

## ГОРНАЯ ЭКОЛОГИЯ

УДК 622.5:504.4.054

### ЭНТРОПИЙНЫЙ МЕТОД АНАЛИЗА СОСТАВА ТЕХНОГЕННЫХ ВОД ГОРНОДОБЫВАЮЩЕГО РЕГИОНА

А. Б. Логов<sup>1</sup>, В. Н. Опарин<sup>2</sup>, В. П. Потапов<sup>1</sup>,  
Е. Л. Счастливец<sup>1</sup>, Н. И. Юкина<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Институт вычислительных технологий СО РАН (Кемеровский филиал),  
ул. Рукавишниковая, 21, 650025, г. Кемерово, Россия

<sup>2</sup>Институт горного дела им. Н. А. Чинакала СО РАН, E-mail: oparin@misd.nsc.ru,  
Красный проспект, 54, 630091, г. Новосибирск, Россия

Предложен энтропийный метод выявления кластеров общей загрязненности вод и речных сетей горнодобывающего района, а также с аномальным содержанием высоко опасных веществ на примере Бунгуро-Чумышского угледобывающего района Кузбасса. Определена специфика состава разных типов вод с идентификацией ингредиентов в них, выделены диагностические признаки отдельных источников, проранжированы интегральные показатели, полученные путем комбинирования ингредиентов, и проведен анализ распределения количества ингредиентов разных типов вод относительно ПДК.

*Энтропийный метод, загрязнения, ингредиенты, водные объекты, карьерные и шахтные талые воды, угледобывающие предприятия Кузбасса*

В условиях доминирующей тенденции перехода к освоению минерально-сырьевых запасов на возрастающих по глубине горизонтах от поверхности Земли, увеличивающихся объемов ведения горных работ и сопутствующих этому негативных воздействий на экологическую обстановку для среды обитания животного и растительного мира (нередко в катастрофических формах) горно-экологическое направление исследований и разработок имеет самое непосредственное отношение к обеспечению стратегии устойчивого развития современной и будущей цивилизации [1].

Как показано в работе [2], наиболее универсальным для анализа сложных природных процессов, индуцированных деятельностью человека, является энергетический подход. Однако его практическая полезность, как правило, до сих пор демонстрировалась на примере анализа геомеханико-геодинамических событий [1–8]. Энергетический подход к анализу самых сложных природных и иных процессов, связанных с массообменом вещества на различных иерархических уровнях (в том числе от молекулярного до регионального и планетарного), полезен не только потому, что энергия — самое фундаментальное понятие. Не менее важно и то, что с позиций энтропийного подхода к анализу энерго- и массообменных процессов появляется реальная возможность формализации и введения соответствующих мер “упорядочивания” любых вещественных носителей, участвующих в этих процессах — будь то в природных или горно-

технических системах. Это особенно актуально для поиска надежных методов описания исходного состояния и функционирования подобного рода систем, нелинейных в своей основе, “самоорганизующихся” как в пространстве, так и во времени.

Воздействие горного производства на водный бассейн проявляется в изменении водного режима, загрязнении и засорении вод — в его насыщении вредными веществами в количествах, значительно ухудшающих качество вод, а водный объект признается загрязненным в соответствии с принятыми нормами [9]. Один из основных загрязнителей — производственная деятельность горнопромышленного комплекса, оказывающая существенное воздействие на окружающую среду. В атмосферу выбрасываются миллионы тонн вредных веществ, в водоемы сбрасываются миллионы кубометров загрязненных сточных вод, а на поверхности земли складировается огромное количество твердых отходов, в результате чего ухудшается состояние и качество природных вод [10].

В связи с этим актуальным направлением является количественная оценка и анализ загрязненности подземных и поверхностных вод. При такой оценке обычно выделяются разные “приоритеты”: свойства, факторы воздействия, вид ингредиентов. В зависимости от особенностей территориальной принадлежности водных объектов это делается с использованием: поглощающих [11] или сорбционных свойств [12] пород зоны аэрации; паводковых [13], сезонных [14, 15], пространственных и межгодовых изменений состава вод [16]; анализа по выбранным ингредиентам (хлоридам [17], тяжелым металлам [18]) и динамики поступления техногенных микроэлементов [19]. Оценку загрязнений осуществляют с помощью программного комплекса WATERQ4F [20], моделирования очистки сточных вод [21], гидрогеологического моделирования [22], экологической оценки качества водотоков [23] и исследования гидрохимических показателей в зоне разных промышленных объектов [24, 25].

Предварительная оценка основных загрязнителей позволяет существенно сузить круг возможных геоэкологических реабилитационных мер [26]. Однако при этом следует иметь в виду, что присутствие значительного числа техногенных загрязнителей не позволяет корректным способом ранжировать воды по степени опасности и классифицировать их без надежных эмпирических эталонов для соответствующих видов состояния.

