полесья, в том числе в пределах исследованной территории, должна

проводиться по многим направлениям, включая предотвращение загрязнения окружающей среды и истощения природно-ресурсного потенциала, уменьшение риска возникновения техногенных аварий и минимизацию ущерба от стихийных природных явлений, защиту от наводнений,

обезжелезивание питьевых вод. С учетом специфики внутрирегиональных особенностей существующих геоэкологических проблем такая деятельность должна иметь свои особенности и определять круг вопросов, которым следует уделять повышенное внимание.

## Литература

1. **Анализ** водного режима, особенностей проявления паводков и их последствий в бассейне р. Стырь: отчет по мероприятию 1 «Анализ водного режима в белорусской части бассейна верхней Припяти, особенностей появления паводков и их последствий, современной гидрометеорологической сети, информационных потоков и обмена данными (включая обмен данными между странами)» / Наука ради мира и безопасности: проект НАТО № 983516 «Мониторинг и прогнозирование наводнений в бассейне Припяти»; исп.: Ю. Набиванец [и др.]. 2010.
2. **Атлас** современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия – Беларусь) / под ред. Ю. А. Израэля и И. М. Богдевича. Москва–Минск, 2009.
3. **Беларусь** и Чернобыль: 27 лет спустя / под ред. Н. Н. Цыбулько. Минск, 2013.
4. **Геохимия** ландшафта: учеб. пособие / Н. К. Чертко [и др.]. Минск, 2011.
5. **Двадцять п'ять років** Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. Київ, 2011.
6. **Доповідь** про стан навколишнього природного середовища в Рівненській області за 2011 р. [Електронний ресурс] / Державне управління охорони навколишнього природного середовища в Рівненській області. Рівне, 2012. Режим доступа: [http://www.ecorivne.gov.ua/report\\_about\\_environment](http://www.ecorivne.gov.ua/report_about_environment).
7. **Загрязнение** территории Украины стронцием-90 (по состоянию на 10 мая 2006 года) [Электронный ресурс]. Режим доступа: [http://chernobyl.info/ru-RU/Glavnaya/Radioeko-informaciya/Karty/map/108\\_ru.aspx](http://chernobyl.info/ru-RU/Glavnaya/Radioeko-informaciya/Karty/map/108_ru.aspx).
8. Кабата-Пендиас, А. Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. М., 1989.
9. **Ландшафтно-екологічні** дослідження у 30-кілометровій зоні Рівненської АЕС: основні результати, досвід використання ГІС / Л. Л. Малишева [та ін.] // Укр. геогр. журнал. 2003. № 1. С. 21–32.
10. **Ландшафтные** воды в условиях техногенеза / О. В. Кадацкая [и др.]. Минск, 2005.
11. **Національна** атомна енергогенеруюча компанія «Енергоатом» : офіційний сайт [Электронный ресурс]. Режим доступа : <http://www.energoatom.kiev.ua>.
12. **Національний** атлас України. Київ, 2007.
13. **Нацыянальны** атлас Беларусі. Мінск, 2002.
14. **Охрана** природы. Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения: ГОСТ 17.4.1.02-83 [Электронный ресурс]. М., 2008. Режим доступа: <http://vsegost.com/Catalog/21/21047.shtml>.
15. **Парfenов, В. В.** Мониторинг земель на фоновых территориях / В. В. Парfenов // Органическое сельское хозяйство Беларуси: перспективы развития : материалы междунар. научн.-практ. конф. Минск, 2012. С. 61–64.
16. **Патика, В. П.** Агроэкологічний моніторинг та паспортизація сільськогосподарських земель / В. П. Патика, О. Г. Тарапіко. Київ, 2002.
17. **Перельман, А. И.** Геохимия : учеб. для геол. спец. вузов / А. И. Перельман. М., 1989.
18. **Перечень** ПДК и ОДК химических веществ в почве: ГН 2.1.7.12-1-2004 // Сборник нормативных документов по разделу коммунальной гигиены. Минск, 2005. С. 27–45.
19. **Проблемы** природопользования в трансграничном регионе Белорусского и Украинского Полесья / науч. ред. В. П. Палиенко, В. С. Хомич, Л. Ю. Сорокина. Киев, 2013.
20. **Ривненская** атомная электростанция : официальный сайт [Электронный ресурс]. Режим доступа : <http://www.rnpp.rv.ua>.
21. **Руководство** по химическому анализу поверхностных вод суши / под ред. А. Д. Семенова. Л., 1977.
22. **Сборник** методик выполнения измерений, допущенных к применению в деятельности лабораторий экологического контроля предприятий и организаций Республики Беларусь: в 2 ч. Минск, 1997.
23. **Фоновий** вміст мікроелементів у ґрунтах України / за ред. А. І. Фатєєва, Я. В. Пащенко. Харків, 2003.
24. **Цыбулько, Н. Н.** Радиоактивное загрязнение территории Беларуси: динамика и современное состояние / Н. Н. Цыбулько // Вестник БГУ. 2012. Сер. 2. № 1. С. 80–84.

<sup>1</sup> Институт географии НАН Украины,

<sup>2</sup> Институт природопользования НАН Беларуси

**Л. Ю. Сорокина, В. С. Хомич, М. И. Струк, А. Г. Голубцов,  
Л. А. Кравчук, И. В. Рога, В. А. Рыжиков, Е. В. Санец**

**ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА АНТРОПОГЕННОЙ ТРАНСФОРМАЦИИ  
ЛАНДШАФТОВ ТРАНСГРАНИЧНОГО БАССЕЙНА Р. СТЫРИ**

На примере полесской части белорусско-украинского трансграничного бассейна р. Стыри рассмотрены характерные для этого региона и специфические для соседствующих стран виды трансформации геохимических параметров ландшафтов, связанные с техногенными нагрузками (радиоактивное и химическое загрязнение территории, изменение химического состава поверхностных и подземных вод).

Выявлено загрязнение почв в пределах белорусской части бассейна Стыри кадмием и свинцом до значений выше установленных санитарно-гигиенических нормативов (ПДК/ОДК), которое связано с применением минеральных удобрений и средств защиты растений, выбросами автотранспорта и сельскохозяйственной техники, трансграничным переносом. Природные воды в пределах исследованной территории характеризуются повышенным содержанием соединений азота и фосфора, что обусловлено антропогенным воздействием, а также железа общего, что связано с природными особенностями региона.

Приведены данные о ландшафтных условиях и структуре природопользования в пределах рассматриваемого бассейна. Обозначены основные направления оптимизации природопользования в полесских ландшафтах: предотвращение загрязнения окружающей среды и истощения природно-ресурсного потенциала, уменьшение риска возникновения техногенных аварий и минимизация ущерба от стихийных природных явлений, защита от наездов, обезжелезивание питьевых вод.

**L. J. Sorokina, V. S. Khomich, M. I. Struk, A. G. Golubtsov,  
L. A. Kravchuk, I. V. Roga, V. A. Ryzikov, E. V. Sanets**

**GEOCHEMICAL ESTIMATION OF ANTHROPOGENIC TRANSFORMATION  
OF LANDSCAPES IN THE TRANSBOUNDARY BASIN OF STYR RIVER**

*The object of investigation was the transboundary basin of Styr River (in the borders of Polessye region). The general features of geochemical parameters of landscapes for Belarus and Ukraine were considered in the article as well as differences for both countries. The geochemical transformation of landscapes is associated with radioactive and chemical contamination of lands, transformation of chemical composition of soils, surface and ground water.*

*The contamination of soils of the Belarusian part of Styr River basin by cadmium and lead was revealed. Concentrations of these elements in soils exceed sanitary and hygienic standards (MPC). This contamination is related to the use of mineral fertilizers and chemical weed and pest killers, motor vehicle pollution and emission from agricultural machines, transboundary air pollution. The landscape waters on the territory of investigation contain high concentrations of nitrogen and phosphorus compounds (related to anthropogenic impact) and ferrous compounds (related to natural features of Polessye region).*

*Article contains data on landscape conditions and the structure of nature management on the territory of the basin of Styr River. The main directions of nature management optimization of the Polessye landscapes were determined. They are: prevention of environment contamination and depletion of natural resources, minimization of risk and damage from anthropogenic and natural emergencies, flood control, fresh water deferrization.*

**А. Н. Клименко, Н. В. Кирильчук**

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ ВЕДЕНИЯ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО ПРОИЗВОДСТВА НА ЗАГРЯЗНЕННЫХ РАДИОНУКЛИДАМИ ЗЕМЛЯХ РОВЕНСКОЙ ОБЛАСТИ

*Приведены результаты многолетних исследований по вопросу радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий Ровенской области, которые пострадали в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Проведен анализ загрязнения продукции сельскохозяйственного производства на радиоактивно зараженных территориях. Отражены перспективы ведения сельскохозяйственного производства в условиях радиоактивного загрязнения территории.*

Развитие сельскохозяйственного производства на загрязненных радионуклидами территориях должно осуществляться на основе научно обоснованной стратегии, направленной на минимизацию коллективных доз облучения населения, реабилитацию этих территорий и возрождение выращивания традиционных для них сельскохозяйственных культур, оптимизацию ведения сельского хозяйства [1].

Важную роль во время оценки влияния радиационных факторов на человека играет радиационный мониторинг окружающей среды в сфере агропромышленного комплекса. Он является основным источником получения регулярной и системно-организационной информации о пространственном распределении радиоактивных элементов или их изотопов и закономерности их мобилизации, транзита, локализации и фиксации. Вместе с тем весомое значение имеет анализ миграции радионуклидов по трофическим звеньям, потому что через потребление продуктов питания, содержащих радиоактивные вещества, происходит преимущественно основное облучение населения, которое проживает на Полесье Украины [16].

Радиоактивный след, образовавшийся в результате Чернобыльской аварии, формировался в сложных условиях. Выбросы радиоактивных веществ происходили в течение достаточно длительного времени из разных частей активной зоны, с разной степенью выгорания топлива и, следовательно, с разным радионуклидным составом выбросов [2, 4]. Физико-химические свойства радионуклидов, которые выбрасывались в атмосферу, изменялись в зависимости от времени выбросов. Метеорологические условия, которые также изменялись в течение времени, привели к тому, что радиоактивное загрязнение территории оказалось сложным и неоднородным как за уровнем загрязнения, так и за радионуклидным составом. Все это сильно затрудняло работу относительно оценки радиоактивного загрязнения территорий [3, 8, 13, 15].

Цель работы – изучение динамики загрязнения молока частного сектора, исследование закономерности миграции радионуклидов в цепи «почва–растение–животное», изучение состояния радиологической ситуации районов Полесья Ровенской области – Березновского, Владимирацкого, Дубровицкого, Заречненского, Рокитновского, Сарненского.

Объекты исследований – процессы поступления радионуклидов в растениеводческую и животноводческую продукцию, динамика изменения загрязненности сельскохозяйственной продукции.

Обследование земель сельскохозяйственного назначения проводилось согласно «Методическим рекомендациям отбора образцов почвы для радиоизотопного анализа при обследовании сельхозугодий» [10] и «Методике агрохимической паспортизации земель сельскохозяйственного назначения» [9].

Методом гамма-спектрометрии, согласно инструкции к приборам гамма-спектрометр СЕГ-01 и СЕГ-05 в литровых сосудах Маринелли со временем экспозиции 1 ч определяли  $^{137}\text{Cs}$  [14],  $^{90}\text{Sr}$  – согласно «Методики по определению  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в почвах и растениях» [12], «Методическим рекомендациям оценки радиационного состояния окружающей среды» [11]. Радиометрию проб проводили на КРК-1, КРК-1-01 со временем экспозиции 2 ч.

Для исследований были также использованы материалы «Общегосударственной паспортизации населенных пунктов Украины, которые пострадали в результате радиоактивного загрязнения после Чернобыльской аварии» [5–7] и материалы отчетов Ровенской областной санитарной станции по результатам спектрометрического измерения радиоизотопа  $^{137}\text{Cs}$  в молоке индивидуального сектора Полесских районов Ровенской области.

За послеаварийный период радиационная ситуация в Ровенской области улучшилась. Этому способствовало дифференцированное выполнение комплекса контрмер на основании результатов

тщательного радиоэкологического мониторинга почв и сельскохозяйственной продукции, сосредоточения контроля, внимания и первоочередного проведения защитных мероприятий на наиболее критических территориях. Радиационное состояние улучшилось также благодаря естественным природным процессам (радиоактивному распаду, фик-

сации и перераспределению радионуклидов в почве). Позитивное влияние имел и биологический вынос радионуклидов из биомассы растений, которая отчуждалась из данной территории. Действие этих факторов обусловило уменьшение площадей почв, загрязненных  $^{137}\text{Cs}$  выше 37 кБк/м<sup>2</sup>, на 5,5 и составляет – 52,7 % (рис. 1).

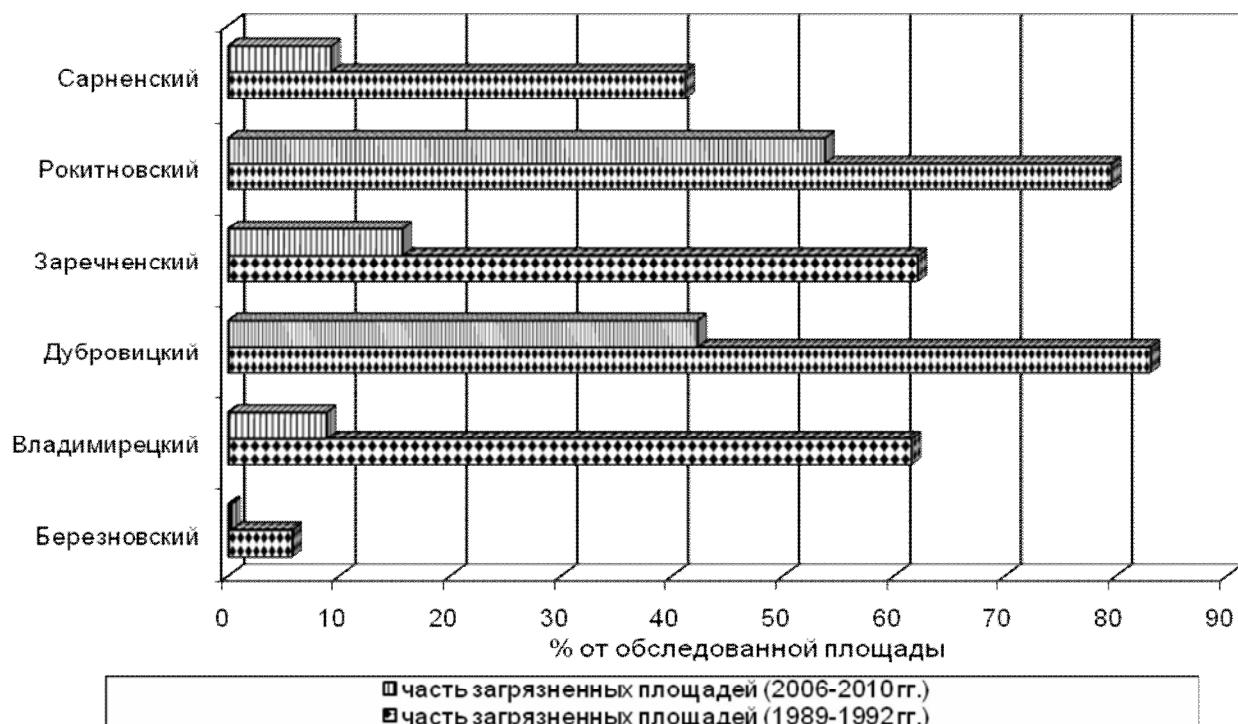


Рис. 1. Изменение площадей сельскохозяйственных угодий, загрязненных  $^{137}\text{Cs}$  с плотностью свыше 37 кБк/м<sup>2</sup>

В результате проведения радиологического обследования сельскохозяйственных угодий после аварии в период с 1989 по 1992 г. установлено, что площадь угодий с плотностью загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  выше 37 кБк/м<sup>2</sup> составляла 82,85 тыс. га (43,1 %) пахотных земель зоны Полесья, или 17,4 % обследованных по области.

Наибольшие площади загрязненных земель находились в Дубровицком районе – 83,1 %, Рокитновском – 79,6 %, Заречненском – 62,1 %, Владимирецком – 61,5 %. Наивысшие уровни загрязнения сельскохозяйственных угодий в районах области колебались в следующих пределах: в Березновском – 48,1–244,2 кБк/м<sup>2</sup>, Владимирецком – 51,8–262,7, Дубровицком – 92,5–526,5, Заречненском – 62,9–251,6, Рокитновском – 77,7–377,4 кБк/м<sup>2</sup>.

Плотность загрязнения почв сельскохозяйственных угодий области  $^{90}\text{Sr}$  колебалась в пределах 0,74–28,86 кБк/м<sup>2</sup>, максимальные уровни загрязнения отмечены в с. Соломиевка (28,86 кБк/м<sup>2</sup>), с. Загребля (7,77 кБк/м<sup>2</sup>).

В период 2006–2010 гг. в зоне Полесья обследовано 153,08 тыс. га, из них плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  выше 37 кБк/м<sup>2</sup> имеют 25,6 тыс. га, что составляет 16,7 %. Плотность загрязнение  $^{90}\text{Sr}$  выше 0,74 кБк/м<sup>2</sup> имеют 9,58 тыс. га (71,9 % обследованных площадей зоны Полесья).

Наиболее загрязненные участки почвы  $^{137}\text{Cs}$  выявлены в Рокитновском районе: в Старосельском – 222 кБк/м<sup>2</sup> (15,6 га) и Томашгородском – 196,1 кБк/м<sup>2</sup> (101 га) сельсоветах; Дубровицком районе: в Залузком – 166,5 кБк/м<sup>2</sup> (113,8 га), Удрицком – 152,8 кБк/м<sup>2</sup> (32,6 га) и Велюнском сельсоветах на площади 154,4 га – 141,3 кБк/м<sup>2</sup>; Заречненском районе: в Морочненском сельсовете – 112,5 кБк/м<sup>2</sup> (31,9 га).

Максимальный уровень загрязнения сельскохозяйственных угодий  $^{90}\text{Sr}$  отмечен в Рокитновском районе: в Беловежском и Томашгородском сельсоветах – 5,18 кБк/м<sup>2</sup>, Камянском сельсовете – 4,07 кБк/м<sup>2</sup>, Сарненском районе: Коростенском – 5,55 кБк/м<sup>2</sup> и Степанском – 4,07 кБк/м<sup>2</sup> сельсоветах.

Радиологическая ситуация в Ровенской области усложнилась тем, что наиболее загрязненной оказалась территория зоны Полесья, в почвенном покрове которой преобладают дерново-подзолистые и торфяно-болотные почвы, преимущественно недостаточно обеспеченные пита-

тельными веществами и имеющие кислую реакцию почвенного раствора. Структура по агрохимическим свойствам почв приведена в табл. 1. Почвы с рН < 5 представляют около 58,6 % обследованных площадей.

**Таблица 1. Распределение площади полесской зоны Ровенской области по агрохимическим свойствам почв, тыс. га**

Район	Общая обследованная площадь	Агрохимические показатели		
		рН сол.		Содержание К <sub>2</sub> O < 8 мг/100 г почвы
		рН < 5	в том числе с рН < 4,5	
Березновский	43,21	20,71	8,95	40,56
Владимирецкий	37,32	23,53	12,77	35,45
Дубровицкий	24,66	14,66	7,08	22,65
Заречненский	27,15	19,00	19,00	24,16
Рокитновский	25,60	16,71	11,25	20,06
Сарненский	51,03	27,75	15,79	46,04
Всего:	208,96	122,36	74,84	188,93

Калий как основной элемент питания растений способствует снижению накопления <sup>137</sup>Cs в урожае. Это связано с конкуренцией калия удобрений в соотношении к <sup>137</sup>Cs в процессе поглощения ионов почвенного раствора корнями, а также позитивным влиянием калия на урожайность сельскохозяйственных культур.

Следует заметить, что очень низкое содержание калия в почвах при обследовании в 2006–2010 гг. выявлено в районах зоны Полесья: Владимирецком – 70,8 %, Дубровицком – 61,1 %, Заречненском – 57,9 %, Костопольском – 55,9 %, Березновском – 53,7 %, Сарненском – 51,8 %, Рокитновском – 34 % обследованной площади.

Увеличение калия в 4 раза (240 кг/га) способствует увеличению до 9 мг/100 г почвы содержания калия в почве, а содержания <sup>137</sup>Cs в почве снижается в 9 раз (на 90 %) сравнительно с начальной почвой.

Комплексное проведение мероприятий (известкование кислых почв, внесение органических удобрений – 40–50 т/га, повышенных доз фосфорно-калийных удобрений) повышает плодородие почв в зоне радиоактивного загрязнения и урожайность сельскохозяйственных культур. Эти мероприятия снижают переход <sup>137</sup>Cs в продукцию растений в 1,5–2,5 раза. При одинаковой плотности радиоактивного загрязнения почвы накопления <sup>137</sup>Cs в урожае сельскохозяйственных культур на низкоплодородных участках в 1,5–2 раза выше по сравнению с высокоплодородными и хорошо окультуренными участками. Максимальный эффект снижения поступления <sup>137</sup>Cs в растения отме-

чается на дерново-подзолистых песчаных и супесчаных почвах [17].

Почвы Полесья Ровенской области преимущественно недостаточно обеспечены питательными веществами и имеют кислую реакцию почвенного раствора. По результатам агрохимической паспортизации земель сельскохозяйственного назначения зоны Полесья (2006–2010 гг.) выявлено 173,6 тыс. га с кислой реакцией почвенного раствора. Особенную тревогу вызывает то, что площади земель сельскохозяйственного назначения с кислой реакцией почвенного раствора увеличиваются. Основной причиной этого является резкое снижение или полное прекращение объемов проведения известкования кислых почв (табл. 2).

Площади кислых почв, которые нуждаются в известковании, определяются не только значением рН, но также составом выращиваемых сельскохозяйственных культур. Почвы Полесья следует известковать через 3–5 лет. Таким образом, за время, которое миновало после аварии, должно было проведено 3–4 тура известкования. Редко в каких хозяйствах зоны Полесья Ровенской области можно констатировать выполнение этой рекомендации.

Высокие уровни радиоактивного загрязнения молока связаны с выпасом коров и заготовкой сена на неокультуренных естественных лугах. Они используются в качестве сенокосов, которые находятся на увлажненных или подтопленных торфяно-болотных почвах, поэтому коэффициенты перехода <sup>137</sup>Cs из почвы в траву достаточно высокие. На естественных кормовых

угодьях в Рокитновском районе загрязнение травы составляет 110–1700 Бк/кг (с. Дроздинь), что в 3,5–8,5 раза превышает расчетные нормы для выпаса молочных коров.

Значительная часть населения с. Ельне заготавливает сено на зимний период с уровнем загрязнения 600–11000 Бк/кг, скармливает коровам зеленую массу травостоя в пастбищный период с уровнями загрязнения в среднем

240–1114 Бк/кг. На территории Дубровицкого района загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  пастбищной растительности на разных естественных и культурных выпасах колеблется достаточно существенно. Если на культурных (преимущественно дерново-подзолистых почвах) оно не превышает 80–200 Бк/кг, то на естественных, более торфяно-болотных и болотных (органогенных) почвах колеблется в пределах 1700–6100 Бк/кг.

**Таблица 2. Динамика проведения известкования кислых почв за период 1986–2010 гг., га**

Район	Годы								
	1986–1990	1991–1995	1996–2000	2001–2005	2006	2007	2008	2009	2010
Березновский	6463	3721	110	145	–	–	–	–	–
Владимирецкий	8055	4275	816	79	34,2	71	50	–	–
Дубровицкий	8852	3416	283	247	72,5	–	–	–	–
Заречненский	5550	1977	103	136	66,9	–	–	–	–
Костопольский	4735	2725	377	187	27	25	–	–	–
Рокитновский	6267	2630	138	149	184,8	110	–	–	–
Сарненский	7989	3679	504	245	133,3	–	–	–	–
Всего:	47 911	22 423	2331	1188	518,7	206	50	–	–

При использовании многолетних трав на пастбищах и сена лугов с указанными уровнями загрязнения радионуклидами наблюдается значительное загрязнение молока, которое на протяжении всех лет после аварии на ЧАЭС остается достаточно высоким.

Уровни загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  картофеля в период 1994–2012 гг. колеблются в следующих пределах: Владимирецкий район – 2,2–22,09 Бк/кг, Дубровицкий район – 3,7–29,3, Заречненский район – 4,4–17,03, Рокитновский район – 10,9–40,4, Сарненский район – 2,9–35,45 Бк/кг.

Средневзвешенный показатель содержания  $^{137}\text{Cs}$  в картофеле по районам не превышает ДУ-2006, но в отдельных критических населенных пунктах наблюдаются превышения ДУ-2006 в несколько раз. Так превышение ДУ-2006 содержимого  $^{137}\text{Cs}$  в картофеле в 2011 г. было зафиксировано в 6 пробах: в Дубровицком районе 1 проба, в Трипутнянском с/с, с. Вильне (61,0 Бк/кг), в Заречненском районе 1 проба в с. Серники, Серницком с/с (73,0), в Рокитновском районе 4 пробы – Старосельском с/с с. Дроздинь (138,0–202,0), Томашгородском с/с с. Томашгород (76,0–98,0 Бк/кг).

Важная особенность последствий Чернобыльской катастрофы в том, что дополнительная доза радиационного облучения населения на загрязненной радионуклидами территории в течение долговременного периода будет формироваться именно за счет радиоактивного загрязнения молока. Другая продукция сельскохозяйственного производства добавляет лишь несколько

процентов к взносу в суммарную дозу вышеупомянутых продуктов.

По данным измерений концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в молоке в пределах программы паспортизации сельских населенных пунктов Ровенской области в период 1998–2011 гг., средние уровни загрязнения молока превышали допустимые уровни содержимого  $^{137}\text{Cs}$  в молоке ДУ-2006, лишь с 2004 г. они установились соответственно ДУ-2006, кроме Рокитновского района.

Следует заметить, что только в Сарненском и Березновском районах среднее содержимое  $^{137}\text{Cs}$  в молоке не превышало ДУ-2006 в исследуемый период.

Как видно из рис. 2, наиболее загрязненное молоко наблюдается в Рокитновском и Заречненском районах.

В Рокитновском районе в 2007 г. среднее содержимое  $^{137}\text{Cs}$  в пробах молока превышало ДУ-2006 в 1,77 раза. В Заречненском районе среднее содержимое  $^{137}\text{Cs}$  в пробах молока достигло нормативных значений в 2004 г. Несколько лучшая ситуация во Владимирецком и Дубровицком районах, где уровни загрязнения молока соответственно ДУ-2006 установились в 2002 г.

Критические уровни загрязнения молока  $^{137}\text{Cs}$  отмечены в 1999 г. в с. Будимля (779 Бк/л), с. Большой Черемель (930), Дубровицкого района, в с. Бор (1026), с. Дедовка (821 Бк/л), с. Котира (786), с. Мельница (723), с. Нобель (852), с. Серники (873), Заречненского района, в с. Вежица (955 Бк/л) Рокитновского района.

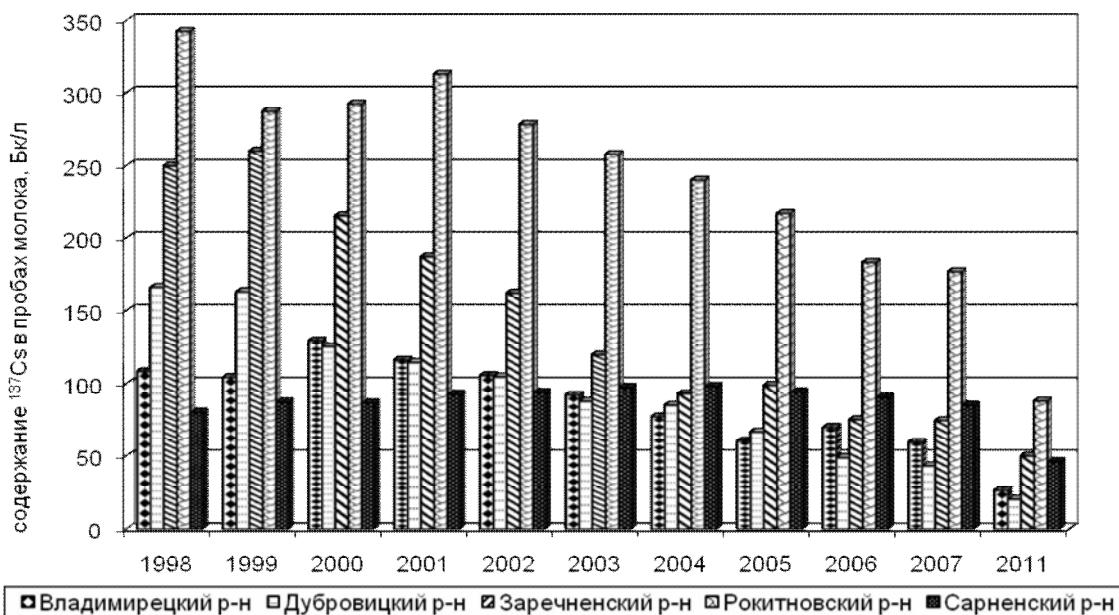


Рис. 2. Динамика загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  проб молока в период 1998–2011 гг.

Анализ существующих в настоящее время методов и способов снижения накопления радионуклидов в сельскохозяйственной продукции показывает, что наиболее перспективной мерой предотвращения миграции радионуклидов по пищевым цепям является реабилитация загрязненных радионуклидами территорий путем снижения мобильности радионуклидов в почвах. Такая реабилитация возможна посредством внесения повышенных доз минеральных удобрений и известкования кислых почв.

#### Выходы

1. В настоящее время наибольшую территорию загрязненных  $^{137}\text{Cs}$  земель имеют Рокитновский и Дубровицкий районы. Площадь сельскохозяйственных угодий с плотностью загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  выше 37  $\text{kBk/m}^2$  составляет 8,11 и 8,92 тыс. га, что соответствует 53,6 % и 42,2 % соответственно.

2. Максимальные уровни плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  почв зафиксированы в Старосельском и Томашгородском сельсоветах Рокитнов-

ского района – 222  $\text{kBk/m}^2$  и 196,1  $\text{kBk/m}^2$  соответственно.

3. В период 1998–2011 гг. уровни загрязнения молока  $^{137}\text{Cs}$  колебались в Владимирецком районе – 26–108  $\text{Bk/l}$ , Дубровицком – 20–166, в Заречненском – 50–250, в Рокитновском – 88–343, Сарненском – 46–80  $\text{Bk/kg}$ , а наибольшие величины коэффициентов перехода  $^{137}\text{Cs}$  наблюдались для естественных и посевных трав, которые выращивались на дерново-подзолистых и торфяно-болотных почвах.

4. Поскольку в частных подсобных хозяйствах в значительном количестве до сих пор производится сельскохозяйственная продукция, в которой удельная активность радионуклидов значительно превышает установленные государственные нормативы, следует проводить различные контрмеры на критических территориях, максимально ограничивая уровень загрязнения продукции, а следовательно, и внутреннее облучение населения.

#### Литература

1. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період / Методичні рекомендації ; за заг. ред. акад. УААН Б. С. Прістєра. К., 2007.
2. Genetic diversity of Clethrionomys glareolus populations from highly contaminated sites in the Chernobyl region / C. W. Matson, B. E. Rodgers, R. K. Chesson, R. J. Baker // Environmental Toxicology and Chemistry. 2000. Vol. 19. P. 2130–2135.
3. Gudiksen, P. H. Chernobyl source term, atmospheric dispersion and dose estimation / P. H. Gudiksen, T. F. Harvey, R. Lange // Health Physics. 1989. Vol. 57, JV25. P. 697–706.

4. **Дозиметрическая паспортизация населенных пунктов Украины, подвергшихся радиоактивному загрязнению после Чернобыльской аварии** [сводные данные, июнь 1991 – февраль 1994 г.] : сб. 4. К., 1994.
5. **Загальнодержавна паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії.** Узагальнені дані за 1998, 1999 та 2000 рр. К., 2001.
6. **Загальнодержавна паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії.** Узагальнені дані за 2001–2004 рр. К., 2005.
7. **Загальнодержавна паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії.** Узагальнені дані за 2005–2006 рр. К., 2007.
8. **Інформація** об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ / А. А. Абагян [и др.] // Атомная энергия. 1986. Т. 61, вып. 5. С. 301–320.
9. **Методика** агрехімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення / За ред. С. М. Рижука, М. В. Лісового, Д. М. Бенцаровського. К., 2003. С. 17–20.
10. **Методичні** рекомендації відбору зразків ґрунту для радіоізотопного аналізу при обстеженні сільгоспугідь. К., 1991.
11. **Методичні** рекомендації оцінки радіаційного стану навколошнього середовища. К., 1998. С. 17–23.
12. **Методические** указания по определению стронция-90 и цезия-137 в почвах и растениях. М., 1985.
13. **Національна** доповідь України «15 років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання». К.: МНС України, 2001.
14. **Паспорт**, ТО и ИЭ спектрометрического процессора EVT mini SP<sup>+</sup>. К., 1996.
15. **П'ятнадцять** років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання // Національна доп. України / Мінчорнобіль. К., 2001.
16. **Реабілітация** сельскохозяйственных территорий, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС / Б. С. Пристер, Л. В. Перепелитникова, В. А. Кашпаров // Вісн. агр. науки. Квітень. Спец. Вип. 2001. С. 69–77.
17. **Федоров, Е. М.** Количественные характеристики зависимости между уровнями загрязнения внешней среды и концентрациями радионуклидов в некоторых видах сельскохозяйственной продукции / Е. М. Федоров. М., 1969.

**Национальный университет водного хозяйства и природопользования,  
Ровенской филиал государственного учреждения  
«Государственный научно-технологический центр охраны  
плодородия почв» «Центргосплодородие»**

Поступила в редакцию 12.03.2013 г.

**A. N. Клименко, N. V. Кирильчук**

## **РЕЗУЛЬТАТЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ ВЕДЕНИЯ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО ПРОИЗВОДСТВА НА ЗАГРЯЗНЕННЫХ РАДИОНУКЛИДАМИ ЗЕМЛЯХ РОВЕНСКОЙ ОБЛАСТИ**

Приведены результаты многолетних исследований по вопросу радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий Ровенской области, которые пострадали в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Проведен анализ загрязнения продукции сельскохозяйственного производства на радиоактивно загрязненных территориях. Отражены перспективы ведения сельскохозяйственного производства в условиях радиоактивного загрязнения территории

**A. N. Klimenko, N. V. Kiril'chuk**

## **RESULTS AND PROSPECTS OF CONDUCTING OF AGRICULTURAL PRODUCTION ON THE SOILS CONTAMINATED WITH RADIONUCLIDES OF RIVNE REGION**

*The results of many-years researches to the problem of agricultural activities on radioactive contaminated lands of the Rivne region, which suffered as a result of Chernobyl NPS accident. The analysis of estimation of contamination of products of agriculture on radioactive contaminated lands has been done.*

*The prospects of conduct of agricultural production in the conditions of radionuclide lands are shown.*

УДК 553.04+550.34

**В. А. Аронов**

## ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ МОНИТОРИНГА СЕЙСМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ НА ТЕРРИТОРИИ БЕЛАРУСИ

*Рассмотрены геоэкологические риски оценки сейсмической опасности. Дано описание развития сейсмологического мониторинга в Беларуси. Проанализированы общие сведения о сейсмичности Земли, Европы и территории Беларуси. Определен потенциал сейсмической опасности для западной части Восточно-Европейской платформы и территории Беларуси. Описаны характерные особенности сейсмических процессов в Припятском прогибе.*

Одними из наиболее опасных природных явлений являются землетрясения. Помимо своего прямого разрушительного воздействия землетрясение может стать причиной экологической катастрофы на территориях, где расположены гидроэлектростанции, промышленные предприятия, производящие или перерабатывающие опасные химические вещества, особо опасные объекты АЭС и др. Соотношение и внутренние связи сейсмических процессов и сейсмической опасности с проблемами экологической опасности не столь явные на первый взгляд, но при более тщательном рассмотрении оказываются весьма значимыми.

Сильное землетрясение – это достаточно продолжительный геодинамический процесс со стадиями подготовки, реализации события и последствий. Процесс подготовки и реализации сейсмического события охватывает не только отдельный участок литосферы, но и гидросферу (в основном её подземную часть), биосферу, атмосферу и даже ионосферу. Любое, а тем более крупное землетрясение, не может считаться точечным в пространственно-временной среде и изолированным событием, и должно рассматриваться как длительный процесс: нарушение и последующее восстановление упругих деформаций в ходе долговременных процессов в обширных объемах природной среды. Именно в таком аспекте следует рассматривать сейсмические явления с экологической точки зрения.

Наглядно отражают сейсмическую опасность экономические потери в результате землетрясений. За последние десятилетия экономические потери от землетрясений возросли на порядок и достигают сотен миллиардов долларов за десятилетие. Если в предшествующее десятилетие в эпицентральной зоне, например восьмибалльного землетрясения, средний убыток в расчёте на одного жителя составлял 1,5 тыс. долларов, то теперь он достигает 30 тыс. долларов. Естественно, что с повышением балльности возрастают площади пораженных территорий, а следовательно, и ущерб [13].

Урбанизация территорий, или процесс развития городских поселений, представляет собой объективный процесс, который обусловлен потребностями современной жизни. Развитие урбанизированных территорий, с одной стороны, характеризуется высокой целесообразностью, позволяя централизовать и тем самым облегчить их управление. С другой стороны, высокая плотность населения и инфраструктуры может, особенно в условиях высокой сейсмической активности, приводить на урбанизированных территориях, которые находятся в тесном взаимодействии с окружающей средой, к крупным катастрофам. Так, при Танганьском землетрясении (Китай) в 1976 г. погибло почти 600 тыс. человек, при Нефтегорском (Сахалин, Россия) в 1995 г. – погибло 2/3 населения города Нефтегорска. Заметными социально-экономическими потерями сопровождались землетрясения Нотридж (США, 1994 г.) и Кобе (Япония, 1995 г.), а также Чи-Чи (Тайвань) и Измитское (Турция, 1999 г.), Адаманское (Индонезия) в 2004 г., погибло около 230 тыс. человек. После катастрофического землетрясения в Японии (2011) с магнитудой  $M = 8,9$  погибло и пропало без вести около 30 тыс. человек, причинен колоссальный экономический ущерб, изменилась геоэкологическая обстановка в регионе [10].

**Геоэкологические риски оценки сейсмической опасности.** Несмотря на научные достижения в области сейсмологии и сейсмостойкого строительства сейсмическая опасность с каждым годом не убывает, а растет в прямой связи с ростом населения и хозяйственным освоением территорий и интенсивным воздействием человека на литосферную оболочку Земли. Вместе с этим растет и сейсмический риск, который представляется рассчитанную вероятность социального и экономического ущерба от землетрясений на заданной территории в заданный интервал времени.

Масштаб землетрясения и степень его воздействия на людей и природную среду (на сооружения) можно определять разными показателями, а именно: величиной энергии, выделенной

в очаге (магнитудой), силой колебаний и их воздействий на поверхности (интенсивностью в баллах), ускорениями, амплитудой колебаний, а также ущербом социальным (людские потери) и материальным (экономические потери) [13].

Экологические последствия подразделяются на социальные, природные и природно-антропогенные. В каждой из групп могут быть выделены прямые и косвенные последствия.

**Социальные последствия**, т. е. воздействие сейсмических явлений на население, включают как прямой социальный ущерб (гибель людей, их травматизм физический или психический, потеря крови в условиях нарушения систем жизнедеятельности и т. п.), так и косвенный социальный ущерб, тяжесть которого зависит от размеров прямого и обусловлена резким, на фоне материальных потерь, изменением морально-психологической обстановки, спешным перемещением больших масс людей, нарушением социальных связей и социального статуса, сокращением трудоспособности и падением эффективности труда оставшихся в живых, частью отвлеченных от привычной индивидуальной и общественной деятельности [13]. Землетрясения – это социально значимое явление, так как их действию подвержена территория, на которой проживает половина человечества. Землетрясения являются наиболее губительными из природных катастроф – самые крупные из них уносят сотни тысяч жизней и оставляют следы разрушительной деятельности на площади в несколько тысяч квадратных километров. Тяжелые последствия землетрясений обусловили значительное увеличение разработок и освоения известных современных методов снижения сейсмического риска территорий [4–6, 10].

Другой тип геоэкологических рисков, не связанных напрямую с конкретными условиями разработки того или иного месторождения, а обусловленных самим фактом проведения подземных выемок горных пород. Эти риски вызываются активизацией разломов в регионе разработки месторождения вследствие изменения напряжений в горизонтах, подверженных воздействию природных тектонических сил. К опасностям, возникающим при проведении подземных шахтных работ, относятся вывалы горных пород, часто сопровождающиеся горными ударами, обрушения кровли и выработок, проседания земной поверхности и др. Если абстрагироваться от конкретных шахтных условий с помощью их корректного интегрального учета, то возникает возможность выявить универсальные закономерности взаимосвязи сейсмичности и напряжений в районах разработки месторождений полезных ископаемых. Это особенно важно для прогноза

геоэкологических рисков в районах шахтных работ и представляется актуальным для Беларуси в связи с освоением Солигорского месторождения калийных солей и др. [8, 10, 14–16].

**Методы исследований.** Сейсмические события, полученные сетью аналоговых и цифровых сейсмических станций, расположенных на территории Беларуси, и их последующая обработка осуществлялась с помощью современных стандартных компьютерных программ – WSG (система обработки сейсмических данных), разработанной в Геофизической службе РАН, и пакета компьютерных программ, созданных в Центре геофизического мониторинга НАНБ (IdSeism – идентификация сейсмических явлений; UniViewer – визуальное отображение сейсмических данных; EmulEq – решение прямой задачи распространения сейсмических волн). В процессе исследования с помощью указанных программ производилось выделение телесейсмических, региональных и местных (локальных) событий. На базе статистического пространственно-временного распределения и спектрально-корреляционного анализа сейсмических волновых процессов осуществлялась интерпретация событий, определение времени развития события в очаге, координат эпицентра, глубины очага и его энергетического потенциала. Проводилась обработка полученной сейсмической информации, получены уникальные инструментальные записи сильных землетрясений Земли. Системно создавались базы данных, являющиеся основой для оценки сейсмичности и сейсмического режима. Результаты анализа записей землетрясений и их обработка сопоставлялись с записями, зарегистрированными станциями сейсмической сети соседних стран – России, Украины, Польши, Литвы и Латвии, а также с Международными центрами данных в Великобритании и Франции.

**Сейсмологический мониторинг.** Одним из важнейших компонентов мониторинга опасных геодинамических процессов является сейсмологический мониторинг. Геодинамические процессы, которые постоянно меняют напряженно-деформированное состояние геологической среды не только в сейсмоактивных, но, как теперь научно доказано, и на территориях древних платформ планеты, требуют постоянного инструментального сейсмологического контроля.

Анализируя каталоги исторических и современных инструментально зарегистрированных землетрясений и особенности их проявления, можно сделать заключение, что для многих регионов не имеется информации за достаточно большой период времени, а значит, невозможно сделать реальный прогноз сейсмической активности [9, 10].

Физическая природа тектонических процессов позволяет предположить, что сильные землетрясения не случайно повторяются во времени, по крайней мере, в течение нескольких столетий и в пределах одной тектонической структуры. Однако в районах с высокой сейсмичностью в диапазоне магнитуд около восьми подобные события редко повторялись в одних и тех же местах в течение времени, зафиксированного историческими документами. Поэтому статистические экстраполяции этих случаев приходится распространять на сравнительно большие территории, а не на конкретные районы или площадки. Такие экстраполяции могут, конечно, быть чрезвычайно ценными, однако для практических целей необходимо лучшее понимание вероятностной сути повторяемости сильных землетрясений на более малых территориях [10].

Сейсмологический мониторинг в Беларуси представляет собой систему непрерывных круглогодуточных наблюдений за происходящими сейсмическими событиями естественного и искусственного происхождения в широком диапазоне энергий и расстояний. Инstrumentальные наблюдения начались в 1965 г., после строительства первой геофизической обсерватории в Плещеницах. Наблюдательная сейсмическая сеть в Беларуси была организована в 1980 г. [4, 7, 16]. Развитие сети наблюдений на территории Беларуси связано в основном с созданием Национальной системы мониторинга окружающей среды Республики Беларусь и Системы мониторинга и прогнозирования чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера.

Мониторинг сейсмичности за инструментальный период осуществлялся в непрерывном режиме в следующих пунктах наблюдений: геофизических обсерваториях Плещеницы, Нарочь и сейсмических станциях Солигорск, Брест, Гомель, Глушкичи, Полоцк, Могилёв, Литвяны. В связи с неудовлетворительными геолого-геофизическими условиями станции Брест, Гомель и Глушкичи были закрыты. Современная сеть наблюдений состоит из 6 сейсмических станций и обеспечивает мониторинг сейсмичности, как на территории Беларуси, так и за её пределами. Сейсмологические исследования направлены на изучение геодинамических особенностей проявления землетрясений; определение кинематических и динамических параметров очагов землетрясений, характеристик волновой картины и структуры глубинной среды; оценки величины сейсмических воздействий соответствующей степени, опасности и риска; развитие методов и технических средств по созданию систем наблюдений.

В период 1966–2012 гг. сейсмическими станциями Беларуси зарегистрировано и обработано 47 942 землетрясения из числа произошедших на земном шаре. Из них с магнитудой  $M = 6,0$  произошло 6 027 землетрясений, с  $M = 7,0 - 676$  событий, самых сильных с  $M \geq 8,0$  произошло 34 катастрофических землетрясения. В табл. 1 представлено распределение этих землетрясений в различных интервалах магнитуд и периодов. Рассчитана средняя частота реализации землетрясений в год за многолетний период.

**Таблица 1. Распределение числа землетрясений Земли в различных интервалах магнитуд за период 1966–2012 гг.**

Период наблюдения	Диапазон магнитуд				Количество землетрясений
	5,9 и менее	6,0–6,9	7,0–7,9	8 и более	
1966–1970	1 119	483	103	5	1 710
1971–1980	5 311	1 166	148	7	6 632
1981–1990	11 724	911	90	3	12 728
1991–2000	10 851	1 485	141	1	12 478
2001–2010	9 904	1 580	158	15	11 657
Сумма	38 909	5 625	640	31	45 205
Среднее за 45 лет	800,56	122,16	14,86	0,72	938,30
2011	1 356	262	21	1	1 640
2012	940	140	15	2	1 097
Всего	41 205	6 027	676	34	47 942
Среднее за 47 лет	710,43	128,23	14,38	0,72	1 020,04

Начало XXI в. ознаменовалось в мире целым рядом природных геодинамических событий глобального масштаба, некоторые имели катастрофические геоэкологические последствия и человеческие жертвы [10]. География распределения сильнейших землетрясений обширна. В ос-

новном такие землетрясения приурочены к областям высокой современной тектонической активности и связаны с конвергентными или дивергентными границами литосферных плит, где происходит либо сжатие, поглощение океанской коры в зонах субдукции, либо растяжение конти-

нентальной коры. В этих регионах непрерывно накапливаются тектонические напряжения, которые периодически разряжаются в виде землетрясений. Наибольшая активность в исследуемый период наблюдалась в Тихоокеанском, Трансазиатском, Атлантическом и Индийском сейсмических поясах.

Так в 2001 г. произошло 143 землетрясения с магнитудой  $M \geq 6,0$ , из них 17 с  $M \geq 7,0$ . 26 января случилось сильное разрушительное землетрясение на западе Индии, штат Гуджарат, вблизи населенного пункта Бхудж с  $M \geq 7,8$ . Сотрясения от землетрясения ощущались по всей Индии, они захватили также соседние Пакистан и Непал, погибло 20 тыс. человек, число раненых превышало более 30 тыс. Сильное землетрясение на побережье Перу (23 июня с  $M = 8,3$ , погибло 138 человек) вызвало разрушения в прибрежных населенных пунктах.

В 2002 г. – 150 землетрясений с  $M \geq 6,0$ , из них 11 с  $M \geq 7,0$ . Произошло два самых сильных разрушительных землетрясения на островах Вануату (2 января – 8,3) и в центральной Аляске (3 ноября – 7,6). В Тайване (31 марта – 7,2), в Афганистане (25 марта – 6,1, погибло 1000 человек) и на северо-западе Ирана (31 марта – 7,0) произошли разрушительные землетрясения.

В 2003 г. – 154 землетрясения с  $M \geq 6,0$ , из них 16 с  $M \geq 7,0$ . Произошло два самых сильных разрушительных землетрясения в Мексике (22 января – 8,0) и в Японии (25 сентября – 8,3), которое сопровождалось цунами по всему побережью Японских островов и ощущалось также на юге Курильских островов. Следует также отметить землетрясения в Китае (24 февраля – 6,3) и на севере Алжира (21 мая – 6,6), в центральной России (27 сентября – 7,3) и Иране (26 декабря – 6,6, погибло 31 тыс. человек).

В 2004 г. – 170 землетрясений с  $M \geq 6,0$ , из них 17 с  $M \geq 7,0$ . Произошли сильные разрушительные землетрясения на севере Ирана (28 мая – 6,3), в Японии (5 сентября – 7,8 и 7,5) и (23 октября – 7,0). 26 декабря вблизи западного побережья о. Суматры, Индонезия, произошло катастрофическое землетрясение с  $M = 8,8$ , которое было признано самым смертоносным стихийным бедствием в современной истории. Обрушившись на многие страны Азии, оно нанесло удар по побережью Индийского океана, от Индонезии до восточной Африки. Землетрясение вызвало огромное цунами и унесло жизни 227 898 человек, причинен колоссальный экономический ущерб.

В 2005 г. – 204 землетрясения с  $M \geq 6,0$ , из них 14 с  $M \geq 7,0$ . 28 марта вблизи северо-западного побережья острова Суматра, Индонезия, произошло катастрофическое разрушитель-

ное землетрясение с  $M = 8,5$ , погибло 1 313 человек. На севере Чили (13 июня – 7,5), в районе Никобарских островов (24 июля – 7,4), на севере Пакистана (8 октября – 7,6, погибло 84 000 человек, более 3 миллионов остались без кровя) и в Японии (14 ноября – 7,3).

В 2006 г. – 171 землетрясение с  $M \geq 6,0$ , из них 17 с  $M \geq 7,0$ . В Мозамбике (22 февраля – 7,4), на западе Ирана (31 марта – 6,0), в восточной Сибири (20 апреля – 7,7), на острове Ява (26 мая – 6,2, погибло 6 618 человек, разрушено 400 тыс. строений и 17 июля – 7,0) и в центральной части Курильской гряды (15 ноября – 8,0).

В 2007 г. – 208 землетрясений с  $M \geq 6,0$ , из них 23 с  $M \geq 7,0$ . В центральной части Курильской гряды (13 января – 8,2), в Японии (25 марта – 7,0), у западного побережья Соломоновых островов (1 апреля – 7,8, погибло 34 человека), в Японии (16 июля – 6,7), у побережья центрального Перу (15 августа – 7,9, погибло 650 человек, ранено 1500), в районе южной Суматры (12 сентября – 8,3 и 8,0, погибло 25 человек) и в центральном Чили (14 ноября – 7,4).

В 2008 г. – 188 землетрясений с  $M \geq 6,0$ , из них 16 с  $M \geq 7,0$ . У западного побережья северной Суматры (20 февраля – 7,4), в Китае (20 марта – 7,4), в Японии (7 мая – 7,1), в Китае (12 мая – 8,1, погибло 87 587 человек, ранено 370 тыс., разрушено 5 млн строений), в Японии (13 июня – 7,2 и 23 июля – 6,8), в Киргизстане (5 октября – 6,6), в Пакистане (26 октября – 6,5, погибло 300 человек).

В 2009 г. – 171 землетрясение с  $M \geq 6,0$ , из них 19 с  $M \geq 7,0$ . В Индонезии (3 января – 7,5 и 7,4), в центральной части Курильской гряды (15 января – 7,6), в Новой Зеландии (15 июля – 7,5), в Японии (9 августа – 6,8), в районе Андаманских островов (10 августа – 7,5), на острове Ява (2 сентября – 7,5), на островах Самоа (2 сентября – 7,5, погибло 192 человека), на западном побережье южной Суматры (30 сентября – 7,5, погибло 1 117 человек, ранено 4 000) и в районе островов Вануату (7 октября – 7,8 и 7,9) произошли сильные разрушительные землетрясения. В Тихом океане, в районе островов Самоа произошло землетрясение 29 сентября с  $M = 8,2$ . Землетрясение породило разрушительные волны цунами, повлекшие за собой человеческие жертвы (192).

В 2010 г. – 194 землетрясения с  $M \geq 6,0$ , из них 23 с  $M \geq 7,0$ . 12 января на Гаити произошло катастрофическое землетрясение с  $M = 7,1$ , повлекшее за собой человеческие жертвы (232 тыс.) и сильные разрушения по всей стране (250 тыс. домов), причинен колоссальный экономический ущерб (8–14 млрд. долларов). В Японии (26 февраля – 7,2), на побережье централь-

ного Чили (27 февраля – 8,5, погибло 800 человек, пропали без вести 1 200, разрушено 1,5 млн домов, цунами до 3 м), в Тайване (4 марта – 6,7), на севере Мексики (4 апреля – 7,3), в северной Суматре (6 апреля – 7,7), в Китае (13 апреля – 6,9), в районе Никобарских островов (12 июня – 7,4), на южной Суматре (25 октября – 7,2), на юго-востоке Ирана (20 декабря – 6,6, погибло 7 человек, сотни ранены) и в Японии (21 декабря – 7,5) произошли сильные разрушительные землетрясения.

В 2011 г. – 284 землетрясения с  $M \geq 6,0$ , из них 22 с  $M \geq 7,0$ . Одно за другим произошли сильнейшие землетрясения на побережье Центрального Чили (2 января с магнитудой  $M = 7,2$  и 11 февраля – 7,1), на островах Лоялти (13 января – 7,1), на юго-западе Пакистана (18 января – 7,1), в Новой Зеландии (21 февраля – 6,3, погибло 166 человек, экономический ущерб 15 млрд. долл.), на восточном побережье о. Хонсю, Япония (9 марта – 7,4 и 11 марта – 8,9). После катастрофического землетрясения с  $M = 8,9$  в Японии произошло 79 сильных афтершоков с  $M \geq 6,0$ , из них 15 наиболее сильных с магнитудой  $M \geq 6,5$ . В результате землетрясения погибло и пропало без вести около 30 тыс. человек, 110 тыс. лишились жилья, и причинен колоссальный экономический ущерб. После землетрясения и вызванного им сильнейшего цунами серьезные повреждения получила АЭС «Фукусима-1». Произошло несколько взрывов водорода и выбросов радиации. В результате район вокруг станции радиусом примерно 20 км был объявлен зоной отчуждения. Население пострадавших районов за прошедший год сократилось более чем на 2 %, или около 56 тыс. человек. По предварительным оценкам, очистка зоны от радиации займет 30–40 лет. В Мьянме (24 марта – 7,1, погибло 75 человек, пострадало 50 тыс., разрушено 15 тыс. строений), в Японии (7 апреля – 7,3, погибло 2 человека, ранено 132), в Кыргызстане (19 июля – 6,3, ранено 15 человек, разрушено 800 строений) и в Республике Тыва (27 декабря – 6,7).

В 2012 г. – 157 землетрясений с  $M \geq 6,0$ , из них 17 с  $M \geq 7,0$ . В Республике Тыва (26 февраля – 6,8), у побережья Мексики (20 марта – 7,7, разрушено 800 строений), у западного побережья Северной Суматры (11 апреля – 8,5 и 8,2, разрушено 100 строений), в Таджикистане (12 мая – 5,8, погиб 1 человек, разрушены десятки домов, экономический ущерб нанесен оползнем, под слоем породы погребены целые стада рогатого скота, десятки автомобилей), в Северо-Западном Иране (11 августа – 6,5 и 6,4, погибло 300 человек, ранено 2000), в Коста-Рике (5 сентября – 7,9, погибло 10 человек, разрушено 100 строений), в Китае (7 сентября – 5,8, погибло 100 человек,

ранено 700, разрушено 20 тыс. строений), в Гватемале (7 ноября – 7,4, погибло 50 человек, ранено 300, разрушено 100 строений), в восточном Иране (5 декабря – 5,7, погибло 5 человек, разрушено 45 строений), у восточного побережья о. Хонсю, Япония (7 декабря – 7,4) произошли сильные разрушительные землетрясения.

**Потенциал сейсмической опасности для западной части Восточно-Европейской платформы.** Западная часть древней Восточно-Европейской платформы (ВЕП) охватывает территорию от Балтийского до Черного моря и включает Беларусь, Эстонию, Латвию, Литву, западные области России, запад Украины, Молдову, восток Польши. Юго-западная граница ВЕП приурочена к линии Тейссейра–Торнквиста, входит в более протяженный Добруджско-Североморский линеамент. Здесь выявлены главные типы структур древних платформ: Балтийский и Украинский щиты; Русская и Волынско-Азовская плиты; Белорусская и Воронежская антеклизы; Припятский и Днепровско-Донецкий палеорифты; окраинная Балтийская и внутренняя Московская синеклизы; Балтийско-Приднепровская древняя пассивная континентальная окраина и др. [11].

Беларусь, страны Балтии, западные регионы России и платформенная часть территории Украины представляют единый сейсмотектонический регион, имеющий сходное геологическое развитие и общие современные геодинамические условия. Регион характеризуется относительно слабой сейсмической активностью, однако и в его пределах выявлены очаги сейсмических событий с магнитудой  $M \leq 5,5$  [1, 2, 5, 9]. Западная часть ВЕП, включая территорию Беларуси, испытывает сейсмические воздействия, оказываемые сейсмическими волнами от очагов как удаленных, так и близких землетрясений. На севере это очаги землетрясений Фенноскандии и Арктики, на востоке и юго-востоке сейсмические очаги Сибири и Средней Азии, на юге – землетрясения Кавказа и Крыма на юго-западе и западе сейсмические очаги Европы.

Амплитуды смещений почвы на территории Беларуси, вызываемые сейсмическими волнами от удаленных землетрясений из этих регионов, малы. Исключение составляют землетрясения из сейсмогенной зоны Вранча, расположенной на крутом изгибе горной дуги в месте сочленения Восточных и Южных Карпат, в восточной части Румынии. Очаги данных землетрясений имеют глубину до 200 км, а ощущимый эффект сейсмических волн наблюдается на большей территории Восточной Европы. Последние сильные землетрясения здесь произошли в 1940, 1977, 1986 и 1990 гг. В Румынии и Молдове они вызвали значительные разрушения.

ния, а события 1940 и 1977 гг. – даже человеческие жертвы [6, 7]. Отличительной особенностью воздействия Карпатских землетрясений на территорию Беларуси является вытянутость изосейст в северо-восточном направлении от очага землетрясения [12]. Этот фактор объясняет ощущимое воздействие Карпатских земле-

трясений на обширную территорию Восточно-Европейской платформы. Макросейсмический эффект от землетрясений 1977 и 1986 гг. на территории Беларуси составил 3–5 баллов. В табл. 2 представлено общее распределение землетрясений Европы и смежных территорий в различных интервалах магнитуд.

**Таблица 2. Распределение числа землетрясений Европы в различных интервалах магнитуд за период 1994–2012 гг.**

Период наблюдения, гг.	Диапазон магнитуд					Количество землетрясений
	3,5 и менее	3,6–4,5	4,6–5,5	5,6–6,5	6,6 и более	
1994–2000	819	783	98	7		1 707
2001–2010	1 026	4 128	866	47	4	6 071
Сумма	1 845	4 911	964	54	4	7 778
Среднее за 17 лет	102,6	412,8	86,6	4,7	0,4	607,1
2011		410	128	11	1	550
2012	7	359	152	16		534
Всего	1 852	5 680	1 244	81	5	8 862
Среднее за 19 лет	97,5	298,9	65,5	4,3	0,3	466,2

За прошедшие 12 лет на территории Европы и смежных областей произошло 7 155 землетрясений, из них 79 с магнитудой  $M \geq 5,6$ . Землетрясения с небольшой магнитудой менее 4,6 происходят во всех странах Европы, отдельные события ощущимы, но не имеют разрушительного эффекта на поверхности. Самыми разрушительными были следующие сейсмические события. В 2002 г. в Турции произошло разрушительное землетрясение 3 февраля с  $M = 6,2$ , погибло 45 человек, пострадало около 200, разрушено более 150 строений: 31 октября в Южной Италии произошло разрушительное землетрясение с  $M = 5,4$ , погибло 29 человек. 1 мая 2003 г. в Восточной Турции произошло разрушительное землетрясение с  $M = 6,3$ , погибло 167 человек, ранено 521, разрушено большое количество зданий. 21 сентября 2004 г. на северо-западе России, вблизи Калининграда, произошло несколько землетрясений, самое сильное с  $M = 5,1$ . Землетрясения ощущались на обширной территории Калининградской области, Прибалтийских государств, включая Литву, Эстонию, Латвию и Финляндию, на территории Беларуси и Польши. В Калининграде и городах Светлогорск и Пионерский землетрясения ощущались силой 4–5 баллов, ранено 20 человек, повреждено 1 146 строений, в Светлогорске образовался провал глубиной 20 м, материальный ущерб составил более 98 млн рублей [2, 3, 5, 6]. 27 февраля 2008 г. в Англии произошло ощущимое землетрясение с  $M = 5,2$ , пострадало 5 человек, нанесен ущерб некоторым зданиям, на стенах некоторых из них появились трещины, обрушилось несколько дымоходов. В 2008 г. на побережье Южной Греции произошло землетрясение 8 июня с  $M = 6,3$ , 2 человека погибли, более 200 человек пострадали, сотни домов разрушены – таковы послед-

ствия землетрясения, ощущавшегося на всей территории Греции, а также на юге Италии. 11 октября в Чечне произошло землетрясение с  $M = 5,6$ . Землетрясение затронуло 5 субъектов Российской Федерации (Чечню, Дагестан, Ингушетию, Осетию и Ставропольский край), а также Грузию и Армению. В результате землетрясения погибли 13 человек, более 100 ранены, не подлежат восстановлению около 400 домов. 6 апреля 2009 г. в Центральной Италии произошло землетрясение с  $M = 6,4$ , погибло 40 человек, ранено 100 человек, повреждено до 50 % зданий. 8 марта 2010 г. в восточной Турции произошло сильное землетрясение с  $M = 6,0$ , погиб 51 человек, ранено 34 человека. В 2011 г. на юго-восточном побережье Испании произошло разрушительное землетрясение 11 мая с  $M = 4,9$ , погибло 10 человек, очень большие разрушения строений. 19 мая в Турции произошло разрушительное землетрясение с  $M = 5,8$ , погибли 4 человека, более 80 пострадали, многие дома разрушены. 23 октября в Турции произошло разрушительное землетрясение с  $M = 7,4$ , погибло 570 человек, 2 555 человек пострадали. В результате самого крупного за последние годы стихийного бедствия в Турции разрушено около 3 тыс. жилых домов. В 2012 г. в Азербайджане произошло ощущимое землетрясение 7 мая с  $M = 5,8$ , ранено 15 человек, в некоторых селах разрушены дома. 20 мая в Северной Италии произошло сильное землетрясение с  $M = 6,1$ , погибло 4 человека, ранено 50, многие здания обрушились. 22 мая в Болгарии произошло ощущимое землетрясение с  $M = 5,7$ , пострадало много строений, в городе Перник на западе страны у некоторых зданий обрушились стены. 29 мая в Северной Италии произошло сильное землетрясение с  $M = 6,0$ ,

погибло 16 человек, 350 получили ранения. В некоторых населенных пунктах разрушено более половины всех строений, пострадали крупные промышленные объекты.

Таким образом, глобальная составляющая сейсмотектонической активности в основном определяется близостью к ВЕП мощного Азорско-Средиземноморско-Альпийско-Трансазийского сейсмогенного пояса, образовавшегося вследствие столкновения крупных Африканской, Индийской и Евразийской тектонических плит. Втягивание окраины ВЕП в деформационные процессы, происходящие в этом поясе, является одной из причин возникновения тектонических напряжений, способных вызвать достаточно сильные землетрясения. Таким образом, сейсмичность рассматриваемого региона предопределяется глобальными геодинамическими процессами, происходящими на внешних границах ВЕП.

**Мониторинг сейсмичности на территории Беларуси.** Сейсмичность территории Беларуси в последние годы детально исследована. Результаты изучения литературных (архивных) первоисточников и непрерывных инструментальных наблюдений, системно изложенные в каталоге землетрясений территории Беларуси за период 1887–2012 гг., в который вошло более 1 200 землетрясений с магнитудой  $M \leq 4,5$ . Всего на территории Беларуси произошло 9 землетрясений, которые имели ощущимый характер. Анализ положения эпицентров показал неравномерность их распределения по площади. В северной части территории Беларуси зарегистрированы лишь единичные толчки, что связано, по-видимому, с одной стороны, с невозможностью определения координат многих слабых землетрясений из-за недостаточной разрешающей способности сети сейсмических наблюдений, а с другой – с невысокой сейсмической активностью. В то же время ощущимые исторические землетрясения: 1887 г. (г. Борисов, магнитуда  $M = 3,7$ ), 1893 г. (г. Могилёв,  $M = 3,5$ ), 1896 г. (г. Могилёв,  $M = 4,0$ ), 1908 г. (п. Гудогай,  $M = 4,5$ ) произошли в северной, западной и восточной части исследуемого региона. Концентрация эпицентров землетрясений невысокого магнитудного уровня наблюдается в южной части территории Беларуси. Приурочена она к зоне сочленения северо-западной части Припятского прогиба и Белорусской антеклизы [11]. В этом регионе произошло 5 ощущимых землетрясений: 1978 г. (д. Кулаки,  $M = 3,0$ ), 1983 г. (г.п. Повстынь,  $M = 2,8$ ), 1985 г. (г. Глуск,  $M = 3,1$ ), 1998 г. (п. Погост,  $M = 1,9$  и  $M = 0,8$ ). Они ощущались многими людьми, были проведены макро-сейсмические исследования в эпицентральных областях. Участки слабой сейсмичности распространяются и к северу от этой зоны. Сопоставле-

ние распределения эпицентров землетрясений с тектоническими нарушениями показывает, что сейсмические события в основном проявляются в зонах разломов, особенно на участках их пересечения [4, 7–9, 16]. На рис. 1 представлена карта эпицентров исторических и инструментально зарегистрированных ощущимых землетрясений на территории Беларуси за период 1887–2012 гг. [5, 9].

