

С.А. Тобратов, О.С. Железнова, А.В. Водорезов

**ЗАРАСТАНИЕ ЗАБРОШЕННЫХ ЗЕМЕЛЬ КАК ФАКТОР
ГЕОХИМИЧЕСКОЙ УСТОЙЧИВОСТИ ЛАНДШАФТОВ
К АНТРОПОГЕННУМУ ПОСТУПЛЕНИЮ РТУТИ ¹**

С использованием методологии критических нагрузок изучены географические особенности изменения естественной устойчивости ландшафтов к ртутному загрязнению через атмосферу под влиянием забрасывания сельхозугодий. Публикуется карта заброшенных земель в центре Рязанской области по состоянию на 2015 год (материалы любезно предоставлены А.В. Прищеповым). Установлены закономерности региональной атмосферной миграции техногенной Hg, промышленные эмитенты ртути ранжированы по степени приоритетности. Показано, что наиболее контрастное импактное воздействие связано с деятельностью цементного предприятия (сочетание заметных объемов эмиссии Hg в труднолетучих формах со сравнительно небольшой высотой промышленных труб – 120 м). Выявлено, что зарастание заброшенных земель древесной растительностью охватывает лишь небольшие по площади ветровые тени уже имеющихся на территории лесных массивов, что определяет общее снижение устойчивости к поступлению Hg. Также отмечено, что на заброшенных землях складываются благоприятные условия для осаждения техногенных загрязнителей, мигрирующих в атмосфере. Выявлена локальная, но контрастная аномалия Hg в тканях постагрогенной древесной растительности, где содержание ртути превышает фоновые уровни в 20–200 раз.

биогеохимические аномалии, заброшенные земли, метод критических нагрузок, ртуть, староосвоенный регион, техногенное загрязнение через атмосферу.

Забрасывание сельскохозяйственных земель – многофакторное социально-экономическое явление, широко распространенное в странах бывшего СССР, особенно в России ². На севере и северо-западе нечерноземной зоны РФ данный процесс резко активизировался уже в середине XX века (наиболее показательна в этом отношении Вологодская область), центральные регионы были им охвачены в последние 20–25 лет. В настоящее время в центре Рязанской области по разным причинам не используется около 35 % земель сельхозназначения (рис. 1); данная цифра имеет тенденцию к сокращению, но медленными темпами. В данном сообщении обсуждаются некоторые геохимические аспекты забрасывания сельхозугодий.

Анализ данных аспектов ведется нами в рамках распространенной на Западе (особенно в Евросоюзе) методологии критических нагрузок (КН) – современного направления экологических оценок ³. Критические нагрузки определяют верхние пределы поступления в экосистемы загрязняющих веществ, превышение которых не нарушает природные геохимические равновесия. Экологическое нормирование загрязнения на основе КН – более передовой подход регулирования природопользования по сравнению с традиционным гигиеническим нормированием, которое базируется на «антропоцентрической» концепции предельной допустимой концентрации (ПДК), не позволяющей учесть разнообразие и пространственную мозаичность ассимиляционного потенциала экосистем ⁴.

¹ Работа выполнена при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 14-05-97507 «Экологическое нормирование поступления ртути, мышьяка и подкисляющих соединений в ландшафты Рязанской области»).

² Прищепов А.В. Детерминанты пространственного распределения заброшенных сельскохозяйственных земель в европейской части России // Пространственная экономика. 2013. № 3. С. 30–62.

³ Manual on Methodologies and Criteria for Modeling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. URL : <http://www.icpmapping.org/>

⁴ Башкин В.Н. Оценка степени риска при расчетах критических нагрузок загрязняющих веществ на экосистемы // Тяжелые металлы в окружающей среде : материалы Междунар. симп. Пущино : ОНТИ НЦБИ, 1997. С. 177–186.

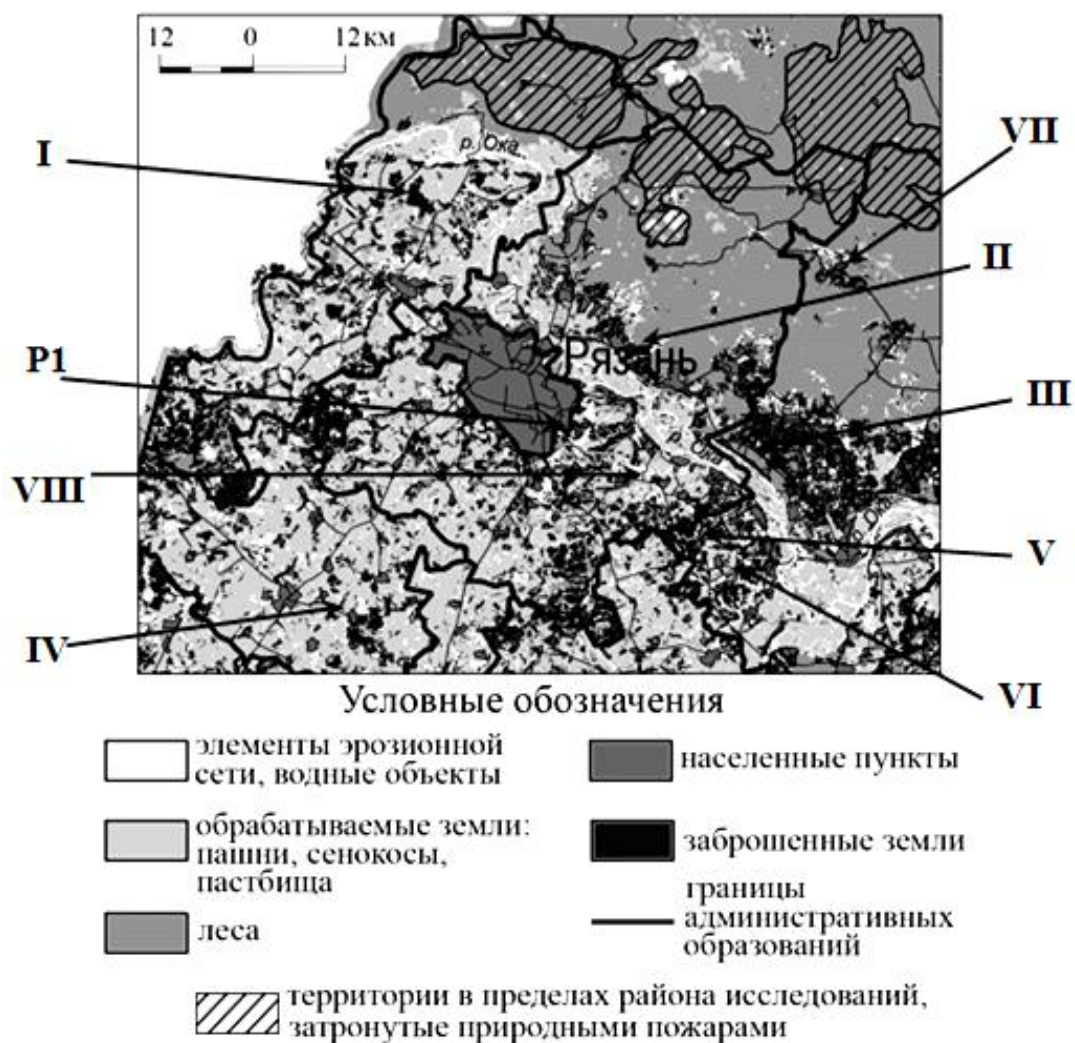


Рис. 1. Структура земельного фонда района исследований – центра Рязанской области (составлено по данным А.В. Прищепова ⁵) *

Примечание. Здесь и далее I–VIII – точки биогеохимического опробования на заброшенных землях, P1 – точка опробования древесной растительности (береза бородавчатая 55-летнего возраста) в среднем радиусе воздействия ЗАО «Рязцветмет».

I – Константиновский блок Среднерусской возвышенности, неэксплуатируемые посадки плодовых деревьев в окружении березовых лесополос («Костинские сады»);

II – Южная Мещёра, заброшенное поле у села Алеканово, зарастание сосной;

III – Южная Мещёра, заброшенное поле у села Ярустово, зарастание березой;

IV – Среднерусская возвышенность, заброшенное поле в 7 км восточнее села Захарово, зарастание березой;

V – Троицко-Тысыйнский блок, обширный массив заброшенных земель к юго-западу от села Половское, зарастание березой;

VI – там же, в 9 км юго-восточнее точки V (окраина села Собчаково), зарастание березой;

VII – заброшенное пастбище у села Бельское в центре Южной Мещёры, зарастание сосной и березой;

VIII – северная периферия Окско-Донской равнины, район станции Листвянка, зарастание березой.

P1 – березовый сквер в Южном промузле г. Рязани.

*типы землепользования картированы по результатам интерпретации данных дистанционного спутникового зондирования земной поверхности.

Существуют 3 механизма санации загрязняющих веществ, поступивших в ландшафты (особенно при поступлении из атмосферы, охватывающем всю площадь природного комплекса ⁶) – поглощение растительностью (M_{upt}), вынос с поверхностным и грунтовым стоком (M_{leach} , при бассейновой и иной площадной оценке – M_{runoff}) и накопление в почвах в иммобильных формах

⁵ The effect of Landsat TM/ETM + image acquisition dates on the detection of agricultural land abandonment in Eastern Europe / A.V. Prishchepov [et al.] // Remote Sensing of Environment. 2012. Vol. 126. P. 334–347.

⁶ Природный потенциал ландшафтов Рязанской области : моногр. / В.А. Кривцов [и др.] ; под ред. В.А. Кривцова, С.А. Тобратова. Рязань : Изд-во РГУ имени С.А. Есенина, 2011. 768 с.

($M_{SD(acc)}$). При этом антропогенное поступление загрязнителей в ландшафты должно полностью компенсироваться процессом естественной санации:

$$CL = M_{dep}^{max} = M_{upt} + M_{leach} + M_{SD(acc)}, \quad (1)$$

где CL – критическая нагрузка некоторого элемента M , M_{dep}^{max} – максимально допустимый для данной экосистемы уровень его внешнего привноса (в России данный параметр рассматривается как синоним КН).

Накопление тяжелых металлов (ТМ) в древесной биомассе (чистое поглощение) рассчитывается как

$$M_{upt} = G_{an} \times C_{backM}, \quad (2)$$

где G_{an} – годовая продукция древесной биомассы, C_{backM} – безопасная для человека и природных ландшафтов концентрация элемента в той или иной фракции биомассы. C_{backM} – экологический норматив, применительно к лесным экосистемам устанавливаемый по результатам биогеохимического опробования с использованием процедур вариационного анализа⁷ (приоритет – сохранение природных химических равновесий), а при оценке ассимиляционного потенциала агроценозов в качестве C_{backM} применяется ПДК (приоритет – сохранение здоровья человека). На фоновых территориях с отсутствием лесов аккумуляция в древесине не учитывается. Это основывается на предположении, что закрепление в биомассе нелесных видов является только временным с последующей минерализацией отмершей биомассы и включением в биогеохимический цикл⁸. Алгоритмы расчета параметров M_{runoff} и $M_{SD(acc)}$ приведены в нашей монографии⁹.

Ртуть (Hg) и в XXI веке остается одним из наименее изученных элементов, для которого даже отсутствуют достоверные оценки фонового содержания в ландшафтах¹⁰. Вместе с тем Hg, обладая максимальным сродством к воздушной миграции, является неперенным спутником природных и антропогенных геохимических аномалий¹¹ и имеет тем самым индикаторное значение. Изучение ландшафтной геохимии ртути технически сложно, но информативно с научно-практических позиций. В феврале – марте 2015 года нами осуществлено опробование основных ландшафтных компонентов (снежный покров, гумусовые горизонты почв, древесная растительность, поверхностные воды в замыкающих створах водотоков) в экосистемах заброшенных земель (локализацию точек пробоотбора см. на рис. 1); содержание ртути в образцах определялось методом холодного пара на атомно-абсорбционном спектрометре «Спектр-5-4».

Работы проведены в пределах модельного участка в радиусе 50–60 км от Рязани, который является «геохимическим фокусом» всего региона, так как в его пределах представлены все основные почвенно-геохимические обстановки Центра России и расположены крупнейшие промышленные эмитенты и зоны влияния их выбросов.



⁷ Пузаченко Ю.Г. Математические методы в экологических и географических исследованиях : учеб. пособие. М. : Академия, 2004. 416 с. ; Природный потенциал ландшафтов Рязанской области.

⁸ Охрана природы. Городские экосистемы. Расчет величин критических нагрузок поллютантов на городские экосистемы : метод. рек. М. ; Смоленск : Маждента, 2004. 56 с.

⁹ Природный потенциал ландшафтов Рязанской области.

¹⁰ Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта : моногр. М. : Астрей-2000, 1999. 768 с.

¹¹ Ковалевский А.Л. Биогеохимия растений : моногр. Новосибирск : Наука, Сиб. отд-ние, 1991. 294 с.

а) точка I

б) точка II



в) точка VIII

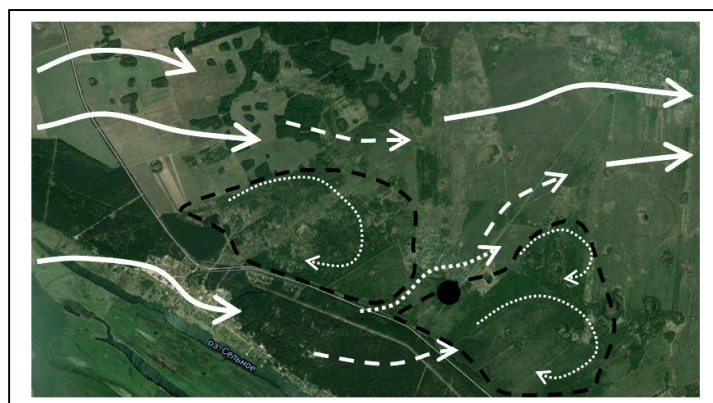


Рис. 2. Ослабление и отклонение воздушных потоков древесной растительностью как фактор зарастания заброшенных земель

Примечание. Черным пунктиром оконтурены ветровые тени. Сплошными белыми стрелками – основные траектории транзитных воздушных переносов с высокими скоростями; пунктирными белыми стрелками – воздушные потоки, ослабляемые и отклоняемые силой трения. Черные кружки – локализация точек биогеохимического опробования (кора, древесина, ветви, хвоя).