Применение для этих целей известных методов обработки экспериментальных данных либо недопустимо, либо недостаточно обоснованно, поскольку:

- использование методов математической статистики весьма затруднительно, так как выборочная совокупность является существенно неоднородной (некоторые показатели различаются на два порядка и более);
- неприменимы и основные методы непараметрической статистики (в частности, традиционного кластерного анализа), так как водные объекты обычно характеризуются большим числом показателей (более 20 компонентов);
- список контролируемых элементов (проб воды) не упорядочен в каком-либо математическом смысле, при отсутствии такого упорядочения (определенного аргумента) не реализуются методы регрессионного анализа;
- методы интеллектуального анализа данных с обучением (например, нейронные сети) требуют длительного предварительного этапа настройки (обучения), а главное — наличия достоверных (хотя бы экспертных) оценок, что исключается при “уникальном” составе вод, например на территории Бунгуро-Чумышского месторождения;
- важнейшим этапом является отображение комбинаций распределений анализируемых характеристик и ранжирование вод по совокупному загрязнению без использования каких-либо эмпирических весовых коэффициентов.

### СТРУКТУРА РЕЧНЫХ ВОДОТОКОВ БУНГУРО-ЧУМЫШСКОГО УГЛЕДОБЫВАЮЩЕГО РАЙОНА КУЗБАССА

В районах Кузбасса с высокой интенсивностью угледобычи наблюдается сложная гидрохимическая ситуация, связанная с высокой техногенной нагрузкой на природную среду. Яркий пример — Бунгуро-Чумышский угледобывающий район, гидрологическая сеть которого представлена на рис. 1.

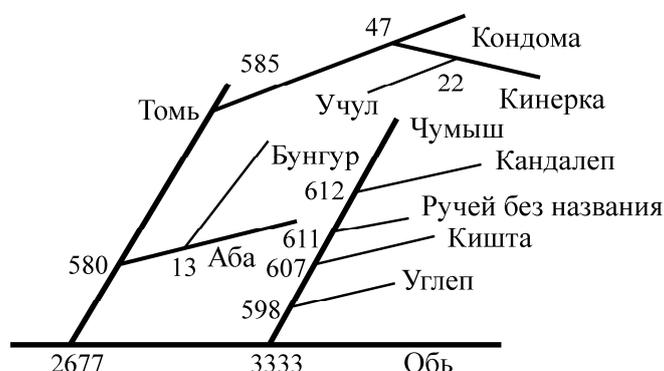


Рис. 1. Структура речных водотоков Бунгуро-Чумышского угледобывающего района Кузбасса: цифры — расстояния от устья рек (в км)

Гидрографическая сеть в пределах района исследований представлена реками Кандалеп, Чумыш, Бунгур, Углеп, Кинерка и Учул (приток р. Кинерка). Основная река района — Чумыш. Она берет начало на восточном склоне Салаирского кряжа, образуясь от слияния рек Томь–Чумыш и Кара–Чумыш, и впадает в р. Обь на 3333 км от устья ниже г. Барнаул. Протяженность реки (от места слияния) составляет 644 км, а общая площадь водосбора — 23 900 км<sup>2</sup>. По характеру водного режима р. Чумыш относится к типу рек с весенне-летним половодьем и паводками в теплое время года, ее гидрогеологический режим подвержен значительным колебаниям.

Река Кандалеп — левый приток р. Чумыш впадает в нее на расстоянии 612 км от устья выше д. Ананьино. Ее протяженность составляет 16 км, площадь водосбора 6.5 км<sup>2</sup>. Логá левых притоков р. Кандалеп развиты непосредственно на площади участка. Логá широкие (до 150 м), заболочены, с пологими склонами. Водоток по логам наблюдается только в период дождей и весеннего снеготаяния и достигает 0.5–1.0 м<sup>3</sup>/ч, а заболоченность сохраняется почти круглый год. Основные горные работы ведутся в бассейне р. Кандалеп, где сосредоточены две трети угледобывающих разрезов. Схема экологического мониторинга водных объектов представлена на рис. 2.

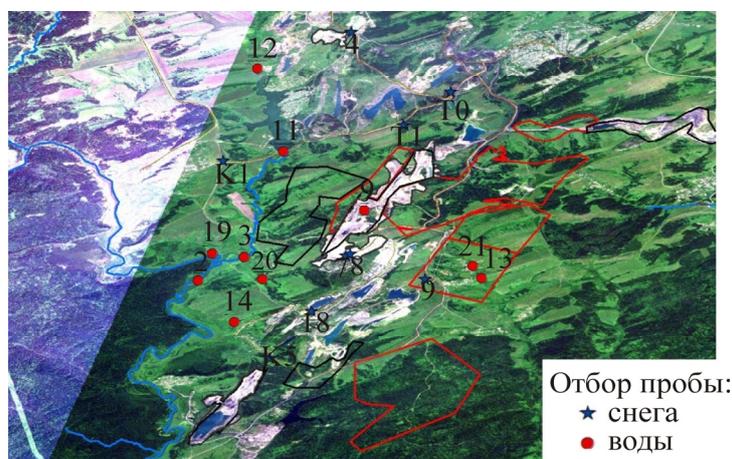


Рис. 2. Пункты экологического мониторинга водных объектов и снега в бассейне рек Чумыш и Кандалеп

Высокая техногенная нагрузка от ведения горных работ во многом предопределяет и сложную геохимическую ситуацию в угледобывающем районе. Особый интерес представляет анализ состава водных объектов по содержанию вредных ингредиентов, а также ранжирование и кластеризация разных типов вод на территории Бунгуро-Чумышского месторождения без привлечения ненадежных эмпирических эталонов.