**Вопросы о природе сейсмических процессов в Солигорском горнопромышленном районе в аспектах геоэкологии.** Учитывая процессы, происходящие в течение длительного времени изменения напряженного состояния геологической среды, вызванные выемкой и перемещением горных пород и их складированием в соляных отвалах, можно предположить, что землетрясения связаны с наведенной сейсмичностью и имеют техногенный характер [4, 7–10]. Однако проявления сейсмичности за пределами зоны промышленных выработок служит признаком того, что с определенного времени сейсмический процесс в основном связан с региональными геодинамическими факторами и в меньшей степени зависит от работы горных предприятий. Это утверждение основывается, по крайней мере, на двух фактах: во-первых, «тяготением» основной массы эпицентров к областям пересечения разломных зон; во-вторых, практически полным отсутствием связи между интенсивностью горнодобывающей деятельности и сейсмичностью. В качестве параметра, характеризующего интенсивность горных работ, может служить такая величина, как объем добычи руды, а в качестве величины уровня сейсмичности – общее число зарегистрированных за определенный период времени событий. Статистическая обработка позволила сделать вывод об отсутствии непосредственной связи процессов горнодобывающей деятельности и сейсмичности. Это подтверждает и распределение времени возникновения сейсмических событий в суточном интервале. Если предположить, что сейсмичность связана с работами в забойной зоне, то в период ремонтных работ должно было бы наблюдаться затишье. Однако на самом деле данное распределение имеет равномерный характер [4, 7–10, 15, 16]. Анализируя частоту реализации сейсмических событий в разные годы (1983–2012), можно отметить, что нет четкого проявления максимумов числа событий в определенное время суток. Таким образом, при длительной разработке Солигорского месторождения калийных солей были нарушены равновесные условия, что вызвало критическое перераспределение напряжений в разрабатываемом пласте и вмещающих породах.

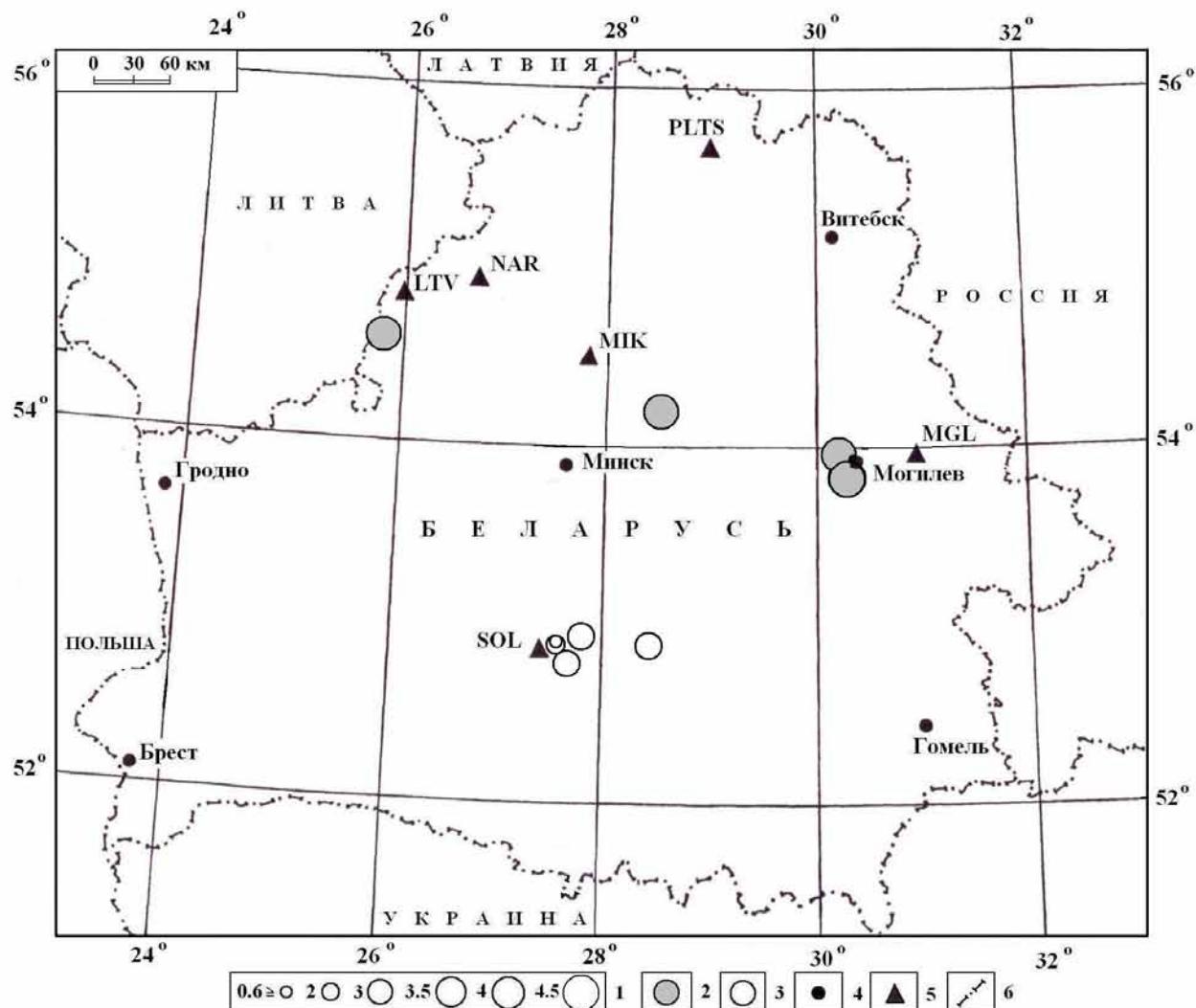


Рис. 1. Карта ощущимых землетрясений на территории Беларуси:

1 – магнитуда землетрясений; 2 – эпицентры исторических землетрясений; 3 – ощущимые инструментально зарегистрированные землетрясения; 4 – города; 5 – сейсмические станции: Минск – код MIK, Нарочь – NAR, Солигорск – SOL, Полоцк – PLTS, Могилев – MGL; 6 – государственная граница

Подземные воды под давлением могут проникать в трещины и приводить к избыточному порово-трещинному давлению, что является своеобразной смазкой в зонах нарушения сплошности среды.

Энергия возникающих сейсмических событий зависит от свойств пород коллектора и окружающего горного массива, их напряженного состояния, от степени дискретности среды и наличия в ней неоднородностей, от темпов и интенсивности разработки месторождения.

Для месторождений, эксплуатация которых привела к усилению сейсмической активности, характерны в среднем более высокие значения глубины и мощности разрабатываемых резервуаров при относительно меньших величинах пористости и проницаемости пород коллекторов по сравнению со средними значениями рассматриваемых

параметров. Распределение начального пластового давления на месторождениях с повышенным уровнем сейсмической активности характеризуется теми же параметрами, что и выборка данных для произвольных месторождений. Это явление характерно и для других горнопромышленных районов, где наблюдается наведенная сейсмичность, когда в результате эволюции сейсмического процесса область проявления сейсмичности со временем расширяется [4, 7–10, 15, 16].

Анализ приведенных сейсмологических данных позволяет сделать вывод о тенденции к возникновению землетрясений вне шахтного поля и о приуроченности их эпицентров к существующим в регионе разломам. Высокая сейсмическая активность в регионе разработки месторождения реализуется на фоне пренебрежимо малой активности в смежных регионах. Можно

предположить, что основными причинами, вызывающими сейсмическую активность в регионе, являются сам факт наличия области, ослабленной подземными выработками, и действие региональных тектонических сил.

**Выводы.** Одним из наиболее эффективных подходов к оценке степени геодинамической активизации крупных регионов является сейсмологический мониторинг напряженно-деформированного состояния среды, выполняемый в реальном времени. Проведенные исследования позволили оценить уровень возможных сейсмических воздействий для территории Беларуси и сопредельных регионов. Глобальная составляющая сейсмотектонической активности в основном определяется близостью к ВЕП мощного Азорско-Средиземноморско-Альпийско-Трансазийского сейсмогенного пояса. Беларусь подвержена сейсмическим воздействиям от местных и близких событий невысокого магнитудного уровня  $M \leq 5,5$ . Определенную опасность представляет низкочастотная составляющая колебаний сейсмических волн от удаленных сильных глубоких землетрясений, возникающих в зоне Вранча в Восточных Карпатах на территории Румынии.

Макросейсмический эффект от этих землетрясений на территории Беларуси может достигать 5 баллов. Современная геодинамика северо-западной части Припятского прогиба характеризуется активизацией древних разрывных нарушений на границах тектонических блоков в сочетании с инструментально зарегистрированной местной сейсмичностью и с интенсивностью возможных колебаний до 5 баллов. Постоянная система мониторинга сейсмических процессов, интегрированная на региональном и мировом уровнях, с одной стороны, способствует обеспечению промышленной и экологической безопасности и снятию психологической нагрузки у населения, возникающей, в основном, из-за отсутствия достоверной информации, а, с другой стороны, обеспечивает прямую и обратную научно-информационную связь высокотехнологического производства и фундаментальной науки. Для уменьшения негативных экологических последствий землетрясений необходимо в непрерывном режиме проводить сейсмологический мониторинг природно-техногенных систем, определять интенсивность расчетных сотрясений и проводить оценку их сейсмических рисков.

## Литература

1. Айзберг, Р. Е. Сейсмотектоника Беларуси и Прибалтики / Р. Е. Айзберг, А. Г. Аронов, Р. Г. Гарецкий, А. К. Карабанов, О. Н. Сафонов // Літасфера. Минск, 1997. № 7. С. 5–18.
2. Айзберг, Р. Е. Сейсмотектоническое районирование западной части Восточно-Европейской платформы: в 2 кн. / Р. Е. Айзберг, А. Г. Аронов, Р. Г. Гарецкий, А. К. Карабанов, О. Н. Сафонов, Р. Р. Сероглазов, Т. И. Аронова ; Кн. 1: Землетрясения ; под ред. Н. В. Шарова [и др.]. Петрозаводск, 2007. С. 368–381.
3. Аронов, А. Г. Сейсмотектонические критерии долгосрочного прогноза Калининградских землетрясений / А. Г. Аронов, Т. И. Аронова ; отв. ред. А. В. Николаев // Калининградское землетрясение 21 сентября 2004 года. СПб., 2009. С. 136–150.
4. Аронов, А. Г. Сейсмичность территории Беларуси / А. Г. Аронов, Р. Р. Сероглазов, Т. И. Аронова; Кн. 1: Землетрясения ; под ред. Н. В. Шарова [и др.] // Землетрясения и микросейсмичность в задачах современной геодинамики Восточно-Европейской платформы : в 2 кн. Петрозаводск, 2007. С. 357–364.
5. Аронов, А. Г. Сейсмичность и сейсмотектоника / А. Г. Аронов, Р. Р. Сероглазов, Т. И. Аронова, Р. Е. Айзберг ; под ред. Р. Г. Гарецкого, С. А. Несмеянова // Сейсмотектоника плит древних платформ в области четвертичного оледенения. М., 2009. С. 122–137.
6. Аронов, А. Г. Макросейсмические эффекты на территории Беларуси от Калининградских землетрясений 21 сентября 2004 года / А. Г. Аронов, Р. Р. Сероглазов, Т. И. Аронова ; отв. ред. А. В. Николаев // Калининградское землетрясение 21 сентября 2004 года. СПб., 2009. С. 109–115.
7. Аронов, А. Г. Сейсмичность Беларуси / А. Г. Аронов, Р. Р. Сероглазов, Т. И. Аронова, В. М. Колковский // Природные ресурсы. 2009. № 2. С. 90–97.
8. Аронов, В. А. Индуцированная сейсмичность Солигорского горнопромышленного района / А. Г. Аронов // Геологическая среда, минерагенические и сейсмотектонические процессы : материалы XVIII Междунауч.-практ. конф. Воронеж, 2012. С. 31–34.
9. Аронова, Т. И. Исторические и современные ощущимые землетрясения / Т. И. Аронова. Кн. 1: Землетрясения ; под ред. Н. В. Шарова [и др.] // Землетрясения и микросейсмичность в задачах современной геодинамики Восточно-Европейской платформы : в 2 кн. Петрозаводск, 2007. С. 342–350.
10. Аронова, Т. И. Геоэкологические аспекты сейсмических процессов / Т. И. Аронова, В. А. Аронов ; под ред.: В. И. Ключенович (гл. ред.) [и др.] // Научно-методическое обеспечение деятельности по охране окружающей среды: проблемы и перспективы. Минск, 2011. С. 148–159.
11. Геология Беларуси / А. С. Махнач [и др.] ; НАН Беларуси, Ин-т геол. наук ; под общ. ред. А. С. Махнacha, Р. Г. Гарецкого, А. В. Матвеева [и др.]. Минск, 2001.

12. **Москаленко, Т. П.** Карты изосейст Карпатского региона / Т. П. Москаленко // Карпатское землетрясение 4 марта 1977 г. и его последствия. М., 1981. С. 86–105.
13. **Экология** : учеб. для вузов / Н. И. Николайкин, Н. Е. Николайкина, О. П. Мелехова. 3-е изд., стереотип. М., 2004.
14. **Aronov, A. G.** Seismicity and stressed of the Starobin potassium salt deposit in Belarus / A. G. Aronov, Sh. A. Mukhamediev, A. N. Galybin, T. I. Aronova, R. R. Seroglazov // The 43<sup>rd</sup> Nordic Seismology Seminar / Univ. of Helsinki, Finland, Geol. Survey of Estonia, Tallinn Univ. of Technology, Estonia. Tallinn, 2012. P. 2.
15. **Aronov A.** Induced Seismicity in Potassium Deposits: Case Studies in Bulgaria and Belarus / A. G. Aronov, Sh. A. Mukhamediev, A. N. Galybin, T. I. Aronova, R. R. Seroglazov // Geodynamics of the Balkan Peninsula / Monograph compiled in the frame of the Project CERGOP-2/Environment (contributions of the Work Packages WP.10.1 and WP.10.6). Warsaw University of Technology, 2006. № 5 (80). P. 257–270.
16. **Aronov, A. G.** Seismicity of Belarus / A. G. Aronov, R. R. Seroglazov, T. I. Aronova // Acta Geodaetica et Geophysica Hungarica. 2010. Vol. 45, N 3 (September). P. 324–339.

**Центр геофизического мониторинга НАН Беларуси**

Поступила в редакцию 16.04.2013 г.

**B. A. Aronov**

### **ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ МОНИТОРИНГА СЕЙСМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ НА ТЕРРИТОРИИ БЕЛАРУСИ**

Рассмотрены геоэкологические риски оценки сейсмической опасности. Прогноз геоэкологических рисков в районах шахтных разработок представляется актуальным для Беларуси в связи с освоением Солигорского месторождения калийных солей и другими работами, связанными с особо опасными объектами. Современная сеть наблюдений, состоящая из 6 сейсмических станций, осуществляет мониторинг сейсмичности, как на территории Беларуси, так и за её пределами. Описаны природные геодинамические события глобального масштаба, которые имели катастрофические геоэкологические последствия и человеческие жертвы. Оценен потенциал сейсмической опасности для западной части Восточно-Европейской платформы, включающей в себя территории Беларуси, стран Балтии, западных регионов России и сопредельную платформенную область Украины. Территория Беларуси испытывает сейсмические воздействия, оказываемые сейсмическими волнами от очагов как удаленных, так и близких землетрясений. Рассмотрены вопросы о природе сейсмических процессов в Солигорском горнопромышленном районе. В процессе исследований установлено, что основными причинами, вызывающими сейсмическую активность в регионе, являются сам факт наличия области, ослабленной подземными выработками, и действие региональных тектонических сил.

**V. A. Aronov**

### **THE GEOECOLOGICAL ASPECTS OF MONITORING OF SEISMIC PROCESSES OF BELARUS TERRITORY**

*This paper deals with the geoecological risks of seismic hazard estimation. The forecast of the geoecological risks within the mining areas is topical for Belarus in connection with the development of Soligorsk potassium salt deposit and other works at special hazardous structures. Modern monitoring network consists of 6 seismic stations and carries out seismological observations both within the territory of Belarus and outside. Natural global geodynamic events and their geoecological disastrous and other aftereffects are described. The seismic hazard potential for western part of the East European Platform including the territory of Belarus, Baltic states, western regions of Russia and adjacent platform area of Ukraine is estimated. The territory of Belarus experiences seismic impacts from seismic waves of earthquakes both distant and near. The nature of seismic processes in the Soligorsk mining region is studied. It is stated that the main causes of seismic activity in the region are both the presence of the area depressed by underground opening and regional tectonic action.*

УДК 502.55

Г. П. Бровка

## ПРОБЛЕМЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ ОЦЕНКИ И ЛОКАЛЬНОГО МОНИТОРИНГА ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ ПРОМЫШЛЕННЫХ ОБЪЕКТОВ

*В статье анализируются проблемы оценки и локального мониторинга воздействия на окружающую среду промышленных объектов. Предлагаются подходы совершенствования прогноза техногенного воздействия на природную среду для своевременного выявления и минимизации отрицательных последствий этого воздействия.*

В настоящее время оценка воздействия на окружающую среду промышленных объектов (ОВОС) и последующий мониторинг регламентированы рядом нормативных документов [7, 8]. С одной стороны это вполне оправдано и требует от исполнителей соответствующего соблюдения регламентированной методологии и выполнения определенного перечня работ. В то же время при создании нормативных документов необходим значительный срок на сбор информации о новых методиках проведения оценки воздействия и мониторинга, на утверждение которых затрачивается также продолжительное время. В результате такой ситуации часто нормативные документы по ОВОС и мониторингу природной среды в зонах активного промышленного производства отстают от последних достижений научных разработок в области геоэкологии. Даже, порой возникает, на наш взгляд, ряд парадоксальных ситуаций, когда при научно-исследовательских работах требуют строгого исполнения нормативных документов, базирующихся на результатах научных работ, выполненных более 10 лет назад.

Безусловно, при выполнении инженерно-изыскательских работ под конкретные объекты необходимо выполнять требования действующих нормативных документов. Однако необходимо отметить, что для объектов, имеющих потенциально опасное воздействие на окружающую среду, следует проводить дополнительное научное сопровождение. Это позволяет более полно оценить воздействие промышленных объектов на природную среду и заблаговременно предотвратить или минимизировать отрицательные последствия техногенного воздействия.

Большое количество работ методико-теоретического характера (фундаментальные) и прикладные работы в области охраны окружающей среды направлены на совершенствование оценки воздействия на природную окружающую среду и систем локального мониторинга. Поэтому критический подход и анализ действующих нормативных документов в области охраны окружающей среды с научных позиций, не ставящий под сомнение их юридической основы, должны быть приняты с пониманием ведомствами, контролирующими охрану окружающей среды РБ.

Рассмотрим некоторые проблемы оценки воздействия на природную среду промышленных

и сельскохозяйственных объектов с позиций более полного и достоверного прогноза и минимизации отрицательных последствий техногенных воздействий. Прежде всего, это прогнозирование и минимизация загрязнений природной среды минеральными водорастворимыми соединениями тяжелых металлов, радионуклидов и повышенных количеств минеральных удобрений.

Следует отметить, что указанные соединения в почвах и грунтах находятся в основном в виде солей металлов и в различной степени сорбированы твердой фазой или находятся в виде нерастворимых гидрооксидов и комплексных соединений. При этом условно различают формы нахождения металлов: водорастворимую, подвижную и жесткофиксированную. Для определения данных форм разработаны стандартизованные методики. Такой подход позволяет сравнительно качественно оценивать степени подвижности минеральных загрязнителей природной среды, однако этого не достаточно для количественного прогноза.

Для научно обоснованного количественного прогноза миграции определенного элемента необходимо, прежде всего, знать количество такого элемента, находящегося в поровом растворе. В данном случае следует учитывать, что количество элемента в поровом растворе находится в динамическом равновесии с количеством этого же элемента, связанным обменным комплексом почв и грунтов. Для оценки соотношения указанных количеств используется коэффициент распределения  $K_d$ , численно равный отношению удельного количества элемента, связанного твердой фазой, к удельному количеству данного элемента, находящегося в поровом растворе.

Использование коэффициента распределения  $K_d$  позволяет сформулировать систему уравнений конвективно-диффузионного переноса водорастворимых сорбируемых соединений. Следует также учитывать, что коэффициент распределения  $K_d$  зависит от pH порового раствора, концентрации самого элемента и других элементов в поровом растворе. Это обуславливает необходимость его экспериментального исследования и создания баз данных, включающих соответствующие зависимости.

Для того чтобы решить проблему достоверного прогноза распространения водораство-

римых минеральных соединений в почвенном покрове и подстилающих грунтах на достаточно отдаленную перспективу, необходимо решить ряд задач. В первую очередь необходимо выбрать математические модели, соответствующие детальности и достоверности прогнозной оценки, а также технической и материальной обеспеченности решаемых задач. Это можно сделать на основе комплексного подхода, учитывающего взаимосвязанные процессы переноса тепла, влаги и водорастворимых соединений в почвах и грунтах. Такой подход обеспечивает более полный прогноз температурно-влажностного режима и распространения водорастворимых техногенных загрязнений в природной среде. Следует также учитывать, что температура, влагосодержание, структура и концентрация водорастворимых соединений в верхнем слое природно-территориальных комплексов являются основными параметрами, определяющими свойства данного слоя как среды обитания для растительного и животного мира.

Процессы переноса тепла, влаги и водорастворимых соединений в природных средах могут быть описаны математическими моделями различного уровня, начиная от регрессионных и кончая детерминированными. Все эти модели вполне оправданы на соответствующих стадиях изучения геоэкологических объектов. При прогнозе текущих и предполагаемых техногенных изменений в природно-территориальных комплексах регрессионные математические модели требуют широкомасштабных и длительных наблюдений, которые теряют свою достоверность при изменении установившихся климатических, гидрогеологических и техногенных условий. Основной недостаток статистического подхода в области геоэкологического прогноза заключается в низкой достоверности прогноза при возникновении природных экстремальных ситуаций, которые все чаще наблюдаются в последние десятилетия, а также аварийных ситуаций технического характера. К тому же пространственно-временные распределения температурных, влажностных и концентрационных потоков в природных средах часто выражаются сложными функциями (экспонентами, интегральными функциями), что не позволяет использовать линейные уравнения регрессии и сильно усложняет регрессионную математическую модель.

В настоящее время температурный и влажностный режимы в природных дисперсных средах наиболее полно описываются с помощью системы феноменологических уравнений тепло- и массопереноса.

Феноменологическая теория тепло- и массопереноса основывается на термодинамике необратимых процессов и законов сохранения энергии и вещества, а также располагает необходимым математическим аппаратом для описания динамики температурных и влажностных по-

лей в природной среде. Уравнения тепло- и массопереноса выражают количественные связи между потоками переносимых субстанций и градиентами соответствующих потенциалов переноса. Задачей феноменологической теории является определение динамики температурных и влажностных полей на основании первоначального распределения потенциалов переноса, экспериментально установленных характеристик переноса и условий тепло- и массообмена на границе системы. При этом различают процессы внутреннего тепло- и массопереноса, определяемые свойствами верхнего слоя почвогрунтов, и внешнего тепло- и массообмена, определяемого метеорологическими и гидрогеологическими условиями.

Математические модели сложных процессов тепло- и массопереноса в природных дисперсных материалах должны включать как минимум четыре дифференциальных уравнения переноса (теплопроводности, диффузии влаги, деформации структуры материала, диффузии водорастворимых веществ) и уравнения фазового равновесия компонентов. При разработке полных научно обоснованных математических моделей природно-территориальных комплексов необходимо включать блоки, которые имеют относительную самостоятельность и в то же время связаны между собой обменивающимися потоками тепловой энергии и вещества. Это блок, описывающий метеорологические процессы в приземном слое воздуха; блок ответственный за процессы в деятельном слое, являющимся почвенным покровом с подстилающими грунтами; и блок, представленный первыми водоносными горизонтами.

В настоящее время достаточно полно разработаны математические и численные модели для блока водоносных горизонтов. Что касается блока, ответственного за процессы тепло и массообмена в приземном слое воздуха, где необходимо учитывать локальные климатические условия с циркуляцией воздушных масс над участками с неоднородным рельефом и различной растительностью, то здесь явно недостаточно научных разработок. Центральное место по своему расположению и значимости занимает блок, включающий деятельный слой, в котором весьма динамично протекают процессы переноса тепла, влаги и водорастворимых соединений. Через этот слой происходит обмен энергией, влагой, газообразными соединениями и техногенными выбросами между приземным слоем атмосферы и ландшафтной сферой Земли. От свойств верхнего слоя почвогрунтов зависит соотношение потоков тепла, влаги и водорастворимых соединений, которые, с одной стороны, могут проникать в верхний слой, а затем в более глубокие слои литосферы, а с другой – эти потоки будут рассеиваться в приземном слое атмосферы или уноситься поверхностным стоком. Сложность моделирования процессов переноса в деятельном

слое обусловлена тем, что он содержит верхний аэрируемый слой, в котором характеристики переноса тепла, влаги и водорастворимых соединений являются сложными функциями температуры и влаги.

Разработка наиболее полных и адекватных методов оценки техногенного воздействия на природную среду потребует объединения информации и методологических подходов в указанных блоках моделирования. В настоящее время блоки имеют относительную самостоятельность и минимально привязаны друг к другу.

Следует отметить, что подход с использованием феноменологической теории тепло- и массопереноса в природных средах, начиная со второй половины XX в., применялся в ряде работ агрофизического и экологического направлений [2–5]. Возникает вопрос: почему такой подход не нашел широкого применения при оценке воздействия на природную среду проектируемых технических объектов? Здесь можно выделить две основные причины.

Первая причина обусловлена нелинейностью системы взаимосвязанных процессов переноса тепла, влаги и водорастворимых соединений, не позволяющей находить сравнительно простые аналитические решения и требующей использования компьютерных средств с большим объемом оперативной памяти и достаточно быстродействия для решения таких задач численными методами.

Вторая причина связана с созданием информационного обеспечения математических моделей природно-территориальных комплексов по характеристикам тепло- и массопереноса почвенного покрова и подстилающих грунтов, которые являются нелинейными функциями определяющих их параметров. Для этого необходимо проводить достаточно трудоемкие экспериментальные исследования.

Несмотря на указанные проблемы в сложившейся ситуации, следует более полного и детально обосновывать оценку воздействия на окружающую среду проектируемых промышленных объектов. В настоящее время ряд учреждений, не располагающих достаточной научно-технической базой для выполнения в полном объеме таких работ, имеют юридическое право делать ОВОС. При этом со стороны контролирующих инстанций экологического профиля нет четкой регламентации детальности оценки воздействия на природную среду. Кроме того, практически нет сертифицированных методик определения характеристик диффузионной и конвективной подвижности минеральных техногенных загрязнителей природной среды (тяжелых металлов, радионуклидов, компонентов минеральных удобрений) в аэрируемом верхнем слое природно-территориальных комплексов.

Можно согласиться с доводами об отсутствии необходимых материально-технических средств для более детальных подходов при

разработке ОВОС для сравнительно небольших объектов. Однако для крупных промышленных объектов, оказывающих сильное воздействие на окружающую среду, необходимо ставить задачи о более детальных методах прогноза с учетом всего комплекса факторов и разработки сценариев трансформации природной среды с использованием новых научных подходов и программных средств. При этом в первую очередь необходимо стандартизировать методы экспериментального определения характеристик переноса тепла, влаги и водорастворимых соединений в почвенном покрове, подстилающих грунтах и водоносных горизонтах природно-территориальных комплексов, подверженных влиянию промышленных объектов. Далее, необходимо стандартизировать программные средства, используемые для моделирования процессов переноса тепла, влаги и водорастворимых соединений с учетом метеорологических, гидрогеологических и техногенных факторов, и в особенности с учетом процессов переноса в деятельном слое.

Следует обратить внимание на трудности, которые возникают при реализации новых разработок в области оценки техногенного воздействия на окружающую среду. При ОВОС заказчики вполне обоснованно требуют от исполнителей соответствующих сертификатов. Новые научные разработки при этом значительный период времени остаются не сертифицированными и не применяются для использования. В данной ситуации можно предложить вести параллельно стандартным методам ОВОС научное сопровождение особо важных промышленных объектов, таких, например, как строящаяся АЭС, новые калийные рудники, карьеры по добыче бурых углей и др., с более детальным обследованием и моделированием.

С проблемами, касающимися ОВОС, тесно связаны проблемы локального мониторинга природной среды в зонах воздействия промышленных объектов. Анализ данной проблемы начнем с трактовки термина «мониторинг», встречающегося в различных литературных источниках и нормативных документах. Этот термин был введен на экологической конференции ООН в 1970 г. и трактовался как регулярный контроль природной среды. В дальнейшем под мониторингом стали понимать регулярный контроль, прогноз и управляющее воздействие. Национальная система мониторинга Беларуси в целом включает указанные компоненты мониторинга природной среды. Однако на практике достаточно полно реализуется только первый компонент – регулярный контроль. Прогноз, как правило, осуществляется методом линейного экстраполирования, а управляющее воздействие – это применение штрафных санкций, либо ограничение производства при выявлении факторов, превышающих пределы допустимых значений контролируемых параметров.

В качестве альтернативы сложившейся практике локального мониторинга можно противопоставить методологические принципы на примере геотехнического мониторинга в криолитозоне на объектах ОАО «Газпром», изложенные в работе д.т.н. А. В. Попова (заместителя генерального директора по науке ОАО «ВНИИПИ-газдобыча») [6]. В работе показана эффективность применения системы геотехнического мониторинга для снижения рисков производственно-хозяйственной деятельности ОАО «Газпром» путем обоснованного прогноза с использованием современных программных и компьютерных средств, а также технических решений по стабилизации ситуаций.

Исходя из основной цели локального экологического мониторинга природной среды в зонах активного техногенного воздействия – своевременно выявить и минимизировать (предотвратить) отрицательные негативные техногенные воздействия на природную среду, следовало бы отдельно дополнительно указать в качестве компонента локального мониторинга создание базы данных по характеристикам природной среды, входящим в расчетные схемы моделирования, на стадии разработки ОВОС. Отсутствие необходимой информации или ее недостаточный объем по характеристикам переноса тепла, влаги и водорастворимых соединений почв, грунтов не позволяет адекватно проводить прогноз миграции техногенных загрязнителей в природной среде. Данные характеристики необходимо получать в основном методами лабораторных исследований с последующим обобщением в базовых комплексах.

Следует также расширить понятие моделирования. В процессе функционирования промышленного объекта могут изменяться климатические, гидрогеологические и техногенные факторы. При этом система моделирования должна учитывать текущие изменения указанных факторов и корректировать геоэкологический прогноз.

Кроме того, текущее моделирование с помощью современных компьютерных средств может быть выполнено в более широком масштабе, чем фактические наблюдения. То есть можно вести компьютерный эксперимент и выявлять возможные варианты развития экологической ситуации, включая экстремальные и аварийные сценарии. С помощью компьютерного эксперимента, вводя в исходные данные фактические значения текущих метеорологических, гидрологических и технических параметров, можно рассчитать более детальную картину распределения температуры, влагосодержания и концентрации техногенных водорастворимых соединений в природной среде, чем это делается фактическими наблюдениями, выявить точки с критическими значениями указанных параметров, которые могли быть не предусмотрены в системе наблюдений. Периодически сопоставляя результаты компьютерного моделирования и фактических наблюдений, можно более совершенно адаптиро-

вать разработанную информационно-моделирующую систему к наблюдаемому объекту и получать более адекватные результаты с необходимой детальностью.

Следуя изложенной концепции, в лаборатории физико-химической механики природных дисперсных систем под руководством автора данной статьи при работе над проектом, выполняемым по прямому договору с ОАО «Белгорхимпром» по теме «Мониторинг и прогноз состояния природной среды Краснослободского участка Старобинского месторождения калийных солей в период его эксплуатации» (2009–2010 гг.), создана информационно-моделирующая система шахтного поля Краснослободского рудника, которая включает базу данных по характеристикам тепло- и массопереноса почвенного покрова и подстилающих грунтов, а также компьютерную модель объекта в формате 3-Д. Аналогичный подход был реализован при выполнении проекта ГНТП «Разработать прогноз и обосновать методы регулирования трансформации форм нахождения и миграции тяжелых металлов в природной среде зоны влияния отдельных промышленных объектов г. Лиды». Более подробная информация о результатах указанных работ опубликована в статье сборника «Природопользование» [1], а также в статье Г. П. Бровки и И. Н. Дорожок настоящего сборника.

Были выявлены некоторые сложности решения поставленных задач, связанные с большим объемом лабораторных исследований по определению характеристик диффузионной и конвективной подвижности переносимых водорастворимых соединений. Так, например, для оценки характеристик переноса необходимо выполнить, по меньшей мере, в 10 раз больше определений концентраций исследуемых соединений, чем это требуется для определения валовых концентраций этих соединений в точках отбора проб. При проведении расчетов в формате 3-Д возникают определенные сложности. Для реализации в полном объеме разработанной информационно-моделирующей системы требуется ЭВМ типа суперкомпьютера СКИФ или ПК с многоядерным процессором и большим объемом оперативной памяти для обеспечения необходимого быстродействия вычислительных средств путем распараллеливания процесса вычислений. Учитывая тенденции совершенствования современных компьютерных средств, можно надеяться, что реализация указанных разработок на ПК в ближайшие годы не будет вызывать особых проблем.

Некоторые трудности могут возникнуть с обеспечением методов прогноза данными по характеристикам переноса тепла, влаги и водорастворимых соединений в природных средах, т. е. создания баз данных, так как для этого требуется выполнить большой объем экспериментальных работ. В лаборатории физико-химической ме-

ники природных дисперсных систем для данных целей есть весь комплекс приборов и методов. Можно утверждать, что увеличение объема работ на стадиях ОВОС и локального мониторинга будет вполне оправдано более высокой достоверностью и детальностью геоэкологического

прогноза. Это позволит на ранних стадиях выявлять тенденции негативного техногенного воздействия на природную среду и принимать более своевременные и обоснованные управляющие решения по минимизации негативного воздействия на нее.

### Литература

1. **Бровка, Г. П.** Физико-математические принципы информационно-моделирующей системы тепло- и массообмена в природных территориальных комплексах с неоднородным рельефом на примере Краснослободского рудника ПО «Беларуськалий» / Г. П. Бровка [и др.] // Природопользование. 2009. Вып. 16. Минск, 2009. С. 186–194.
2. **Глобус, А. М.** Почвенно-гидрофизическое обеспечение агроэкологических математических моделей / А. М. Глобус. Л., 1987.
3. **Математическое моделирование природных экосистем** : учеб. пособие / В. И. Косов, Д. Ф. Шульгин, В. Е. Клыков ; под ред. В. И. Косова ; Тверской технический университет. Тверь, 1998.
4. **Нерпин, С. В.** Энерго- и массообмен в системе растение – почва – воздух / С. В. Нерпин, А. Ф. Чудновский. Л., 1975.
5. **Павлов, А. В.** Энергообмен в ландшафтной сфере Земли / А. В. Павлов. Новосибирск, 1984.
6. **Попов, А. П.** Технология геотехнического мониторинга в криолитозоне / А. П. Попов // Инженерные изыскания. 2009. № 4. С. 20–33.
7. **Постановление** Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды «Об утверждении Инструкции о порядке проведения локального мониторинга окружающей среды юридическими лицами, осуществлямыми эксплуатации источников вредного воздействия на окружающую среду» № 9 от 01.02.2007 г. в ред. постановления Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь от 27.07.2011 г.
8. **ТКП 17.02-08-2012 (02120)** Охрана окружающей среды и природопользование. Правила проведения оценки воздействия на окружающую среду (ОВОС) и подготовки отчета.

**Институт природопользования НАН Беларуси**

Поступила в редакцию 1.10.2013 г.

**Г. П. Бровка**

### **ПРОБЛЕМЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ ОЦЕНКИ И ЛОКАЛЬНОГО МОНИТОРИНГА ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ ПРОМЫШЛЕННЫХ ОБЪЕКТОВ**

В статье анализируются проблемы оценки и локального мониторинга воздействия на окружающую среду промышленных объектов. Предлагаются подходы совершенствования прогноза техногенного воздействия на природную среду путем более детального экспериментального исследования и моделирования процессов переноса тепла, влаги и водорастворимых соединений в деятельном слое природно-территориальных комплексов. Это позволяет своевременно выявлять и минимизировать отрицательные последствия техногенного воздействия на природную среду.

**G. P. Brovka**

### **PROBLEMS AND PROSPECTS OF THE ASSESSMENT AND LOCAL MONITORING OF THE IMPACT ON THE ENVIRONMENT OF INDUSTRIAL SITES**

*Analysis of the challenge of the assessment and local monitoring of the impact on the environment of industrial sites is given in the article. Trends to update the prognosis of technogenic impact on nature environment through more detailed experimental investigation and simulation of heat, moisture and water-soluble compounds in active layer of nature-territorial complexes are offered. This allows a due exposure and minimization of negative results of technogenic impact on nature environment.*

УДК 631.41, 631.423.5, 631.436.2

Г. П. Бровка, И. Н. Дорожок

## ВЛИЯНИЕ ЛОКАЛИЗАЦИИ СКЛОНОВОГО СТОКА НА РАСПРОСТРАНЕНИЕ ВОДОРАСТВОРНЫХ МИНЕРАЛЬНЫХ СОЕДИНЕНИЙ

*Методом численного моделирования выявлены места локализации склонового стока на территории шахтного поля Краснослободского участка Старобинского месторождения калийных солей и на территории, прилегающей к заводу горячего цинкования ГП «Конус» в г. Лида. Представлены результаты расчетов вертикальной миграции водорастворимых соединений калия и натрия, тяжелых металлов в местах аккумуляции склонового стока с учетом метеорологических условий.*

В лаборатории физико-химической механики природных дисперсных систем в течение последних 20 лет проводятся систематические исследования процессов переноса в почвах и грунтах водорастворимых соединений радионуклидов, тяжелых и щелочных металлов. Необходимо отметить, что все эти соединения в почвах и грунтах находятся в основном в виде водорастворимых солей и в различной степени связаны с твердыми компонентами почвогрунтов. При этом наблюдается динамическое равновесие между катионами указанных металлов, находящихся в поровом растворе и связанных с твердыми компонентами. Для оценки распространения данных соединений в природной среде в первую очередь представляет интерес концентрация опасных элементов, которыми являются радионуклиды, тяжелые металлы и в избыточных количествах щелочные металлы – калий и натрий. Поэтому методы анализа и нормативные показатели в основном рассчитаны на определение и оценку в природной среде концентраций рассматриваемых элементов. В данной работе также анализируется распространение указанных водорастворимых соединений по концентрациям соответствующих металлов.

В результате выполненных исследований разработаны математические модели [4], получены аналитические и численные решения задач по оценке распространения в почвах и грунтах водорастворимых минеральных соединений с учетом кинетики их сорбции твердой фазой почвогрунтов [2]. Разработаны также методики экспериментального определения характеристик конвективного и диффузационного переноса указанных соединений.

В данной работе представлен ранее неопубликованный материал по влиянию локализации склонового стока на распространение водорастворимых минеральных соединений в природной среде.

**Актуальность.** При оценке распространения водорастворимых техногенных загрязнителей в природно-территориальных комплексах с неоднородным рельефом необходимо принимать

во внимание склоновый сток. За счет этого стока может существенно перераспределиться концентрация водорастворимых соединений, выпадающих в виде аэрозолей на поверхность почв. В период интенсивных дождей или весеннего снеготаяния значительная часть выпавших на поверхность почв водорастворимых соединений попадает в водотоки или локализуется в бессточных понижениях. Расчет соотношения количеств водорастворимых соединений, инфильтрующихся в грунт, попадающих в водотоки или локализующихся в бессточных понижениях представляет собой довольно сложную задачу. В методических рекомендациях по этим вопросам даются в основном эмпирические формулы [6, 8].

Несмотря на актуальность указанной темы, в публикациях она отражена в недостаточном объеме. В основном публикации посвящены поверхностному стоку с городских территорий [5, 7].

**Объекты исследования.** Объект ОАО «Беларуськалий» – территория подработки шахтного поля Краснослободского рудника Старобинского месторождения калийных солей площадью 88 км<sup>2</sup> (11 км × 8 км). На территории расположены: Краснослободский рудник, конвейер длиной 6 км по которому добываемая руда с Краснослободского рудника поступает на обогатительную фабрику второго рудоуправления ОАО «Беларуськалий», ряд деревень, сельхозугодия, фермы, автомобильные дороги, сеть каналов. Годовая производительность Краснослободского рудника до 6000 тыс. т.

В центральной части объекта абсолютные отметки поверхности земли составляют 182 м, а на периферийных участках – 160 м. На западе и северо-западе находится сеть мелиоративных каналов, впадающих в р. Вызенка и Волка, которые, в свою очередь, впадают в Краснослободское водохранилище. На востоке сеть мелиоративных каналов разгружается в р. Сивельга, которая впадает в Солигорское водохранилище. Почвенный покров описываемой территории в основном представлен тремя типами почв автоморфного и полугидроморфного рядов: дерново-подзолистыми, дерново-подзолистыми заболо-

ченными и дерново-глееватыми. В структуре почвенного покрова значительная доля приходится на автоморфные дерново-подзолистые почвы, сформированные на супесчаных и песчаных породах. Есть мелиорированные торфяные почвы, занимающие сравнительно небольшие площади. Однако данные почвы расположены в локально пониженных участках рельефа и играют важную роль в формировании гидрологического режима территории. Первый водоносный горизонт в центральной части объекта, которая составляет около 70 % рассматриваемой площади, представлен моренной супесью с включениями гравия и гальки. Мощность этого слоя – 15–25 м. На периферийных участках объекта первый водоносный горизонт представлен аллювиальными, озерно-аллювиальными и флювиогляциальными отложениями в виде песков и супесей.

Основные загрязнители на данном объекте – хлориды калия и натрия, источниками которых являются шахтный ствол № 2 и промплощадка Краснослободского рудника. Шахтный ствол № 2 предназначен для удаления из рудника отработанного воздуха, содержащего пыль сильвинитовой руды. Этот источник имеет следующие характеристики: высота – 19,2 м, площадь сечения – 50 м<sup>2</sup>, скорость выброса – 8 м/с, объем выброса – 400 м<sup>3</sup>/с, температура – +10 °С, концентрация выбросов – 5,72 мг/м<sup>3</sup> KCl и 17,72 мг/м<sup>3</sup> NaCl. Характеристики надшахтного здания: высота – 45,6 м, площадь сечения – 0,2 м<sup>2</sup>, скорость выброса – 14,15 м/с, объем выброса – 2,76 м<sup>3</sup>/с, температура – +10 °С, концентрация выбросов – 23,12 мг/м<sup>3</sup> KCl и 61,88 мг/м<sup>3</sup> NaCl. В итоге за год суммарный объем выбросов в атмосферу составит: 71,37 т KCl и 192,14 т NaCl.

Еще одним источником загрязнения территории объекта является сельскохозяйственное производство. Пахотные земли занимают 90 % исследуемой территории, и на них ежегодно может вноситься 150–200 т калийных удобрений.

*Промышленные объекты г. Лиды* – территория, подверженная воздействию завода горячего цинкования ГП «Конус» площадью 4 км<sup>2</sup> (2 км × 2 км) на которой расположены: непосредственно завод, ОАО «завод «Оптик» и его отстойник вод ливневой канализации, городские очистные сооружения и поля фильтрации, три деревни (Долина, Широкая, Островля), сельхозугодия, автомобильные и железные дороги, каналы и пруды. Завод горячего цинкования ГП «Конус» расположен рядом с д. Долина.

Основу выбросов в атмосферу завода горячего цинкования ГП «Конус» составляют оксид углерода и диоксид азота. Однако большой вклад в состав выбросов вносят также соединения цинка (1,5 т/год) и гидрохlorида (1,7 т/год). Производственные отходы предприятия направляются на утилизацию.

Основу выбросов в атмосферу ОАО «Завод «Оптик» составляют диоксид азота, пыль неорганическая с двуокисью кремния, оксид железа, оксид углерода.

В северо-западной и северной частях объекта абсолютные отметки поверхности земли составляют 152 м, а в юго-восточной – 139 м. Почвенный покров описываемой территории в основном представлен дерново-подзолистыми песчаными почвами. Есть торфяные почвы возле д. Долина и отстойника ОАО «Завод «Оптик», эти почвы расположены в локально пониженных участках рельефа. Возле д. Долина – заболоченная местность. Объект характеризуется большой плотностью автомобильных дорог, по территории проходит железная дорога.

**Изучаемые вещества.** Это водорастворимые сорбируемые минеральные соединения, к которым относятся соединения характерных, для исследуемых объектов, загрязняющих веществ. При экспериментальном определении параметров в почву вносились соответствующие характеру загрязнения соли. Концентрации тяжелых металлов определялись на атомно-адсорбционном спектрометре, а концентрации калия и натрия – методом пламенной фотометрии. Концентрацию соединения можно найти путем пересчета.

**Методы исследования.** Для учета факторов, влияющих на склоновый сток и, в конечном счете, на более детальный прогноз миграции водорастворимых минеральных соединений, разработана прикладная программа. Она позволяет оценить вертикальное распределение влагодержания в слое почвы и первом водоносном горизонте в зависимости от уровня грунтовых вод и метеорологических условий на поверхности почв, а также рассчитать потоки влаги с поверхности почвы в нижележащие слои. Далее, на основании данных о величинах потоков влаги и концентрации водорастворимых соединений в поверхностном слое почвы, можно рассчитать потоки водорастворимых соединений в нижние горизонты и оценить скорость продвижения фронта загрязнения в вертикальном направлении.

На рис. 1 представлено окно интерфейса указанной программы. С помощью последней можно рассчитать динамику распределения влагодержания в слое почвы, первом водоносном горизонте и плотность потоков влаги в зависимости от интенсивности и продолжительности осадков в теплое время. Тестовые расчеты при вариации продолжительности осадков, их интенсивности, интенсивности испарения, а также коэффициента фильтрации верхнего слоя почвогрунта, показали, что интенсивность осадков порядка 4 мм/ч продолжительностью до 10 ч при изменении коэффициента фильтрации в пределах 0,01–1 м/сут не вызывает существенного склоно-

вого стока. Более 90 % осадков инфильтруются в почвенный слой и подстилающие грунты в месте выпадения. При этом скорость просачивания влаги в грунт близка к скорости выпадения осадков

или испарения, за исключением небольшого интервала времени, соответствующего переходному периоду. Интервал переходного периода тем короче, чем больше коэффициент фильтрации.

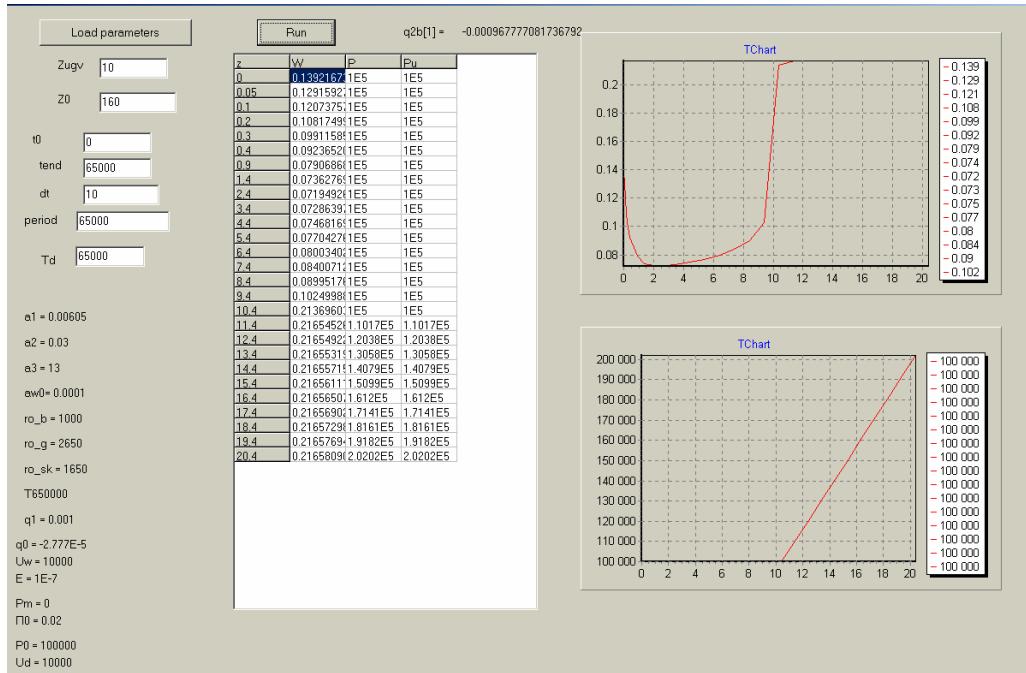


Рис. 1. Окно интерфейса программы расчета вертикального распределения влагосодержания в почвогрунтах

Методика оценки перераспределения влаги на поверхности почвы в период весеннего снеготаяния описана в [4].

Для оценки распределения по глубине водорастворимых минеральных соединений в почвах и грунтах природно-территориальных комплексов разработана методика [3] аналитического расчета. Методика базируется на асимптотическом решении уравнения конвективно-диффузационного переноса сорбируемых водорастворимых минеральных соединений при периодическом увлажнении поверхности почв атмосферными осадками, чередующемся с испарением влаги. Для этого зависимость скорости фильтрационного потока от времени аппроксимируется гармонической функцией вида:

$$V = a + b \sin\left(2\pi \frac{\tau}{\tau_{\text{ц}}}\right), \quad (1)$$

где  $a$  – постоянная составляющая скорости фильтрационного потока;  $b$  – амплитуда колебания скорости фильтрационного потока;  $\tau_{\text{ц}}$  – период цикличности скорости фильтрационного потока.

Конкретные значения параметров  $a$ ,  $b$  и  $\tau_{\text{ц}}$  зависят от климатических факторов, таких как

интенсивность и периодичность выпадения осадков, радиационный баланс, а также от рельефа местности. На повышенных участках параметр  $a$  будет иметь минимальные значения, а на пониженных, в местах локализации склонового стока этот параметр может быть максимальным.

Проинтегрировав изменения скорости фильтрационного потока и квадрата этой скорости по времени в интервале периода  $\tau_{\text{ц}}$  и поделив на значение  $\tau_{\text{ц}}$ , можно получить среднеинтегральные значения данных параметров скорости:

$$V_{\text{cp}} = \frac{\tau_{\text{ц}}}{\varepsilon_{\text{ц}}} \int_0^{\tau_{\text{ц}}} \left( a + b \sin\left(2\pi \frac{\tau}{\tau_{\text{ц}}}\right) \right) d\tau = a; \quad (2)$$

$$V_{\text{cp}}^2 = \frac{1}{\tau_{\text{ц}}} \int_0^{\tau_{\text{ц}}} \left[ a + b \sin\left(2\pi \frac{\tau}{\tau_{\text{ц}}}\right) \right]^2 d\tau = \frac{1}{2} b^2 + a^2. \quad (3)$$

Подставив полученные среднеинтегральные значения параметров скорости фильтрационного потока в асимптотическое решение уравнения конвективной диффузии из [2], получим распределение концентрации водорастворимого минерального соединения в поровом растворе почвогрунта:

$$C_1(x) = C_0 + 0,5(C_{\text{bx}} - C_0) \left\{ 1 - \operatorname{erf} \left[ \frac{x - \frac{a \tau}{(1 + K_d/W)}}{2 \sqrt{\frac{(0,5b^2 + a^2)}{\alpha} \frac{K_d^2 W^2}{(K_d + W)^3} \tau}} \right] \right\}, \quad (4)$$

где  $C_0$  – исходная концентрация водорастворимого минерального соединения в поровом растворе почвогрунта, кг/кг;  $C_{\text{bx}}$  – концентрация водорастворимого минерального соединения в растворе, поступающем в почвогрунт, кг/кг;  $x$  – глубина, м;  $\alpha$  – коэффициент массообмена, характеризующий скорость массообмена водорастворимым минеральным соединением между жидкой фазой почвогрунта и твердой,  $\text{с}^{-1}$ ;  $\tau$  – время, с;  $K_d$  – коэффициент распределения;  $W$  – влагосодержание, кг/кг. Если функцию  $\operatorname{erf}(x)$  заменить квадратичной зависимостью, то можно оценить ширину зоны фильтрационного рассеяния  $\xi_d$ , м:

$$\xi_d = \left( \frac{12(0,5b^2 + a^2)}{\alpha} \frac{K_d^2 W^2}{(K_d + W)^3} \tau \right)^{0,5}. \quad (5)$$

Типичная кривая распределения по глубине концентрации водорастворимого минерального соединения в поровом растворе почвогрунта представлена на рис. 2.

Из приведенных формул и рис. 2 видно, что в распределении можно выделить три области.

Первая область соответствует состоянию полного насыщения почвогрунта раствором с концентрацией водорастворимого минерального соединения  $C_{\text{bx}}$ .

Вторая область – это область диффузационного рассеяния, которая определяется среднеинтегральным квадратом скорости фильтрационного

потока, коэффициентом распределения  $K_d$  и коэффициентом массообмена  $\alpha$ . Характерно, что протяженность диффузационной области при периодическом изменении скорости фильтрационного потока может быть достаточно большой при нулевой и даже при отрицательной средней интегральной скорости фильтрационного потока. Это означает, что и при преобладании испарения на почве может наблюдаться фильтрационное рассеяние водорастворимого минерального соединения, аналогичное диффузионному переносу.

Третья область соответствует исходной концентрации водорастворимого минерального соединения в поровом растворе почвогрунта, т. е. в эту область не проникло водорастворимое минеральное соединение, находящееся во входящем фильтрационном потоке. Граница данной области с диффузационной областью определяется выражением

$$X_c = \frac{a \tau}{1 + K_d/W} + \left( \frac{12(0,5b^2 + a^2)}{\alpha} \frac{K_d^2 W^2}{(K_d + W)^3} \tau \right)^{0,5}. \quad (6)$$

Величина  $X_c$  фактически определяет границу распространения водорастворимого минерального соединения. Если водорастворимое минеральное соединение содержит элемент, который является техногенным загрязнителем, то это – граница распространения техногенного загрязнения.

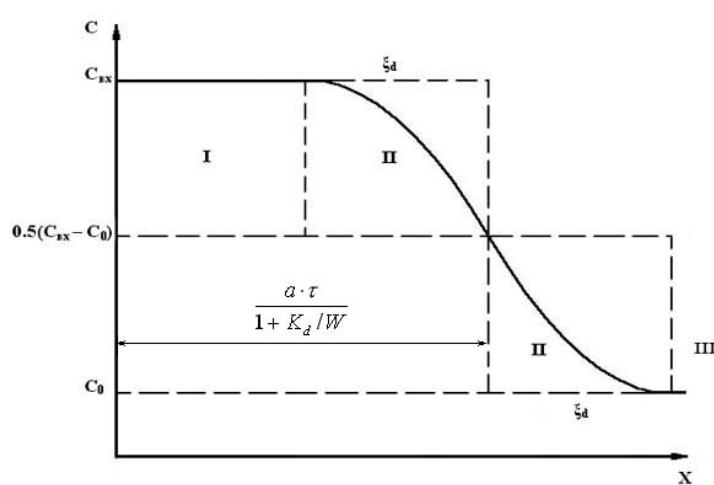


Рис. 2. Кривая распределения концентрации водорастворимого соединения

Следует отметить, что использование для расчета переноса сорбируемых водорастворимых минеральных соединений, моделей, базирующихся на учете параметров их конвекции, диффузии и сорбции в конкретных почвах и грунтах, позволяет более адекватно прогнозировать распространение техногенных загрязнителей в природной среде. В то же время, это требует определения данных параметров и формирования баз данных по характеристикам конвективно-диффузионного переноса и сорбции, конкретных водорастворимых минеральных соединений в конкретных почвах и грунтах. Для этих целей в лаборатории физико-химической механики природных дисперсных систем Института природопользования НАН Беларуси разработаны методики экспериментального определения указанных характеристик. Созданы базы данных по характеристикам тепломассопереноса в почвах и грунтах с территории подработки шахтного поля Краснослободского рудника Старобинского месторождения калийных солей [1] и по характеристикам массопереноса в почвах и грунтах с территории, прилегающей к заводу горячего цинкования ГП «Конус».

**Учет склонового стока на объекте ОАО «Беларуськалий».** При оценке загрязнения окружающей среды данного объекта необходимо принимать во внимание, что за счет склонового стока хлориды калия и натрия, выпадающие в виде аэрозолей, а также вносимые с калийными удобрениями, могут концентрироваться в локальных понижениях поверхности и вместе с фильтрационными и инфильтрационными потоками попадать в подземные воды. Поэтому при расчете миграции хлоридов калия и натрия в глубину на Краснослободском участке Старобинского месторождения было учтено наличие локальных бессточных понижений.

Величина поверхностного стока равна площади поверхности, умноженной на количество осадков и на коэффициент поверхностного стока, который определяется как отношение объема поверхностного стока на водосборе к общему объему осадков за период времени. Кроме того, для локальных бессточных понижений, где склоновый сток локализуется на относительно небольших площадях, предлагается ввести коэффициент аккумуляции склонового стока  $K_n$ , численно равный отношению количества осадков, фильтрующихся через единицу площади локального бессточного понижения, к общему количеству осадков на такой же площади за период времени.

С помощью выполненных вычислений было установлено, что большинство талых вод сбрасывается в мелиоративную сеть каналов. В то же время выявлены локальные понижения поверхности, где накапливается определенное количество влаги, которое фильтруется в ниж-

ние слои. На рис. 3 представлена карта-схема с указанием этих участков и величин коэффициента аккумуляции склонового стока, выражающего отношение количества влаги, локализованной на поверхности почвы, к количеству влагозапасов в снежном покрове. Из приведенного рисунка видно, что в некоторых местах коэффициент аккумуляции склонового стока может достигать 4 единиц и более. Это будет вызывать в таких понижениях существенный фильтрационный поток, и при наличии на поверхности почвы или в снеге хлоридов калия и натрия они будут мигрировать в нижележащие слои грунта.

Следует отметить, что в зоне возможного выпадения аэрозолей из шахтных стволов Краснослободского рудника находится только 5–6 локальных бессточных понижений с коэффициентом аккумуляции не превышающим 2,5. Большинство локальных бессточных понижений со значительной величиной коэффициента аккумуляции склонового стока находится на пахотных землях, и это необходимо учитывать при внесении минеральных удобрений в таких местах.

Расчеты показывают, что при коэффициенте аккумуляции склонового стока, близкому к единице, миграция хлоридов калия и натрия в глубину почвы будет определяться в основном диффузионным переносом. При этом глубина проникновения солей будет составлять порядка 1–2 м за несколько десятков лет, т. е. основное количество солей, поступивших на поверхность, не мигрирует за пределы аэрируемого слоя. Но уже при коэффициенте аккумуляции склонового стока, равном двум, скорость распространения фронта загрязнения будет составлять порядка 1 м/г., а при коэффициенте, равном четырем, скорость распространения загрязнения увеличится до 3 м/г. Следовательно, сочетание повышенной концентрации химических веществ, вносимых с минеральными удобрениями, и наличие локальных бессточных понижений с коэффициентом аккумуляции выше двух представляют собой опасность загрязнения подземных вод.

С учетом выявленных факторов потенциального влияния сельскохозяйственного производства и технических сооружений на природную среду территории шахтного поля Краснослободского рудника предлагается провести следующие мероприятия.

Во-первых, необходимо организовать систематический мониторинг наличия хлоридов K и Na в поверхностных водах (каналах и прудах), почве и снежном покрове территории шахтного поля Краснослободского рудника, расположенной в радиусе 2,5 км от промплощадки и полосы между конвейером и дорогой между вторым рудоуправлением ОАО «Беларуськалий» и промплощадкой Краснослободского рудника. Пробы

снежного покрова рекомендуется отбирать в конце зимнего периода (конец февраля – начало марта). При малоснежных и теплых зимах пробы снега следует отбирать после месячного срока с даты образования устойчивого снежного покрова.

Во-вторых, необходимо рекомендовать руководителям хозяйств, использующим пахотные земли территории шахтного поля Красносlobодского рудника, расположенные на расстоянии менее 3 км от промплощадки, усилить контроль за нормами внесения калийных удобрений. Ориентировочно на указанной территории с учетом проектных показателей аэрозольных

выпадений хлоридов К и Na нормы внесения калийных удобрений можно уменьшить на 30–50 %. На полях с локальными бессточными понижениями с коэффициентом аккумуляции склонового стока более двух, минеральные удобрения рекомендуется вносить в виде органоминеральных комплексов, снижающих вымываемость минеральных соединений атмосферными осадками. Для этой цели можно использовать мелиоранты, разработанные в лаборатории физико-химической механики природных дисперсных систем на основе гуминовых соединений торфа и сапропелей.

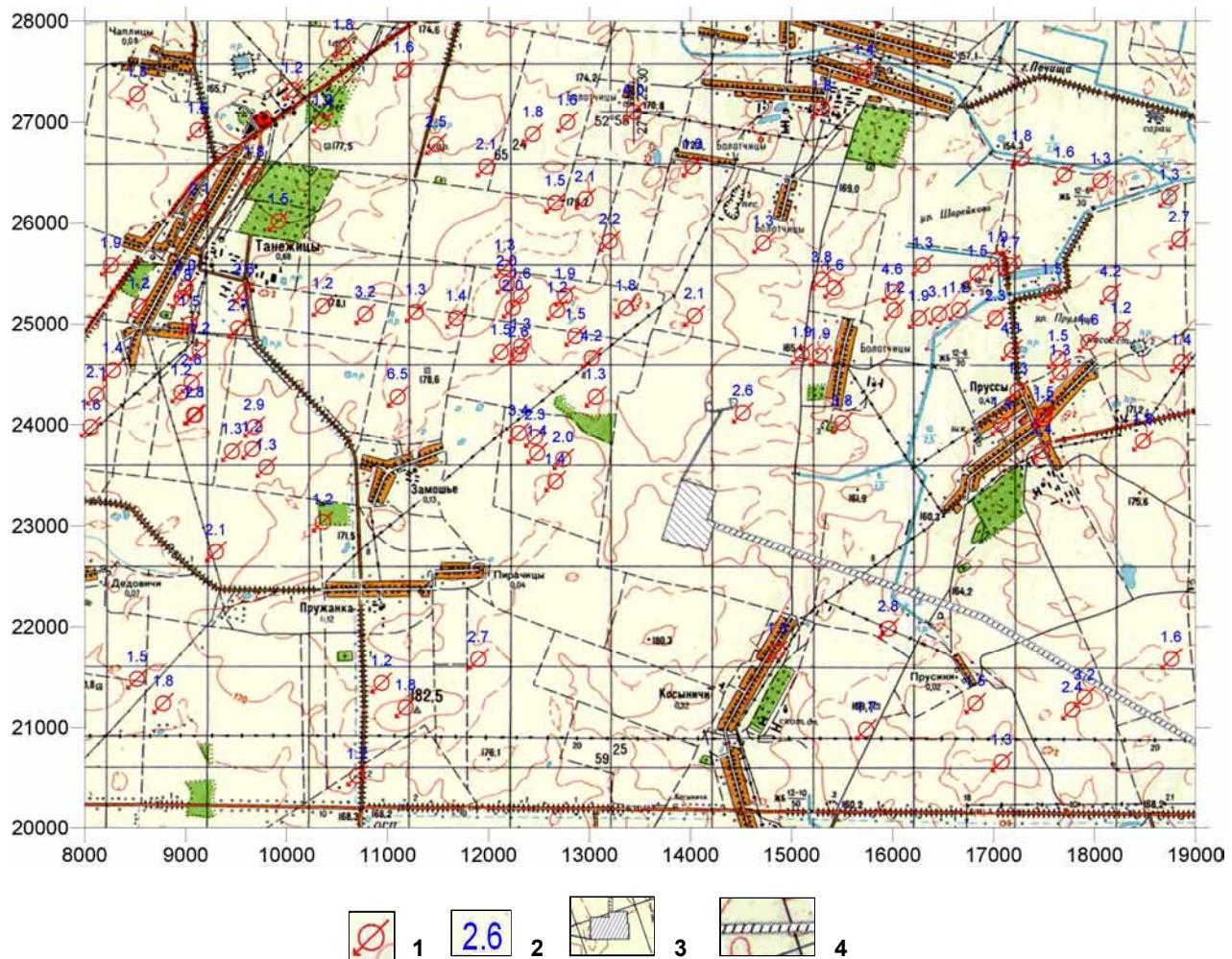


Рис. 3. Карта-схема аккумуляции склонового стока в период весеннего таяния снега:  
1 – локальные бессточные понижения; 2 – коэффициент аккумуляции склонового стока;  
3 – Краснослободский рудник; 4 – конвейер

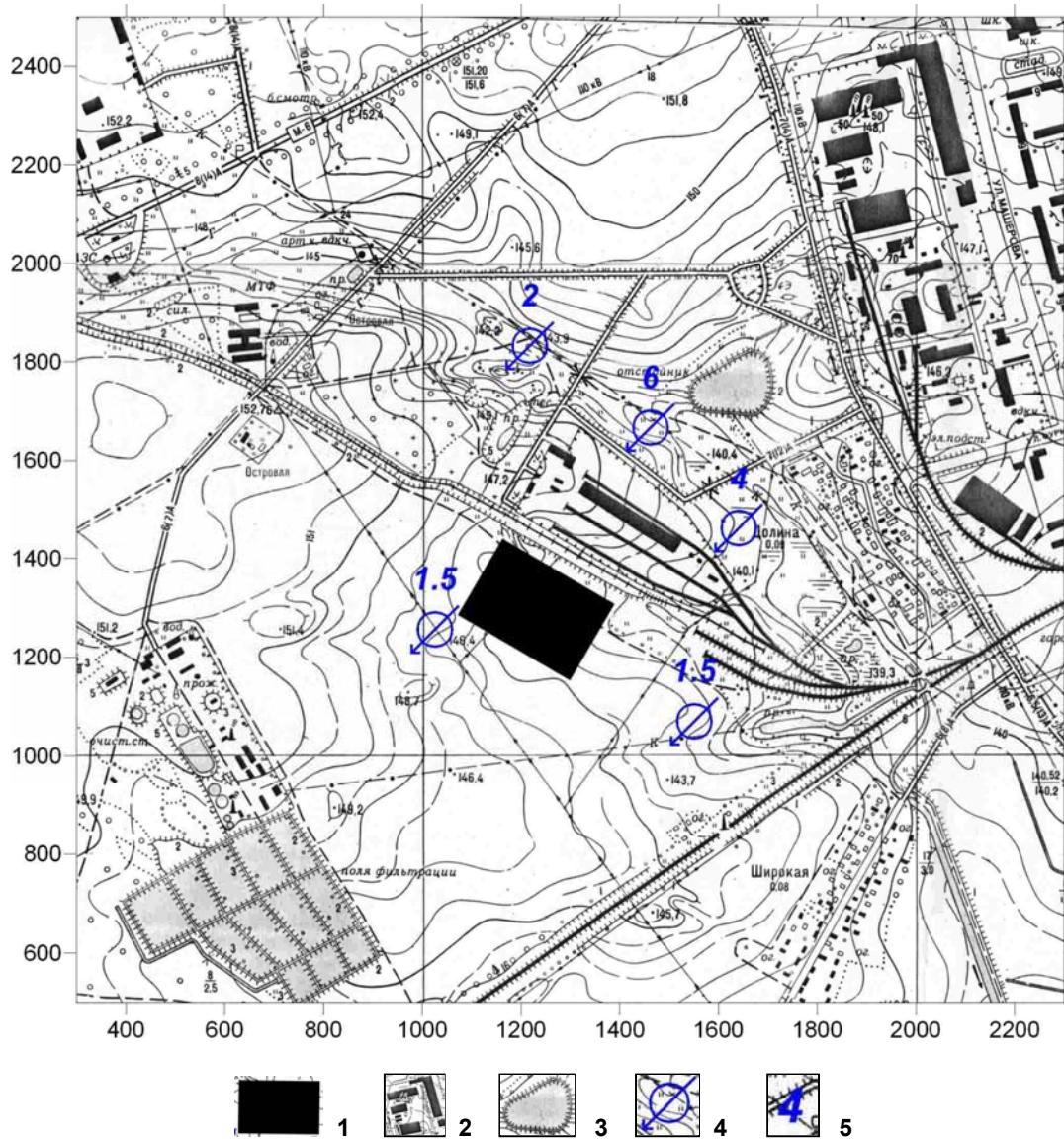
**Учет склонового стока при расчете миграции тяжелых металлов в природной среде зоны влияния отдельных промышленных объектов г. Лиды.** С использованием разработанной методологии выполнен прогноз и обоснованы методы регулирования трансформации форм нахождения и миграции тяжелых металлов в природной среде зоны влияния завода горячего цинкования ГП «Конус».

