Применение многолетних рядов данных космической съёмки для оценки экологической ситуации в угледобывающих районах (на примере ликвидированного Кизеловского угольного бассейна)

О.А. Березина, А.Н. Шихов, Р.К. Абдуллин

Пермский государственный национальный исследовательский университет, Пермь, 614990, Россия E-mail: berezina.olga16@gmail.com

В статье рассматриваются возможности применения многолетних данных космической съёмки Landsat и Sentinel-2 для мониторинга экологической ситуации в угледобывающих районах. Исследования проведены на примере территории ликвидированного Кизеловского угольного бассейна (Пермский край), где в течение последних 15-20 лет наблюдается экстремальное загрязнение рек водами самоизливов шахт и стоками с отвалов с высокой концентрацией железа, алюминия и ряда тяжёлых металлов. В качестве исходной информации использован многолетний ряд снимков Landsat и Sentinel-2 за 1987–2017 гг., а также результаты гидрохимического мониторинга за поверхностными водными объектами, полученные в 2006-2013 гг. Для оценки степени загрязнения кислыми водами предложен нормализованный разностный индекс, основанный на значениях яркости в синем и красном диапазонах спектра. Проведено сопоставление значений предложенного индекса с данными о концентрации железа в воде и выявлена статистически значимая корреляция для одной из двух рассмотренных рек (р. Яйвы). Проанализирована динамика предложенного индекса за 30-летний период. Показано, что значения индекса для рек Яйвы и Косьвы в ряде случаев находятся в противофазе, что связано с различием в режиме излива шахтных вод в эти реки. Также на исследуемой территории выявлен ряд участков деградации почвенно-растительного покрова (на общей площади около 20 га) вследствие загрязнения кислыми водами. Установлено, что наиболее крупные из этих участков появились в период 2006-2010 гг., после чего процесс деградации приостановился.

Ключевые слова: Кизеловский угольный бассейн, изливы кислых шахтных вод, загрязнение, мониторинг, многолетний ряд спутниковых снимков, Landsat, Sentinel-2

Одобрена к печати: 20.02.2018 DOI: 10.21046/2070-7401-2018-15-2-144-158

Введение

Угледобывающие районы во многих странах мира характеризуются сложной экологической ситуацией. Разработка угольных месторождений сопровождается развитием комплекса негативных процессов, оказывающих воздействие на все компоненты окружающей среды и на здоровье населения. К типичным экологическим проблемам угледобывающих районов можно отнести изъятие земель под породные отвалы, нарушение почвенного покрова, загрязнение водных объектов кислыми шахтными водами и стоками с отвалов, самовозгорание отвалов и др. (Suh et al., 2017).

Одной из наиболее острых экологических проблем угольных бассейнов является загрязнение водных объектов кислыми шахтными водами (КШВ). Они образуются в процессе взаимодействия природных подземных вод с углём и другими породами, богатыми серой, и приобретают кислую реакцию среды (величина водородного показателя обычно изменяется в пределах от 2 до 3) и высокую минерализацию. КШВ отличаются исключительно высокой концентрацией железа и алюминия, а также ряда тяжёлых металлов (Имайкин, 2014; Maximovich, Khayrulina, 2014). Ещё одним источником загрязнения поверхностных вод являются стоки с породных отвалов, химический состав которых близок к КШВ. Перечисленные проблемы характерны не только для действующих, но и для ликвидированных угольных бассейнов, в связи с чем возникает необходимость в организации мониторинга источников загрязняющих веществ и их распространения.

Дистанционное зондирование Земли в настоящее время является важнейшим элементом любой системы экологического мониторинга, в том числе и в угледобывающих районах. Множество исследований посвящено мониторингу изливов шахтных вод, загрязнения поверхностных вод, нарушений растительного покрова и оценке состояния рекультивируемых земель по данным космической съёмки (включая гиперспектральную съёмку) и по снимкам с беспилотных летательных аппаратов (Raval, 2011; Suh et al., 2017).

Впервые космические снимки Landsat были использованы для региональной оценки экологической ситуации в угледобывающих районах (включая мониторинг загрязнения поверхностных вод и нарушения земель) ещё в 1970-е гг. (Wobber et al., 1975). Возможность идентификации загрязнённых водных объектов по спутниковым снимкам основана на выраженных спектральных различиях чистой и загрязнённой воды, а также на существующей зависимости спектральных характеристик от концентрации веществ — маркеров кислых шахтных вод (прежде всего, катионов железа). Цвет воды, загрязнённой шахтными стоками, меняется от оранжевого до светло-красного, а максимум отражения приходится на диапазон 600—630 мкм (Raval, 2011).

В более современных исследованиях данные Landsat также применяются для мониторинга экологического состояния водных объектов. Так, в работе (Schroeter, GläÄer, 2011) снимки Landsat TM/ETM+ были успешно использованы для оценки качества воды в загрязнённых шахтными водами озёрах (на примере бывшего угледобывающего района в Центральной Германии).

С появлением гиперспектральной съёмки (в частности, приборов AVIRIS, HYPERION и HyMap) возможности получения качественной оценки загрязнения водных объектов значительно расширились. Высокое спектральное разрешение этих данных позволяет (при качественно выполненной атмосферной коррекции) производить непосредственное сопоставление с результатами наземных спектрометрических измерений или с данными о содержании загрязняющих веществ в воде. В то же время наличие водной растительности или высокая мутность воды могут существенно снизить точность получаемых оценок (Riaza et al., 2015).