#### ЭНТРОПИЙНЫЙ МЕТОД АНАЛИЗА ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ТЕХНОГЕННЫХ ВОД

В ИВТ СО РАН разработан метод [27–29] анализа состояния уникальных объектов, в рамках которого рассмотрим условные распределения  $Q(i/j)$  различного рода примесей, обозначенных индексом  $j = \overline{1; J}$  в множестве (элементов) проб воды  $i = \overline{1; I}$ . Мы относим метод к интеллектуальному анализу по технологии Big Data, где “большие” трактуется как “все имеющиеся”. Таким образом, не используется парадигма “выборочного” подхода, а анализ приобретает смысл технической диагностики.

Распределение  $Q(i/j)$  моделируется распределением вкладов элементов в информационную энтропию по аналогии с известной формулой К. Шеннона

$$U(i/j) = -q(i/j) \ln(i/j), \quad (1)$$

где  $q(i/j) = Q(i/j) / \sum_{i=1}^I Q(i/j)$  — удельный вес элемента  $i$  при условии рассмотрения примеси  $j$ .

Отметим, что погрешность моделирования резко уменьшается (состоятельная оценка) с ростом “мощности” множества  $I$ , которая не имеет ограничений сверху. К тому же с моделями можно строго выполнять алгебраические процедуры.

Понятно, что область применения преобразования (1) ограничена аддитивными характеристиками  $Q(i) = \sum_{i=1}^I Q(i/j)$ , но в данных присутствует значительное число относительных (например, концентрации), для которых обоснованы производные модели:

$$\begin{aligned} V(i/j) &= f \left[ \frac{dU}{dq} \right] = \ln Q(i/j), \\ W(i/j) &= f \left[ \frac{d^2U}{dq^2} \right] = -\frac{1}{Q(i/j)}. \end{aligned} \quad (2)$$

Изменение знака предложено использовать для удобства трактовки результатов.

На основе нормализации: центрирования на среднее значение модели  $\hat{M}[\dots]$  и нормирования по среднему квадратичному разбросу (СКР)  $\sigma[\dots]$  получаем наглядное отображение на оси координат информационно-фазовой плоскости:

$$\begin{aligned} X(i/j) &= \frac{U(i/j) - \hat{M}[U(i/j)]}{\sigma[U(i/j)]}, \\ Y(i/j) &= \frac{V(i/j) - \hat{M}[V(i/j)]}{\sigma[V(i/j)]}, \\ Z(i/j) &= \frac{W(i/j) - \hat{M}[W(i/j)]}{\sigma[W(i/j)]}. \end{aligned} \quad (3)$$

Следует подчеркнуть полезные свойства:

— относительные показатели могут принадлежать к другим множествам  $Y(i/k)$ ,  $k = \overline{1; K}$  и  $Z(i/l)$ ,  $l = \overline{1; L}$ ;

— модели можно комбинировать по смыслу и по свойствам с последующей нормализацией. Например:

$$U(i/j^* \pm j^{**}) = U(i/j^*) \pm U(i/j^{**}). \quad (4)$$

Но (!)

$$V(i/j^* \pm j^{**}) = Y(i/j^*) \pm Y(i/j^{**}), \quad (5)$$

$$W(i/j^* \pm j^{**}) = Z(i/j^*) \pm Z(i/j^{**}).$$

Главное достоинство преобразования заключается в том, что информационно-фазовое пространство состояний является геометрическим местом отображения решений некоторых (в том числе и не найденных) дифференциальных уравнений, описывающих состояние выборочного объекта. Известные характерные уравнения можно использовать в качестве строгих критериев, разграничивающих каждую фазовую плоскость по видам состояния или, по крайней мере, по типам поведения [27–29].

Поставив в соответствие каждому элементу  $i$  набор отображений характеристик примесей по  $j, k, l$ , можем построить информационно-фазовый портрет элемента через роль примесей. Применим байесовский метод, но его трудно обеспечить информацией. Поэтому используется оригинальный прием инверсии, при котором индекс элемента становится индексом условия и наоборот  $i/j \rightarrow j/i$ . Таким образом, инверсия заменяет факторный анализ. Технически инверсия выполняется с помощью нормализации в “строке  $i$ ”:

$$\begin{aligned} X(j/i) &= \frac{U(i/j) - \hat{M}[U; i]}{\sigma[U; i]}, \\ Y(k/i) &= \frac{Y(i/k) - \hat{M}[Y; i]}{\sigma[Y; i]}, \\ Z(l/i) &= \frac{Z(i/l) - \hat{M}[Z; i]}{\sigma[Z; i]}. \end{aligned} \quad (6)$$

Для инвертированных портретов можно применить такие же критерии, как и для основных. Если по роли примеси в пробе диагностируется аномальное содержание (высокое или низкое), то такую примесь будем называть диагностическим признаком пробы.

Для проверки работоспособности энтропийного метода и его иллюстрации на конкретном примере отобраны некоторые значимые показатели химического состава вод на территории Бунгуро-Чумышского месторождения Кузбасса (табл. 1). По столбцам таблицы расположены контролируемые ингредиенты, а по строкам — натурные пробы воды.

