

Системный анализ в медицине и биологии

Квалиметрический анализ медико-экологических ситуаций на основе вероятностных оценок загрязнения антропогенно-измененных территорий

Р.А. ПЕРЕЛЕТ, В.М. УМЫВАКИН, А.В. ШЕВЧУК, С.А. КУРОЛАП, А.В. ШВЕЦ

Аннотация. В статье предложен квалиметрический подход к анализу медико-экологических ситуаций на основе интегральной оценки загрязнения окружающей среды природно-антропогенных геообъектов, имеющей вероятностную интерпретацию.

Ключевые слова: природно-антропогенный геообъект, качество/некачественность окружающей среды, здоровье/заболеваемость населения, экологическая опасность антропогенно-измененных территорий, медико-экологический риск антропогенного воздействия.

Введение

Актуальной проблемой управления устойчивым развитием территорий является интегральная оценка качества/некачественности окружающей среды (ОС) природно-антропогенных геообъектов в категориях экологического риска. В Федеральном законе РФ «Об охране окружающей среды» экологический риск определяется как «вероятность наступления события, имеющего неблагоприятные последствия для природной среды и вызванного негативным воздействием хозяйственной и иной деятельности, чрезвычайными ситуациями природного и антропогенного характера». В работе [4] экологический риск – «это величина, пропорциональная отклонению от эталона качества» и, таким образом, «качество и риск можно измерять в сопоставимых шкалах». Экологическая опасность как мера риска есть «угроза изменения состава или свойств окружающей среды, либо появление изменений связанных с возникновением нежелательных процессов, обусловленных антропогенным воздействием». При этом подчеркивается, что «смысл данного определения – вероятност-

ный». Далее экологическая опасность антропогенно-измененных территорий рассматривается как вероятность события, связанного с ухудшением качества ОС в результате хозяйственной и иной антропогенной деятельности.

В ГОСТ Р 51897-2002 «Менеджмент риска. Термины и определения» понятие «риск» определяется как «сочетание вероятности события и его последствий». В настоящее время для оценки геоэкологического риска R загрязнения ОС природно-антропогенных геообъектов используется свертка типа «произведение»:

$$R = P \cdot U, \quad (1)$$

где P – вероятность экологически опасного события;

U – ущерб социально-экономических последствий в денежном выражении.

Для вероятностной оценки ухудшения качества ОС природно-антропогенных геообъектов необходима разработка квалиметрической шкалы, позволяющей измерять экологическую опасность территорий в условиях интенсивной хозяйственной и иной деятельности.

Квалиметрический подход к построению частных оценок экологической опасности антропогенно-измененных территорий

Сформулируем следующий набор содержательных требований к интегральной оценке качества/некачественности (квалиметрической оценке) ОС природно-антропогенных геообъектов: 1) конструируемая оценка должна быть нелинейным (неаддитивным) критерием, позволяющим измерять уровень некачественности (загрязнения) ОС; 2) методики построения частных квалиметрических оценок по отдельным показателям качества ОС должны входить составной частью в методику построения интегральной оценки; 3) частные и интегральная оценки должны иметь содержательную (вербальную) и вероятностную интерпретации как оценки экологической опасности антропогенно-измененных территорий.

Введем следующие обозначения: y_j^i – значение j -го показателя качества (ПК) i -го геообъекта; y_j^* – предельно-допустимое значение j -го ПК (экологический норматив) для всех геообъектов; $\mu_j^i = \mu_j^i(y_j^i)$ – частная абсолютная оценка качества ОС по j -му ПК для i -го геообъекта; $\varepsilon_j = \varepsilon_j(y_j^*)$ – соответствующий нормативный уровень экологической безопасности территорий. В соответствии с принципами квалиметрии будем считать, что $0 \leq \mu_j^i, \varepsilon_j \leq 1$, ($j = 1, 2, \dots, m$; $i = 1, 2, \dots, N$). Требования к качеству ОС выполняются при $y_j^i \leq y_j^*$ и $\mu_j^i \geq \varepsilon_j$.

Построение частных абсолютных оценок μ_j^i качества ОС и соответствующих нормативных уровней ε_j может осуществляться различными способами, например:

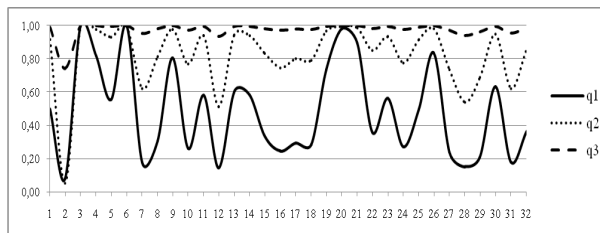
$$\mu_j^i = y_j^{\min}/y_j^i, \quad \varepsilon_j = y_j^{\min}/y_j^*; \quad (2)$$

$$\mu_j^i = [(y_j^{\max} - y_j^i)/(y_j^{\max} - y_j^{\min})]^k, \quad \varepsilon_j = [(y_j^{\max} - y_j^*)/(y_j^{\max} - y_j^{\min})]^k. \quad (3)$$

При $k = 1$ имеем линейное преобразование, при $k \neq 1$ – нелинейное. Графики этих оценок приведены на рис. 1.