Установлены места локализации склонового стока. Места с коэффициентами аккумуляции склонового стока, превышающими единицу, показаны на рис. 4.

С учетом рельефа местности, а также расположения дорог и каналов, проведена оценка накопления и миграции соединений цинка на территории, примыкающей к заводу горячего цинкования ГП «Конус». Было установлено, что

при проектных выбросах цинка 1,5 т в год и площади рассеяния 4 км<sup>2</sup>, т. е. на расстоянии от источника выброса порядка 1 км, экологическая ситуация в зоне воздействия завода не потребует активного вмешательства. При уменьшении

ореола рассеивания до 0,5 км были выявлены два варианта возможных неблагоприятных сценариев распространения цинка в почвенном покрове, подстилающих грунтах и поверхностных водах.



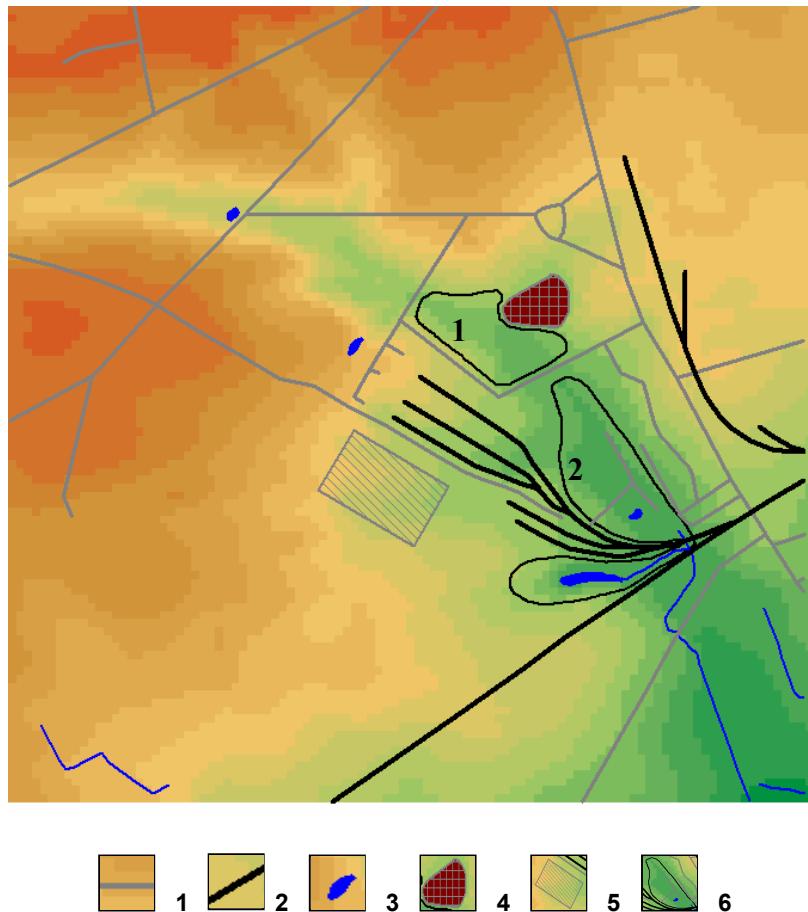
**Рис. 4. Расположение участков с наибольшими коэффициентами накопления склонового стока:**  
 1 – завод горячего цинкования ГП «Конус»; 2 – ОАО «Завод «Оптикс»»;  
 3 – отстойник ОАО «Завод «Оптикс»»; 4 – точки локализации склонового стока;  
 5 – коэффициент аккумуляции склонового стока

Поскольку период наблюдений с момента пуска завода составил менее одного года, и не достаточно данных о фактическом рассеивании соединений цинка, то разработанные сценарии следует считать потенциально возможными, однако они могут быть уточнены в ходе дальнейшего локального мониторинга в течение трех последующих лет. Ниже рассматриваются неблагоприятные с экологической точки зрения сценарии.

Первый сценарий основан на предположении, что соединения цинка в сочетании с выпадениями гидрохлорида имеют достаточно большую подвижность и за счет склонового стока накапливаются в пониженных участках местности. На рис. 5 показаны данные участки. Следует отметить, что склоновый сток с рассматриваемой территории концентрируется в основном на двух участках: в юго-западной части территории, прилегающей к отстойнику ОАО «Завод «Оптикс», и

в заболоченной местности западнее и южнее д. Долина. При этом через трубу под дорогой данные участки имеют общее направление склонового стока сбрасываемого в канал, проходящий возле д. Широкая.

Коэффициенты аккумуляции склонового стока (рис. 5) на участке 1 составляют 4, а на участке 2–6. Тем самым на этих участках создается промывной режим с количеством фильтрующихся осадков не менее 2500 мм в год.



**Рис. 5. Расположение объектов и ореолов накопления соединений цинка:**  
1 – автомобильные дороги; 2 – железные дороги; 3 – каналы и пруды;  
4 – отстойник ОАО «Завода «Оптик»; 5 – завод горячего цинкования ГП «Конус»;  
6 – ореолы накопления соединений цинка; 1, 2 – нумерация ореолов накопления соединений цинка

Для выявления возможности попадания водорастворимых соединений цинка в грунтовые воды были проведены расчеты по установлению глубины распространения водорастворимых соединений цинка в почве  $X_c$  за периоды времени 1 год, 10, 20 лет, и ширины зоны размытия  $\xi$  распределения водорастворимых соединений цинка для локальных бессточных понижений с наибольшим коэффициентом аккумуляции склонового стока. Для решения данной задачи рассчитывали среднюю скорость фильтрационного потока за 1 мес. в предположении, что период цикличности скорости составляет 1 мес. и количество осадков в месяц – 60 мм. Тогда по формуле (2) средняя скорость фильтрации за цикл равна коэффициенту  $a$ . Коэффициент  $b$  принимался равным  $2,4 \cdot 10^{-7}$  м/с, коэффициент массообмена

$\alpha = 10^{-3}$  1/с. Квадрат средней скорости фильтрации находили по формуле

$$V_{cp}^2 = (8 \cdot 10^{-8} \cdot K_h)^2 + (2,4 \cdot 10^{-7})^2.$$

Границу распространения водорастворимых соединений цинка в почве рассчитывали по формуле (6), для чего использовали коэффициенты распределения  $K_d$ , полученные экспериментально для локальных бессточных понижений и максимальную влагоемкость  $W_m$  почв, приведенные в табл. 1. Для расчета максимального заглубления в почвогрунт соединений цинка использовали значение  $K_d$ , соответствующее валовому содержанию цинка, как максимальному содержанию цинка на данный момент (рис. 6). Зависимости  $K_d$  от содержания цинка в почве были получены для сульфата цинка.

Результаты расчетов представлены в табл. 1. Видно, что через 20 лет в т. 14 возле завода цинк окажется на глубине 1,5 м. Для точек, расположенных в низине, с наибольшими коэффициентами аккумуляции склонового стока, через 20 лет цинк окажется на глубине 0,6–1,2 м для участка 1 и 0,7 м – для участка 2. Такая разница в заглублении связана с тем, что возле завода низкий коэффициент распределения (дерново-подзолистая песчаная почва) цинк слабо сорбируется и проникает на большую глубину. В низинах коэффициенты распределения более высокие (торфяная почва), и цинк сорбируется в верхних слоях, не проникая на такую глубину, как на участке возле завода. Такая ситуация не вызывает никаких отрицательных последствий для окружающей среды.

Однако, учитывая зависимость коэффициента распределения  $K_d$  цинка от концентрации солей этого элемента в почве, а также от pH почвы, были сделаны оценки при потенциально возможном уменьшении коэффициента распределения в 2–3 раза, которое может быть вызвано снижением pH почвы в результате выпадений гидрохлорида. В таком случае возможно загрязнение подземных вод на глубине 2–5 м на участке 1 через 25 лет.

При втором сценарии основная масса соединений цинка будет находиться в корнеобитаемом слое за счет регулирования их подвижности различными мелиорантами и реагентами. С учетом проектных выбросов цинка 1,5 т в год и площади зоны рассеивания 1,0 км<sup>2</sup> на 1 м<sup>2</sup> почвенного покрова будет осаждаться 1,5 г цинка в год, что составит 4 мг цинка на 1 кг почвы в год для пахотного слоя толщиной 20 см при плотности почвы 1600 кг/м<sup>3</sup>. Это приведет к тому, что

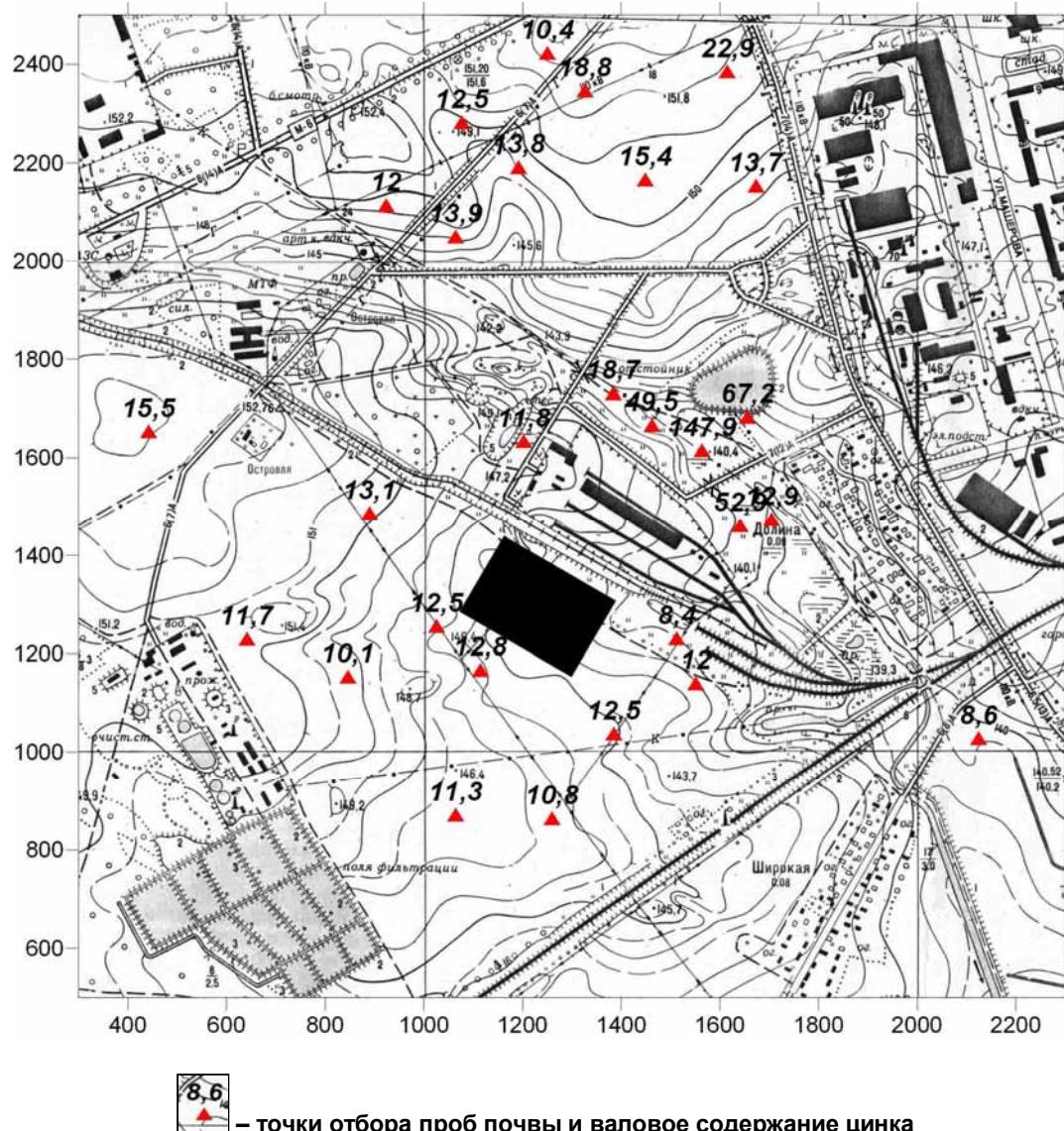
через 25 лет валовое содержание цинка в почве может превысить ПДК(100 мг/кг).

Следует отметить, что вынос цинка сельскохозяйственными культурами колеблется от 50 г до 2 кг с 1 га (0,005 до 0,200 г/м<sup>2</sup>) и зависит от видовых особенностей растений, величины урожая и обеспеченности почвы подвижными формами элемента. Из этого следует, что часть цинка может быть использована растениями. Небольшая часть может быть вынесена из почвенного покрова за счет поверхностного стока и миграции в подстилающие грунты. Однако оставшаяся часть цинка порядка 2 мг/кг почвы будет накапливаться в почвенном покрове и через 50 лет валовое содержание цинка в почве может превысить ПДК.

Следует отметить, что приведенные варианты относятся к наиболее неблагоприятным и потенциально возможным. Возможность их реализации на практике зависит от ряда факторов, прежде всего, от объема фактических выбросов и ореола их рассеивания. Поэтому в течение 3 лет после выхода завода на проектную мощность необходимо вести мониторинг загрязнения почвенного покрова и подстилающих грунтов. Кроме того, в дополнение к стандартным методам оценки загрязнения природной среды необходимо определять изменение коэффициентов распределения цинка в пробах почвы и подстилающим грунте под воздействием изменяющейся концентрации минеральных соединения и pH порового раствора до глубины 1 м в локальных бессточных понижениях. Это позволит своевременно выявить неблагоприятные тенденции загрязнения природной среды соединениями цинка и принять необходимые технические решения.

**Таблица 1. Границы распространения цинка в почве  $X_c$  за периоды времени 1 год, 10, 20 лет и ширина зоны размытия  $\xi$  распределения цинка в местах с наибольшим коэффициентом аккумуляции склонового стока**

Номер пробы	$W_m$ , кг/кг	$K_C$	$K_h$	$C_{вал}$ , мг/кг	$C$ , мг/кг	$K_d$	$D_{\phi} \cdot 10^{12}$ , м <sup>2</sup> /с	т, годы	$X_c$ , м	$\xi$ , м
11, 29, 30, 31		0,35			11,0	54	0,559	1	0,068	0,021
	0,295	0,35	6	20-150	56	110	0,275	10	0,62	0,067
		0,35			215	14	2,138	20	1,22	0,095
12		0,45			11,0	201	0,175	1	0,0074	0,008
	0,211	0,45	2	11,8	55	122	0,288	10	0,06	0,026
		0,45			219	49	0,717	20	0,12	0,036
14, 15		0,34			10,8	17,0	1,930	1	0,085	0,027
	0,343	0,34	1,5	12,5	53	9,4	3,463	10	0,78	0,085
		0,34			161	1,5	19,862	20	1,54	0,120
16		0,35			12,5	187	0,335	1	0,044	0,009
	0,626	0,35	4	52,9	63	288	0,218	10	0,36	0,029
		0,35			254	223	0,281	20	0,71	0,041
23, 28		0,37			11,1	109	0,307	1	0,014	0,011
	0,295	0,37	1,5	12,5	56	215	0,156	10	0,11	0,034
		0,37			224	103	0,325	20	0,22	0,048



**Рис. 6. Валовое содержание цинка в точках отбора проб почвы на территории, подверженной потенциальному влиянию завода горячего цинкования ГП «Конус», мг/кг сухой почвы (ноябрь 2012 г.)**

Для минимизации загрязнения природной среды территории, подверженной влиянию завода горячего цинкования ГП «Конус», в случае реализации первого сценария предлагаются следующие технические мероприятия.

1. Участки с коэффициентом аккумуляции склонового стока 2, 4 и 6, расположенные с севера и северо-востока от завода, соединить с помощью открытого или закрытого дренажа с заболоченным участком 2, расположенным южнее д. Долина.

2. Сброс поверхностных вод из заболоченного участка 2, расположенного южнее д. Долина, рекомендуется осуществлять через пруд-отстойник, созданный для накопления и осаждения соединений цинка с помощью известковых составов.

3. На участки, расположенные в непосредственной близости от завода, с коэффициентом

аккумуляции склонового стока 1,5 и сравнительно низким значением коэффициентов распределения цинка, вносить удобрения, содержащие в необходимом количестве гидроксид кальция (доломит, гашеная известь) для обеспечения рН почвенного раствора в пределах 8–8,5, что обеспечит увеличение коэффициента распределения соединений цинка и снижение его поступления в подземные воды.

В случае выявления предпосылок реализации второго сценария для минимизации загрязнения природной среды соединениями цинка необходимо в течение 10-летнего срока от начала эксплуатации завода инженерно-техническим службам завода горячего цинкования ГП «Конус» обеспечить снижение выбросов цинка в 2–4 раза за счет использования новых более эффективных средств очистки выбросов в атмосферу.

Следует отметить, что приведенные сценарии и соответствующие технические мероприятия касаются наиболее негативных из потенциально возможных экологических ситуаций на территории, подверженной влиянию завода горячего цинкования ГП «Конус».

В случае если количество выбросов соединений цинка не превысит проектных показателей (1,5 т/г.), достаточно большого ореола рассеяния и отсутствия факторов, способствующих снижению коэффициентов распределения цинка в почвенном покрове и подстилающих грунтах, экологическая ситуация вокруг завода будет оставаться удовлетворительной на протяжении всего периода его эксплуатации. При этом необходимо вести мониторинг содержания цинка в почвенном покрове и подстилающем грунте до глубины 1 м, а также оценивать подвижность цинка. Кроме того, на участках с повышенным значением коэффициентов аккумуляции склонового стока и низким значением коэффициентов распределения необходимо вносить составы, содержащие гидроксид кальция, а на участках с высоким значением коэффициентов распределения соединений цинка  $K_d$  вносить повышенные количества калийных удобрений для его уменьшения. Такие операции позволяют поддерживать конвективную подвижность цинка в определенных границах, что обеспечит его локализацию в пределах верхнего слоя почвогрунта (1–2 м).

**Заключение.** При оценке воздействия на природную среду промышленных и сельскохозяйственных объектов, в результате деятельности которых в природную среду поступают водорастворимые загрязнители, для природно-территориальных комплексов с неоднородным рельефом необходимо более детально учитывать характеристики конвективно-диффузационного переноса сорбируемых водорастворимых соединений и склоновый сток, с выявлением его локализации в бессточных понижениях. Это позволяет

рационально выбирать точки отбора проб для локального мониторинга природной среды, своевременно выявлять с помощью моделирования опасные уровни накопления загрязняющих веществ и принимать соответствующие управлочные решения.

В частности, на примере шахтного поля Красносlobодского калийного рудника показано, что наряду с выбросами хлоридов калия и натрия из шахтных стволов необходимо в локальных бессточных понижениях учитывать количество, состав и вид вносимых в почву минеральных удобрений на сельхозугодьях. Это, с одной стороны, приводит к нерациональному использованию минеральных удобрений за счет их вымывания инфильтрационным потоком в местах аккумуляции склонового стока, а с другой стороны – к загрязнению подземных вод. Кроме того, при расположении в местах локализации склонового стока в грунте технических объектов, например газо- и нефтепроводов, вымываемые из поверхностного слоя минеральные удобрения могут вызывать деструкцию защитных покрытий и коррозию трубопроводов.

Для минимизации негативного воздействия на природную среду водорастворимых минеральных соединений, скапливающихся в локальных бессточных понижениях, необходимо предусматривать различные технические мероприятия. Например, если позволяет рельеф местности, можно предотвратить аккумуляцию склонового стока с помощью открытого или закрытого дренажа. Можно также использовать составы, содержащие гидроксид кальция для снижения конвективно-диффузационной подвижности минеральных соединений в местах локализации поверхностного стока. На пахотных землях с неоднородным рельефом следует отказаться от внесения минеральных удобрений в виде солей, а вносить их в виде комплексных соединений с органическими компонентами или в гранулированном виде.

## Литература

1. Агутин, К. А. Формирование базы данных по характеристикам почв и грунтов территории подработки шахтного поля Краснослободского участка Старобинского месторождения калийных солей / К. А. Агутин [и др.] // Природопользование. 2009. Вып. 15. Минск, 2009. С. 192–204.
2. Бровка, Г. П. Расчет конвективного переноса водорастворимых соединений с учетом кинетики сорбции / Г. П. Бровка // Инженерно-физический журнал. 2001. Т. 74, № 3. С. 25–29.
3. Бровка, Г. П. Динамика сорбции минеральных водорастворимых соединений в природных дисперсных средах / Г. П. Бровка, И. Н. Дорожок // Известия НАН Беларуси. 2010. № 3. С. 20–26.
4. Бровка, Г. П. Физико-математические принципы информационно-моделирующей системы теплопи и массообмена в природных территориальных комплексах с неоднородным рельефом на примере Краснослободского рудника ПО «Беларуськалий» / Г. П. Бровка [и др.] // Природопользование. 2009. Вып. 16. Минск, 2009. С. 186–194.
5. Городская среда: геоэкологические аспекты : монография / В. С. Хомич [и др.]. Минск, 2013.
6. Методические рекомендации по расчету максимального дождевого стока и его регулированию. М., 1980.

7. Санец, Е. В. Химический состав атмосферных осадков и поверхностного стока в Минске / Е. В. Санец, Е. П. Овчарова, О. Е. Белькович // Природопользование. 2009. Вып. 16. Мин., 2009. С. 39–48.  
8. Указания по расчету дождевых расходов. М., 1973.

**Институт природопользования НАН Беларуси**

Поступила в редакцию 1.10.2013 г.

**Г. П. Бровка, И. Н. Дорожок**

**ВЛИЯНИЕ ЛОКАЛИЗАЦИИ СКЛОНОВОГО СТОКА НА РАСПРОСТРАНЕНИЕ  
ВОДОРАСТВОРIMЫХ МИНЕРАЛЬНЫХ СОЕДИНЕНИЙ**

---

Проведена оценка накопления и миграции соединений калия и натрия на территории подработки шахтного поля Краснослободского рудника Старобинского месторождения калийных солей, и соединений цинка на территории примыкающей к заводу горячего цинкования ГП «Конус» в г. Лида, с учетом рельефа местности, а также расположения дорог и каналов. Установлены места локализации склонового стока на обследуемых территориях. Для этих участков рассчитаны границы распространения загрязняющих веществ по глубине с учетом коэффициента аккумуляции склонового стока и метеорологических условий.

**G. P. Brovka, I. N. Dorozhok**

**INFLUENCE OF LOCALIZATION OF OVERLAND RUNOFF ON THE DISTRIBUTION  
OF WATER-SOLUBLE MINERAL COMPOUNDS**

---

*The estimation of accumulation and migration of potassium and sodium compounds on the territory of a mine field of Krasnoslobodsky mine of the Starobinsky deposit of potash salts, and zinc compounds on the territory adjoining hot-dip galvanizing plant SE «Konus» in Lid city, taking into account a relief, and also arrangement of roads and channels is carried out. Places of localization of overland runoff on the investigated territories are established. For these sites the borders of distribution of pollutants on depth taking into account the accumulation coefficient of overland runoff and weather conditions are calculated.*

## II. БИОСФЕРНОСОВМЕСТИМЫЕ ТЕХНОЛОГИИ

УДК 552.577+622.331+636.085

**Г. В. Наумова, А. Э. Томсон, В. Ф. Радчиков, Н. А. Жмакова, Н. Л. Макарова,  
Т. Ф. Овчинникова, А. И. Козинец**

### ЭФФЕКТИВНОСТЬ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ НОВОГО КОНСЕРВАНТА ПЛЮЩЕННОГО ЗЕРНА «ГУМОПЛЮС»

*Представлены результаты исследований, связанных с разработкой нового консерванта плющеного зерна на основе продуктов химической деструкции торфа. Приведены сведения об эффективности его применения при заготовке плющеного зерна молочной спелости, а также при скармливании консервированного зерна молодняку крупного рогатого скота.*

Одним из важнейших аспектов повышения рентабельности животноводства является заготовка высококачественных кормов и организация полноценного кормления сельскохозяйственных животных на их основе, что невозможно без прочной кормовой базы, в том числе, заготовки концентрированных кормов. Для этого необходимо применение эффективных консервантов, способствующих сохранности питательных веществ корма [2].

В Беларуси ежегодно заготавливается более 4 млн т зерна на фуражные цели. При этом большая часть выращиваемого урожая убирается влажным. Учитывая, что сушка зерна до кондиционной влажности требует значительных энергетических затрат, а кроме того, снижает содержание в нем питательных веществ, одной из задач при заготовке кормов является изыскание путей снижения потерь питательных веществ и себестоимости зернофуража.

В последние годы все большее распространение за рубежом и у нас получает сравнительно новый способ заготовки кормов – консервирование плющеного зерна ранних стадий спелости, позволяющий снизить энергетические затраты и их стоимость [3]. Чтобы не допустить порчи влажного зерна, необходимо в кратчайший срок приостановить или полностью подавить в нем жизненные процессы. В настоящее время изучено и предложено большое количество химических препаратов органической и неорганической природы для консервирования как фуражного зерна, так и других кормов. Однако большинство из них не находят практического применения в условиях хозяйств по различным причинам, среди которых важнейшими являются слабые консервирующие свойства препаратов, высокая стоимость, химическая агрессивность [4–7]. Как известно, химические препараты, ис-

пользуемые для консервирования кормов в Беларуси, являются дорогостоящими продуктами, закупаемыми в странах дальнего зарубежья. Это свидетельствует о том, что создание отечественных высокоэффективных консервантов, имеющих близкие свойства к естественным метаболитам обмена веществ у животных, на основе местного сырья, в том числе, для хранения влажного плющеного зерна целесообразно и экономически оправдано.

Анализ зарубежного опыта по консервированию влажного зерна показывает, что наибольшее применение в качестве консервантов находят органические кислоты: уксусная, муравьиная, пропионовая и др. Однако органические кислоты относятся к дорогостоящим продуктам и не производятся предприятиями нашей республики. Вместе с тем на основе местного сырья растительного происхождения, в частности торфа, можно получать продукты, обогащенные не только низкомолекулярными карбоновыми, но и ароматическими кислотами: бензойной, оксибензойной, салициловой, ванилиновой и другими, обладающими высокими консервирующими свойствами.

Институтом природопользования НАН Беларуси разработан способ, защищенный патентом РБ, и освоена технология производства нового консерванта влажного плющеного зерна «Гумоплюс» на основе продуктов химической деструкции торфа и карбамида в качестве добавки, усиливающей его консервирующие свойства.

В табл. 1 приведен химический состав гуминового препарата – основы консерванта «Гумоплюс».

Как видно из приведенных данных, суммарное содержание основных соединений, обладающих антиоксидантной активностью, – полифункциональных гуминовых кислот и низкомолекулярных органических кислот в нем составляет более 70 %.

Испытания эффективности нового консерванта «Гумоплюс», наработанного на опытно-промышленной установке, при хранении плющеного зерна проведены РУП «Научно-практический центр НАН Беларуси по животноводству» на э/б «Заречье» Смолевичского района на 2 т влажного плющеного зерна. Плющение осуществлялось плющилкой «Murska».

**Таблица 1. Химический состав гуминового препарата**

Компонент	Содержание компонентов	
	в растворе, %	на ОВ, %
Органические вещества	10,50	100,0
в том числе:		
Гуминовые вещества	5,60	53,6
Низкомолекулярные карбоновые кислоты	2,10	20,3
Фенольные соединения	0,60	5,7
Фенолкарбоновые кислоты	0,33	3,1
Общий азот	0,25	–
Минеральные вещества	4,70	–

Показано, что «Гумоплюс» способен в значительной степени сократить потери питательных веществ компонентов кормов при их силосовании, одновременно устранив в них дефицит отдельных минеральных элементов и биологически активных веществ.

Физиологические опыты по скармливанию плющенной ржи, консервированной «Гумоплюсом», проведены на бычках черно-пестрой породы. Согласно схеме кормления I группа животных получала силос кукурузный – основной рацион, и дополнительно комбикорм, а II опытная группа наряду с основным рационом – 1,2 кг плющенной ржи, консервированной новым препаратом (табл. 2).

Максимальное количество сухого и органического веществ потребляли бычки контрольной группы, что связано с большей поедаемостью кукурузного силоса. Животные опытной группы потребили несколько меньшее количество сило-

Плющеная рожь, обработанная новым препаратом, была заложена на хранение в так называемых «рукавах» в количестве по 2 т в каждой партии. После 10 мес. хранения вскрытие опытных «рукавов» выявило хорошую сохранность зерна, которое имело светлую окраску, без включений плесени и гнили.

са, что соответственно отразилось на снижении уровня содержания в их рационе сухого и органического веществ.

Скармливание плющеного зерна ржи, консервированного новым препаратом, вместе с концентратной частью рациона оказало положительное влияние на потребление молодняком крупного рогатого скота безазотистых экстрактивных веществ (БЭВ). Так, бычки II опытной группы потребляли их больше контрольных животных на 70,0 г или на 3,0 %.

Поступление в организм бычков II группы протеина и жира снизилось из-за меньшего потребления ими кукурузного силоса и большего содержания данных питательных веществ в сухом веществе комбикорма.

Изучение процессов пищеварения и обмена веществ в рубце выявило некоторые различия в рубцовом метаболизме у бычков контрольной и опытной групп (табл. 3).

**Таблица 2. Потребление бычками питательных веществ рациона, г**

Показатель	Группа	
	I (контроль)	II
Сухое вещество	4543±114	4463±201
Органическое вещество	4196±104	4117±184
Жир	164±4,2	131±7,5
Протеин	662±16,3	630±28,9
БЭВ	2371±48	2441±86
Клетчатка	979±35	985±61,8

**Таблица 3. Показатели пищеварения в рубце подопытных бычков**

Показатель	Группа	
	I (контроль)	II
pH	6,10±0,05	6,03±0,17
ЛЖК, моль/100 мл	10,6±0	10,5±0,1
Аммиак, мг %	31,5±0,8	30,4±0,4
Общий азот, мг %	197±10	183±8

Показатели пищеварения в рубце у подопытных животных находились в пределах физиологических норм. Величина pH приближалась к нейтральной (6,03), т. е. наиболее благоприятной для жизнедеятельности микрофлоры преджелудков.

Концентрация ЛЖК в рационах контрольной и опытной групп была практически на одном уровне – 10,6 и 10,5 соответственно.

Использование в рационах бычков опытной группы консервированного плющеного зерна привело к снижению концентрации аммиака – конечного продукта расщепления белковых и небелковых азотистых веществ корма. Концентрация аммиака в опытной группе по сравнению с контролем снизилась на 3,5 %, что свидетельствует о более интенсивных обменных процессах в рубце.

По содержанию общего азота в рубцовой жидкости контрольные животные превосходили молодняк опытных групп на 7,1 %, однако достоверных различий между группами не установлено.

В результате проведенных исследований по переваримости питательных веществ под-

опытными животными установлено, что введение в их рацион с концентратной частью консервированного плющеного зерна ржи оказало определенное влияние на интенсивность пищеварительных процессов (табл. 4).

Использование в составе рациона плющеного зерна ржи, консервированного препаратом, способствовало повышению переваримости сухого вещества на 2,8, органического вещества – на 3,7, жира – на 0,7, протеина – на 2,1, БЭВ – на 3,8 и клетчатки – на 2,1 %.

Улучшение переваримости питательных веществ рационов с включением влажного консервированного зерна можно объяснить гидролизом углеводов и белков во время консервирования корма, что создает условия для лучшего использования питательных веществ микрофлорой рубца [1].

Важным фактором, обеспечивающим проявление высокой продуктивности животных, является максимальное использование ими азота корма (табл. 5).

**Таблица 4. Коэффициенты переваримости питательных веществ рациона у опытных животных**

Показатель	Группа	
	I (контроль)	II
Сухое вещество	65,7±0,5	68,5±1,4
Органическое вещество	66,6±0,7	70,3±0,9
Жир	67,7±1,9	68,4±4,2
Протеин	66,0±2,0	68,1±1,3
БЭВ	76,8±0,5	80,6±0,9
Клетчатка	42,4±0,8	44,5±2,6

**Таблица 5. Среднесуточный баланс и использование азота подопытными животными**

Показатель	Группа	
	I (контроль)	II
Принято с кормом, г	109,2±2,6	100,8±4,6
Выделено с калом, г	37,0±1,3	32,2±2,3
Переварено, г	72,2±2,9	68,6±3,1
Выделено в моче, г	47,2±4,3	42,1±3,1
Отложено белкового азота, г	25,0±2,9	26,5±0,4
Отложено от принятого, %	22,9±2,6	26,3±1,5
Отложено от переваренного, %	34,6±3,9	38,6±2,0

Более высокие показатели суточного отложения в теле и степени использования азота отмечены у молодняка крупного рогатого скота II опытной группы, потреблявшего с рационом плющеное зерно ржи, консервированное новым препаратом. Так, в теле бычков этой группы отложено белкового азота на 1,5 г или на 6,0 % больше, чем у контрольных животных. В данной группе увеличилось также отложение общего азота от принятого на 3,4 %. Увеличение отложения азота в теле опытных животных можно объяснить как повышением переваримости азотистых веществ корма, так и высокой

интенсивностью использования азота в межзубочном обмене.

В опытной группе бычков отмечен также положительный баланс кальция и фосфора (табл. 6).

Отложение кальция в организме животных II опытной группы, потреблявшей в составе рациона плющеное зерно ржи консервированное новым препаратом, увеличилось по сравнению с контролем на 1,0 г или на 9,5 %.

Молодняк опытной группы ежедневно потреблял с рационом 14,2 г фосфора, что на 5,2 % больше контроля. Выделение фосфора

из организма животных осуществлялось в основном с калом. Так, у бычков контрольной группы с калом и мочой соответственно выделялось 88,9 и 2,2 % фосфора от принятого с кормами рациона, у молодняка II опытной группы эти показатели находились на уровне 78,8 и 2,8 %.

Более высокий уровень потребления фосфора молодняком опытной группы оказал влияние на увеличение его усвоения и отложения в теле. Так, бычки II опытной группы отложили на 1,4 г фосфора больше по сравнению с контрольными животными.

**Таблица 6. Среднесуточный баланс и использование кальция и фосфора бычками**

Показатель	Группа	
	I (контроль)	II
Баланс кальция		
Принято с кормом, г	40,4±1,0	38,4±1,8
Выделено с калом, г	29,1±2,1	26,3±0,1
Усвоено, г	11,3±3,0	12,1±1,8
Выделено в моче, г	0,8±0,06	0,6±0,04
Отложено, г	10,5±1,0	11,5±1,8
Отложено от принятого, %	26,0±3,0	29,9±3,3
Баланс фосфора		
Принято с кормом, г	13,5±0,2	14,2±0,4
Выделено с калом, г	12,0±0,5	11,2±1,2
Усвоено, г	1,5±0,3	3,0±0,1
Выделено в моче, г	0,3±0,08	0,4±0,02
Отложено, г	1,2±0,03	2,6±0,18
Отложено от принятого, %	8,9±0,5	18,3±0,8

\*Р < 0,05.

Для научно обоснованной оценки эффективности использования кормов рациона молодняком крупного рогатого скота при скармливании консервированного плющеного зерна ржи, важно оценить состояние здоровья животных.

Исследования показали, что скармливание в составе рациона консервированного плющеного зерна ржи оказало положительное влияние на гематологический статус бычков (табл. 7).

Содержание общего белка в сыворотке крови бычков опытной группы увеличилось на 6,0 г/л или на 9 %. Просматривается тенденция к снижению содержания мочевины в крови бычков опытных групп, что можно объяснить более интенсивным извлечением азотистых веществ крови и снижением распада белков в рубце, а следовательно, повышением продуктивности.

**Таблица 7. Гематологические показатели крови бычков в физиологическом опыте**

Показатель	Группа	
	I (контроль)	II
Гемоглобин, г%	8,9±0,3	9,3±0,3
Эритроциты, 10 <sup>12</sup> /л	5,83±0,28	5,49±0,13
Лейкоциты, 10 <sup>3</sup> /мм <sup>3</sup>	17,73±5,4	16,83±1,3
Общий белок, г/л	67,0±1,2	73,0±3,2
Альбумины, г/л	32,2±0,9	36,7±2,0
Глобулины, г/л	34,8±2,1	36,4±4,0
Глюкоза, ммоль/л	6,5±0,3	6,4±0,1
Мочевина, ммоль/л	3,3±0,4	3,1±0,6
Каротин, мг%	0,29±0,002	0,22±0,001
Витамин А, мкмоль/л	0,92±0,02	0,86±0,03
Железо, мкмоль/л	46,5±3,5	49,0±2,5

Институтом экспериментальной ветеринарии им. С. Н. Вышелесского проведены токсикологические испытания «Гумоплюса», которые показали, что новый консервант относится к IV классу опасности и является малоопасным веществом, не оказывающим токсиче-

ского действия при хроническом введении в организм опытных животных.

Таким образом, на основании полученных результатов исследований установлено, что консервирование влажной плющенной ржи новым консервантом «Гумоплюс» способствовало

хорошей сохранности зерна, а его скармливание молодняку крупного рогатого скота оказало положительное воздействие на физиологические процессы пищеварения и гематологические показатели крови животных. Это свидетельствует о том, что применение нового биологически активного препарата, обладающего

консервирующими свойствами, полученного на основе местного доступного сырья, позволяет не только сохранить питательные вещества зерна, но и ввести в рацион животных биологически активные соединения торфа, проявляющие положительный эффект на стадии скармливания рациона.

### Литература

1. Авраменко, П. С. Химические консерванты и качество силоса: обзорная информация / П. С. Авраменко, Л. М. Постовалова. Минск, 1979.
2. Дубов, Ю. Г. Экономическая эффективность уборки и хранения влажного фуражного зерна / Ю. Г. Дубов, К. К. Харламова, Н. Ю. Коновалова // Кормопроизводство. 2005. № 2. С. 26–28.
3. Нагорский, И. С. Энергосберегающий способ заготовки фуражного зерна / И. С. Нагорский, А. Д. Селезнев, Н. А. Воробьев // Агропанорама. 2006. № 1. С. 4–6.
4. Нефедов, Г. В. В выгодности финских консервантов убедились многие / Г. В. Нефедов // Животноводство России. 2002. № 4. С. 18–19.
5. Перекопский, А. Н. Ресурсосберегающая технология производства фуражного зерна плющением и консервированием / А. Н. Перекопский // Экология и с.-х. техника. 2002. Т. 2. С. 150–156.
6. Роде, В. В. Стимуляторы роста растений из бурых углей / В. В. Роде [и др.] // Гуминовые вещества в биосфере. М., 1993. С. 170–173.
7. Технология хранения зерна / под ред. Е. М. Вобликова. СПб., 2003.

**Институт природопользования НАН Беларуси,  
Научно-практический центр НАН Беларуси по животноводству**

Поступила в редакцию 05.07.2013 г.

**Г. В. Наумова, А. Э. Томсон, В. Ф. Радчиков,  
Н. А. Жмакова, Н. Л. Макарова, Т. Ф. Овчинникова, А. И. Козинец**

### **ЭФФЕКТИВНОСТЬ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ НОВОГО КОНСЕРВАНТА ПЛЮЩЕННОГО ЗЕРНА «ГУМОПЛЮС»**

В последние годы все большее распространение получает сравнительно новый способ заготовки зерна – его плющение на ранних стадиях спелости и консервирование с помощью химических консервантов. Наибольшее применение в качестве консервантов находят органические кислоты: уксусная, муравьиная, пропионовая и другие, которые относятся к дорогостоящим продуктам и не производятся предприятиями нашей страны. На основе местного сырья растительного происхождения, в частности торфа, можно получать продукты, обогащенные не только низкомолекулярными карбоновыми, но и ароматическими кислотами: бензойной, оксибензойной, салициловой, ванилиновой, которые обладают высокими консервирующими свойствами.

Институтом природопользования НАН Беларуси разработан способ, защищенный патентом РБ, и освоена технология производства нового консерванта влажного плющеного зерна «Гумоплюс» на основе продуктов химической деструкции торфа.

Испытания эффективности нового консерванта «Гумоплюс», проведенные РУП «Научно-практический центр НАН Беларуси по животноводству» на э/б «Заречье» Смолевичского района при хранении 2 т влажного плющеной ржи, показали хорошую сохранность зерна после хранения в течение 10 мес.

Скармливание плющеного зерна ржи, консервированного новым препаратом, способствовало повышению переваримости сухого вещества на 2,8, органического вещества – на 3,7, жира – на 0,7, протеина – на 2,1, БЭВ – на 3,8 и клетчатки – на 2,1 %, и отложения азота, фосфора и кальция, а также оказывало положительное влияние на гематологический статус бычков. Все показатели пищеварения в рубце у подопытных животных находились в пределах физиологической нормы.

Применение нового биологически активного препарата, обладающего консервирующими свойствами, позволяет не только сохранить питательные вещества зерна, но и ввести в рацион животных биологически активные соединения торфа, проявляющие положительный эффект при скармливании консервированного корма.

**G. V. Naumova, A. E. Thomson, V. F. Radchikov,  
N. A. Zhmakova, N. L. Makarova, T. F. Ovchinnikova, A. I. Kozinets**

**EFFICIENCY OF USE OF NEW PRESERVATIVE  
OF CRUSHED GRAIN «HUMOPLUS»**

---

*Lately an increasing distribution of preparation of grain – its crushing at early stages of ripeness and conservation by means of chemical preservatives is getting wider distribution. The greatest application as preservative are organic acids: acetic, ant, propionic and others, which refer to expensive products and are not produced by our enterprises. On the basis of local raw materials of vegetative origin, peat in particular, it is possible to make products enriched not only with low-molecular carbonic, but also by aromatic acids: benzoine, oxibenzoine, salicylic, vanillin which have high preserving properties.*

*The Institute for Nature Management, HAS of Belarus developed a technique, protected by RB patent, and a «know-how» of new preservative of wet crushed grain «Humoplus» on the basis of products of peat chemical destruction is mastered.*

*Tests of the efficiency of new preservative «Humoplus» done by RUE «Scientific-practical Centre NAS of Belarus on animal breeding» at pilot base «Zarechye» Smolevichsky area at the storage of 2 t of wet crushed rye have shown good safety of grain after storage within 10 months*

*Feeding of crushed rye grain, preserved by new preparation, promoted to the increase of digestion of dry matter by 2,8, organic one – by 3,7, fat – by 0,7, protein – by 2,1, NES – by 3,8 and cellulose – by 2,1 %, and deposit of nitrogen, phosphorus and calcium, and also positively affected on hematological status of bull-calves. All indicators of digestion in a hem of tested animals were within the limits of physiological norm.*

*Application of new biologically active preparation of preserving properties allows not only to keep grain nutrients, but also to introduce into the diet of animals biologically active compounds of peat, revealing a positive effect at feeding of preserved forage.*

УДК 636.087.7

**Г. В. Наумова, А. И. Козинец, А. Э. Томсон,  
Н. Л. Макарова, Т. Ф. Овчинникова, Н. А. Жмакова**

**НОВЫЕ БИОЛОГИЧЕСКИ АКТИВНЫЕ КОРМОВЫЕ ДОБАВКИ  
СЕРИИ «ЭКОЛИН» ДЛЯ КОРРИГИРОВАНИЯ ОБМЕНА ВЕЩЕСТВ У  
ВЫСОКОПРОДУКТИВНЫХ КОРОВ**

*Приведены сведения о разработке и испытаниях биологически активных кормовых добавок серии «Эколин», предназначенных для корректирования обмена веществ высокопродуктивных коров в различные физиологические периоды.*

*Установлено положительное влияние этих добавок на продуктивность, качество молока, показатели естественной резистентности организма.*

Животноводство – важнейшая отрасль сельскохозяйственного производства Республики Беларусь, развитию которой уделяется большое внимание.

Для решения задач по обеспечению населения качественными продуктами и по их экспорту необходимо применение самых современных технологий разведения и содержания животных. При этом селекция животных, направленная на формирование у них качеств нужных человеку, очень жесткие условия эксплуатации, безвыгульное содержание, формирование больших групп, ограниченная подвижность, ранний отъем молодняка, использование больших количеств консервированных кормов и так далее, оказывает давление на организм, как на биологическую систему, которое часто превышает его адаптивные возможности. В результате снижается иммунитет и естественная резистентность организма, что ведет к болезням и гибели животных, особенно молодняка.

Очень остро эта проблема стоит при содержании высокопродуктивных коров, которые отличаются высокой интенсивностью обмена веществ, что ведет к снижению их иммунологического статуса и возможностей адаптации даже при незначительных нарушениях кормления и содержания. В данной связи весьма актуальны исследования, проведенные Институтом природопользования совместно с РУП «Научно-практический центр НАН Беларусь по животноводству» по созданию и испытанию на высокопродуктивных коровах биологически активных кормовых добавок «Эколин», включающих серию препаратов, применяемых для корректирования обмена веществ у коров в различные периоды их содержания.

Кормовая добавка «Эколин-1» – продукт гидролитической деструкции торфа и растительных отходов, богатый источник биологически активных веществ. Ее химический состав представлен в табл. 1.

**Таблица 1. Химический состав биологически активной кормовой добавки «Эколин-1»**

Компонент	Содержание, % на ОМ препарата	
	1	2
Органические вещества		100,0
Гуминовые вещества		26,46
Меланоидины		49,14
Фенольные соединения		2,58
Органические кислоты		17,70
Аминокислоты		0,03
Редуцирующие вещества		0,34
Общий азот		0,11

Основными действующими веществами добавки «Эколин-1» являются меланоидины и гуминовые кислоты, на долю которых приходится соответственно 49,14 % и 26,46 % от общего содержания органических веществ (ОВ). Эти соединения, обладая мембранотропным действием, ускоряют поступление в клетку питательных веществ и повышают эффективность их использования, а также активизируют энергетический

обмен клетки [1]. Фенольные соединения, органические кислоты и аминокислоты, содержание которых составляет соответственно 2,58 %, 17,7 % и 0,03 % также являются биологически активными соединениями, которые стимулируют клеточный обмен.

Кормовая добавка «Эколин-1» создана для применения в период раздоя и является основой рецептур других кормовых добавок этой серии.

В корригирующую добавку «Эколин-2», предназначенную для основного периода лактации, с целью повышения биологической эффективности были введены микроэлементы селен и йод в качестве компонентов, интенсифицирующих обменные процессы у животных, усиливающих иммунобиологические свойства. Эти микроэлементы являются дефицитными в рационах крупного рогатого скота, что отрицательно сказывается на состоянии и продуктивности коров, в том числе и в основной период лактации.

Микроэлементы вводили в виде неорганических солей (йодида калия и селенита натрия) на одной из стадий его получения. В результате окислительно-восстановительных реакций неорганические соединения селена и йода переходят в органическую форму, взаимодействуя с гуминовыми кислотами, аминокислотами и протеинами, что обеспечивает их большую доступность для организма животных.

При выборе доз внесения селена и йода в биологически активную кормовую добавку «Эколин-2» учитывали рекомендации, приведенные в современной литературе, посвященной кормлению и содержанию высокопродуктивных коров.

Для введения в рацион стельных коров в первый месяц сухостойного периода, когда они особенно нуждаются в препаратах антитоксического и антиоксидантного действия, разработана кормовая добавка «Эколин-3», обогащенная дубовым экстрактом.

Дубовый экстракт наряду с низкомолекулярными органическими кислотами, протеинами, аминокислотами, пектинами и фенолкарбоновыми кислотами содержит значительное количество (50–56 %) от общего содержания ОВ танидов – соединений полифенольной природы. Благодаря этому он обладает высокой антиоксидантной активностью, противовоспалительным действием.

Для корригирования обмена веществ в основном производственном периоде, когда организм животного испытывает особенно большие нагрузки, разработана комплексная кормовая добавка «Эколин-4», в состав которой вместе с микроэлементами селен и йод введен дубовый экстракт.

Все кормовые добавки серии «Эколин» представляют собой темно-коричневые жидкости со специфическим запахом щелочи, растворимые в воде в любых соотношениях. Препараты имеют щелочную реакцию среды ( $\text{pH}$  10,8–11,2), что обеспечивает их устойчивость при перевозке, хранении и употреблении.

Исследования по изучению эффективности использования корригирующих добавок серии «Эколин» были проведены в РУП «Экспериментальная база "Жодино"» Смолевичского района Минской области на молочном поголовье высокопродуктивных коров с удоем за последнюю лактацию свыше 7 000 кг молока.

Для проведения научно-хозяйственных опытов на разных физиологических стадиях животные были подобраны по принципу паралогов: для первого опыта в новотельный период (1-й мес. после отела) со средней живой массой 500 кг; для второго – коровы с живой массой 550 кг на 3–4-м мес. лактации; для третьего – сухостойное поголовье с массой 600 г за 2 мес. до отела; в четвертом – использовали основное производственное поголовье после раздоя со средней массой 550 кг и продуктивностью 20 кг.

В каждом опыте коровы двух опытных групп (II и III), дополнительно к основному рациону, принятому в хозяйстве, получали корригирующую добавку серии «Эколин» в смеси с концентратами в дозах 0,1 и 0,2 мл/кг живой массы соответственно в течение 30 дней.

Молочную продуктивность и качественный состав молока исследовали по данным контрольных доек в начале, конце опыта и через 1 мес. после действия препарата. Об особенностях обмена веществ, его интенсивности и состоянии иммунитета судили по морфологическим и биохимическим показателям крови, параметрам ферментативной активности и показателям естественной резистентности. Отбор проб крови проводили в начале и конце скармливания испытуемой добавки от 5 коров каждой группы за 2,5 ч до кормления. Наблюдение за телятами, полученными от подопытных коров, проводились от рождения до трехмесячного возраста.

Результаты исследований показали, что использование добавки «Эколин-1» в кормлении высокопродуктивных коров в период раздоя оказывает разностороннее действие на функции организма, активизируя окислительно-восстановительные процессы. «Эколин-1» нормализует и стабилизирует показатели белкового, липидного, углеводного и минерального обмена, а также неспецифические факторы защиты, тогда как в контрольной группе с возрастанием интенсивности молокообразования эти показатели заметно ухудшились. Ввод с комбикормом высокопродуктивным коровам в новотельный период биологически активной кормовой добавки «Эколин-1» способствует увеличению среднесуточного удоя на 8,3 %, повышению качества молока по жиру на 0,14, и белку на 0,05 %, а также снижению содержания нитратов по отношению к контролю на 18,8 %.

Наибольший эффект отмечен во второй опытной группе при использовании «Эколина-1» в дозе 0,2 мл/кг живой массы.

По результатам второго научно-хозяйственного опыта наиболее эффективной для корригирования обмена веществ у высокопродуктивных коров во второй трети лактации оказалась доза препарата «Эколин-2» в расчете 0,1 мг/кг живой массы или 50 мл на 1 голову в

сутки. Скармливание корригирующей добавки «Эколин-2» высокопродуктивным коровам во второй трети лактации способствует увеличению продуктивности на 16,1 %, повышению качества молока по жирномолочности на 0,16, содержанию белка на 0,03 и снижению содержания тяжелых металлов в молоке – на 5,9, свинца на 3,5 и нитратов на 18,4 %. Показатели белкового обмена крови увеличились в среднем на 8,2 %, также установлено улучшение качественных показателей ее минерального состава.

Скармливание с кормами рациона «Эколин-2» способствовало более плавному сокращению продуктивности коров, разница во II группе в сравнении с началом опытного периода составила 6,1 кг и в III – 5,9, тогда как в контроле оно равнялось 9,9 кг.

Наблюдение за животными в период по-следействия добавки свидетельствует о сохранении тенденции постепенного снижения уровня удоев. При анализе показателей отмечено, что через 1 мес. постопытного наблюдения разница с начальными данными составила в контроле 10,7 кг против 7,3 и 7,4 кг в II и III опытных группах.

Со сменой лактационного периода у животных в контроле через месяц исследований наблюдалось снижение жирности молока на 0,05 %.

Показатели минерального состава молока с увеличением срока лактации имели тенденцию к снижению ряда макроэлементов. Снижение такого основного элемента метаболизма, как кальций, в пробах молока контрольных коров через 1 мес. лактации составило 5 %. При внесении опытным животным корректора обмена «Эколин-2» концентрация кальция в молоке повысилась на 18,2 % во II группе и на 1,8 % – в III ( $P < 0,05$ ). Уровень фосфора в молоке контрольных коров через 1 мес. опыта снизился в 2 раза относительно нижней границы биохимического норматива (0,74–1,3 %). Ввод добавки способствовал повышению уровня фосфора в молоке опытных коров II и III групп на 1,4 и 1,75 % соответственно.

С введением корригирующей добавки в рацион коров фон естественной резистентности организма опытных животных улучшился;  $\beta$ -лизинная активность сыворотки крови увеличилась во II группе на 12,7 % ( $P < 0,05$ ) и в III – на 6,5 %. Лизоцимная активность сыворотки крови опытных коров увеличилась как в сравнении с началом опытного периода, так и относительно контрольных животных во II группе. Количество лейкоцитов в сыворотке крови опытных животных находилось в пределах физиологической нормы. Отмечено, что во II и III опытных группах их содержание было выше на 2,8 % и на 4,4 % соответственно, что свидетельствует об активизации естественного барьера резистентности. Это можно объяснить тем, что селен, вводимый с добавкой, имеет

сильное влияние на эффективность фагоцитоза в нейтрофилах и макрофагах [2].

Использование корригирующей добавки «Эколин-3» в сухостойный период, за 2 мес. до отела, позволило снизить затраты на проведение ветеринарных мероприятий. Так во II опытной группе за 2 мес. экономия составила 7,3 тыс. р. на 1 голову, в III опытной – 18,9 тыс. р., что в расчете на 100 голов составит 730 и 1896 тыс. р. соответственно.

Введение в рационы коров с удоем выше 7000 кг молока в сухостойный период кормовой добавки «Эколин-3» способствует стабилизации гемопоэза, обмена веществ и неспецифических факторов защиты организма, улучшению воспроизводительных способностей (сокращению сервис-периода у опытных коров в среднем на 22 дня, снижение индекса осеменения на 0,47), рождению жизнеспособного молодняка с большей энергией роста. Установлено повышение параметров естественной резистентности организма коров на 2,2–5,4 %. Использование корригирующей добавки в дозе 0,2 мл/кг живой массы увеличивает валовой прирост телят за 2 мес. на 1,1 кг по сравнению с контролем и снижает затраты на ветеринарные мероприятия, что в стоимостном выражении составило 4,84 и 18,9 тыс. р. на 1 голову соответственно.

При сравнительной характеристике  $\beta$ -лизинной активности сыворотки крови с начальными показателями у подопытных животных было отмечено снижение результата в контроле на 8,1 %, тогда как во II группе результат был практически неизменен. В конце опыта  $\beta$ -лизинная активность сыворотки крови во II и III группах была выше, чем в контроле на 2,2 и 3,6 % соответственно.

Одним из показателей жизнеспособности молодняка крупного рогатого скота, его потенциальной энергии роста и развития является живая масса теленка к моменту рождения, а также ее прирост в послеутробный период. Живая масса новорожденных телят от матерей опытных групп превосходила у сверстников от контрольных коров на 22,8 % ( $P < 0,05$ ) для II и на 10,9 % – для III. Данные по живой массе телят отразили интенсивный рост опытного молодняка. Установлено, что прирост по отношению к контролю живой массы через 1 и 2 месяца у телят II группы составлял 16,2 и 11,1 %, а у III – 6,7 и 9,9 % соответственно.

За период наблюдений болезнь с симптомами расстройства желудочно-кишечного тракта у телят, родившихся от контрольных коров, проявлялась через 3–4 выпойки молозива, то есть на 1–2 день жизни; у телят, родившихся от коров опытных групп, через 8–9 выпоек или на 3–4 день жизни. В целом болезнь телят от коров из опытных групп протекала несколько легче и заканчивалась раньше, чем у телят от матерей

контрольной группы. Продолжительность болезни у них составляла 4–5 дней против 6–7 у телят, родившихся от матерей контрольной группы. Причем следует отметить, что в группе телят, родившихся от коров опытных групп, получавших «Эколин-3» в дозе 0,2 мл/кг живой массы, переболело 57,1 %, при дозе 0,1 мл/кг – 83,3 %, тогда как в контрольной группе переболели все телята.

Как показала проверка качества молозива, у матерей III опытной группы оно содержало в своем составе около 55 % иммуноглобулинов, у матерей II опытной группы – 45 %. В молозиве контрольных коров содержание защитных иммуноглобулинов было достаточно низким (менее 40 %).

Установлено, что скармливание кормовой добавки «Эколин-4» высокопродуктивным коровам в дозах 50 и 100 мл на 1 голову в сутки способствует увеличению среднесуточного удоя или на 6,8 и 9,8 % соответственно и снижению содержания тяжелых металлов в молоке: кадмия – на 6,0 %, свинца – на 3,6 % и нитратов на 27 мг/л или на 11,6 %, повышению параметров естественной резистентности организма коров на 6,5–12,7 %.

Наиболее эффективной для корригирования обмена веществ у высокопродуктивных коров за производственный цикл является доза препарата «Эколин-4» в расчете 0,2 мл/кг живой массы.

Поступление с кормами рациона в опытных группах изучаемой добавки способствовало повышению процента жира в молоке животных II группы на 0,04 %, а III – на 0,08 %. Разница с контролем в межгрупповом сравнении составила 0,11 % у коров II группы и 0,12 % – у III группы.

С увеличением срока лактации наблюдалось повышение количества белка в молоке у всех подопытных коров. Применение «Эколина» способствовало увеличению уровня белка в молоке у животных II группы на 0,11 %, а у III группы – на 0,12 %, что относительно контрольной группы составило 0,01 и 0,04 % соответственно.

Уровень молочного сахара после 1 мес. лактации имел тенденцию снижения показателей

во всех образцах молока, с введением добавки содержание лактозы снизилось в молоке животных II группы на 0,08 %, а из III – на 0,15 % ( $P < 0,05$ ), что не вышло за границы биохимической нормы.

Усвояемость высокопродуктивными животными в контрольной группе фосфора и натрия снизилась со сменой периода лактации. Внесение «Эколина-4» способствовало повышению концентрации фосфора в молоке в 1,4 раза во II группе и в 1,75 раза – в III. Отмечено повышение содержания кальция в молоке коров II группы, что превысило данные до ее применения на 18,2 %, тогда как у III группы – только на 2 %.

Фон естественной резистентности организма опытных животных улучшился с введением корригирующей добавки в рацион коров; β-лизинная активность сыворотки крови увеличилась во II группе на 12,7 % ( $P < 0,05$ ) и в III – на 6,5 %. Сравнительная оценка показателей с началом опытного периода показывает увеличение во II группе на 22 % и III группе – на 16 %.

Лизоцимная активность сыворотки крови (ЛАСК) опытных коров увеличилась с течением лактации во II группе в 1,45 раза, что в сравнении с контролем выше на 6,4 %. У коров в III группе параметры ЛАСК повысились в 1,5 раза в сравнении с данными до скармливания добавки, что выше относительно контроля на 7,9 %.

Количество лейкоцитов по окончании периода исследований в сыворотке крови опытных животных находилось в пределах физиологической нормы. Отмечено, что во II опытной группе их содержание было выше на 2,3, а III – на 9,9 %, что свидетельствует об активизации естественного барьера резистентности.

Таким образом, использование биологически активных кормовых добавок серии «Эколин» в рационах высокопродуктивных коров в различные периоды их содержания способствует нормализации обмена веществ у животных, повышает неспецифическую резистентность их организма, оказывая адаптогенное и антистрессовое действие. Благодаря этому улучшается состояние здоровья, повышается молочная продуктивность и качество молока.

## Литература

1. Овчинникова, Т. Ф. О мембранный активности гидрогумата – гуминового препарата из торфа / Т. Ф. Овчинникова, А. П. Курдяшов, В. М. Мажуль // Биологические науки. МГУ. 1991. № 10. С. 103–109.
2. Блинохватов, А. Ф. Селен в биосфере / А. Ф. Блинохватов [и др.]. Пенза, 2001.

**Институт природопользования НАН Беларуси,  
Научно-практический центр НАН Беларуси  
по животноводству**

Поступила в редакцию 15.07.2013 г.

**Г. В. Наумова, А. И. Козинец, А. Э. Томсон,  
Н. Л. Макарова, Т. Ф. Овчинникова, Н. А. Жмакова**

### **НОВЫЕ БИОЛОГИЧЕСКИ АКТИВНЫЕ КОРМОВЫЕ ДОБАВКИ СЕРИИ «ЭКОЛИН» ДЛЯ КОРРИГИРОВАНИЯ ОБМЕНА ВЕЩЕСТВ У ВЫСОКОПРОДУКТИВНЫХ КОРОВ**

Приведены сведения о разработке и испытании в научно-хозяйственных опытах серии новых биологически активных кормовых добавок «Эколин», предназначенных для корректирования обмена веществ у высокопродуктивных коров в различные периоды их содержания.

Корригирующая добавка «Эколин-1» создана для применения в период раздоя и является основой рецептур кормовых добавок этой серии.

Добавка «Эколин-2», предназначена для основного периода лактации. В ее состав введены микроэлементы селен и йод в качестве компонентов, интенсифицирующих обменные процессы, усиливающих иммунобиологические свойства.

Для стельных коров, остронуждающихся в препаратах антитоксического и антиоксидантного действия, разработана кормовая добавка «Эколин-3», обогащенная дубовым экстрактом, содержащим значительное количество танидов (50–56 %) – соединений полифенольной природы с высокими антиоксидантными и противовоспалительными свойствами.

Для корректирования обмена веществ в основном производственном периоде, когда организм животного испытывает особенно большие нагрузки, разработана комплексная кормовая добавка «Эколин-4», в состав которой, наряду с микроэлементами, введен дубовый экстракт.

Научно-хозяйственные испытания кормовых добавок серии «Эколин», проведенные РУП «Научно-практический центр НАН Беларусь по животноводству», показали, что их использование в рационах высокопродуктивных коров в различные периоды содержания способствует нормализации обмена веществ, повышению неспецифической резистентности организма, оказывает адаптогенное и антистрессовое действие. В результате улучшается состояние здоровья, повышается молочная продуктивность и качество молока коров.

**G. V. Naumova, A. I. Kozinets, A. E. Thomson,  
N. L. Makarova, T. F. Ovchinnikova, N. A. Zhmakova**

### **NEW BIOLOGICALLY ACTIVE FODDER ADDITIVES OF «ECOLIN» SERIES TO CORRECT METABOLISM OF HIGH-PRODUCTIVE COWS**

*Data on the development and test in scientifically-economic tests of a series of new biologically active fodder additives «Ecolin», aimed at the correction of metabolism for high-productive cows in various periods of their maintenance are resulted.*

*The correcting additive «Ecolin-1» is created for application during milk period and is a basis of compoundings of fodder additives of this series.*

*The «Ecolin-2» additive is intended for basic period of lactation. Its composition has trace elements – selenium and iodine as components intensifying exchange processes, strengthening immune-biological properties.*

*For pregnant cows, badly needing in preparations of antitoxic and anti-oxidant actions, the fodder additive «Ecolin-3», enriched with oak extract containing a significant amount of tanins (50–56 %) – compounds of polyphenolic origin of high anti-oxidant and anti-inflammatory properties is developed.*

*To correct a metabolism in the basic industrial period, when the organism of an animal experiences especially big loads, the complex fodder additive «Ecolin-4» has been developed, in the structure of which, along with trace elements, oak extract has been introduced.*

*Scientific-economic tests of fodder additives of «Ecolin» series, done by RUE «Scientific-practical centre, NAS of Belarus on animal industries», have shown, that their use in diets of highly productive cows in various periods of maintenance promotes to metabolism normalization, increase of nonspecific resistance of organism, renders adaptive and anti-stressful action. As a result the state of health improves, dairy efficiency and quality of milk of cows raises.*

**И. И. Лиштван, В. П. Стригуцкий**

## ПРИНЦИПИАЛЬНЫЕ АСПЕКТЫ ЭПР-СПЕКТРОСКОПИИ ГУМУСОВЫХ ОБРАЗОВАНИЙ

Вследствие бесструктурности спектров ЭПР гумусовых образований необходимо исследование релаксационных параметров, обуславливающих их ПМЦ («нелинейная» ЭПР-спектроскопия). Доказано, что основной парамагнетизм обязан ароматическим системам полисопряжения, семихинонныe же радикалы образуются лишь в щелочной среде. Установлена стабильность и воспроизводимость молекулярной структуры ароматического ядра ГК. Обоснованы механизмы влияния минеральных соединений на спектры ЭПР гумусовых образований. Разработаны экспресс-методики контроля их качества и прогнозирования экологически опасных явлений.