Анализ вод включает несколько этапов:

- определение информативности примесей по степени отличия их распределений от равномерного;
- построение частных по видам примесей фазовых портретов загрязнения вод на рассматриваемой территории;
- инверсия отображений на фазовые координаты, заменяющая анализ факторов загрязнения, и выделение среди примесей диагностических признаков конкретных вод;
- создание моделей ориентированных совокупных показателей загрязнения;
- анализ распределения количества ингредиентов разных типов вод относительно ПДК.

Формальное определение информативности показателя  $j = \overline{1; I}$  (ингредиента) в конкретной выборке проб использует модель полной информационной энтропии  $H$  распределения [27–29]:

$$H(j) = \sum_{i=1}^I U(i/j) = - \sum_{i=1}^I q(i/j) \ln q(i/j). \quad (7)$$

ТАБЛИЦА 1. Исходные данные по концентрациям ингредиентов различных типов вод Бунгуро-Чумышского месторождения Кузбасса

Тип воды	Номер пробы	Дата отбора	Показатели $Q(i/j)$					
			Азот			Al	Гидрокарбонаты	Fe <sub>общ</sub>
			аммонийный	нитратный	нитритный			
Речные	1	14.09.11	0.14	0.15	0.07	0.04	212.3	0.05
	2	04.05.12	0.45	1.82	0.02	4.32	151.79	0.86
Карьерные	25	14.09.11	1.58	12.50	0.08	0.06	394.00	0.10
	26	04.05.12	10.41	54.06	0.06	0.06	391.05	0.05
Родниковые	35	04.05.12	0.22	2.38	—	0.02	350.87	0.01
	36	17.07.12	0.19	4.15	—	0.01	361.54	0.002
Закрытых карьеров	65	04.05.12	0.23	0.12	0.001	0.13	221.20	0.06
	66	17.07.12	0.66	0.97	0.02	0.29	161.70	0.14
Талые	78	26.06.13	1.79	0.72	0.04	0.26	134.20	0.34
	79	26.06.13	0.33	0.70	0.05	0.13	73.20	0.06

Результаты расчетов представлены в табл. 2.

ТАБЛИЦА 2. Определение информативности водных ингредиентов

Ингредиент	Суммарная энтропия	Количество элементов	Предельная энтропия	Мера качества
	$H(j)$	$I$	$H_{\max} = \ln I$	$H(j)/H_{\max}$
Азот аммонийный	3.45	79	4.37	0.7906
Азот нитратный	2.66	79	4.37	0.6081
Гидрокарбонаты	4.11	74	4.30	0.9543
Калий	4.11	76	4.33	0.9493
Кальций	3.99	76	4.33	0.9221
Кобальт	3.48	76	4.33	0.8046
Медь	3.80	79	4.37	0.8700
Мышьяк	3.71	46	3.83	0.9679
Нефтепродукты	2.81	67	4.20	0.6672
Химическое потребление кислорода	3.98	67	4.20	0.9461
pH	3.71	41	3.71	0.9995

Проведенный анализ показал, что:

- распределение уровня pH на 99.95 % совпадает с равномерным, т. е. показатель не является информативным;
- распределение гидрокарбонатов на 95.43 % совпадает с равномерным, т. е. этот показатель является мало информативным;
- распределения калия на 94.93, ХПК — на 94.61 и кальция — на 92.21 % признаны недостаточно информативными;
- распределения азота нитратного и нефтепродуктов имеют ярко выраженный неравномерный характер, что указывает на локальные загрязнения и целесообразность ведения мониторинга по этим показателям.

Однако показатели примесей  $Q(i/j)$  в выборке не являются аддитивными (сумма примесей в пробах не служит характеристикой системы), поэтому были использованы производные модели (2) и отображения (3).

По результатам обработки можно сопоставить “вклад” конкретных примесей, например в форме

$$X(i/j=1) = \ln Q(i/j)^{1/\sigma[V;j]} - \frac{\hat{M}[V;j]}{\sigma[V;j]} \quad (8)$$

Так, использование (5) показывает, что для азота аммонийного имеем  $X(i/j=1) \approx \ln Q(i/j=1)^{0.79} + 0.93$ , азота нитратного —  $X(i/j=2) \approx \ln Q(i/j=2)^{0.58} - 0.28$ , меди —  $X(i/j=7) \approx \ln Q(i/j=7)^{0.81} + 4.71$ .

Простейшим критерием, позволяющим различать состояние контролируемых вод на фазовом портрете, является линейная связь выбранных координат (4) с угловым коэффициентом:

$$r(j) \approx \frac{1}{I} \sum_{i=1}^I [X(i/j)Y(i/j)] \quad (9)$$

На рис. 3 приведен пример фазового портрета выборки, построенный по содержанию аммонийного азота. Важнейшим критерием в данном методе признано гармоническое распределение, дающее эллиптическую границу [27–29]:

$$Y = \frac{r(j)(D^2 - d^2)X \pm Dd[1 + r(j)^2]\sqrt{X_{\max}^2 - X^2}}{D^2 + d^2r(j)^2}, \quad (10)$$

где половина проекции на ось абсцисс составляет  $X_{\max} = \sqrt{\frac{D^2 + d^2r(j)^2}{1 + r(j)^2}}$ , а полуоси эллипса

соответственно равны  $D = \sqrt{2 \left[ \frac{I-1}{I} + \frac{2r(j)^2}{1+r(j)^2} \right]}$  и  $d = \sqrt{2 \left[ \frac{I-1}{I} - \frac{2r(j)^2}{1+r(j)^2} \right]}$ .