По данным гиперспектрометра AVIRIS, созданного в 1987 г., были успешно выделены вторичные минералы, содержащие оксиды и гидроксиды железа, которые образуются при окислении пирита и являются индикаторами загрязнения КШВ (Swayze et al., 2000). В последующие годы создание спектральных библиотек по данным полевых измерений позволило автоматизировать процесс идентификации мест выхода шахтных вод на поверхность (Riaza et al., 2011). Наиболее детальное описание спектральных характеристик воды, загрязнённой шахтными самоизливами, приведено в статье (Riaza et al., 2015). В этой работе по данным гиперспектрометра HyMap было выделено два максимума яркости загрязнённой воды: в диапазонах 570–640 нм и около 700 нм.

Ещё одним направлением исследований является интеграция космического мониторинга и пространственного анализа в ГИС для создания различных моделей загрязнения или для оценки экологической ситуации. Так, в работе (Zhao et al., 2003) была предложена модель, описывающая процесс загрязнения поверхностных вод стоками с отвалов пустой породы. Помимо характеристик отвалов, определённых по спутниковым данным, в модели учитывались особенности рельефа и химического состава отвалов для определения ожидаемых характеристик загрязнения. В работе (Yan et al., 2004) предложена методика интегральной оценки нарушенности природной среды в районах развития горнодобывающей промышленности на основе индексов-индикаторов. Некоторые входные данные для расчёта индексов, а именно спектральные характеристики загрязнённых водотоков, процент площади, покрытой растительностью, площадь изъятия земель под отвалы пустой породы, также были получены по космическим снимкам.

Таким образом, мировой опыт космического мониторинга экологической ситуации в угледобывающих районах достаточно разнообразен, в то же время в России публикации по данной тематике практически отсутствуют. Цель настоящего исследования — оценить возможности применения многолетнего ряда данных космической съёмки для ретроспективного анализа и оценки текущей экологической ситуации в ликвидированном Кизеловском угольном бассейне (КУБ), расположенном на территории Пермского края. Поскольку добыча угля в КУБе была полностью прекращена в 2000 г., в настоящее время наиболее актуальной экологической проблемой данной территории является излив КШВ из затопленных шахт и загрязнение ими рек, протекающих через территорию бассейна.

Материалы и методы Объект исследования

Кизеловский угольный бассейн расположен в восточной части Пермского края (*puc. 1*). Добыча угля на территории бассейна в промышленных масштабах велась с конца XIX в., к 1959 г. достигла максимума (свыше 12 млн т) и затем стала снижаться в связи с низким качеством угля и сложными условиями добычи. С 1993 г. начался процесс ликвидации шахт, который завершился в 2000 г. (Геологические памятники..., 2009). Длительная эксплуатация шахт повлекла за собой комплекс экологических проблем: нарушение земель, загрязнение атмосферного воздуха, изменение режима и загрязнение поверхностных и подземных вод (Неволин и др., 2008).



Рис. 1. Источники загрязнения и их влияние на поверхностные водные объекты: *a* —загрязнённые реки на территории КУБа; *б* — р. Большой Кизел в районе г. Кизел; *в* — стоки с породного отвала шахты «Северная». Прямоугольники с подписями обозначают границы участков, показанных на *рис. 2*



Рис. 2. Загрязнение рек кислыми шахтными водами на территории Кизеловского угольного бассейна (по снимку Sentinel-2 за 18.07.2017 в естественных цветах): *a* — поступление загрязнённых вод в р. Кизел; *б* — место впадения р. Северная Вильва в р. Яйву; *в* — поступление загрязняющих веществ в р. Косьву в черте г. Губахи; *г* — поступление загрязнённой воды в Косьвинский залив Камского водохранилища

В течение 3–10 лет после закрытия шахт произошло полное затопление горных выработок. В результате начался процесс разгрузки (излива) шахтных вод на поверхность. В настоящее время на территории КУБа известны более 15 изливов шахтных вод, их среднегодовой расход за период 2007–2013 гг. составил около 2,5 тыс. м³/ч (Maximovich, Khayrulina, 2014). Воды шахтных самоизливов характеризуются кислой реакцией среды и чрезвычайно высокой концентрацией загрязняющих веществ, прежде всего Fe (до 8200 предельно допустимых концентраций (ПДК)) и Al (до 620 ПДК) (Гигиенические нормативы..., 2003). Общая минерализация в отдельных случаях достигала 35000 мг/л. Воздействию от закрытых шахт КУБа подвержены бассейны крупных левобережных притоков Камского водохранилища: рек Яйва, Косьва, Чусовая. При взаимодействии шахтных вод с речными водами образуется осадок из гидроксидов железа и алюминия, что приводит к загрязнению донных отложений рек на протяжении десятков километров.

Вторым источником загрязнения рек являются стоки с породных отвалов. В настоящее время ведётся мониторинг за стоком с 39 отвалов. По имеющимся данным мониторинга, объём загрязняющих веществ, поступающих с этими стоками, составляет менее 5% от общего сброса загрязняющих веществ с ликвидированных шахт.

Загрязнение рек в пределах КУБа иллюстрирует снимок Sentinel-2 MSI за 18.07.2017 (*рис. 2*, см. с. 147). Большинство источников загрязнения, в том числе семь изливов шахтных вод, расположено в бассейне р. Большой Кизел, притока р. Северная Вильва (см. *рис. 2a*). Вода р. Большой Кизел характеризуется экстремально высоким уровнем загрязнения и имеет характерный «ржавый» цвет (см. *рис. 16*). Средняя концентрация Fe в нижнем течении реки по результатам 46 измерений в 2006–2013 гг. составила 767 ПДК, максимальная — более 2 тыс. ПДК. В воде р. Северная Вильва среднее содержание Fe за этот же период снижается до 45 ПДК (максимальное — до 124 ПДК) вследствие процессов разбавления и оседания загрязнителей. Однако спектральные характеристики водной поверхности также оказываются существенно изменёнными (см. *рис. 26*). Значительное превышение ПДК Fe (в среднем в 5,6 раза) наблюдалось и в воде р. Яйвы ниже устья р. Северная Вильва.