Широкое распространение в природе, важная экологическая роль и перспективность в качестве сырья для получения ряда ценных продуктов обусловили наличие обширной библиографии по ЭПР-спектроскопии гумусовых образований. Отмечается корреляция их парамагнитных свойств со степенью метаморфизма и влияние ботанического состава.

В литературе до настоящего времени наиболее распространенным является объяснение парамагнетизма ГВ семихинонными (СХ) свободными радикалами, что не согласуется с фактом кислой реакции гуминовых кислот (ГК), поскольку СХ-радикалы стабильны только в ион-радикальной форме, и поэтому они генерируются и сохраняются лишь при щелочных значениях pH [28]. Заметим, что если бы в ГВ имелись СХ-радикалы, то они не могли бы называться кислотами [28]. Концепция примесных, по сути, ПМЦ не позволяет обосновать взаимосвязь парамагнитных характеристик ГВ с их структурными особенностями и свойствами. Несмотря на общепризнанные достоинства ЭПР-спектроскопии, как неразрушающего метода анализа: экспрессность, отсутствие необходимости подготовки исследуемого образца, маленькие навески ( $\sim 10$  мг), возможность получения в одном эксперименте информации как об органической, так и о минеральной составляющих анализируемого объекта наличие богатого экспериментального материала, с помощью данного метода не было получено новых представлений о природе ГВ. Высказанное утверждение обосновывается и практическим отсутствием упоминания в фундаментальных монографиях Д. С. Орлова [10] результатов ЭПР-спектральных исследований, представленных в многочисленных публикациях.

**Природа парамагнетизма гуминовых веществ.** С целью установления природы взаимосвязи парамагнетизма гумусовых образований с их структурными особенностями и свойствами в Институте торфа АН БССР под руководством академиков И. И. Лиштвана, Н. Н. Бамбалова и член-корреспондента П. И. Белькевича был выполнен цикл работ по обоснованию новых подход-

дов к извлечению информации из характерных для ГВ бесструктурных спектров ЭПР. Основной экспериментальный материал получен Ю. Ю. На-вашей, С. Г. Прохоровым и В. П. Стригуцким. Плодотворным для решения поставленной задачи было сотрудничество с ИХФ РАН (академик А. Л. Бучаченко, Б. И. Лигоньский, Л. С. Любченко).

Вызванная рядом причин, в том числе и наличием различных типов ПМЦ с близкими значениями g-фактора, бесструктурность спектров ЭПР ГВ обуславливает низкую информативность традиционных параметров: g-фактора, ширины и формы линии, интенсивности [44]. В связи с этим единственной возможностью извлечения информации из подобных бесструктурных спектров ЭПР является исследование релаксационных параметров обуславливающих их ПМЦ. С одной стороны, это позволяет выбрать правильные, не искажающие спектра ЭПР условия его регистрации, обеспечивающие возможность корректного определения концентрации ПМЦ, а с другой – провести искусственное разделение накладывающихся сигналов ЭПР.

В то же время для таких сложных образований, как ГВ, даже достижение хорошего разрешения еще не позволяет получить достаточно глубокую информацию о природе их парамагнетизма. В связи с этим в Институте природопользования совместно с ИХФ РАН разработан метод «химического моделирования», заключающийся в детальном сравнительном анализе параметров спектров ЭПР препаратов ГВ и используемых в качестве модельных соединений синтетических полимеров с системой полисопряжения (ПСС), содержащих функциональные группы [28].

Основная апробация предложенного подхода выполнена на малозольных ГК торфа. В ГК верхового торфа (Н-форма) при высоких уровнях СВЧ-мощности, помимо общезвестного узкого сигнала ( $\Delta H \leq 5$  Гц), наблюдается также более широкий сигнал ( $\Delta H \sim 15$  Гц), сдвинутый к меньшим полям. Определено слабое влияние кислорода воздуха, обнаружено сохранение параметров спектра (кроме интенсивности, коррелирующей с С/Н) при фракционировании по молеку-

лярным массам, что аналогично данным, полученным для синтетических безазотистых полимеров с плоскостной системой сопряжения (типа полинафталина, полиантрацена, полигидрохинона) [28]. Наиболее близкими к ГК параметрами сигнала ЭПР характеризуется полигидрохинон, синтезированный в мягких условиях.

Обработка препаратов ГК и модельных соединений 0,1 н раствором NaOH приводит к многократному повышению интенсивности сигнала ЭПР, сопровождаемому его уширением и возрастанием *g*-фактора. Параметры сигнала обработанных образцов типичны для СХ-радикалов, при этом в отличие от исходных образцов они слабо зависят от молекулярной структуры. В то же время значения *g*-фактора СХ-формы ГК и полигидрохинона (2,0042–2,0044) не соответствуют однокольчатьим структурам (*g* = 2,0047), что обусловлено делокализацией неспаренного электрона по системе полисопряжения. Отмывка образцов СХ-формы соляной кислотой возвращает параметры сигнала ЭПР к исходному состоянию. При обработке образцов торфа и бурого угля щелочью получены аналогичные результаты [53].

Представленные данные свидетельствуют о том, что СХ-радикалы в ГК образуются лишь при воздействии щелочной среды. Парамагнетизм же исходных препаратов (Н-форма) обусловлен неспаренными π-электронами, генерируемыми системами сопряженных связей [30], что объясняется выигрышем энергии, обязанной ассоциированию макромолекул ГК (формирование коллоидных структур) [27]. Особо следует подчеркнуть, что в рассматриваемых объектах имеет место не делокализация неспаренного электрона как частицы, а характерная для коллоидных систем миграция спиновой плотности [26]. Данный механизм объясняет возможность делокализации неспаренного спина по нескольким молекулам, что обуславливает необычную стабильность сигнала ЭПР гумусовых образований в экстремальных условиях и придает неспаренному электрону функции своеобразного «молекулярного репортера».

Принципиальное значение для понимания природы парамагнетизма гумусовых образований имеют результаты, полученные для торфяных и буроугольных битумов [29]. Данные физико-химических исследований, ЭПР- и ЯМР-спектроскопии свидетельствуют о невысоком содержании разделенных ароматических колец, т. е. отсутствии классических молекулярных фрагментов полисопряжения. В то же время данные спинового зонда указывают, что ароматические кольца являются зародышами формирования жестких надмолекулярных ассоциатов (коллоидных структур), генерирующих неспаренные электроны, поведение спектров ЭПР которых аналогично полимерам с плоскостной системой сопряжения и функциональными группами. Таким образом, синергический эффект взаимодействия

даже невысокого содержания одиночных ароматических колец и водородных связей, формируемых функциональными группами, способен придавать объекту свойства полимеров с развитой системой сопряженных связей. Использование метода спинового зонда позволило впервые доказать наличие симбатной зависимости между молекулярной жесткостью и уровнем собственного парамагнетизма [47]. Сопоставлением результатов, полученных для битумов и ГК, установлено, что для твердых горючих ископаемых физический смысл имеет взаимосвязь уровня парамагнетизма с отношением С/Н, т. е. со степенью ароматичности [3], а не содержанием углерода, как это считается в литературе [9]. Наличие систем квазиполисопряжения обуславливает устойчивость битумов в экстремальных условиях формирования торфяной залежи, в связи с чем наблюдается высокий уровень корреляции битуминозности верховых торфов со степенью разложения [24].

**Молекулярная структура гуминовых кислот.** Вопрос о молекулярной структуре ГК остается открытым до сегодняшнего дня [1]. Изложенные выше представления о природе парамагнетизма ГК дают возможность использования ЭПР-спектроскопии в качестве практически единственного неразрушающего метода исследования строения их ароматического ядра.

Концепция делокализации неспаренного спина по всему объему коллоидной частицы логично объясняет взаимосвязь парамагнитных характеристик с особенностями молекулярной структуры ГК, в первую очередь высокую чувствительность ЭПР-спектроскопии к наличию гетероатомов в цепи сопряжения. Влияние азота четко проявляется при сравнении ГК верхового (*N* < 1,5 %) и низинного (*N* = 2,5–3,5 %) торфа. [28]. Последние характеризуются несколько большими значениями ширины сигнала и меньшей степенью насыщения его СВЧ-мощностью, а главное, отсутствием дополнительного более широкого сигнала при самых высоких уровнях СВЧ-мощности (~ 500 мВт), что обусловлено сверхтонким взаимодействием неспаренного электрона с магнитным ядром атома азота. При искусственном обогащении ароматического ядра ГК азотом также наблюдается уширение сигнала и уменьшение времени спин-решеточной релаксации [38], обогащение же алифатической части практически не влияет на параметры спектра [42]. С помощью методики коллоидно-химического фракционирования установлено, что ГК верхового и низинного торфа различаются практически только содержанием азота в ароматическом ядре [24].

Анализ нескольких сотен препаратов ГК, выделенных из образцов торфа различных месторождений Беларуси и Российской Федерации, показал близость спектров ЭПР. Различия практически связаны только с содержанием азота [28]. Для ГК

верхового торфа ширина сигнала  $\Delta H$  составляет  $3,5 \pm 0,3$  Гс, низинного –  $4,5 \pm 0,6$  Гс. Значения же  $g$ -фактора совпадают –  $2,0035 \pm 0,0003$ . В то же время для объектов с системами сопряженных связей, полученных *in vitro* общезвестна, существенная зависимость параметров сигналов ЭПР от химического состава исходного сырья и условий синтеза [38]. Например, для полигидрохинона, рассматриваемого в качестве модельного аналога ГК, параметры сигнала ЭПР будут совпадать с последними только в случае препарата, полученного в «мягких» условиях: в воде, при действии анионных и катионных инициаторов [38]. В связи с этим установленный нами факт стабильности (воспроизведимости) параметров сигналов ЭПР является довольно неожиданным и принципиальным, вследствие зависимости процессов гумусообразования от природы исходного растительного сырья и существенного влияния на них множества факторов [10]. По существу, полученные нами результаты свидетельствуют о том, что различные условия торфообразования приводят, тем не менее, к одинаковой структуре ароматического ядра ГК.

Выработанные представления о взаимосвязи параметров сигнала ЭПР с особенностями химического строения позволили проанализировать правомерность предлагаемых в литературе структурных формул ГК [28].

Линейная форма молекул не согласуется с большей шириной сигнала ( $\Delta H \sim 10$  Гс), наблюдаемой для «линейных» ПСС [35]. Интенсивность спектра у них существенно ниже, а разрешение широкого и узкого сигналов при высоких

уровнях СВЧ-мощности хуже, чем для ГК. Для спектров ЭПР линейных ПСС наблюдается также высокая чувствительность к кислороду воздуха и нестабильность во времени.

Ряд исследователей постулирует наличие гетероциклического и эфирного кислорода в ароматическом ядре ГК, что должно, однако, приводить к большим значениям  $g$ -фактора и  $\Delta H$ . Действительно, в синтетических полигидрохинонах, содержащих кислород только в функциональных группах, значение  $g$ -фактора совпадает с ГК. Даже в полинафталине, не содержащем кислорода,  $g$ -фактор близок к ГК (2,0031).

Для полициклических структур характерны меньшие значения  $g$ -фактора и степени насыщения сигнала СВЧ-мощностью по сравнению с ГК торфа, а также чувствительность его к кислороду воздуха. К тому же в данной модели нет места для хинонных структур в системе полисопряжения.

Наиболее статистически вероятной считается структурная формула ГК, предложенная Д. С. Орловым [10] (рис. 1).

Наличие развитых систем ароматического полисопряжения логично объясняет темную окраску, наличие стабильного электронного paramagnetизма и практическую нерастворимость в органических растворителях. В то же время имеются и вопросы по данной модели. Наличие эфирной связи между ароматическими кольцами должно приводить к большим значениям  $g$ -фактора, а отсутствие функциональных групп, связанных непосредственно с ароматическими циклами, не согласуется с характером изменения спектров ЭПР при воздействии щелочи и сорбции ионов металлов.

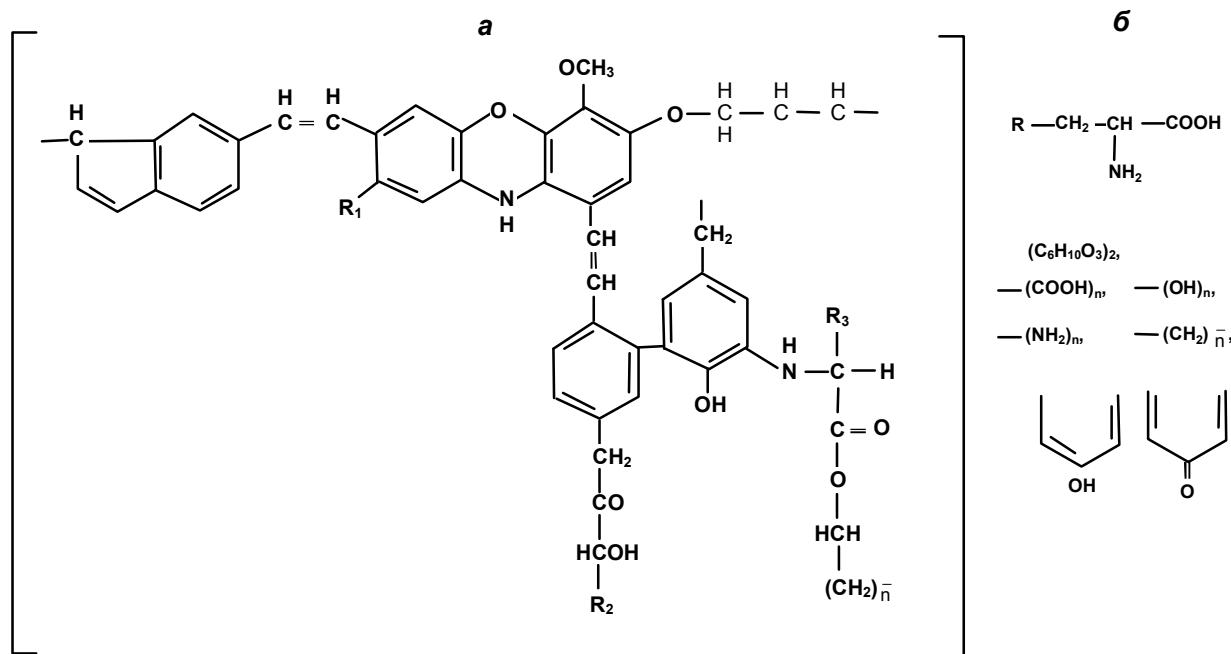


Рис. 1. Структурная формула ГК по Д. С. Орлову:  
а – негидролизуемая часть; б – гидролизуемая часть

В [36] предложена модель, предусматривающая наличие карбоксильных и фенольных групп, связанных непосредственно с ароматическими циклами (рис. 2). Однако по ней (согласно выводам ее авторов) способность к хелатированию ионов металлов определяется не карбоксильными группами, а ортофенольными участками. Заметим, что в этом случае не должно было бы наблюдаться изменения спектров ЭПР при сорбции ионов металлов.

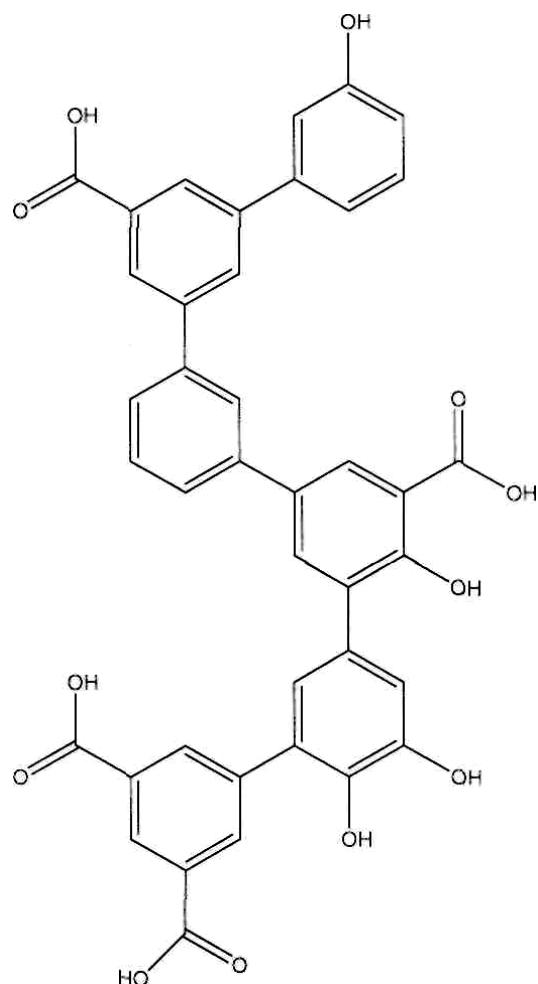


Рис. 2. Структурная формула ГК

По данным ЭПР полисопряженная часть ГК представляет собой продукт поликонденсации преимущественно одно- и двухкольччатых ароматических фрагментов, являющихся в основном фенолкарбоновыми кислотами [28], в соответствии с фактом содержания карбоксильных и фенольных групп ~ 30 масс. % [6]. При этом существенен вклад двухосновных фенолокислот, поскольку содержание фенольных групп, как правило, в 2 раза выше, чем COOH-групп [28]. Высказанное утверждение обосновывается параметрами сигнала СХ-радикалов, генерируемых при воздействии щелочной среды. Преобладают в основном прямые соединения ароматических

фрагментов (короткие, не проявляющие сопряжения связи -C-C-), при высоком же содержании азота (~ 2 %) связь осуществляется и через его атомы, что согласуется с приближением параметров сигнала ЭПР ГК низинного торфа к ГК верхового при удалении азота. В [10] указывается на изменчивость в наборе бензоидных колец и характере их сочленения. В то же время высокая воспроизводимость параметров сигнала ЭПР ГК торфа [28] дает основание предполагать практическое постоянство химического состава и молекулярной структуры их негидролизуемой части.

Выполненные исследования указывают на особую роль водородных связей, формируемых функциональными группами, в образовании и стабилизации систем полисопряжения [20]. Например, если ПСС без функциональных групп (полинафталин и полиантрацен) теряют специфическую форму спектра в течение года, то ГК сохраняют ее по крайней мере в течение 5 лет [28].

Поведение спектров ЭПР позволило высказать предположение о полупроводниковых свойствах ГК. Исследования электрофизических свойств показали, что, действительно, ГК и торф являются органическими полупроводниками [2]. На наш взгляд, именно характерная для органических полупроводниковых материалов эффективность коллективных взаимодействий π-электронов [2] обуславливает необычайную стабильность гумусовых образований в экстремальных условиях и особенности их метаморфизма.

Поскольку системы полисопряжения являются структурирующим фактором макромолекул ГК [36], то специфичность параметров спектров ЭПР позволяет использовать их в качестве достоверного показателя в дополнение к общепринятым классификационным критериям Д. С. Орлова [10]. Действительно, исследование продуктов поликонденсации углеводородов с аминокислотами, которые, согласно классификации, могут быть формально отнесены к «искусственным» ГК, показало существенные отличия в строении их полисопряженных структур от истинных ГК [30]. В [28] указывается на возможность использования в простых случаях не всех признаков диагностики. Результаты, представленные в [30], свидетельствуют и о возможности применения в ряде случаев только метода ЭПР (особенно для препаратов с низким содержанием азота). В то же время [28], содержание азота не менее 3 % представляется обязательным только конкретно для ГК минеральных почв.

Вследствие жесткости условий выделения ГК в литературе ставится под сомнение правомерность соответствия молекулярной структуры их препаратов нативному гуминовому комплексу [17]. В то же время нами установлена близость интенсивности и параметров спектров ЭПР образцов торфа и выделенных из них ГК [46]. Различия спектров ЭПР образцов верхового и ни-

зинного торфа имеют такой же характер, как и для их ГК. Как и в случае ГК, обработка торфа и бурого угля водными растворами щелочей приводит к существенному возрастанию интенсивности и *g*-фактора сигнала ЭПР вследствие образования семихинонных ион-радикальных состояний, что указывает на сохранение хиноидных структур при экстракции ГК [46].

Полученные результаты свидетельствуют о том, что ароматическое ядро ГК не претерпевает существенных изменений при их выделении. Более того, установлено, что в торфе могут существовать даже надмолекулярные ассоциаты, характерные для выделенных препаратов ГК. Поскольку при рассмотрении молекулярной структуры ГВ главным является строение их ароматического ядра [10], то представленные данные указывают на возможность перенесения полученной информации на молекулярную структуру нативного гуминового комплекса.

**Молекулярная структура других групповых составляющих гумусовых образований.** Специфичность и стабильность параметров спектров ЭПР ГК обусловливают актуальность сравнения их с другими групповыми составляющими. В литературе считается, что молекулы фульвокислот (ФК) строятся по такому же принципу, как и ГК, отличаясь только меньшим содержанием ароматического ядра [40], что согласуется со слабой окраской. Однако  $\Delta H$  и *g*-фактор у ФК выше из-за наличия эфирного или гетероциклического кислорода в системах полисопряжения [37]. Довольно неожиданно, что, несмотря на существенно более низкие значения оптической плотности, содержания ароматического углерода и степени ароматичности, концентрация ПМЦ близка к соответствующим ГК. Даный факт может объясняться высоким содержанием COOH-групп вследствие важной роли водородных связей в формировании парамагнетизма ГВ [28]. Таким образом, ФК не являются продуктами аналитических процедур при выделении ГК, а представляют собой самостоятельную группу гумусовых кислот [37]. В то же время данные ЭПР однозначно опровергают возражения против ароматической природы ФК [55].

В литературе считается, что наличие в битумах сигнала ЭПР слабой интенсивности вызвано примесью ГВ [18]. Однако, как сказано выше, в первых отсутствуют молекулярные фрагменты полисопряжения, являющиеся принципиальной структурной особенностью ГК. С другой стороны, несмотря на низкое содержание одиночных ароматических колец, они в значительной мере формируют надмолекулярную структуру битумов как образований в целом [29].

Высокие значения ширины ( $\Delta H \sim 6,5$  Гц) и *g*-фактора (2,0045) лигнинов, являющихся основным источником образования ГВ, обусловлены наличием эфирных мостиков между ароматическими фрагментами [1]. Для них, в отличие от ГК,

наблюдается и большой разброс параметров спектра ЭПР.

В результате полученных данных доказано, что молекулярная структура других групповых составляющих существенно отличается от ГК и при этом меняется от образца к образцу [28].

**Генезис, метаморфизм гумусовых образований и стратиграфия их залежей.** Механизм образования ГВ установлен в лабораторном эксперименте по гумификации соломы ячменя при 60–80 % влажности и температуре 15–20 °C, т. е. исключительно за счет естественных микробиологических процессов [1].

Падение *g*-фактора, сужение сигнала и увеличение степени насыщения его СВЧ-мощностью в течение первых 45 сут свидетельствуют о трансформации макромолекул лигнина, заключающейся в разрушении эфирных мостиков между ароматическими фрагментами. После 50 сут фиксируются органические соединения с развитыми системами полисопряжения, аналогичными имеющимися в ГК. Этот период характеризуется наиболее высокой скоростью минерализации органического вещества. После 70 сут обнаружены даже специфические для ГК верхового торфа надмолекулярные ассоциаты ароматических структур полисопряжения, фиксируемые по наблюдению дополнительного более широкого сигнала ( $\Delta H \sim 15$  Гц) при высоких уровнях СВЧ-мощности, их появление сопровождается резким замедлением процесса минерализации органического вещества. Таким образом, установлена принципиальная возможность образования в течение 2 мес. истинных ГК даже при низком содержании азота (всего 0,5 %) в исходном растени-гумусообразователе. Полученные результаты представляются достаточно неординарными, поскольку в опытах И. Сеги указывается на разрушение не более 11 % лигнина соломы в течение 24 недель даже при добавлении штаммов микроскопических грибов [10]. Явление гумификации имеет четко выраженный колебательный характер.

Результаты, полученные в натурном эксперименте, подтверждают принципиальные аспекты модельного эксперимента. Была проанализирована трансформация спектров ЭПР типичных растений-торфообразователей верховых и низинных болот в торфогенном слое во времени (1, 2 и 3 года), а также выделенных из них пирофосфатного и щелочного экстрактов [34]. Спектры ЭПР исходных растений-торфообразователей характеризуются большими значениями *g*-фактора и ширины сигнала по сравнению с ГК и торфом. Следовательно, их парамагнетизм обусловлен наличием высокомолекулярных структур, состоящих из одиночных ароматических колец, соединенных эфирными мостиками (структура лигнина) [34].

После первого года гумификации наблюдается снижение интенсивности сигнала, свиде-

тельствующее о разрушении структур лигнина. В процессе дальнейшей гумификации наблюдается уже повышение интенсивности сигнала ЭПР, сопровождаемое его сужением и снижением  $\delta$ -фактора, что свидетельствует об образовании структур с полисопряженными связями.

В третий год параметры сигнала торфообразователей близки к соответствующим образцам торфа низкой степени разложения. Для выделенных из растений-торфообразователей пирофосфатного и щелочного экстрактов получены аналогичные результаты. Параметры сигнала ЭПР экстрактов, выделенных из негумифицированных растений, и отсутствие характерной для ГК корреляции уровня парамагнетизма с оптической плотностью указывают на отсутствие в данных экстрактах систем полисопряжения. Следовательно, главная сущность процесса гумификации заключается в биохимическом синтезе сложных ароматических систем с полисопряженными связями из продуктов распада растительных тканей.

Большие значения интенсивности сигнала ЭПР ГК верхового торфа по сравнению с низинным объясняются формированием первых при низких значениях рН, способствующих удалению части легкогидролизуемых и конденсации ароматических фрагментов [8].

С повышением степени разложения торфа и уровня метаморфизма бурого угля имеет место непрерывное формирование систем полисопряжения, согласующееся с возрастанием выхода ГК и интенсивности сигнала ЭПР последних [31]. При этом ГК бурых углей характеризуются большими размерами графитоподобных структур по сравнению с торфом.

В последние годы впервые установлена возможность формирования в торфах, наряду с двумерными графитоподобными структурами химически более устойчивых «объемных» систем полисопряжения – фуллереноподобных структур [45]. Считается, что они могут находиться только в углях средней и высокой степени метаморфизма, и обусловлены фюзеновым петрографическим компонентом, характеризующимся повышенным содержанием углерода [43]. Заметим, что в синтетических углеродных материалах подобные «объемные» системы полисопряжения фиксируются лишь при значениях температуры термической обработки не ниже 600 °C [43]. В условиях же торфообразования возможность формирования фуллереноподобных систем полисопряжения можно относить за счет микробиологических процессов, аналогично тому, как в вышеизложенном примере гумификации соломы происходит формирование «плоскостных» графитоподобных структур. В работе [16] указывается на возможность сворачивания плоскостного слоя в нанотрубки.

Заметим, что в случае угольных залежей наличие фуллереноподобных систем полисопряжения сопутствует таким экологически опас-

ным явлениям, как самовозгорание и внезапные выбросы [48].

**Взаимодействие с минеральными соединениями.** Актуальность проблемы взаимодействия органического вещества с минеральными соединениями в науках о Земле и широкое использование ГВ в качестве сорбентов обусловили наличие обширной библиографии по влиянию ионов металлов на их спектры ЭПР. Однако концепция СХ-радикалов не позволила правильно интерпретировать наблюдаемые изменения спектров ЭПР и использовать тем самым полученные экспериментальные данные для получения достоверной информации о механизмах взаимодействия металлов с органическим веществом и структуре органоминеральных комплексов.

В случае непарамагнитных поливалентных катионов наблюдалось, как правило, возрастание концентрации ПМЦ, объясняемое образованием СХ-радикалов [11]. Однако авторы данных работ не дают интерпретацию имеющему место изменению параметров спектров ЭПР и зависимости его от вида катиона.

Нами же установлено, что трансформация спектров ЭПР ГК и их модельных аналогов (ПСС с ионообменными функциональными группами) обусловлена появлением дополнительного сигнала, сдвинутого относительно исходного [20], что объясняется образованием поливалентными ионами химических связей-шивок как между различными участками одной макромолекулы, так и отдельными молекулами, приводящих к коагуляции органического вещества [25], т. е. к ужесточению надмолекулярных ассоциатов. Это облегчает рождение новых ПМЦ [30].

Поскольку новые ПМЦ обусловлены структурами полисопряжения, содержащими ионы металлов, то неспаренные электроны ПСС будут частично локализованы на последних, вследствие чего направление и величина сдвига, а также параметры дополнительного сигнала должны зависеть от строения электронной оболочки катиона. Большая ширина сигнала ЭПР Hg- и Pb-форм ГК, по сравнению с другими металлами [20], обусловлена сверхтонким взаимодействием неспаренного электрона с ядрами магнитных изотопов  $^{119}\text{Hg}$ ,  $^{201}\text{Hg}$  и  $^{207}\text{Pb}$ .

Одновалентные катионы уменьшают интенсивность сигнала ЭПР ГК и их модельных аналогов при практическом сохранении параметров [20]. При этом аналогичные результаты были получены и при сорбции неметаллических катионов. Уменьшение интенсивности сигнала ЭПР коррелирует со степенью замещения водорода карбоксильных групп, определяемого по ИК-спектрам. При полном замещении концентрация ПМЦ снижается на порядок [13]. Полученные результаты объясняются устранением водородных связей, приводящим к разрушению надмолекулярных ассоциатов [25]. Возникающая в данном случае пептизация органического вещества бу-

дет приводить к снижению вероятности генерации неспаренных электронов [30].

Наблюдаемое иногда падение интенсивности сигнала ЭПР при сорбции поливалентных катионов [15] объясняется неполной реализацией частью из них всех своих валентностей [25], т. е. эффект удаления водородных связей [49] сильнее «сшивающего» действия. Такое объяснение подтверждается результатами экспериментов по сорбции ионов уранила на полинафтол и полигидрохинон, в которых наблюдалось появление дополнительного сдвинутого сигнала при существенном, однако, падении общей интенсивности спектра [20]. Аналогичные результаты получены для торфов, бурых углей и их битумов. Во всех случаях эффект сорбированных ионов металлов обратим. При известковании кислых торфяных почв наблюдалась трансформация спектров ЭПР, типичная для Са-формы ГК, при этом повышение урожайности было симбатно ходу кривых параметров спектров ЭПР, т. е. роль известкования заключается не только в уменьшении кислотности, но и в образовании новых структур полисопряжения.

Полученные результаты доказывают существенную роль минерального компонента в формировании систем полисопряжения гумусовых образований [20], в которых имеет место обобществление областей делокализации π-электронов с электронной оболочкой иона металла.

В литературе особое внимание уделяется вопросу использования ЭПР-спектроскопии для исследования взаимодействия ГВ с металлами переменной валентности. Ослабление сигнала ГВ объяснялось авторами химическим взаимодействием неспаренного электрона иона со свободным радикалом. В работе [4] наблюдалось даже исчезновение сигнала от 4 углеродных ПМЦ при введении одного иона  $Mn^{2+}$ , что объяснялось процессами комплексообразования. Однако данная трактовка не согласуется с параметрами спектра ионов  $Mn^{2+}$ , свидетельствующими о сугубо ионном характере связывания их с органическим веществом. Заметим, что концепция химического взаимодействия противоречит факту восстановления сигнала ГВ после удаления ионов металла, поскольку процесс рекомбинации неспаренных электронов является необратимым [19].

Однако в [23] установлено, что ослабление сигнала обусловлено особенностями физического (магнитного диполь-дипольного) взаимодействия органических ПМЦ с ионами, как центров различной физической природы, приводящего к «ухуд» части сигнала первых в крылья при практическом сохранении его видимой ширины ΔH. Данный механизм логично объясняет зависимость «тушащего» эффекта иона от его природы [23], уменьшение насыщения сигнала органических ПМЦ СВЧ-мощностью. «Гашение» одним ионом  $Mn^{2+}$  сигнала 4 углеродных ПМЦ объясняется предложенным нами «эстафетным ме-

ханизмом» передачи по системам сопряженных связей первичного воздействия иона [22].

Экстремальная зависимость интенсивности спектра ионов  $Cu^{2+}$  в карбоксильных катионах от их содержания объясняется в литературе переходом части ионов в диамагнитное состояние [5]. Однако измерения магнитной восприимчивости доказали сохранение ионами меди своего валентного состояния [12]. Наличие данного экстремума обусловлено образованием ассоциатов ионов, которые из-за коротких времен релаксации не только дают широкий нерегистрируемый спектр, но и оказывают «тущающее» действие на сигнал одиночных ионов  $Cu^{2+}$ , аналогично тому, как последние влияют на сигнал органических ПМЦ.

Результаты, полученные при исследовании поглощения газообразного аммиака торфом, указывают на возможность существенного вклада механизма «макроординации» [33]. Установлено, что многократное превышение количества сорбированного аммиака над обменной емкостью происходит из-за образования его молекулами мостиковых водородных и донорно-акцепторных связей между полисопряженными фрагментами, аналогично поливалентным ионам металлов [20], т. е. проявляется принцип выигрыша энергии. Существенно при этом, что связь молекул аммиака с органическим веществом прочнее, чем в случае классического ионообменника ФИБАН-К, не содержащего систем сопряженных связей. Принципиальным представляется отсутствие потери сорбционной способности в случае Ме-форм торфа (Са, Си, Fe) [52], которая должна была бы иметь место при сугубо ионообменном механизме поглощения аммиака [51]. То есть коагуляция органического вещества торфа [25], обуславливающая увеличение степени полисопряжения [20], компенсирует «потерю» ионообменных групп. Данное обстоятельство объясняет возможность использования композиционных материалов на основе торфа в качестве сорбентов аммиака.

В экспериментах с водными растворами ГК сорбция ионов  $Cu^{2+}$  сначала происходит по механизму «микроординации», а затем и «макроординации». При формировании же МГК с участием свинца взаимодействие в первую очередь происходит по механизму «макроординации», что объясняется стерическими факторами, затрудняющими проникновение большого сольватированного иона во внутреннюю область коллоидов ГК. При этом впервые обнаружена генерация в ГК «макроординациями» непарамагнитными катионами дополнительных органических ПМЦ, неспаренный спин которых частично локализован на данных катионах. В работе [21] впервые получены экспериментальные доказательства того, что при сверхэквивалентной сорбции меди ГК, действительно, имеет место процесс «макроординации», т. е. связывание

меди последними, помимо классических функциональных групп. В данном случае содержание «макроординированных» ионов, по крайней мере в 2 раза превышает обменную емкость ГК.

Можно констатировать, что установление механизмов влияния сорбированных ионов металла на парамагнитные свойства гуминовых веществ обеспечивает возможность использования ЭПР-спектроскопии в качестве информативного неразрушающего метода анализа структуры органоминеральных комплексов. При этом полезным представляется совместное использование методов ИК и ЭПР [20].

**Влияние условий выделения на молекулярную структуру препаратов гуминовых веществ.** Вследствие отсутствия общепризнанной методики экстракции ГВ [10], актуальным представляется вопрос о зависимости молекулярной структуры препаратов от способа их выделения.

В случае верхового торфа применение растворов NaOH и пирофосфата натрия обуславливает некоторое различие только в концентрации ПМЦ, объясняемое высоким содержанием систем полисопряжения в пирофосфатной фракции. В случае же низинного торфа использование гидроксида натрия приводит к резкому снижению интенсивности сигнала ЭПР вследствие наличия ионов  $\text{Fe}^{3+}$ , т. е. к искажению информации о молекулярной структуре препарата. При применении аммиачной селитры для выделения из низинного торфа препаратов ГК в последних также фиксируется интенсивный спектр соединений  $\text{Fe}^{3+}$ , влияющих на параметры их сигнала ЭПР [42]. Представленные результаты свидетельствуют о том, что в торфяных почвах низинного типа ГК находятся, в основном, в виде комплексов с ионами железа.

Установлено, что процесс постадийного выделения ГК из водного раствора их Na-солей является удобным способом целенаправленного регулирования молекулярной структуры и получения тем самым фракций ГК с требуемыми свойствами [24].

**Химическая и механохимическая переработка гумусовых образований.** Резкое ослабление уровня парамагнетизма водорастворимых веществ (ВРВ), получаемых при обработке ГК пероксидом водорода, свидетельствует о разрушении их ароматического ядра, в согласии с уменьшением оптической плотности [37]. При этом параметры сигнала ЭПР не отличаются от исходных ГК, что свидетельствует об отсутствии внедрения кислорода в образовавшиеся «осколки» систем полисопряжения, несмотря на высокое содержание его по сравнению с ГК и с ФК. Отсутствие влияния высокого содержания COOH-групп на интенсивность и параметры сигнала ЭПР (в отличие от ФК) свидетельствует, что они не связаны с системами полисопряжения ВРВ. Данные ЭПР-спектроскопии доказывают,

что, несмотря на близость элементного состава, структурных групп (по данным ЯМР  $^{13}\text{C}$ ), структурно-группового состава пиролизатов и одинаковое молекулярно-массовое распределение (ММР), ВРВ в отличие от ФК представляют собой фрагменты макромолекул ГК, сохранившие их генетические особенности [37].

Установлено, что электрохимическая деструкция ГК древесного торфа приводит, как и в случае окислительно-гидролитической, к уменьшению молекулярной массы (ММ) образующихся продуктов [14]. Наблюдаемое при этом уменьшение ширины и  $g$ -фактора объясняется как выходом азота из систем полисопряжения (по данным ИК-спектроскопии), так и сохранением наиболее устойчивых конденсированных структур. Уменьшение интенсивности спектра ионов  $\text{Fe}^{3+}$ , говорящее об их восстановлении, указывает на разрушение структур гуматов железа, что подтверждается и усилением насыщения сигнала органических ПМЦ. Обнаружено влияние условий электролиза, например, проявление более узкого сигнала ( $\Delta H \sim 1$  Гц) «объемных» систем полисопряжения. Заметим, что химическая деструкция угля также способствует его проявлению, что указывает на большую устойчивость обусловливающих его трехмерных структур полисопряжения.

При механической переработке торфа вследствие взаимодействия органического вещества с поверхностью рабочего механизма диспергатора имеет место образование органоминеральных комплексов, более эффективное в случае мокрого торфа по сравнению с сухим [7]. Строение ароматических полисопряженных структур при этом практически не меняется. Их содержание в ГК и торфе несколько снижается одновременно с уменьшением термической стабильности. Диспергирование сухого торфа в основном приводит к трансформации органоминеральных соединений железа, связанных с алифатической частью ГК. При диспергировании же мокрого торфа эффективен процесс формирования гуматов железа, что вызвано резким возрастанием сигнала ионно связанныго железа в низких ( $g \sim 4$ ) полях и ослаблением регистрируемого сигнала органических ПМЦ при уменьшении степени насыщения его СВЧ-мощностью. Поскольку при диспергировании мокрых образцов в большей степени увеличивается выход ГВ и ГК, то данные ЭПР-спектроскопии указывают на активную роль железа как координационного центра в исследуемых механохимических процессах. Диспергирование в жидкой среде (водной и щелочной) способствует большей эффективности образования гуматов железа, что проявляется в усилении спектра соединений  $\text{Fe}^{3+}$ , ослаблении сигнала органических ПМЦ при уменьшении степени насыщения его СВЧ-мощностью [7]. При этом можно констатировать, что механическая переработка торфа в щелочной среде способствует образованию комплексных соединений

ГК, в которых железо выполняет роль координационного центра, чем может быть вызвано увеличение выхода ГК при механоактивации. При механохимической переработке бурого угля, доведенного до воздушно-сухого состояния, совместно с гидроксидом натрия наблюдается образование СХ-радикалов, эффективность которого зависит от условий диспергирования [9].

**Термическая обработка.** Для исследования структурных преобразований гумусовых образований при термической обработке было применено совместное использование ЭПР-спектроскопии, оптических и электрофизических измерений, а также рентгеноструктурного анализа. До 300 °С преобладают процессы деструкции органического вещества торфа, обусловленные разрушением углеводно-пептидного комплекса, структуры полисопряжения при этом практически не затрагиваются. В интервале же температур 300–400 °С происходят существенные структурные изменения, на что указывает уменьшение межплоскостного расстояния между слоями конденсированного углерода в блоках  $d_{002}$ . Трансформация структур полисопряжения подтверждается данными ЭПР, улучшением электрофизических свойств и повышением оптической плотности.

Установлено, что постулируемый в литературе максимум концентрации ПМЦ в интервале 400–600 °С и объясняемый гибелью свободных радикалов, является кажущимся и обусловлен появлением электронов проводимости вследствие существенного развития структур полисопряжения. Данные электроны вследствие своих коротких времен релаксации «гасят» сигнал ЭПР аналогично парамагнитным ионам металлов. Показано, что ошибочность вывода о максимуме вызвана неучетом его авторами характера изменения формы линии ЭПР при повышении ТТО. Нами установлено, что при термической обработке торфа имеет место изменение ее от гауссовой (предельный случай быстрого спада крыльев [19]) до чисто лоренцевой при ТТО 550 °С (предельный случай медленного спада), что вызвано развитостью систем полисопряжения. При 600 °С наблюдается еще более медленный спад, обусловленный высокой концентрацией электронов проводимости. Для учета такого характера влияния центров с короткими временами релаксации нами в [22] введен термин «суперлоренцевая форма» линии. Для экспериментального доказательства ошибочности утверждения о наличии высокотемпературного максимума нами была использована методика двойного интегрирования спектров на ЭВМ в интервале 400 Гс (непосредственно при регистрации спектров на «Varian E-112»). При оценке интенсивности сигнала ЭПР по общепринятой формуле  $I \cdot \Delta H^2$  ( $I$  – амплитуда первой производной сигнала поглощения;  $\Delta H$  – расстояние между экстремальными точками) после 400 °С она, действительно, идет на убыль. В случае же двойного

интегрирования интенсивность сигнала продолжает возрастать в соответствии с повышением оптической плотности и улучшением электрофизических свойств. Заметим, что в природных углях также постулируется максимум интенсивности сигнала ЭПР при  $C = 90\text{--}94\%$  [15], объясняется он теми же причинами. При данных температурах происходит изменение характера сопряжения от «плоскостного» к «объемному», проявляемое, в частности, по наблюдению «кислородного эффекта», начиная с 500 °С.

Концепция рассмотрения торфа как микротерогенной двухфазной системы, состоящей из хорошо проводящих и непроводящих областей (соответственно ароматические и неполисопряженные) [32], позволяет объяснить характер изменения электрофизических и парамагнитных свойств при термической обработке торфа. На наш взгляд, неправомерной является рассматриваемая в литературе постановка вопроса о связи между электропроводностью и концентрацией ПМЦ. Первая определяется относительными объемными долями полисопряженной и алифатической частей и их взаимным расположением. Концентрация же ПМЦ зависит в основном от строения и количества полисопряженных фрагментов. В общем случае физический смысл имеет связь электропроводности не с концентрацией, а с релаксационными характеристиками ПМЦ, поскольку именно с последними коррелируют структурные параметры вещества.

Вышеприведенные данные свидетельствуют о принципиальной общности структурных преобразований органического вещества гумусовых образований при термической обработке и процессов метаморфизма в залежах. Образовавшиеся углеродные вещества можно разделить на три большие группы, включающие малокарбонизированные (сравнительно гомогенная СН-фаза), среднекарбонизированные (наличие СН- и С-фаз) и высококарбонизированные (С-фаза) системы [54].

На примере торфяного (ТАУ-575) и косточкового (КАУ-500) активных углей установлена чувствительность ЭПР-спектроскопии к особенностям их пористой структуры [22]. Вакуумирование косточкового угля приводит к сужению его сигнала ЭПР с 5 до 1 Гс. В случае же ТАУ-575 эффект вакуумирования незначителен. Попытки объяснения общеизвестного «кислородного эффекта» в спектрах ЭПР углеродных материалов химическим взаимодействием парамагнитной молекулы кислорода и свободными радикалами не согласуются с обратимостью эффекта, а главное, описанными в литературе случаями «гашения» одной молекулой  $O_2$  сигнала от нескольких десятков углеродных ПМЦ. Нами показано, что явление «кислородного эффекта» обусловлено физическим взаимодействием ПМЦ углеродных материалов с парамагнитными молекулами  $O_2$ , аналогично парамагнитным ионам металлов. И в этом случае «эстафетный ме-

низм» объясняет явление аномального воздействия одной молекулы  $O_2$  на десять углеродных ПМЦ. Особенности проявления «кислородного эффекта» в спектрах ЭПР образцов КАУ-500 и ТАУ-575 полностью согласуется с различиями в их структуре. Для первого характерна большая развитость системы мелких пор. Из-за малого размера молекул  $O_2$  необходимым условием проявления «кислородного эффекта» должна быть сопоставимость с размерами микропор. Для торфяных же углей имеет место преобладание мезопор.

**Композиционные материалы.** В композициях торфа с антрацитом, характеризующихся существенными различиями в интенсивности и параметрах сигнала ЭПР, экспериментально наблюдаемая концентрация ПМЦ в 1,4–2 раза превышает аддитивную [50]. И по другим параметрам спектра аддитивность не наблюдается, что можно объяснить «встраиванием» органического вещества торфа в органическую массу угля с обобществлением систем сопряженных связей вследствие перекрывания их областей делокализации π-электронов. Трансформация спектров ЭПР минеральной составляющей также свидетельствует о том, что процессы формирования не сводятся к чисто механическому смешиванию торфяного и угольного компонентов, она может быть объяснена изменением окислительно-восстановительных свойств органического вещества.

Дано объяснение принципиальным отличиям по влиянию условий сушки на устойчивость металл-гуминовых комплексов (МГК) с металлами переменной (Cu, Cr, Ni) и постоянной (Zn) валентности [23]. Уменьшение вымываемости ионов из первых при всех значениях концентрации водного раствора HCl в случае повышения температуры сушки вызвано разрушением гидратных оболочек металлов, способствующим сближению и обменному взаимодействию парамагнитных ионов, что проявляется в трансформации их спектров ЭПР и уменьшении «тущащего» действия по отношению к сигналу ГК. Увеличение эффективного заряда образовавшихся обменных ассоциатов усиливает их взаимодействие с отрицательно заряженными участками коллоидных структур ГК, что создает стericкие препятствия для вымывания тяжелых металлов из МГК. Повышение же устойчивости абсолютно сухого препарата МГК с цинком при использовании низкой концентрации раствора HCl объясняется формированием более компактных надмолекулярных структур, вытекающим из повышения концентрации ПМЦ в 2 раза при высушивании при 105 °C. По характеру изменения спектров ЭПР металл-замещенных форм торфа (парамагнитные ионы) при термообработке были сделаны выводы о температуре выхода металла из структуры органики. Резкое увеличение интенсивности при термообработке Cu-, Co- и Ni-форм тростникового торфа наблюдалось при 250, 300 и 350 °C соответственно.

Результаты ЭПР исследований свидетельствуют о том, что торф необходимо рассматривать как природный композиционный материал. Например, при удалении невысокого содержания битумной групповой составляющей, несмотря на мягкие условия ее выделения, не затрагивающие молекулярную структуру органического вещества торфа, наблюдалось резкое возрастание концентрации ПМЦ.

**Прогнозирование экологически опасных явлений.** ЭПР-спектроскопия дала прямые доказательства перехода части ионов  $Fe^{3+}$  в двухвалентное состояние в процессе саморазогревания торфа, что объясняет участие железосодержащих минералов в формировании пирофорных веществ, ответственных за самовозгорание торфа при хранении [7]. При саморазогревании наблюдается также образование новых систем полисопряжения, коррелирующее с распадом углеводного комплекса. Представленные результаты позволили разработать способ определения склонности верховых торфов к самовозгоранию на основании определения интенсивности сигнала органических ПМЦ, защищенный авторским свидетельством СССР [7]. При концентрации ПМЦ менее  $1,5 \cdot 10^{17}$  сп/г торф имеет склонность к самовозгоранию, при концентрации  $(1,5\text{--}3) \cdot 10^{17}$  сп/г – склонность к саморазогреванию, но не к самовозгоранию, выше  $3 \cdot 10^{17}$  сп/г – склонность к саморазогреванию отсутствует. Испытания показали более высокую достоверность прогноза по сравнению с прототипом – методом термического анализа. Она обусловлена низким уровнем параметризма легкогидролизуемых веществ, с одной стороны, и «гасящим» действием соединений железа – с другой. Таким образом, разработанный способ является более универсальным, поскольку он учитывает как структуру органического вещества торфа, так и взаимодействие его с минеральной составляющей, к тому же обладает высокой экспрессностью.

Экологическая опасность присуща критическим точкам метаморфизма гумусовых образований [54]. Во-первых, на стадии трансформации растений-торфообразователей в ГВ. На стадии углеобразования – появление С-фазы. Необходимым условием является гетерогенность (неоднородность) молекулярной структуры органического вещества. В случае торфов – наличие легкогидролизуемых и гуминовых веществ. В пожароопасных и выбросоопасных углях регистрируются сигналы ЭПР витринитовой и фюзенитовой петрографических компонентов. Существенна, по-видимому, и катализирующая роль соединений железа [48]. В частности, в явлении внезапного выброса наблюдается окисление двухвалентного железа до трехвалентного.

**Прогнозирование структуры и свойств гумусовых образований.** Поскольку ЭПР-спектроскопия позволяет отличать низинные торфа от верховых, являющихся сырьем для производства воска, то она была использована в

качестве экспресс-методики для определения битуминозности торфа по уравнению

$$B = 1,302 + 0,088R + 0,085(N \cdot 10^{-17}),$$

где  $B$  – содержание воска в торфе, %;  $R$  – степень разложения торфа, %;  $N$  – концентрация ПМЦ.

Данный способ, проверенный на 113 пробах торфа из четырех месторождений, не уступает другим прогнозным методам. Битуминозность торфа можно оценивать и только на основании интенсивности сигнала, хотя, естественно, ошибка при этом повышается. Разработанный способ выгодно отличается от предыдущих высокой экспрессностью и защищен авторским свидетельством СССР.

Актуальным является вопрос о зависимости молекулярной структуры торфяного воска от глубины залегания торфа. На основании данных по собственному парамагнетизму и спиновому зонду сделан вывод, что строение ароматической части, соотношение ее с алифатическими компонентами и надмолекулярная структура торфяного воска существенно не изменяются с глубиной залегания. Это позволяет использовать торфяную залежь полностью на всю глубину залегания. Таким образом, использование метода ЭПР позволяет существенно сократить число образцов, исследуемых экстракционным методом.

Факт получения этанольных экстрактов торфяного воска из природного сырья обуславливает непостоянство их химического состава. В связи с этим было проведено сопоставление параметров спектров ЭПР и физико-химических характеристик, требуемых техническими условиями (ТУ), т. е. значений, необходимых для обеспечения высокого уровня биологической активности. Установлено, что образцы экстракта, соответствующие ТУ, характеризуются определенными значениями параметров сигнала ЭПР: концентрация ПМЦ –  $(0,4–2)10^{16}$  сп/г;  $\Delta H = 5–5,5$  Гс;  $g = 2,0035 \pm 0,0002$ ;  $A/A_0 < 2,5$ . Отклонение параметров сигнала ЭПР от указанных свидетельствует о нарушении ТУ и низкой биологической активности. Данный способ защищен авторским свидетельством СССР. Он обеспечивает сравнимую с физико-химическими методами точность контроля, являясь в то же время экспрессным и менее трудоемким.

Для препаратов ГК, выделенных из образцов бурого угля, по сравнению с торфяными, наблюдаются высокие значения биологической активности и уровня парамагнетизма, коррелирующие с содержанием ароматических систем полисопряжения [39]. Несколько неожиданным представляется низкое содержание азота в биологически активных препаратах ГК бурых углей ( $\sim 0,5\%$ ), т. е. его наличие не является обязательным условием для проявления биологиче-

ской активности. Кислотный гидролиз и окисление ГК, повышающие содержание систем полисопряжения, усиливают их биологическую активность и парамагнетизм. Обращает на себя внимание более четкая корреляция биологической активности с интенсивностью сигнала ЭПР, чем с содержанием систем полисопряжения, что указывает на биологическую роль неспаренных электронов. При данной модификации наблюдается также трансформация спектров ЭПР соединений  $\text{Fe}^{3+}$ , требующая учета влияния минерального компонента на биологическую активность препаратов гумусовой природы. Связь между уровнем биологической активности и парамагнитными свойствами ГК позволяет использовать ЭПР-спектроскопию для оценки качества биологически активных препаратов, выделяемых из природного органического сырья [39].

С использованием метода спинового зонда разработаны способы идентификации восков и битумов и определения их гетерофазности. Все они защищены авторскими свидетельствами СССР.

**Новые материалы.** Зависимость характера трансформации спектров ЭПР ГВ и торфяных битумов, а также их модельных аналогов, от вида внедряемого катиона позволило предложить их использование по новому назначению – в качестве индикаторов непарамагнитных поливалентных и одновалентных катионов в водных и неводных растворах. Наличие двух четко разделенных сигналов ЭПР в комплексах ГК и торфяных битумов с уранилом и зависимость соотношения их амплитуд от уровня подаваемой СВЧ-мощности позволило разработать на их основе индикаторы напряженности магнитного сверхвысокочастотного поля в спектрометрах магнитного резонанса. Данные разработки защищены авторскими свидетельствами СССР. Ряд разработанных образцов вошел в состав «Комплекта индикаторов для ЭПР-спектроскопии», выпуск которых был освоен заводом «Политехник» [41]. При выпуске партий данного комплекта индикаторов был получен документально зафиксированный экономический эффект.

**Дальнейшие перспективы.** Основным направлением дальнейших работ по ЭПР-спектроскопии представляется использование ее для исследования гумусовых образований как природного сорбента. В рассматриваемой проблеме имеются два основных аспекта: взаимосвязь сорбционных свойств сорбента с его молекулярной структурой; механизмы взаимодействия органического вещества сорбента с минеральными соединениями и структура образующихся органоминеральных комплексов.

При решении первого вопроса особое внимание следует обратить на роль систем полисопряжения, чemu, на наш взгляд, практически не уделялось внимания. В то же время нами установлено, что, например, сверхэквивалентная

сорбция аммиака торфом, т. е. существенное превышение ее над ионообменной емкостью, обусловлена именно наличием в нем ароматических систем полисопряжения [33]. Более того, модификация последних по механизму «макро-координации» низкими концентрациями фосфорной и органических кислот обеспечивает усиление сорбционной активности и улучшение технологических характеристик получаемых сорбентов. Есть основания полагать, что и в сверхэквивалентной сорбции меди ГВ [21] существенна роль систем полисопряжения. Еще в [28] селективность ГК по отношению к ионам  $Cu^{2+}$  объяснялась наличием систем полисопряжения.

При исследовании взаимодействия гуминовых сорбентов с минеральными соединениями предполагается обратить внимание на относительный вклад механизмов «микроординации» и «макроординации», что обусловлено чувствительностью ЭПР-спектроскопии кенным механизмам. Например, установлено противоположное влияние на спектры ЭПР ГВ сорбции ионов аммония по классическому ионообменному механизму и в случае «макроординации» [20, 33]. В [21] впервые были получены прямые доказательства, что при сверхэквивалентной сорбции меди ГК действительно, имеет место процесс «макроординации», т. е. связывание ионов ме-

ди последними, помимо классических функциональных групп. Представляется целесообразным учет данных механизмов при разработке новых композиционных материалов. Этот вопрос имеет не только научное, но и практическое значение. Например, с помощью ЭПР-спектроскопии установлено, что на фунгицидные свойства Си-формы торфа по-разному влияют «микро-» и «макроординарованные» ионы меди. Таким образом, модификация торфа внедрением ионов меди с разной энергией связи с органическим веществом создает основу для разработки комплексных биозащитных препаратов пролонгированного действия.

Работами [23, 24] обосновывается также целесообразность использования ЭПР-спектроскопии для исследования влияния условий получения и модификации препаратов гуминовой природы на их молекулярную структуру. Установленная на обширном и представительном материале взаимосвязь парамагнитных характеристик с принципиальными аспектами молекулярной структуры ГК и их комплексов с ионами металлов обосновывает возможность разработки с помощью ЭПР-спектроскопии методик для экспресс-оценки (прогнозирования) свойств гумусовых образований и получаемых из них материалов, в частности биологической активности [39].

## Литература

1. Бамбалов, Н. Н. О механизме образования гуминовых веществ / Н. Н. Бамбалов, В. В. Марыгина, В. П. Стригуцкий // Докл. НАН Б. 1998. Т. 42, № 6. С. 95–99.
2. Белькевич, П. И. Полупроводниковые свойства гуминовых кислот торфа / П. И. Белькевич, К. А. Гайдук, М. А. Ксенофонтов // Докл. АН БССР. 1984. Т. 28, № 5. С. 433–436.
3. Белькевич, П. И. Сравнительный ЭПР-спектральный анализ битумов и гуминовых кислот / П. И. Белькевич, С. Г. Прохоров, В. П. Стригуцкий // Докл. НАН Беларуси. 1986. Т. 30, № 10. С. 929–932.
4. Браташевский, Ю. А. Электронный парамагнитный резонанс в гуминовых кислотах бурых углей с различным содержанием марганца / Ю. А. Браташевский, О. И. Гайдаров, С. А. Гордиенко // Журнал физической химии. 1971. Т. 45, № 11. С. 2913–2915.
5. Вишневская, Г. П. ЭПР в ионитах / Г. П. Вишневская, Л. С. Молочко, Р. Ш. Сафин. М., 1992.
6. Воларович, М. П. Применение тяжелой воды для исследования гуминовых кислот коллоидов торфа / М. П. Воларович, Н. И. Гамаюнов, И. П. Туманов // Коллоидный журнал. 1982. Т. 44, № 3. С. 543–544.
7. Гаврильчик, А. П. Трансформация свойств торфа при антропогенном воздействии / А. П. Гаврильчик, Т. Я. Кашинская. Минск, 2013.
8. Гаврильчик, А. П. Влияние условий гумусообразования на физико-химические свойства гуминовых кислот / А. П. Гаврильчик, С. С. Маль, В. П. Стригуцкий // Весці АН БССР. Сер. хім. нав. 1988. № 3. С. 101–105.
9. Гирина, Л. В. Изменение физико-химических свойств бурого угля при механических воздействиях различного характера / Л. В. Гирина, Л. В. Лукьяненко, Я. М. Амосова // Химия твердого топлива. 1991. № 5. С. 37–42.
10. Горовая, А. И. Гуминовые вещества. Строение, функции, механизм действия, протекторные свойства, экологическая роль / А. И. Горовая, Д. С. Орлов, О. В. Щербенко. Киев, 1995.
11. Григорьева, З. В. Физико-химическое исследование взаимодействия гуминовых кислот с солями металлов / З. В. Григорьева, Р. П. Королева, Н. К. Ларина // Химия твердого топлива. 1976. № 2. С. 70–76.
12. Дударчик, В. М. Механизм сверхэквивалентного связывания меди гуминовыми кислотами торфа / В. М. Дударчик, С. И. Коврик, С. Г. Прохоров // Химия твердого топлива. 1999. № 5. С. 31–36.
13. Дударчик, В. М. О роли водородных связей в формировании парамагнетизма гуминовых кислот / В. М. Дударчик, С. Г. Прохоров, Т. П. Смычник // Коллоидный журнал. 1997. Т. 59, № 3. С. 313–316.
14. Дударчик, В. М. Состав и свойства продуктов электролиза гуминовых кислот торфа / В. М. Дударчик, В. П. Стригуцкий, А. А. Терентьев // Весці АН Беларусі, сер. хім. науки. 1995. № 4. С. 48–52.
15. Касаточкин, В. И. Строение и свойства природных углей / В. И. Касаточкин, Н. К. Ларина. М., 1975.
16. Кац, Е. А. Фуллерены – молекулы чистого углерода / Е. А. Кац // Энергия. 2002. № 3. С. 25–32.

17. Кухаренко, Т. А. Еще раз о гуминовых кислотах / Т. А. Кухаренко // Химия твердого топлива. 1993. № 3. С. 3–8.
18. Ларина, Н. К. Гуминовые вещества / Н. К. Ларина, В. И. Касаточкин // Сб. Структурная химия углерода и углей. М., 1969. С. 249–256.
19. Лебедев, Я. С. ЭПР и релаксация стабилизированных радикалов / Я. С. Лебедев, В. И. Муромцев. М., 1972.
20. Лиогонький, Б. И. Роль непарамагнитных ионов металлов в формировании парамагнетизма полисопряженных структур / Б. И. Лиогонький, И. И. Лиштван, Л. С. Любченко // Докл. АН СССР. 1986. Т. 288, № 6. С. 1411–1415.
21. Лиштван, И. И. Коллоидная модель сверхэквивалентной сорбции меди гуминовыми кислотами / И. И. Лиштван, В. М. Дударчик, С. И. Коврик // Коллоидный журнал. 2009. Т. 71, № 9. С. 229–232.
22. Лиштван, И. И. О природе «кислородного эффекта» в спектрах ЭПР карбонизованных материалов / И. И. Лиштван, В. К. Жуков, Н. Т. Картель // Химия твердого топлива. 1999. № 4. С. 50–57.
23. Лиштван, И. И. Гуминовые кислоты. Взаимодействие с ионами металлов, особенности структуры и свойств металлгуминовых комплексов / И. И. Лиштван, Ф. Н. Капуцкий, Ю. Г. Янuta // Химия в интересах устойчивого развития. 2006. Т. 14, № 4. С. 391–397.
24. Лиштван, И. И. Спектральные исследования фракций гуминовых кислот / И. И. Лиштван, Ф. Н. Капуцкий, Ю. Г. Янuta // Химия твердого топлива. 2006. № 4. С 3–11.
25. Лиштван, И. И. Физико-химическая механика гуминовых веществ / И. И. Лиштван, Н. Н. Круглицкий, В. Ю. Третинник. Минск, 1976.
26. Лиштван, И. И. Физико-химические основы синергизма защитных свойств композиций маслорастворимых поверхностно-активных веществ (ПАВ) / И. И. Лиштван, Л. П. Майко, В. П. Стригуцкий // Докл. НАН Беларуси. 2008. Т. 52, № 6. С. 56–62.
27. Лиштван, И. И. Ассоциативная природа парамагнетизма гуминовых кислот / И. И. Лиштван, В. П. Стригуцкий // Коллоидная химия в решении проблем охраны окружающей среды. Тез. докл. Междунар. конф. Минск, 1984. С. 136–139.
28. Лиштван, И. И. Новые принципы моделирования структуры гуминовых кислот / И. И. Лиштван, В. П. Стригуцкий, Н. Н. Бамбалов // Весці АН БССР, сер. хім. нав. 1990. № 4. С. 7–10.
29. Лиштван, И. И. О связи парамагнетизма и биологической активности природных низкомолекулярных образований / И. И. Лиштван, В. П. Стригуцкий, Е. Ф. Долидович // Журнал физической химии. 1990. Т. 64, № 9. С. 2493–2497.
30. Лиштван, И. И. О природе парамагнетизма органической части природных высокомолекулярных образований / И. И. Лиштван, В. П. Стригуцкий, Ю. Ю. Навоша // Докл. АН БССР. 1983. Т. 27, № 3. С. 240–243.
31. Лиштван, И. И. Трансформация систем полисопряжения гуминовых веществ каустобиолитов в процессе их метаморфизма / И. И. Лиштван, В. П. Стригуцкий, Ю. Г. Янuta // Химия твердого топлива. 2012. № 3. С 14–19.
32. Лиштван, И. И. Физико-химические основы технологии торфяного производства / И. И. Лиштван, А. А. Терентьев, Е. Т. Базин. Минск, 1983.
33. Лиштван, И. И. О механизмах сорбции газообразного аммиака торфом / И. И. Лиштван, А. Э. Томсон, Е. Н. Великая // Химия твердого топлива. 2006, № 3. С. 33–42.
34. Лукошко, Е. С. Влияние условий гумификации на состав органического вещества растений-торфообразователей / Е. С. Лукошко, Н. Н. Бамбалов, А. В. Хоружик // Заповедники Белоруссии. 1988. Вып. 12. С. 95–102.
35. Магрупов, М. А. Полупроводниковые пирополимеры / М. А. Магрупов // Успехи химии. 1981. Т. 50. № 11. С. 2106–2131.
36. Мамылов, С. Г. Моделирование механохимических превращений гуминовых реагентов / С. Г. Мамылов, С. И. Ломовский, Н. В. Юдина // Тр. IV Всероссийской конф. Гуминовые вещества в биосфере. Спб., 2007. С. 167–173.
37. Марыганова, В. В. Особенности молекулярной структуры фульвокислот и водорастворимых продуктов окислительной деструкции гуминовых кислот торфа / В. В. Марыганова, Н. Н. Бамбалов, В. В. Стригуцкий // Тр. IV Всероссийской конф. Гуминовые вещества в биосфере. Спб., 2007. С. 173–179.
38. Навоша, Ю. Ю. ЭПР-спектроскопические исследования строения полисопряженных природных (гуминовые кислоты) и синтетических макромолекулярных образований и их модификаций с металлами / Ю. Ю. Навоша : автореф. дис. ... канд. физ.-мат. наук. М., 1982.
39. Наумова, Г. В. О взаимосвязи между молекулярной структурой и биологической активностью гуминовых кислот / Г. В. Наумова, В. П. Стригуцкий, Н. А. Жмакова // Химия твердою топлива. 2001. № 2. С. 3–13.
40. Орлов, Д. С. Почвенные фульвокислоты: история их изучения, значение и реальность / Д. С. Орлов // Почвоведение. 1999, № 9. С. 1165–1171.
41. Попков, А. В. Комплект индикаторов для ЭПР-спектроскопии / А. В. Попков, В. Ф. Стельмах, В. П. Стригуцкий // Информ. листок о научно-техническом достижении. 1987. № 87–50.
42. Соколов, Г. А. Экологические аспекты воздействия аммиачной селитры на молекулярную структуру гуминовых кислот торфяной почвы / Г. А. Соколов, Т. А. Шатихина, С. Г. Прохоров // Весці АН РБ. 1998. № 3. С. 57–61.
43. Стельмах, В. Ф. Влияние кислорода на парамагнитные свойства фуллереноподобных структур / В. Ф. Стельмах, Л. В. Стригуцкий, Э. М. Шпилевский // Фуллерены и фуллереноподобные структуры. Сб. научн. тр. Мн., 2000. С. 98–105.
44. Стригуцкий, В. П. Особенности ЭПР-спектроскопии природных высокомолекулярных соединений // Химия твердого топлива. 1981. № 5. С. 21–27.