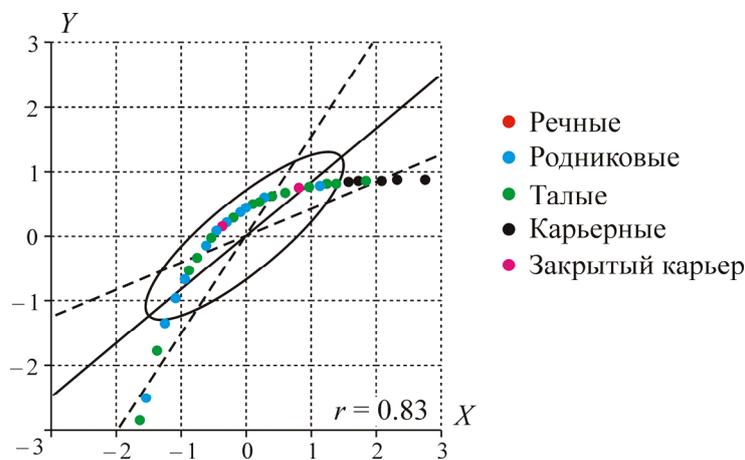


Рис. 3. Фазовый портрет загрязнения вод аммонийным азотом

Пробы вод, отображения которых в 1-м квадранте выходят за границу эллипса, считаются аномально загрязненными, а в 3-м квадранте, наоборот, аномально чистыми относительно выборки вод на территории Бунгуро-Чумышского месторождения.

Основным достоинством данного метода является аддитивность предложенных моделей  $X(i/j)$  и  $Y(i/j)$ . Это позволяет непосредственно оценивать общую (суммарную) загрязненность вод на территории Бунгуро-Чумышского месторождения в виде условно названного здесь “антирейтинга”:

$$\text{Антирейтинг} = \ln \left[ \begin{array}{l} Q(i/j=1)^{0.79} \cdot Q(i/j=2)^{0.58} \cdot Q(i/j=3)^{0.55} \cdot Q(i/j=4)^{0.76} \cdot \\ Q(i/j=5)^{0.70} \cdot Q(i/j=6)^{0.94} \cdot Q(i/j=7)^{0.80} \cdot Q(i/j=8)^{1.37} \cdot \\ Q(i/j=9)^{1.11} \cdot Q(i/j=10)^{0.59} \cdot Q(i/j=11)^{1.02} \cdot Q(i/j=12)^{0.56} \cdot \\ Q(i/j=13)^{0.47} \cdot Q(i/j=14)^{0.67} \cdot Q(i/j=15)^{0.81} \cdot Q(i/j=16)^{1.37} \cdot \\ Q(i/j=17)^{0.63} \cdot Q(i/j=18)^{1.95} \cdot Q(i/j=19)^{1.05} \cdot Q(i/j=20)^{0.91} \cdot \\ Q(i/j=21)^{0.59} \cdot Q(i/j=22)^{1.96} \cdot Q(i/j=23)^{0.95} \cdot Q(i/j=24)^{0.76} \end{array} \right]^{1/8.65} + 4.71 \quad (11)$$

Фазовый портрет общей загрязненности вод на территории Бунгуро-Чумышского месторождения представлен на рис. 4.

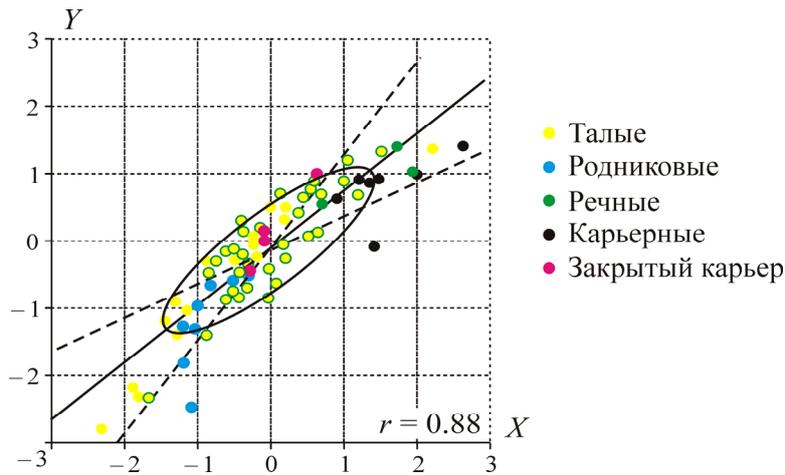


Рис. 4. Фазовый портрет общей загрязненности вод в районе Бунгуро-Чумышского угольного месторождения

Примечательно, что худшая по качеству проба карьерных вод при  $X = 2.69$  и 2-я по уровню загрязнения из талых вод при  $X = 2.26$  взяты в 2012 г., а на 3-м месте оказалась проба карьерных вод при  $X = 2.03$ , извлеченная в 2011 г. Самые чистые талые воды при  $X = -2.27$  и при  $X = -1.84$  обнаружены в 2013 г.

По совокупности химических веществ, входящих в перечень наиболее вредных, составлен фазовый портрет соответствующих уровней опасности (рис. 5).