Забрасывание сельскохозяйственных угодий, столь широко распространенное в центре Рязанской области (рис. 1), является одним из факторов, модифицирующих биокруговороты элементов. Для поддержания геохимической устойчивости на неизменном уровне важно, чтобы отсутствие отчуждения токсичных элементов с урожаем на заброшенных землях полностью компенсировалось бы долговременной аккумуляцией в древесине в процессе их естественного зарастания. Однако такой компенсации не происходит, поскольку процесс зарастания достаточно медленный, вероятностный и сильно зависит от направления, скорости ветра и ветроломных свойств древесной растительности. Как показано на рисунке 2, он охватывает главным образом ветровые тени уже имеющихся на территории лесных массивов и лесополос (фронтальная и тыловая) и многократно снижается уже на расстоянии 10–20 высот крон деревьев – источников семян.

Как видно из рисунка, активному зарастанию подвержены небольшие по площади участки, сильнее всего экранированные старовозрастной растительностью от преобладающих ветров, где накопление семян наиболее вероятно. При этом среднегодовое направление ветра заметно меняется под влиянием неровностей земной поверхности, соответственно и локализация зон активного зарастания имеет в каждой точке опробования свои индивидуальные особенности. Меньше всего отличаются от господствующего в регионе юго-западного направления¹² воздушные потоки в привершинной части возвышенного Константиновского блока (точка I), на фоне чего весьма отчетливо проявляется ветроломная роль ромбической сетки лесополос (рис. 2а). В точке VIII начинает сказываться одна из характерных климатических особенностей Рязанского региона –

¹² Тобратов С.А. Закономерности и масштабы вековых изменений климата Центра Русской равнины (по данным метеостанции Рязань) // Вестник Рязанского государственного университета имени С.А. Есенина. 2014. № 4. С. 125–148.

канализирующее влияние поймы Оки на воздушные потоки¹³, поэтому среднее направление ветра меняется на западное, отклоняясь несколько вправо и приближаясь к траектории окского русла ниже Рязани. В точках II и III местные ветры полностью зависят от геометрии аэродинамического коридора «пойма Оки – южная граница лесов Мещёры».

Охарактеризованные выше процессы приводят к тому, что свыше 90 % заброшенных земель района исследований до сих пор имеют исчезающе низкую полноту древостоя (рис. 3), а участки с полнотой свыше 0,2 (очень редко – до 0,7–1,0) локальны, хотя местами и встречаются (рис. 4).



Рис. 3. Точка II: общий вид зарастающего поля с автодороги Рязань – Спасск

Примечание. На заднем плане – локальная зона активного зарастания в ветровой тени сосновой лесополосы (отмечена стрелками). См. также рис. 2б.



а) точка VII: полнота 0,6



б) точка V: полнота 0,6



в) точка V: полнота 0,4



г) точка IV: полнота 0,2–0,3

Рис. 4. Примеры заброшенных земель с высокой полнотой древостоев

¹³ Природный потенциал ландшафтов Рязанской области.

Таким образом, на заброшенных землях Рязанского региона в настоящее время тесно соседствуют участки со значительной плотностью молодых древостоев и участки, зарастающие лишь травянистой растительностью с единичными деревьями в виде исключения, причем вторые абсолютно преобладают по площади. Накопление токсичных элементов (в том числе Hg) в травах – при отсутствии их отчуждения с урожаем – является временным («рецикличная аккумуляция»), в связи с чем при расчете КН данное накопление не учитывается¹⁴. Тем самым медленные темпы зарастания постагрогенных площадей древесной растительностью следует рассматривать как экологически неблагоприятное явление.

Характерно также, что приведенные на рисунке 2 воздушные потоки, определяющие распространение семян и геометрию зон постагрогенного зарастания, почти точно соответствуют установленным нами ранее траекториям воздушной миграции антропогенных токсикантов в центре Рязанской области (рис. 5).

Данные траектории формируются под влиянием двух основных факторов (взаимосвязанных через процесс динамической турбулентности):

- 1) циркуляционного (правый поворот вектора скорости факелов техногенных выбросов с высотой);
- 2) геоморфологического (упомянутый выше канализирующий эффект поймы реки Оки).

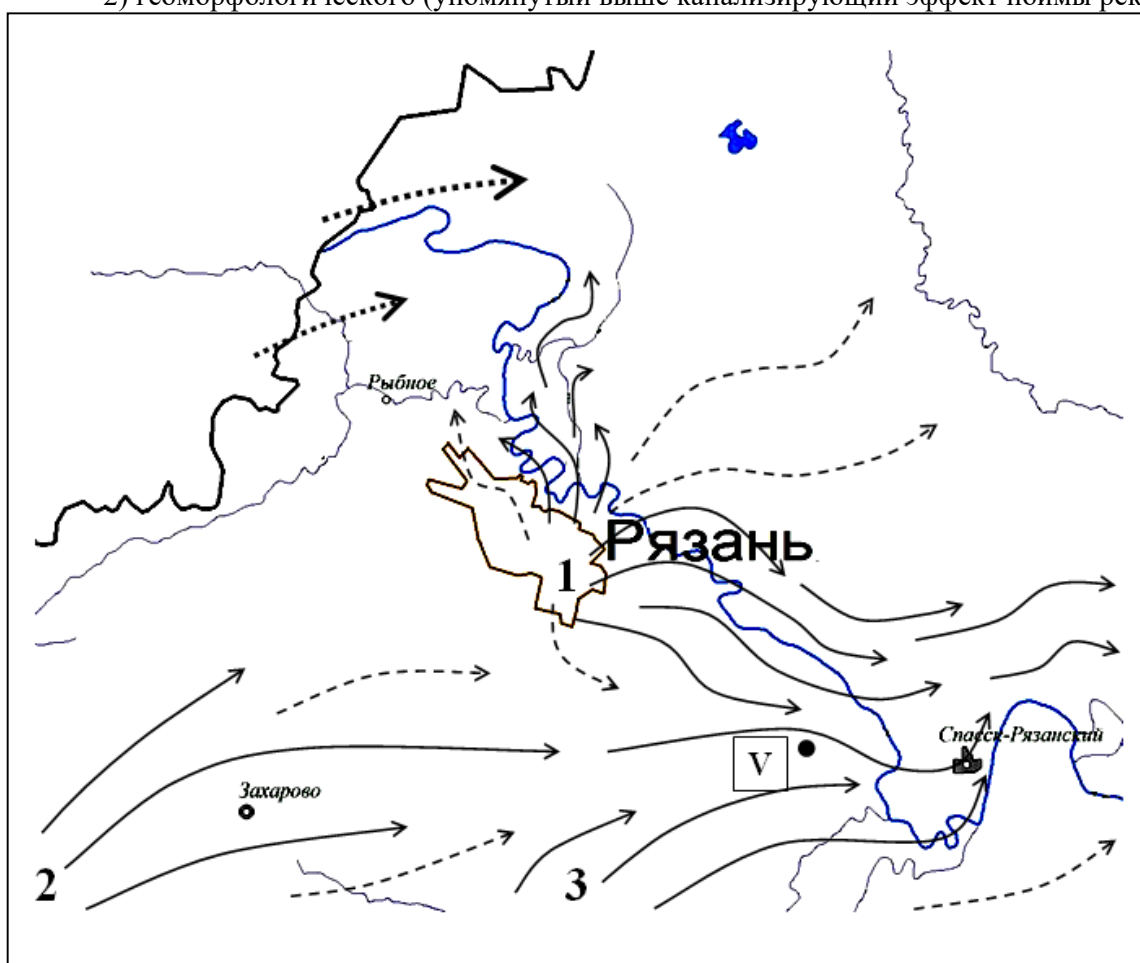


Рис. 5. Условия атмосферной миграции загрязняющих веществ в центре Рязанского региона

Примечание. Сплошные стрелки – среднемноголетние траектории воздушных переносов загрязняющих веществ; пунктирные стрелки – «второстепенные» траектории атмотехногенного воздействия; точечный пункт – проявления межрегионального (трансграничного) загрязнения. Составлено по данным, опубликованным ранее¹⁵.

Показана локализация точки V с аномально высокими концентрациями Hg в древесной растительности заброшенных земель (см. ниже – табл. 2 и обсуждение).

¹⁴ Охрана природы. Городские экосистемы ...

¹⁵ Природный потенциал ландшафтов Рязанской области.

- 1 – Промышленный комплекс города Рязани (главным образом Южный промузел).
- 2 – ЗАО «Михайловцемент» (за пределами района исследований).
- 3 – Рязанская ГРЭС (за пределами района исследований).

Остановимся подробнее на действии циркуляционного фактора. Во-первых, в *пограничном слое* – 0,4–1,6 км от земной поверхности в зависимости от сезона – он представлен спиралью Экмана – постепенным изменением направления ветра с высотой под влиянием снижения силы трения (на фоне значительного роста скорости ветра). При этом ветер с высотой всегда разворачивается вправо от «приземного» направления против вектора барического градиента (в Северном полушарии). Правые повороты вектора скорости ветра активно проявляются на уровне устьев дымовых труб, что хорошо заметно по непараллельности факелов выбросов на разных высотах (рис. 6).

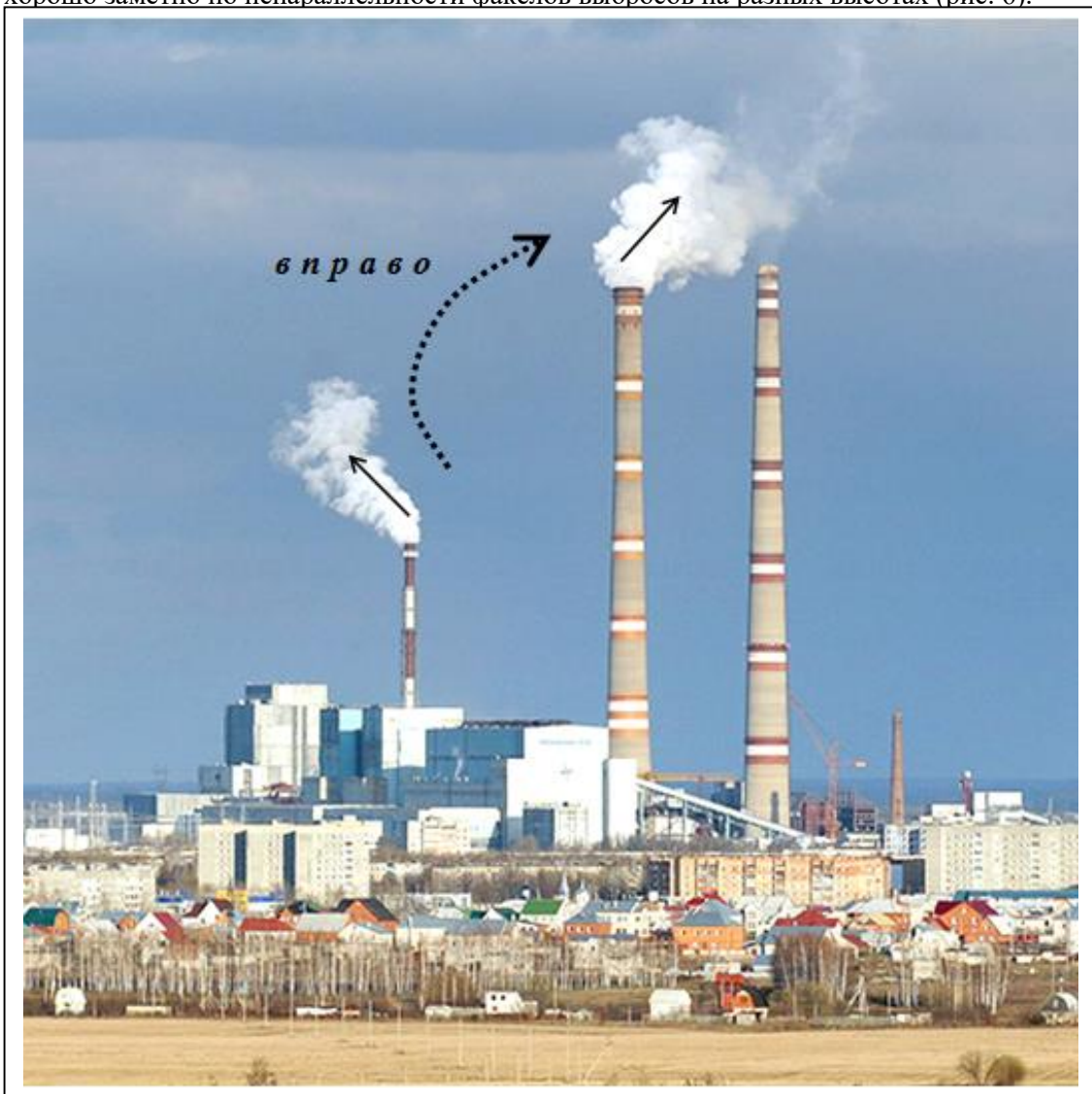


Рис. 6. Характерный пример экмановской циркуляции в пограничном слое атмосферы: несовпадение траекторий факелов выбросов из труб бывшей ГРЭС-24 (180 м) и 2-й очереди Рязанской ГРЭС (320 м) *

Примечание. Веерообразная форма факелов свидетельствует, что вертикальный температурный градиент γ на обоих уровнях меньше сухоадиабатического ($1^\circ\text{C}/100\text{ м}$), но больше влажноадиабатического ¹⁶ (стратификация в пограничном слое устойчивая, но не инверсионная). На уровне нижней трубы γ несколько возрастает из-за слабого притока тепла от земной поверхности. Мощность пограничного слоя меньше 1 км, что определяет значительное правое смещение вектора скорости ветра уже на высоте 200–300 м.