Шесть изливов шахтных вод находится в бассейне р. Косьвы. Среднее (за 2006–2013 гг.) содержание Fe в воде р. Косьвы ниже изливов составляло 58 ПДК. Несмотря на оседание значительной части загрязнителей в донных отложениях, часть их в растворённом виде достигает Камского водохранилища (см. *рис. 2г*). Загрязнение определяется как по спектральным признакам, так и по данным химических анализов (средняя концентрация Fe за 2006–2013 гг. в районе устья р. Косьвы достигала 6,6 ПДК).

Материалы

В ходе данного исследования на основе многолетнего ряда спутниковых снимков решались две основные задачи: оценка загрязнения поверхностных водотоков за 30-летний период и выявление деградированных вследствие загрязнения участков растительного покрова (с установлением времени их появления). Для этого были получены спутниковые снимки Landsat TM, ETM+ и OLI (за 1987–2017 гг.), а также Sentinel-2 MSI (за 2016–2017 гг.). Отбор снимков производился по критериям минимальной облачности, отсутствия дымки, также были отбракованы снимки за период прохождения весеннего половодья на исследуемых реках. Перечень использованных снимков приведён в *табл. 1*, а основные характеристики съёмочных систем — в табл. 2 (см. с. 149).

Спутник, сенсор	Строка/столбец в системе разграфки WRS2 (только для снимков Landsat)	Дата, время съёмки (UTC)	Пространственное разрешение спектральных каналов (кроме панхроматического и теплового), м
Landsat-5 TM	167/19	28.07.1987, 06:45:46	30
Landsat-5 TM	167/19	23.08.1988, 06:50:10	30
Landsat-5 TM	167/19	03.09.1989, 06:46:35	30
Landsat-5 TM	167/19	16.06.1995, 06:26:25	30
Landsat-7 ETM+	167/19	06.08.1999, 07:13:11	30
Landsat-7 ETM+	166/19	03.07.1999, 07:03:27	30
Landsat-7 ETM+	166/19	06.07.2002, 07:02:31	30
Landsat-5 TM	167/19	16.07.2006, 07:13:20	30
Landsat-5 TM	167/19	17.06.2007, 07:14:18	30
Landsat-5 TM	167/19	03.07.2007, 07:14:03	30
Landsat-7 ETM+	166/19	22.07.2008, 07:03:24	30
Landsat-5 TM	166/19	15.06.2009, 07:02:25	30
Landsat-5 TM	167/19	25.08.2009, 07:09:44	30

Таблица 1. Перечень снимков, использованных для анализа

Спутник, сенсор	Строка/столбец в системе разграфки WRS2 (только для снимков Landsat)	Дата, время съёмки (UTC)	Пространственное разрешение спектральных каналов (кроме панхроматического и теплового), м
Landsat-5 TM	167/19	25.06.2010, 07:10:51	30
Landsat-5 TM	166/19	20.07.2010, 07:04:34	30
Landsat-5 TM	167/19	13.09.2010, 07:10:29	30
Landsat-5 TM	167/19	28.06.2011, 07:09:31	30
Landsat-5 TM	167/19	14.07.2011, 07:09:25	30
Landsat-7 ETM+	167/19	08.07.2012, 07:14:57	30
Landsat-7 ETM+	166/19	18.06.2013, 07:09:44	30
Landsat-8 OLI	167/19	07.08.2014, 07:20:18	30
Landsat-8 OLI	167/19	24.09.2014, 07:20:21	30
Landsat-8 OLI	167/19	23.06.2015, 07:19:35	30
Sentinel-2A MSI	_	19.08.2016, 07:43:40	10 (VNIR)*
Sentinel-2A MSI	_	18.07.2017, 07.39.41	10 (VNIR)*
Landsat-8 OLI	166/19	24.08.2017, 07:14:10	30

* VNIR — каналы видимого и ближнего инфракрасного диапазонов.

<i>Таблица 2.</i> Характеристика спектральных каналов использованных съемочных систе			••
1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	Tahauua 2 Xanay Tenucruya	CHEVTDAILULIV VAUATOR	Ο ΜΟΠΟΠΕΣΟΡΣΗΠΕΙΥ ΟΤΑΜΟΠΠΕΙΥ ΟΜΟΤΑΝ
	Ταυλιαμα 2. Λαρακτυρποτηκα	спектральных каналог	b hemosubsobarmibia e bemo mibia cheren

Landsat-5 TM		Landsat-7 ETM+		Landsat-8 OLI		Sentinel-2A MSI	
Номер канала	Длина волны, мкм						
1	0,45-0,52	1	0,45-0,515	1	0,433-0,453	1	0,43-0,457
2	0,52-0,605	2	0,525-0,605	2	0,450-0,515	2	0,448-0,545
3	0,63-0,69	3	0,63-0,69	3	0,525-0,600	3	0,537-0,582
4	0,76-0,90	4	0,76-0,90	4	0,630-0,680	4	0,645-0,683
5	1,55-1,75	5	1,55-1,75	5	0,845-0,885	5	0,694-0,713
6	10,4-12,5	6	10,4-12,5	6	1,560-1,660	6	0,731-0,749
7	2,08-2,35	7	2,08-2,35	7	2,100-2,300	7	0,768-0,796
		8	0,52-0,90	8	0,500-0,680	8	0,763-0,908
				9	1,360-1,390	8a	0,848-0,883
						9	0,932-0,958
						10	1,336-1,411
						11	1,542-1,685
						12	2,081-2,323