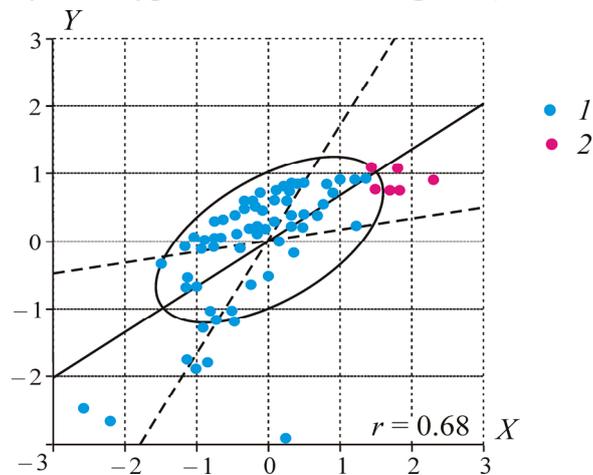


Рис. 5. Фазовый портрет вод с высокоопасными ингредиентами вод в районе Бунгуро-Чумышского угольного месторождения: 1 — значения вод с высокоопасными ингредиентами; 2 — максимальные значения вод с высокоопасными ингредиентами

За полем рисунка находится Безымянный ручей с предельным показателем  $X = 3.50$ , аномальный уровень вредности обнаружен в талых водах при  $X = 2.32$ . Самыми безвредными признаны две пробы из р. Чумыш при  $X = -2.59$  и  $-2.19$ .

Полезным приемом для анализа качества вод является инверсия отображений по (6). Здесь подсистемами становятся строки  $i$ , для которых выполняются условия:

$$\sum_{j=1}^J X(j/i) = 0, \quad \sum_{j=1}^J Y(j/i) = 0, \quad (12)$$

$$\sum_{j=1}^J X^2(j/i) = \sigma^2[X; i], \quad \sum_{j=1}^J Y^2(j/i) = \sigma^2[Y; i].$$

Получаемый с применением описанного приема результат можно проиллюстрировать фрагментом табл. 3, количественно оценивающей роль (участие факторов в свойствах) примесей в пробах воды из р. Чумыш. В качестве диагностических признаков (факторов, отображающихся за границы отмеченного эллипса) чистых вод можно рассматривать: выделенные аномально высокие показатели  $X > \approx \sqrt{2}$  содержания гидрокарбонатов (природный фактор) и выделенные аномально низкие показатели  $X < \approx -\sqrt{2}$  содержания кадмия.

Для техногенных вод чаще других примесей роль диагностического признака играет загрязнение нефтепродуктами и низкое содержание никеля.

ТАБЛИЦА 3. Нормализованные факторы примесей в пробах воды из р. Чумыш

Дата отбора проб	14.09.11	04.05.12	14.09.11	04.05.12	17.07.12	12.09.12	05.06.13	24.07.13
Азот аммонийный	0.07	0.11	0.01	0.16	0.12	0.07	-0.19	0.03
Азот нитратный	0.08	0.46	0.21	0.50	0.51	0.50	0.36	0.15
Азот нитритный	-0.08	-0.72	-0.02	-0.72	-0.74	-0.54	-0.81	-0.86
Алюминий	-0.23	0.68	-0.13	0.22	-0.42	—	0.03	—
Взвешенные вещества	1.09	0.93	1.04	1.06	0.79	1.07	1.09	0.82
Гидрокарбонаты	1.76	1.56	1.75	1.61	1.77	1.73	1.53	1.60
Железо общ.	-0.19	0.27	-0.04	0.30	-0.19	-0.15	-0.21	-0.16
Кадмий	-1.66	-1.98	-1.54	-1.93	-1.80	-2.18	-1.65	-1.72
Кремний	-0.35	0.69	-0.63	0.69	0.49	-0.01	0.43	0.59
Магний	1.08	0.86	1.07	0.93	1.03	0.92	0.86	0.87
Марганец	-0.58	-0.39	-0.44	-0.38	-0.47	-0.47	-0.45	-0.32
Медь	-1.07	-1.13	-1.01	-0.81	-0.96	-0.78	-1.15	-1.07
Мышьяк	-1.03	-1.00	-1.03	-0.96	-0.83	-0.78	—	—
Никель	-0.75	-1.30	-0.98	-1.03	-1.06	-1.14	-1.15	-1.22
Свинец	-1.00	-0.69	-0.91	-1.36	-1.23	-1.14	-1.15	-0.96
Сульфаты	1.35	0.94	1.22	1.02	1.17	1.06	1.06	1.00
Фенолы	-0.72	-1.08	-0.96	-0.98	-1.00	-0.79	-1.30	-1.35
Цинк	-0.94	-1.00	-0.62	-0.96	-0.71	-0.81	-0.79	-0.55

Распределение отмеченных факторов на фазовой плоскости позволяет анализировать изменения качества вод во времени. Например, качество карьерных вод по содержанию аммонийного и нитратного азота за год (с 2011 по 2012 г.) ухудшилось (табл. 4, пробы 21, 22), а в речных водах по этим компонентам произошла радикальная очистка (табл. 4, пробы 56, 57).