¹⁶ Bierly E.W., Hewson E.W. Some restrictive meteorological conditions to be considered in the design of stacks // J. Appl. Meteorol. 1962. N I. P. 383–390.

Атмосферные условия типичны для середины переходного сезона – при отсутствии снежного покрова – в центре Русской равнины (снимок сделан во второй декаде апреля). Зимой и летом данные условия иные.

* Использован фрагмент панорамной фотографии с официального сайта «Российской газеты»¹⁷.

Данное явление существенно влияет на рассеяние антропогенных примесей: шлейфы техногенного загрязнения ориентированы в пространстве с заметным правым смещением относительно направления ветра, преобладающего на уровне флюгера¹⁸ (что в целом закономерно для высокоширотных климатов с повышенными значениями параметра Кориолиса и пониженными коэффициентами турбулентного обмена¹⁹).

При этом чем указанное смещение больше, тем в более высоких слоях атмосферы рассеивается примесь (то есть тем более она летуча). Теоретически предельный угол правого (экмановского) вращения составляет 45° (особенно при ламинарном движении), однако фактически этот угол значительно меньше – в пределах $20\text{--}30^\circ$ (рис. 7), а в теплых секторах циклонов – $15\text{--}20^\circ$ (влияние турбулентности и кривизны изобар)²⁰.

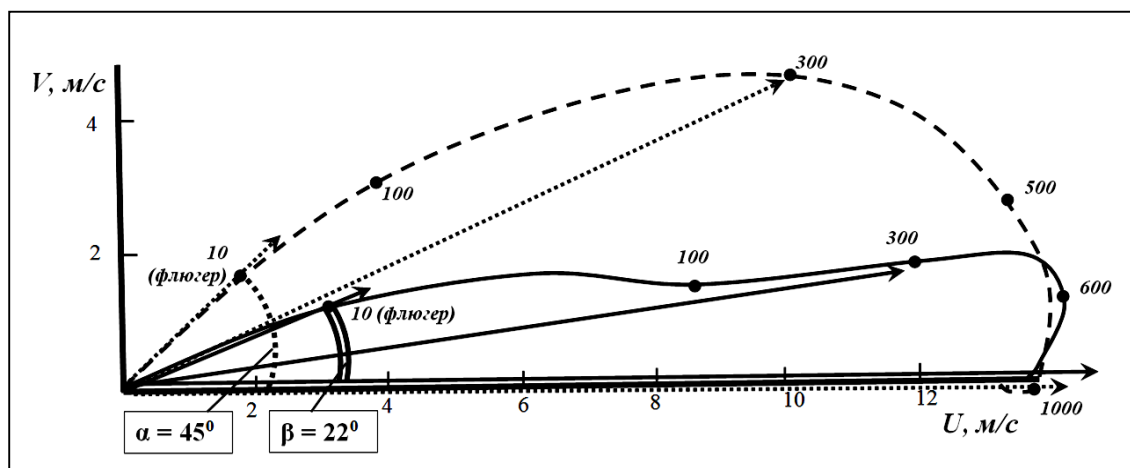


Рис. 7. Теоретическая спираль Экмана (пунктирные линии и угол α) и годограф скорости реального ветра (сплошные линии и угол β) по данным наблюдений в Джексонвилле (США, штат Флорида) 4 апреля 1968 года (использованы данные Дж. Р. Холтона²¹)

Примечание. 1. V и U – поперечная и продольная составляющая скорости ветра v (по вектору барического градиента и по вектору геострофического ветра, то есть по касательной к изобарам). За пределами экмановского слоя (теоретически – на высоте свыше 1 000 м, фактически – около 800 м) отклонение, вызванное трением, исчезает, и ветер стремится к геострофическому ($V = 0$, $v = U$).

2. Стрелки – ориентация в пространстве векторов скорости ветра (теоретическая и реальная) на разных высотах. Цифры на графиках – высота в метрах.

3. В рассмотренном примере угол отклонения приземного ветра $\beta = 22^\circ$ невелик и до уровня 500 м слабо меняется с высотой, что характерно для пограничных слоев в теплых субтропических климатах вследствие высоких коэффициентов турбулентного обмена. В холодное полугодие в Центре России турбулентный обмен, наоборот, мал по причине выхолаживания и сезонного снижения трения (отсутствие листвы на деревьях и т.п.). В результате, в сравнении с субтропиками Северной Америки, пограничный слой уменьшается по мощности, правое смещение ветра становится ощутимым уже на малых высотах (как на рис. 6) и угол β возрастает, хотя и не превышает 30° ²².

Как будет видно из дальнейшего (см. рис. 8, 9 и 12), фактические траектории рассеяния техногенных загрязнителей в Рязанском регионе отклонены от среднего ветра на несколько большую величину – $35\text{--}50^\circ$ в зависимости от конкретных условий. Это указывает, что

¹⁷ Российская газета : офиц. сайт. URL : <https://rg.ru/img/content/145/36/47/000.jpg>

¹⁸ Оценка влияния ветрового режима на распределение загрязнения подстилающей поверхности металлами в промышленном районе / Г.Ф. Вознесенский [и др.] // Миграция загрязняющих веществ в сопредельных средах : труды 5-го Всесоюз. совещ. Л. : Гидрометеониздат, 1989. С. 133–139.

¹⁹ Тверской П.Н. Курс метеорологии (физика атмосферы). Л. : ГИМИЗ, 1962. 700 с.

²⁰ Там же.

²¹ Holton J.R. An introducing to dynamic meteorology : Monograph. 4th edition. Elsevier Academic Press, 2004. 529 p.

²² Тверской П.Н. Курс метеорологии (физика атмосферы).

пространственные закономерности атмосферной поставки загрязняющих веществ – помимо безусловного вклада геоморфологического фактора – определяются еще вкладом циркуляционных процессов в *свободной тропосфере*, где поле давления наиболее тесно связано с зональными температурными условиями и имеется так называемый термический ветер. При адвекции тепла, то есть при прохождении теплых секторов циклонов с продолжительными осадками, вектор термического ветра, подобно экмановской циркуляции в слое трения, также направлен вправо и усиливает эффект последней²³, что часто фиксируется при региональных оценках техногенного загрязнения²⁴. Это особенно значимо для высоколетучей Hg, для которой именно вымывание обложными и морозящими осадками, типичными для теплых циклонических фронтов, является основным процессом поступления в ландшафты²⁵.

Наличие циркуляционного и геоморфологического факторов атмосферной миграции свидетельствует, таким образом, о значительном влиянии вымывания осадками на процесс выведения примесей из воздушных потоков, а также о том, что даже равнинный мало контрастный рельеф может существенно отклонять ветер от зонального направления. Турбулентные неоднородности, порождаемые шероховатостью поверхности платформенных равнин, способны распространяться на несколько километров в высоту²⁶, охватывая те атмосферные слои, где в основном и осуществляется региональная миграция загрязнителей.

Сопоставление рисунков 2 и 5 приводит к парадоксальному, на первый взгляд, выводу: атмосферная миграция семян деревьев и загрязняющих веществ – разные звенья одного процесса, и можно ожидать определенных территориальных соответствий между ними. Такие соответствия становятся еще более вероятными, если учесть, что на заброшенных землях в процессе неравномерного зарастания спонтанно формируются насаждения «фильтрующего» типа – со свободной ажурной структурой, значительными просветами между куртинами деревьев и без плотных опушек (даже при высокой полноте: рис. 4). Насаждения такого типа искусственно создаются в санитарно-защитных зонах предприятий для блокирования атмосферной миграции наиболее тонкой и летучей парогазовой фазы техногенных аэрозолей и ассоциированных с ней загрязняющих веществ²⁷. Следовательно, зарастающие участки заброшенных земель представляют собой атмосферные «фильтры» – более эффективные, чем сомкнутые лесные массивы.

Косвенным подтверждением сказанному выше является отчетливо выраженное накопление подвижных форм Hg в постагрогенных почвах в сравнении не только с пахотными (что вполне закономерно²⁸), но и с зональными ненарушенными (под лесами), наблюдаемое независимо от ландшафтно-провинциальных условий и к северу, и к югу от Оки (табл. 1).

Значения r_w довольно низки из-за мозаичности природно-антропогенной геохимической среды в староосвоенном регионе (для большинства природных объектов это, скорее, не исключение, а правило²⁹), но различия между почвенными группировками статистически значимы на высоком уровне доверительной вероятности ($\alpha \ll 0,05$)³⁰. Исключение из анализа массива данных, представляющего заброшенные земли, фиксировало отсутствие значимых различий средних в остальных группах ($\alpha = 0,10-0,15$). Наибольший информационный «шум» в выборку вносит группировка дат по смыто-намытым почвам овражно-балочного комплекса (это заметно по максимальной внутрigrупповой дисперсии). В целом в данных почвах наблюдается аккумуляция подвижных форм Hg (процессы смыва и выноса заметно слабее), но она, тем не менее, почти в 1,5 раза менее значительна, чем в постагрогенных почвах.

²³ Тверской П.Н. Курс метеорологии (физика атмосферы).

²⁴ Оценка влияния ветрового режима на распределение загрязнения подстилающей поверхности металлами в промышленном районе.

²⁵ Елпатьевский П.В. Геохимия миграционных потоков в природных и природно-техногенных геосистемах. М.: Наука, 1993. 253 с.; Калинин В.В. Атомарная ртуть в приземном слое атмосферы дальневосточных морей России в летне-осенний период: дис. ... канд. геогр. наук. Владивосток, 2016. 208 с.

²⁶ Курбацкий А.Ф., Курбацкая Л.И. Структура поля ветра в устойчиво стратифицированном пограничном слое над шероховатой поверхностью // Известия РАН. ФАО. 2011. Т. 47, № 3. С. 308–317.

²⁷ Курбатова А.С., Грибкова С.И. Создание устойчивой системы зеленых насаждений в городе. Ландшафтные, инженерные, агротехнические приемы. М.; Смоленск: Маджента, 2006. 152 с.

²⁸ Гордеева О.Н., Белоголова Г.А., Андрулайтис Л.Д. Биогеохимические особенности миграции ртути в системе «почва – растение» Южного Прибайкалья // Известия Иркут. гос. ун-та. Серия «Биология. Экология». 2012. Т. 5, № 3. С. 23–32.

²⁹ Учватов В.П., Митусов А.В., Калачикова М.В. Картограммы и взаимосвязи биогенных элементов в почвах Московской области // Почвенные процессы и пространственно-временная организация почв. М.: Наука, 2006. С. 409–426.

³⁰ Пузаченко Ю.Г. Математические методы в экологических и географических исследованиях.

**Результаты дисперсионного анализа для содержания подвижных форм ртути ($C_{Hg-подв.}$ *)
в почвах в зависимости от ландшафтных условий и типа землепользования**

Категории земель	Суглинистые почвы **				Песчаные почвы ***			
	\bar{X}	σ_z^2	α	r_w^{****}	\bar{X}	σ_z^2	α	r_w
Заброшенные сельскохозяйственные земли	4,32	0,52	0,002	0,114	4,26	1,84	0,019	0,149
Леса	2,86	1,09			2,79	1,99		
Пахотные почвы	2,39	1,41			–	–		
Эрозионная сеть	2,97	2,98			–	–		

Примечание. \bar{X} – среднее значение $C_{Hg-подв.}$, мкг/кг; σ_z^2 – внутригрупповая дисперсия, мкг/кг; α – уровень значимости (нуль-гипотеза отвергается при $\alpha < 0,05$); r_w – внутриклассовый коэффициент корреляции, характеризующий влияние фактора (в данном случае – группировки по типам почв) на резульативный признак (в долях единицы) и рассчитываемый по формуле

$$r_w = \frac{\sigma_A^2 - \sigma_z^2}{\sigma_A^2 + (n_c - 1) \times \sigma_z^2}, \quad (3)$$

где σ_A^2 и σ_z^2 – соответственно факториальная и случайная (внутригрупповая) дисперсии значений концентраций, n_c – усредненный объем градаций изучаемого фактора.

* Экстрагент – ацетатно-аммонийный буферный раствор с pH 4,8 (формы, потенциально доступные для корневого поглощения).

** Ландшафты зон широколиственных лесов и лесостепи (территории к югу от реки Оки).

*** Ландшафты зоны смешанных лесов Мещёрской природной провинции (территории к северу от Оки).

**** Исключение из анализа группы «эрозионная сеть» увеличило r_w до 0,222.

Таким образом, наиболее благоприятные условия для накопления биодоступной ртути складываются в настоящее время именно на заброшенных землях. Как показано ниже, такое накопление происходит под влиянием роста аэрального потока Hg в совокупности с изменениями гумусного состояния почв после выведения их из оборота. При этом низкая скорость зарастания древесной растительностью не обеспечивает должных темпов иммобилизации избытка подвижных форм Hg в приросте древесины (как в старовозрастных лесах), и основной средой их аккумуляции становится почва, что, в частности, и определяет высокую статистическую значимость различий между группировками дат, представленными в таблице 1.

Информативным методом оценки поступления загрязняющих веществ из атмосферы за длительный период является снегосъемка³¹. Однако полного соответствия техногенных аномалий в снеге и иных ландшафтных средах часто не наблюдается, поскольку химический состав твердых осадков отражает условия конкретного зимнего сезона, а процессы в почвах, поглощение растительностью, водная миграция определяются ландшафтными факторами с большими характерными временами, отражая многолетние геохимические тенденции. Особое значение для рассеяния техногенных выбросов имеют особенности ветрового режима, которые, как следует из рисунка 8, способны довольно существенно меняться от года к году. Так, в среднемноголетней розе ветров центра Рязанской области в зимние сезоны отчетливо преобладают юго-западные ветры (средний вектор – 221°). В период проведения исследований зимой 2014–2015 годов господство ветров южной четверти сохранялось, но максимальной повторяемостью отличались ветры южного направления, также возросла доля юго-восточных ветров, а юго-западных – не изменилась. В результате направление вектора средней скорости ветра в начале 2015 года сместилось к точке юга и достигло 185° (рис. 8б).