Частная относительная оценка d_j^i некачественности (загрязнения) ОС по j -му ПК для i -го геообъекта, как функция величин ε_j и μ_j^i , должна удовлетворять следующим условиям:

- 1) $0 \leq d_j^i \leq 1$ при $\mu_j^i \geq \varepsilon_j$ (оценка измеряется в квалиметрической шкале $[0, 1]$);
- 2) $d_j^i = 0$ при $\varepsilon_j = 0, \mu_j^i > 0$ (оценка минимальна, если нет требований к качеству ОС);
- 3) $d_j^i = 0$ при $\mu_j^i = 1$ и $\mu_j^i > \varepsilon_j$ (оценка минимальна при «идеальном» качестве ОС независимо от требований);
- 4) $d_j^i = 1$ при $\mu_j^i = \varepsilon_j \neq 0$ (оценка максимальна при предельно низком допустимом качестве ОС);



— частная абсолютная оценка по формуле (2)
 частная абсолютная оценка по формуле (3) при $k = 1$
 ---- частная абсолютная оценка по формуле (3) при $k = 0,1$

Рис. 1. Различные варианты частной абсолютной оценки качества питьевой воды по содержанию железа в муниципальных районах Воронежской области

- 5) $d_j^i = 1$ при $\mu_j^i \leq \varepsilon_j$ (оценка максимальна при невыполнении требований к качеству ОС).

Если ПК геообъектов «устроены» по принципу «чем меньше его значение, тем выше качество ОС», то для частной относительной оценки d_j^i некачественности ОС, «устроенной» по принципу «чем меньше ее значение, тем ниже уровень экологической опасности территорий» предлагается использовать следующую формулу [2-3, 6]:

$$d_j^i = [\varepsilon_j (1 - \mu_j^i)] / [\mu_j^i (1 - \varepsilon_j)]. \quad (4)$$

Отдельно рассмотрим случай, когда в формуле (4) $\mu_j^i = y_j^{\min} / y_j^i$, а $\varepsilon_j = y_j^{\min} / y_j^{\max}$. Так как всегда $y_j^{\min} \leq y_j^i \leq y_j^{\max}$, то всегда выполняется и условие $\mu_j^i \geq \varepsilon_j$. Следовательно, формула (4) применима к экологически опасным ситуациям, когда по некоторым ПК нормативные требования к качеству ОС геообъектов не выполняются или когда имеется неопределенность в требованиях к качеству ОС.

Приведем вероятностную интерпретацию частных относительных оценок d_j^i некачественности ОС как частных оценок экологической опасности антропогенно-измененных территорий. Будем считать, что если частная абсолютная оценка μ_j^i качества ОС хотя бы по одному ПК ниже соответствующего нормативного уровня ε_j , то удовлетворить требование к интегральному качеству ОС i -го геообъекта невозможно.

Пусть A^i и B_j^i – соответственно события, состоящие в том, что для i -го геообъекта не выполнены требования к качеству ОС в целом и к качеству ОС по j -му ПК, а $\bar{B}_j^i$ – событие, противоположное событию B_j^i . Тогда $P(A^i | \bar{B}_j^i)$ – вероятность невыполнения требований к интегральному качеству ОС при условии, что выполнены требования к качеству ОС по j -му ПК для i -го геообъекта. Эта условная вероятность определяется по формуле [2-3]:

$$P(A^i | \bar{B}_j^i) = \{P(B_j^i) [1 - P(B_j^i | A^i)]\} / \{P(B_j^i | A^i) [1 - P(B_j^i)]\} \quad (5)$$

Обозначим через $d_j^i = P(A^i | \bar{B}_j^i)$, через $\mu_j^i = P(B_j^i | A^i)$ – вероятность некачественности ОС по j -му ПК для i -го геообъекта при условии, что требование к качеству ОС в целом не выполнено, а через $\varepsilon_j^i = P(B_j^i)$ – вероятность некачественности ОС по j -му ПК для i -го геообъекта. Таким образом, формула (5) совпадает с формулой (4) частной относительной оценки d_j^i , которая является квалиметрической моделью частной оценки экологической опасности антропогенно-измененных территорий.

Вероятностная интерпретация интегральной квалиметрической оценки окружающей среды природно-антропогенных геообъектов

Рассмотрим экологическую ситуацию, когда качество ОС природно-антропогенных объектов харак-

теризуется только двумя частными ПК – y_1 и y_2 . Пусть d_1 и d_2 – соответствующие частные относительные оценки некачественности (квалиметрические оценки) ОС по этим ПК, а $d = d(d_1, d_2)$ – интегральная квалиметрическая оценка, которая рассматривается как результат некоторой операции агрегирования над частными квалиметрическими оценками.