ТАБЛИЦА 4. Фрагмент координат частных фазовых портретов химических примесей по типам вод

Тип воды	Номер пробы	Дата отбора	Азот			Алюминий
			аммонийный	нитратный	нитритный	
Речные	1	14.09.2011	-0.62	-1.39	0.67	-0.96
	2	04.05.2012	0.30	0.07	-0.17	2.64
	20	04.05.2012	-0.39	-0.67	-0.53	0.94
Карьерные	21	14.09.2011	1.29	1.19	0.73	-0.58
За год — переход в худшее состояние						
Карьерные	22	04.05.2012	2.77	2.04	0.52	-0.68
	23	16.04.2012	1.74	0.11	0.79	
	24	25.06.2012	2.36	1.22	1.69	
	26	17.07.2012	1.14	2.18	2.34	-0.15
Речные	56	12.09.2012	-1.23	0.42	-1.08	
В 2013 г. — радикальная очистка вод						
Речные	57	05.06.2013	-1.08	-1.42	-1.75	-0.27
	58	24.07.2013	-1.08	-1.42	-1.75	-0.13
	59	24.07.2013	0.18	-1.42	-1.75	0.41
Талые	60	26.06.2013	-0.17	-0.58	0.02	-0.32

Для наглядности на фазовых портретах можно отобразить ПДК относительно выборки проб вод на территории Бунгуро-Чумышского месторождения. Отношение  $\ln\{\text{ПДК}\} - \hat{M}[V]/\sigma[V]$  для азота аммонийного — 1.24, азота нитратного — 5.01, азота нитритного — 2.12, алюминия — 1.55, взвешенных веществ — 0.10,  $\text{Fe}_{\text{общ}}$  — 1.72, марганца — 2.34, нефтепродуктов — 2.31.

Видно, что по нитратному азоту загрязнение по уровню ПДК не приближается к критическому значению. С другой стороны, воды содержат столь много взвешенных веществ, что средний уровень выборки проб практически приближается к ПДК. ПДК аммонийного азота тоже может проявляться как лимитирующий фактор — он проектируется внутрь эллипса. ПДК алюминия, железа, нефтепродуктов и марганца могут ограничивать концентрации, уже признанными аномально высокими.

## ВЫВОДЫ

Выполненный комплекс экспериментально-теоретических исследований позволяет заключить, что разрабатываемый энтропийный метод позволяет выделять кластеры общей загрязненности вод в пределах речных сетей горнопромышленных районов, а также воды с аномальным высоким содержанием опасных веществ. Это необходимо для прогнозирования последствий их влияния и на другие элементы природной среды, специфику состава разных типов вод. На примере Бунгуро-Чумышского угольного района Кузбасса выявлены пробы воды (по месту и дате отбора), свидетельствующие о значительной техногенной нагрузке на контролируемую территорию; идентифицированы ингредиенты в этих пробах, которые оказывают наибольшее влияние на уровень загрязненности водных объектов.

По совокупности веществ, входящих в перечень наиболее вредных, составлен фазовый портрет уровней опасности по категориям максимального содержания высокоопасных веществ в речных водах. По введенному количественному показателю  $X$  аномальный уровень вредности обнаружен в талых водах (при  $X = 2.32$ ).

Для техногенных вод чаще других примесей роль диагностического признака играет загрязнение нефтепродуктами и низкое содержание никеля.

Как показал анализ, качество карьерных вод по содержанию азотов аммонийного и нитратного за период 2011–2012 г. ухудшилось, а в речных водах по азотам нитратному и нитритному произошла радикальная очистка.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Опарин В. Н.** К проблеме формирования и развития очаговых зон катастрофических событий в горно-технических и природных системах: энергетический подход // Экологическая стратегия горнодобывающей отрасли — формирование нового мировоззрения в освоении природных ресурсов: сб. докл. Всерос. научн.-техн. конф. с участием иностр. специалистов, 13–15 октября 2014 г. / РАН, ГоИ КНЦ РАН. — Т. 1. — Апатиты, СПб.: Реноме, 2014.
2. **Адушкин В. В., Опарин В. Н.** От явления знакопеременной реакции горных пород на динамические воздействия – к волнам маятникового типа в напряженных геосредах. Ч. III // ФТПРПИ. — 2014. — № 4.
3. **Опарин В. Н., Сашурин А. Д., Кулаков Г. И. и др.** Современная геодинамика массива горных пород верхней части литосферы: истоки, параметры, воздействие на объекты недропользования. — Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2008.
4. **Опарин В. Н., Козырев А. А., Сашурин А. Д. и др.** Деструкция земной коры и процессы самоорганизации в областях сильного техногенного воздействия. — Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2012.
5. **Опарин В. Н., Потапов В. П., Попов С. Е., Замараев Р. Ю., Харлампенков И. Е.** Разработка распределенных ГИС-средств мониторинга миграций сейсмических проявлений // ФТПРПИ. — 2010. — № 6.
6. **Потапов В. П., Опарин В. Н., Логов А. Б., Замараев Р. Ю., Попов С. Е.** Геоинформационная система регионального контроля геомеханико-геодинамических ситуаций на основе энтропийного анализа сейсмических событий (на примере Кузбасса) // ФТПРПИ. — 2013. — № 3.
7. **Бычков И. В., Опарин В. Н., Потапов В. П.** Облачные технологии в решении задач горной геоинформатики // ФТПРПИ. — 2014. — № 1.
8. **Опарин В. Н., Багаев С. Н., Маловичко А. А. и др.** Методы и системы сейсмодеформационного мониторинга техногенных землетрясений и горных ударов. — Новосибирск: Изд-во СО РАН. — Т. 1, 2009; Т. 2, 2010.
9. **Певзнер М. Е.** Горная экология: учеб. пособие для вузов. — М.: Изд-во МГГУ, 2003.
10. **Михайлов Ю. В., Коворова В. В.** Горнопромышленная экология — обеспечение экологической безопасности при освоении минеральных ресурсов // Маркшейдерский вестник. — 2011. — № 3.
11. **Сергеев В. И., Шимко Т. Г., Данченко Н. Н., Кулешова М. Л., Петрова Е. В., Свиточ Н. А.** Апробирование методики оценки защищенности подземных вод в районе золохранилища Артемовской котельной // Геоэкология. Инженерная геология. Геокриология. — 2009. — № 4.
12. **Ахметьева Н. П., Лапина Е. Е., Кудряшова В. В.** Сорбционные свойства пород зоны аэрации и их роль в защите грунтовых вод от загрязнения // Геоэкология. Инженерная геология. Геокриология. — 2006. — № 4.
13. **Кржиж Л., Виттлингерова З., Пашковский И. С., Халоупка Д.** Влияние паводковых ситуаций на качество воды в подземных источниках водоснабжения // Геоэкология. Инженерная геология. Геокриология. — 2006. — № 5.
14. **Алимова Г. С., Земцова Е. С., Чемагин А. А., Попова Е. И., Дударева И. А., Токарева А. Ю., Хакимзянова Г. Х.** Гидрохимия поверхностных вод и видовой состав микрозообентоса нижнего течения р. Иртыш // Вода: химия и экология. — 2014. — № 5 (71).