Данные изменения, на первый взгляд, непринципиальны, но в условиях Рязанского региона весьма значимы. Положение среднего вектора зимних ветров (221°) обеспечивает суммацию вышеупомянутых циркуляционного и геоморфологического факторов воздушной миграции загрязняющих веществ: правый поворот скорости ветра с высотой смещает преобладающее

³¹ Глазовский Н.Ф., Злобина А.И., Учватов В.П. Химический состав снежного покрова некоторых районов Верхнеокского бассейна. Пушино : НЦБИ АН СССР, 1978. 28 с. ; Природный потенциал ландшафтов Рязанской области.

направление воздушных переносов на 35° – к точке запада (255°), а такие воздушные потоки субпараллельны простиранию поймы Оки на участке от Рыбного до Спасска-Рязанского. В результате отклонение ветра, первоначально обусловленное лишь одним циркуляционным фактором (экмановская циркуляция + геострофическая адвекция тепла), дополнительно усиливается за счет геоморфологического фактора и становится более устойчивым (рис. 8а: пунктирная стрелка значительно удаляется от сплошной).

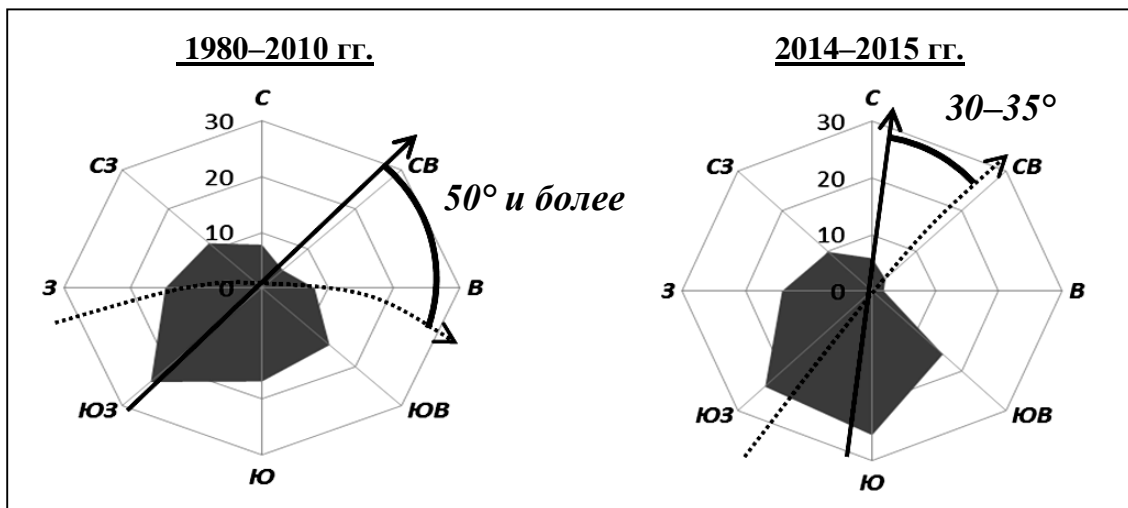


Рис. 8. Розы ветров зимних периодов как факторы атмосферной миграции загрязняющих веществ в Рязанском регионе

Примечание. На круговых диаграммах показана повторяемость ветров разных направлений (в % от общего числа дней без штилей) в период существования устойчивого снежного покрова (конец декабря – начало марта). Направление ветра определяется стороной горизонта, откуда он дует.

Сплошные стрелки – среднесезонные направления ветра в приземной атмосфере. Пунктирные стрелки – преобладающие направления переносов на высоте 0,2–3,0 км с учетом влияния циклонической деятельности и канализирующего эффекта поймы реки Оки (фактические линии тока): пояснения в тексте.

В то же время в 2015 году направление ветра в пограничном слое и свободной тропосфере, даже с учетом «циркуляционного» отклонения, было преимущественно перпендикулярным «пойменному каналу», и геоморфологический фактор, наоборот, ослаблял дальнейшее отклонение (рис. 8б: пунктирная стрелка ближе к сплошной). В результате создались условия для несовпадения очагов импактного загрязнения в 2015 году со среднемноголетней конфигурацией техногенных ореолов. Подчеркнем также, что именно пунктирные стрелки на рисунке 8 отражают фактическое направление региональной воздушной миграции токсикантов и учитывают влияние всех основных факторов такой миграции, тогда как сплошные стрелки – средние векторы скорости ветра в приземной тропосфере, определяемые по данным метеостанций, – характеризуют лишь первичные предпосылки данного процесса.

Это хорошо заметно на рисунке 9: пространственная ориентировка техногенных максимумов атмосферной поставки Hg на заброшенных землях весьма точно соответствует простиранию пунктирных стрелок – фактических линий тока на рубеже пограничного слоя и свободной тропосферы.

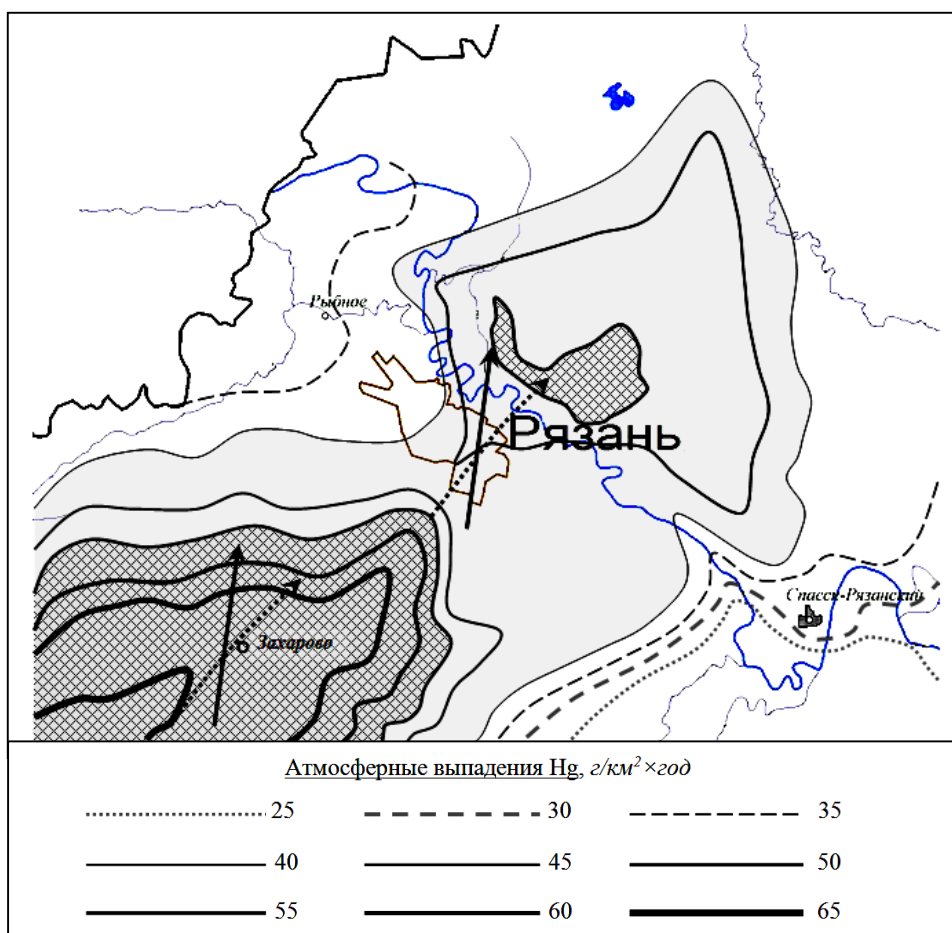


Рис. 9. Картограмма расчетных уровней атмосферных выпадений ртути на заброшенных сельскохозяйственных землях (определены по данным снегосъемки 03.03.2015 г.) *

Примечание. 1. При расчете годовой суммы выпадений Hg по атмосферной поставке зимнего периода использованы стандартные методические подходы³².

2. Ареалы атмосферной поставки Hg свыше 40 г/км² × год, которые в 2015 году являлись индикаторами импактного техногенного воздействия, даны светло-серой заливкой, свыше 50 г/км² × год (региональные максимумы поставки Hg) – штриховкой.

3. Стрелками показаны среднесезонные направления ветра в приземной и свободной атмосфере зимой 2014–2015 годов (см. рис. 8 и текст).

* Карта представительна только для заброшенных сельхозугодий.

Заметно также, что пространственные закономерности техногенеза в 2015 году отличались от среднесезонных закономерностей, представленных на рисунке 5: не проявил себя пойменный канал воздушной миграции загрязнителей (по крайней мере в отношении Hg), Спасское расширение поймы Оки не выполняло роль «геохимической ловушки» загрязняющих веществ и т.д. Причина таких отличий охарактеризована выше: это возросшая повторяемость южных и юго-восточных ветров (меридиональных южных вторжений), что типично для теплых зим последних лет.

Также на рисунке 9 отчетливо выявляются два основных источника ртутного загрязнения осадков – промышленный комплекс города Рязани (второстепенный) и цементное производство в Михайловском районе (основной). Эмиссионный фактор Hg при производстве цемента на предприятиях СНГ составляет 0,013–0,014 г/т готовой продукции³³, что при производственной мощности ЗАО «Михайловцемент» 2,154 млн т в год³⁴ обеспечивает ежегодную эмиссию

³² Глазовский Н.Ф., Злобина А.И., Учватов В.П. Химический состав снежного покрова некоторых районов Верхнеокского бассейна; Природный потенциал ландшафтов Рязанской области.

³³ Оценка воздействия ртути на окружающую среду в Республике Беларусь / С.И. Кузьмин [и др.]. Минск: РУП «БелНИЦ «Экология», 2012. 64 с.

³⁴ Евроцемент групп : офиц. сайт. URL : <http://www.eurocement.ru/cntnt/rus/production3/zavody1/rossiya/oktyabrskiy.html>

предприятием 29,68 кг Hg (существуют и более высокие расчетные оценки – 39 кг³⁵ и даже до 81 кг³⁶ в 2001 году). Ртуть, выделяемая при сжигании топлива, составляет не более 2 % этого количества (фактор эмиссии – $1,4 \times 10^{-6}$ г Hg на 1 м³ природного газа³⁷), остальная ртуть прямо или косвенно ассоциирована с цементной пылью.

Этого достаточно, например, для поддержания уровня атмосферных выпадений Hg в 50 г/км² × год на площади 590 км². Несмотря на высокую летучесть ртути³⁸, основная ее часть, эмитируемая указанным цементным предприятием, очевидно, не поступает в глобальную миграцию и осажается в ландшафтах зоны влияния источника выбросов. Этому способствуют приуроченность основной массы (свыше 90 %) Hg в выбросах цементных производств (в отличие от иных отраслей) к сравнительно крупнодисперсным аэрозолям³⁹ с характерным временем жизни в атмосфере менее 10 суток (против 0,4–3,0 лет для атомарной формы⁴⁰), а также сравнительно небольшая высота дымовых труб предприятия и широкое развитие «всепогодной» инверсионной стратификации приземной атмосферы в зимние сезоны (рис. 10). В результате к северо-востоку от города Михайлова и поселка Октябрьский сформирована локальная техногенная аномалия содержания Hg в снежном покрове (рис. 9), наиболее контрастно проявляющаяся на заброшенных землях, зарастающих растительностью «фильтрующего» типа – разреженными березняками (рис. 4г).

В то же время контрастность ртутной атомогидрохимической аномалии в снежном покрове окрестностей города Рязани на сопоставимом удалении от источников потенциальной эмиссии Hg оказалась заметно меньше, чем вблизи Михайлова. Это обусловлено объективно более низкой эмиссией Hg предприятиями областного центра. Среднеотраслевые данные, содержащиеся в обзорных работах⁴¹, позволяют с известной степенью неопределенности оценить суммарную техногенную эмиссию ртути в атмосферу областного центра в 19,0 кг/год (в том числе 12,5 кг – от АО «РНПК», 5,0 кг – от ЗАО «Рязцветмет», остальное – главным образом от выхлопов автотранспорта, в том числе транзитного), что составляет лишь 64 % от уровня эмиссии ЗАО «Михайловцемент».

³⁵ Янин Е.П. Эмиссия ртути в окружающей среде при производстве цемента в России // Экологическая экспертиза. 2004. № 4. С. 31–42.

³⁶ Оценка поступлений ртути в окружающую среду с территории Российской Федерации. Сокращение выбросов Hg в атмосферу с территорий стран Арктики. URL : https://www2.mst.dk/udgiv/Publikationer/2005/87-7614-541-7/html/heelupub_rus.htm#4.3

³⁷ Оценка воздействия ртути на окружающую среду в Республике Беларусь.

³⁸ Снижение загрязнения окружающей среды в рамках реализации Протокола по тяжелым металлам. URL : http://www.msceast.org/documents/Booklet_HM_Protocol_russ.pdf

³⁹ Янин Е.П. Эмиссия ртути в окружающей среде при производстве цемента в России.

⁴⁰ Калинин В.В. Атомарная ртуть в приземном слое атмосферы дальневосточных морей России в летне-осенний период : дис. ... канд. геогр. наук. Владивосток, 2016. 208 с.

⁴¹ Оценка поступлений ртути в окружающую среду с территории Российской Федерации ... ; Янин Е.П. Ртуть в пылевых выбросах промышленных предприятий. М. : ИМГРЭ, 2004. 24 с. ; Его же. Эмиссия ртути в окружающей среде при производстве цемента в России.



Рис. 10. Цементное предприятие в поселке Октябрьский: надымляющая струя выбросов при антициклональной инверсии и юго-западном ветре (фото С.А. Тобратова, съемка 16.03.2010 г.)