45. Стригуцкий, В. П. О наличии графитоподобных и фуллереноподобных структур в торфах / В. П. Стригуцкий, Н. Н. Бамбалов, В. М. Дударчик // Физика и химия торфа в решении проблем экологии. Тез. докл. Междунар. симп. Минск, 2002. С. 52–54.
46. Стригуцкий, В. П. Подобие структур ароматического ядра нативного гуминового комплекса и препаратов гуминовых кислот / В. П. Стригуцкий, Н. Н. Бамбалов, В. В. Смирнова // Химия твердого топлива. 1996, № 6. С. 29–32.
47. Стригуцкий, В. П. О связи собственного парамагнетизма с молекулярной жесткостью / В. П. Стригуцкий, С. Г. Прохоров, П. И. Белькевич // Докл. АН СССР. 1984. Т. 278, № 4. С. 930–933.
48. Темерова, Г. П. Структурные особенности самовозгорающихся углей Донбасса / Г. П. Темерова : автореф. дис. ... канд. техн. наук. М., 1986.
49. Терентьев, В. А. Термодинамика водородной связи / В. А. Терентьев. Саратов, 1983.
50. Терентьев, А. А. Об эффективности межмолекулярных взаимодействий в торфоугольных композициях по данным ЭПР-спектроскопии / А. А. Терентьев, В. П. Стригуцкий, С. Г. Прохоров // Химия твердого топлива. 1994. № 1. С. 26–29.
51. Тишкович, А. В. Теория и практика аммонизации торфа / А. В. Тишкович. Минск, 1972.
52. Томсон, А. Э. О механизмах поглощения газообразного аммиака композиционными материалами на основе торфа / А. Э. Томсон, Т. В. Соколова, В. П. Стригуцкий // Природопользование. 2005. Вып. 11. С. 180–185.
53. Черепанова, Е. С. Влияние непарамагнитных ионов  $\text{Ca}^{2+}$  на параметры спектров ЭПР Иршаг-Бородинского угля / Е. С. Черепанова, Л. С. Любченко, В. П. Стригуцкий // Химия твердого топлива. 1985. № 6. С. 15–19.
54. Adashkevich, S. Role of coal structure in gas-dynamic phenomena / S. Adashkevich [et al.] // Polish journal of applied chemistry. 2000. V. 44, № 2–3. P. 139–144.
55. Felbeck G. T. Studies on the high pressure hydrogenolysis of the organic matter from a musk soil / G. T. Felbeck // Soil Science Society America Proceedings. 1963. V. 29, № 1. P. 18–35.

**Институт природопользования НАН Беларуси**

Поступила в редакцию 9.09.2013 г.

*И. И. Лиштван, В. П. Стригуцкий*

#### **ПРИНЦИПИАЛЬНЫЕ АСПЕКТЫ ЭПР-СПЕКТРОСКОПИИ ГУМУСОВЫХ ОБРАЗОВАНИЙ**

Статья посвящена анализу полученных в Институте природопользования НАН Беларуси результатов по ЭПР-спектроскопии гумусовых образований. Раскрыты проблемы использования метода ЭПР для исследования таких сложных объектов.

Вследствие бесструктурности спектров ЭПР гумусовых образований необходимо исследование релаксационных параметров обуславливающих их ПМЦ («нелинейная» ЭПР-спектроскопия). Доказано, что основной парамагнетизм обязан ароматическим системам полисопряжения, семихинонныe же радикалы образуются лишь в щелочной среде. Установлена стабильность и воспроизводимость молекулярной структуры ароматического ядра ГК. Обоснованы механизмы влияния минеральных соединений на спектры ЭПР гумусовых образований. Разработаны экспресс-методики контроля их качества и прогнозирования экологически опасных явлений. Предложены новые области практического использования гуминовых препаратов.

*I. I. Lishtvan, V. P. Strigutsky*

#### **BASIC ASPECTS OF EPR-SPECTROSCOPY OF HUMIC FORMATIONS**

The article deals with analysis of obtained results of EPR-spectroscopy of humic formations. Problems of EPR method application to investigate such difficult objects are opened.

Due to lack of structure of EPR spectra of humic formations a research of relaxating parameters causing their PMC («nonlinear» EPR-spectroscopy) is necessary. It is proved, that the basic paramagnetism is due to aromatic systems of poly-conjugation, yet semi-honic radicals are formed only in alkaline medium. A stability and reproducibility of molecular structure of aromatic HA kernel is found. Mechanisms of influence of mineral compounds on the EPR spectra of humic formations are proved. An express techniques to control their quality and to forecast ecologically dangerous phenomena are developed. New spheres of practical humic preparations application are offered.

УДК 631.417.2:543.422.25

**В. В. Марыганова, Л. В. Шайдак, Е. Д. Скаковский, Л. Ю. Тычинская**

## ИЗУЧЕНИЕ ЛИПИДОВ ГЕКСАНОВЫХ ЭКСТРАКТОВ ПОЧВ ПОД ЛЕСОПОЛОСАМИ РАЗЛИЧНОГО ВОЗРАСТА МЕТОДОМ ЯМР-СПЕКТРОСКОПИИ

С применением метода  $^1\text{H}$  и  $^{13}\text{C}$  ЯМР-спектроскопии проведено сравнительное изучение состава липидов, выделенных *n*-гексаном из почв под лесополосами различного возраста и прилегающих к ним пахотных полей в агроландшафте. Полученные данные свидетельствуют о том, что липиды почвы под лесополосой, заложенной 200 лет назад, претерпели наиболее выраженные биохимические и химические трансформации (окисление, гидролиз, полимеризацию) с накоплением стабильных соединений и разрушением антропогенных загрязнителей (сложных эфиров о-фталевой кислоты) по сравнению с липидами почвы под лесополосой 14-летнего возраста и почве прилегающих пахотных полей.

Важными компонентами почвенного органического вещества (ПОВ) являются свободные липиды, которые экстрагируют непосредственно из почвы малополярными органическими растворителями или их смесями (гексаном, бензолом, хлороформом, спирто-бензолом и др.) [4, 8, 17]. Липидная фракция составляет всего несколько процентов ПОВ, однако играет значительную роль в его превращениях и свойствах, а также может служить диагностическим индексом биологической активности почв [1, 12, 17]. Данные о содержании и составе липидной фракции могут быть использованы при исследовании загрязнения почв некоторыми органическими веществами [10]. Кроме того, присутствующие в почве липидные соединения могут уменьшать сорбционную способность почв по отношению к определенным ароматическим загрязнителям, блокируя сорбционные центры ПОВ [2, 6].

Основными источниками поступления липидов в почву являются растительный опад и, в меньшей мере, отмершие микроорганизмы [1, 8, 18]. Содержание и состав липидов зависят, главным образом, от количества и состава растительных остатков, а также от условий их образования [1, 5]. Изучение содержания и состава почвенных липидов важно для понимания процессов их функционирования и трансформации в почве, их роли в образовании стабильного органического вещества (ОВ) [12].

Большинство исследований по составу почвенных липидов проводится с применением хромато-масс-спектрометрии [5, 9, 14, 15, 18]. Количество работ по изучению липидной фракции почвы методом ЯМР-спектроскопии ограничено [2, 3, 11], хотя этот недеструктивный метод позволяет проанализировать липидную фракцию в целом, а не только ее летучие составляющие.

Цель данной работы – сравнительное изучение с применением метода  $^1\text{H}$  и  $^{13}\text{C}$  ЯМР-спектроскопии состава липидов, выделенных *n*-гексаном из почвы под лесополосами различного возраста и примыкающих к ним пахотных

полей, для лучшего понимания роли липидов в функционировании лесополос в качестве биогеохимических барьера в агроландшафте.

Исследования были проведены на территории агроландшафтного парка около г. Турев (40 км к югу от г. Познань, Великопольская равнина, Польша); 70 % этой территории составляют пахотные поля, 14 % – лесополосы и небольшие засаженные лесом участки. Одна из лесополос имеет возраст около 200 лет (старая), вторая – 14 лет (молодая). Старая лесополоса состоит из *Robinia pseudoacacia* с примесью *Quercus petrea* и *Quercus robur*. Ее ширина 36 м и протяженность 2 км. Молодая лесополоса шириной 30 м и длиной 400 м засажена *Quercus petrea*, *Quercus robur*, *Larix decidua*, *Pinus silvestris*, *Sorbus aucuparia* и другими видами деревьев (всего 24 вида).

Пробы почв отобраны в 10 точках поверхностных горизонтов (0–20 см) в середине лесополос и в 100 м от лесополос в примыкающих к ним пахотных полях. Из полученного почвенного материала созданы средние пробы, которые были высушены на воздухе и просеяны через сито с диаметром 1 мм. В исследуемых образцах почв определяли  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  потенциометрическим титрованием в растворе 1 н  $\text{KCl}$  (соотношение почва : раствор 1:2,5). Содержание общего органического углерода  $\text{C}_{\text{opr}}$  в почвах определяли на анализаторе TOC 5050 (Shimadzu, Япония). Для оценки содержания углерода водорастворимого ОВ  $\text{C}_{\text{BOW}}$  почвенные образцы кипятили в дистиллированной воде при 100 °C с обратным холодильником в течение 2 ч, затем водные экстракти фильтровали через бумажные фильтры и анализировали на анализаторе TOC 5050.

Липиды экстрагировали из образцов почв кипящим *n*-гексаном в аппарате Сокслета в течение 10 ч при соотношении почва : гексан 1:6. После удаления *n*-гексана в токе инертного газа определяли массу экстрагированных липидов и рассчитывали их содержание как отношение массы липидов к массе почвы.

Для записи  $^1\text{H}$  и  $^{13}\text{C}$  ЯМР-спектров липиды растворяли в дейтерированном хлороформе ( $\text{CDCl}_3$ ). Регистрацию спектров проводили на спектрометре AVANCE-500 (Bruker, Германия) в стандартных 5 миллиметровых ампулах. Рабочая частота для ядер  $^1\text{H}$  составляла 500 МГц,  $^{13}\text{C}$  – 126 МГц. Химические сдвиги линий регистрируемых соединений в протонных спектрах определяли, используя сигнал  $\text{CHCl}_3$  ( $\delta = 7,27$  м.д.) – примеси растворителя, а в углеродных спектрах –  $\text{CDCl}_3$  ( $\delta = 77,7$  м.д.). Накопление сигналов углеродных атомов проводили для каждого образца в течение 12 час. В аналогичных условиях были записаны спектры индивидуальных соединений различных классов: углеводородов, жирных спиртов, жирных кислот, смоляных кислот, простых и сложных эфиров, стероидов и глицеридов (моно-, ди- и три-) жирных кислот. Для идентификации

сигналов применяли также методику с использованием импульсной последовательности DEPT.

Как следует из данных табл. 1, все исследуемые почвы относятся к кислым. При этом значение рН почвы под молодой лесополосой выше, чем у почвы прилегающего пахотного поля. В противоположность тому почва под старой лесополосой является самой кислой, а почва прилегающего к ней пахотного поля характеризуется наименьшей кислотностью. Несмотря на различную кислотность, содержание органического углерода в почвах обоих пахотных полей практически одинаково. В течение 14 лет содержание  $C_{\text{орг}}$  в почве под молодой лесополосой увеличилось в 1,8 раза. Аккумуляция органического вещества в течение 200 лет в почве под старой лесополосой привела к увеличению содержания  $C_{\text{орг}}$  более чем в 12 раз.

**Таблица 1. Основные характеристики почв и содержание липидов в их гексановых экстрактах**

Почва	$\text{pH}_{\text{KCl}}$	$C_{\text{орг}}$	$C_{\text{ВОВ}}$	Содержание липидов, $\text{г}\cdot\text{кг}^{-1}$
		$\text{г}\cdot\text{кг}^{-1}$		
Лесополоса, 14 лет	4,56	8,3	0,76	0,5
Пахотное поле у лесополосы 14-летнего возраста	3,97	4,6	0,29	0,20
Лесополоса, 200 лет	3,42	55,2	3,10	2,40
Пахотное поле у лесополосы 200-летнего возраста	5,84	4,5	0,30	0,20

Содержание ВОВ в почве напрямую связано с ее микробиологической активностью [16]. Значения  $C_{\text{ВОВ}}$  в исследуемых образцах почв хорошо согласуются с содержанием  $C_{\text{орг}}$ . Наивысшим содержанием  $C_{\text{ВОВ}}$  и, следовательно, наивысшей микробиологической активностью характеризуется почва под старой лесополосой, несмотря на сильноискную реакцию среды. Содержание  $C_{\text{ВОВ}}$  в почве под молодой лесополосой в 4 раза, а в почвах обоих пахотных полей более чем в 10 раз ниже (см. табл. 1).

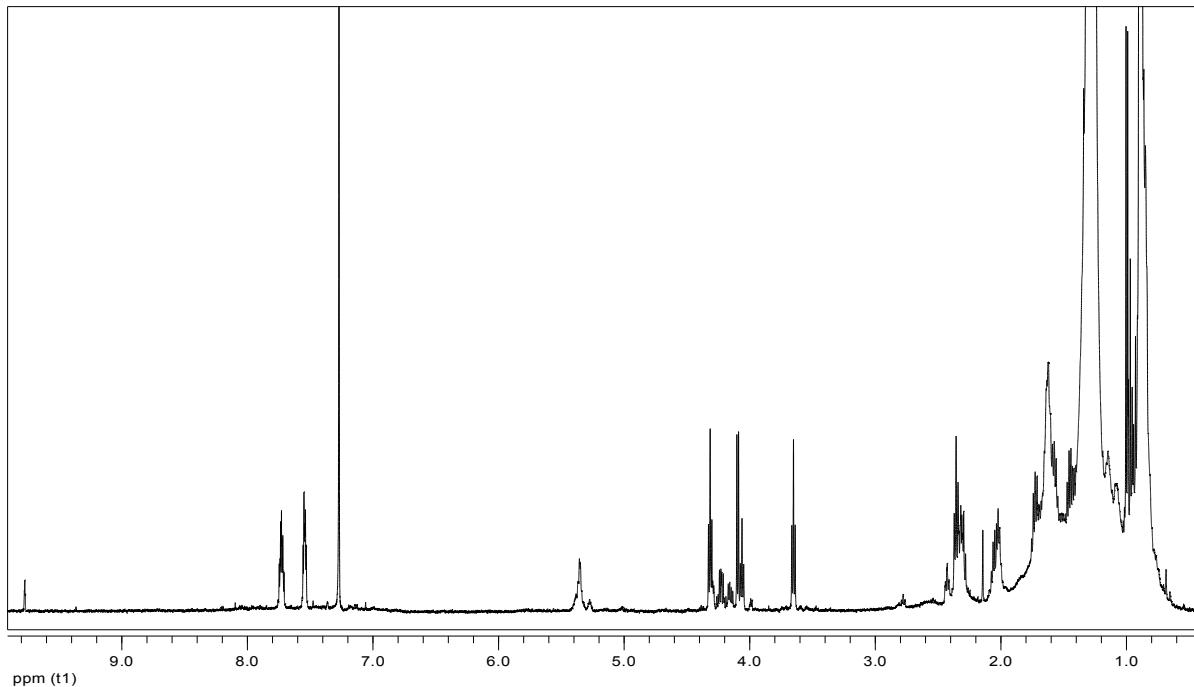
При идентичных условиях экстракции количество выделенных *n*-гексаном липидов одинаково для почв обоих пахотных полей и составляет 0,20 г/кг (см. табл. 1). Содержание липидов в гексановом экстракте почвы под молодой лесополосой в 2,5 раз выше, а в случае почвы под старой лесополосой – в 12 раз выше. Таким образом, содержание липидов в гексановых экстрактах исследуемых почв хорошо соотносится с общим содержанием в них органического углерода.

$^1\text{H}$  и  $^{13}\text{C}$  ЯМР-спектры экстрагированных *n*-гексаном липидов качественно подобны для всех исследуемых образцов, но отличаются интегральной интенсивностью линий, демонстрируя разное содержание отдельных соединений. Для примера на рис. 1 представлен  $^1\text{H}$  ЯМР-спектр липидов, выделенных из почвы пахотного поля, прилегающего к молодой лесополосе. От-

ражаемые в спектре линии свидетельствуют о том, что в составе исследуемых гексановых липидов присутствует сложная смесь органических соединений. Наиболее интенсивные линии (на рис. 1 приведены с большим усилением) характерны для насыщенных углеводородов – алканов: химические сдвиги  $\delta_{\text{CH}_2} = 1,62$  и 1,26 м.д.,  $\delta_{\text{CH}_3} = 0,89$  м.д. Эти химические сдвиги характерны и для атомов водорода метиленовых и метильных групп алифатических цепей жирных кислот, спиртов, альдегидов, простых и сложных эфиров (в том числе глицеридов жирных кислот). Дополнительно в  $^1\text{H}$  ЯМР-спектрах анализируемых гексановых экстрактов почв проявляются линии, характерные для следующих классов соединений. Жирные кислоты:  $\delta_{\text{CH}_2\text{COOH}} = 2,36$  м.д.; спирты:  $\delta_{\text{CH}_2\text{O}} = 3,65$  м.д.; альдегиды:  $\delta_{\text{CH}_2\text{O}} = 2,43$  м.д.,  $\delta_{\text{COH}} = 9,77$  м.д.; сложные эфиры:  $\delta_{\text{CH}_2\text{OCO}} = 4,05$  м.д.; триглицериды жирных кислот:  $\delta_{\text{CHO}} = 5,28$  м.д.,  $\delta_{\text{CH}_2\text{O}} = 4,26$  и 4,15 м.д.; ди- и моно-глицериды:  $\delta_{\text{CHO}} = 5,03$  м.д.,  $\delta_{\text{CH}_2\text{O}} = 4,22 \div 3,66$  м.д. Последние присутствуют в крайне незначительных количествах, так же как и  $\beta$ -ситостерин:  $\delta_{\text{CHO}} = 3,59$  м.д. Достаточно интенсивный сигнал в области двойных связей с максимумом при 5,36 м.д. свидетельствует о наличии непредельных жирных кислот как в свободном виде, так и в

составе сложных эфиров. Главным образом, это олеиновая кислота, что подтверждается спектрами  $^{13}\text{C}$  ЯМР исследуемых образцов. О присутствии в образцах небольшого количества ненасыщенной линолевой кислоты, имеющей в структуре две двойные связи, можно судить по характерному сигналу метиленовой группы, расположенной между двойными связями:  $\delta_{\text{CH}_2} = 2,78$  м.д. Относительное содержание ненасыщенных кислот в общем количестве жирных кислот, которое можно оценить по интегральным

интенсивностям соответствующих характерных линий, колеблется около 50 % для всех образцов, за исключением липидов, выделенных из почвы под старой лесополосой. Для них эта величина не превышает 10 %. В спектре липидов почвы под молодой лесополосой зарегистрированы также сигналы следовых количеств дегидроабиетиновой кислоты:  $\delta_{\text{CH}} = 7,18; 7,01; 6,88$  м.д., что, вероятно, связано с присутствием в данной лесополосе хвойных деревьев, и линии, характерные для простых эфиров:  $\delta_{\text{CH}_2\text{OCCH}_2} = 3,37$  м.д.

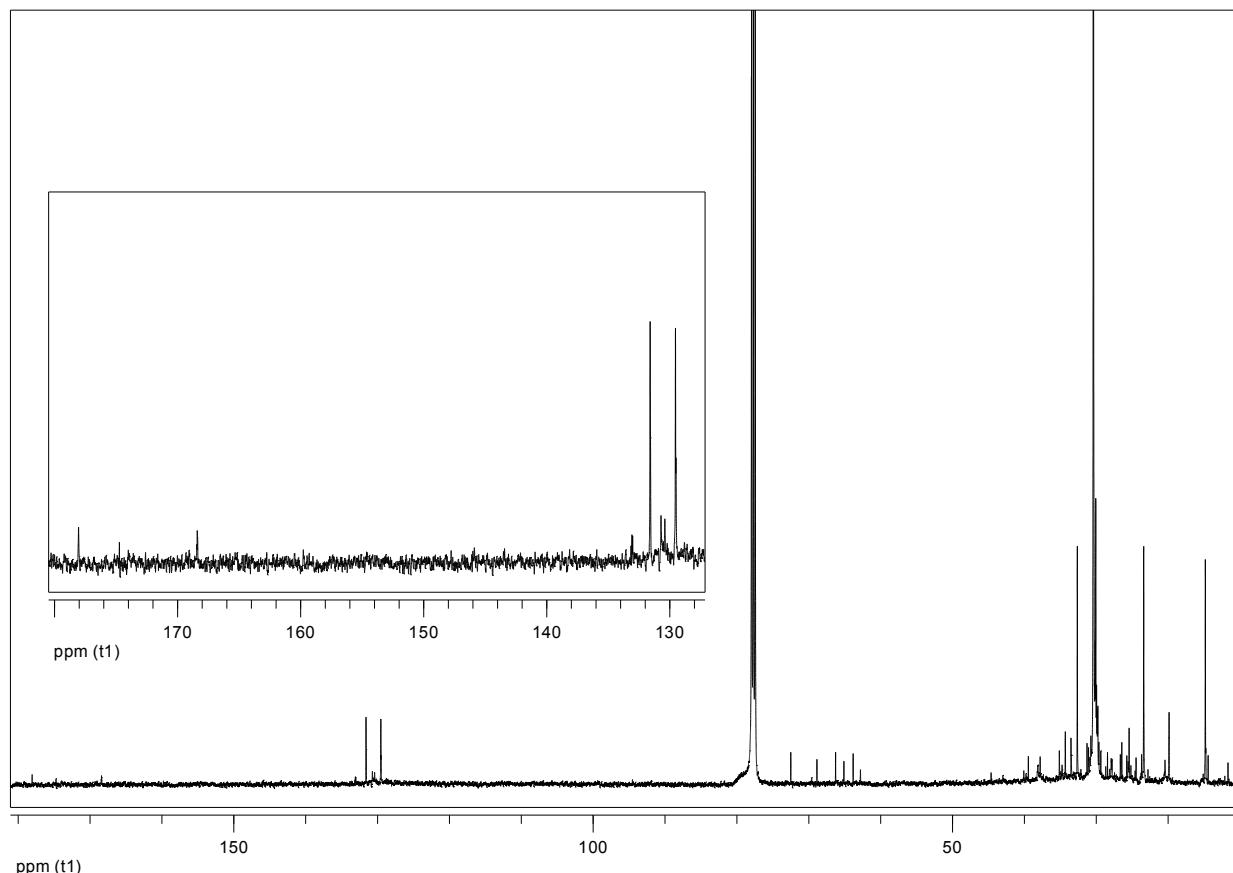


**Рис. 1.  $^1\text{H}$  ЯМР-спектр липидов, выделенных *n*-гексаном из почвы пахотного поля, прилегающего к лесополосе 14-летнего возраста**

Кроме того, в спектрах всех образцов присутствуют сигналы, относящиеся к эфирам офтальевой кислоты:  $\delta_{\text{CH}} = 7,72$  и  $7,54$  м.д. нормального ( $\delta_{\text{CH}_2\text{O}} = 4,32$ ) и  $\beta$ -разветвленного строения ( $\delta_{\text{CH}_2\text{O}} = 4,10$  и  $4,22$  м.д.). Экологический мониторинг, проведенный авторами работы [10], показал, что эфиры офтальевых кислот, широко использующиеся в качестве пластификаторов, могут присутствовать в почвах, куда они попадают из воздушных и водных бассейнов. В области  $6,8$ – $8,2$  м.д. проявляются также малоинтенсивные сигналы других ароматических соединений, содержание которых по сравнению с о-фталатами незначительно.

$^{13}\text{C}$  ЯМР-спектры экстрактов исследуемых почв также демонстрируют преобладание нормальных парафинов во всех исследованных образцах липидов. На рис. 2 для примера представлен  $^{13}\text{C}$  ЯМР-спектр липидов, выделенных из почвы пахотного поля, прилегающего к молодой лесополосе. Наиболее интенсивные линии ха-

рактерны для насыщенных углеводородов:  $\delta_{\text{CH}_2} = 32,64; 30,41; 30,07; 23,40$  м.д.;  $\delta_{\text{CH}_3} = 14,81$  м.д. Кроме того, в спектрах наблюдаются сигналы жирных спиртов:  $\delta_{\text{CH}_2\text{OH}} = 63,82$  м.д.,  $\delta_{\text{CH}_2} = 33,46; 32,64; 30,39; 30,36; 30,31; 30,14; 26,45; 23,40$  м.д. и  $\delta_{\text{CH}_3} = 14,78$  м.д.; жирных кислот:  $\delta_{\text{COOH}} = 178,05$  м.д.,  $\delta_{\text{CH}=\text{CH}} = 130,71$  и  $130,40$  м.д. (атомы С двойной связи олеиновой кислоты),  $\delta_{\text{CH}_2} = 34,79 \dots; 27,91; 27,84; 25,35$  м.д.; жирных альдегидов:  $\delta_{\text{COH}} = 203,67$  м.д.,  $\delta_{\text{CH}_2\text{COH}} = 37,80$  м.д., сложных эфиров:  $\delta_{\text{COO}} = 174,73$  м.д.,  $\delta_{\text{CH}_2\text{O}} = 65,11$  м.д.,  $\delta_{\text{CH}_2} = 35,14; 32,64; \dots 26,64; 25,44$  и  $23,40$  м.д., а также слабые сигналы глицеридов жирных кислот. Спектры на ядрах углерода подтверждают присутствие в смеси сложных эфиров о-фталевой кислоты:  $\delta_{\text{COO}} = 168,40$  м.д.,  $\delta_{\text{CH}_2\text{O}} = 72,49$  и  $66,26$  м.д. и атомы углерода ароматических колец –  $\delta_{\text{C}} = 133,07$  и  $133,02$  м.д.,  $\delta_{\text{CH}} = 131,59$  и  $129,54$  м.д.

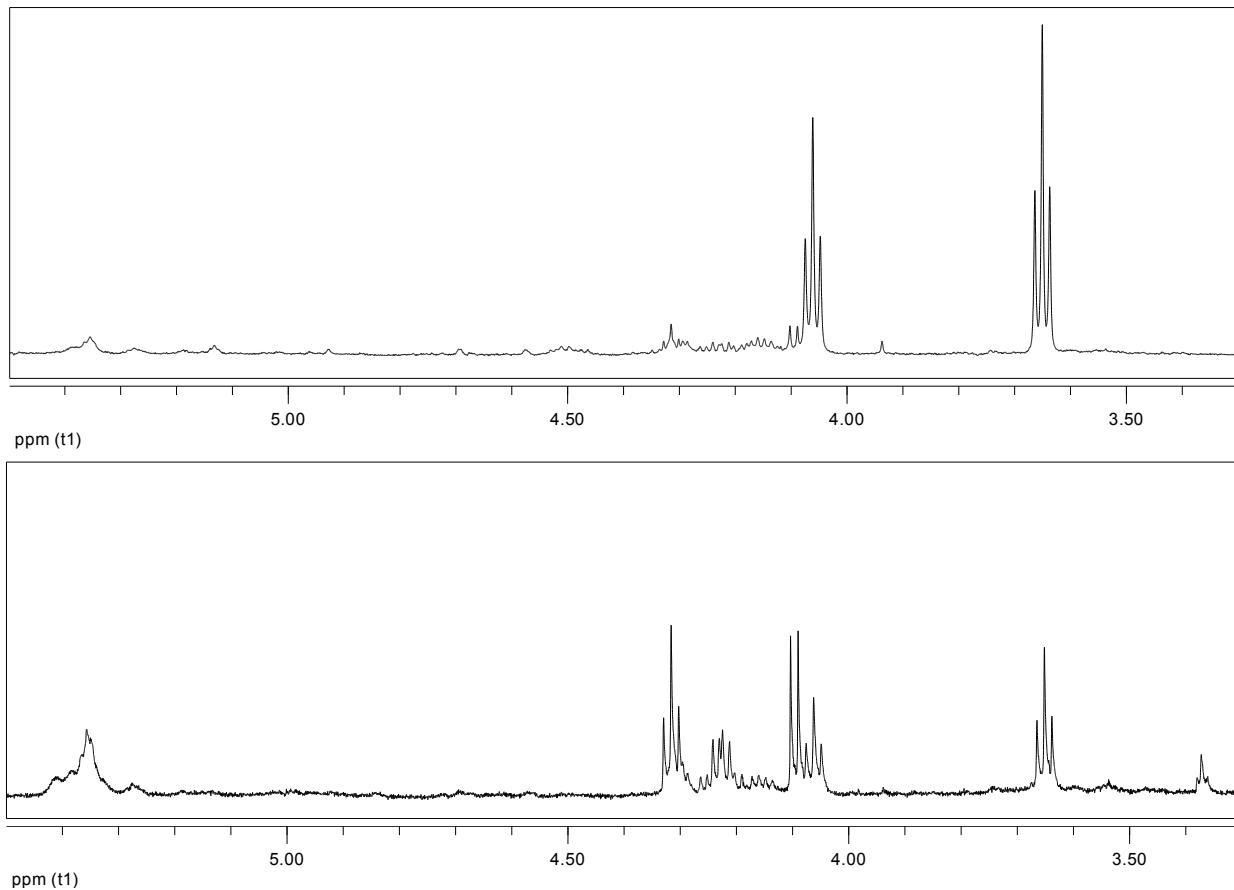


**Рис. 2.  $^{13}\text{C}$  ЯМР-спектр липидов, выделенных *n*-гексаном из почвы пахотного поля, прилегающего к лесополосе 14-летнего возраста**

На рис. 3 с большим усилением приведены идентичные области (3,3–5,5 м.д.) протонных спектров липидов, экстрагированных из почв под молодой и старой лесополосами. Судя по этим спектрам, по сравнению с липидами из почвы под молодой лесополосой, в липидах из почвы под старой лесополосой при максимальном относительном содержание жирных кислот (табл. 2) количество ненасыщенных жирных кислот (сигнал при 5,36 м.д.) значительно меньше. Кроме того, в протонном спектре липидов из почвы под старой лесополосой отсутствует тройплет протонов  $\text{CH}_2\text{O}$ -группы простых эфиров (3,37 м.д.), но увеличиваются интенсивности сигналов сложных эфиров (4,05 м.д.) и спиртов (3,65 м.д.), что отражается в увеличении их относительного содержания (см. табл. 2). Интересно отметить, что в спектре липидов из почвы под старой лесополосой линии эфиров о-фталевой кислоты (мультиплетные сигналы при 4,32, 4,22 и 4,10 м.д.) имеют очень низкую интенсивность, указывая на их минимальное содержание.

Таким образом,  $^1\text{H}$  и  $^{13}\text{C}$  ЯМР-спектры исследованных образцов липидов свидетельствуют

о преимущественном содержании в них насыщенных углеводородов. Оценка их молярного содержания, проведенная на основании спектральных данных, приводит к следующим результатам. Количество алканов в липидной фракции почвы пахотного поля у молодой лесополосы составляет около 60 %, у старой – около 70 %. Липиды почвы под молодой лесополосой содержат приблизительно 75 % парафиновых углеводородов, а наибольшее их количество содержится в гексановом экстракте почвы под старой лесополосой – более 80 %. Это связано с тем, что остатки древесных растений, более многочисленные в почве под старой лесополосой, имеют повышенное содержание алкильного углерода, аккумулирующегося в почвах, по сравнению с остатками сельскохозяйственных растений [12]. Кроме того, насыщенные углеводороды липидной фракции почвы под старой лесополосой представлены преимущественно более высокомолекулярными и трудно растворимыми соединениями по сравнению с другими исследуемыми образцами, что свидетельствует о развитых процессах полимеризации.



**Рис. 3.**  $^1\text{H}$  ЯМР-спектры (область 3,3–5,5 м.д.) липидов, выделенных *n*-гексаном из почв под лесополосами 14-летнего возраста (внизу) и 200-летнего возраста (вверху)

**Таблица 2.** Соотношения (мольные %) некоторых идентифицированных классов соединений в липидах, выделенных *n*-гексаном из исследуемых почв (при расчетах их суммарное количество принято за 100 %)

Почва	Жирные кислоты	Сложные эфиры жирных кислот	Жирные альдегиды	Жирные спирты	Триглицериды жирных кислот	o-Фталаты
Лесополоса, 14 лет	35	11	15	14	6	19
Пахотное поле у лесополосы 14-летнего возраста	31	11	12	16	7	23
Лесополоса, 200 лет	38	19	14	23	3	3
Пахотное поле у лесополосы 200-летнего возраста	21	10	11	16	5	37

Вторым наиболее представительным классом органических соединений, определенным в гексановых экстрактах исследуемых почв, являются жирные кислоты, относительное содержание которых составляет 21–38 мольных % в ряду соединений, представленных в табл. 2. Несмотря на одинаковое содержание липидов в почвах обоих прилегающих к лесополосам пахотных полей (см. табл. 1), относительное содержание жирных кислот в липидах пахотного поля у молодой лесополосы в 1,5 раза выше, чем в липидах, выделенных из пахотного поля у старой лесополосы (см. табл. 2). Относительное содержание

жирных кислот в липидной фракции почвы под молодой лесополосой несколько выше, чем в почве прилегающего пахотного поля, а относительное количество жирных кислот в составе липидов почвы под старой лесополосой в 1,8 раз выше по сравнению с липидной фракцией прилегающего пахотного поля.

Как следует из данных табл. 2, относительное содержание сложных эфиров жирных кислот в составе липидной фракции почвы под старой лесополосой почти в 2 раза выше по сравнению с другими образцами липидов, что свидетельствует о более развитых процессах

поликонденсации. В липидах почвы под старой лесополосой обнаружено также самое высокое относительное содержание жирных спиртов и наименьшее относительное количество триглицеридов жирных кислот, что указывает на высокую степень деструкции жиров.

Сложные эфиры о-фталевой кислоты присутствуют в липидной фракции всех исследуемых почв, но в разных количествах. Наибольшее их относительное содержание найдено в составе липидов пахотного поля у старой лесополосы, а наименьшее – в почве под старой лесополосой. Относительное содержание о-фталатов в липидах почвы под молодой лесополосой также несколько ниже по сравнению с прилегающим пахотным полем.

Таким образом, липидная фракция почвы под старой лесополосой содержит наибольшее количество насыщенных углеводородов, жирных спиртов, кислот и их сложных эфиров и наименьшее количество легкоокисляемых непредельных жирных кислот (олеиновой и линолевой), простых эфиров и триглицеридов жирных кислот. По-видимому, в почве под старой лесополосой, аккумулировавшей за 200 лет значительное количество ОВ и, в частности, липидов, более развиты процессы окисления, гидролиза и полимеризации. Известно, что алкильный углерод в виде полиметиленовых соединений является наиболее стабильным и накапливается в почвах [12]. Устойчивые алифатические полимеры могут образовываться в почвах также при окислительной полимеризации липидов (преимущественно ненасыщенных) [7]. Следовательно, самое высокое содержание насыщенных углеводородов и самое низкое количество непредельных жирных кислот в липидах почвы под лесополосой, заложенной 200 лет назад, свидетельствуют о далеко прошедшей трансформации липидов с накоплением стабильных соединений. Интересно отметить, что гуминовые кислоты, выделенные из почвы под данной лесополосой, также характеризуются самым высоким содержанием алкильного углерода (наряду с ароматическим) и вследствие этого высокой степенью гидрофобности и соответственно стабильности [13].

Кроме того, в липидах почвы под старой лесополосой обнаружено минимальное количество антропогенных загрязнителей – сложных эфиров о-фталевой кислоты. По-видимому, они

более легко подвергаются деструкции в почве с высокой биологической активностью.

Липидная фракция почвы под молодой лесополосой, заложенной 14 лет назад, по своему составу напоминает липиды, выделенные из почвы прилегающего пахотного поля, однако содержит несколько более высокие относительные количества насыщенных углеводородов, жирных кислот и альдегидов и имеет более низкую концентрацию о-фталатов. Кроме того, в ней присутствуют следы дегидроабиетиновой кислоты, обусловленные вкладом липидов растущих в этой лесополосе сосновых деревьев (*Pinus silvestris*).

### Выводы

1. Содержание липидов, экстрагированных *n*-гексаном из почв под лесополосами различного возраста и прилегающих к ним пахотных полей, коррелирует с содержанием в них органического углерода и максимально в почве под лесополосой, заложенной 200 лет назад.

2. По данным  $^1\text{H}$  и  $^{13}\text{C}$  ЯМР-спектроскопии в гексановых экстрактах всех исследуемых почв в наибольшем количестве обнаружены насыщенные углеводороды (60–80 %), а также соединения следующих классов: жирные кислоты, альдегиды и спирты, простые и сложные эфиры, включая моно-, ди- и триглицериды жирных кислот, стероиды, смоляные кислоты. Кроме того, во всех экстрактах найдены сложные эфиры о-фталевой кислоты, являющиеся антропогенными загрязнителями почв.

3. Липидная фракция почвы под лесополосой 200-летнего возраста содержит наибольшее количество насыщенных углеводородов, жирных спиртов и кислот, а также их сложных эфиров, и минимальное количество непредельных олеиновой и линолевой кислот, простых эфиров и триглицеридов жирных кислот, кроме того, о-фталатов среди всех исследованных образцов.

4. Полученные данные свидетельствуют о том, что липиды почвы под лесополосой, заложенной 200 лет назад, претерпели наиболее выраженные биохимические и химические трансформации (окисление, гидролиз, полимеризацию) с накоплением стабильных соединений и разрушением антропогенных загрязнителей (сложных эфиров о-фталевой кислоты) по сравнению с липидами почвы под лесополосой 14-летнего возраста и почв прилегающих пахотных полей.

### Л и т е р а т у р а

1. Фридланд, Е. В. Некоторые особенности почвенных липидов в связи с экологическими условиями / Е. В. Фридланд // Почвоведение. 1982. № 2. С. 38–46.
2. Ahangar, A. G. The effect of lipids on the sorption of diuron and phenanthrene in soils / A. G. Ahangar [et al.] // Chemosphere. 2009. Vol. 74. P. 1062–1068.
3. Almendros, G.  $^{13}\text{C}$ -NMR of forest soil lipids / G. Almendros [et al.] // Soil Sci. 2001. Vol. 166. P. 186–196.

4. Bergman, W. Geochemistry of lipids / W. Bergman ; editor I. A. Breger // Org. Geochem. Pergamon, New-York, 1963. P. 503–542.
5. Bull, I. D. Organic geochemical studies of soils from the Rothamsted classical experiments – V. The fate of lipids in different long-term experiments / I. D. Bull [et al.] // Org. Geochem. 2000. Vol. 31. P. 389–408.
6. Chilom, G. The influence of lipids on the energetics of uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons by natural organic matter / G. Chilom, S. D. Kohl, J. A. Rice // J. Environ. Qual. 2005. Vol. 34. P. 1055–1062.
7. de Leeuw, J. W. On the origin of sedimentary aliphatic macromolecules: a comment on recent publications by Gupta et al. / J. W. de Leeuw // Org. Geochem. 2007. Vol. 38. P. 1585–1587.
8. Dinel, H. Soil lipids: origin, nature, content, decomposition and effect on soil physical properties / H. Dinel, M. Schnitzer, G. R. Mehuys ; editors J. M. Bollag, G. Stozky // Soil Biochemistry. 1990. Vol. 6. P. 397–429.
9. Jeannotte, R. Pyrolysis-mass-spectrometry and gas chromatography-flame ionization detection as complementary tools for soil lipid characterization / R. Jeannotte [et al.] // J. Anal. Appl. Pyrolysis. 2011. Vol. 90. P. 232–237.
10. Kiang, P. H. Development of screening method for the determination of 49 priority pollutants in soil / P. H. Kiang, R. L. Grob // J. Environ. Sci. and Health. 1986. Vol. A 21. No 1. P. 15–53.
11. Lodygin, E. D. Influence of soil moisture and  $^{13}\text{C}$  NMR profiles of lipids in three Albeluvisols / E. D. Lodygin, V. A. Beznosikov // Geoderma. 2005. Vol. 127. P. 251–262.
12. Lorenz, K. Strengthening the soil organic carbon pool by increasing contribution from recalcitrant aliphatic bio(macro)molecules / K. Lorenz [et al.] // Geoderma. 2007. Vol. 142. P. 1–10.
13. Maryanova, V. Hydrophobic and hydrophilic properties of humic acids from soils under shelterbelts of different age / V. Maryanova, L. W. Szajdak, L. Yu. Tychinskaya // Chemistry and Ecology. 2010. Vol. 26. Supplement 2. P. 25–33.
14. Naafs, D. F. W. Solvent extractable lipids in an acidic andic forest soil; variations with depth and season / D. F. W. Naafs [et al.] // Soil Biol. Biochem. 2004. Vol. 36. P. 297–308.
15. Nierop, K. G. J. Origin, occurrence and fate of extractable lipids in Dutch coastal dune soils along pH gradient / K. G. J. Nierop, D. F. W. Naafs, P. F. van Bergen // Org. Geochem. 2005. Vol. 36. P. 555–566.
16. Smolander, A. Soil microbial activities and characteristics of dissolved organic C and N in relation to tree species / A. Smolander, V. Kitunen // Soil Biol. Biochem. 2002. Vol. 34. P. 651–660.
17. Stevenson, F. J. Soil Lipids / F. J. Stevenson // Humus Chemistry. Genesis, Composition, Reactions. Wiley, New York, 1982. P. 172–194.
18. van Bergen, P. F. Organic geochemical studies of soils from Rothamsted Classical Experiments. – Total lipid extracts, solvent insoluble residues and humic acids from Broadbalk Wilderness / P. F. van Bergen [et al.] // Org. Geochem. 1997. Vol. 20. No ½. P. 117–135.

**Институт природопользования НАН Беларуси,  
Институт сельскохозяйственной и лесной  
окружающей среды ПАН, г. Познань (Польша),  
Институт физико-органической химии НАН Беларуси**

Поступила в редакцию 02.07.2013 г.

**В. В. Марыганова, Л. В. Шайдак, Е. Д. Скаковский, Л. Ю. Тычинская**

### **ИЗУЧЕНИЕ ЛИПИДОВ ГЕКСАНОВЫХ ЭКСТРАКТОВ ПОЧВ ПОД ЛЕСОПОЛОСАМИ РАЗЛИЧНОГО ВОЗРАСТА МЕТОДОМ ЯМР-СПЕКТРОСКОПИИ**

Проведено сравнительное изучение с применением метода  $^1\text{H}$  и  $^{13}\text{C}$  ЯМР-спектроскопии состава липидов, выделенных н-гексаном из почв под лесополосами различного возраста и прилегающих к ним пахотных полей в агроландшафте. Содержание липидов коррелирует с содержанием в них органического углерода и максимально в почве под лесополосой 200-летнего возраста.

В гексановых экстрактах всех исследуемых почв в наибольшем количестве присутствуют насыщенные углеводороды (60–80 %). В них обнаружены также соединения следующих классов: жирные кислоты, альдегиды, спирты, простые и сложные эфиры, включая моно-, ди- и триглицериды жирных кислот, стероиды, смоляные кислоты. Кроме того, во всех экстрактах найдены сложные эфиры о-фталевой кислоты, являющиеся антропогенными загрязнителями почв.

Липиды почвы под лесополосой 200-летнего возраста претерпели наиболее выраженные биохимические и химические трансформации (окисление, гидролиз, полимеризацию) с накоплением стабильных соединений и разрушением антропогенных загрязнителей (сложных эфиров о-фталевой кислоты) по сравнению с липидами почвы под лесополосой 14-летнего возраста и почве прилегающих пахотных полей.

V. V. Maryanova, L. W. Szajdak, E. D. Skakovskiy, L. Yu. Tychinskaya

**NMR SPECTROSCOPY STUDY OF LIPIDS OF HEXAN EXTRACTS OF SOILS UNDER SHELTERBELTS OF DIFFERENT AGE**

*Comparative study of the composition of lipids extracted with n-hexan from soils under shelterbelts of different age and adjoining cultivated fields in agrolandscape has been carried out with the application of <sup>1</sup>H and <sup>13</sup>C NMR spectroscopy. The lipid content correlates with the organic carbon content in soils and is maximum in the soil under the 200-years old shelterbelt.*

*In hexan extracts of all the soils under study saturated hydrocarbons are the most abundant components (60–80 %). Also next classes of compounds have been detected: fatty acids, aldehydes, alcohols, ethers and esters including mono-, di- and triglycerides of fatty acids, steroids, resin acids. Besides, esters of o-phthalic acid which are considered as anthropogenic contaminants of soils have been found in all extracts.*

*Lipids of the soil under the 200-years old shelterbelt have undergone the most pronounced biochemical and chemical transformations (oxidation, hydrolysis, polymerization) with accumulation of stable compounds and destruction of anthropogenic contaminants (esters of o-phthalic acid) in comparison with lipids of the soil under the 14-years old shelterbelt and soils of adjoining arable fields.*

УДК 622.7

**Л. Ю. Цвирко, В. В. Смирнова, С. В. Пармон, Н. Н. Бамбалов, Г. А. Соколов**

## **ВЛИЯНИЕ КАВИТАЦИОННОЙ ОБРАБОТКИ ТОРФА НА СОДЕРЖАНИЕ ФУНКЦИОНАЛЬНЫХ ГРУПП В ГУМИНОВЫХ КИСЛОТАХ**

*Представлены данные по влиянию кавитационной обработки торфа на изменение содержания функциональных групп в гуминовых кислотах (ГК). Проведен анализ соотношения полос ИК-спектров ГК верхового и низинного торфа. Наблюдается значительное увеличение выхода ГК с таким же содержанием функциональных групп, как и в ГК исходного торфа. Новообразование функциональных групп в молекулах ГК происходит за счет окислительных процессов при преобразовании промежуточных продуктов гумификации в ГВ.*

В химической технологии твердых ископаемых топлив и природных процессах важную роль играют функциональные группы гуминовых веществ (ГВ): карбоксильные, фенольные, аминогруппы, кетонные, альдегидные и другие, которые обладают различной реакционной способностью. Экспериментально доказана ведущая роль функциональных групп в образовании органоминеральных производных разных типов, таких как металл-гумусовые комплексы и соли, адсорбционные комплексы ГВ с минералами и другие, как в природных, так и в химико-технологических процессах [1, 2].

Функциональные группы вносят основной вклад в гидрофильность и сорбцию воды торфом [7], в процессы обогащения торфа и ГВ азотом при взаимодействии с аммиаком, а также в образование коагуляционных структур при взаимодействии их с глинистыми минералами [10]. Наличие кислотных и щелочных групп обуславливает амфотерность ГВ.

В результате кавитационной обработки в торфе возрастает выход ГК [11], однако в настоящее время недостаточно изучен вопрос о влиянии гидродинамической кавитации на изменение структуры ГК, в том числе на содержание функциональных групп.

Цель работы – изучить влияние кавитационной обработки на изменение содержания функциональных групп в ГК низинного и верхового торфа.

Объекты исследования: ГК, выделенные из низинного древесно-тростникового торфа (месторождение Ореховский Мох, степень разложения ( $R$ ) 35–40 %, зольность ( $A^c$ ) 8,4 %, pH 5,6) и верхового магелланому-торфа (месторождение Радемье,  $R = 20\%$ ,  $A^c = 9,9\%$ , pH 3,2) до и после кавитационной обработки. Состав суспензии: для низинного торфа – 1 кг торфа 40 %-ной влажности + 3,5 л воды; для верхового торфа – 0,5 кг торфа 40 %-ной влажности + 4 л воды. Это обусловлено разной водопоглотительной способностью и насыпной плотностью данных видов торфа. Условия кавитации: низинный торф подвергали кавитационной обработке в течение 50 мин, верховой – 40 мин. Данная продолжительность

кавитации является оптимальной для получения наибольшего выхода ГВ из этих видов торфа. Экстракцию ГК проводили 2 %-ным раствором NaOH при температурах 18–20, 60, 80 и 96–98 °C, осаждение – при pH 1 [11].

Содержание карбоксильных групп и фенольных гидроксилов определяли химическими методами [6]. Результаты исследований представлены в табл. 1.

Как видно из таблицы, содержание кислотных функциональных групп практически не изменяется в ходе гидродинамической кавитации. На содержание функциональных групп до и после кавитации также слабо влияет и температура экстракции ГК. Незначительно расходятся показатели содержания функциональных групп в ГК верхового и низинного торфа. Данные табл. 1 свидетельствуют о стабильности содержания функциональных групп в препаратах ГК, полученных после кавитационной обработки торфа.

При оценке воздействия гидродинамической кавитации торфа на содержание функциональных групп следует учитывать выход ГК. Из данных табл. 1 видно, что при практически одинаковом содержании функциональных групп в расчете на 1 г ГК наблюдается довольно большое увеличение выхода ГК из торфа, подвергшегося кавитации. Дополнительные количества ГК образуются из негидролизуемого остатка торфа [11], более конкретно – из промежуточных продуктов гумификации. По данным [3], после удаления из торфа битумоидов, ГВ, диоксанлигнина, легкогидролизуемых и трудногидролизуемых веществ образующийся негидролизуемый остаток содержит 1,68–2,32 мг-экв./г карбоксильных групп, что примерно в 1,25–2,0 раза меньше, чем в ГК. Эти карбоксильные группы находятся в составе промежуточных продуктов гумификации, которые не растворяются в щелочной среде из-за больших молекулярных масс и относительно низкого содержания карбоксильных групп [3]. Однако та часть ГК, которая под воздействием кавитации образовалась из негидролизуемого остатка, содержит в расчете на 1 г столько же карбоксильных групп, сколько и в ГК исходного, не

подвергшегося кавитации торфа. Это означает, что под воздействием кавитационной обработки торфа образуются новые карбоксильные группы

за счет окислительных процессов при высоких давлениях и температурах в момент схлопывания пузырьков воздуха.

**Таблица 1. Влияние гидродинамической кавитации на содержание функциональных групп в ГК низинного и верхового торфа, выделенных при различной температуре, мг-экв./г**

Условия выделения ГК	Выход ГК, %	COOH	OH	COOH + OH
<i>Низинный торф</i>				
18–20 °C				
До кавитации	20,02	2,62	4,43	7,05
После кавитации	26,82	2,68	3,92	6,60
60 °C				
До кавитации	22,58	2,99	3,12	6,11
После кавитации	39,84	2,95	5,70	8,65
80 °C				
До кавитации	24,35	3,33	5,06	8,39
После кавитации	43,83	3,30	5,23	8,53
96–98 °C				
До кавитации	27,94	3,10	4,96	8,06
После кавитации	54,04	2,98	4,72	7,70
<i>Верховой торф</i>				
18–20 °C				
До кавитации	9,37	3,02	4,94	7,96
После кавитации	14,08	2,68	4,57	7,25
60 °C				
До кавитации	15,15	3,07	4,67	7,74
После кавитации	26,24	2,99	4,64	7,63
80 °C				
До кавитации	19,51	3,03	4,93	7,96
После кавитации	33,17	2,79	5,23	8,02
96–98 °C				
До кавитации	21,94	3,01	3,90	6,91
После кавитации	44,04	2,95	3,76	6,71

Известно, что окисление ароматических соединений может заканчиваться образованием карбоксильных либо карбонильных групп в зависимости от условий окисления, а также разрывом химических связей с образованием данных групп по месту разрыва [12]. Условия окисления торфа в процессе гидродинамической кавитации благоприятны для вышеуказанных реакций окисления, поэтому наблюдается значительное новообразование ГК с таким же содержанием функциональных групп, как и в ГК исходного торфа.

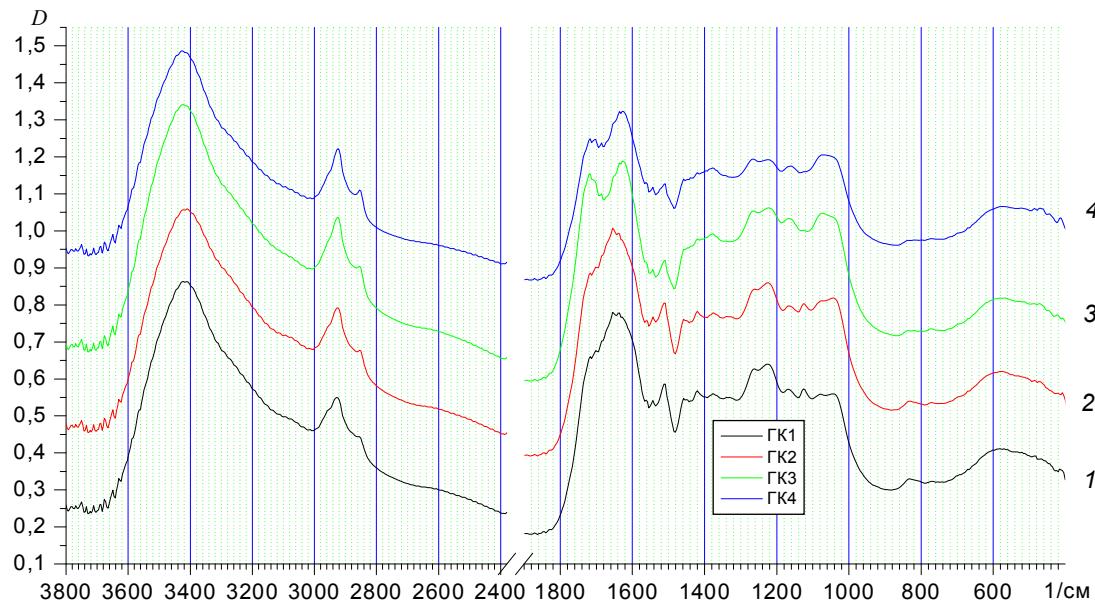
Под воздействием гидродинамической кавитации сначала окисляются и частично деструктируются высокомолекулярные продукты неполной гумификации растений-торфообразователей, а затем они переходят в щелочной экстракт в виде дополнительного количества ГК. Таким образом, новообразование функциональных групп при преобразовании промежуточных продуктов гумификации является одним из характерных процессов превращения органического вещества торфа под воздействием кавитационной обработки.

Из полученных результатов особый интерес представляет тот факт, что новообразован-

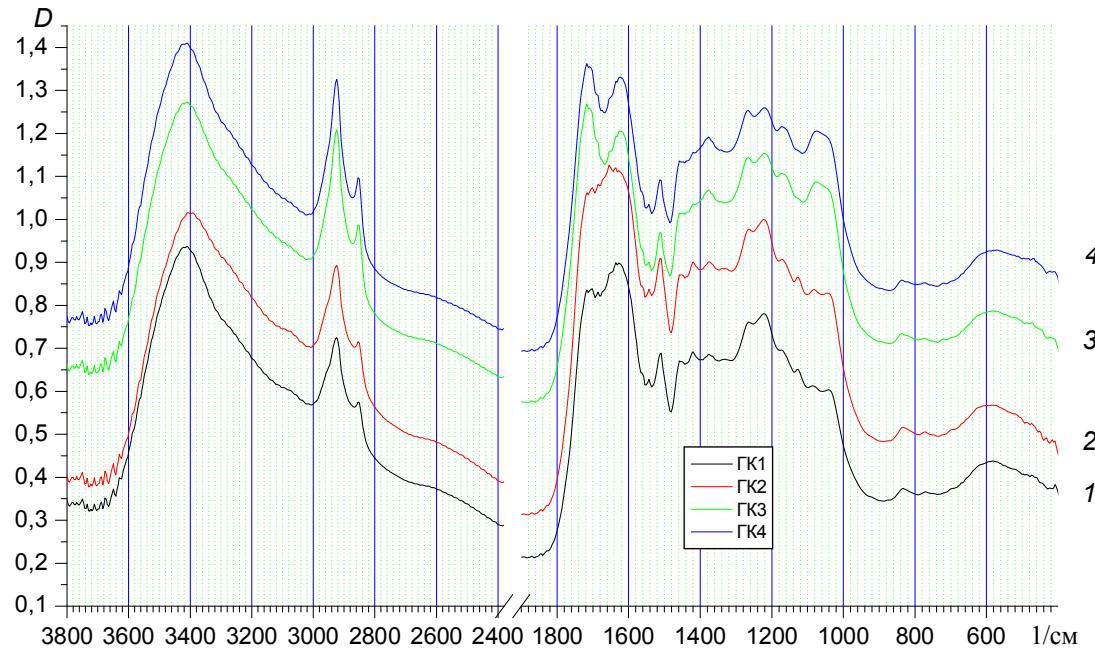
ные ГК из негидролизуемого остатка не отличаются по количеству карбоксильных и фенольных групп в расчете на 1 г от ГК исходного торфа. Это позволяет предположить, что существует определенная система фрагментов молекул ГК, которая устойчива как в природных условиях, так и в довольно жестких условиях гидродинамической кавитации. Именно потому не наблюдается разницы в содержании функциональных групп у «натуральных» ГК исходного торфа и ГК, синтезированных из негидролизуемого остатка в процессе кавитационной обработки.

Дальнейшие исследования воздействия гидродинамической кавитации торфа на молекулярную структуру ГК осуществляли методом ИК-спектроскопии, который широко используется при изучении функциональных групп ГВ, их периферических цепей и общих принципов построения молекул [2, 4, 5, 8, 9].

Регистрация ИК-спектров проводилась на инфракрасном спектрофотометре с преобразованием Фурье фирмы Shimadzu IR Prestige-21 в интервале частот 3800–500 см<sup>-1</sup>. Образцы готовили в виде запрессовок (1 мг/100 мг КBr) при давлении 7000 кг/см<sup>2</sup>, под вакуумом.



**Рис. 1. ИК-спектры ГК, выделенных из разных типов торфа при 18–20 °С:**  
1 – низинный торф до кавитации; 2 – низинный торф после кавитации;  
3 – верховой торф до кавитации; 4 – верховой торф после кавитации



**Рис. 2. ИК-спектры ГК, выделенных из разных типов торфа при 96–98 °С:**  
1 – низинный торф до кавитации; 2 – низинный торф после кавитации;  
3 – верховой торф до кавитации; 4 – верховой торф после кавитации

На рис. 1 и 2 представлены ИК-спектры ГК выделенных при 18–20 °С (1) и 96–98 °С (2) до и после кавитационной обработки торфа низинного и верхового типов.

В ИК-спектрах отмечается набор полос, типичных для ГК низинного и верхового торфа:

3440–3350  $\text{см}^{-1}$  – полоса валентных колебаний ОН-групп, связанных водородными связями; 2920–2850  $\text{см}^{-1}$  – полоса поглощения  $\text{CH}_2$ -,  $\text{CH}_3$ -групп; полоса 1730–1700  $\text{см}^{-1}$  обусловлена наличием карбоксильных групп; полоса при 1620–1600  $\text{см}^{-1}$  соответствует валентным коле-

баниям карбоксилат-ионов  $\text{COO}^-$ , сопряженных двойных связей  $-\text{C}=\text{C}-$ , валентным колебаниям  $\text{C}=\text{O}$  амидов; полоса 1520–1500  $\text{cm}^{-1}$  обусловлена валентными колебаниями  $-\text{C}=\text{C}-$  в моноароматических соединениях.

Как видно из рис. 1, в областях поглощения при 3440–3350 и 2920–2850  $\text{cm}^{-1}$  практически не произошло никаких изменений в процессе кавитации торфа, и это отмечается во всех исследуемых образцах ГК.

В спектрах ГК верхового торфа в области поглощения 1720 и 1620  $\text{cm}^{-1}$  наблюдается незначительное перераспределение интенсивностей: несколько уменьшается интенсивность полосы свободных карбоксильных групп ( $1720 \text{ cm}^{-1}$ ), а карбоксилат-ионов ( $1620 \text{ cm}^{-1}$ ) – увеличивается.

Что касается спектров ГК низинного торфа, выделенных при температуре экстракции 18–20 °С, в данной области поглощения существенных изменений не фиксируется.

В спектрах ГК, выделенных при температуре экстракции 96–98 °С до и после кавитационной обработки низинного и верхового торфа (см. рис. 2), также не отмечается каких-либо значи-

тельных изменений, подобно образцам ГК, полученных при 18–20 °С, ИК-спектры которых описаны выше.

В то же время полосы валентных колебаний  $\text{CH}_2-$ ,  $\text{CH}_3-$  групп алифатических цепей, которые фиксируются на спектре в области 2925–2850  $\text{cm}^{-1}$ , в ГК обоих видов торфа имеют более выраженные пики. Особенно это четко проявляется в случае ГК верхового торфа, где интенсивность полос заметно выше. Возрастание интенсивностей данных полос объясняется присутствием в ГВ некоторого количества битумоидов, растворяющихся в горячей щелочи, поскольку при получении наших препаратов предварительное удаление битумоидов не производилось в целях удешевления промышленной технологии.

Также в спектрах фиксируются более четкие полосы в области поглощения свободных карбоксильных групп –  $1720 \text{ cm}^{-1}$ . Такая особенность в большей степени относится к спектрам ГК верхового торфа, и соответственно относительная оптическая плотность ( $D_{1720}/D_{1650}$ ) имеет значение больше 1 (табл. 2).

**Таблица 2. Значение относительной оптической плотности ( $D_{1720}/D_{1650}$ ) в ИК-спектрах ГК верхового и низинного торфа, выделенных при температурах 18–20 и 96–98 °С**

Условия выделения ГК	$D_{1720}/D_{1650}$	
	при 18–20 °С	при 96–98 °С
Низинный торф, до кавитации	0,8492	0,9323
Низинный торф, после кавитации	0,8801	0,9585
Верховой торф, до кавитации	0,9709	1,0521
Верховой торф, после кавитации	0,9434	1,0238

Незначительное влияние гидродинамической кавитации на содержание функциональных групп ГК, отмеченное при анализе ИК-спектров, согласуется с данными табл. 1, где представлено количественное содержание кислых функциональных групп. Кавитационная обработка практически не влияет на изменение ИК-спектров ГК верхового и низинного торфа, что свидетельствует об устойчивости основных фрагментов молекул ГК к воздействию кавитации.

Для сравнительной качественной характеристики ИК-спектров поглощения проведен анализ соотношения полос спектров ГК верхового и низинного торфа, выделенных при температурах 18–20 и 96–98 °С. В качестве «внутреннего стандарта» выбрана полоса поглощения  $1650 \text{ cm}^{-1}$ . Было рассчитано отношение величин оптической плотности области  $1720 \text{ cm}^{-1}$ , которая характеризует наличие карбоксильных групп, к области  $1650 \text{ cm}^{-1}$  валентных колебаний сопряженных двойных связей  $\text{C}=\text{C}$ ,  $\text{C}=\text{O}$  в ГК, выделенных при температурах 18–20 и 96–98 °С (табл. 2).

Данные табл. 2 указывают на незначительные различия в числовом значении относительной оптической плотности указанных полос поглощения.

Таким образом, исходя из ИК-спектрометрического анализа, в структуре ГК низинного и верхового торфа больших отличий в полосах поглощения не отмечается, следовательно, гидродинамическая кавитация практически не влияет на природу функциональных групп в молекулах ГК.

#### Выводы

В процессе кавитационной обработки торфа наблюдается значительное увеличение выхода ГК с таким же содержанием функциональных групп, как и в ГК исходного торфа.

Новообразование функциональных групп в молекулах ГК происходит за счет окислительных процессов при преобразовании промежуточных продуктов гумификации в ГВ.

Существует система фрагментов молекул ГК, которая довольно устойчива как в природных условиях, так и в условиях гидродинамической кавитации торфа.

## Литература

1. Александрова, Л. Н. Органическое вещество почвы и процессы его трансформации / Л. Н. Александрова. Л., 1980.
2. Александрова, Л. Н., Найденова, О. А. Состав и природа гумусовых веществ почвы / Л. Н. Александрова, О. А. Найденова // Записки ЛСХИ, Л. – Пушкин, 1970. Т. 142. С. 83–156.
3. Бамбалов, Н. Н. Состав негидролизуемого остатка торфяных почв / Н. Н. Бамбалов // Почвоведение, 2004, № 8. С. 41–45.
4. Касаточкин, В. И. Инфракрасные спектры гуминовых кислот / В. И. Касаточкин, Н. К. Ларина // Физико-химические методы исследования почв. М., 1967.
5. Комиссаров, И. Д. Спектры поглощения гуминовых кислот / И. Д. Комиссаров // Гуминовые препараты. Тюмень, 1971. С. 75–90.
6. Кононова, М. М. Органическое вещество почвы / М. М. Кононова. М., 1963.
7. Лиштван, И. И. Физико-химическая механика гуминовых веществ / И. И. Лиштван, Н. Н. Круглицкий, В. Ю. Третинник. Минск, 1976.
8. Орлов, Д. С. Гумусовые кислоты почв / Д. С. Орлов. М., 1974.
9. Орлов, Д. С. Применение инфракрасной спектроскопии в почвоведении, мелиорации и сельском хозяйстве (методические указания) / Д. С. Орлов, Я. М. Аммосова, Н. Н. Осипова. М. Новочеркасск, 1978.
10. Тишкович, А. В. Теория и практика аммонизации торфа / А. В. Тишкович. Минск, 1972.
11. Цвирко, Л. Ю. Изменение растворимости и оптических свойств гуминовых веществ в процессе гидродинамической кавитации торфа / Л. Ю. Цвирко, Н. Н. Бамбалов, Г. А. Соколов // Процессы и средства добычи и переработки полезных ископаемых : материалы Междунар. науч.-техн. конф. Минск, 2012. С. 89–93.
12. Юрьев, Ю. К. Практические работы по органической химии / Ю. К. Юрьев, Р. Я. Левина, Ю. С. Шабаров. М., 1969. Вып. IV.

**Институт природопользования НАН Беларуси**

Поступила в редакцию 09.07.2013 г.