15. **Счастливец Е. Л., Пушкин С. Г., Юкина Н. И., Жукова И. А.** Оценка техногенного воздействия угольных предприятий на водные объекты // ГИАБ. — 2013. — № ОВ6.
16. **Счастливец Е. Л., Пушкин С. Г., Юкина Н. И.** Некоторые возможности совершенствования системы мониторинга характеристик шахтных и карьерных вод угледобывающих предприятий // ГИАБ. — 2009. — № ОВ7.
17. **Кантор Е. А., Афанасьева Е. С., Сафарова В. И., Фатьянова Е. В.** Анализ загрязненности хлоридами р. Белой в створах Стерлитамакского района // Вода: химия и экология. — 2014. — № 6 (72).
18. **Богущ А. А., Летов С. В., Мирошниченко Л. В.** Распределение и формы нахождения тяжелых металлов в дренажных потоках и гидроотвале Беловского цинкового завода (Кемеровская область) // Геоэкология. Инженерная геология. Геокриология. — 2007. — № 5.
19. **Алиева В. И., Ломоносов И. С., Гребенщикова В. И.** Динамика поступления техногенных микроэлементов в воды Братского водохранилища // Геоэкология. Инженерная геология. Геокриология. — 2009. — № 3.
20. **Мальцев А. Е., Леонова Г. А., Богущ А. А., Булычева Т. М.** Эколого-геохимическая оценка степени антропогенного загрязнения экосистем обводненных карьеров г. Новосибирска // Экология промышленного производства. — 2014. — № 2 (86).
21. **Ксенофонтов Б. С., Титов К. В.** Моделирование флотационной очистки сточных вод // Экология промышленного производства. — 2014. — № 2 (86).
22. **Поздняков С. П., Преображенская А. Е.** Оценка эвапотранспирационной разгрузки подземных вод при помощи численного моделирования // Геоэкология. Инженерная геология. Геокриология. — 2009. — № 5.
23. **Газаев М. А., Агоева Э. А., Жинжакова Л. З.** Сравнительный анализ состава речных вод высокогорной зоны Баксанского и Черекского ущелий // Вода: химия и экология. — 2014. — № 6 (72).
24. **Конов В. И.** Исследование основных факторов, влияющих на качество воды малых рек при добыче золота открытым способом в Читинской области // Геоэкология. Инженерная геология. Геокриология. — 2008. — № 2.
25. **Чевычелов А. П., Кузнецова Л. И.** Изменение гидрохимических показателей поверхностных вод в промышленных районах Южной Якутии // Вода: химия и экология. — 2014. — № 6 (72).
26. **Мироненко В. А., Румынин В. Г.** Проблемы гидроэкологии. Т. 3 (кн. 1). — М.: Изд-во МГГУ, 1999.
27. **Логов А. Б., Замараев Р. Ю., Логов А. А.** Анализ состояния систем уникальных объектов // Вычисл. технологии. — 2005. — Т. 10. — № 5.
28. **Логов А. Б., Замараев Р. Ю., Логов А. А.** Моделирование тенденций поведения элементов систем уникальных объектов // Вычисл. технологии. — 2005. — Т. 10. — № 5.
29. **Логов А. Б., Замараев Р. Ю., Логов А. А.** Алгоритмы энтропийного метода анализа для отображения свойств объекта в фазовом пространстве // Вычисл. технологии. — 2005. — Т. 10. — № 6.

*Поступила в редакцию 8/XII 2014*