Первенство по уровню эмиссии Hg по-прежнему удерживает Рязанская ГРЭС, особенно после планового изменения топливного баланса данной электростанции (в 2014 году на 28–40 % возросло сжигание угля и соответственно снизилось потребление природного газа). В настоящее время доля угля в топливном балансе станции возросла почти вдвое относительно 2013 года и превысила 57 % (натуральный расход – 1,8–2,1 млн т в год⁴²). Используя среднеотраслевые данные⁴³, можно определить примерные масштабы эмиссии Hg данным предприятием: в последние годы она колеблется в пределах 118–136 кг/год (при эмиссионном факторе 0,065 мг Hg на 1 кг энергетического угля и 0,0014 мг – на 1 м³ газа).

Однако экологическая значимость столь, казалось бы, высоких объемов атмосферной эмиссии Hg эффективно нивелируется большой высотой дымовых труб ГРЭС (в 2,5 раза выше, чем трубы ЗАО «Михайловцемент»), что, в свою очередь, влечет шестикратное снижение максимальной приземной концентрации техногенных примесей за счет рассеяния в атмосфере (кривые 3 и 7 на рис. 11).

Кроме того, Hg в выбросах теплоэлектростанций поступает в окружающую среду преимущественно в высоколетучей газообразной форме, в том числе – в атомарной Hg⁰ (а не в аэрозольной, как на цементном производстве⁴⁴), которая благодаря своей относительной химической инертности и чрезвычайной летучести диффундирует за пределы пограничного слоя в среднюю тропосферу, где мигрирует на десятки тысяч километров⁴⁵.

Следовательно, эмиссия Hg на Рязанской ГРЭС имеет ярко выраженный макрорегиональный и глобальный характер (обеспечивает вклад в фоновое загрязнение на всей территории Русской равнины⁴⁶), тогда как «Михайловцемент», наоборот, осуществляет импактное, локальное воздействие и формирует «техногенную ось» атмосферного рассеяния ртути (выявляется при снегосъемке). Роль Рязанской ГРЭС в данном случае существенно менее значима: благодаря высоким дымовым трубам ее вклад в ртутное загрязнение на региональном уровне второстепенен, несмотря на сравнительно высокую эмиссию Hg.

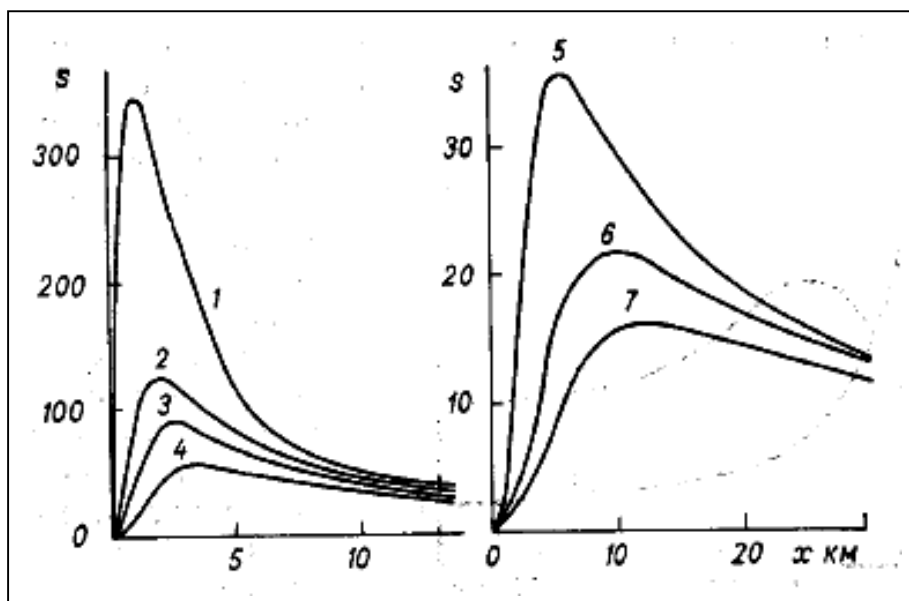
⁴² ПАО «ОГК-2»: годовые отчеты. URL : <http://www.ogk2.ru/rus/si/infodisclosure/year/>

⁴³ Оценка воздействия ртути на окружающую среду в Республике Беларусь ; Оценка поступлений ртути в окружающую среду с территории Российской Федерации ... ; Янин Е.П. Ртуть в пылевых выбросах промышленных предприятий.

⁴⁴ Янин Е.П. Ртуть в пылевых выбросах промышленных предприятий.

⁴⁵ Калинчук В.В. Атомарная ртуть в приземном слое атмосферы дальневосточных морей России в летне-осенний период.

⁴⁶ Агроэкология техногенно загрязненных ландшафтов / Ю.А. Мажайский [и др.]. Смоленск : Маджента, 2003. 384 с.



Кривая	1	2	3	4	5	6	7
<i>H, м</i>	50	100	120	150	170	260	300

Рис. 11. Стандартное распределение концентрации s с расстоянием x при различной высоте источника выбросов H (по М.Е. Берлянду⁴⁷)

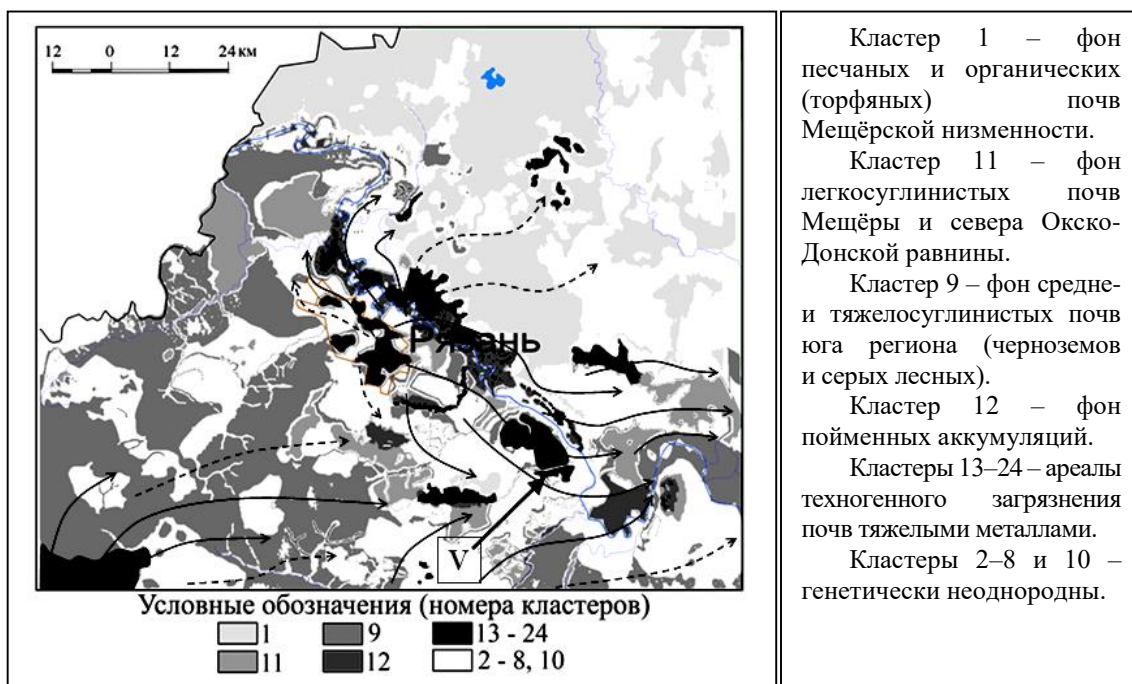
Вместе с достаточно противоречивыми данными о действительном уровне атмосферной поставки Hg в центре Русской равнины по одной из наиболее надежных оценок⁴⁸ ее фоновый уровень в Рязанском регионе составляет в последние годы 20–25 г/км² × год на фоне тенденции к медленному снижению. Темп снижения на порядок меньше, чем, например, для Pb и даже Cd, в связи с высокой летучестью Hg, глобальным характером ее атмосферной миграции и ростом ее эмиссии в развивающихся странах Азии и Латинской Америки; вносит свой вклад и рост сжигания угля на местном источнике фонового загрязнения – Рязанской ГРЭС. В ходе наших исследований близкие к фоновым значения атмосферной поставки Hg были зафиксированы лишь в точках I и VI. Остальные точки попали в контуры «техногенной оси воздушной миграции» Михайлов – Рязань – Борисово, и поставка Hg в них оказалась в 1,5–2,5 раза выше приводимых в литературе фоновых значений. Не в последнюю очередь это связано с выполнением растительностью заброшенных земель функции «атмосферного фильтра». В результате атмосферная поставка Hg в постагрогенных экосистемах, приуроченных к зоне влияния выбросов ЗАО «Михайловцемент», достигает уровней, типичных для основных промышленных регионов Европы – Московской области, Южной Польши, земли Северный Рейн-Вестфалия в ФРГ и др.⁴⁹; на открытых пространствах пашни она ближе к фоновым значениям.

В то же время *среднеголетняя* пространственная картина техногенеза в центре Рязанского региона несколько иная: при большей, чем в 2015 году, доле ветров западной четверти траектории воздушной миграции загрязняющих веществ отклоняются к востоку и юго-востоку, и функционирует «аэродинамический канал» поймы Оки (рис. 12).

⁴⁷ Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. Л.: Гидрометеиздат, 1975. 448 с.

⁴⁸ Снижение загрязнения окружающей среды в рамках реализации Протокола по тяжелым металлам.

⁴⁹ Снижение загрязнения окружающей среды в рамках реализации Протокола по тяжелым металлам.



Кластер 1 – фон песчаных и органических (торфяных) почв Мещёрской низменности.

Кластер 11 – фон легкосуглинистых почв Мещёры и севера Окско-Донской равнины.

Кластер 9 – фон средне- и тяжелосуглинистых почв юга региона (черноземов и серых лесных).

Кластер 12 – фон пойменных аккумуляций.

Кластеры 13–24 – ареалы техногенного загрязнения почв тяжелыми металлами.

Кластеры 2–8 и 10 – генетически неоднородны.

Рис. 12. Ареалы фоновых и техногенных почвенно-геохимических обстановок в центре Рязанского региона по результатам кластерного анализа

Примечание. Стрелками показаны среднегодовые траектории атмотехногенного воздействия, сформированные под влиянием рельефа и эффекта вымывания осадками (см. рис. 5 и 8).

На территориях, прилегающих к данному каналу, аэротехногенное загрязнение ландшафтов наиболее вероятно, а Спасское расширение поймы выступает в роли коллектора выбросов основных региональных эмитентов⁵⁰. Отклик ландшафтов на загрязнение пространственно неоднороден (мозаичен): наиболее устойчивый отклик на техногенный привнос поллютантов в Мещёре демонстрируют урочища низинных болот, в пойме Оки – урочища межгрядных понижений и притеррасных трансгрессирующих пойм, на Окско-Донской равнине – западины, подножия склонов, а также заброшенные сельхозугодья.

Один из крупнейших в регионе массивов заброшенных земель в районе села Половское расположен в месте пересечения господствующих путей воздушных переносов загрязнителей. Именно в его пределах – в точке опробования № V (рис. 12) – нами выявлен один из региональных максимумов почвенных концентраций подвижных (доступных для корневого поглощения) форм Hg: 5,23 мкг/кг, что в 1,2 раза выше, чем в среднем в гумусовых горизонтах заброшенных земель к югу от Оки, и в 2,2 раза выше, чем в пахотных суглинистых почвах (табл. 1). Но наиболее существенно то, что в точке V зафиксированы «ураганные» концентрации Hg в фитомассе древесных растений – даже в стволовой древесине, для которой в целом типично минимальное накопление зольных элементов (табл. 2). По-видимому, точка V является показательным примером «срыва адаптации» растений к техногенному воздействию. Этому способствует и нахождение в контурах основного регионального канала воздушной миграции токсикантов, и «фильтрующий» характер растительности, свойственный зарастающим участкам заброшенных полей, что усугубляет последствия техногенеза.

⁵⁰ Природный потенциал ландшафтов Рязанской области.

**Концентрация ртути в тканях постагрогенной древесной растительности
разных точек биогеохимического опробования**
(отбор образцов 18.02.2015 г. и 03.03.2015 г., преобладающий возраст растений 6–18 лет)

Точка опробования	Концентрация Hg, мкг/кг воздушно-сухой фитомассы			Ботанический вид
	древесина	кора ствола	ветви	
II	9,56	12,65	10,15	Сосна обыкновенная
III	8,71	9,88	14,86	Береза повислая
IV	4,90	8,42	9,37	
V	267,10	553,61	2056,74	
VI	9,03	11,30	7,63	
VII	5,12	10,96	10,02	
P1*	6,84	18,25	42,55	

* старовозрастные растения в зоне воздействия ЗАО «Рязцветмет».

Подчеркнем, что дать оценку экологического состояния экосистем в точке V в рамках традиционных процедур гигиенического нормирования крайне затруднительно. Для Hg, как для плохо изученного элемента, отсутствует надежная оценка фоновых концентраций в почвах⁵¹, не утверждены ОДК⁵², а ПДК разработаны лишь для валового содержания, а для наиболее экологически значимых подвижных форм – нет⁵³. Предельные допустимые концентрации Hg в растительных тканях (пищевых продуктах) разработаны, но использовать гигиенические нормативы для оценки концентрации ртути в фитомассе древесных растений абсурдно, поскольку они пищевыми продуктами не являются и прямого интереса для человека не представляют. Получается, что гигиеническое нормирование не способно дать какую-либо адекватную оценку негативным явлениям, которые могут происходить на землях сельхозугодий после выведения их из оборота, так как оно осуществляется с «эгоистических» позиций полезности или вредности для человека, а экосистемные критерии состояния окружающей среды при этом не применяются⁵⁴.

Следовательно, анализ эколого-геохимических процессов в экосистемах заброшенных земель может быть проведен исключительно в рамках методологии критических нагрузок. Как следует из приведенных выше уравнения масс-баланса (1) и формулы (2), необходимым этапом такого анализа является изучение биогеохимических потоков токсикантов. В таблице 3 приведена среднерегionalная экосистемная оценка биотической трансформации Hg и вклада заброшенных земель в данный процесс.