Также для сопоставления с данными спутниковых наблюдений были получены результаты гидрохимических анализов проб воды. С 2000 г. по настоящее время на территории КУБа организован мониторинг состояния поверхностных и подземных вод. Производится отбор проб на 12 изливах шахтных вод, а также в 39 точках на загрязнённых реках Кизел, Северная и Южная Вильва, Яйва, Косьва, Усьва, Чусовая и на Камском водохранилище (Имайкин, 2014). В соответствии с данными мониторинга установлено, что дебит изливов значительно снижается в период зимней и летней межени и увеличивается в период весеннего снеготаяния и при выпадении обильных летне-осенних осадков. В настоящей работе были использованы результаты гидрохимического мониторинга за 2006–2013 гг., предоставленные Уральским центром социально-экологического мониторинга углепромышленных территорий. Отбор проб производился по 4–6 раз в год в течение тёплого периода.

Методы анализа материалов

Для выявления спектральных особенностей поверхностных водотоков, загрязнённых шахтными изливами, было проведено сопоставление спектров водной поверхности для нескольких условно чистых и загрязнённых водных объектов. Спектры, полученные по снимку Sentinel-2 MSI за 18.07.2017, приведены на *рис. 3*, а участки, для которых они определялись, показаны на *рис. 2* (за исключением участка на *рис. 2г*, р. Яйва у пос. Усть-Игум).

Из *рис. 3* следует, что основной особенностью речной воды, загрязнённой КШВ, является резкий рост коэффициента спектральной яркости (КСЯ) от синего диапазона к красному. Это является маркером повышенной концентрации Fe в воде. Таким образом, соотношение КСЯ в синем и красном каналах может быть использовано для оценки степени загрязнения воды Fe. Поскольку КСЯ чистой и загрязнённой воды в красной зоне спектра различаются весьма существенно (в 1,5–4 раза), то можно предположить, что использование спутниковых данных для оценки степени загрязнения рек шахтными водами будет эффективным.

Предварительная обработка снимков включала расчёт КСЯ и выполнение атмосферной коррекции по методу Dark Object Subtraction (Chavez, 1996). Эти операции были выполнены средствами модуля Semi-Automated Classifier Plugin (Congedo, 2016) в программном пакете Qgis 2.18. На следующем этапе для оценки степени загрязнения поверхностных вод производился расчёт индекса, характеризующего спектральные свойства кислых шахтных вод (Acid Mine Water Index, AMWI) по формуле:

$$AMWI = \frac{Red - Blue}{Red + Blue},$$

где Red — КСЯ в красном канале (длина волны для данных Landsat — от 0,63 до 0,69 мкм, для данных Sentinel-2 — от 0,645 до 0,683 мкм); *Blue* — КСЯ в синем канале (для данных Landsat — от 0,45 от 0,52 мкм, для данных Sentinel-2 — от 0,448 до 0,545 мкм).

Подобный индекс для оценки степени загрязнения воды ранее уже был рекомендован в работе (Yan et al., 2004). Он получил название WII (watercolour indicator index) и отличался от предложенного нами индекса AMWI тем, что вместо синего канала при расчёте использовался ближний ИК-канал.



Рис. 3. Значения КСЯ водных объектов на территории Кизеловского угольного бассейна по материалам съёмки 18.07.2017 спутником Sentinel-2 MSI: *a* — р. Яйва выше устья р. Северная Вильва;
δ — р. Северная Вильва вблизи впадения в р. Яйву; *в* — р. Яйва ниже впадения р. Северная Вильва;
г — р. Яйва у пос. Усть-Игум; *д* — р. Косьва выше г. Губахи; *е* — р. Косьва ниже г. Губахи

Однако WII не является оптимальным индексом в рассматриваемом случае, поскольку при сильном загрязнении кислыми шахтными водами возможен рост яркости не только в красном, но и в ближнем инфракрасном диапазоне (см. *рис. 3*). Как и для индекса WII, высокие значения индекса AMVI соответствуют повышению концентрации кислых шахтных вод.

Далее были рассчитаны и сопоставлены средние (по площади) значения индекса за каждую дату в пределах шести выделенных загрязнённых участков и одного условно чистого участка водной поверхности. Загрязнённые участки были выбраны вблизи пунктов отбора проб воды, а в качестве условно чистой была принята акватория Широковского водохранилища, расположенного на р. Косьве выше по течению от источников загрязнения, и акватория Камского водохранилища выше впадения загрязнённой р. Косьвы. Выбор участков производился так, чтобы минимизировать влияние искажающих факторов (мутности воды, мелководий и водной растительности). Поскольку непосредственное сравнение результатов расчёта индекса по данным с разных сенсоров (TM, ETM+, OLI и MSI) является некорректным, нами была оценена разность значений индекса между загрязнёнными и условно чистыми участками.

Для выделения участков деградации растительного покрова, происходящей вблизи мест выхода на поверхность шахтных вод (изливов и родников) и породных отвалов, а также по берегам наиболее загрязнённых рек использованы как многолетние данные Landsat за 1987—2017 гг., так и снимки сверхвысокого разрешения с открытого картографического сервиса ESRI ArcGIS World Imagery. Инвентаризация деградированных участков проведена путём визуального дешифрирования снимков сверхвысокого разрешения. Оценка периода начала деградации, а также её динамики получена по снимкам Landsat и рассчитанным на их основе значениям индекса SWVI (Shortwave Vegetation Index (Hardisky et al., 1983)):

$$SWVI = \frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR},$$

где NIR — КСЯ в ближнем ИК-канале (для данных Landsat-5 TM — от 0,76 до 0,90 мкм); SWIR — КСЯ в среднем ИК-канале (для данных Landsat-5 TM — от 1,55 до 1,75 мкм). Индекс SWVI является оптимальным для выявления большинства видов нарушения растительного покрова. На участках, где происходит гибель растительности и появляется открытый грунт, индекс резко снижается, что обусловлено значительным ростом КСЯ в средней ИК-зоне спектра и некоторым снижением — в ближней ИК (Крылов, Владимирова, 2011).