**Л. Ю. Цвирко, В. В. Смирнова, С. В. Пармон, Н. Н. Бамбалов, Г. А. Соколов**

### **ВЛИЯНИЕ КАВИТАЦИОННОЙ ОБРАБОТКИ ТОРФА НА СОДЕРЖАНИЕ ФУНКЦИОНАЛЬНЫХ ГРУПП В ГУМИНОВЫХ КИСЛОТАХ**

*Изучено влияние кавитационной обработки торфа на изменение содержания функциональных групп в гуминовых кислотах.*

*В процессе гидродинамической кавитации торфа наблюдается значительное увеличение выхода ГК с таким же содержанием функциональных групп, как и в ГК исходного торфа.*

*Новообразование функциональных групп в молекулах ГК происходит за счет окислительных процессов при преобразовании промежуточных продуктов гумификации в ГВ. Существует система фрагментов молекул ГК, устойчивая как в природных условиях, так и в условиях кавитационной обработки торфа.*

**L. Y. Tsvirko, V. V. Smirnova, S. V. Parmon, N. N. Bambalov, G. A. Sokolov**

### **IMPACT OF CAVITATION PEAT PROCESSING ON THE CONTENT OF FUNCTIONAL GROUPS IN HUMIC ACIDS**

*An impact of cavitation peat processing on the variation of functional groups content in humic acids has been studied.*

*In the process of hydro-dynamic peat cavitation a considerable increase of HAs outcome of similar to HAs of initial peat is observed.*

*A new formation of functional groups in HAs molecules occurs due to the oxidation processes at the transformation of intermediate humic products in HMs. There is a fragmentation system of HA molecules, stable both in natural conditions and under peat cavitation process ones.*

УДК 665.7.032

**Н. С. Першай, Ю. Г. Янута, А. М. Абрамец,  
Ю. Ю. Навоша, В. П. Стригуцкий**

## **ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ВОДОНЕРАСТВОРIMОГО ОСТАТКА ПОСЛЕ ЩЕЛОЧНОГО ГИДРОЛИЗА КАУСТОБИОЛИТОВ**

*Приведены результаты исследования физико-химических свойств остатка после гидролиза торфа и бурого угля химическими и спектральными методами. Установлено, что остаток после гидролиза каустобиолитов обладает рядом подобных гуминовым кислотам физико-химических свойств. Одновременно, согласно данным ЭПР-спектроскопии, они по своей молекулярной структуре отличаются от гуминовых кислот.*

Согласно общепринятой классификации, под гумином понимают часть органического вещества, которая не извлекается кислотами, щелочами или органическими растворителями, т. е. та часть твердого органического вещества, которая остается после отделения жидкого продукта гидролиза каустобиолита [11]. Считается, что гумин включает гумусовые кислоты, прочносвязанные с минеральной частью, декарбоксилированные гумусовые вещества (утратившие способность растворяться в щелочах), неспецифические и нерастворимые органические соединения [12]. Авторы [15] предполагают, что в состав гуминов входят две генетически разнородные группы органических соединений: одна (наиболее устойчивая к кислотному и щелочному гидролизу) представлена неспецифическим материалом (например, лигнином, целлюлозой и проч.), другая – наиболее прочнозакрепленные минеральной частью почвы специфические (гуминовые) вещества. Исследования [16] показали, что в состав негидролизуемого остатка органического вещества торфяных почв, кроме лигнина, входят высокомолекулярные продукты гумификации растительных тканей. Авторы [16] отмечают, что по содержанию азота (до 2,0–2,2 %) и другим показателям негидролизуемый остаток больше похож на гуминовые кислоты (ГК), чем на лигнин. Однако до сих пор информация об остатке после гидролиза (ОГ) каустобиолитов разрознена, не систематизирована и малоинформативна. Можно констатировать лишь то, что они в своем составе имеют органические вещества гумусовой природы, содержащие различные функциональные группы (ФГ), в том числе карбоксильные и гидроксильные [2].

Цель данной работы – исследование физико-химических свойств ОГ каустобиолитов в ряду их метаморфизма.

В качестве исходного сырья для получения ОГ использованы низинный древесно-тростниковый торф (степень разложения 35–40 %, зольность 8,4 %); верховой пущевый торф (степень разложения 45–50 %, зольность 2,2 %), а также бурый уголь (Б1) Бриневского месторождения

(зольность 28 %). ОГ выделяли из исходного сырья путем 3-кратной обработки каустобиолита раствором гидроксида натрия. Выделение битумов из исходного сырья не проводилось. Продолжительность гидролиза составляла 24 ч при периодическом перемешивании, температура процесса – 20 °С, гидромодуль – 40. Гидролитическая кислотность pH смеси перед ее разделением составляла 12,0–12,4. Отделение ОГ от водорастворимых продуктов гидролиза осуществляли на центрифуге ЦВ-01/1 при следующих параметрах: время разделения – 20 мин, частота вращения ротора – 6000 об<sup>-1</sup>, фактор разделения – 3041 г. Полученный ОГ переводили в Н-форму обработкой 0,05 н HCl. Избыток кислоты удаляли промывкой ОГ дистиллированной водой. Общее содержание карбоксильных –COOH и гидроксильных –OH ФГ определяли по методу [13].

Для исследования кислотных свойств проводили титрование образцов ОГ с использованием метода дробных навесок. Образцы ОГ массой 0,1 г (на абсолютно сухое вещество) помещали в 0,1 н растворы NaCl, содержащие различное количество NaOH или HCl, и выдерживали в течение 24 ч для установления равновесия, после чего измеряли pH растворов. Расчет потенциальной обменной емкости (ПОЕ) образцов осуществляли по данным потенциометрического титрования, согласно методике [1]. Сущность метода заключалась в том, что по изменению содержания NaOH или HCl в растворе рассчитывали степень замещения ионов H<sup>+</sup> в ОГ. По данным титрования, полученным для раствора NaCl в присутствии и отсутствии образца ОГ, проводили расчет ПОЕ по формуле

$$a = c \cdot (V_1 - V_0) / m , \quad (1)$$

где  $a$  – ПОЕ образца, ммоль/г;  $c$  – концентрация раствора NaOH (HCl), ммоль/см<sup>3</sup>;  $V_1$  – объем раствора NaOH (HCl), соответствующий значению pH раствора, в присутствии образца, см<sup>3</sup>;  $V_0$  – объем раствора NaOH (HCl), соответствующий значению pH раствора, без образца ОГ, см<sup>3</sup>.

*m* – навеска образца ОГ, г (в пересчете на абсолютно сухое вещество).

Статистическая обработка данных проводилась согласно [17]. Для выполнения исследований принимали допустимую величину случайной ошибки равной 5 % от среднего значения показателя (доверительная вероятность 95 %). Повторность измерения составляла 3 раза.

ИК-спектры ОГ регистрировали на автоматизированном приборе IR Prestige-21 (Япония) в диапазоне от 4000 до 400  $\text{cm}^{-1}$ . Образцы для исследования готовили по стандартной методике запрессовки с КВг. Концентрация анализируемого образца ОГ в таблетке составляла 0,3–0,5 %.

Спектры ЭПР ОГ регистрировали на радиоспектрометре РЭ-1301 в атмосфере воздуха при комнатной температуре. Сигналы органических парамагнитных центров (ПМЦ) записывали при двух уровнях СВЧ-мощности: 0,1 и 2,5 мВт. Все исследования проводили с разработанным в Институте природопользования Национальной академии наук Беларуси внутренним эталоном (порошок MgO с микропримесью ионов  $\text{Mn}^{2+}$  и

$\text{Cr}^{3+}$ ). Ширина и значение *g*-фактора определяли по 3-й и 4-й компонентам сверхтонкой структуры (СТС) иона  $\text{Mn}^{2+}$ , расстояние между которыми равно 87 Гс. Уровень СВЧ-мощности контролировали по соотношению амплитуд сигнала  $\text{Cr}^{3+}$  и 4-й компоненты СТС  $\text{Mn}^{2+}$ . В качестве эталона содержания ПМЦ использовали образец витринита, содержащий  $3,1 \cdot 10^{17}$  сп.

Согласно [6], среднее содержание карбоксильных и гидроксильных групп в ГК торфа и бурого угля колеблется в следующих пределах: COOH-группы – 1,5–5,7 мг-экв/г, OH-группы – 2,1–5,7 мг-экв/г. Содержание карбоксильных групп негидролизуемого остатка торфяных почв [2] в зависимости от условий получения колеблется в пределах от 1,41 до 2,32 мг-экв/г, а в негидролизуемом остатке торфа разного типа и степени разложения [16] – от 0,37 до 1,87 мг-экв/г.

Результаты определения зольности ОГ торфа и бурого угля и содержания в них ФГ представлены в табл. 1. Изменение зольности образцов обусловлено спецификой выделения и подробно рассмотрено в [9].

**Таблица 1. Зольность ОГ торфа и бурого угля и содержание в них ФГ**

Образец	Зольность ОГ, %		Количество ФГ, мг-экв/г		
	после выделения	в H-форме	COOH	OH	COOH + OH
ОГ низинного торфа	15,6	2,5	0,6	1,4	2,0
ОГ верхового торфа	9,7	0,7	1,5	0,8	2,3
ОГ бурого угля	29,2	19,3	1,0	2,8	3,8

Экспериментальные данные (табл. 1) свидетельствуют о довольно низком (по сравнению со среднестатистическими показателями для ГК) содержании кислых ФГ в ОГ как торфа, так и угля, в том числе и карбоксильных. Это согласуется с данными [21], согласно которым емкость катионного обмена снижается в ряду фульвокислоты > ГК > гумин. В то же время представленные результаты коррелируют с данными, полученными для ОГ авторами [2, 16]. Количественные данные содержания COOH- и OH- в ОГ торфа и бурого угля свидетельствуют о несколько менее выраженных сорбционных свойствах ОГ по сравнению с ГК.

Содержание кислородсодержащих ФГ в гуминовых веществах зависит от характеристик исходного сырья. Известно, что с увеличением степени разложения содержание ФГ в торфе увеличивается [3]. Так, у ОГ верхового торфа (со степенью разложения 45–50 %) по сравнению с ОГ низинного торфа (со степенью разложения 35–40 %) в 2,4 раза больше COOH-групп и в 0,5 раз меньше OH-групп. Очевидно, что существует зависимость между степенью гумификации каустобиолита и содержанием в его ОГ ФГ [3]. Так, в ОГ бурого угля меньше COOH-групп по сравнению с ОГ верхового

торфа в 1,4 раза, а OH-групп больше в 3,5 раза. Следует отметить, что общее содержание кислородсодержащих групп ОГ (COOH- и OH-) увеличивается в ряду низинный торф < < верховой торф < бурый уголь, что, возможно, связано со снижением доли гидрофильных алифатических цепей и увеличением доли гидрофобных ароматических фрагментов в структуре ОГ данных каустобиолитов.

Физико-химические свойства ГК каустобиолитов сильно варьируют при изменении pH [6]. Связано это с тем, что гуминовые соединения являются сложными полуколлоидными системами с признаками микромозаичной гетерогенности и полифункциональностью [6], в результате чего они могут находиться в различном термодинамическом равновесии в зависимости от кислотности среды [5, 6].

На рис. 1 представлены кривые титрования ОГ бурого угля и раствора NaCl щелочью или кислотой (в зависимости от требуемой величины pH). Аналогичные кривые были получены для других образцов ОГ каустобиолитов. Кривые титрования всех образцов ОГ имеют характер, схожий с кривыми титрования для ГК, что является следствием высокой полифункциональности этих природных соединений [5].

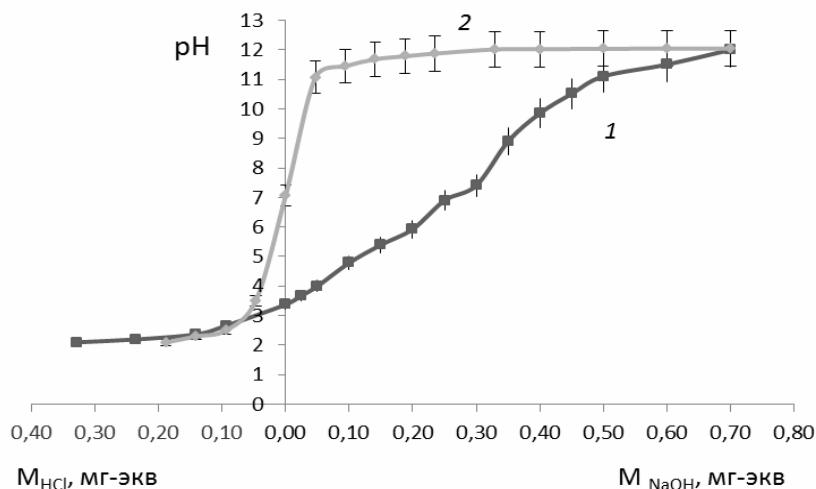


Рис. 1. Кривая потенциометрического титрования:  
1 – суспензия ОГ бурого угля; 2 – раствор NaCl

Поскольку кривые титрования ОГ (рис. 1) не имеют четких (ступенчатых) перегибов, то для оценки количества и типа кислых групп, а также содержания их в ОГ использовали дифференциальные формы кривых титрования, на которых выявляли два вида ФГ (COOH– и OH–), различающихся по силе кислотности. Согласно данным [3], в слабокислой среде вплоть до pH = 8 замещаются на ионы металла протоны только карбоксильных групп, а при pH > 8 – фенольные и другие, поэтому кривые титрования разделяли на два участка и рассчитывали отдельно для каждой ФГ степень диссоциации по уравнению Гендерсона–Гессельбаха (табл. 2) [6].

Значение pK<sub>a</sub>, рассчитанное на основании данных потенциометрического титрования ОГ для карбоксильных групп и фенольных гидроксилов, согласуется с данными, полученными для ГК [5]. Снижение величины pK<sub>a</sub> карбоксильных групп в составе ОГ может быть связано с уменьшением размера агрегатов ОГ за счет снижения длины алифатических фрагментов в структуре ОГ.

По кривым потенциометрического титрования ОГ и раствора сравнения (NaCl) определяли содержание ионизированных ФГ, которое равно ПОЕ ионообменника (рис. 2).

Таблица 2. Состав ФГ образцов ОГ каустобиолитов

Образец	Функциональная группа	pK <sub>a</sub>
ОГ низинного торфа	– OH	8,37
	– COOH	4,87
ОГ верхового торфа	– OH	8,47
	– COOH	4,92
ОГ бурого угля	– OH	8,29
	– COOH	4,75

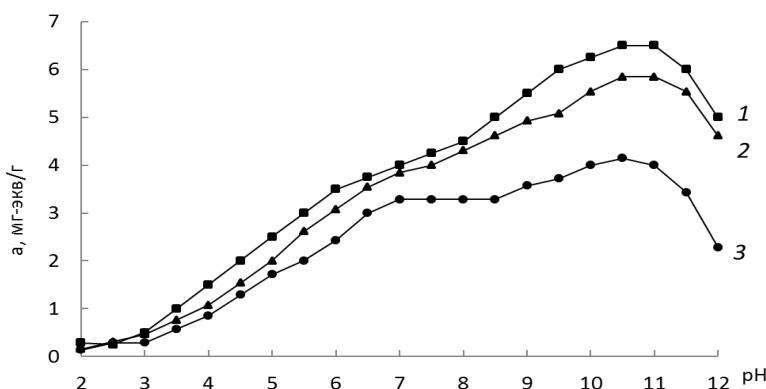
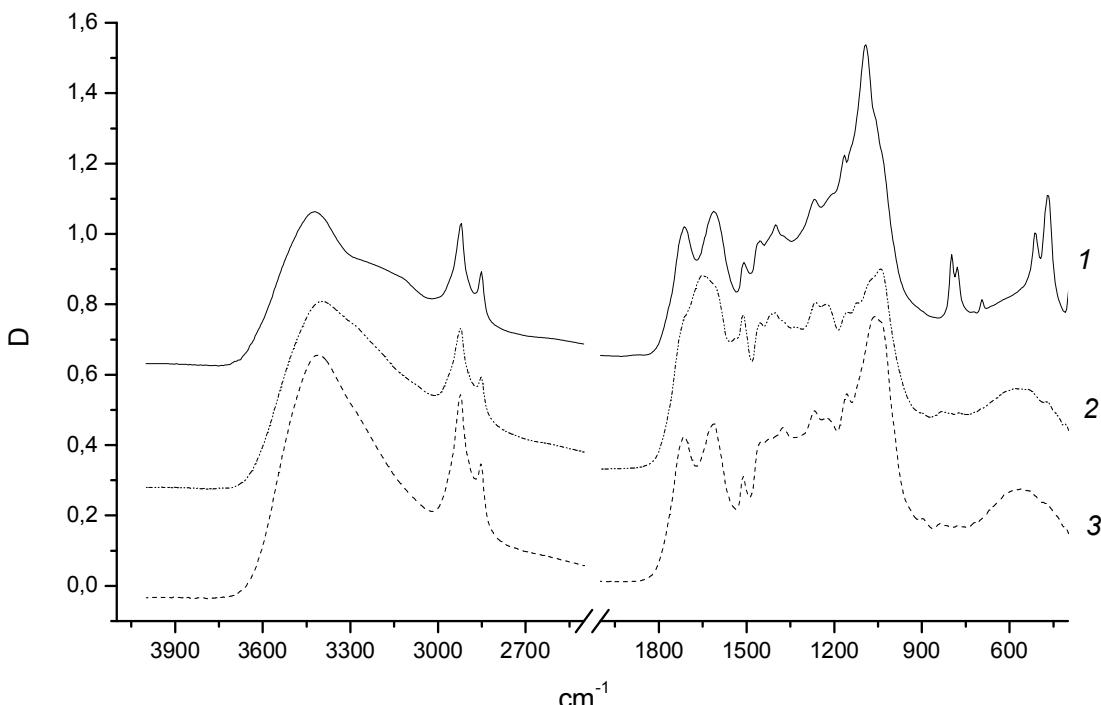


Рис. 2. Изменение содержания ионизированных ФГ ОГ в зависимости от pH среды:  
1 – ОГ верхового торфа; 2 – ОГ бурого угля; 3 – ОГ низинного торфа

Рост содержания ионизированных ФГ ОГ с увеличением рН раствора можно объяснить частичным переходом гуминовых фрагментов ОГ из коллоидно-агрегированного состояния в истинный раствор, что увеличивает способность ФГ ОГ

к обменному процессу и повышает реакционную способность структур ОГ, т. е. ПОЕ (см. рис. 2).

Сравнительный анализ ИК-спектров ОГ подтверждает наличие в их структуре ФГ, подобных ГК (рис. 3).



**Рис. 3. ИК-спектры ОГ:**  
1 – бурого угля; 2 – низинного торфа; 3 – верхового торфа

В ИК-спектрах ОГ каустобиолитов (рис. 3) наблюдаются следующие полосы поглощения:  $3400\text{ cm}^{-1}$  – валентные колебания водородно-связанных гидроксильных групп;  $2920$  и  $2850\text{ cm}^{-1}$  – валентные колебания  $\text{CH}_2$ - и  $\text{CH}_3$ -групп;  $1720\text{ cm}^{-1}$  – валентные колебания связи  $\text{C=O}$  в карбоксильных группах;  $1610\text{ cm}^{-1}$  – валентные колебания сопряженных углеродных двойных связей  $\text{C=C}$  в полиароматических структурах и углерод-кислородных двойных связей;  $1510\text{ cm}^{-1}$  – валентные колебания связи  $\text{C=C}$ monoароматического кольца;  $1460\text{ cm}^{-1}$  – асимметричные деформационные колебания  $\text{CH}_3$ ;  $1406$ – $1393\text{ cm}^{-1}$  – симметричные деформационные колебания  $\text{CH}_3$ -группы;  $1270$ ,  $1220\text{ cm}^{-1}$  – валентные и деформационные колебания  $\text{C-O}$ ,  $\text{O-H}$  связей фенолов, кислот;  $1200$ – $1100\text{ cm}^{-1}$  – плоскостные и внеплоскостные деформационные колебания  $\text{C-OH}$  групп фрагментов углеводов и спиртов [14]. Следует отметить, что у ОГ низинного торфа (кривая 2) наблюдаемое плечо при  $1720$ – $1700\text{ cm}^{-1}$  связано с наложением полосы аминов при  $1650\text{ cm}^{-1}$ , азотсодержащими группировками при  $1540\text{ cm}^{-1}$ , что свидетельствует о большем содержании азота в ОГ низинного торфа по отношению к ОГ бурого угля и верхового торфа.

В ОГ бурого угля (см. рис. 3, кривая 1), кроме указанных выше полос поглощения, наблюдаются еще полосы поглощения на  $1090$ ,  $800$ ,  $780$ ,  $510$  и  $470\text{ cm}^{-1}$ , обусловленные валентными колебаниями связи  $\text{Si-C}$ ,  $\text{Si-O}$  силикатов монтмориллонитовой группы со сложной структурной формулой, в которую могут входить ионы  $\text{Al}$ ,  $\text{Mg}$ ,  $\text{Ni}$  и др.

Одновременно, в ОГ бурых углей более интенсивной является полоса одиночных ароматических фрагментов на  $1510\text{ cm}^{-1}$ , по сравнению с препаратами ГК, выделенными из этого же каустобиолита [8] – на ИК-спектре ГК в этой области фиксируется только плечо.

В целом, сравнивая ИК-спектры ОГ со спектрами их ГК [8], можно отметить более четкое проявление всех полос поглощения в ИК-спектрах ОГ. Для ГК ИК-спектры менее разрешенные, особенно в области  $1600$ – $900\text{ cm}^{-1}$ . Этот факт может свидетельствовать как о большем количестве перечисленных выше фрагментов (типов колебаний связей) в случае ОГ по сравнению с ГК, так и об их примерно одинаковом молекулярном окружении, т. е. можно говорить о какой-то степени упорядоченности строения ОГ, что характерно для лигнина, целлюлозы.

С использованием программного пакета научных и инженерных расчетов «Origin 6.1» для всех полученных образцов были выполнены расчеты значений относительной интенсивности полос по-

глощения валентных колебаний C=O кислот и валентных колебаний сопряженных углеродных двойных связей ( $1610 \text{ см}^{-1}$ ) по отношению к полосам валентных колебаний  $\text{CH}_2^-$  и  $\text{CH}_3$ -групп (табл. 3).

**Таблица 3. Относительная интенсивность полос поглощения ОГ валентного колебания C=O кислот для каустобиолитов**

Образец	Относительная интенсивность полос поглощения	
	$D_{1720}$ $D_{2920, 2850}$	$D_{1610}$ $D_{2920, 2850}$
ОГ низинного торфа	1,4	2,3
ОГ верхового торфа	1,2	1,3
ОГ бурого угля	1,7	2,4

Согласно [7], при переходе от менее «зрелых» топлив к более «зрелым» в ГК наблюдается закономерные изменения ряда свойств, которые приводят к образованию более конденсированных ароматических структур, содержащих наименьшее количество боковых цепей и гидролизуемых связей. Как следует из табл. 3, отношение интенсивности полосы валентных колебаний сопряженных углеродных двойных связей ( $1610 \text{ см}^{-1}$ ) к интенсивности полос валентных колебаний  $\text{CH}_2^-$  и  $\text{CH}_3$ -групп для ОГ бурого угля превышают это значение для ОГ торфов, т. е. ОГ бурого угля содержит меньше алифатических фрагментов и больше конденсированных ароматических структур, чем ОГ торфов. Одновременно в своем составе ОГ каустобиолитов содержат весьма значительную часть минеральных компонентов, прочно связанных с органической матрицей и особенно ОГ бурого угля. В составе же органической массы ОГ низинного торфа (в отличие от ОГ верхового торфа и ОГ бурого угля) находится больше азота [2]. В целом ИК-спектры ОГ торфа и бурого угля подобны между собой (см. рис. 3, табл. 3).

Усиление интенсивности сигнала ЭПР препаратов ОГ с повышением степени метаморфизма каустобиолита (табл. 4) согласуется с результатами, полученными для ГК [8]. Известно, что значение *g*-фактора в значительной мере определяется содержанием кислородсодержащих ФГ, связанных с ароматическими системами полисопряжения [19]. В исследованных образцах ОГ данный параметр коррелирует с содержанием в них карбоксильных групп (см. табл. 1). Это позволяет предположить, что существенную роль в генерации неспаренных электронов в ОГ каустобиолитов играют водородные связи, формируемые кислородсодержащими ФГ. При этом, принципиальным представляется параметр аномально низкого значения *g*-фактора ОГ низинного торфа, полностью совпадающий с установленным для полинафтилина, у которого отсутствуют кислород- и азотсодержащие ФГ. Данний результат может быть объяснен существенным вкладом химически устойчивых объемных фуллереноподобных систем полисопряжения [18].

**Таблица 4. Параметры спектров ЭПР ОГ каустобиолитов**

Образец	$\Delta H, \text{ Гс}$		<i>g</i> -фактор		$I, 10^{17} \text{ сп/г}$	$A/A_0$
	0,1 мВт	2,5 мВт	0,1 мВт	2,5 мВт		
ОГ низинного торфа	5,3	5,0	2,0031	2,0031	4,1	2,5
ОГ верхового торфа	3,9	3,7	2,0041	2,0036	8,5	1,4
ОГ бурого угля	4,7	5,1	2,0037	2,0040	15,2	2,2

Примечание.  $A/A_0$  – отношение амплитуд сигналов, снятых при 2,5 и 0,1 мВт.

Различия в параметрах спектров ЭПР препаратов ГК связывают преимущественно с наличием в их системах полисопряжения азота [7]. Так, согласно [7] для ГК верховых торфов (содержание азота менее 1,5 %) ширина сигнала ( $\Delta H$ ) составляет  $3,5 \pm 0,3 \text{ Гс}$ , низинных (содержание азота 2,5–3,5 %) –  $4,5 \pm 0,6 \text{ Гс}$ . В то же время,

несмотря на характерное для ГК бурого угля низкое содержание азота (менее 1,0 %) [9], ширина сигнала его ОГ значительно больше по сравнению с ОГ верхового торфа. Аналогичная ситуация наблюдается и для выделенных из данных каустобиолитов ГК [7]. Поскольку ширина сигнала ЭПР твердых горючих ископаемых обусловлена

в основном аксиальной анизотропией  $g$ -фактора [18], то данный факт свидетельствует о больших размерах полисопряженных фрагментов ГК и ОГ бурого угля. При этом для ОГ в отличие от ГК можно констатировать факт наличия объемных фуллереноподобных структур [18].

С шириной сигналов ОГ и ГК, выделенных из бурого угля и торфа, также коррелирует величина параметра  $A/A_0$ , характеризующего степень насыщения сигнала СВЧ-мощностью. Следует отметить, что значение  $g$ -фактора ОГ бурого угля значительно больше по сравнению с ГК [8]. Это свидетельствует о более активном участии кислородсодержащих ФГ в формировании его систем полисопряжения. Значительно более короткие времена релаксации ПМЦ ОГ, по сравнению с ГК (высокие значения параметра  $A/A_0$ , см. табл. 4), являются весомым аргументом в обосновании достоверного вклада химически стабильных объемных фуллереноподобных структур для ОГ. Полученные результаты ЭПР-спектроскопии (см. табл. 4) согласуются с данными о значительном отличии параметров сигналов ЭПР ГК и ОГ, а также изменчивости их в случае ОГ от образца к образцу, что свидетельствует о существенных различиях в молекулярной структуре ГК и ОГ торфа [7],

обусловленных, вероятно, наличием фуллереноподобных фрагментов в структуре ОГ.

Таким образом, в результате проведенных исследований получены сведения о физико-химических свойствах ОГ торфа и бурого угля. Установлено, что по содержанию функциональных (карбоксильных и гидроксильных) групп, кислотным свойствам, величине ПОЕ, ИК- и ЭПР-спектрам ОГ каустобиолитов схожи с ГК, что свидетельствует о подобии их строения и позволяет в дальнейшем прогнозировать их другие свойства и механизмы поведения при тех или иных условиях.

Показано, что, несмотря на наличие ряда подобных свойств, ОГ не является идентичным ГК продуктом, прежде всего по молекулярной структуре, присутствию в ней фуллереноподобных фрагментов. Небольшое содержание в ОГ кислородсодержащих ФГ свидетельствует о менее выраженных сорбционных свойствах его по сравнению с ГК.

В целом же следует отметить, что ОГ обладает рядом схожих с ГК физико-химических свойств и может проявлять иные свойства, не характерные для последних, т.е. представляет собой перспективное сырье для получения новых материалов для охраны окружающей среды, сельского хозяйства, других целей.

## Литература

1. Айвазов, Б. В. Практикум по химии поверхностных явлений и адсорбции / Б. В. Айвазов. М., 1973.
2. Бамбалов, Н. Н. Состав негидролизуемого остатка торфяных почв / Н. Н. Бамбалов // Почвоведение. 1994. № 8. С. 41–45.
3. Белькевич, П. И. Торф и проблема защиты окружающей среды / П. И. Белькевич, Л. Р. Чистова. Минск, 1979.
4. Дударчик, В. М. О структуре систем полисопряжения в торфах / В. М. Дударчик [и др.] // Докл. НАН Беларуси. 2003. Т. 47. № 3. С. 78–80.
5. Лиштван, И. И. Полифракционность и физико-химические свойства фракций гуминовых кислот / И. И. Лиштван, Ф. Н. Капуцкий, А. М. Абрамец [и др.] // Весці НАН Беларусі. Сер. хім. наук. 2011. № 4. С. 89–94.
6. Лиштван, И. И. Физико-химическая механика гуминовых веществ / И. И. Лиштван, Н. Н. Круглицкий, В. Ю. Третинник. Минск, 1976.
7. Лиштван, И. И. Новые принципы моделирования структуры гуминовых кислот / И. И. Лиштван, В. П. Стригуцкий, Н. Н. Бамбалов [и др.] // Весці АН БССР. Сер. хім. наук. 1990. № 4. С. 7–10.
8. Лиштван, И. И. Трансформация систем полисопряжения гуминовых кислот в процессе метаморфизма каустобиолитов / И. И. Лиштван, В. П. Стригуцкий, Ю. Г. Янuta [и др.] // Химия твердого топлива. 2012. № 3. С. 14–19.
9. Лиштван, И. И. Гуминовые препараты бурого угля, торфа и методы их деминерализации / И. И. Лиштван, Ю. Г. Янuta, А. М. Абрамец [и др.] // Химия твердого топлива. 2013. № 3. С. 12–18.
10. Наумова, Г. В. Связь молекулярной структуры гуминовых кислот и их биологической активности / Г. В. Наумова, В. П. Стригуцкий, Н. А. Жмакова [и др.] // Химия твердого топлива. 2001. № 2. С. 3–13.
11. Орлов, Д. С. Гуминовые вещества в биосфере / Д. С. Орлов // Соросовский образовательный журнал. 1997. № 2. С. 56–63.
12. Орлов, Д. С. Химия почв / Д. С. Орлов. М., 1992.
13. Орлов, Д. С. Практикум по химии гумуса / Д. С. Орлов, Л. А. Гришина. М., 1981.
14. Орлов, Д. С. Инфракрасные спектры почв и почвенных компонентов / Д. С. Орлов, Н. Н. Осипова. М., 1988.
15. Попов, А. И. Гуминовые вещества: свойства, строение, образование / А. И. Попов. СПб., 2004.
16. Раковский, В. Е. Химия и генезис торфа / В. Е. Раковский, Л. В. Пигулевская. М., 1978.

17. Сидняев, Н. И. Теория планирования эксперимента и анализ статистических данных. М., 2012.
18. Стригуцкий, В. П. О наличии графитоподобных и фуллереноподобных структур в торфах / В. П. Стригуцкий, Н. Н. Бамбалов, В. М. Дударчик [и др.] // Физика и химия в решении проблем экологии: тез. докл. Международного симпозиума. Минск, 2002. С. 52–54.
19. Томсон, А. Э. Торф и продукты его переработки / А. Э. Томсон, Г. В. Наумова. Минск, 2009.
20. Черепанова, Е. С. Влияние непарамагнитных ионов  $\text{Ca}^{2+}$  на параметры спектров ЭПР Иригабородинского бурого угля / Е. С. Черепанова, Л. С. Любченко, В. П. Стригуцкий [и др.] // Химия твердого топлива. 1985. № 6. С. 15–19.
21. Swift, R. S. Organic Matter Characterization / R. S. Swift // Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. Madison, 1996.

**Институт природопользования НАН Беларуси**

Поступила в редакцию 1.09.2013 г.

**N. С. Першай, Ю. Г. Янута, А. М. Абрамец, Ю. Ю. Навоша, В. П. Стригуцкий**

**ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ВОДОНЕРАСТВОРIMОГО ОСТАТКА  
ПОСЛЕ ЩЕЛОЧНОГО ГИДРОЛИЗА КАУСТОБИОЛИТОВ**

Представлены результаты экспериментальных исследований остатка после гидролиза торфа и бурого угля. Установлено, что остаток после гидролиза содержит кислородсодержащие функциональные группы, однако их количество ниже, чем для гуминовых кислот. Показано, что структура молекулярных фрагментов остатка после гидролиза схожа со структурой молекулярных фрагментов гуминовых кислот. Несмотря на схожесть остатка после гидролиза каустобиолитов с их гуминовыми кислотами по ряду физико-химических свойств, остаток проявляет и иные свойства, не характерные для последних, т. е. представляет собой перспективное сырье для получения новых материалов для охраны окружающей среды, сельского хозяйства и иных целей.

**N. S. Pershai, Y. G. Yanuta, A. M. Abramets, Y. Y. Navosha, V. P. Strigutski**

**PHYSICAL AND CHEMICAL PROPERTIES OF WATER-INSOLUBLE RESIDUE  
AFTER CAUSTOBIOoliths ALKALINE HYDROLYSIS**

*Results of experimental researches of hydrolysis residue of peat and brown coal are presented. It is founds that the hydrolysis residue has oxygen-containing functional groups, however their quantity is less than of humic acids. It is shown, that structure of molecular fragments of hydrolysis residue is similar to that of humic acids molecular fragments. Despite the similarity of the caustobioliths hydrolysis residue with their humic acids by number of physical and chemical properties, the residue also shows other properties, not characteristic for the last, i. e. presents a perspective raw materials for obtaining new materials to protect environment, agriculture and for other purposes.*

УДК 665.7.035.6 (476)

И. И. Лиштван, В. Н. Алейникова, А. М. Абрамец

## ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА МОДИФИЦИРОВАННОГО УГЛЕЩЕЛОЧНОГО РЕАГЕНТА

*Приведены результаты исследований реологических свойств дисперсий углещелочных реагентов на основе бурых углей. Экспериментально обоснованы условия окислительной модификации гуминовых соединений углещелочных реагентов  $H_2O_2$  с целью придания реагентам более высоких потребительских характеристик, как регуляторов седиментационной устойчивости глинистых минералов в засоленных средах.*

Для регулирования технологических свойств глинистых растворов, используемых при бурении скважин, широко применяют гуматные реагенты [2–4, 7, 8]. Под гуматными реагентами понимают препараты, содержащие гуматы натрия, калия или аммония. Их используют для общего улучшения качества глинистых суспензий, применяемых в буровой технике, в основном для снижения их вязкости, напряжения сдвига и водоотдачи [12]. Неоднократно предпринимались попытки расширить область применения гуматов и повысить их эффективность, с целью увеличения возможности применения реагента в агрессивных средах и при высоких температурах. Однако предпринятые попытки улучшения свойств углещелочных реагентов (УЩР) полностью так и не решили проблемы получения высокоэффективных и экологически безопасных гуматных препаратов для обработки буровых растворов при бурении в сложных геолого-технических условиях. Поэтому нами была предпринята попытка модификации УЩР при помощи обработки его пероксидом водорода, т. е. окислительной активации его гуминового комплекса.

Характерным признаком гуматных реагентов как понизителей вязкости и предельного напряжения сдвига промывочных жидкостей является наличие в составе их молекул ионогенных групп (карбоксильных) и структурных единиц, склонных к координационным связям (спиртовых гидроксилов, аминных групп) [10, 11, 13]. Разжижающее действие этих веществ определяется способностью их молекул (или ионов) сочетаться двумя или несколькими связями с реакционноспособными атомами глинистой частицы. Критерием эффективности таких реагентов служат энергия и число связей, образующихся в процессе взаимодействия с активными центрами кристаллической решетки глинистого минерала [1].

Разжижающее действие зависит не только от наличия и благоприятного расположения функциональных групп и структурных элементов в молекуле гуминовых соединений (ГС), но и от размера и конфигурации последних [6].

Исследованиями влияния на фильтрационные свойства глинистых суспензий различных

фракций гуминового реагента, отличающихся молекулярной массой, подтверждено, что с увеличением размера молекулярных структур возрастает эффективность препарата как понизителя водоотдачи [1]. При содержании в реагенте молекул ГС большей величины имеет место значительно более эффективное снижение водоотдачи. Наоборот, фракции реагента, представленные меньшими размерами молекул гуминовых веществ (ГВ), интенсивно разжижают глинистые суспензии, мало влияя на величину фильтрации.

Функциональные группы распределены по всей длине молекул ГВ и могут быть присоединены как к их ароматическим фрагментам, так и к алифатическим [11]. Наличие кислых функциональных групп (карбоксильных, фенольных гидроксилов) придает гуминовым кислотам (ГК) способность к реакциям ионного обмена [7, 10], а ГК в водных растворах аммиака и щелочей образуют растворимые соли (гуматы калия, натрия, аммония).

Согласно [7], водные растворы ГВ можно рассматривать как полуколлоидно-высокомолекулярные системы типа полиэлектролитов с признаками микромозаичной гетерогенности. В зависимости от степени диссоциации кислых и основных групп макромолекулы ГВ могут занимать различные конформационные состояния.

Диссоциация карбоксильных групп даже в кислой среде определяет электроотрицательность макромолекул и их отдельных звеньев, что способствует созданию рыхлых надмолекулярных структур ГВ. В изоэлектрическом состоянии молекулярные образования продукты распада, включающие главную гуминовую, белковую и полиозную составляющие, представлены в основном компактными образованиями. Структуры последнего типа наиболее характерны для ГВ низинного торфа, где диссоциация кислых групп практически подавлена катионами, а межмолекулярные взаимодействия происходят не только за счет водородных связей и межмолекулярных сил, как в ГС верхового торфа, но и в результате взаимодействия ионогенных функциональных групп через катионы многовалентных металлов [7].

Поскольку ГВ чувствительны к добавкам электролитов, то качество гуматных реагентов, определяется порогом структурообразования [4, 8]. Чем выше конденсация ароматического ядра ГК, тем крупнее их первичные агрегаты и меньше устойчивость к действию электролитов [7].

Пороговая концентрация в зависимости от стадии углеобразования сырья меняется от 1 до 30 мг-экв/г  $\text{BaCl}_2$ /л, уменьшаясь при переходе от генетически молодых ГК к более зрелым, и обнаруживает обратную зависимость от величины оптической плотности. В ряду торф → бурый землистый уголь → бурый блестящий уголь → выветрившийся каменный уголь порог коагуляции уменьшается в последовательности 26; 19; 14; 5 мг-экв/г  $\text{BaCl}_2$ /л и соответствует уменьшению содержания фенольных гидроксилов 5,7; 4,5; 4,3; 2,7 мг-экв/г. Т. е. в данном случае возможно образование нерастворимых агрегатов гуматов за счет фенольных гидроксилов, а порог агрегации (коагуляции) можно связывать с размером молекул ГВ и числом функциональных групп, вступающих в реакции обмена в щелочных средах. Учитывая природу ГВ, термин «порог коагуляции», очевидно, неприемлем для описания процессов структурообразования при добавлении электролитов к гуматам, представляющим истинные растворы высокомолекулярных полиэлектролитов. Правильнее пороговую концентрацию электролита назвать «порогом структурообразования», когда вследствие развития в системе коагуляционных структур образуются рыхлые седimentирующие агрегаты [7].

УЩР для исследований были подготовлены из бурого угля Житковичского месторождения с размером частиц менее 2 мм. Наработанные образцы отличались способом получения.

Образец 1-й (УЩР) получали по «сухому способу», заключающемуся в обработке угля концентрированным раствором щелочи (40 %-ный  $\text{NaOH}$ ). Полученный УЩР имеет порошкообразный вид с размером частиц менее 2 мм.

Образец 2-й (УЩР-М) отличается от первого лишь тем, что УЩР 1-й на завершающей стадии обрабатывали пероксидом водорода (30 %-ный раствор) при соотношении органическое вещество УЩР :  $\text{H}_2\text{O}_2$  – 5 : 1. Обработку проводили при комнатной температуре, а смесь выдерживали 24 ч. Гранулометрический состав УЩР-М следующий: частицы размером 1,25 мм – 69 %; частицы размером более 1,25 мм – 31 %.

Основным действующим веществом гуматных реагентов, т. е. УЩР, являются ГВ [1, 7, 8]. Поэтому их определение в готовом продукте является одним из важнейших показателей. Анализ реагента на содержание ГК проводили аналогично [12]. Навеску реагента, содержащую 1 г органического вещества реагента, смешивали со 100 мл воды. После тщательного взбалтывания

содержимое колбы выдерживали 1 сут, а затем отцентрифugовывали с помощью центрифуги ОПН-8 (скорость 7000 об/мин, время 15 мин). Фугат осаждали кислотой. Выпавший осадок, условно ГК, отделяли и промывали на центрифуге 1 раз – 0,05 н раствором  $\text{HCl}$ , затем 2 раза – 0,03 н раствором  $\text{HCl}$ , а затем дистиллированной водой. Далее осадок высушивали до абсолютно сухого состояния и взвешивали на аналитических весах. Выделенные таким образом ГК содержат значительное количество примесей (легкогидролизуемых веществ, битумов и др.), поэтому они и названы ГК условно. Влажность и зольность образцов гуматных реагентов определяли по СТБ 2042-2010.

Для наработанных образцов УЩР определяли порог структурообразования [5]. При его определении использовали растворы данных реагентов с одинаковым содержанием в них ГК (0,68 мг в 6 мл). Кислотность ( $\text{pH}$ ) раствора доводили до 8,2; температура их составляла – 20–22 °C.

В набор пробирок вносили раствор  $\text{CaCl}_2$  (в возрастающем объеме), водой доводили их объем до одинаковой величины (1 мл). Затем в каждую пробирку добавляли 5 мл раствора реагента и определяли наименьшую концентрацию, при которой за 4 ч происходило полное осаждение ГС из раствора.

На ротационном вискозиметре «Полимер “РПЭ – 1М.3”» выполнены реологические исследования 10 %-ных растворов полученных образцов реагентов при следующих скоростях сдвига ( $\varepsilon, \text{с}^{-1}$ ): 0,3461; 0,6921; 1,384; 2,768; 5,537; 11,07; 22,15; 44,3; 88,59; 177,2; 354,4; 708,8. По результатам экспериментов строили полные реологические кривые течения (рис. 1), на основе которых и определяли основные реологические характеристики (наибольшую пластическую вязкость практически неразрушенной структуры  $\eta_0^*$ , наименьшую пластическую вязкость по Бингаму  $\eta_m^*$ , статический  $P_{k1}$  и динамический  $P_{k2}$  пределы текучести). Основные характеристики полученных реагентов указаны в табл. 1.

Известно [9], что процесс течения систем всегда осуществляется, по крайней мере, тремя ступенями. Так, при весьма малых напряжениях происходит перестройка в молекулярном строении дисперсионной среды системы, т. е. это первая ступень, которую из-за несовершенства измерительных приборов редко удается заметить, как и в нашем случае.

С повышением напряжения сдвига структурированных сред происходит перестройка в структурированных оболочках системы. Естественно, что для начала течения структурированных оболочек необходимы уже большие напряжения, поскольку размер оболочки велик по сравнению с размером молекул полимера, т. е. имеем вторую ступень.

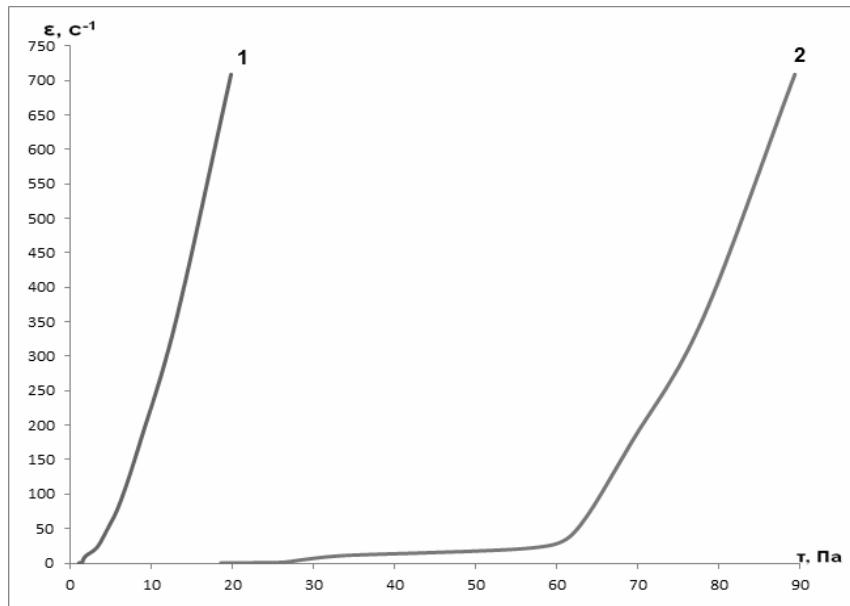


Рис. 1. Полные реологические кривые УЩР (кривая 1) и УЩР-М (кривая 2)

Таблица 1. Основные характеристики гуматных реагентов

Образец	Влажность, %	Зольность, %	Содержание ГК, %	Порог структурообразования, мг-экв CaCl <sub>2</sub>	Реологические параметры 10 %-ных растворов			
					P <sub>k1</sub> , Па	P <sub>k2</sub> , Па	η <sup>*</sup> <sub>0</sub> , Па·с	η <sup>*</sup> <sub>m</sub> , мПа·с
УЩР	33,7	31,8	68,0	7	1,5	6,5	0,05	13,16
УЩР-М	33,6	27,1	37,0	13	23,5	67,0	0,85	30,3

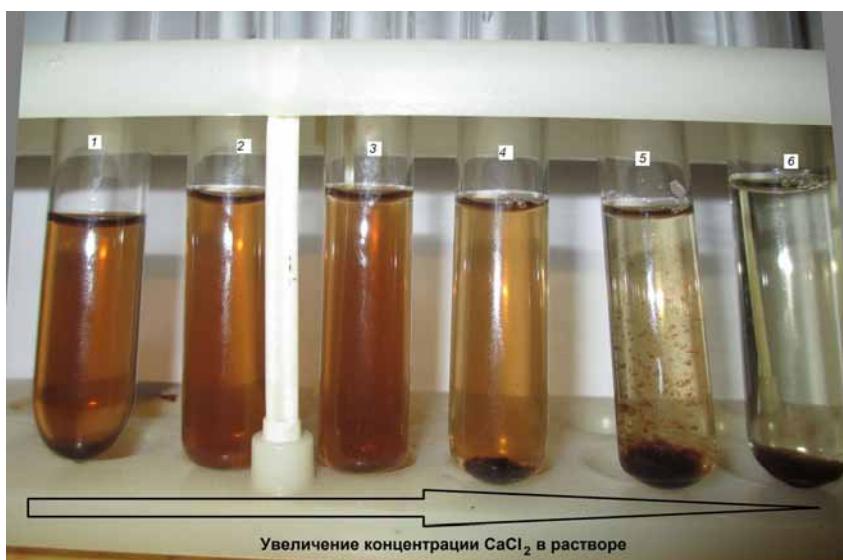
С дальнейшим ростом напряжения происходит перестройка в структуре самой системы. Образуются так называемые кинетические единицы, видимо, большие, по размерам, нежели оболочки, а это уже третья ступень процесса течения системы, которую мы и наблюдаем. Разрешающая способность прибора «Полимер «РПЭ – 1М.3» не дает возможность обнаружить все три ступени разрушения структуры в процессе течения, а позволяет лишь зафиксировать только нижнюю ступень изменения вязкости, отвечающую сравнительно большим напряжениям.

Таким образом, полученные данные свидетельствуют о том, что, как в случае с кривой УЩР, так и в случае для кривой УЩР-М, имеется выход на стационарное течение с наименьшей пластической вязкостью по Бингаму  $\eta_m^*$ . Следовательно, мы имеем дело с малопрочными твердообразными структурами. Но, так как пределы текучести для УЩР малы, упругие свойства связей, препятствующих молекулярному течению, тоже малы. В случае УЩР-М, пределы текучести

значительно больше, что указывает на заметные упругие свойства его коагуляционной структуры. Соответственно этому, для начала течения необходимо преодолеть упругость связей как структурированных оболочек, так и структуры системы в целом.

Чем выше конденсация ароматического ядра ГК и чем больше отношение ароматического углерода к углероду боковых радикалов, тем ниже степень дисперсности ГК и ниже их гидрофильность, а следовательно, меньше устойчивость к коагулирующему действию электролитов [5]. Величина же порога структурообразования при введении электролита (наименьшая концентрация, вызывающая коагуляцию) является показателем степени дисперсности ГК, т. е. чем больше порог структурообразования, тем выше и степень дисперсности системы [5].

Из рис. 2 видно, что с увеличением концентрации CaCl<sub>2</sub> в растворе увеличивается коагуляция образцов УЩР. Аналогичным образом, но при более высоких концентрациях CaCl<sub>2</sub>, ведет себя УЩР-М.



**Рис. 2. Определение порога структурообразования УЩР с использованием в качестве коагулянта  $\text{CaCl}_2$  в различной концентрации:**  
**1 – 1 мг-экв  $\text{CaCl}_2$ /л ГК; 2 – 3 мг-экв  $\text{CaCl}_2$ /л ГК; 3 – 4 мг-экв  $\text{CaCl}_2$ /л ГК;**  
**4 – 5 мг-экв  $\text{CaCl}_2$ /л ГК; 5 – 6 мг-экв  $\text{CaCl}_2$ /л ГК; 6 – 7 мг-экв  $\text{CaCl}_2$ /л ГК**

Полученные данные свидетельствуют о том, что устойчивость гуматного реагента УЩР-М (порог структурообразования равен 7 мг-экв  $\text{CaCl}_2$ ) к действию электролитов значительно выше, чем УЩР (порог структурообразования равен 13 мг-экв  $\text{CaCl}_2$ ). Это доказывает, что окисление ГВ  $\text{H}_2\text{O}_2$  приводит к увеличению степени дисперсности ГК в реагенте.

Таким образом, по результатам проведенных экспериментов, обработка УЩР  $\text{H}_2\text{O}_2$  приводит к получению конечного продукта с меньшим содержанием ГК, но дисперсии данного реагента имеют более высокие устойчивые свойства связей к наличию в среде электролитов и большую степень дисперсности ГК, т. е. обеспечивает более высокую устойчивость гуматного реагента к агрессивному воздействию электролитов.

### Литература

1. Булатов, А. И. Буровые промывочные и тампонажные растворы / А. И. Булатов [и др.]. М., 1999.
2. Городнов, В. Д. Химические реагенты для обработки промывочных жидкостей / В. Д. Городнов. М., 1970.
3. Городнов, В. Д. Химические реагенты и термосолеустойчивые буровые растворы / В. Д. Городнов [и др.]. Ташкент, 1977.
4. Кистер, Э. Г. Химическая обработка буровых растворов / Э. Г. Кистер. М., 1972.
5. Кононова, М. М. Органическое вещество почвы, его природа, свойства и методы изучения / М. М. Кононова. М., 1963.
6. Краснов, К. С. Молекулы и химическая связь / К. С. Краснов. М., 1984.
7. Лиштван, И. И. Физико-химическая механика гуминовых веществ / И. И. Лиштван, Н. Н. Круглицкий, В. Ю. Третинник. Минск, 1976.
8. Мискарли, А. К. О новых химических реагентах / А. К. Мискарли // Промывочные растворы для бурения скважин. М., 1962.
9. Овчинников, П. Ф. Реология тиксотропных систем / П. Ф. Овчинников, Н. Н. Круглицкий, Н. В. Михайлов. Киев, 1972.
10. Орлов, Д. С. Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации / Д. С. Орлов. М., 1990.
11. Орлов, Д. С. Химия почв / Д. С. Орлов. М., 1992.
12. Ривкина, Х. И. Торфощелочные реагенты – стабилизаторы глинистых суспензий / Х. И. Ривкина [и др.] // В кн. Труды Калининского торфяного института. Выпуск XIII. Государственное энергетическое издательство, 1963. С. 118–128.
13. Физика и химия торфа / И. И. Лиштван [и др.]. М., 1989.

Институт природопользования НАН Беларуси

Поступила в редакцию 07.08.2013 г.

И. И. Лиштван, В. Н. Алейникова, А. М. Абрамец

**ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА  
МОДИФИЦИРОВАННОГО УГЛЕЩЕЛОЧНОГО РЕАГЕНТА**

---

Исследованы реологические свойства дисперсий углещелочных реагентов (УЩР) на основе бурых углей. Результаты работы свидетельствуют об увеличении порога структурообразования УЩР после проведения окислительной модификации их гуминовых соединений  $H_2O_2$ . Данные, полученные в ходе исследований, позволили экспериментально обосновать условия получения реагентов с более высокими потребительскими характеристиками.

В статье представлены результаты исследований реологических свойств гуматных реагентов, их порога структурообразования и другие характеристики.

*I. I. Lishtvan, V. N. Aleinikova, A. M. Abramets*

**PHYSICAL-CHEMICAL PROPERTIES  
OF MODIFIED CARBON-ALKALI REAGENT**

---

*Rheological properties of dispersions of carbon-alkali reagents (CAR) on brown coals basis have been studied. The work results testify to the increase of the thresholds of CAR structure formation after conducting oxidative modification of their humic compounds  $H_2O_2$ . Data obtained in the research course allowed to experimentally substantiate conditions of reagents production of higher consumption properties.*

*Investigation results of rheological properties of humatic reagents, their structure formation threshold and other characteristics are presented in the article.*

УДК 622.331.002.5:553.973

**Б. В. Курзо, В. К. Жуков, П. А. Зданович, О. М. Гайдукевич, И. В. Кляуззе**

## КАЧЕСТВЕННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ КОМПОЗИЦИОННЫХ ТОПЛИВНЫХ ГРАНУЛ НА ОСНОВЕ ТОРФА НИЗКОЙ СТЕПЕНИ РАЗЛОЖЕНИЯ

*Изучены возможности получения качественных топливных гранул на основе торфа в композициях с растительными отходами сельскохозяйственного производства, тростником и сапропелем.*

В настоящее время большое внимание уделяется биоэнергетике – промышленному получению энергии из древесных и бытовых отходов, отходов переработки сельскохозяйственных культур. Получаемое из этого сырья твердое биотопливо представляет собой альтернативу традиционным видам топлива для производства тепловой и электрической энергии – углю, природному газу, нефтепродуктам. Самым технологичным видом твердого биотоплива считаются топливные гранулы (пеллеты) [10]. Гранулированная биомасса позволяет в несколько раз сократить расходы на транспортировку и хранение, значительно повысить эффективность автоматизированного сжигания.

В 2008 г. большинством европейских государств принята директива «20–20–20», согласно которой к 2020 г. страны Евросоюза обязуются производить 20 % энергии с помощью возобновляемых источников и экономить 20 % энергии за счет внедрения энергоэффективных технологий [14]. В России в соответствии с энергетической стратегией [13] одним из наиболее важных и перспективных местных источников топлива является торф. На ближайшее время ставится задача увеличить использование торфа в топливно-энергетическом балансе торфодобывающих регионов с сегодняшних 1–2 % до не менее чем 8–10 %. Те процессы, которые прошли в Европе и происходят сейчас в России, в связи с переходом на получение энергии из биомассы, вызваны не только экологической безопасностью, сколько экономической целесообразностью. В Беларусь согласно [3], в 2010–2015 гг. намечено реконструировать 160 энергетических объектов, из которых на 27 в качестве топлива будет использоваться торф.

Биотопливо в виде древесных и торфяных гранул является значительно более выгодным топливом по сравнению с другими его видами, за исключением газа. Из-за выравнивания внутренних цен на газ с общемировыми, цена на него будет постоянно расти, и в ближайшей перспективе стоимость энергии, произведенной из биотоплива, будет равной или меньшей, чем полученной при сжигании газа.

Вторым важным аспектом применения гранулированного топлива является то, что не у каждого владельца собственного дома, желающего

иметь автоматическое отопление, есть возможность подключиться к системе газоснабжения. Электроотопление исключается ввиду высоких тарифов на электроэнергию. Тогда выбор сводится к двум вариантам – использовать для отопления дизельное или гранулированное топливо. При площади дома 150 м<sup>2</sup> необходим котел мощностью около 30 кВт. За отопительный сезон такой котел потребляет приблизительно 4 т (4700 л) дизельного топлива стоимостью 37,6 млн бел. руб. (в ценах середины 2013 г.). Такое же количество тепла может быть получено из 10 т древесных или торфяных гранул. При отпускной цене 80 €/т на покупку гранулированного топлива понадобится 9,6 млн бел. руб., т. е. в 4 раза меньше, чем при использовании для отопления дизельного топлива.

Производство гранулированного и прессованного топлива с каждым годом растет, чему способствует рост цен на традиционные энергоснители. В 2008 г. производство пеллет в мире составило около 10 млн т [1]. Основные объемы биотоплива производят США и Канада. В ЕС ежегодно производится менее 4 млн т пеллет, используется 6 млн т, поэтому ставку на экспорт в западную Европу делают производители из Северной Америки и стран восточной Европы. В 2010 г. Россия произвела более 600 тыс. т гранулированного топлива, Беларусь и Украина – по 100 тыс. т. Преобладает выпуск топливных гранул из древесных опилок, однако из-за дефицита сырья выпускаются также гранулы из соломы, лузги, тростника и торфа. В России торфяные топливные гранулы производят заводы во Владимирской области и на Дальнем Востоке. В Беларусь в Осиповичском районе создается производство торфяных пеллет с объемом выпуска продукции 35 тыс. т в год. По данным [9] за неполный 2010 г. импорт топливных гранул из России в ЕС составил 370 тыс. т, из Беларусь – 80 тыс. т, из Украины – 50 тыс. т.

Потенциально пригодные для топливно-энергетических целей запасы торфа в Республике Беларусь составляют 3,3 млрд т [2]. Существуют работающие в течение многих лет специализированные предприятия по добыче и переработке торфа. Поэтому для Беларусь организация пеллетных производств на основе торфяного сырья, производимого в стране предприятиями

различной формы собственности, весьма актуальна, а экспортный потенциал данного продукта перспективен.

Проводимая в настоящее время Институтом природопользования работа по переоценке запасов торфяного фонда и направлений использования торфа в каждом административном районе для разработки обновленного варианта «Схемы рационального использования торфяных месторождений и охраны торфяных болот Республики Беларусь на период до 2030 года» позволила рекомендовать для производства торфяных топливных гранул низкой зольности следующие торфяные месторождения Лельчицкого района Гомельской области: «Забок» (запас торфа 1370 тыс. т, зольность 3,5–4,2 %), «Топиловское» (северо-западный участок площадью 133 га и зольностью торфа 2,2–5,9 %), «Урочище Берин» (запас торфа 280 тыс. т, зольность

3,8 %), «Синьковское» (3650 тыс. т; 3,7–7,0 %) и др. [6].

С целью изучения возможности получения топливных гранул на основе малозольного торфа и в композициях с отходами сельскохозяйственного производства, тростником и сапропелем проведена серия лабораторных экспериментов. Исходным сырьем служил разнотипный торф месторождений «Берин» и «Топиловское» (табл. 1) и сапропель месторождения «Прибыловичи» Лельчицкого района. Этот сапропель кремнеземистого типа с естественной влагой 82,6 % имел довольно высокое содержание золы – 53,1 % и, следовательно, пониженное содержание органического вещества. Также в экспериментах использовали органический сапропель о. Судобль Смолевичского района Минской области с содержанием влаги 72,4 % и зольностью 14,7 %.

**Таблица 1. Характеристика исходного торфяного сырья**

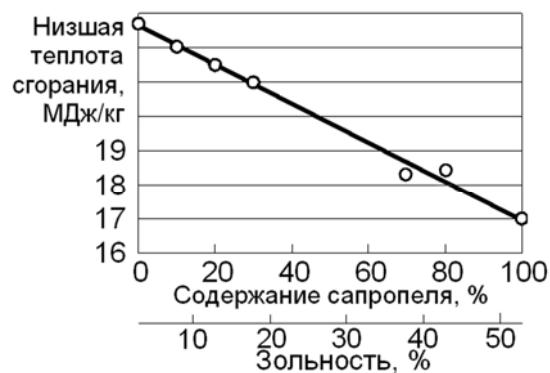
№ образца	Месторождение	Тип	Вид	Влага, %	Зольность, %	Степень разложения, %
1	Урочище Берин	Верховой	Пушицево-сфагновый	81,0	6,2	20
2	—«—	Верховой	Пушицевый	85,8	3,2	40
3	—«—	Верховой	Сосново-пушицевый	85,2	2,9	50
4	Топиловское	Переходный	Осоковый	65,1	3,4	20

Важным вопросом при организации производства и сбыта топливных гранул является качество продукции. Главными показателями качества гранулированного топлива в целом и торфяных гранул в частности, которые обеспечивают высокие потребительские свойства, считаются теплота сгорания, зольность, прочность и истираемость (доля мелкой фракции), насыпная плотность [4]. Топливные гранулы высшего качества имеют низкую (0,5–1,5 %) зольность. Торфяные пеллеты зольностью 2–4 % считаются низкозольными, хотя, согласно [4], допускается наличие золы до 15 %. С помощью добавок в торф низкозольного сырья растительного происхождения, в том числе отходов сельскохозяйственного производства, биомассы болотной и озерной растительности, можно изменять зольность торфяных гранул и тем самым обеспечивать запросы как пользователей бытовых котлов на топливных гранулах, так и крупных потребителей в лице теплоэлектростанций и энергетических концернов.

Теплотворная способность любого топлива определяет его энергетическую ценность и зависит от качественных параметров сырья, его состояния, наличия примесей и влаги. По нашим данным, низшая теплота сгорания пеллет из верхового и низинного торфов составляет соответственно 23,4 МДж/кг и 22,7 МДж/кг, в пересчете на рабочее вещество – 10,3 МДж/кг и 10,0 МДж/кг соответственно. Как показывают исследования, низшая теплота сгорания пеллет из

низинного торфа и кремнеземистого сапропеля по мере увеличения в композициях последнего падает (рис. 1). Низшая теплота сгорания гранул, изготовленных только из кремнеземистого сапропеля, находится на уровне 17 МДж/кг.

Относительная влага топливных гранул обычно составляет 8–12 %. Этот диапазон влаги оптimalен при гранулировании путем формования через горячую матрицу фрезерного торфа или биомассы. С другой стороны, топливо с таким содержанием воды позволяет обеспечить достаточно высокий КПД при сжигании. Границы показатель влаги гранулированного топлива 10 % зафиксирован в большинстве стандартов качества [12].



**Рис. 1. Низшая теплота сгорания пеллет на основе низинного торфа и кремнеземистого сапропеля**

Прочность гранул имеет значение при погрузке и транспортировке, поскольку может быть причиной потерь, повышенной пылимости, снижения плотности, пожарной опасности при хранении тонкодисперсной составляющей. В работах [7, 8, 11] детально изучена природа прочности формованного торфа, в том числе и с модифицирующими добавками. Главными факторами, от которых зависит прочность гранул, в том числе и торфяных, являются качественные характеристики используемого сырья и растительных добавок (наличие лигнина в составе), их физико-химическая природа, дисперсный состав, содержание влаги в исходном материале, наличие связующих добавок. Большое значение на прочность гранул оказывают также технологические факторы.

Изучено влияние добавок сапропеля на качественные характеристики гранул (пеллет) на основе торфа, полученных в результате: 1) прессования влажного торфа (с содержанием влаги 81–86 %); 2) прессования предварительно подсущенного (до влаги 25–30 %) торфа. В первой серии экспериментов использовали шнековый гранулятор КЭМ-36/220-4, который диспергирует, перемешивает и продавливает материал с получением пеллет диаметром 16 мм. После гранулирования композиции подвергали сушке в радиационно-конвективном режиме. Конечный продукт – торфо-сапропелевые пеллеты неправильной цилиндрической формы диаметром 8–10 мм с содержанием влаги 7–15 %. У полученных таким способом пеллет из верхового торфа прочность сжатия составляет 14–20 МПа, из низинного – около 7 МПа. Установлено, что при добавлении кремнеземистого сапропеля в композиции на основе верхового торфа прочность сжатия у пеллет падает, низинного – увеличивается [5].

Во второй серии экспериментов при производстве пеллет прессованием сырья, подсущенного до содержания влаги 25–30 % и измельченного до размеров фракций менее 1 мм изучена возможность получения качественной формованной пеллетизированной продукции на основе торфа и растительных отходов сельского хозяйства (табл. 2), а также тростником (*Phragmites communis*) и органическим сапропелем о. Судобль.

**Таблица 2. Характеристика сырья для получения топливных пеллет**

Сырье	Влага, %	Зольность (при 875 °C), %
Торф	48,5	3,9
Кукуруза початки	7,5	1,6
Лузга зерновых	17,1	7,5
Соя стручки	11,5	5,7
Тростник	9,0	1,9

В экспериментах с помощью лабораторного пресс-гранулятора ZLSP-100 гранулировали торф и тростник без добавок, торф в композициях с 10 и 30 % сапропеля, с 20 и 30 % початков кукурузы, с 30 и 50 % зерновых отходов, отходов сои и тростника, а также сапропель в композиции с 80 % тростника. Все расчеты выполнены в пересчете на сухое вещество торфа и добавок. Диаметр получаемых цилиндрических гранул – 6 мм.

Опытным путем для данного типа лабораторного оборудования найдено оптимальное содержание влаги прессования сырья 25–30 %. В этом случае отсев мелочи в готовой продукции минимален и составляет от 2 до 10 %. Эксперименты показывают, что уменьшение содержания влаги до 10–15 % при прессовании сырья резко увеличивает отсев мелкой фракции.

Топливные пеллеты содержат влаги 10–15 %, имеют насыпную плотность 430–640 кг/м<sup>3</sup>, прочность сжатия 17–35 МПа, прочность истирания 73–95 %. После отсея на сите остается 1,5–80 % пеллет. Результаты экспериментальных работ приведены в табл. 3.

В результате проведенных экспериментов установлено, что из торфа низкой степени разложения месторождения «Топиловское» на лабораторном прессе получаются высококачественные пеллеты правильной цилиндрической формы. Пеллеты имеют товарный вид, их поверхность ровная и гладкая. Конечное содержание влаги в пеллетах – 11–13 %. Прочность на сжатие пеллет из торфа месторождения «Топиловское» составляет 25 МПа, насыпная плотность 640 кг/м<sup>3</sup>, содержание мелких фракций – менее 2 %. В соответствии с [4] пеллеты отвечают 1-му сорту – имеют насыпную плотность порядка 650 кг/м<sup>3</sup> (по нормам для 1-го сорта – не менее 600 кг/м<sup>3</sup>, для 2-го сорта – не менее 450 кг/м<sup>3</sup>). По остальным показателям они также превышают уровни, заложенные в стандарте.