⁵¹ Письмо ЦСИ Госкомприроды РСФСР от 18.12.1990 г. № ЦС-299/15-73. М. : ЦСИ Госкомнедра, 1990. 8 с.

⁵² ГН 2.1.7.020–94. М. : Госкомэпиднадзор России, 1995. 7 с.

⁵³ ГН 2.1.7. 2041–06. М. : Фед. центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 15 с.

⁵⁴ Башкин В.Н. Оценка степени риска при расчетах критических нагрузок загрязняющих веществ на экосистемы ; Природный потенциал ландшафтов Рязанской области.

**Роль различных категорий земель в биогеохимических потоках ртути
в природно-антропогенных ландшафтах Рязанской области**

Категории земель	Доля в площади района исследований, %	$G_{ан}$, т/км ² /год	C_{Hg} , мкг/кг	Средняя полнота древостоя	$Hg_{урт}$, г/км ² /год	Доля в суммарной биогеохимической санации ртути, %
Леса	24,0	145,6	11,66	0,657	1,697	19,2
Горельники 2010 года	11,6	60,3	8,62	0,5–0,8	0,520	2,9
Заброшенные сельхозугодья	12,5	10,6	9,09*	0,038	0,096*	0,6*
Обрабатываемые земли	49,5	459,4	6,99	–	3,211	76,8

Примечание. $G_{ан}$, C_{Hg} и $Hg_{урт}$ – параметры уравнений (1) и (2).

* Без учета данных по точке V.

Как видно из таблицы, данный вклад крайне низок вследствие малой скорости и неравномерности зарастания древесной растительностью (о чем говорилось выше): при близости концентраций ртути в древесине (с корой) зональных лесных экосистем, заброшенных земель и в культурных растениях именно низкая полнота древостоев определяет 30-кратное снижение биогеохимической устойчивости заброшенных земель к поступлению Hg по сравнению с агроценозами и 5-кратное – даже по сравнению с зарастающими горельниками Мещёрской низменности (табл. 3). *Отдельно взятые деревья* на заброшенных землях развиваются (особенно растут в толщину) существенно лучше, чем в зональных лесных экосистемах (табл. 4), за исключением загущенных древостоев на низкотрофных субстратах (точка III), но фактор *средней полноты* оказывается важнее.

Таблица 4

**Отношение продуктивности деревьев на зарастающих заброшенных землях
к среднему приросту, наблюдаемому в зональных лесных экосистемах Центра России**

Точка	Порода	Возраст, годы	Полнота	Почвы	Отношения ежегодных темпов прироста к среднезональной продуктивности данной породы, определенные для:	
					диаметра стволов	высоты
V	Береза	9	0,015	серая лесная среднесуглинистая	2,7	1,24
		6	0,115		2,26	1,42
III		15	0,850	дерново-подзолистая супесчаная	0,76	0,92
II	Сосна	6	0,503	дерново-подзолистая песчаная	2,97	3,25

Примечание. Расчеты выполнены с использованием базы данных В.А. Усольцева⁵⁵.

Впрочем, для Hg биотическая составляющая устойчивости составляет лишь около 5 % от критической нагрузки (преобладают абиотические механизмы санации), что определяется ее низкой биофильностью и барьерным типом поглощения данного элемента подавляющим большинством растений (рис. 13).

⁵⁵ Усольцев В.А. Фитомасса лесов Северной Евразии: нормативы и элементы географии. Екатеринбург : УРО РАН, 2002. 760 с.

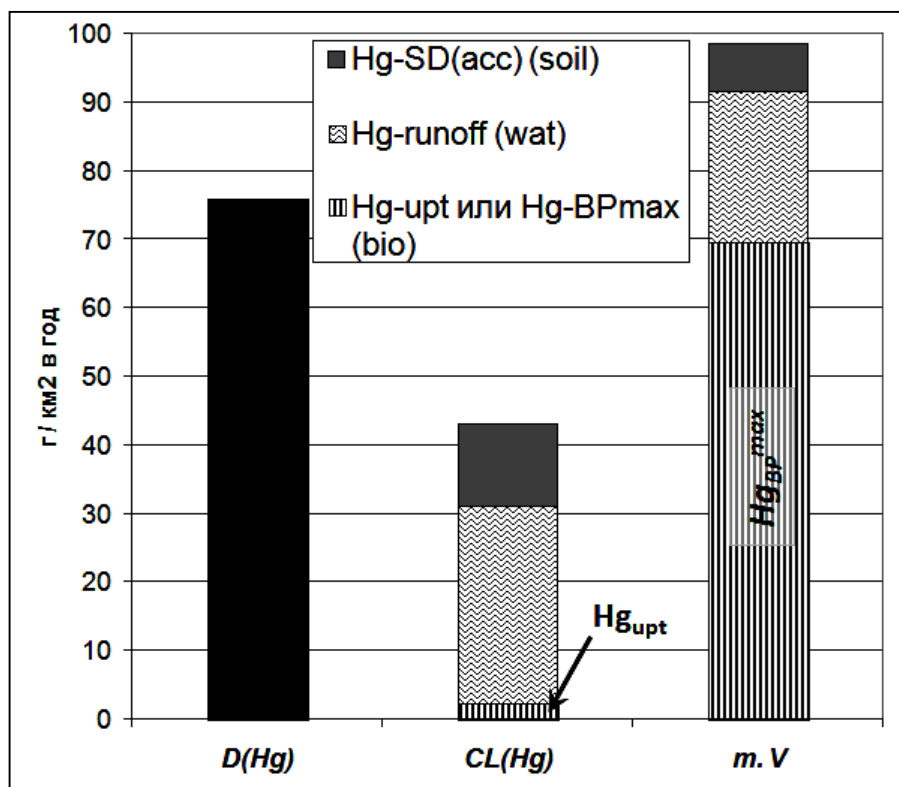


Рис. 13. Среднерегиональная критическая нагрузка ртути ($CL_{(Hg)}$) в сопоставлении со средним уровнем ее атмосферных выпадений в 2010 году ($D_{(Hg)}$) и фактическим биопоглощением в точке V (Hg_{BP}^{max})

Примечание. Параметр Hg_{BP}^{max} – только долговременное накопление ртути в приросте ствольной древесины с корой на заброшенных землях точки V без учета рецикличной биогенной миграции (накопления в листьях, тонких ветвях, корнях и др.).

В столбце “ $CL_{(Hg)}$ ” приведены среднерегиональные значения параметров Hg_{runoff} и $Hg_{SD(acc)}$, в столбце «т. V» – то же, для локальной точки опробования № V.

Параметр Hg_{upt} – среднерегиональный (определен для биокруговоротов на землях всех категорий с учетом соотношений их площадей) и характеризует безопасный для экосистем и человека уровень ежегодного биопоглощения Hg. Параметр Hg_{BP}^{max} – фактическое биопоглощение постагрогенной древесной растительностью в точке V, как пример возможного «срыва адаптации» биоблока ландшафтов к техногенезу.

Принятые на рисунке обозначения – акронимы и сокращения английских слов и словосочетаний, используемые в моделировании критических нагрузок: CL – *critical load* (критическая нагрузка), D – *deposition from the atmosphere* (атмосферные выпадения), BP – *accumulation in biological production* (накопление в биологической продукции), upt – *uptake* (прагматически адекватный перевод – «допустимое биологическое поглощение элемента»), $runoff$ – без сокращения (прагматически адекватный перевод – «допустимый вынос элемента с поверхностным стоком»), max – *regional maximum* (максимальное из зафиксированных в регионе значений), $SD(acc)$ – *acceptable annual soil deposition* (допустимое ежегодное накопление загрязняющего вещества в почве), bio – *biomass* (аккумуляция биотическим блоком), wat – *water* (абиогенный – водный – вынос), $soil$ – почвенная иммобилизация.

Однако барьерные механизмы, предотвращающие биологическое поглощение ртути, эффективно функционируют не всегда. Примером «срыва» их действия является многократно упомянутая выше точка V (табл. 2), где проведенное нами биогеохимическое опробование выявило интенсивное накопление ртути березой 3–9-летнего возраста во всех фракциях фитомассы (в 20–200 раз выше зональных средних значений). Вследствие этого масштабы долговременной иммобилизации Hg, даже при полноте менее 0,02, в 3 раза превышают средний уровень отчуждения с урожаем в агроценозах региона, а на локальных участках с полнотой 0,8–1,0, очевидно, достигают 80–100 г/км² × год, что сопоставимо с плотностью потока Hg из атмосферы.

Кратко охарактеризуем процесс расчета параметра Hg_{BP}^{max} (рис. 13). За основу был взят обследованный нами локальный участок бывшего поля, зарастающий березняком с участием ивы (средний возраст в феврале 2015 года – 6 лет) при плотности древостоя 0,8 (экспертная оценка). Для определения запасов и прироста древесины с корой использован метод среднего дерева и известные

закономерности хода роста березовых древостоев Центра России ⁵⁶. Средняя высота берез на данном участке оказалась равной 540 см, диаметр на высоте 1,3 м – 5,10 см; при нормативных значениях для 6-летних березняков соответственно 380 и 2,26 см (в 1,4–2,0 раза меньше измеренных значений). Это является еще одним свидетельством того, что ростовые процессы в пионерных сообществах древесных растений – на тех участках заброшенных сельхозугодий, где они смогли «закрепиться», – идут весьма интенсивно.

В этих условиях запасы стволовой древесины с корой изученного 6-летнего березняка составили 1 322,0 т/км², а прирост данных фракций фитомассы (G_{an} в формуле (2)) – 220,2 т/км² × год (в пересчете на сухое вещество с учетом объемной усушки 12 %, средней условной плотности 0,568 т/м³ и полноты 0,8). В дальнейших расчетах используется только параметр G_{an} , а запасы фитомассы имеют справочное значение. Зная, что в сумме указанных фракций молодых березняков доля древесины ствола составляет 83 %, а коры – 17 % (с возрастом ее вклад снижается до 10–12 %), а также учитывая установленные нами концентрации Hg в данных фракциях в точке V (табл. 2), получим, что в приросте древесины ежегодно накапливается (выводится из круговорота) 48,8 г/км² Hg, а в приросте коры – еще 20,7 г/км²: суммарно – 69,5 г/км² × год Hg, что лишь на 8,5 % ниже среднерегionalной величины $D_{(Hg)}$ (по данным снегосъемки 2010 года).

Анализируя рисунок 13, можно прийти к ложному выводу о значительном росте ассимиляционного потенциала экосистем в точке V по отношению к антропогенному поступлению Hg. Действительно, среднерегionalная величина $CL_{(Hg)}$ в 1,76 раза меньше плотности атмотехногенного потока ртути $D_{(Hg)}$, что свидетельствует об избыточности данного потока для региональных ландшафтов и нарастания угрозы разбалансировки геохимических равновесий (промежуточные этапы расчета $CL_{(Hg)}$ и ее компонентов в данном сообщении не приводятся). В то же время в точке V суммарный вклад параметров bio, wat и soil – за счет многократного роста вклада биотической составляющей – полностью компенсирует $D_{(Hg)}$, что может быть принято за рост устойчивости к поступлению Hg. Можно даже предположить, что именно забрасывание пашни и обеспечило такой рост, и следует оценить данный процесс не как индикатор деструктивных процессов в природе и обществе, а как экологически благоприятное явление.

Тем не менее, такой рост геохимической устойчивости за счет забрасывания земель представляется нам мнимым, поскольку, во-первых, проявляется он локально (на нескольких заброшенных полях общей площадью около 15 км²), во-вторых, совпадает с траекторией воздушной миграции выбросов предприятий областного центра и, в-третьих, территориально соответствует установленным нами ранее ⁵⁷ техногенным аномалиям свинца, кадмия и азота в почвах, осадках и природных водах. Рост накопления Hg растительностью заброшенных земель в точке V мы считаем одним из характерных примеров срыва регуляторных механизмов геохимических круговоротов токсикантов в экосистемах в условиях техногенного загрязнения.

Пример точки V демонстрирует также то, как «работает» экосистемная методология КН и чем она отличается от гигиенических оценок на основе норм ПДК. Последние, впрочем, принципиально невозможны в случае неразработанности ПДК или если человек не взаимодействует непосредственно с объектом оценки (что и наблюдается при изучении ртутного загрязнения постагрогенной растительности). Критические нагрузки же могут быть рассчитаны для любых типов экосистем, необходимо лишь наличие массива полевых данных для определения нормальных и аномальных уровней накопления изучаемого токсиканта в природных средах методами математической статистики ⁵⁸. Пока мы обладаем ограниченным объемом выборки по фитомассе заброшенных земель, но она позволяет ориентировочно определить максимально возможный в слабозамушенных условиях среды уровень накопления Hg. Применяя классическое «правило трех сигм», можно установить, что аномально высокими следует считать концентрации Hg в стволовой древесине берез уже от 14,0 мкг/кг и выше, тогда как в точке V такие концентрации превысили указанный порог в 19 раз. Это – еще одно основание признать уровни накопления Hg в растительности в точке V техногенно аномальными – даже несмотря на отсутствие выраженных токсических эффектов в морфологии изученных растений. Выход концентраций токсиканта в «зону аномальности» сам по себе свидетельствует о достигнутой биогеохимической разбалансировке, что, в свою очередь, указывает не на рост, а на снижение буферности природной системы к загрязнению.

⁵⁶ Усольцев В.А. Фитомасса лесов Северной Евразии ...

⁵⁷ Природный потенциал ландшафтов Рязанской области.

⁵⁸ Пузаченко Ю.Г. Математические методы в экологических и географических исследованиях ; Природный потенциал ландшафтов Рязанской области.