Результаты

Оценка загрязнения рек КШВ по многолетнему ряду данных Landsat и Sentinel-2

В *табл. 3* (см. с. 152) приведены средние значения разности индекса AMWI между загрязнённой и условно чистой акваторией за весь период наблюдений для каждого из шести рассмотренных участков, а также результаты измерения концентрации Fe в воде на ближайших пунктах пробоотбора. Наибольшими значениями индекса AMWI отличаются участки р. Яйвы вблизи впадения р. Вильвы, а также р. Косьвы у г. Губахи и ниже по течению (около с. Перемское). В то же время, по имеющимся результатам анализа проб воды за 2006–2013 гг., экстремальное загрязнение воды (превышение ПДК Fe в среднем в 58 раз) наблюдалось только на р. Косьве вблизи Губахи. На двух других участках средняя концентрация Fe была менее 10 ПДК.

Ниже по течению от источников загрязнения происходит осаждение Fe в виде малоподвижного гидроксида в донных отложениях, а также разбавление. В результате снижаются как фактические концентрации, так и определённые по снимкам значения индекса AMW. Однако они остаются выше, чем в условно чистом водоёме (Широковском водохранилище).

Название участка акватории	Средняя, медианная и максимальная кон-	Разность индекса AMWI между загрязнённой и условно чистой акваторией				
	центрация Fe в воде (в долях от ПДК) за 2006–2013 гг.	Количество снимков (объём выборки)	Среднее/ медиана	Максимум (дата)	Минимум (дата)	
Залив р. Косьвы	Нет данных	22	0,03/0,04	0,12 (06.08.1999)	-0,05 (23.08.1988)	
р. Яйва ниже впа- дения р. Вильвы	5,6/3,6/18,2	24	0,19/0,17	0,50 (18.07.2017)	-0,03 (03.07.2001)	
р. Яйва вблизи устья	2,9/1,7/10,3	23	0,08/0,06	0,22 (17.06.2007)	-0,03 (14.07.2011)	
р. Косьва вблизи г. Губахи	58,6/50,4/123,4	24	0,19/0,18	0,37 (22.07.2008)	0,05 (28.07.1987)	
р. Косьва вблизи с. Перемское	9,4/9,5/15,2	26	0,18/0,17	0,35 (06.08.1999)	0,05 (23.08.1988)	
р. Косьва вблизи устья	6,5/6,6/13,9	26	0,13/0,13	0,28 (18.07.2017)	0,00 (23.08.1988)	

Таблица 3. Результаты расчёта разности индекса AMWI между загрязнённым и условно чистым водным объектом по данным Landsat и Sentinel-2 за 1987–2017 гг.

Для оценки связности значений индекса AMWI по разным участкам рек Яйва и Косьва была построена корреляционная матрица средних значений разности индекса (*maбл. 4*). Из приведённых коэффициентов корреляции Пирсона (R) следует, что значения индекса AMWI для одного и того же водотока в большинстве случаев имеют связь средней тесноты (коэффициенты линейной корреляции R находятся в пределах 0,42–0,70 и являются статистически значимыми). Исключением является пара участков р. Косьвы: вблизи г. Губахи и залив р. Косьвы, для которых R не является значимым. Поскольку эти два участка находятся на максимальном удалении друг от друга (более 80 км), отсутствие связи между значениями индекса AMWI для них вполне ожидаемо.

Таблица 4. Корреляционная матрица средних значений разности индекса AMWI между загрязнённой и условно чистой акваторией (выделены статистически значимые коэффициенты корреляции)

Название участка	р. Яйва ниже впадения р. Вильвы	р. Яйва вблизи устья	р. Косьва вблизи устья	р. Косьва вблизи г. Губахи	р. Косьва вблизи с. Перемское	залив р. Косьвы
р. Яйва ниже впадения р. Вильвы	1,00	0,70	0,27	-0,12	-0,24	0,15
р. Яйва вблизи устья	0,70	1,00	0,01	-0,16	0,02	0,17
р. Косьва вблизи устья	0,27	0,01	1,00	0,42	0,60	0,73
р. Косьва вблизи г. Губахи	-0,12	-0,16	0,42	1,00	0,58	0,27
р. Косьва у с. Перемское	-0,24	0,02	0,60	0,58	1,00	0,57
залив р. Косьвы	0,15	0,17	0,73	0,27	0,57	1,00

В то же время значения индекса для рек Яйва и Косьва часто находятся в противофазе (т.е. максимумам на р. Яйве соответствуют минимумы на р. Косьве и наоборот). Корреляция между значениями AMWI на Яйве и Косьве отсутствует, что связано с существенными различиями в режиме поступления КШВ в эти реки (более подробно описано ниже).

Особый интерес представляет сопоставление полученных по спутниковым снимкам значений индекса AMWI с данными о концентрации в воде железа как основного маркера загрязнения шахтными водами. Несмотря на то что даты отбора проб в 2006–2013 гг. редко совпадали с датами получения снимков, сопоставление было проведено на примере двух участков на р. Яйве и двух — на р. Косьве (*puc. 4*). По этим участкам были получены ряды по девять значений концентрации Fe и индекса AMWI с разницей в датах измерений менее двух недель. В двух из четырёх случаев (по р. Яйве) динамика концентрации Fe и индекса AMWI в целом совпадает, вычисленные коэффициенты корреляции (0,76 и 0,83 соответственно для первого и второго участков) являются статистически значимыми. В то же время для р. Косьвы корреляция между концентрацией Fe и значениями индекса AMWI отсутствует. Предположительно, это может быть связано с меньшей средней глубиной р. Косьвы в сравнении с р. Яйвой, в результате чего на значения индекса AMWI оказывают большое влияние свойства донных отложений.