Добавки в торф органического сапропеля еще более усиливают прочностные качества пеллет – их прочность сжатия повышается с 25 МПа до 35 МПа, т. е. на 40 %. Сапропель с повышенным содержанием органического вещества обладает ярко выраженными связующими свойствами и его добавление в торф при пеллетировании положительно сказывается на прочности получаемого топлива. Однако это качество проявляется только при достаточно высокой влаге сапропеля порядка 70 %. Сапропель с содержанием влаги порядка 25 % в композиции с торфом гранулируется с большим выходом мелкой фракции.

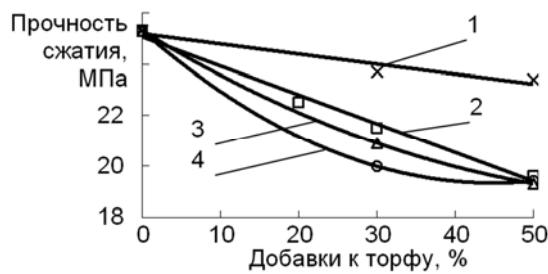
Добавки в торф отходов сельскохозяйственного производства и тростника в целом несколько снижают прочностные характеристики пеллет (рис. 2–4). В соотношении пеллеты/отходы 1/1 прочность уменьшается на 20 % – с 25 до 20 МПа (рис. 2). Также закономерно сни-

жается насыпная плотность композиций и увеличивается содержание мелких фракций. В наименьшей степени на прочность влияют добавки тростника. Если отходы зерновых, початки кукурузы и тростник составляют половину количества сырья, то насыпная плотность готовых пеллет

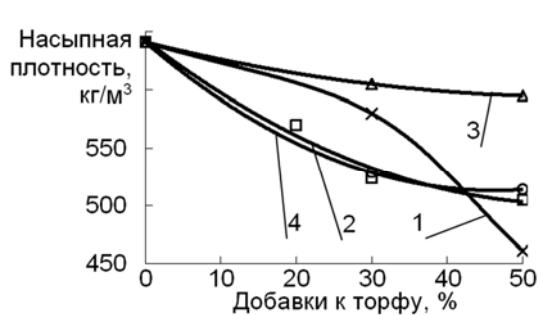
опускается до уровня 510–460 кг/м<sup>3</sup> (рис. 3), а содержание мелочи увеличивается до 10–30 %. Значительно меньше изменяется насыпная плотность и содержание мелочи в пеллетах при добавлении в торфяную основу отходов сои и сапропеля.

**Таблица 3. Результаты экспериментов по пеллетированию композиций торфа с отходами сельскохозяйственного производства, органическим сапропелем и тростником**

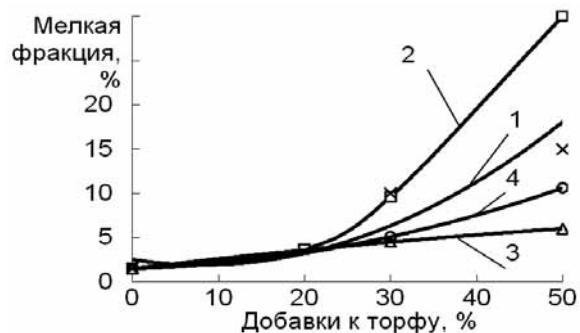
Добавка в торф		Композиция						
Название	%	Содержание влаги, %		Зольность, %	Отсев, %	Насыпная плотность, кг/м <sup>3</sup>	Прочность	
		перед прессованием	после прессования				сжатия, МПа	истирания, %
–	0	29,0	13,3	3,9	1,5	641	25,3	83
Сапропель	10	38,6	13,2	4,4	12,7	631	35,0	88
Кукурузы	20	26,6	12,4	3,7	3,7	570	22,5	88
Початки	30	26,4	11,6	3,5	9,6	524	21,5	75
	50	24,8	10,5	3,3	30,0	505	19,6	73
Зерна отходы	30	26,6	12,1	5,1	5,1	529	20,0	73
	50	24,1	11,2	6,2	10,6	514	19,4	78
Соя стручки	30	25,5	13,1	5,0	4,5	605	20,9	81
	50	22,1	13,1	5,1	6,0	595	19,3	84
Тростник	30	20,8	12,6	2,3	10,0	580	23,7	94
	50	18,2	11,4	4,7	15,0	461	23,4	93
	100	30,0	8,1	1,9	80,0	435	17,1	79



**Рис. 2. Влияние добавок к торфу на прочность сжатия пеллет.**  
Для рис. 2–4: 1 – тростник; 2 – кукуруза початки; 3 – соя стручки; 4 – отходы зерна



**Рис. 3. Влияние добавок к торфу на насыпную плотность пеллет**



**Рис. 4. Влияние добавок к торфу на содержание мелких фракций в пеллетах**

По содержанию мелких фракций в соответствии с нормативом уровень 1-го сорта (массовая доля мелочи не более 5 %) может обеспечиваться при доле отходов сельхозпроизводства примерно 25–30 % (рис. 4).

Тростниковое сырье имеет естественную влагу порядка 10 % и с трудом поддается гранулированию в лабораторных условиях с отсевом мелких фракций порядка 80 %. После гранулирования такие пеллеты из тростника весьма хрупкие, имеют невысокие качественные характеристики: насыпную плотность 440 кг/м<sup>3</sup>, прочность сжатия 17 МПа. Поэтому необходимо предусматривать его увлажнение до содержания влаги порядка 30 %. Современные промышленные пресс-грануляторы оборудованы специальными кондиционерами, которые позволяют с помощью добавления в сырье пара или воды регулировать содержание влаги подаваемой массы и тем самым добиваться снижения выхода мелких некондиционных отходов, которые направляются на повторное гранулирование. Добавление к тростнику перед гранулированием торфа и сапропеля в объеме 20–30 % к общей массе сухого вещества позволяет получать высококачественные пеллеты. Такие пеллеты имеют насыпную плотность 580 кг/м<sup>3</sup>, прочность сжатия 24 МПа, прочность истирания 94 %. Отсев мелких фракций составляет

около 10 %. Композиционное сырье из 80 % тростника (влага 10,7 %, зольность 10 %) с 20 % органического сапропеля (зольность 14 %, влага 70 %) перед прессованием имеет содержание влаги 36,3 %. Высококачественные пеллеты из такого сырья характеризуются насыпной плотностью 500 кг/м<sup>3</sup>, прочностью сжатия 27 МПа, прочностью истирания 95 %. Отсев составляет 4 %.

Таким образом, оценены перспективы производства твердого топлива на основе имеющихся в Республике Беларусь больших запасов торфяного сырья в объеме 3,3 млрд т и сложившейся структуры торфодобывающих предприятий. Установлена возможность получения качественной гранулированной продукции топливного назначения из торфа небольшой степени разложения и отходов сельского хозяйства. Кондиционные пеллеты, отвечающие требованиям нормативных документов, возможно производить путем добавления в торфяное сырье до 30 % отходов зерна и кукурузы и до 50 % отходов сои и тростника. Добавление в тростниковое сырье 20 % органического сапропеля влагой 60–70 % позволяет выпускать высококачественное гранулированное топливо. Полученные результаты лабораторных экспериментов важны для отработки технологических регламентов производства гранул из торфа и в смеси с добавками биомассы.

## Л и т е р а т у р а

- 1. Биоэнергетика:** мировые тенденции и передовые российские технологии // Охрана окружающей среды и природопользование. 2009, № 3. С. 47–49.
- 2. Гаврильчик, А. П.** Торфяной фонд Республики Беларусь и проблемы его рационального использования / А. П. Гаврильчик [и др.] // Природопользование. Минск, 2011. Вып. 19. С. 75–81.
- 3. Государственная** программа строительства энергоисточников на местных видах топлива в 2010–2015 годах: Утверждена Постановлением Совета Министров Республики Беларусь от 19.07.2010 г. № 1076. Режим доступа : <http://www.pravo.by>. Дата доступа : 01.08.2013).
- 4. ГОСТ Р 54248–2010.** Брикеты и пеллеты (гранулы) торфяные для коммунально-бытовых нужд. Технические условия. М., 2012.
- 5. Курзо, Б. В.** Прочностные показатели торфо-сапропелевых гранул / Б. В. Курзо [и др.] // Процессы и средства добычи и переработки полезных ископаемых : Сборник трудов Междунар. науч.-технич. конф., посвященной 80-летию со дня рождения заслуж. работника высшей школы Беларуси, д.т.н., проф. Кислова Н. В., 17–20 апреля 2012 г. Минск, 2012. С. 133–138.
- 6. Курзо, Б. В.** Ресурсный потенциал торфяных и сапропелевых месторождений Лельчицкого района и проблемы его освоения / Б. В. Курзо [и др.] // Природопользование. Минск, 2013. Вып. 23. С. 134–144.
- 7. Лиштван, И. И.** Физико-химические основы технологии торфяного производства / И. И. Лиштван [и др.]. Минск, 1983.
- 8. Лиштван, И. И.** Физические свойства торфа и торфяных залежей / И. И. Лиштван [и др.]. Минск, 1985.
- 9. Макусев, А. И.** Экспорт гранул – проблемы и их решение // Международная биоэнергетика. 2011, № 1. С. 4.
- 10. Справочник** потребителя биотоплива / под ред. В. Варес. Таллинн, 2005.
- 11. Терентьев, А. В.** Структура и свойства формованной торфяной продукции / А. В. Терентьев, В. И. Суворов. Тверь, 2004.
- 12. Топливные** пеллеты (гранулы): стандарты качества DIN, DINplus, ONorm. Режим доступа : <http://www.suntechnology.com.ua/din51731.html>. Дата доступа : 03.07.2013.
- 13. Энергетическая** стратегия России на период до 2030 г. Утверждена распоряжением Правительства Российской Федерации 13.11.2009. № 1715р. Режим доступа : <http://www.minenergo.gov.ru/aboutminen/energostrategy/>. Дата доступа : 01.08.2013.

14. New EU energy efficiency directive to address 20–20–20 shortfall. Mode of access : <http://www.geospatial-blogs.com/geospatial/2012/07/new-en-energy-efficiency-directive-to-address-20–20–20-shortfall.html>. Date of access : 28.07.2013.

## Институт природопользования НАН Беларуси

Поступила в редакцию 9.08.2013 г.

**Б. В. Курзо, В. К. Жуков, П. А. Зданович, О. М. Гайдукеевич, И. В. Кляуззе**

### **КАЧЕСТВЕННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ КОМПОЗИЦИОННЫХ ТОПЛИВНЫХ ГРАНУЛ НА ОСНОВЕ ТОРФА НИЗКОЙ СТЕПЕНИ РАЗЛОЖЕНИЯ**

Показана возможность использования твердого биотоплива и торфа как альтернативы традиционным источникам топлива. Выявлены экономические предпосылки роста их потребления. Оценены объемы производства гранулированного биотоплива. Республика Беларусь располагает огромными запасами торфяного сырья, из которых 3,3 млрд т пригодны для использования в топливно-энергетической сфере. Организация производства пеллет, новой перспективной формы топливного торфа, имеет в нашей стране большие перспективы.

Выявлены основные качественные характеристики топливных гранул (пеллет), которые находят отражение в нормативных документах. Показана возможность получения пеллет на основе разных видов торфа с добавками органического и кремнеземистого сапропеля, растительных отходов сельскохозяйственного производства и тростника. При производстве пеллет из композиций на основе торфа утилизируются также отходы сельского хозяйства. Одновременно существует возможность управления основными нормируемыми характеристиками получаемого топлива, особенно содержанием золы. Установлено, что пеллеты, отвечающие требованиям стандартов качества, могут быть получены путем добавления в торфяное сырье до 30 % отходов зерна и кукурузы и до 50 % отходов сои и тростника. Добавление в тростниковое сырье 20 % органического сапропеля влагой 60–70 % также позволяет получить высококачественное гранулированное топливо.

**B. V. Kurzo, V. K. Zhukov, P. A. Zdanovich, O. M. Gaidukevich, I. V. Klyauzze**

### **QUALITATIVE CHARACTERISTICS OF COMPOSITE FUEL GRANULES ON THE BASIS OF LAW-DECOMPOSITION PEAT RATE**

The possibility to use solid bio-fuel and peat as alternatives to traditional fuel sources has been shown. Economical prerequisites of their consumption increase have been revealed. The scopes of granulated bio-fuel production have been assessed. Republic of Belarus has enormous reserves of peat raw material, of which 3,3 bln are good for use in fuel-energy sphere. Management of pellets production, a new perspective form of fuel peat, has large prospect in our country.

Main qualitative characteristics of fuel granules (pellets) have been revealed, which are shown in normative documents. The possibility to produce pellets on the basis of various peat types with additives of organic and earth-silicon sapropel, vegetative waste of farming production and reed has been shown. In the production process of pellets from peat-based composites the farming waste are also utilized.

At the same time there's a possibility to control main normalized characteristics of the fuel produced, ash content in particular. It has been found that pellets corresponding to quality standards requirements, may be produced through adding into peat raw material till 30 % of grain and corn waste and till 50 % of soya and reed waste. Mixing reed and 20 % of organic sapropel of 60–70 % moisture also enables production of granulated fuel of high quality.

**Ю. А. Пономаренко**

## ЭФФЕКТИВНОСТЬ РАЗЛИЧНЫХ ДОЗ ЙОДА И СЕЛЕНА ПРИ ВЫРАЩИВАНИИ ЦЫПЛЯТ-БРОЙЛЕРОВ

Республика Беларусь относится к регионам с бедным содержанием йода и селена в почве, поэтому для обеспечения потребности в них населения, а также сельскохозяйственных животных и птицы, эти важные микроэлементы добавляются в комбикорма. Приведены результаты исследований по применению различных доз йода и селена на современных высокопродуктивных кроссах птицы с целью получения мяса цыплят-бройлеров, обогащенного этими элементами.

Йод и селен важнейшие микроэлементы для сельскохозяйственных животных и птицы, без дополнительного введения которых в комбикорма невозможно получить высокую продуктивность. Особенно это необходимо для современных высокопродуктивных кроссов мясной птицы [6].

Как известно, вреден и недостаток, и избыток данных микроэлементов. Так, недостаток йода у птицы приводит к нарушению деятельности функции щитовидной железы и основного обмена в целом. Повышенное содержание йода в организме вызывает гиперфункцию щитовидной железы, преждевременную линьку, тормозит созревание фолликулов [1].

Недостаток селена у цыплят-бройлеров приводит к экссудативному диатезу, низкому приросту живой массы, мышечной дистрофии, повышенной смертности цыплят. Избыток селена в рационе, особенно в форме его неорганических соединений, может привести к отравлению [1].

Учеными доказано, что органические формы йода и селена биологически более полноценны и безопасны, по сравнению с неорганическими, но не смотря на это комбикормовая промышленность попрежнему, как 20–30 лет назад, использует в качестве источника йода неорганические соединения йодистого и йодновато-кислого калия, а селена – селениннат натрия.

**Цель настоящей работы** – изучение эффективности применения в рационах цыплят-бройлеров повышенных доз органических йод- и селенсодержащих добавок для получения мяса птицы с заданными свойствами, предназначенного для обогащения рационов питания населения этими элементами.

Научно-производственные опыты по получению мяса цыплят-бройлеров, обогащенного йодом и селеном, проводили на цыплятах-бройлерах кросса «Росс-308» на РУСПП «Смолевичская бройлерная птицефабрика», Минской области. Для этого было сформировано три группы цыплят-бройлеров по 100 голов. Контрольную и опытные группы птицы комплектовали по принципу групп-аналогов (одинаковых по

происхождению, возрасту, общему развитию). Птицу, предназначенную для опытов, индивидуально взвешивали и распределяли по группам методом случайной выборки [2].

Кормление птицы осуществлялось по рекомендациям МНТЦ «Племптица», ВНИТИП. Йод, селен и другие биологически активные вещества добавляли, согласно Нормам ввода биологически активных веществ в премиксы, в соответствии с рекомендациями ВНИТИП [7]. Источником йода служила органическая форма «Йоддар», содержащая 0,083 % йода, а селена – его органическая форма «Сел-Плекс», содержащая 0,100 % селена.

Цыплята контрольной группы, 1-й и 2-й опытных групп получали с полнорационным комбикормом по нормам ВНИТИП по 0,7 г/т йода и 0,5 г/т селена. Цыплятам 1-й опытной группы дополнительно в комбикорма вводили 0,25 г йода и 0,03 грамма селена на 1 т комбикорма. Цыплятам 2-й опытной группы дополнительно в комбикорма вводили 0,5 грамма йода и 0,06 грамма селена на 1 т комбикорма.

Комбикорма готовили методом весового дозирования. Смешивание происходило в течение 30 мин при ступенчатом вводе микродобавок.

Птицу содержали на глубокой подстилке при рекомендуемых параметрах выращивания. Нормы посадки, фронт кормления и поения, температурный, влажностный, световой режимы соответствовали рекомендациям ВНИТИП [8].

Во всех группах цыплята-бройлеры получали комбикорма с одинаковым составом и питательностью.

Доступ птицы к корму и воде был постоянный. Для кормления использовали сухие полнорационные комбикорма, питательность которых соответствовала рекомендациям по кормлению сельскохозяйственной птицы. Недостаток лизина и метионина в рационах восполняли за счет синтетических аминокислот.

В исследованиях на цыплятах-бройлерах учитывали такие показатели, как сохранность поголовья, живая масса, среднесуточный прирост

живой массы, потребление кормов, индекс продуктивности, переваримость основных питательных веществ, качество мяса бройлеров [3–5].

Проведенные исследования выявили, что введение в рацион цыплят-бройлеров повышенных доз йода и селена оказало заметное влияние на их продуктивность и основные зоотехнические показатели (табл. 1).

У цыплят-бройлеров, получавших дополнительное количество йода и селена, повышалась сохранность поголовья на 2 %, а живая масса через 21 день – на 5,0 и 6,1 % по сравнению с контролем.

Дополнительное введение в комбикорма 0,25 г йода и 0,03 г селена на 1 т комбикорма способствовало росту живой массы в возрасте 38 дней и среднесуточному приросту живой массы цыплят на 3 % при снижении расхода корма на 1 кг прироста на 1,7 %, а также – росту индекса продуктивности на 7,1 % в сравнении с показателями контрольной группы.

Повышение дозы йода и селена на 0,50 и 0,06 г на 1 т комбикорма приводило к снижению живой массы цыплят в возрасте 38 дней на 22 г и среднесуточного прироста на 1 %, расход корма на 1 кг прироста увеличивался на 2,9 %, а индекс продуктивности – снижался на 1,9 % по сравнению с контролем. Это говорит о том, что дозы введения йода и селена во 2-й контрольной группе были завышены и таким

образом оказано отрицательное воздействие на развитие птицы.

Количество общего жира, процент насыщенных жирных кислот (в том числе пальмитиновой, стеариновой) и ненасыщенных жирных кислот (в том числе олеиновой, линоленовой, линолевой, арахидоновой) в помете цыплят, гомогенате тушек 21- и 38-дневного возраста опытных групп не отличались от контрольных.

Введение повышенных доз йода и селена не оказалось значительного влияния на накопление воды, белка, жира, минеральных веществ. Содержание воды в мясе контрольной группы и опытных групп находилось на уровне 68 %, белок в контрольной группе составлял 20,2 %, в опытных – 20,4 %, жир в контрольной и опытных также не отличался и равнялся – 10,8 %, количество минеральных веществ находилось на уровне 1 %.

Дегустационная оценка жареного мяса, полученного от цыплят контрольной группы, составила  $4,71 \pm 0,2$  балла, а опытных групп – по  $4,72 \pm 0,2$  балла. Потери при жарке мяса также не отличались и составили 35,6 %, 35,5, 35,5 % соответственно у контрольной и опытных групп.

Влияние дополнительного введения йода и селена на содержание этих микроэлементов в мясе и печени цыплят-бройлеров представлено в табл. 2.

**Таблица 1. Влияние дозы йода и селена на продуктивность цыплят-бройлеров и другие зоотехнические показатели**

Показатель	Группа		
	контрольная	1-я опытная	2-я опытная
Сохранность цыплят, %	97,0	99,0	99,0
Живая масса цыплят, г в возрасте:			
Сутки	40,2±0,5	40,2±0,5	40,2±0,5
21 день	740,2±6,9	776,9±7,1	785,5±7,2
% к контролю	100,0	105,0	106,1
38 дней (в среднем)	2190±25	2256±26	2168±23
% к контролю	100,0	103,0	99,0
В том числе петушков	2295±26	2364±27	2146±25
% к контролю	100,0	103,0	99,0
В том числе курочек	2085±24	2148±24	2064±21
% к контролю	100,0	103,0	99,0
Среднесуточный прирост живой массы цыплят-бройлеров, г	57,6	59,4	57,1
% к контролю	100,0	103,0	99,0
Расход корма на 1 кг прироста, кг	1,73	1,70	1,78
% к контролю	100,0	98,3	102,9
Индекс продуктивности	323	346	317
% к контролю	100,0	107,1	98,1

**Таблица 2. Содержание йода и селена в мясе и печени цыплят-бройлеров**

Группа	Содержание йода, мкг/100 г		Содержание селена, мкг/100 г	
	Мясо	Печень	Мясо	Печень
Контрольная	42,63±1,14	42,25±1,36	8,20±0,82	21,06±2,11
1-я опытная	65,18±2,05	67,25±2,61	14,45±1,45	37,94±3,80
2-я опытная	67,12±2,10	69,27±2,62	14,56±1,46	45,03±4,50

Дополнительное введение йода и селена в комбикорма значительно повлияло на накопление данных микроэлементов в мясе и печени цыплят-бройлеров. Так, при максимальном введении в комбикорма йода в количестве 0,50 г/т и селена 0,06 г/т содержание йода в мясе цыплят-бройлеров 2-й опытной группы увеличивалось в 1,57 раза, в печени – в 1,64 раза, а содержание селена в мясе увеличивалось в 1,78 раза, в печени – в 2,14 раза.

Как видно из табличных данных, дополнительное введение йода в количестве 0,25 г и селена – 0,03 г на 1 т комбикорма (1-я опытная группа), приводило к значительному накоплению этих микроэлементов в мясе и печени цыплят-бройлеров. Эффект дальнейшего повышения дозы йода и селена соответственно на 0,25 г/т и 0,03 г/т был незначителен, рост содержания йода и селена в мясе цыплят-бройлеров 2-й опытной группы по сравнению с 1-й опытной группой составил всего 3,0 и 0,8 %, а в печени цыплят-бройлеров – 3,0 и 19,0 % соответственно.

Следовательно, повышение дозы йода и селена соответственно на 0,50 г/т и 0,06 г/т комбикорма нецелесообразно, так как незначительно повлияло на содержание этих элементов в мясе и печени цыплят-бройлеров в сравнении с 1-й опытной группой.

Для определения биологической ценности и безвредности мяса использовали тест-

объект реснитчатых инфузорий «Тетрахимена пириформис». Результаты исследований показали, что относительная биологическая ценность мяса в 1-й и 2-й опытных группах была на 0,2 % и 1,2 % выше, чем в контрольной, и составила соответственно 100,2±0,9 % и 101,2±1,4 %. Токсичность, процент патологических форм клеток в контрольной и опытных группах не отличались и были равны в контрольной группе 0,1±0,10, в 1-й опытной – 0,1±0,06, во 2-й опытной – 0,1±0,09.

Как видно из приведенных данных, показатели биологической ценности мяса опытной и контрольной групп достоверных отличий не имели. Проявлений токсичности для инфузорий не установлено (в норме количество измененных форм клеток инфузорий составляет от 0,1 до 1 %). Следовательно, применение дополнительного количества йода и селена в рационах цыплят-бройлеров на биологическую ценность и безвредность продукта не влияет.

Экономический эффект от применения повышенных доз йода и селена при кормлении цыплят установлен в ходе производственной проверки на большом поголовье. Экономическая эффективность при получении мяса цыплят-бройлеров, обогащенного йодом и селеном, и основные результаты производственной проверки представлены в табл. 3.

**Таблица 3. Основные результаты производственной проверки**

Показатель	Варианты		
	Базовый	Новый 1	Новый 2
Посажено суточных цыплят-бройлеров, гол.	8000	8000	8000
Сдано на убой, гол.	7800	7808	7792
Сохранность, %	97,5	97,6	97,4
Живая масса суточного цыпленка, г	40,1	40,1	40,1
Живая масса всего поголовья суточных цыплят, кг	320,8	320,8	320,8
Средняя живая масса 1 головы в конце выращивания, г	2176	2230	2150
Живая масса сданной птицы на убой, кг	16 972,8	17 411,8	16 752,8
Прирост живой массы, кг	16 652,0	17 091,0	16 432,0
Срок выращивания, дни	38	38	38
Среднесуточный прирост живой массы, г/гол.	56,2	57,6	55,5
Убойный выход, %	71,4	71,6	71,0
Получено мяса, кг	12 118,6	12 466,8	11 894,5
Затраты корма на 1 кг прироста живой массы, кг	1,73	1,71	1,79
Производственные затраты, тыс. бел. р.	46 800	46 259	48 423
в т. ч. стоимость кормов, тыс. бел. р.	28 080	27 755	29 054
Себестоимость 1 кг мяса, тыс. бел. р.	3,86	3,71	4,07
Экономический эффект, тыс. бел. р.	–	1870,02	-2497,85
Экономический эффект, дол. США (курс 2950 бел. р. за 1 дол. США)	–	634	-847

Экономический эффект рассчитывали по следующей формуле:

$$\mathcal{E} = (C_b - C_h) \cdot A_h,$$

где  $C_b$  и  $C_h$  – себестоимость 1 кг мяса в базовом и новом вариантах, руб. соответственно;  $A_h$  – количество произведенной продукции в новом варианте, кг.

Производственная проверка показала, что при введении дополнительно в рацион цыплят-бройлеров 0,25 г/т комбикорма йода, и 0,03 г селена увеличивает сохранность на 0,1 %, среднюю массу одной головы в конце выращивания – на 54 г, среднесуточный прирост живой массы – на 1,4 г/гол, убойный выход – на 0,2 %, затраты корма на 1 кг прироста снизились на 0,02 кг.

Экономический эффект на 8 тыс. цыплят-бройлеров составил 1870 тыс. бел. р., что в пересчете на одного бройлера сданного на убой составило 239 р. или 0,081 дол. США. При применении более высоких доз йода и селена (0,5 и 0,06 г/т) эффект снижается.

Таким образом, научно-производственные испытания и производственная проверка позволили выявить высокую эффективность введения в рацион птицы дополнительных доз йода и селена в органической форме. Под их влиянием улучшалось качество мяса цыплят-бройлеров за счет накопления йода и селена,

что должно способствовать оздоровлению населения Республики Беларусь, у которого отмечается большой дефицит этих элементов в продуктах питания.

Дополнительное введение данных микроэлементов может способствовать росту рентабельности производства мяса птицы за счет более высокого качества продукта, а следовательно, и более высоких цен на него.

Получение мяса птицы, обогащенного йодом и селеном, будет способствовать востребованию его на внутреннем рынке республики, и дополнительному росту экспортных поставок.

## Литература

1. Егоров, И. А. Использование йода и селена в комбикормах кур-несушек / И. А. Егоров, Ю. А. Пономаренко // Комбикорма. 2007. № 3. С. 79–80.
2. Методика проведения научных и производственных исследований по кормлению сельскохозяйственной птицы : рекомендации / разраб. Ш. А. Имангулов [и др.]. Сергиев Посад, 2000.
3. Методика проведения научных и производственных исследований по кормлению сельскохозяйственной птицы: рекомендации / под общ. ред. В. И. Фисинина, Ш. А. Имангулова. Сергиев Посад, 2004.
4. Методические рекомендации по проведению анатомической разделки и органолептической оценки качества мяса сельскохозяйственной птицы / разраб. В. С. Лукашенко [и др.]. М., 1984.
5. Методические рекомендации по проведению научных исследований по кормлению сельскохозяйственной птицы / разраб. И. А. Егоров [и др.] ; под общ. ред. В. И. Фисинина, И. А. Егорова. Сергиев Посад, 1992.
6. Пономаренко, Ю. А. Селен и йод в рационах бройлеров / Ю. А. Пономаренко // Птицеводство. 2007. № 4. С. 38–39.
7. Рекомендации по кормлению сельскохозяйственной птицы / разраб. Ш. А. Имангулов [и др.] ; под общ. ред. В. И. Фисинина [и др.]. Сергиев Посад, 2006.
8. Ресурсосберегающая технология производства мяса бройлеров : метод. рекомендации / разраб. Т. А. Столляр [и др.]. Сергиев Посад, 1999.

**Институт природопользования НАН Беларуси**

Поступила в редакцию 14.08.2013 г.

**Ю. А. Пономаренко**

## ЭФФЕКТИВНОСТЬ РАЗЛИЧНЫХ ДОЗ ЙОДА И СЕЛЕНА ПРИ ВЫРАЩИВАНИИ ЦЫПЛЯТ-БРОЙЛЕРОВ

Дефицит макро- и микроэлементов в почвах приводит к снижению содержания их в кормах. Республика Беларусь относится к регионам с бедным содержанием йода и селена в почве, поэтому для обеспечения потребности в них населения, а также сельскохозяйственных животных и птицы данные важные микроэлементы дополнительно добавляются в комбикорма.

Приводятся результаты исследований на современном высокопродуктивном кроссе цыплят-бройлеров с целью получения мяса, обогащенного йодом и селеном. Исследовано накопление йода и селена в мясе и печени цыплят-бройлеров в зависимости от количества кормовых добавок «Йоддар» и «Сел-Плекс» в комбикормах. Приводятся также другие зоотехнические и ветеринарные показатели в зависимости от количества органических йода и селена, вводимых в комбикорма цыплят-бройлеров.

Производственная проверка показала, что введение дополнительно в рацион цыплят-бройлеров 0,25 г/т комбикорма йода, и 0,03 г селена увеличивает сохранность на 0,1 %, среднюю массу одной головы в конце выращивания – на 54 г, среднесуточный прирост живой массы – на 1,4 г/гол, убойный выход – на 0,2 %, затраты корма на 1 кг прироста снизились на 0,02 кг.

Экономический эффект на 8 тыс. цыплят-бройлеров составил 1870 тыс. бел. рублей, что в пересчете на одного бройлера, сданного на убой, составило 239 руб. или 0,081 долл. США. При применении более высоких доз йода и селена (0,5 и 0,06 г/т) эффект снижается.

Таким образом, научно-производственные испытания и производственная проверка позволили выявить высокую эффективность введения в рацион птицы дополнительных доз йода и селена в органической форме. Под их влиянием улучшалось качество мяса цыплят-бройлеров за счет накопления йода и селена, что может способствовать оздоровлению населения Республики Беларусь, где отмечается большой дефицит этих элементов в продуктах питания.

Дополнительное введение таких микроэлементов может способствовать росту рентабельности производства мяса птицы, за счет более высокого качества продукта, а следовательно, и более высоких цен на него.

Получение мяса птицы, обогащенного йодом и селеном, будет способствовать вос требованию его на внутреннем рынке республики, и дополнительному росту экспортных поставок.

**Y. A. Ponomarenko**

### **EFFICIENCY OF VARIOUS DOSES OF IODINE AND SELENIUM FOR CULTIVATION OF CHICKEN-BROILERS**

*Deficiency of macro-and micro elements in soils results in the decrease of their content in forages. Republic of Belarus is referred to regions with poor content of iodine and selenium in soil, therefore to provide their supply for population and agricultural animals and poultry the given important trace element are added in mixed fodders as a surplus.*

*Results of researches on modern highly productive cross of chicken-broilers for the purpose to produce meat, enriched with iodine and selenium are given. Iodine and selenium accumulation in meat and liver of chicken-broilers depending on quantity of fodder additives «Iodar» and «Sel-Pleks» in mixed fodders is investigated. Other zoo-technical and veterinary indicators depending on quantity of organic iodine and selenium added into mixed fodders of chicken-broilers are also resulted.*

*Industrial check has shown, that introduction in addition in a diet of chicken-broilers 0,25 г/т of iodine mixed fodders, and 0,03 г of selenium increases safety by 0,1 %, average weight of one head in the end of cultivation – by 54 г, a daily average gain of live weight – by 1,4 г/head, lethal exit – by 0,2 %, expenses of a forage per 1 kg of a gain have decreased by 0,02 kg.*

*Economic benefit per 8 thousand of chickens-broilers has made 1870 thousand of Belarus rubles, that in recalculation per one broiler which has been given for slaughter, has made 239 rbl. or 0,081 US dollars. Application of higher doses of iodine and selenium (0,5 and 0,06 г/т) decreases the effect.*

*Thus, research-and-production tests and industrial check have allowed to reveal a high efficiency of introduction into a diet of the poultry of additional doses of iodine and selenium in organic form. Under their influence the quality of meat of chicken-broilers at the expense of iodine and selenium accumulation that can promote improvement of the population of Belarus where the big deficiency of these elements in a foodstuff is marked improved.*

*Additional introduction of such trace elements can promote growth of profitability of manufacture of poultry at the expense of higher quality of the product, and consequently, higher prices for it.*

*Production of the enriched by iodine and selenium poultry will promote its claiming in republic home market, and to additional growth of export deliveries.*

**Ю. А. Пономаренко**

## **ВЛИЯНИЕ ПОВЫШЕННЫХ ДОЗ ЙОДА И СЕЛЕНА, СОДЕРЖАЩИХСЯ В «ЙОДДАРЕ», «СЕЛ-ПЛЕКСЕ» И ЛАМИНАРИИ, НА ПРОДУКТИВНОСТЬ КУР-НЕСУШЕК**

*Недостаток йода и селена в почвах и, как следствие, в кормах, не позволяет получать высокую продуктивность кур-несушек. Эти важнейшие микроэлементы вводятся в комбикорма с премиксами. Представлен обзор научных исследований и показано, что дополнительное введение в комбикорма кур-несушек Йоддара, Сел-Плекса и ламинарии позволяет увеличить продуктивность птицы и значительно – содержание этих микроэлементов в курином яйце, что обогатит продукты питания йодом и селеном.*

Республика Беларусь и большинство регионов России относятся к биогеохимическим зонам с выраженным йодной и селеновой недостаточностью. Йодная и селеновая недостаточность в почве отрицательно влияет на накопление этих микроэлементов в растениях, продуктах животноводства и негативно влияет на здоровье человека. Профилактика недостатка йода и селена может решаться за счет дополнительного использования кормовых йод- и селенсодержащих добавок в рационах животных и птицы [1, 3–5]. В этой связи актуальной является задача разработки и использования на практике эффективных кормовых добавок, обогащающих корма йодом и селеном.

**Цель настоящей работы** – изучение эффективности применения в рационах кур-несушек повышенных доз йод- и селенсодержащих добавок с получением пищевых яиц с заданными свойствами, предназначенных для обогащения рационов питания населения йодом и селеном.

**Таблица 1. Схема опыта**

Группа	Особенность кормления	Добавлено в комбикорм, г/т	
		йода	селена
Контрольная	Полнорационный комбикорм (ПК) с добавкой йода в форме йодистого калия (0,70 г йода) и селена в форме «Сел-Плекса» (0,20 г селена) на 1 т комбикорма	0,70	0,20
1-я опытная	ПК + 100 г ламинарии (0,2 г йода и 0,04 г селена) + 50 грамм «Сел-Плекса» (0,05 г селена) на 1 т комбикорма	0,90	0,29
2-я → –	ПК + 241 г кормовой добавки «Йоддар» (0,2 г йода) + 90 грамм «Сел-Плекса» (0,09 г селена) на 1 т комбикорма	0,90	0,29
3-я → –	ПК+175 г ламинарии (0,35 г йода и 0,07 г селена) + 70 грамм «Сел-Плекса» (0,07 г селена) на 1 т комбикорма	1,05	0,34
4-я → –	ПК+ 422 г кормовая добавка «Йоддар» (0,35 г йода) + 140 грамм «Сел-Плекса» (0,14 г селена) на 1 т комбикорма	1,05	0,34
5-я → –	ПК+285 г ламинарии (0,57 г йода и 0,14 г селена) + 90 грамм «Сел-Плекса» (0,09 г селена) на 1 т комбикорма	1,27	0,43
6-я → –	ПК+ 687 г кормовая добавка «Йоддар» (0,57 г йода) + 230 грамм «Сел-Плекса» (0,23 г селена) на 1 т комбикорма	1,27	0,43

Во всех группах птица получала комбикорма с одинаковой питательностью.

В предкладковый (16–20 недель), ранне-продуктивный (21–45 недель) и позднепродуктивный (46–68 недель) периоды использовались комбикорма с питательностью по нормам ВНИТИП [6].

Гематологические исследования крови проводили в начале опыта, а так же в отдельные периоды скармливания йод-, селенсодержащих добавок. Исследования по содержанию эритроцитов, уровню гемоглобина, гематокрита, кальция, фосфора и отношение кальция к фосфору в крови птицы представлены в табл. 2.

**Таблица 2. Влияние повышенных доз йода и селена в кормах на состав крови кур-несушек и содержание в ней кальция и фосфора**

Группа	Эритроциты ×10 <sup>12</sup> /л	Гемоглобин, г/л	Гематокрит, л/л	Кальций, ммоль/л	Фосфор, ммоль/л	Отношение Ca/P
<i>В начале опыта</i>						
Контрольная	3,80±0,11	90,40±0,30	0,26±0,01	2,50±0,05	1,83±0,02	1,37
1-я опытная	3,80±0,12	90,40±0,29	0,26±0,01	2,50±0,05	1,83±0,02	1,37
2-я » –	3,80±0,11	90,40±0,31	0,26±0,01	2,50±0,05	1,83±0,02	1,37
3-я » –	3,80±0,12	90,40±0,32	0,26±0,01	2,50±0,05	1,83±0,02	1,37
4-я » –	3,80±0,13	90,40±0,33	0,26±0,01	2,50±0,05	1,83±0,02	1,37
5-я » –	3,80±0,11	90,40±0,30	0,26±0,01	2,50±0,05	1,83±0,02	1,37
6-я » –	3,80±0,12	90,40±0,30	0,26±0,01	2,50±0,05	1,83±0,02	1,37
<i>После 15 недель опыта</i>						
Контрольная	3,80±0,12	83,00±0,29	0,26±0,01	2,50±0,06	1,95±0,02	1,28
1-я опытная	3,00±0,10	106,00±0,33	0,30±0,01	2,70±0,06	1,65±0,02	1,64
2-я » –	3,10±0,11	106,50±0,34	0,31±0,01	2,71±0,06	1,66±0,02	1,65
3-я » –	3,80±0,12	107,90±0,34	0,28±0,01	2,50±0,06	1,72±0,02	1,45
4-я » –	3,81±0,12	107,92±0,34	0,29±0,01	2,51±0,06	1,73±0,02	1,46
5-я » –	3,90±0,14	96,40±0,33	0,28±0,01	3,00±0,05	1,76±0,02	1,70
6-я » –	3,91±0,14	96,41±0,32	0,29±0,01	3,01±0,05	1,77±0,02	1,71
<i>После 26 недель опыта</i>						
Контрольная	3,80±0,10	78,50±0,29	0,29±0,01	2,40±0,05	1,90±0,02	1,05
1-я опытная	3,80±0,11	86,20±0,28	0,30±0,01	2,00±0,04	1,80±0,02	1,11
2-я » –	3,82±0,12	86,23±0,29	0,31±0,01	2,01±0,04	1,81±0,02	1,12
3-я » –	3,60±0,13	88,80±0,29	0,30±0,01	2,20±0,04	1,45±0,01	1,52
4-я » –	3,61±0,14	88,81±0,30	0,31±0,01	2,21±0,04	1,46±0,01	1,53
5-я » –	3,70±0,12	91,00±0,31	0,28±0,01	2,20±0,04	1,69±0,02	1,30
6-я » –	3,71±0,12	91,01±0,32	0,29±0,01	2,21±0,04	1,70±0,02	1,31

Исследования показали, что содержание эритроцитов, гемоглобина, гематокрина, кальция, фосфора и соотношение кальция к фосфору в начале опыта у кур-несушек контрольной и опытных групп не отличалось.

После 15 недель опыта выявлены следующие закономерности:

- эритроциты у кур контрольной группы не изменились, в то время как в опытных 5-й и 6-й группах, получавших наибольшее количество йода и селена, увеличение составило 2,6 и 2,9 % соответственно;

- характерно, что гемоглобин в наибольшем количестве содержался в крови кур 1-й–4-й опытных групп, увеличение составило 27,7–30,0 %;

- определение гематокрита показало его незначительное изменение, однако у кур контрольной группы этот показатель был наименьшим;

- содержание кальция в крови кур контрольной группы было наименьшим, наибольшее его количество отмечено у кур-несушек 5-й и 6-й

опытных групп, получавших наибольшее количество йода и селена, увеличение составило по 20 %.

- количество фосфора в крови у птицы контрольной группы было максимально, а при увеличении содержания йода и селена в рационе происходило незначительное его уменьшение в крови, а наименьшие показатели были у птицы 1-й и 2-й опытных групп, снижение составило соответственно 18 и 17 %;

- соотношение кальция к фосфору было наименьшим у птицы контрольной группы, наибольшее – у кур-несушек, получающих с рационом наибольшее количество йода и селена, превышение к контролю составило 33 и 34 %;

После 26 недель опыта выявлены следующие закономерности при исследовании показателей крови:

- эритроциты у кур опытной группы не изменились, наибольшее значение их имело место у птицы контрольной, 1-й и 2-й опытных групп, не получавших или получавших наименьшие дозы дополнительного йода и селена в рационе;

• гемоглобин в наибольшем количестве содержался в крови птицы 5-й и 6-й опытных групп кур-несушек, получающих максимальное количество йода и селена в рационе, превышение составило по 16 %;

• гематокрит в крови кур-несушек практически не изменялся;

• наибольшее содержание кальция в крови было отмечено у кур контрольной группы и у кур, получавших наибольшее количество йода и селена.

• максимальное количество фосфора наблюдалось у кур контрольной группы, при увеличении количества йода и селена в рационе происходило уменьшение содержания фосфора в крови;

• наименьшее соотношение кальция к фосфору установлено у птицы контрольной группы, наибольшее – у кур, получающих с рационом дополнительно 0,35 г йода и 0,14 г селена на 1 т комбикорма.

Изучались биохимические показатели крови кур-несушек, которые представлены в табл. 3.

Исследования показали, что содержание общего белка, глюкозы, мочевины, общих липидов, малонового диальдегида в начале опыта у кур-несушек контрольной группы и опытных не отличалось.

После 15 недель опыта выявлены сле-

дующие закономерности по содержанию этих показателей в крови:

- общий белок у кур-несушек контрольной и опытных групп практически не изменился, наибольшее его количество было в 1-й и 2-й опытных группах, получавших дополнительно 0,20 г йода и 0,09 г селена, увеличение составило 5,2 % по сравнению с контролем;

- глюкоза в наибольшем количестве содержалась в крови кур-несушек контрольной группы, дополнительное введение йода и селена приводило к незначительному снижению (2,3–13,5 %) ее в крови;

- мочевина у кур контрольной группы содержалась в наибольшем количестве. При максимальном дополнительном введении 0,57 г йода и 0,23 г селена на 1 т комбикорма она снижалась на 25,0 и 25,7 %;

- содержание общих липидов у кур 5-й и 6-й групп, получавших наибольшее количество йода и селена было наивысшим и превышало по этому показателю у кур контрольной группы на 0,7 %.

- малоновый диальдегид в крови кур контрольной группы превышал данный показатель опытных групп, минимальным он наблюдался при максимальном увеличении количества йода и селена в рационе, при этом снижение составило 17 % к контролю.

**Таблица 3. Влияние повышенных доз добавок йода и селена на биохимические показатели крови кур-несушек**

Группа	Общий белок, г/л	Глюкоза, ммоль/л	Мочевина, ммоль/л	Общие липиды, г/л	Малоновый диальдегид (МДА), нмоль/мг
<i>В начале опыта</i>					
Контрольная	57,70	7,90	1,85	11,90	7,30
1-я опытная	57,70	7,90	1,85	11,90	7,30
2-я » –	57,70	7,90	1,85	11,90	7,30
3-я » –	57,70	7,90	1,85	11,90	7,30
4-я » –	57,70	7,90	1,85	11,90	7,30
5-я » –	57,70	7,90	1,85	11,90	7,30
6-я » –	57,70	7,90	1,85	11,90	7,30
<i>После 15 недель опыта</i>					
Контрольная	58,00	8,00	2,20	14,20	8,10
1-я опытная	61,00	7,80	2,15	12,70	7,10
2-я » –	61,01	7,82	2,15	12,71	7,11
3-я » –	60,20	7,70	2,10	11,60	7,40
4-я » –	60,21	7,71	2,10	11,61	7,41
5-я » –	60,00	7,50	1,75	14,30	6,90
6-я » –	60,03	7,05	1,76	14,30	6,90
<i>После 26 недель опыта</i>					
Контрольная	58,20	7,40	1,55	11,50	9,70
1-я опытная	54,80	7,10	1,95	8,90	9,10
2-я » –	54,81	7,10	1,96	8,91	9,11
3-я » –	58,20	6,60	1,59	14,30	8,70
4-я » –	58,21	6,61	1,60	14,31	8,71
5-я » –	55,20	6,90	1,97	10,50	9,30
6-я » –	55,21	6,91	1,98	10,50	9,31

После 26 недель опыта выявлены следующие закономерности по содержанию этих показателей в крови кур-несушек:

- закономерностей по изменению общего белка у кур контрольной и опытных групп не установлено, расхождения между минимальным и максимальным показателями составляло 6,2 %;
- глюкоза в наибольшем количестве содержалась у несушек контрольной группы, дополнительное введение йода и селена приводило к ее незначительному снижению, на 4,2–12,1 %;
- мочевина у кур контрольной группы содержалась в наименьшем количестве, при дополнительном максимальном введении 0,57 г

**Таблица 4. Влияние повышенных доз йода и селена в комбикормах на интенсивность яйцекладки кур-несушек и содержание йода и селена в курином яйце**

Показатели	Группа						
	контрольная	1-я опытная	2-я опытная	3-я опытная	4-я опытная	5-я опытная	6-я опытная
В начале опыта							
Интенсивность яйцекладки, %	90,40	90,40	90,40	90,40	90,40	90,40	90,40
Йод, мкг/100 г	19,91	19,91	19,91	19,91	19,91	19,91	19,91
Селен, мкг/100 г	11,93	11,93	11,93	11,93	11,93	11,93	11,93
Затраты корма на 10 яиц, кг	1,32	1,32	1,32	1,32	1,32	1,32	1,32
После 15 недель опыта							
Интенсивность яйцекладки, %	90,40	91,40	91,45	93,50	93,51	92,4	92,45
Йод, мкг/100 г	20,41	50,40	50,45	61,38	61,39	69,98	69,99
Селен, мкг/100 г	11,05	19,01	19,05	24,21	24,26	24,79	24,80
Затраты корма на 10 яиц, кг	1,32	1,31	1,30	1,31	1,30	1,31	1,30
После 26 недель опыта							
Интенсивность яйцекладки, %	90,40	95,20	95,21	93,30	93,31	90,10	90,11
Йод, мкг/100 г	19,80	62,43	62,44	66,03	66,04	67,22	67,23
Селен, мкг/100 г	12,10	23,12	23,13	25,69	25,70	27,14	27,15
Затраты корма на 10 яиц, кг	1,32	1,30	1,31	1,31	1,30	1,34	1,33

Анализ данных, полученных в эксперименте показал, что интенсивность яйцекладки, содержание йода и селена в курином яйце, затраты корма на 10 яиц в начале опыта у кур контрольной и опытных групп не различались.

После 15 недель опыта получены следующие результаты:

- интенсивность яйценоскости кур 3-й и 4-й опытных групп была наивысшей и превышала интенсивность контрольной группы на 3,1 %;
- наибольшее содержание йода в курином яйце отмечалось в 5-й и 6-й опытных группах при максимальном введении йода и селена в комбикорма, увеличение составило 3,4 раза;
- значительное содержание селена в курином яйце наблюдалось в 5-й и 6-й опытных группах при максимальном введении йода и селена в комбикорма, увеличение составило 2,2 раза;
- затраты корма в расчете на 10 яиц были незначительно меньше у кур опытных групп, снижение составило 0,8–1,5 %.

После 26 недель опыта получены следующие результаты:

- интенсивность яйценоскости кур-несушек

йода и 0,23 г селена на 1 т комбикорма она увеличивалась на 27,1 и 27,7 %;

• содержание общих липидов у кур 3-й и 4-й групп, получавших дополнительно по 0,35 г йода и 0,14 г селена было наивысшим и превышало у кур контрольной группы на 24,3 и 24,4 %.

• малоновый диальдегид у кур-несушек контрольной группы был наиболее высоким и снижался по мере увеличения количества йода до 0,35 г и селена до 0,14 г в рационе на 11,4–11,5 %.

В опытах определяли интенсивность яйцекладки, содержание йода и селена в курином яйце, а также затраты корма на 10 яиц, результаты представлены в табл. 4.

1-й и 2-й опытных групп была самой высокой и превышала контрольную группу на 4,8 %;

• наивысшее содержание йода и селена в курином яйце отмечалось в 5-й и 6-й группах при максимальном введении йода и селена в комбикорма, увеличение составило 3,4 и 2,2 раза к контролю;

• затраты корма на производство 10 яиц были незначительно меньше у кур-несушек 1-й–4-й опытных групп, снижение составило 0,8–1,5 %, у кур 5-й и 6-й опытных групп, получавших максимальное количество йода и селена, этот показатель возрастал на 1,5 и 0,8 % соответственно.

Химический состав куриных яиц без скорлупы определяли в конце опыта, результаты представлены в табл. 5.

Исследования показали, что массовая доля воды составляла в пределах 73,53–73,62 %, золы – 0,77–0,81 %, закономерности в изменении этих показателей не наблюдалось.

Максимальная массовая доля белка в курином яйце установлена у кур 4-й и 5-й опытных групп, превышение к контролю составляло 0,05 и 0,04 %.

**Таблица 5. Химический состав куриных яиц, %**

Показатель	Группа						
	Контрольная	1-я опытная	2-я опытная	3-я опытная	4-я опытная	5-я опытная	6-я опытная
Массовая доля воды	73,55	73,59	73,62	73,58	73,54	73,53	73,54
Массовая доля золы	0,79	0,78	0,77	0,79	0,80	0,81	0,80
Массовая доля белка	12,75	12,77	12,77	12,75	12,80	12,79	12,78
Массовая доля жира	11,85	11,81	11,80	11,83	11,82	11,84	11,83
Массовая доля углеводов	1,06	1,05	1,04	1,05	1,04	1,03	1,05

Максимальная массовая доля жира в яйце обнаружена у кур контрольной группы, 1-й и 2-й опытных группах, снижение к контролю было наивысшим и составляло 0,04 и 0,05 %, во всех опытных группах этот показатель был ниже, чем в контроле.

Максимальная массовая доля углеводов в курином яйце отмечена у кур контрольной группы, во всех опытных группах данный показатель был ниже, чем в контроле, снижение к контролю составляло 0,01–0,03 %.

**Заключение.** Таким образом, проведенные научно-производственные испытания позволили выявить высокую эффективность кормовых добавок, содержащих органический йод и селен.

Установлено, что дополнительное введение 0,20 г йода и 0,09 г селена на 1 т комбикорма (1-я и 2-я опытные группы) после 26 недель опыта способствовало повышению интенсивности яйцекладки кур-несушек соответственно до 95,20 % и 95,21 % или на 4,80 % 4,81 % по срав-

нению с контролем. Влияние более высоких доз этих микроэлементов в 3-й и 4-й опытных группах приводило к увеличению на 2,9 %, а в 5-й, 6-й – снижению на 0,3 % в сравнении с контролем по данному показателю.

Следовательно, применение кормовых добавок, включающих органический йод и селен в предложенных дозах, улучшало качество товарного куриного яйца за счет накопления в нем йода и селена. Потребление этой продукции может способствовать оздоровлению населения Беларуси за счет увеличения потребления данных важнейших микроэлементов, а востребованность ее возрастет как на внутреннем рынке республики, так и в виде поставок на экспорт. К тому же дополнительное применение кормовых добавок на птицефабриках яичного направления будет способствовать росту рентабельности производства куриных яиц, так как цена на яйца, обогащенные йодом и селеном, значительно выше.

## Л и т е р а т у р а

1. Егоров, И. А. Использование йода и селена в комбикормах кур-несушек / И. А. Егоров, Ю. А. Пономаренко // Комбикорма. 2007. № 3. С. 79–80.
2. Методика проведения научных и производственных исследований по кормлению сельскохозяйственной птицы. Рекомендации / под общ. ред. В. И. Фисинина, Ш. А. Имангулова. Сергиев Посад, 2004.
3. Пономаренко, Ю. А. Селен и йод в рационах бройлеров / Ю. А. Пономаренко // Птицеводство. 2007. № 4. С. 38–39.
4. Пономаренко, Ю. А. Функциональные продукты птицеводства, содержащие повышенное количество йода, витамина А, и каротина / Ю. А. Пономаренко // Инновационные разработки и их освоение в промышленном птицеводстве : материалы XVII Международной конференции, Сергиев Посад, 2012 г. / Всемирная научная ассоциация по птицеводству, Российское отделение, НП «Научный центр по птицеводству» ; ред. В. И. Фисинин. Сергиев Посад, 2012. С. 253–254.
5. Пономаренко, Ю. А. Хлорелла и «Йоддар» – кормовые добавки для получения функциональных продуктов птицеводства / Ю. А. Пономаренко, Е. Е. Мананкина // Молекулярные, мембранные и клеточные основы функционирования биосистем : Десятый съезд Белорусского общественного объединения фотобиологов и биофизиков, Минск, 19–21 июня 2012 г. ; редкол. : И. Д. Волотовский [и др.]. Минск, 2012. Ч. 2. С. 194–197.
6. Рекомендации по кормлению сельскохозяйственной птицы / разраб. Ш. А. Имангулов [и др.] ; под общ. ред. В. И. Фисинина и [др.]. Сергиев Посад, 2006.

Ю. А. Пономаренко

## ВЛИЯНИЕ ПОВЫШЕННЫХ ДОЗ ЙОДА И СЕЛЕНА, СОДЕРЖАЩИХСЯ В «ЙОДДАРЕ», «СЕЛ-ПЛЕКСЕ» И ЛАМИНАРИИ, НА ПРОДУКТИВНОСТЬ КУР-НЕСУШЕК

Республика Беларусь и большинство регионов России относятся к биогеохимическим зонам с выраженнымими йодной и селеновой недостаточностью. Недостаточность этих микроэлементов в почвах приводит к дефициту их в кормах, поэтому йодная и селеновая недостаточность актуальны как для животных, так и для людей, проживающих в таких зонах. Профилактика недостатка йода и селена может решаться за счет использования кормовых йод- и селенсодержащих добавок. Наличие йода и селена в почве благоприятно влияет на накопление этих микроэлементов в растениях.

Проводятся результаты исследований на современном высокопродуктивном кроссе кур-несушек с целью получения куриного яйца, обогащенного йодом и селеном. Исследовано накопление йода и селена в курином яйце в зависимости от количества кормовых добавок «Йоддар» и «Сел-Плекс» в комбикормах.

**Заключение.** Таким образом проведенные научно-производственные испытания позволили выявить высокую эффективность кормовых добавок, содержащих органический йод и селен.

Установлено, что дополнительное введение 0,20 г йода и 0,09 г селена на 1 т комбикорма (1-я и 2-я опытные группы) после 26 недель опыта способствовало повышению интенсивности яйцекладки кур-несушек соответственно до 95,20 % и 95,21 % или на 4,80 %, 4,81 % по сравнению с контролем. Влияние более высоких доз этих микроэлементов в 3-й и 4-й опытных группах приводило к увеличению на 2,9 %, а в 5-й, 6-й – снижению на 0,3 % в сравнении с контролем по этому показателю.

Следовательно, применение кормовых добавок, включающих органический йод и селен в предложенных дозах, улучшало качество товарного куриного яйца за счет накопления в нем йода и селена. Потребление этой продукции может способствовать оздоровлению населения Беларуси, за счет увеличения потребления данных важнейших микроэлементов, а востребованность ее возрастает как на внутреннем рынке республики, так и в виде поставок на экспорт.

К тому же дополнительное применение этих кормовых добавок на птицефабриках яичного направления будет способствовать росту рентабельности производства куриных яиц, так как цена на яйца, обогащенные йодом и селеном, значительно выше.

Y. A. Ponomarenko

## INFLUENCE OF THE RAISED DOSES OF IODINE AND SELENIUM OF «IODDAR», «SEL-PLEKS» AND LAMINAR, ON THE EFFICIENCY OF HEN-LAYERS

Belarus and majority of regions of Russia refer to biogeochemical zones with evident iodine and selenium insufficiency. Insufficiency of these trace elements in soils leads to their deficiency in forages, therefore iodine and selenium deficiency are actual both for animals, and for the people living in these zones. Preventive maintenance of iodine and selenium lack can be solved at the expense of use of iodine – and selenium containing fodder additives. Iodine and selenium presence in soil favorably influences accumulation of these microcells in plants.

Results of researches on modern highly productive cross of hens-layers are carried out for the purpose of getting an egg enriched with iodine and selenium. Iodine and selenium accumulation in an egg depending on quantity of fodder additives «Ioddar» and «Sel-pleks» in mixed fodders is investigated.

**Conclusion.** Therefore, the conducted research-and-production tests have allowed to reveal high efficiency of the fodder additives containing organic iodine and selenium.

It is established, that additional introduction of 0,20 g of iodine and 0,09 g of selenium per 1 t of mixed fodders (1st and 2nd check groups) after 26 weeks of the test promoted the intensity of the increase of egg laying of hen-layers accordingly to 95,20 % and 95,21 % or by 4,80 %, 4,81 % in comparison with the check. Influence of higher doses of these microcells in the 3rd and 4th test groups led to the increase by 2,9 %, and in the 5th, 6th – to the decrease by 0,3 % in comparison with the checked by this indicator.

Hence, extra application of the fodder additives with organic iodine and selenium in the offered doses, improved quality of trade egg at the expense of accumulation of iodine and selenium. Consumption of this production can promote improvement of the population of Belarus, at the expense of increase in consumption of the given major microcells, and its demand will increase both in republic home market, and in the form of export deliveries.

Besides additional application of these fodder additives on integrated poultry farms of egg direction will promote to the growth of profitability of eggs production, as the price for eggs enriched with iodine and selenium, is considerably higher.

УДК 631.432; 502.4; 502.7; 550.34; 556.332 (476)

О. Г. Савич-Шемет, А. В. Кудельский

## ИЗМЕНЕНИЯ УРОВЕННОГО РЕЖИМА ПОДЗЕМНЫХ ВОД ЗАПАДНОЙ БЕЛАРУСИ (НА ПРИМЕРЕ БЕЛОВЕЖСКОЙ ПУЩИ И ОСТРОВЕЦКОГО РЕГИОНА)

Изучены территории с различной подземной гидродинамикой: территория Беловежской пущи, гидрогеологический режим которой определяется преимущественно безнапорной гидродинамикой верхнечетвертичных водоносных горизонтов  $fllsz$  и  $gllsz$ , и Островецкого региона, в гидрогеологии которого важную роль играют высоконапорные и глубокозалегающие подземные воды горизонта  $f_lglld-sz$  и более древних горизонтов четвертичных и дочетвертичных отложений [1]. Выявлены особенности формирования уровняного режима подземных вод на современном этапе.

В естественной гидродинамической обстановке водоносный горизонт является достаточно сбалансированной системой и его функционирование подчинено определенным закономерностям. На современном этапе отсутствие прямого локального антропогенного воздействия на водоносный горизонт уже не является однозначным гарантом его «естественности», поскольку повсеместно отмечается опосредованное влияние человека на уровеньный режим подземных вод.

### Методы и методика исследований.

В основу работы положены данные инструмен-

тальных наблюдений за уровнем подземных вод различного генезиса Старорудненского гидрогеологического поста (Островецкий регион) (рис. 1, а): скв. №№ 307 ( $fllpz^3_s$ ), 308 ( $fllpz^3_s$ ), 309 ( $f_lglbr-IIId$ ), 310 ( $f_lglld-sz$ ) и Центрально-Беловежского гидрогеологического поста (Беловежская пуща) (рис. 1, б): скв. №№ 655 ( $fllsz^s$ ), 706 ( $gllsz^s$ ), 707 ( $gllsz^s$ ), 710 ( $gllsz^s$ ), 712 ( $gllsz^s$ ). Период инструментальных наблюдений за уровнем подземных вод в Островецком регионе (Старорудненский гидрогеологический пост) составляет 19 лет: 1993–2012 гг.; в Беловежской пуще накоплены данные за 39 лет: 1971–2009 гг.

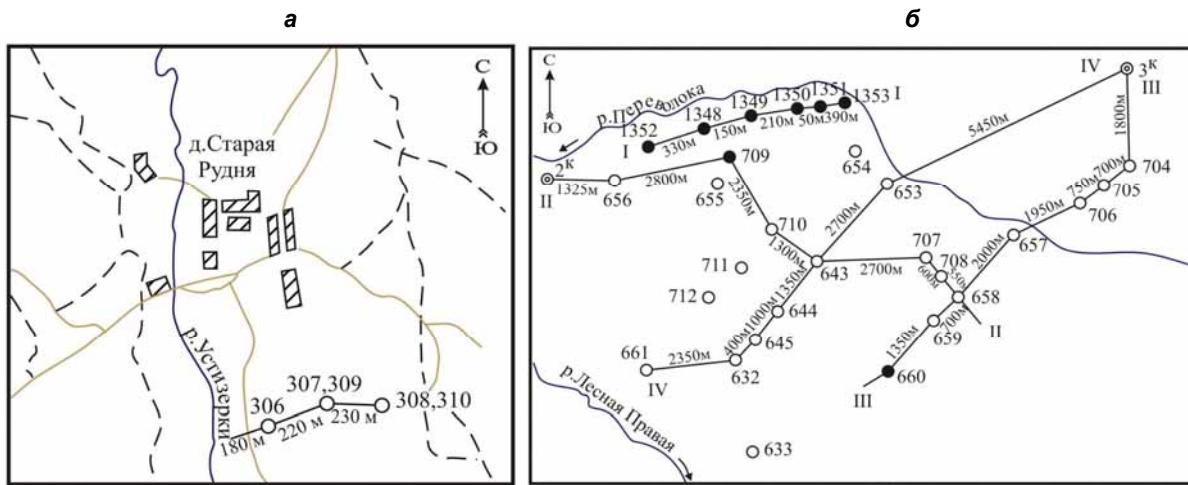


Рис. 1. Схемы расположения скважин Старорудненского (а) и Центрально-Беловежского (б) гидрогеологических постов

**Цель данной работы** – выявить современные особенности формирования уровняного режима подземных вод различных регионов Западной Беларуси.

Для достижения поставленной задачи было необходимо:

- определить статистические моменты

( $\bar{X}$ ,  $\sigma$ ) рядов наблюдений за уровняным режимом подземных вод Островецкого региона и Бело-

вежской пущи для двух периодов (1971–1992 и 1993–2009 гг.);

- решить задачу выявления динамической нормы временных рядов наблюдений за уровням режимом подземных вод по данным наблюдений скважин Островецкого региона;

- обнаружить изменение динамической нормы временных рядов наблюдений за уровням режимом подземных вод Беловежской пущи

по трем периодам (1971–1992, 1993–2009, 1971–2009 гг.);

- на основании полученных результатов выявить современные особенности формирования уровенного режима подземных вод изученных территорий.

Анализ геолого-гидрогеологических условий территории Беловежской пущи показал, что образование толщи четвертичных отложений здесь связано с аккумулятивной деятельностью трех ледников – березинского, днепровского, сожского и водно-ледниковых потоков, образовавшихся при их таянии.

В разрезе четвертичных отложений Островецкого региона выделяется 16 водоносных горизонтов, большинство из которых (13) слабово-доносы, не имеют регионального распространения и, за редким исключением, безнапорны. Более широкое площадное развитие и значение в хозяйственно-бытовом водопользовании связано с тремя напорными водно-ледниковыми горизонтами четвертичных отложений – сожско-поозерским, днепровско-сожским и березинско-днепровским.

В данной работе изучались ряды наблюдений за внутриморенными водами Беловежской пущи и за грунтовыми, внутриморенными и напорными водами Островецкого региона.

Для определения динамики уровней грунтовых вод вычислялись их разности. Разделив исходный ряд из  $N$  членов на два с примерно одинаковым числом членов ряда  $n_1, n_2 (N = n_1 + n_2)$ , для каждой из частей вычислены средние значения и дисперсия [2]:

$$y_1 = \frac{\sum_{k=1}^{n_1} y_k}{n_1}; \sigma_1^2 = \sum_{k=1}^{n_1} (y_k - y_1)^2; \quad (1)$$

$$y_2 = \frac{\sum_{k=n_1+1}^{n_1+n_2} y_k}{n_2}; \sigma_2^2 = \sum_{k=n_1+1}^{n_1+n_2} (y_k - y_2)^2. \quad (2)$$

Проверка гипотезы об однородности дисперсий частей ряда проводится с помощью критерия Фишера:

$$F = \begin{cases} \frac{\sigma_1^2}{\sigma_2^2} & \text{если } \sigma_1^2 > \sigma_2^2 \\ \frac{\sigma_2^2}{\sigma_1^2} & \text{если } \sigma_2^2 > \sigma_1^2. \end{cases} \quad (3)$$

Если полученное значение  $F$  меньше табличного  $F_{\text{табл}}$ , то гипотеза об однородности дисперсий принимается и вычисляется  $t$ -критерий Стьюдента. Если  $F$  больше или равно табличному значению  $F_{\text{табл}}$ , то гипотеза об однородности дисперсий отклоняется. Определение части дисперсии временного ряда, выбираемой динамической нормой ряда, определяется как  $\frac{\sigma_{\text{тр}}^2}{\sigma^2} \cdot 100\%$ .

В качестве статистической модели анализируемого временного ряда принималась линейная модель:

$$u(t) = a + b \cdot t, \quad (4)$$

где  $a$  и  $b$  – коэффициенты.