Следовательно, экосистемы заброшенных земель, очевидно, являются «слабым звеном» с повышенной вероятностью реализации неблагоприятных последствий техногенеза. Ведь превышение КН атмосферной поставкой токсиканта ($D_{(Hg)} > CL_{(Hg)}$), что типично для центра Рязанской области; рис. 13) не означает немедленных и катастрофических изменений в ландшафтах. Такое превышение лишь увеличивает *вероятность* (риск) неблагоприятных изменений – разнообразных токсических эффектов (причем заранее обычно не известно, насколько существенно данное увеличение риска). Но не вызывает сомнения, что «слабыми звеньями» при этом оказываются природно-антропогенные комплексы с пониженной экосистемной резистентностью. Заброшенные земли представляют собой типичный пример таких комплексов: им, в отличие от лесных экосистем и даже агроценозов, свойственны простота структуры, бедность видами, преобладание г-стратегов (многие из которых не обладают развитыми барьерными механизмами биопоглощения), дефицит энергии (отсутствие вклада «техногенной энергии» в форме культуртехнических работ и т.п.). Важную роль при этом играет изменение гумусного состояния постагрогенных почв, которое в целом направлено на рост содержания гумуса, но в первые годы после забрасывания пашни данный процесс крайне неустойчивый⁵⁹ (происходит «выбор вектора» системы) и в гумидном климате осуществляется в основном за счет накопления лабильной органики⁶⁰ (рост в 1,8–5,4 раза⁶¹). Это создает условия для роста подвижности Hg, имеющей сродство к органическому веществу (в том числе за счет метилирования) и повышает биодоступность ее органоминеральных форм⁶².

Все вышесказанное препятствует созданию в спонтанно развивающихся постагрогенных экосистемах эффективных механизмов геохимической саморегуляции («сдержек и противовесов»), которые могли бы купировать последствия импактного загрязнения. В результате данные последствия наиболее рельефно проявились именно на заброшенных землях. Впрочем, как показали наши исследования, техногенная аномалия накопления Hg древесной растительностью в точке V достаточно локальна и не проявляется уже на удалении 2–3 км. Тем самым, она представляет собой один из многочисленных примеров роста мозаичности геохимической среды под влиянием антропогенного воздействия⁶³, когда в контурах техногенных ореолов вполне типичным является тесное соседство практически чистых, фоновых участков и небольших по площади, но весьма интенсивно загрязняемых экосистем⁶⁴ (рис. 12). Такая пространственная нестабильность ртутно-биохимической аномалии, помимо указанных закономерностей, может также свидетельствовать и о преимущественном поглощении ртути изученными растениями (из почвы или из атмосферы) в динамичной газообразной форме⁶⁵.

Возвращаясь к анализу таблицы 2, подчеркнем, что наиболее контрастные и устойчивые биогеохимические аномалии Hg в «техногенных» точках V и P1 сформировались в ветвях берез. В фундаментальной монографии А.Л. Ковалевского⁶⁶ береза неоднократно упомянута в числе видов, безбарьерно или практически безбарьерно поглощающих Hg при наличии в питательной среде избытка ее биодоступных форм. Однако реперными биообъектами названы не ветви, а корка ствола и листья; пониженное накопление Hg в ветвях берез отмечалось и в более поздних исследованиях⁶⁷. Тем не менее, пробоотбор указанными авторами проводился в летний сезон, изучались ландшафтные условия Средней Сибири. Возможно, в Центре Русской равнины геохимические условия несколько иные. Не исключен также вклад осеннего оттекания метаболитов из листьев – процесса, до сих пор еще плохо изученного, особенно для техногенных элементов⁶⁸. Полагаем, впрочем, что полученные данные

⁵⁹ Шпедт А.А., Вергейчик П.В. Оценка скорости восстановления гумусного состояния почв Красноярского края в условиях залежи // Вестник Алтай. гос. аграр. ун-та. 2014. № 6. С. 48–52.

⁶⁰ Там же.

⁶¹ Мукина Л.Р., Шпедт А.А. Содержание и запасы лабильного органического вещества в почвах агроценозов и залежей // Вестник КрасГАУ. 2008. № 4. С. 37–41.

⁶² Гордеева О.Н., Белоголова Г.А., Андрулайтис Л.Д. Биогеохимические особенности миграции ртути в системе «почва – растение» Южного Прибайкалья; Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.

⁶³ Пузаченко Ю.Г. Математические методы в экологических и географических исследованиях.

⁶⁴ Природный потенциал ландшафтов Рязанской области.

⁶⁵ Ковалевский А.Л. Биогеохимия растений; Гордеева О.Н., Белоголова Г.А., Андрулайтис Л.Д. Биогеохимические особенности миграции ртути в системе «почва – растение» Южного Прибайкалья.

⁶⁶ Ковалевский А.Л. Биогеохимия растений.

⁶⁷ Гордеева О.Н., Белоголова Г.А., Андрулайтис Л.Д. Биогеохимические особенности миграции ртути в системе «почва – растение» Южного Прибайкалья.

⁶⁸ Железнова О.С., Черных Н.А., Тобратов С.А. Цинк и кадмий в фитомассе древесных растений лесных экосистем: закономерности транслокации, аккумуляции и барьерных механизмов // Вестник РУДН. Серия «Экология и безопасность жизнедеятельности». 2017. Т. 25, № 2. С. 253–270; Accumulation of ¹³⁷Cs and ⁴⁰K by plants of forest ecosystems:

позволяют рассмотреть вопрос о включении ветвей березы бородавчатой в число информативных индикаторов ртутного загрязнения, но окончательные выводы могут быть сделаны лишь на основе специально организованных полевых исследований.

Таким образом, спонтанная постагрогенная реградация сельхозугодий на своих ранних стадиях – явление деструктивное не только с социально-экономических, но и с эколого-геохимических позиций. Забрасывание пашни в среднем до 35 раз снижает биогеохимическую устойчивость экосистем к поступлению ртути. Однако при определенных условиях именно растительность заброшенных земель за счет менее совершенных барьерных механизмов поглощения токсикантов способна компенсировать привнос Hg из атмосферы одной лишь иммобилизацией в стволах и ветвях. Тем не менее, этот мнимый рост устойчивости в действительности является индикатором «срыва» адаптационных механизмов к техногенному загрязнению на экосистемном уровне – особенно с учетом эффективного перехвата постагрогенными сообществами мигрирующих в атмосфере загрязнителей. Биогеохимические процессы на заброшенных землях характеризуются крайней нерегулярностью и мозаичностью в пространстве (и, очевидно, во времени), что в целом типично для экосистем ранних стадий сукцессии.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ И ЭЛЕКТРОННЫХ РЕСУРСОВ

1. Агроэкология техногенно загрязненных ландшафтов [Текст] : моногр. / Ю.А. Мажайский [и др.]. – Смоленск : Маджента, 2003. – 384 с.
2. Башкин, В.Н. Оценка степени риска при расчетах критических нагрузок загрязняющих веществ на экосистемы [Текст] // Тяжелые металлы в окружающей среде : материалы Междунар. симп. – Пушкино : ОНТИ НЦБИ, 1997. – С. 177–186.
3. Берлянд, М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы [Текст]. – Л. : Гидрометеиздат, 1975. – 448 с.
4. Глазовский, Н.Ф. Химический состав снежного покрова некоторых районов Верхнеокского бассейна [Текст] / Н.Ф. Глазовский, А.И. Злобина, В.П. Учватов. – Препр. – Пушкино : НЦБИ АН СССР, 1978. – 28 с.
5. ГН 2.1.7. 2041–06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы [Текст]. – М. : Федерал. центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. – 15 с.
6. ГН 2.1.7.020–94. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) тяжелых металлов и мышьяка в почвах. Гигиенические нормативы [Текст]. – М. : Госкомэпиднадзор России, 1995. – 7 с.
7. Гордеева, О.Н. Биогеохимические особенности миграции ртути в системе «почва – растение» Южного Прибайкалья [Текст] / О.Н. Гордеева, Г.А. Белоголова, Л.Д. Андрулайтис // Известия Иркут. гос. ун-та. Серия «Биология. Экология». – 2012. – Т. 5, № 3. – С. 23–32.
8. Детерминанты пространственного распределения заброшенных сельскохозяйственных земель в европейской части России [Текст] / А.В. Прищепов [и др.] // Пространственная экономика. – 2013. – № 3. – С. 30–62.
9. Евроцемент груп [Электронный ресурс] : офиц. сайт. – Режим доступа : <http://www.eurocement.ru/cntnt/rus/production3/zavody1/rossiya/oktyabrskiy.html> (дата обращения: 28.12.2017).
10. Елпатьевский, П.В. Геохимия миграционных потоков в природных и природно-техногенных геосистемах [Текст]. – М. : Наука, 1993. – 253 с.
11. Железнова, О.С. Цинк и кадмий в фитомассе древесных растений лесных экосистем: закономерности транслокации, аккумуляции и барьерных механизмов [Текст] / О.С. Железнова, Н.А. Черных, С.А. Тобратов // Вестник РУДН. Серия «Экология и безопасность жизнедеятельности». – 2017. – Т. 25, № 2. – С. 253–270.
12. Кабата-Пендиас, А. Микроэлементы в почвах и растениях [Текст] / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. – М. : Мир, 1989. – 439 с.
13. Калинин, В.В. Атомарная ртуть в приземном слое атмосферы дальневосточных морей России в летне-осенний период [Текст] : дис. ... канд. геогр. наук / Тихоокеан. океанол. ин-т имени В.И. Ильичева. – Владивосток, 2016. – 208 с.
14. Ковалевский, А.Л. Биогеохимия растений [Текст] : моногр. – Новосибирск : Наука, Сиб. отд-ние, 1991. – 294 с.
15. Курбатова, А.С. Создание устойчивой системы зеленых насаждений в городе. Ландшафтные, инженерные, агротехнические приемы [Текст] / А.С. Курбатова, С.И. Грибкова. – М. ; Смоленск : Маджента, 2006. – 152 с.
16. Курбацкий, А.Ф. Структура поля ветра в устойчиво стратифицированном пограничном слое над шероховатой поверхностью [Текст] / А.Ф. Курбацкий, Л.И. Курбацкая // Известия РАН. Физика атмосферы и океана. – 2011. – Т. 47, № 3. – С. 308–317.

17. Мукина, Л.Р. Содержание и запасы лабильного органического вещества в почвах агроценозов и залежей [Текст] / Л.Р. Мукина, А.А. Шпедт // Вестник КрасГАУ. – 2008. – № 4. – С. 37–41.
18. Охрана природы. Городские экосистемы. Расчет величин критических нагрузок поллютантов на городские экосистемы [Текст] : метод. рек. – М. ; Смоленск : Маждента, 2004. – 56 с.
19. Оценка влияния ветрового режима на распределение загрязнения подстилающей поверхности металлами в промышленном районе [Текст] / Г.Ф. Вознесенский [и др.] // Миграция загрязняющих веществ в сопредельных средах : труды 5-го Всесоюз. совещ. – Л. : Гидрометеоздат, 1989. – С. 133–139.
20. Оценка воздействия ртути на окружающую среду в Республике Беларусь [Текст] / С.И. Кузьмин [и др.]. – Минск : РУП «БелНИЦ «Экология», 2012. – 64 с.
21. Оценка поступлений ртути в окружающую среду с территории Российской Федерации. Сокращение выбросов Hg в атмосферу с территорий стран Арктики [Электронный ресурс]. – Режим доступа : https://www2.mst.dk/udgiv/Publikationer/2005/87-7614-541-7/html/helepubl_rus.htm#4.3 (дата обращения: 28.12.2017).
22. ПАО «ОГК-2» [Электронный ресурс] : годовые отчеты. – Режим доступа : <http://www.ogk2.ru/rus/si/infodisclosure/year/> (дата обращения: 29.12.2017).
23. Перельман, А.И. Геохимия ландшафта [Текст] : моногр. / А.И. Перельман, Н.С. Касимов. – М. : Астрель-2000, 1999. – 768 с.
24. Письмо ЦСИ Госкомприроды РСФСР № ЦС-299/15–73 от 18.12.1990 г. [Текст]. – М. : ЦСИ Госкомнедра, 1990. – 8 с.
25. Природный потенциал ландшафтов Рязанской области [Текст] : моногр. / В.А. Кривцов [и др.] ; под ред. В.А. Кривцова, С.А. Тобратова. – Рязань : Изд-во РГУ имени С.А. Есенина, 2011. – 768 с.
26. Пузаченко, Ю.Г. Математические методы в экологических и географических исследованиях [Текст] : учеб. пособие. – М. : Академия, 2004. – 416 с.
27. Российская газета [Электронный ресурс] : офиц. сайт. – Режим доступа : <https://rg.ru/img/content/145/36/47/000.jpg> (дата обращения: 23.12.2017).
28. Ртутное загрязнение России: проблемы и рекомендации [Электронный ресурс]. – Режим доступа : http://www.ecoaccord.org/pop/Ртутное%20загрязнение%20в%20России_2.pdf (дата обращения: 28.12.2017).
29. Снижение загрязнения окружающей среды в рамках реализации Протокола по тяжелым металлам [Электронный ресурс]. – Режим доступа : http://www.msceast.org/documents/Booklet_HM_Protocol_russ.pdf (дата обращения: 28.12.2017).
30. Тверской, П.Н. Курс метеорологии (физика атмосферы) [Текст]. – Л. : ГИМИЗ, 1962. – 700 с.
31. Тобратов, С.А. Закономерности и масштабы вековых изменений климата Центра Русской равнины (по данным метеостанции Рязань) [Текст] // Вестник Ряз. гос. ун-та имени С.А. Есенина. – 2014. – № 4. – С. 125–148.
32. Усольцев, В.А. Фитомасса лесов Северной Евразии: нормативы и элементы географии [Текст]. – Екатеринбург : УРО РАН, 2002. – 760 с.
33. Учватов, В.П. Картограммы и взаимосвязи биогенных элементов в почвах Московской области [Текст] / В.П. Учватов, А.В. Митусов, М.В. Калачикова // Почвенные процессы и пространственно-временная организация почв. – М. : Наука, 2006. – С. 409–426.
34. Шпедт, А.А. Оценка скорости восстановления гумусного состояния почв Красноярского края в условиях залежи [Текст] / А.А. Шпедт, П.В. Вергейчик // Вестник Алтай. гос. аграр. ун-та. – 2014. – № 6. – С. 48–52.
35. Янин, Е.П. Ртуть в пылевых выбросах промышленных предприятий [Текст]. – М. : ИМГРЭ, 2004. – 24 с.
36. Янин, Е.П. Эмиссия ртути в окружающей среде при производстве цемента в России [Текст] // Экологическая экспертиза. – 2004. – № 4. – С. 31–42.
37. Янин, Е.П. Эмиссия ртути в окружающую среду предприятиями цветной металлургии России [Текст] // Экологическая экспертиза. – 2004. – № 5. – С. 41–101.
38. Accumulation of ¹³⁷Cs and ⁴⁰K by plants of forest ecosystems: the estimation of plant species factor. Case study: mixed forests of the East European Plain [Text] / O.S. Zheleznova [et al.] // Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences. – 2016. – Vol. 7, N 6. – P. 547–560.
39. Bierly, E.W. Some restrictive meteorological conditions to be considered in the design of stacks [Text] / E.W. Bierly, E.W. Hewson // J. Appl. Meteorol. – 1962. – N 1. – P. 383–390.
40. Holton, J.R. An introducing to dynamic meteorology [Text] : Monograph. – 4th edition. – Elsevier Academic Press, 2004. – 529 p.
41. Manual on Methodologies and Criteria for Modeling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends [Electronic resource] / UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. – 2004. – Mode of access : <http://www.icpmapping.org/> (date of access: 28.12.2017).
42. The effect of Landsat TM/ETM + image acquisition dates on the detection of agricultural land abandonment in Eastern Europe [Text] / A.V. Prishchepov [et al.] // Remote Sensing of Environment. – 2012. – Vol. 126. – P. 334–347.