Многолетняя динамика индекса AMWI для трёх участков показана на *рис. 5* (см. с. 154). В течение всего рассматриваемого периода значения индекса испытывали резкие колебания, что связано с изменением режима поступления КШВ в реки. Так, в период работы шахт (1987–1989) наибольшему загрязнению подвергалась р. Северная Вильва, что видно по значениям AMWI, а также описано в литературе (Имайкин, 2014). После закрытия шахт в течение трёх лет (1998–2001) шахтные воды не поступали в р. Северная Вильва, с чем связано резкое снижение загрязнения воды в этот период (Имайкин, 2014). Минимальное значение индекса AMWI на р. Северная Вильва наблюдалось в 2001 г. В то же время излив шахтных вод в р. Косьву начался раньше. В 1999 г. загрязнение воды в р. Косьве достигло максимума, а затем несколько снизилось. В последующие годы значения индекса AMWI испытывали достаточно резкие колебания. Максимум загрязнения, наблюдавшийся на р. Яйве в 2017 г., мог быть связан с аномальным количеством осадков в летний период. В результате мог возрасти объём вод, поступающих в горные выработки, и объём изливающихся КШВ.



Рис. 4. Сопоставление результатов измерений концентрации Fe в воде (1) с рассчитанными по снимкам Landsat значениями индекса AMWI за 2006–2013 гг. (2): *a* — р. Яйва ниже впадения р. Вильвы; *б* — р. Яйва вблизи устья; *в* — р. Косьва у г. Губахи; *г* — р. Косьва вблизи устья



Рис. 5. Динамика индекса AMWI, рассчитанного по снимкам Landsat за период 1987–2017 гг. для трёх участков рек Яйва и Косьва (1 — р. Яйва ниже впадения р. Вильва; 2 — р. Косьва вблизи г. Губаха; 3 — р. Косьва у с. Перемское)

Деградация почвенно-растительного покрова в местах выхода кислых шахтных вод

По результатам визуального дешифрирования снимков сверхвысокого разрешения на исследуемой территории выделено 17 участков деградации почвенно-растительного покрова вследствие загрязнения КШВ на общей площади 20 га. Наиболее крупные из них расположены в карстовом суходоле Ладейный лог южнее г. Губахи (*рис. 6в*, см. с. 155) и в районе слияния рек Большой Кизел и Восточный Кизел (*рис. 6г*). Процесс деградации на рассматриваемых участках начался с 2007 г. в связи с появлением нескольких новых источников выхода КШВ в виде родников. Это подтверждается и по снимкам Landsat, поскольку снижение индекса SWVI на деградированных участках также отмечается с 2007 г. После 2010 г. рост площади деградированных земель по снимкам Landsat не прослеживается. Однако по данным наземных обследований, проведённых Уральским центром социально-экологического мониторинга углепромышленных территорий, процесс деградации земель продолжался до 2012–2013 гг.

На *рис. 6а* и *б* показаны значения разности индекса SWVI, вычисленные по снимкам Landsat-5 за 2006 и 2010 гг. Участкам деградированных земель соответствуют максимальные значения разности SWVI (от 0,2 и более). Такие же значения, однако, характерны и для сплошных вырубок, которые ведутся на изучаемой территории. Таким образом, индекс SWVI не позволяет отделить участки нарушения лесного покрова вследствие загрязнения почвы шахтными водами от других видов нарушений.

Обсуждение результатов. Заключение

Полученные результаты показывают, что многолетние ряды спутниковых данных могут рассматриваться как элемент системы экологического мониторинга в угледобывающих районах и успешно использоваться для оценки загрязнения рек кислыми шахтными водами и процесса деградации земель. Наиболее информативной для оценки загрязнения поверхностных вод является разность яркости в синем и красном диапазонах спектра. На основе этих каналов предложен нормализованный разностный индекс AMWI.



Рис. 6. Участки деградировавшей растительности в местах выхода на поверхность кислых шахтных вод: *a*, *δ* — разность вегетационного индекса SWVI, рассчитанная по снимкам Landsat-5 за 16.07.2006 и 20.07.2010; *в*, *c* — фрагменты высокодетальных снимков тех же участков

Сравнение значений индекса с результатами измерения концентрации Fe было проведено на ограниченной выборке данных. Несмотря на это, при отсутствии влияния искажающих факторов оно показывает наличие статистически значимой корреляции. Выявленные изменения значений индекса соответствуют имеющимся данным об интенсивности поступления шахтных вод в реки в 1990-е и 2000-е гг. В целом за период с начала излива кислых вод из затопленных шахт до настоящего времени статистически значимый многолетний тренд загрязнения как по р. Косьве, так и по р. Яйве отсутствует. Максимум загрязнения на р. Косьве наблюдался в 1999 г., а на р. Яйве — в 2017 г. Также подтверждён факт отсутствия корреляции между значениями AMWI на реках Яйва и Косьва, что обусловлено существенными различиями в режиме поступления шахтных вод в эти реки в течение исследуемого периода.