**Результаты и их обсуждение.** Определялись динамические нормы уровней подземных вод различного генезиса Островецкого региона за весь период инструментальных наблюдений, а также внутриморенных вод Беловежской пущи для групп периодов 1971–1988 и 1989–2009, 1971–1989 и 1990–2009, 1971–1990 и 1991–2009, 1971–1991 и 1992–2009, 1971–1992 и 1993–2009 гг.

Выбор подпериодов определялся фактом установленного ранее начала современного периода потепления на территории Беларуси (1989) [3]. Подпериоды 1971–1992 и 1993–2009 гг. характеризуются максимальными значениями мощностей динамических норм ряда.

Части дисперсии временного ряда, выбираемой их динамической нормой, для временных рядов наблюдений за уровенным режимом подземных вод Беловежской пущи и Старорудненского гидрогеологического поста для выделенных подпериодов (1971–1992 и 1993–2009 гг.) представлены в табл. 1 и на рис. 1.

Как видно из табл. 1 и рис. 1 формирование положительного тренда для внутриморенных вод Беловежской пущи в значительной степени происходит, начиная с 90-х гг. прошлого столетия. Период, предшествующий современному потеплению (1971–1992 гг.), может характеризоваться практическим отсутствием трендовой составляющей. Тренд за период современного потепления выбирает 40,3–85,3 % дисперсии ряда.

Таким образом, можно говорить о том что, начиная с 1992–1993 г. регистрируется повсеместное падение уровней внутриморенных вод Беловежской пущи, а возможной причиной является современное потепление климата (повышения температуры атмосферного воздуха).

Результаты статистического анализа подземных вод Беловежской пущи и Старорудненского гидрогеологического поста для подпериодов 1971–1992 и 1993–2009 гг. представлены в табл. 2.

Из табл. 2 видно, что для временных рядов наблюдений за уровенным режимом подземных вод Беловежской пущи статистически значимого увеличения среднего, максимального и минимального значений не произошло (4–10%), а вот размах уровней подземных вод снизился на 14–43 %. Важным является появление в период современного потепления внутригодовых колебаний уровня – весеннего максимума и летне-осеннего минимума.

**Таблица 1. Результаты определения части дисперсии временного ряда, выбираемой динамической нормой ряда**

№ сква-жины	1971–2009 гг.			1971–1992 гг.			1993–2009 гг.		
	$\sigma^2$	$\sigma_{\text{тр}}^2$	$\frac{\sigma_{\text{тр}}^2}{\sigma^2} \cdot 100\%$	$\sigma^2$	$\sigma_{\text{тр}}^2$	$\frac{\sigma_{\text{тр}}^2}{\sigma^2} \cdot 100\%$	$\sigma^2$	$\sigma_{\text{тр}}^2$	$\frac{\sigma_{\text{тр}}^2}{\sigma^2} \cdot 100\%$
<i>Центрально-Беловежский гидрогеологический пост</i>									
655	0,36	0,11	29,4	0,34	0,00	0,67	0,22	0,09	40,3
706	0,28	0,07	24,1	0,27	0,00	0,44	0,19	0,00	1,00
707	0,61	0,18	29,3	0,51	0,11	22,3 (отриц.)	0,42	0,23	54,3
710	0,53	0,22	41,4	0,41	0,04	9,6 (отриц.)	0,40	0,34	85,3
712	0,46	0,18	39,9	0,37	0,03	7,5	0,28	0,17	60,3
<i>Старорудненский гидрогеологический пост</i>									
						1993–2012 гг.			
307							0,08	0,02	22,4
308							0,09	0,02	21,6
309							0,18	0,06	30,6
310							0,08	0,02	23,6

**Таблица 2. Статистические характеристики временных рядов наблюдений за уровенным режимом подземных вод исследуемых регионов**

№ сква-жины	Период							
	1971–1992 гг.				1993–2009 гг.			
	Среднее значение	Максимум	Минимум	Размах амплитуд	Среднее значение	Максимум	Минимум	Размах амплитуд
<i>Центрально-Беловежский гидрогеологический пост</i>								
655	5,68	6,18	4,33	1,85	6,05	6,72	5,11	1,61
706	9,41	9,76	8,80	0,96	9,77	10,16	9,35	0,81
707	15,04	15,99	13,98	2,01	15,81	16,59	14,9	1,69
710	22,35	23,14	21,53	1,61	23,23	23,8	22,66	1,14
712	5,95	6,54	5,03	1,51	6,58	7,24	6,19	1,05
<i>Старорудненский гидрогеологический пост</i>								
					1993–2012 гг.			
307					1,89	2,54	1,09	1,45
308					1,88	2,48	1,15	1,33
309					1,17	1,80	0,28	1,52
310					1,95	2,53	1,29	1,24

По результатам проведенных исследований можно сделать следующие основные выводы.

**Островецкий регион.** В рядах наблюдений за уровенным режимом грунтовых ( $f///pz_3^s$ ) и напорных ( $f/lglld-sz$ ,  $f/lglbr-lld$ ) вод определена часть дисперсии временного ряда, выбираемая динамической нормой ряда, она составляет 21,6–30,6 %. Максимальную долю дисперсии, равную 30,6 %, трендовая составляющая выбирает в ряду наблюдений за уровенным режимом напорных вод березинско-днепровского водоносного горизонта (скважина № 309), что может свидетельствовать о наличии цикла, равного периоду наблюдений (18–19 лет).

**Беловежская пуща.** В рядах наблюдений за уровенным режимом внутриморенных вод статистически значимого увеличения среднего, максимального и минимального значений не

произошло (4–10 %), а вот размах положения уровня подземных вод снизился на 14–43 %.

Наиболее мощный тренд, выбирающий 40,3–85,3 % дисперсии ряда, характерен для периода 1993–2009 гг. Для этого же периода отчетливо проявилась годовая гармоника уровняного режима внутриморенных вод, чего ранее не регистрировалось: ранее уровенный режим внутриморенных, особенно глубоко залегающих вод, характеризовался большей сглаженностью и отсутствием реакции на сезонные изменения по сравнению с грунтовыми [4]. Таким образом, можно утверждать, что поведение внутриморенных вод становится все более приближенным к «грунтовым», а возможной причиной тому является проявление современного потепления (повышения температуры атмосферного воздуха).

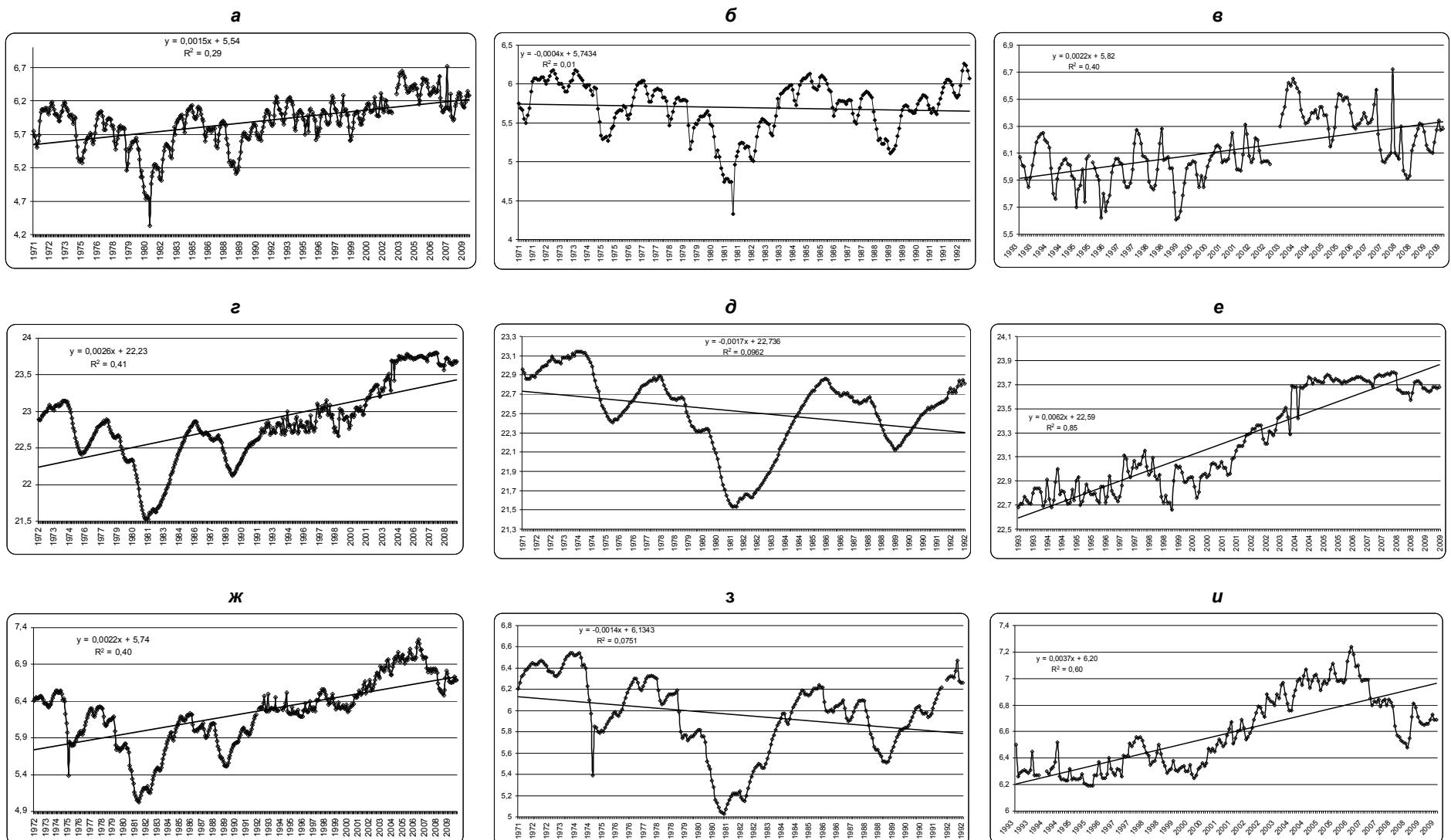


Рис. 1. Динамика уровенного режима подземных вод по скважинам №№ 655 (а–е), 710 (г–е), 712 (ж–и) для трех периодов:  
а, г, ж – 1971–2009 гг.; б, д, з – 1971–1992 гг.; в, е, и – 1993–2009 гг.

**Литература**

1. Кудельский, А. В. Подземные воды Островецкого региона Беларуси / А. В. Кудельский [и др.]. Минск, 2012.
2. Логинов, В. Ф. Практика применения статистических методов при анализе и прогнозе природных процессов / В. Ф. Логинов, А. А. Волчек, П. В. Шведовский. Брест, 2004.
3. Логинов, В. Ф. Изменения климата Беларуси и их последствия / В. Ф. Логинов и [др.]. Минск, 2003.
4. Савич-Шемет, О. Г. Оценка многолетних колебаний уровня подземных вод Беловежской пущи методами прикладной теории функций / О. Г. Савич-Шемет // Природные ресурсы. 2011. № 1. С. 59–68.

**Институт природопользования НАН Беларуси***Поступила в редакцию 2.09.2013 г.***O. G. Savich-Shemet, A. V. Kudelskiy****ИЗМЕНЕНИЯ УРОВЕННОГО РЕЖИМА ПОДЗЕМНЫХ ВОД ЗАПАДНОЙ БЕЛАРУСИ  
(НА ПРИМЕРЕ БЕЛОВЕЖСКОЙ ПУЩИ И ОСТРОВЕЦКОГО РЕГИОНА)**

---

Выявлены особенности формирования уровенного режима подземных вод Беловежской пущи и Островецкого региона на современном этапе, который характеризуется глобальными климатическими изменениями. Результаты анализа рядов наблюдений за уровенным режимом грунтовых и внутриморенных вод Беловежской пущи позволили связать 1992–1993 гг. с началом реакции уровня подземных вод на наблюдавшийся в Беларуси самый продолжительный за 100 лет метеонаблюдений период потепления климата.

**O. G. Savich-Shemet, A. V. Kudelskiy****CHANGES OF LEVEL MODE OF UNDERGROUND WATER OF WEST BELARUS  
(ON EXAMPLE OF BELOVEZHSKAYA DENSE FORESTS AND OSTROVETS REGION)**

---

*Features of the formation of level mode of underground waters of the Berezovskaya dense forest and Ostrovets region at the present stage have been revealed that is characterized by global climate changes. Results of the analysis of numbers of supervision for level mode of soil and inner-moraine water of the Berezovskaya dense forest have allowed to refer 1992–1993 with the beginning of reaction of underground water level on the observed in Belarus most long for 100 years of meteorological observations period of climate warming.*

УДК 547.992.2:66.067.52

В. К. Жуков, Б. В. Курзо, И. В. Кляуззе

## УСЛОВИЯ ВЫДЕЛЕНИЯ ГУМИНОВЫХ ПРЕПАРАТОВ МЕТОДОМ ЦЕНТРИФУГИРОВАНИЯ

*Предложена методология расчета выхода жидкой фракции при разделении супензий методом центрифугирования, позволяющая свести к минимуму «фактор масштабирования» при переносе результатов, полученных на лабораторной центрифуге, на промышленную.*

Гуминовые препараты на основе торфа находят в настоящее время широкое применение в различных отраслях народного хозяйства: от широко известных регуляторов роста до менее распространенных красителей, преобразователей ржавчины и др. [1]. Их производство не требует применения сложного технологического оборудования и может быть осуществлено на серийно выпускаемых аппаратах, представляющих собой герметически закрытую емкость с мешалкой и обогревом.

Наибольшую трудность вызывает отделение жидкой фракции от непрореагированного остатка щелочной экстракции. Для разделения супензий можно использовать следующие методы:

- отстаивание, когда седиментация проходит за счет силы тяжести;
- фильтрование при атмосферном давлении, в вакуумном фильтре или нутч-фильтре при повышенном давлении над слоем жидкости;
- центрифugирование, когда на оседающие частицы действуют центробежные силы, многократно превышающие силу тяжести.

Для расчета скорости осаждения взвешенных частиц используют формулу Стокса:

$$W_{oc} = \frac{d^2(\rho_q - \rho_c) \cdot g}{18\mu_c},$$

где  $d_q$  – диаметр взвешенных частиц, м;  $\rho_q$  – плотность взвешенных частиц,  $\text{кг}\cdot\text{м}^{-3}$ ;  $\rho_c$  – плотность среды,  $\text{кг}\cdot\text{м}^{-3}$ ;  $g$  – ускорение свободного падения,  $\text{м}\cdot\text{с}^{-2}$ ;  $\mu_c$  – вязкость среды,  $\text{Па}\cdot\text{с}$ .

Из анализа формулы Стокса следует, что разделение получаемой при щелочной обработке торфосапропелевого сырья супензии на твердую фазу (остаток) и жидкую (препарат ТОСАГУМ) вызывает трудности, так как диаметр частиц торфа и сапропеля снижается с 1–3 мм при загрузке сырья в реактор до долей миллиметра за счет механического измельчения при перемешивании супензии и распада агрегатов органического вещества в горячей сильнощелочной среде. Кроме того, разность плотностей жидкой и твердой фаз невелика (истинная плотность торфа и сапропеля около  $1,4 \text{ г}/\text{см}^3$ ), а вязкость среды, напротив, значительна.

Из лабораторной и производственной практики известно, что супензия гуминовых препаратов не расслаивается при отстаивании, а фильтрующий материал быстро кольматируется и процесс фильтрации прекращается.

Мы полагали, что введение в состав сырья высокозольных сапропелей, включающих минеральную часть с истинной плотностью более  $2 \text{ г}/\text{см}^3$  создаст условия, при которых будет возможно осаждение твердой фазы при отстаивании. Действительно, при использовании высокозольного карбонатного сапропеля наблюдалось образование твердого осадка при отстаивании в течение 2–3 суток, но вследствие низкой концентрации гуматов, не более  $11 \text{ г}/\text{л}$ , данный сапропель нами не использовался. Для получения раствора гуминовых препаратов с концентрацией гуминовых веществ не ниже  $40 \text{ г}/\text{л}$  необходимо использовать смесь, в которой содержание сапропеля не более 30–40 %, а тип сапропеля – органический или кремнеземистый с зольностью не более 50 %. Таким образом, мы были вынуждены применить наиболее сложный в техническом отношении метод центрифугирования.

Для приготовления препарата ТОСАГУМ-7К использовали следующие ингредиенты:

- торф осоковый т/м Топиловское  $W = 58,4 \%$ ,  $A^d = 18,9 \%$  в количестве 622 г (251,9 г на сухую массу, 210 г на органическую массу);
- сапропель кремнеземистый оз. Прибыловичи  $W = 67,8 \%$ ,  $A^d = 28,0 \%$  в количестве 388 г (125 г на сухую массу, 90 г на органическую массу);
- едкое кали КОН 51 г (17 % на органическую массу);
- воду в количестве 3015 г (363 г гигроскопическая влага торфа, 263 г гигроскопическая влага сапропеля, 2389 г добавленная вода).

Выбор именно такого соотношения торф : сапропель (70 % торфа и 30 % сапропеля по о.м.) объясняется заданной концентрацией гуматов калия в препарате – не менее  $40 \text{ г}/\text{л}$ , что соответствует требованиям, предъявляемым к гуминовым препаратам на мировых рынках.

Гидромодуль 1:8 по сухой массе, продолжительность щелочной экстракции 6 ч на водяной бане при температуре  $96\text{--}98^\circ\text{C}$ . В лабораторных тестах на семенах кукурузы, сои, ячменя

и тритикале наиболее высокую ростстимулирующую активность показал препарат, выделенный именно при этих условиях, что практически совпадает с результатами, полученными другими исследователями [2].

Для разделения суспензии использовали лабораторную центрифугу с коническим ротором с восемью пробирками объемом 100 см<sup>3</sup>. Для определения условий разделения опыты проводили при трех скоростях вращения – 2200, 3900 и 6200 об/мин, и временах разделения 5, 10, 15 и

20 мин. Пробирки взвешивались на электронных весах с точностью до 0,01 г: до опыта пустые и с суспензией. По истечении заданного времени пробирки извлекались из центрифуги, фугат сливался, пробирки взвешивались и по разности определялась масса жидкой фракции. Максимальное расхождение между минимальной и максимальной массами фугата пробирок не превышало 2 % относительных.

Экспериментальные данные приведены в табл. 1.

**Таблица 1. Выход препарата, %, при различной скорости вращения ротора**

Скорость вращения, мин <sup>-1</sup>	Время центрифугирования, мин			
	5	10	15	20
2200	6,29	10,04	11,96	14,34
3900	9,69	13,95	18,61	19,65
6200	21,17	25,36	28,15	29,17

Как видно из представленных данных, при увеличении и скорости, и времени центрифугирования выход препарата возрастает особенно заметно при малых значениях этих величин. При увеличении времени центрифугирования с 15 до 20 мин выход препарата при скорости вращения ротора 6200 об/мин возрастает лишь на 2 %, с 28,15 до 29,17 %. Данные свидетельствуют о том, что в промышленных масштабах основную роль будут играть не технические, а экономические соображения: что будет выгодней, сократить время нахождения суспензии в центрифуге на 25 % или увеличить выход препарата на 7 %?

В научно-технической литературе для описания условий центрифугирования часто используют или конкретную марку центрифуги, или указывают число оборотов ротора. Но со временем марки центрифуг меняются, а число оборотов не

учитывает радиус ротора, от которого также зависит степень разделения суспензии.

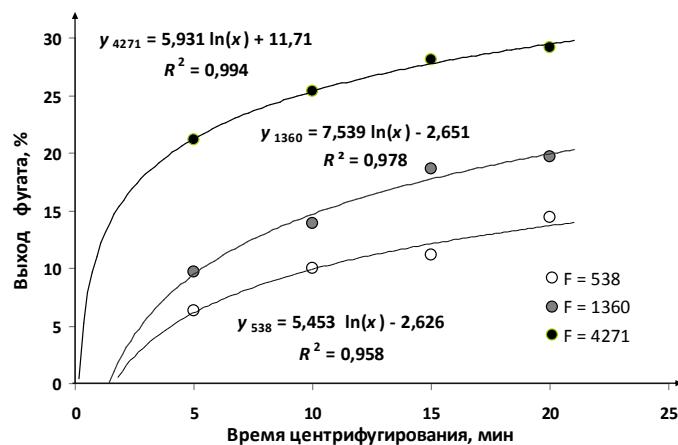
Для нахождения математической зависимости выхода препарата от условий разделения скорость вращения заменена величиной фактора разделения  $F$ , который показывает, во сколько раз действующая на частицу центробежная сила больше силы тяжести. Величина  $F$  рассчитывается по формуле [3]:

$$F = Rn^2/900, \quad (1)$$

где  $R$  – радиус ротора, м;  $n$  – скорость вращения, мин<sup>-1</sup>.

Для использованной нами центрифуги значению скорости вращения 2 200 мин<sup>-1</sup> соответствует фактор разделения  $F = 538$ , скорости 3 900 –  $F = 1360$ , скорости 6 200 мин<sup>-1</sup> –  $F = 4271$ .

На рис. 1 представлена зависимость выхода препарата от условий разделения.

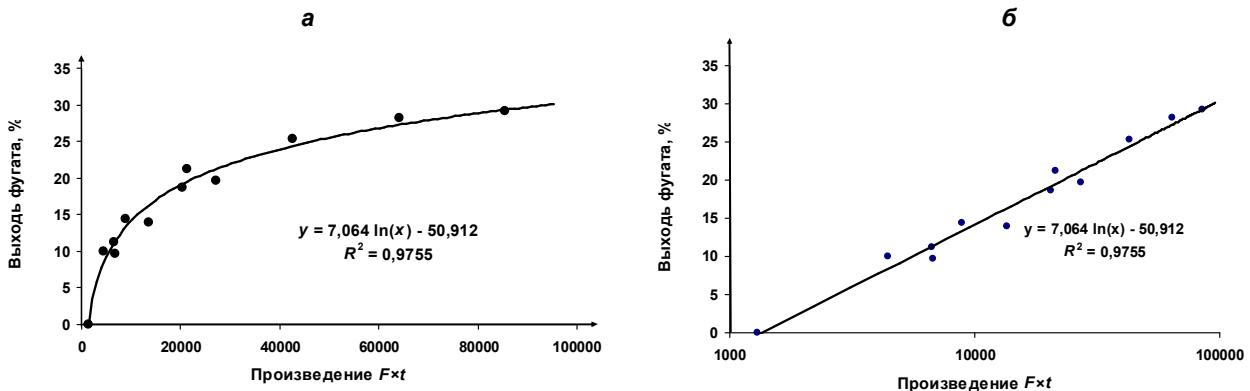


**Рис. 1. Зависимость выхода препарата ТОСАГУМ-7К от времени при различных значениях фактора разделения**

Поскольку выход, как видно из представленных на рис. 1 данных, зависит от двух показателей, нами предпринята попытка упростить определение условий, при которых можно получить заданный выход препарата. Для этого мы ввели

новую переменную, представляющую собой произведение фактора разделения  $F$  на время  $t$  – ( $F \times t$ ).

Данная зависимость (рис. 2) также имеет вид логарифмической кривой.



**Рис. 2. Зависимость выхода препарата от условий разделения:**  
а – в обычных координатах; б – в полулогарифмических

Из уравнения прямой линии на рис. 2, б легко определяется точка пересечения прямой с осью абсцисс, т. е. условие, при котором величина  $y$  (выход жидкой фракции) равна нулю. Разделив полученную величину 1463 на 60 (т. е. выражим время в часах), определяем, что при факторе разделения, равном единице, т. е. при действии только силы тяжести, разделение жидкой и твердой фракций начнется через сутки ( $1463/60 = 24$ ).

Для примера рассчитаем, сколько времени потребуется для разделения суспензии при отстаивании для получения выхода 29,17 % (даные из табл. 1 для центрифугирования при 6 200 об/мин в течение 20 мин). Фактор разделения для этих условий составляет  $F = 4271$  (рис. 1), произведение  $F \times t = 4271 \times 20 = 85\,420$ ,  $\ln 85\,420 = 11,355$ . Подставим полученные данные в уравнение, приняв фактор разделения за единицу:

$$29,17 = 7,2003 \ln(1 \times t) - 52,746. \quad (2)$$

Отсюда  $7,2003 \ln(t) = 29,17 + 52,746$ ,  $\ln(t) = (29,17 + 52,746)/7,2003 = 11,377$ .

Расхождение вычисленного значения 11,377 с фактическим 11,355 менее 0,2 %.

Время отстаивания суспензии до получения выхода препарата 29,17 % составляет 85 420 мин, или 1423,7 ч, или 59,3 сут.

Полученные коэффициенты уравнения действительны только для данного вида сырья и условий экстракции, но общая методология определения параметров уравнения дает возможность от качественного описания условий разделения суспензий перейти к количественным. Применение предлагаемой методологии позволит рассчитать параметры промышленной центрифуги, сведя к минимуму влияние «фактора масштабирования» при переходе от лабораторных результатов к заводским.

## Литература

1. Бамбалов, Н. Н. Технологические показатели эффективности процесса экстракции гуминовых веществ при разных соотношениях торфа и экстрагента / Н. Н. Бамбалов [и др.] // Природопользование. Вып. 21. Минск, 2012. С. 244–248.
2. Бамбалов, Н. Н. Экстракция гуминовых веществ из торфа водным аммиаком / Н. Н. Бамбалов, В. В. Смирнова, А. С. Немкович // Проблемы природопользования: итоги и перспективы : материалы Международной научной конференции. Минск, 21–23 ноября, 2012 г. С. 15–18.
3. Плановский, А. М. Процессы и аппараты химической технологии / А. М. Плановский, В. М. Рамм, С. З. Каган. М., 1962.

Институт природопользования НАН Беларуси

Поступила в редакцию 10.09.2013 г.

**В. К. Жуков, Б. В. Курзо, И. В. Кляуззе**

**УСЛОВИЯ ВЫДЕЛЕНИЯ ГУМИНОВЫХ  
ПРЕПАРАТОВ МЕТОДОМ ЦЕНТРИФУГИРОВАНИЯ**

---

Определены условия разделения суспензий на жидкость и твердую фракцию применительно к получению препарата ТОСАГУМ из смеси торфа и сапропеля. Установлено, что количество жидкого препарата можно определить из выведенного уравнения зависимости выхода от переменной  $F \times t$ , представляющей собой произведение фактора разделения  $F$  на время центрифугирования  $t$ . Уравнение имеет вид прямой линии в полулогарифмических координатах с коэффициентом корреляции  $R^2 = 0,97$ .

**V. K. Zhukov, B. V. Kurzo, I. V. Kljauzze**

**CONDITIONS OF EXTRACTION OF HUMIC  
PREPARATIONS BY CENTRIFUGATION METHOD**

---

*Conditions of division of suspensions on a liquid and firm fraction with reference to reception of preparation TOSAHUM from peat and sapropel mix are defined. It is established that the quantity of liquid preparation can be defined from the deduced equation of dependence of an exit on the variable  $F \times t$  representing the product of the factor of division  $F$  for a centrifugation time  $t$ . The equation looks like a straight line in half-logarithmic co-ordinates with factor of correlation  $R^2 = 0,97$ .*

## ***К 85-летию академика Р. Г. Гарецкого***

### ***Радим Гаврилович Гарецкий***

академик,  
 доктор геолого-минералогических наук,  
 профессор, Заслуженный деятель  
 науки Республики Беларусь,  
 иностранный член Российской академии наук,  
 Лауреат Государственных премий,  
 главный научный сотрудник  
 Института природопользования  
 НАН Беларуси

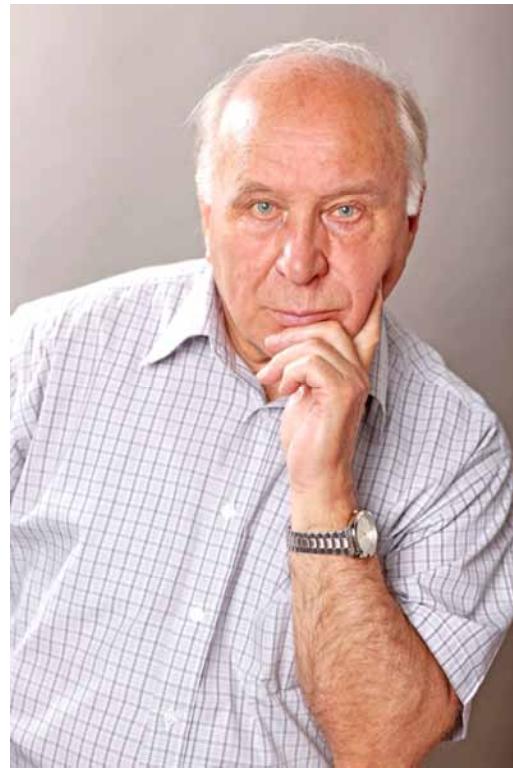
***С юбилеем Вас!***

7 декабря 2013 г. исполняется 85 лет выдающемуся белорусскому ученому-геологу – Радиму Гавриловичу Гарецкому – академику Национальной академии наук Беларуси, академику Российской академии наук, доктору геолого-минералогических наук, заслуженному деятелю науки Беларуси, профессору.

Радим Гаврилович Гарецкий родился 7 декабря 1928 г. в г. Минске. Его отец, академик Гавриил Иванович Горецкий, в это время уже известный белорусский ученый, один из основателей первых действительных членов Белорусской академии наук. Мать Лариса Иосифовна окончила Тимирязевскую сельскохозяйственную академию и работала агрономом-селекционером.

Суровые 1930–1940-е годы не обошли стороной семью Горецких. Гавриил Иванович Горецкий был репрессирован, что предопределило нелегкое детство и сложную юность Радима Гавриловича. Профессиональная судьба Радима Гавриловича связана с путешествием его вместе с отцом по реке Чусовой в 1943 г. Именно тогда пришло решение посвятить себя геологии.

В 1946 г. Р. Г. Гарецкий поступил на геологоразведочный факультет Московского нефтяного института им. И. М. Губкина. Одновременно с учебой работал техником-геологом, а затем начальником партии Всесоюзного аэрогеологического треста. Во время экспедиций в Прикаспии на способного юношу обратил внимание известный геолог, будущий академик А. Л. Яншин. Он пригласил молодого специалиста на работу в Геологический институт АН СССР, в котором Р. Г. Гарецкий проработал с 1952 по 1971 г. Совместная работа с крупнейшими геологами Н. С. Шатским, А. Л. Яншиным, Н. П. Херасковым, А. В. Пейве была для Р. Г. Гарецкого первоклассной школой и позволила проявить его незаурядные способности как ученого.



Первые самостоятельные научные исследования Р. Г. Гарецкого проходили на территории Казахстана и Средней Азии. По результатам этих работ Р. Г. Гарецкий в 1961 г. защитил кандидатскую диссертацию «Унаследованные дислокации платформенного чехла периферии Мугоджар», опубликованную в виде монографии в 1962 г.

Для расшифровки глубинного строения Казахстана и Средней Азии Р. Г. Гарецкий широко привлек комплекс геофизических исследований, что позволило ему впервые составить схему строения фундамента, создать серию структурных карт территории Туранской плиты и опубликовать материалы в монографиях «Глубина залегания и строение складчатого фундамента северной части Туранской плиты» (1960) и «Тектоника Туранской плиты» (1966).

Вместе с академиком А. Л. Яншиным Р. Г. Гарецкий внес крупный вклад в развитие методов тектонических исследований. Результаты работы изложены в фундаментальном труде «Тектонический анализ мощностей» (1960).

С начала 1960-х годов Р. Г. Гарецкий особое внимание придает изучению молодых платформ и тектоническим закономерностям размещения полезных ископаемых, что определило открытие в 1965 г. на западном побережье

Аральского моря нового газоносного района. Исследования опубликованы в монографии «Тектоника молодых платформ Евразии», которую Р. Г. Гарецкий защитил в качестве докторской диссертации (1969).

Важное место в исследованиях Р. Г. Гарецкого заняло создание тектонических карт как синтеза геологических фактов и идей: «Международной тектонической карты Европы» (1964) и «Тектонической карты Евразии» (1966) и монографий по этим картам.

За «Тектоническую карту Евразии» и монографию «Тектоника Евразии» Р. Г. Гарецкий вместе с рядом видных ученых удостоен в 1969 г. Государственной премии СССР.

В декабре 1971 г. Р. Г. Гарецкий вернулся в г. Минск и создал в Институте геохимии и геофизики АН БССР отдел общей и региональной тектоники.

В марте 1972 г. Р. Г. Гарецкий избран членом-корреспондентом АН БССР. В это время крупным научным достижением под его руководством стало создание «Тектонической карты Белоруссии и сопредельных территорий масштаба 1:500 000» (1974). Опубликована монография «Тектоника Белоруссии», 1976). За эти работы в 1978 г. Р. Г. Гарецкий вместе с группой белорусских геологов отмечен Государственной премией Белорусской ССР.

Важным этапом в жизни Р. Г. Гарецкого стал 1977 г., когда он был избран академиком АН БССР и стал директором Института геохимии и геофизики (1977–1993 гг.), а позднее вице-президентом АН Беларуси (1992–1997 гг.).

Особое место в деятельности Р. Г. Гарецкого заняли совместные работы с зарубежными геологами. Особенно значительно международное сотрудничество проявилось в 1975–1986 гг. при реализации проекта № 86 Международной программы геологической корреляции «Восточно-Европейская платформа (юго-западный край)». Разработка этой проблемы потребовала синтеза геологических материалов по обширной территории: западной части СССР, Северной и Центральной Европы, акватории Северного моря.

Одним из главных результатов этой работы явилось составление и издание Международной тектонической карты юго-западной окраины Восточно-Европейской платформы масштаба 1:1 500 000 (главный редактор Р. Г. Гарецкий) и объяснительной записки к ней. На карте отражены особенности глубинного строения и тектонической эволюции всего этого региона, а на специальных приложениях показаны структура поверхности Мохоровичча, тектоническое районирование фундамента и чехла, неотектоника и др. Важным итогом работ по проекту № 86 стал комплекс литолого-палеогеографических карт всех стадий геологического развития изучаемой территории Европы.

Академик Р. Г. Гарецкий внес значительный вклад в учение о платформах. Особое внимание он обратил на главные структуры платформ: авлакогены, синеклизы, антеклизы, области перикратонных опусканий. При изучении Припятского палеорифта им совместно с С. В. Клушиным впервые в СССР доказано существование и важная структурообразующая роль листрических разломов. Результатом целенаправленных исследований тектонотипов платформенных структур стало издание при его участии или научном редактировании монографий «Тектоника Припятского прогиба» (1979), «Тектоника Белорусской антеклизы» (1979), «Тектоника Оршанской впадины» (1985), «Балтийско-Приднестровская зона перикратонных опусканий» (1986), «Тектоника запада Восточно-Европейской платформы» (1990), «Некомпенсированные прогибы Восточно-Европейской платформы» (1990), «Глубинное строение и динамика земных недр территории Белоруссии» (1991), «Тектоника Припятского прогиба и северной прибрежной зоны Прикаспийской впадины» (1995), «Геофлюидодинамика и нефтеобразование» (1997) и др.

Радим Гаврилович всегда интересовался проблемами соляной геологии и тектоники. Изучение Припятского соленоносного бассейна позволило выявить закономерности распространения, строения, состава и формирования соленоносных формаций. Результаты исследований, проведенные совместно с В. З. Кисликом, Э. А. Высоцким, Н. С. Петровой и др., опубликованы в монографиях: «Девонские соленоносные формации Припятского прогиба» (1982), «Калийные соли Припятского прогиба» (1984), «Калиеносные бассейны мира» (1988).

В 1993 г. во время Генеральной конференции ЮНЕСКО в Париже Р. Г. Гарецкий предложил провести комплексное исследование новейшей геодинамики Центральной Европы в связи с проблемой происхождения котловины Балтийского моря. Предложение было поддержано и приобрело статус проекта № 346 Международной программы геологической корреляции «Неогеодинамика впадин Балтийского моря и смежных областей (Неогеодинамика Балтики)». В результате исследований (1994–1998 гг.) геологами ряда европейских государств составлена и опубликована серия карт и освещены основные факторы, которые обусловили неогеодинамические процессы на территории Центральной Европы.

С 1973 по 1992 г. Р. Г. Гарецкий был членом Бюро, заместителем председателя и председателем Межведомственного тектонического комитета АН СССР, членом советского комитета по МПГК и председателем Белорусского комитета по МПГК.

В 1973–1988 гг. Радим Гаврилович был членом редколлегии журнала «Геотектоника». В 1994 г. по инициативе Р. Г. Гарецкого выходит в

Беларуси новый научный журнал «Літасфера», в котором он с самого начала является главным редактором (1994–2008 гг.), заместителем главного редактора (2009–2010 гг.) и с 2011 г. членом редколлегии.

Р. Г. Гарецкий является членом редакционных советов журналов «Геофизический журнал» (Киев), «Геологія і геохімія горючих копалин» (Львов), «Geologija» (Вильнюс), «Российский журнал наук о Земле» (Москва).

Р. Г. Гарецкий – автор 46 монографий, 41 карты геологического содержания, 5 авторских свидетельств, 515 статей и более 300 научно-популярных общественных изданий.

Р. Г. Гарецкий удостоен премии АН СССР им. академика Н. С. Шатского (1985) за серию работ по тектонике платформенных областей Евразии и премии СО РАН и НАН Беларуси им. академика В. А. Капцюга (2004) за цикл совместных работ по изучению верхне-протерозойских и палеозойских комплексов Беларуси и Сибири.

За успехи в развитии геологической науки Радим Гаврилович награжден орденом Трудового Красного Знамени (1981), медалью Министерства геологии СССР «За заслуги в разведке недр» (1982), медалью «Ветеран труда» (1987), Почетной грамотой Верховного Совета БССР (1988), Дипломом Почета, золотой и другими медалями ВДНХ СССР, Почетными грамотами Президиума НАН Беларуси, географического факультета БГУ и Почетной грамотой Департамента по геологии. Его именем названы два вида ископаемых организмов.

В 1978 г. Р. Г. Гарецкому присвоено почетное звание «Заслуженный деятель науки БССР».

Р. Г. Гарецкий постоянно занимался расширением научного кругозора сотрудников лаборатории геотектоники. Они часто участвовали в крупных научных совещаниях, конференциях и геологических конгрессах, проводимых на территории СССР с изучением опорных разрезов осадочного чехла, а также зон крупных разломов в горных районах Урала, Средней Азии и других регионах с целью наглядного познания общей геологии и геотектоники. В институте регулярно организовывались международные и республиканские совещания. Несмотря на большую занятость как директора института и вице-президента Академии наук, Радим Гаврилович постоянно на протяжении многих лет проводил в лаборатории геотектоники еженедельный тектонический коллоквиум, выписывал целый ряд геологических журналов и постоянно приносил их в лабораторию,

по его просьбе библиотека АН БССР постоянно заказывала и получала издания по геологии и геотектонике.

В Институте геохимии и геофизики Радим Гаврилович развивал основные направления геологических наук. По инициативе Р. Г. Гарецкого построена новая геофизическая обсерватория в районе озера Нарочь и создана опытно-методическая сейсмологическая партия, новые лаборатории: сейсмологии, неотектоники и геотермии, создана экспериментальная база валунов, учреждено Белорусское государственное научно-исследовательское геологическое предприятие «БелГЕО».

У Радима Гавриловича много учеников. Под его руководством 30 геологов защитили кандидатские и докторские диссертации.

Благодаря его энергичным усилиям на географическом факультете БГУ спустя почти 30-летнего перерыва снова началась подготовка геологов на кафедре динамической геологии, первым заведующим которой стал Радим Гаврилович.

Особое место в жизни Р. Г. Гарецкого занимают проблемы белорусского возрождения. В этом смысле он продолжает традиции своей семьи – выдающихся деятелей науки и культуры: отца – академика Гавриила Ивановича Горецкого и дяди – классика белорусской литературы Максима Горецкого. С 1990 г. Радим Гаврилович – член Рады (в 1993–2001 гг. – президент) Объединения белорусов мира Бацькаўшчына, член совета Таварыства белорускай мовы, Белорусского фонда культуры. Р. Г. Гарецкий выступает за возрождение и развитие белорусского языка и культуры. Этой цели посвящены книги «Шляхам адраджэння» (1997) и «Ахвярую сваім Я (Максім і Гаўрыла Гарэцкія)» (1998), «Вечна жыве Беларусь» (2003), «Гістарычны шлях беларускай нацыі і дзяржавы» (2002, 2005 – з сааутарамі), «Браты Гарэцкія» (2008). Он – составитель книг «Акадэмік Гаўрыла Гарэцкі. Успаміны, артыкулы, документы: Да 100-годдзя з дня нараджэння» (2000) и «Гаўрыла Гарэцкі: Выбранае» (2002).

Увлеченность наукой, организационный талант, огромная эрудиция и высокие человеческие качества привлекают к Радиму Гавриловичу всех, кто знает его и работает с ним. Ему присущи интеллигентность и оптимизм, благожелательность, способность видеть главное в сложных проблемах.

*Сотрудники и ученики желают Радиму Гавриловичу крепкого здоровья и новых творческих успехов.*

**P. E. Айзберг, A. K. Карабанов, A. B. Матвеев,  
A. B. Кудельский, B. I. Толстошев**

## Рациональное использование пойменных земель в Полесье

20–21 июня 2013 г. Национальной академией наук Беларусь совместно с ГПУ «Национальный парк “Припятский”» при участии Петриковского и Житковичского райисполкомов и Научного совета по проблемам Полесья НАН Беларусь в агрогородке Лясковичи Петриковского района был проведен научно-практический семинар «Рациональное использование пойменных земель». Семинар проводился с целью анализа и обобщения опыта изучения и рационального использования пойменных земель и возможности его применения при реализации Государственной программы социально-экономического развития и комплексного использования природных ресурсов Припятского Полесья на

2010–2015 годы (утверждена Указом Президента Республики Беларусь от 29.03.2010 г. № 161, изменения внесены Указом Президента Республики Беларусь от 14.01.2013 № 26).

В работе семинара приняли участие более 30 ученых Национальной академии наук Беларусь и вузов страны, представители Министерства сельского хозяйства и продовольствия, Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды, Гомельского облисполкома, а также исполнительных комитетов Лунинецкого, Пинского, Столинского, Мозырского, Наровлянского, Житковичского и Петриковского районов, принадлежащих к региону Припятское Полесье.



**Участники научно-практического семинара  
«Рациональное использование пойменных земель», 20–21 июня 2013 г.**

Научно-практический семинар включал пленарное заседание, тематические круглые столы, а также дискуссию и полевую экскурсию с посещением объектов, связанных с использованием поймы реки Припяти и прилегающих земель в рамках реализации мероприятий Государственной программы «Припятское Полесье».

С приветственным словом к участникам семинара и с докладом, посвященным анализу хода реализации Государственной программы «Припятское Полесье», выступил директор Ин-

ститута природопользования НАН Беларусь – головной организации по выполнению мероприятий по научному обеспечению программы – член-корреспондент А. К. Карабанов. Докладчик отметил, что, несмотря на имеющиеся сложности с финансированием части мероприятий Государственной программы, большинство из них выполнены или выполняются, тем самым обеспечивая достижение ее целей.

Общее представление о пойменных ландшафтах, их месте в ландшафтной структуре ре-

гиона, влиянии на организацию природопользования в Припятском Полесье было сделано в докладе ведущего научного сотрудника Института природопользования НАН Беларуси к.г.н. М. И. Струка.

Далее выступающие изложили свое видение возможностей вовлечения природно-ресурсного потенциала пойменных и прилегающих земель в хозяйственное использование и путей решения экологических проблем.

О развитии мясного скотоводства в зоне Припятского Полесья как стратегическом направлении рационального использования пойменных земель региона говорилось в докладе заместителя генерального директора НПЦ НАН Беларуси по животноводству к.с.-х.н. И. С. Петрушко.

Оценки ресурсов растительного мира, биологического разнообразия и основные направления их использования даны в докладах директора Института экспериментальной ботаники им. В. Ф. Купревича к.б.н. А. В. Пугачевского и ведущего научного сотрудника НПЦ НАН Беларуси по биоресурсам к.с.-х.н. Н. А. Юргенсон.

Состояние, эффективность и перспективы использования мелиорированных земель на пойменных и прилегающих землях представлены заведующим лабораторией Института мелиорации к.т.н. Э. Н. Шкутовым. Главным научным сотрудником этого же института д.с.-х.н. А. С. Мееровским освещены состояние и перспективы пойменного луговодства в Полесье.

В докладе заведующего лабораторией Центрального ботанического сада НАН Беларуси А. П. Яковлева была проиллюстрирована возможность выращивания клюквы и голубики на выбывших из эксплуатации торфяных месторождениях и представлены технологические особенности получения посадочного материала клюквы крупноплодной.

Проблемы и перспективы развития агротуризма в Припятском Полесье изложены заместителем директора по научной работе Полесского аграрно-экологического института НАН Беларуси к.б.н. В. Т. Демянчиком.

Наибольший интерес у участников семинара вызвали дискуссии, проходившие во время Круглого стола, который проводился по трем взаимосвязанным темам.

Под руководством академика И. И. Лиштвана обсуждались вопросы использования естественных пойменных лугов и мелиорированных земель, проблемы затопления поймы. Во вступительной речи ведущий кратко остановился на различном понимании специалистами и некоторыми слоями общественности («зелеными») необходимости и результатов мелиоративного освоения полесских болот. Указал на то, что альтернативы широкомасштабной мелиорации не было, поскольку из союзного бюджета в экономи-

ку Беларуси в 1960–1980-е годы были вложены миллиарды рублей, а это не только осушение и освоение болот, но и строительство дорог, мостов, линий электропередач, животноводческих комплексов, жилья, объектов социальной инфраструктуры.



**Директор Института природопользования НАН Беларуси член-корреспондент А. К. Карабанов и заместитель директора ГПУ «Национальный парк «Припятский»» А. В. Углынец**

На проблемах сработки торфа при сельскохозяйственном использовании осушенных земель заострил внимание участников семинара профессор А. С. Мееровский. Признавая факт сработки торфа, он представил доказательства торможения со временем скорости минерализации осушенных органогенных почв и показал, что агробиологический потенциал торфяных почв и территорий с их преобладанием остается высоким – до 15–20 т/га сухой надземной массы, что позволяет вести на этих землях рентабельное экспортноориентированное сельскохозяйственное производство. С учетом выявленных изменений мелиорированных почв учеными страны разработана ресурсосберегающая система земледелия для территорий с преобладанием органогенных почв.

О кормовых ресурсах и проблемах зарастания поймы говорилось в выступлениях старшего научного сотрудника Института экспериментальной ботаники им. В. Ф. Купревича к.б.н. М. Л. Романовой и заведующего лабораторией этого же института к.б.н. А. В. Пучило. В прошлом на пойменных лугах собирали по 80 ц/га очень хорошего сена, так как луга содержались в достойном состоянии. На пойменных лугах создавались лучшие породы скота. Производилось ежегодное выкашивание травостоя и ручное уничтожение кустарника, обеспечивающее сохранение долголетия луговых фитоценозов. В настоящее время происходит интенсивное разрастание кустарников, одновременно с которым из-за вторичного заболачивания ухуд-

шается водный режим почв, что сопровождается обеднением состава трав, засорением лугов ядовитыми и колючими, не поедаемыми скотом видами.

О продуктивности, биохимическом составе и высокой кормовой ценности трав, произрастающих в поймах рек, говорил в своем выступлении заведующий кафедрой Гомельского государственного университета им. Ф. Скорины к.б.н. Н. М. Дайнеко. Пойменные луга целесообразно использовать для заготовки травяных кормов, тем самым предотвращая их зарастание древесно-кустарниковой растительностью.

Ведущий научный сотрудник Института радиологии к.с.-х.н. А. М. Самусев дал сравнительную оценку содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в кормах, полученных с пойменных угодий, и предостерег участников семинара об имеющих место ограничениях на использование зеленой массы пойменных земель в кормопроизводстве для получения молока цельного. Так, зеленая масса, полученная с пойменных лугов Кормянского района, пригодна только для получения мяса и молока-сырья. Зеленая масса пойменных лугов Наровлянского района не пригодна для скармливания сельскохозяйственным животным.

Обсуждение темы использования ресурсов растительного и животного мира проходило под руководством главного научного сотрудника Института экспериментальной ботаники им. В. Ф. Купревича академика В. И. Парфенова. Во вступительной речи ведущий Круглого стола обратил внимание участников на уникальность растительного мира и флористические особенности Припятского Полесья и необходимость бережного к ним отношения.

О значительном ресурсном потенциале дикорастущих хозяйствственно полезных растений в Припятском Полесье говорилось в выступлениях директора ИЭБ НАН Беларусь А. В. Пугачевского и старшего научного сотрудника этого же института к.б.н. О. М. Масловского. Согласно приведенным данным, общий биологический запас сырья дикорастущих хозяйствственно полезных видов растений на территории Припятского Полесья составляет более 100 тыс.т, однако реально используется не более 2 %. Заготавливаются в основном ягоды и грибы. В то же время имеется огромный резерв заготовок растительного сырья, который может существенно помочь развитию не только экономики данного региона, но и является перспективным направлением экспорта. Так, например, заготавливается только 0,14 % от рекомендуемых объемов ежегодного использования лекарственных растений и 36 % от пищевых. В регионе в 2012 г. заготовлено 363,9 т грибов, что составляет 14 % от допустимых объемов заготовок.

О пригодности лесных угодий Припятского Полесья для ведения охотничьего хозяйства на копытных животных говорил в своем выступле-

нии младший научный сотрудник НПЦ НАН Беларусь по биоресурсам А. А. Глушцов. Им были выделены и охарактеризованы наиболее благоприятные участки в пойме р. Припяти для разведения диких копытных животных и даны рекомендации по управлению охотниччьим хозяйством в регионе.

Младший научный сотрудник Полесского аграрно-экологического института В. В. Демянчик дал оценку современного состояния и экологических изменений в населении фоновых видов и экологических комплексов наземных позвоночных животных, обитающих в населенных пунктах террасы р. Припяти.



Затопленная пойма р. Припяти, 21 июня 2013 г.

О памятниках природы и проблемах развития агротуризма в Припятском Полесье говорилось в выступлении к.б.н. В. Т. Демянчика. Выступающий на примере отдельных объектов показал высокую экологическую, культурологическую и социальную значимость памятников природы для устойчивого развития региона.

Третья тема Круглого стола была посвящена вопросам развития мясного скотоводства в Припятском Полесье. Во вступительной речи ведущий круглого стола первый заместитель генерального директора НПЦ НАН Беларусь по животноводству академик И. П. Шейко акцентировал внимание на важности развития мясного скотоводства на пойменных и прилегающих землях. Это обусловлено несколькими причинами: значительной ролью пастбищного скотоводства в сохранении биологического и ландшафтного разнообразия на естественных лугах и низинных болотах, вовлечением растительных ресурсов поймы в хозяйственный оборот и более высокими вкусовыми и питательными свойствами говядины от мясного скота и их помесей по сравнению с животными молочных пород.

Начальник управления Минсельхозпрода Ю. Н. Горлов в своем выступлении остановился на проблемах развития племенного мясного ското-

водства, ознакомил с системой мер по улучшению племенных и продуктивных качеств сельскохозяйственных животных, предусмотренной программой по племенному делу в животноводстве.

В выступлении заведующего лабораторией НПЦ НАН Беларусь по животноводству к.в.н. В. И. Леткевича были освещены проблемы воспроизводства в племенных и товарных стадах мясного скота и пути их решения.

Обсуждение проблем использования пойменных земель было продолжено во время полевых экскурсий во второй день работы семинара. В процессе ознакомления с поймой реки участники семинара стали очевидцами аномальной ситуации, когда пойма длительное время (по сути до середины лета) находится в затопленном состоянии с начала снеготаяния. Такое положение некоторыми участниками семинара оценивалось как крайне неблагоприятное для травяного покрова и рыбных ресурсов, поскольку при затоплении поймы в течение 40 дней и более активизируются процессы разложения травяной растительности и, как следствие, вода обедняется кислородом.

С технологиями выращивания мясного скота участники семинара ознакомились при посещении площадки по выращиванию и откорку мясного скота близ д. Бринев и мелиоративного объекта Найда-Белевское, на котором выпасается мясной скот. Здесь же на примере указанного мелиоративного объекта были обсуждены при участии главного агронома Житковичского района В. В. Раковича, директора Житковичского ПМС В. В. Полуянова и директора Лунинецкого

ПМС В. А. Климовича проблемы использования мелиорированных земель.

Полевая экскурсия закончилась ознакомлением с агроусадьбой «Затерянный рай» в д. Семенча Житковичского района, как одной из форм интенсивно развивающегося туризма в Припятском Полесье.



**Участники семинара академики И. И. Лиштван, В. И. Парфенов, И. П. Шейко, чл.-корр. А. К. Карабанов, к.б.н. А. В. Пугачевский во время полевой экскурсии**

По итогам работы семинара подготовлен проект решения и опубликован сборник «Рациональное использование пойменных земель: материалы науч.-практ. семинара, Национальный парк “Припятский”, 19–21 июня 2013 г.».

**В. С. Хомич, Е. В. Санец**

**Решение  
научно-практического семинара  
«Рациональное использование пойменных земель»**

20–21 июня 2013 г. Национальной академией наук Беларусь совместно с ГПУ «Национальный парк «Припятский» при участии Петриковского и Житковичского райисполкомов и Начального совета по проблемам Полесья НАН Беларусь в агрогородке Лясковичи был проведен научно-практический семинар «Рациональное использование пойменных земель». Семинар проводился с целью анализа и обобщения опыта изучения и рационального использования пойменных земель и возможности его применения при реализации Государственной программы социально-экономического развития и комплексного использования природных ресурсов Припятского Полесья на 2010–2015 годы.

В работе семинара приняли участие 35 учёных из Национальной Академии наук Беларусь (Института природопользования, Института мелиорации, НПЦ НАН Беларусь по биоресурсам, Института экспериментальной ботаники им. В. Ф. Купревича, Полесского аграрно-экологического института, Центрального ботанического сада, НПЦ НАН Беларусь по животноводству), Института радиологии, Гомельского государственного университета им. Ф. Скорины, представители Гомельского облисполкома, Министерства сельского хозяйства и продовольствия, Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды, а также райисполкомов, территориально принадлежащих к региону «Припятское Полесье».

На семинаре были рассмотрены:

- анализ хода реализации Государственной программы;
- современное состояние природопользования на пойменных землях;
- повышение эффективности использования естественных пойменных лугов и мелиорированных земель;
- социально-экономические и экологические проблемы использования природно-ресурсного потенциала Припятского Полесья;
- использование пойменных и прилегающих земель для развития мясного скотоводства и получения качественной говядины;
- внедрение научных разработок в практику природопользования на пойменных и прилегающих землях;
- приоритетные направления исследований пойменных земель.

Участники семинара отметили, что, несмотря на имеющиеся сложности с финансированием части мероприятий, большинство из них выполнены или выполняются, тем самым обес-

печивая достижение целей Государственной программы. Для успешной реализации Государственной программы необходимо в ближайшей перспективе обратить особое внимание на:

реализацию мероприятий Государственной программы, результаты которых направлены на повышение эффективности использования природно-ресурсного потенциала Припятского Полесья;

необходимость реализации мероприятий по реконструкции и восстановлению мелиоративных систем и ремонтно-эксплуатационных работ на мелиоративных и водохозяйственных системах с целью более эффективного использования мелиорированных земель и обеспечения кормами интенсивно развивающегося животноводства в регионе; целесообразность и очерёдность реконструкции мелиоративных систем с выраженным проявлением процессов вторичного заболачивания и трансформации (деградации) торфяных почв с учётом экономических и экологических факторов;

принятие необходимых мер, в том числе по стимулированию предпринимательской деятельности, с целью увеличения объёмов заготовки ресурсов растительного сырья и животного мира с учётом допустимых норм изъятия; более широкого использования туристско-рекреационного потенциала региона на основе создания соответствующих туристических объектов;

необходимость продолжения реализации комплекса научных и организационных работ по использованию и повышению продуктивности кормовой базы пойменных лугов и прилегающих земель для развития мясного скотоводства;

в связи с участвовавшимися в последнее десятилетие опасными экстремальными гидрометеорологическими явлениями особое внимание обратить на их анализ и адаптацию к ним различных видов природопользования в районах Припятского Полесья;

необходимость регулярного освещения результатов выполнения мероприятий программы в прессе, по радио и телевидению, перед специалистами и работниками предприятий региона.

Учитывая высокую повторяемость затяжных половодий и паводков в пойме р. Припяти, включая сложную гидрометеорологическую ситуацию текущего года, когда с начала весны и до конца июня большая часть пойменных земель находилась в затопленном состоянии, участники семинара отмечают необходимость при развитии мясного скотоводства на пойменных и приле-

гающих землях, руководствуясь следующими положениями:

- пойменные земли вне мелиоративных систем являются зоной рискованного сельскохозяйственного использования, в связи с чем их необходимо рассматривать как дополнительный источник кормов для скота, в том числе при его выпасе на пойме;
- в качестве основного гарантированного источника кормов для развития мясного скотоводства необходимо использовать мелиорированные земли в поймах рек и на прилегающих территориях, максимально интенсифицируя их эксплуатацию.

По результатам работы научно-практического семинара рекомендуется:

**Субъектам хозяйствования, имеющим луговые угодья в поймах рек:**

с целью получения гарантированного урожая травяных кормов и недопущения дальнейшего зарастания древесно-кустарниковой растительностью пойменных земель рекомендуется:

- ежегодно (минимум один раз) скашивать травостой и не оставлять молодые побеги различных видов ив;
- при пастбищном использовании пойменных лугов регулярно подкашивать нестравленные остатки травостоя.

Постоянное хозяйственное использование участков пойм, пригодных для механизированной заготовки кормов, позволит получать высокие урожаи (до 4–6 т/га) сена.

**Управлениям сельского хозяйства райисполкомов, субъектам хозяйствования, имеющим луговые угодья в поймах рек:**

- шире практиковать использование естественных пойменных лугов для развития мясного скотоводства, что позволит увеличить поголовье крупного рогатого скота и уменьшить риск утраты луговых угодий в случаях их зарастания древесно-кустарниковой растительностью;
- осуществить раскорчевку кустарниковой растительности, не имеющей водоохранного значения, на угодьях ранее занятых ценными мезофильными травостоями с последующим подсевом влаголюбивых трав в дернину;
- особое внимание уделить очистке от кустарника участков центральной поймы р. Припять с продолжительностью затопления до 30–35 суток для выпаса мясного скота на естественных пойменных лугах;
- в земледелии на мелиорированных пойменных и прилегающих землях более широко использовать приемы насыщения севооборотов пожнивными и поукосными культурами, что позволит получать 2–3 урожая в год и значительно продлить период нахождения их под культурной растительностью;

- в целях улучшения чистых от кустарника лугов с выродившимся травостоем проводить их поверхностное улучшение, включающее внесение минеральных удобрений и подсев устойчивых к затоплению трав в дернину;

- площади лугов в центральной и притеррасных частях пойм с удовлетворительным травостоем (более 50 % трав) периодически, через 3–4 года, оставлять для обсеменения;

- особый уход осуществлять за малочисленными сохранившимися мелкоконтурными лугами (луголисхостовыми, келериевыми, виноградниковополевицевыми, лугомятниковыми и др.) во избежание потери биоразнообразия;

- при создании пастбищ для мясного скота предусматривать их орошение для обеспечения устойчивой продуктивности в течение всего пастбищного периода;

- следует развить и улучшить имеющуюся сеть подъездных дорог к сельхозугодьям расположенным на пойменных землях для прохождения по ним современной техники, осуществляющей уход, сбор и вывоз продукции;

- управлению сельского хозяйства районам рекомендуется осуществлять контроль за своевременным выполнением агротехнических приемов по уходу за луговыми угодьями.

**Институту природопользования совместно с Институтом мелиорации, НПЦ НАН Беларусь по биоресурсам, Институтом экспериментальной ботаники им. В. Ф. Купревича, Полесским аграрно-экологическим институтом, Центральным ботаническим садом, НПЦ НАН Беларусь по животноводству – исполнителям мероприятий по научному обеспечению Государственной программы:**

- материалы и решение семинара направить в Брестский и Гомельский облисполкомы, ГКНТ, Министерство сельского хозяйства и продовольствия, Министерство природных ресурсов и охраны окружающей среды, Государственный комитет по имуществу а также в райисполкомы, территориально принадлежащие к региону «Припятское Полесье»;

- активизировать работу по внедрению полученных результатов в практику использования природных ресурсов пойменных и прилегающих земель;

- в дальнейшей работе по Государственной программе обратить особое внимание на разработку режимов природопользования в пределах ООПТ в пойме р. Припять, обеспечивающих предотвращение естественной деградации луговой растительности;

- подготовить в 1 квартале 2014 г. в рамках реализации мероприятий по научному обеспечению Государственной программы аналитическую

записку «Рациональное использование пойменных земель Припятского Полесья» и направить ее в Брестский и Гомельский облисполкомы;

- разработать проекты НИР для проведения совместных исследований, направленных на решение проблем использования кормовых ресурсов региона для производства продукции животноводства без нанесения значимого вреда окружающей среде; обратиться в ГКНТ, НАН Беларусь и Минприроды с просьбой о включении подготовленных проектов в Государственные научно-технические программы;
- провести исчерпывающую работу по освоению финансовых средств, предусмотренных на выполнение мероприятий по научному обеспечению Государственной программы (приложение 11), в соответствии с Указом Президента

Республики Беларусь от 14 января 2013 г. № 26 «О внесении изменений в Указ Президента Республики Беларусь от 29 марта 2010 г. № 161».

***Просить Государственный комитет по имуществу:***

- провести инвентаризацию пойменных земель в районах, входящих в Госпрограмму по Припятскому Полесью: а) с выделением территорий по длительности затопления по периодам года (весенне, летнее, осенне, зимнее); б) с выделением чистых от кустарниковой растительности пойменных территорий, закустаренных и залесенных;
- рассмотреть вопрос об использовании закустаренных сельскохозяйственных земель, на которых затруднены условия работы сельскохозяйственной техники.

*Председатель Оргкомитета,  
директор Института природопользования  
НАН Беларусь, член-корреспондент  
А. К. Карабанов*

*Секретарь Оргкомитета, канд. геогр. наук  
Е. В. Санец*

## ИНФОРМАЦИЯ ДЛЯ АВТОРОВ

---

В сборнике публикуются статьи теоретического, методического и научно-технического характера, содержащие оригинальный материал исследований автора(ов), учитывающий современную литературу и ранее нигде не опубликованный.

В статье должно быть освещено современное состояние вопроса, описание методики исследований и обсуждение результатов.

Редакция не принимает в один выпуск сборника более двух статей с участием одного автора.

Материал дается в такой последовательности:

- номер УДК (универсальная десятичная классификация);
- инициалы и фамилии авторов;
- название;
- аннотация — короткая информация об основных идеях и результатах (5–6 строк);
- основной текст;
- список литературы;
- название организации;
- список подрисуночных подписей;
- рефераты на русском и английском языках (примерно по 1/2 страницы каждый) с полным названием подаваемой публикации, именами, отчествами и фамилиями авторов на соответствующих языках.

Статья должна быть подписана всеми авторами.

Объем статьи – не более 40 000 знаков, количество иллюстраций – не более 3–4.

Правила оформления:

- поля – верхнее и нижнее по 2,5 см, левое и правое по 2 см;
- текст – шрифт Arial размером 11 пунктов, межстрочный интервал – полуторный (страницы не нумеровать!);
- таблицы – шрифт Arial размером 9 пунктов; название **жирным**; в числах целая и дробная часть должны быть разделены десятичной запятой, а не точкой;
- формулы выполняются с помощью редактора формул Word Equation;
- рисунки – четкие, не размытые, надписи не должны быть сделаны «от руки», формат – не более А4. Рисунки, выполненные в одном из графических форматов, представляются отдельным файлом (не внедренным в Word). Разрешение для цветных рисунков – 300 dpi, графический формат – tif. Подпись к рисунку должна быть отдельно от рисунка – шрифт Arial 9 пунктов **жирный** по центру; условные обозначения на рисунке нумеруются цифрами, разъяснение которых обязательно дается под подписью к рисунку;
- список литературы – в алфавитном порядке и нумеруется. Номера ссылок по тексту приводятся в квадратных скобках. Ссылки на неопубликованные работы не допускаются. В списке должны быть указаны: книга – фамилия и инициалы автора, полное название, год издания; статья – фамилия и инициалы автора, название периодического издания, год, номера страниц.

Не допускается повторения одних и тех же данных в тексте, таблицах и на иллюстрациях.

В конце статьи указывается фамилию, имя, отчество (полностью) автора, с которым редакция будет решать возникшие вопросы по статье, его адрес, телефон, факс, E-mail.

Для авторов из других организаций необходимо представить сопроводительное письмо на имя редакколегии сборника «Природопользования» на фирменном бланке организации.

Рецензирование, научное и литературное редактирование статей организует редакция. Доработанный после замечаний рецензента вариант статьи необходимо возвратить в редакцию вместе с пояснительным письмом о проделанной работе для последующего редактирования. Исправленный вариант статьи с редакционными пометками и приложенным к нему электронным вариантом передаются для окончательной верстки.

Авторское вознаграждение за издание статей в сборнике не начисляется.

Авторам и соавторам передается по экземпляру сборника.

Адрес редакции сборника «Природопользование»:

220114 Минск, ул. Ф. Скорины, 10.

Факс: +375(17) 267-24-13. Телефон: +375 (17 ) 268-84-55.

Веб-сайт: <http://ecology.basnet.by/sbornik.html>.

E-mail: [eco@ecology.basnet.by](mailto:eco@ecology.basnet.by).

Научное издание  
**ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЕ**

Сборник научных трудов  
Выпуск 24

Редактор А. В. Новикова  
Компьютерная верстка Н. В. Данькова, Т. Н. Козловская  
Переводчик Г. А. Зайчиков

---

Подписано в печать 19.10.2013. Формат 60x90/8. Бумага офсетная.  
Гарнитура Ариал. Печать офсетная. Усл. печ. л. 24,41. Уч.-изд. л. 18,45.  
Тираж 110 экз. Заказ № 2402.

Издатель и полиграфическое исполнение РУП «Минсктиппроект».  
ЛИ № 02330/0549410 от 08.04.2009.  
ЛП № 02330/0494102 от 11.03.2009.  
Ул В. Хоружей, 13/61, 220123, г. Минск.