REFERENCES

1. Agroekologiya tekhnogenno zagryaznennykh landshaftov [Text] : monogr. / Yu.A. Mazhaiskii [i dr.]. – Smolensk : Madzhenta, 2003. – 384 s.
2. Bashkin, V.N. Otsenka stepeni riska pri raschetakh kriticheskikh nagruzok zagryaznyayushchikh veshchestv na ekosistemy [Text] // Tyazhelye metally v okruzhayushchei srede : materialy Mezhdunar. simp. – Pushchino : ONTI NTsBI, 1997. – S. 177–186.
3. Berlyand, M.E. Sovremennyye problemy atmosfernoï diffuzii i zagryazneniya atmosfery [Text]. – L. : Gidrometeoizdat, 1975. – 448 s.
4. Glazovskii, N.F. Khimicheskii sostav snezhnogo pokrova nekotorykh raionov Verkhneokskogo basseina [Text] / N.F. Glazovskii, A.I. Zlobina, V.P. Uchvatov. – Prepr. – Pushchino : NTsBI AN SSSR, 1978. – 28 s.
5. GN 2.1.7. 2041–06. Predel'no dopustimyye kontsentratsii (PDK) khimicheskikh veshchestv v pochve. Gigienicheskie normativy [Text]. – M. : Federal. tsentr gigieny i epidemiologii Rospotrebnadzora, 2006. – 15 s.
6. GN 2.1.7.020–94. Orientirovanno dopustimyye kontsentratsii (ODK) tyazhelykh metallov i mysh'yaka v pochvakh. Gigienicheskie normativy [Text]. – M. : Goskomepidnadzor Rossii, 1995. – 7 s.
7. Gordeeva, O.N. Biogeokhimicheskie osobennosti migratsii rtuti v sisteme “pochva – rastenie” Yuzhnogo Pribaikal'ya [Text] / O.N. Gordeeva, G.A. Belogolova, L.D. Andrulaitis // Izvestiya Irkut. gos. un-ta. Seriya “Biologiya. Ekologiya”. – 2012. – T. 5, N 3. – S. 23–32.
8. Determinanty prostranstvennogo raspredeleniya zabroshennykh sel'skokhozyaistvennykh zemel' v evropeiskoi chasti Rossii [Text] / A.V. Prishchepov [i dr.] // Prostranstvennaya ekonomika. – 2013. – N 3. – S. 30–62.
9. Evrotsement grup [Electronic resource] : ofits. sait. – Mode of access : <http://www.eurocement.ru/cntnt/rus/production3/zavody1/rossiya/oktyabrskiy.html> (date of access: 28.12.2017).
10. Elpat'evskii, P.V. Geokhimiya migratsionnykh potokov v prirodnykh i prirodno-tekhnogennykh geosistemakh [Text]. – M. : Nauka, 1993. – 253 s.
11. Zheleznova, O.S. Tsink i kadmii v fitomasse drevesnykh rastenii lesnykh ekosistem: zakonomernosti translokatsii, akkumulyatsii i bar'ernykh mekhanizmov [Text] / O.S. Zheleznova, N.A. Chernykh, S.A. Tobratov // Vestnik RUDN. Seriya “Ekologiya i bezopasnost' zhiznedeyatel'nosti”. – 2017. – T. 25, N 2. – S. 253–270.
12. Kabata-Pendias, A. Mikroelementy v pochvakh i rasteniyakh [Text] / A. Kabata-Pendias, Kh. Pendias. – M. : Mir, 1989. – 439 s.
13. Kalinchuk, V.V. Atomarnaya rtut' v privodnom sloe atmosfery dal'nevostochnykh morei Rossii v letne-osennii period [Text] : dis. ... kand. geogr. nauk / Tikhookean. okeanol. in-t imeni V.I. Il'icheva. – Vladivostok, 2016. – 208 s.
14. Kovalevskii, A.L. Biogeokhimiya rastenii [Text] : monogr. – Novosibirsk : Nauka, Sib. otd-nie, 1991. – 294 s.
15. Kurbatova, A.S. Sozdanie ustoichivoi sistemy zelenykh nasazhdenii v gorode. Landshaftnye, inzhenernye, agrotekhnicheskie priemy [Text] / A.S. Kurbatova, S.I. Gribkova. – M. ; Smolensk : Madzhenta, 2006. – 152 s.
16. Kurbatskii, A.F. Struktura polya vetra v ustoichivo stratifitsirovannom pogranichnom sloe nad sherokhovatoi poverkhnost'yu [Text] / A.F. Kurbatskii, L.I. Kurbatskaya // Izvestiya RAN. Fizika atmosfery i okeana. – 2011. – T. 47, N 3. – S. 308–317.
17. Mukina, L.R. Soderzhanie i zapasy labil'nogo organicheskogo veshchestva v pochvakh agrotsenozov i zalezhei [Text] / L.R. Mukina, A.A. Shpedt // Vestnik KrasGAU. – 2008. – N 4. – S. 37–41.
18. Okhrana prirody. Gorodskie ekosistemy. Raschet velichin kriticheskikh nagruzok pollyutantov na gorodskie ekosistemy [Text] : metod. rek. – M. ; Smolensk : Mazhdenta, 2004. – 56 s.
19. Otsenka vliyaniya vetrovogo rezhima na raspredelenie zagryazneniya podstilayushchei poverkhnosti metallami v promyshlennom raione [Text] / G.F. Voznesenskii [i dr.] // Migratsiya zagryaznyayushchikh veshchestv v soprodel'nykh sredakh : trudy 5-go Vsesoyuz. soveshch. – L. : Gidrometeoizdat, 1989. – S. 133–139.
20. Otsenka vozdeistviya rtuti na okruzhayushchuyu sredu v Respublike Belarus' [Text] / S.I. Kuz'min [i dr.]. – Minsk : RUP “BelNITs “Ekologiya”, 2012. – 64 s.
21. Otsenka postuplenii rtuti v okruzhayushchuyu sredu s territorii Rossiiskoi Federatsii. Sokrashchenie vybrosov Hg v atmosferu s territorii stran Arktiki [Electronic resource]. – Mode of access : https://www2.mst.dk/udgiv/Publikationer/2005/87-7614-541-7/html/helepubl_rus.htm#4.3 (date of access: 28.12.2017).
22. PAO “OGK-2” [Electronic resource] : godovye otchety. – Mode of access : <http://www.ogk2.ru/rus/si/infodisclosure/year/> (date of access: 29.12.2017).
23. Perel'man, A.I. Geokhimiya landshafta [Text] : monogr. / A.I. Perel'man, N.S. Kasimov. – M. : Astreya-2000, 1999. – 768 s.
24. Pis'mo TsSI Goskomprirody RSFSR N TsS-299/15–73 ot 18.12.1990 g. [Text]. – M. : TsSI Goskomnedra, 1990. – 8 s.

25. Prirodnyi potentsial landshaftov Ryazanskoi oblasti [Text] : monogr. / V.A. Krivtsov [i dr.] ; pod red. V.A. Krivtsova, S.A. Tobratova. – Ryazan' : Izd-vo RGU imeni S.A. Esenina, 2011. – 768 s.
26. Puzachenko, Yu.G. Matematicheskie metody v ekologicheskikh i geograficheskikh issledovaniyakh [Text] : ucheb. posobie. – M. : Akademiya, 2004. – 416 s.
27. Rossiiskaya gazeta [Electronic resource] : ofits. sait. – Mode of access : <https://rg.ru/img/content/145/36/47/000.jpg> (date of access: 23.12.2017).
28. Rtutnoe zagryaznenie Rossii: problemy i rekomendatsii [Electronic resource]. – Mode of access : http://www.ecoaccord.org/pop/Rtutnoe%20zagryaznenie%20v%20Rossii_2.pdf (date of access: 28.12.2017).
29. Snizhenie zagryazneniya okruzhayushchei sredy v ramkakh realizatsii Protokola po tyazhelym metallam [Electronic resource]. – Mode of access : http://www.msceast.org/documents/Booklet_HM_Protocol_russ.pdf (date of access: 28.12.2017).
30. Tverskoi, P.N. Kurs meteorologii (fizika atmosfery) [Text]. – L. : GIMIZ, 1962. – 700 s.
31. Tobratov, S.A. Zakonomernosti i masshtaby vekovykh izmenenii klimata Tsentra Russkoi ravniny (po dannym meteostantsii Ryazan') [Text] // Vestnik Ryaz. gos. un-ta imeni S.A. Esenina. – 2014. – N 4. – S. 125–148.
32. Usol'tsev, V.A. Fitomassa lesov Severnoi Evrazii: normativy i elementy geografii [Text]. – Ekaterinburg : URO RAN, 2002. – 760 s.
33. Uchvatov, V.P. Kartoskhemy i vzaimosvyazi biogenykh elementov v pochvakh Moskovskoi oblasti [Text] / V.P. Uchvatov, A.V. Mitusov, M.V. Kalachikova // Pochvennye protsessy i prostranstvenno-vremennaya organizatsiya pochv. – M. : Nauka, 2006. – S. 409–426.
34. Shpedt, A.A. Otsenka skorosti vosstanovleniya gumusnogo sostoyaniya pochv Krasnoyarskogo kraya v usloviyakh zalezhi [Text] / A.A. Shpedt, P.V. Vergeichik // Vestnik Altai. gos. agrar. un-ta. – 2014. – N 6. – S. 48–52.
35. Yanin, E.P. Rtut' v pyl'evykh vybrosakh promyshlennykh predpriyatii [Text]. – M. : IMGRE, 2004. – 24 s.
36. Yanin, E.P. Emissiya rtuti v okruzhayushchei srede pri proizvodstve tsementa v Rossii [Text] // Ekologicheskaya ekspertiza. – 2004. – N 4. – S. 31–42.
37. Yanin, E.P. Emissiya rtuti v okruzhayushchuyu sredu predpriyatiyami tsvetnoi metallurgii Rossii [Text] // Ekologicheskaya ekspertiza. – 2004. – N 5. – S. 41–101.
38. Accumulation of ¹³⁷Cs and ⁴⁰K by plants of forest ecosystems: the estimation of plant species factor. Case study: mixed forests of the East European Plain [Text] / O.S. Zheleznova [et al.] // Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences. – 2016. – Vol. 7, N 6. – P. 547–560.
39. Bierly, E.W. Some restrictive meteorological conditions to be considered in the design of stacks [Text] / E.W. Bierly, E.W. Hewson // J. Appl. Meteorol. – 1962. – N 1. – P. 383–390.
40. Holton, J.R. An introducing to dynamic meteorology [Text] : Monograph. – 4th edition. – Elsevier Academic Press, 2004. – 529 p.
41. Manual on Methodologies and Criteria for Modeling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends [Electronic resource] / UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. – 2004. – Mode of access : <http://www.icpmapping.org/> (date of access: 28.12.2017).
42. The effect of Landsat TM/ETM + image acquisition dates on the detection of agricultural land abandonment in Eastern Europe [Text] / A.V. Prishchepov [et al.] // Remote Sensing of Environment. – 2012. – Vol. 126. – P. 334–347.

S.A. Tobratov, O.S. Zheleznova, A.V. Vodoretzov

**THE OVERGROWING BY WOODLAND AND OTHER VEGETATION
ON ABANDONED LAND AS A FACTOR OF GEOCHEMICAL RESISTANCE
OF LANDS TO ANTHROPOGENIC MERCURY EMISSIONS**

The critical loads method is used to investigate geographical peculiarities of abandoned land resistance to anthropogenic mercury emissions to the atmosphere. The article presents a map of abandoned lands in the center of the Ryazan region in 2015 (the data are kindly supplied by A.V. Prishchepov). The article manifests the regularities of regional scale atmospheric mercury transport. It ranges industrial mercury emitters according to the degree of their impact. The article maintains that contrast impact is mostly associated with cement production (a combination of extensive Hg emissions (semi-volatile) and comparatively low chimneys (120 m)). The article highlights that overgrowing by woodland and other vegetation is characteristic of windless regions, hence lower resistance to mercury emissions. The article maintains that abandoned lands offer more favorable conditions to technological pollutants transported in the atmosphere. The article shows local but contrastive Hg anomalies in post-agrogenic woodland, with mercury levels 20–200 times elevated above background.

biogeochemical anomaly, abandoned lands, critical loads method, mercury, industrial air pollution.