К ограничениям использованной методики оценки загрязнения воды по спутниковым данным можно отнести низкое пространственное разрешение снимков Landsat (30 м). Такое разрешение позволяет оценить загрязнение лишь для крупных рек шириной не менее 100 м (3–4 пиксела снимка Landsat), в то время как наиболее загрязнённые реки (Большой Кизел, Северная и Южная Вильва) имеют ширину всего 10–30 м. На значения индекса AMWI может

также оказывать влияние глубина водного объекта, наличие взвешенных веществ в воде и водной растительности. Наконец, характер отражения солнечного излучения от водной поверхности различается в зависимости от наличия или отсутствия ветрового волнения (которое вполне может наблюдаться на исследуемых реках в силу их достаточно большой ширины около 100 м).

Помимо анализа загрязнения водных объектов, по многолетнему ряду данных Landsat был определён период появления участков деградированных земель в долинах малых рек на территории КУБа. Установлено, что деградация произошла в период с 2006 по 2010 г., но в настоящее время этот процесс приостановился.

Исследование проведено при поддержке РФФИ и РГО (проект № 17-05-41114 РГО-а).

Литература

- 1. Геологические памятники Пермского края: энциклопедия / под общ. ред. Чайковского И.И. Пермь: Горный институт УрО РАН, 2009. 616 с.
- 2. Гигиенические нормативы ГН 2.1.5.1315-03 «Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования». М., 2003.
- 3. Имайкин А. К. Основные направления исследования гидросферы Кизеловского угольного бассейна // Современные проблемы науки и образования. 2014. № 6. URL: https://science-education.ru/ru/ article/view?id=16028 (дата обращения: 13.12.2017).
- 4. *Крылов А. М., Владимирова Н.А.* Дистанционный мониторинг состояния лесов по данным космической съемки// Геоматика. 2011. № 3. С. 53–58.
- 5. *Неволин Н. В., Лыхин П. А., Горшков В. А., Грищенко Г. Т. Эколо*гическая ситуация в Кизеловском бассейне после ликвидации угольных шахт // Известия высших учебных заведений. Горный журнал. 2008. № 5. С. 32–37.
- 6. *Chavez Jr. P.S. Image*-based atmospheric corrections revisited and improved // Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. 1996. V. 62. No. 9. P. 1025–1036.
- 7. *Congedo L. Se*mi-Automatic Classification Plugin Documentation. 2016. 274 p. URL: http://semiautomaticclassificationmanual.readthedocs.io/en/latest/ (December 14, 2017).
- Hardisky M.A., Klemas V., Smart R. M. The influence of soil salinity, growth form, and leaf moisture on the spectral radiance of Spartina alterniflora canopies // Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. 1983. V. 49. P. 77–83.
- 9. *Maximovich N. G., Khayrulina E. A.* Artificial geochemical barriers for environmental improvement in a coal basin region // Environmental Earth Sciences. 2014. V. 72. P. 1915–1924.
- 10. *Raval S.* Investigation of mine environmental monitoring with satellite based sensors. PhD Thesis. School of Mining Engineering. The University of New South Wales, Sydney, 2011. 198 p.
- Riaza A., Buzzi J., García-Meléndez E., Carrère V., Müller A. Monitoring the extent of contamination from acid mine drainage in the iberian pyrite belt(SW Spain) using hyperspectral imagery // Remote Sensing. 2011. V. 3(10). P. 2166–2186.
- Riaza A., Buzzi J., García-Meléndez E., Carrère V., Sarmiento A., Müller A. Monitoring acidic water in a polluted river with hyperspectral remote sensing(HyMap) // Hydrological Sciences J. 2015. V. 60. Iss. 6. P. 1064–1077.
- 13. *Schroeter L., GläÄer C.* Analyses and monitoring of lignite mining lakes in Eastern Germany with spectral signatures of Landsat TM satellite data // Intern. J. Coal Geology. 2011. V. 86. Iss. 1. P. 27–39.
- 14. *Suh J., Kim S.-M., Yi H., Choi Y.* An overview of GIS-based modeling and assessment of mining-induced hazards: Soil, water, and forest // Intern. J. Environmental Research and Public Health. 2017. V. 14(12), Art. No. 1463.
- 15. Swayze G.A., Smith K.S., Clark R.N., Sutley S.J., Pearson R.M., Vance J.S., Hageman P.L., Briggs P.H., Meier A. L., Singleton M.J., Roth S. Using imaging spectroscopy to map acidic mine waste // Environmental Science and Technology. 2000. V. 34(1). P. 47–54.
- 16. *Wobber F.J.*, *Russell O. R.*, *Deely D.J.* Multiscale aerial and orbital techniques for management of coalmined lands // Photogrammetria. 1975. V. 31. Iss. 4. P. 117–133.

- Yan C., Liu R., Liu S., Wu L., Liu S. Study of remote sensing index indicators about the mine environment evaluation // Intern. Geoscience and Remote Sensing Symp. 2004 (IGARSS'04): Proc. 2004. V. 1. P. 579–581.
- Zhao X., Liu S., Wang P., Li Q., Liu X., Qu Y. A Study on the Remote Sensing Information Model about the Water Pollution Caused by Mine Tailings // Intern. Geoscience and Remote Sensing Symp. 2003 (IGARSS'03): Proc. 2003. V. 4. P. 2483–2487.

The use of multi-temporal satellite images for environmental assessment in coal mining areas (by example of closed Kizel coal basin)

O.A. Berezina, A.N. Shikhov, R.K. Abdullin

Perm State University, Perm 614990, Russia, E-mail: berezina.olga16@gmail.com

The article describes the possibility of application of multi-temporal Landsat and Sentinel-2 images for environmental monitoring and assessment in coal mining areas. The study area is abandoned Kizel coal basin, which is located in the Perm region, Russia. For the last 15–20 years, the acid mine drainage (AMD) and mine tailings leachate have caused extreme contamination of rivers with iron, aluminium and heavy metals. Multi-temporal Landsat and Sentinel-2 images for 1987-2017 and the results of hydrochemical monitoring of surface water bodies for 2006–2013 are used as initial data. The Acid Mine Water Index (AMWI) is proposed to estimate the AMD-induced river contamination. This index is based on the reflectance values in blue and red spectral bands of Landsat and Sentinel-2 images. The AMWI values are compared with the iron concentration measurements in several streams flowing through of Kizel coal basin. The statistically significant correlation between the AMWI values and iron concentration is found for Yayva river. We have analyzed the temporal changes of AMWI for 1987-2017, and found that AMWI values for Yayva and Kos'va rivers varied sometime in different directions. These variations can be explained by the difference of AMD regime. Also we outlined some areas (around 20 ha) of degraded soil and vegetation cover from high-resolution images. The largest areas of degraded soil and vegetation occurred in 2006–2010 in association with the change of AMD regime. After 2010, the degradation process slowed down.

Keywords: The Kizel coal basin, acid mine drainage, contamination, monitoring, multi-temporal satellite images, Landsat, Sentinel-2

> Accepted: 20.02.2018 DOI: 10.21046/2070-7401-2018-15-2-144-158

References

- 1. *Geologicheskie pamyatniki Permskogo kraya: entsiklopediya* (Geological monuments of the Perm region: encyclopedia), Chaikovsky I. I. (ed.), Perm: Gornyi institut UrO RAN, 2009, 616 p.
- 2. Russian Federation Hygienic Norms GN 2.1.5.1315-03, Moscow, 2003.
- 3. Imaikin A. K., Osnovnye napravleniya issledovaniya gidrosfery Kizelovskogo ugol'nogo basseina (The main research issues of the hydrosphere of the Kizel coal basin), *Sovremennye problemy nauki i obrazovaniya*, 2014, No. 6, URL: https://science-education.ru/ru/article/view?id=16028.
- 4. Krylov A. M., Vladimirova N. A., Distantsionnyi monitoring sostoyaniya lesov po dannym kosmicheskoi s"emki (Remote monitoring of forest health by satellite imagery data), *Geomatika*, 2011, No. 3, pp. 53–58.
- 5. Nevolin N. V., Lykhin P. A., Gorshkov V. A., Grishchenko G. T., Ekologicheskaya situatsiya v Kizelovskom basseine posle likvidatsii ugol'nykh shakht (Environmental situation in the Kizel coal basin after the liquidation of coal mines), *Izvestiya vysshikh uchebnykh zavedenii. Gornyi zhurnal*, 2008, No. 5, pp. 32–37.
- 6. Chavez Jr. P. S., Image-based atmospheric corrections revisited and improved, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1996, Vol. 62. No. 9, pp. 1025–1036.

- 7. Congedo L., *Semi-Automatic Classification Plugin Documentation*, 2016, 274 p., URL: http://semiautomaticclassificationmanual.readthedocs.io/en/latest/ (December 14, 2017).
- 8. Hardisky M.A., Klemas V., Smart R.M., The influence of soil salinity, growth form, and leaf moisture on the spectral radiance of Spartina alterniflora canopies, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1983, Vol. 49, pp. 77–83.
- 9. Maximovich N.G., Khayrulina E.A., Artificial geochemical barriers for environmental improvement in a coal basin region, *Environmental Earth Sciences*, 2014, Vol. 72, pp. 1915–1924.
- 10. Raval S., *Investigation of mine environmental monitoring with satellite based sensors*, PhD Thesis, School of Mining Engineering, The University of New South Wales, Sydney, 2011, 198 p.
- Riaza A., Buzzi J., García-Meléndez E., Carrère V., Müller A., Monitoring the extent of contamination from acid mine drainage in the iberian pyrite belt (SW Spain) using hyperspectral imagery, *Remote Sensing*, 2011, Vol. 3(10), pp. 2166–2186.
- 12. Riaza A., Buzzi J., García-Meléndez E., Carrère V., Sarmiento A., Müller A., Monitoring acidic water in a polluted river with hyperspectral remote sensing (HyMap), *Hydrological Sciences J.*, 2015, Vol. 60, Issue 6, pp. 1064–1077.
- 13. Schroeter L., GläÄer C., Analyses and monitoring of lignite mining lakes in Eastern Germany with spectral signatures of Landsat TM satellite data, *Intern. Coal Geology J.*, 2011, Vol. 86, Issue 1, pp. 27–39.
- 14. Suh J., Kim S.-M., Yi H., Choi Y., An overview of GIS-based modeling and assessment of mining-induced hazards: Soil, water, and forest, *Intern. J. Environ. Res. Pub. Health*, 2017, Vol. 14(12), Art. No. 1463.
- Swayze G.A., Smith K.S., Clark R.N., Sutley S.J., Pearson R.M., Vance J.S., Hageman P.L., Briggs P.H., Meier A.L., Singleton M.J., Roth S., Using imaging spectroscopy to map acidic mine waste, *Environmental Science and Technology*, 2000, Vol. 34(1), pp. 47–54.
- 16. Wobber F.J., Russell O.R., Deely D.J., Multiscale aerial and orbital techniques for management of coalmined lands, *Photogrammetria*, 1975, Vol. 31, Issue 4, pp. 117–133.
- Yan C., Liu R., Liu S., Wu L., Liu S., Study of remote sensing index indicators about the mine environment evaluation, *International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 2004 (IGARSS'04), Proceedings, 2004, Vol. 1, pp. 579–581.
- Zhao X., Liu S., Wang P., Li Q., Liu X., Qu Y., A study on the remote sensing Information Model about the Water Pollution Caused by Mine Tailings, *International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 2003 (IGARSS'03), Proceedings, 2003, Vol. 4, pp. 2483–2487.