Сформулируем основные априорные требования (аксиомы), лежащие в основе квалиметрического подхода к построению нелинейной (неаддитивной) интегральной оценки d , имеющей вероятностную интерпретацию.

1. Коммутативность (равноценность) – одинаковая важность частных оценок d_1 и d_2 : $d(d_1, d_2) = d(d_2, d_1)$.

2. Ассоциативность (иерархическая однородность) – агрегируются лишь частные

Таблица 1

Основные виды ассоциативных интегральных квалиметрических оценок загрязнения окружающей среды природно-антропогенных объектов

Аксиомы				Вид интегральной оценки $d(d_1, d_2)$	Комментарии
коммутативность	гладкость	ограниченность	нейтральность		
+	–	–	–	$\varphi^{-1}(\varphi(d_1) + \varphi(d_2))$	φ – произвольная строго монотонная функция. Например, при $\varphi(x) = x$ и $\varphi(x) = \ln(x)$ имеем аддитивную и мультипликативную интегральные оценки
+	–	–	+	$\varphi^{-1}(\varphi(d_1) + \varphi(d_2))$	φ – монотонная непрерывная функция. Из аксиомы нейтральности следует: $\varphi(d_1^{\min}) = \varphi(d_2^{\min}) = 0$
+	+	–	–	1) c ; 2) $d_1 + d_2 + c$; 3) $a(d_1 + d_2) + b d_1 d_2 + a(a-1)/b$	$a, b \neq 0, c$ – произвольные константы
+	+	+	–	1) $d_1 + d_2 - d_1 d_2$ 2) $d_1 d_2$	Оценки d_1, d_2 и d принимают значения из интервала $[0, 1]$. Интегральная оценка 1) имеет содержательный смысл риска невыполнения требований к качеству ОС
+	+	+	+	$d_1 + d_2 - d_1 d_2$	Аналог формулы вероятности суммы двух совместных независимых событий

оценки d_j , принадлежащие одному уровню иерархической структуры («дерева») качеств ОС: $d(d(d_1, d_2), d_3) = d(d_1, d(d_2, d_3))$.

3. Гладкость – интегральная оценка $d(d_1, d_2)$ как непрерывная функция от частных оценок является многочленом.

4. Ограниченность – в квалиметрии задаются границы интервала изменения частных и интегральной оценок: $0 \leq d(d_1, d_2) \leq 1$ при $0 \leq d_1, d_2 \leq 1$. $d(0, 0) = 0$, $d(1, 1) = 1$.

5. Нейтральность – интегральная оценка совпадает с частной оценкой, когда другая принимает минимальное значение: $d(d_1, 0) = d_1$, $d(0, d_2) = d_2$.

В табл. 1 указан возможный вид ассоциативных интегральных квалиметрических оценок в зависимости от предъявляемых априорных требований.

В геоэкологической квалиметрии используются следующие обобщенные критерии (индексы) загрязнения ОС: аддитивная (средневзвешенная

арифметическая) $\sum_{j=1}^m v_j d_j$ и мультипликативная (средневзвешенная геометрическая) $\prod_{j=1}^m d_j^{v_j}$, где v_j –

весовой коэффициент j -й частной относительной оценки, удовлетворяющий условию:

$$\sum_{j=1}^m v_j = 1, v_j \geq 0, j=1, 2, \dots, m. \quad (6)$$

В работе [8] оценками d_j , принимающими значения из интервала $[0, 1]$, являются нелинейные экспоненциальные функции желательности $d_j(z_j) = [\exp(-\exp(-z_j))]$, где z_j – определенным образом преобразованное («кодированное») значение j -го ПК, $\exp$ – экспоненциальная функция. При этом в качестве интегральной оценки d используется среднее геометрическое.

Отметим, что аддитивные интегральные оценки и мультипликативные интегральные оценки типа среднего геометрического не удовлетворяют существенному свойству «ограниченной компенсации», т.е. условию невозможности улучшения значений некоторых частных оценок за счет компенсации сколь угодно большого снижения качества ОС по другим частным оценкам.

Как следует из табл. 1, при выполнении условий ассоциативности (иерархической одноуровневости) и коммутативности (равноценности) частных оценок d_j^i интегральная оценка d^i экологической опасности территории i -го геообъекта имеет вид [2-3]:

$$\begin{aligned} d^i &= d_1^i + d_2^i - d_1^i d_2^i = \\ &= 1 - (1 - d_1^i)(1 - d_2^i) = 1 - \prod_{j=1}^2 (1 - d_j^i). \end{aligned} \quad (7)$$

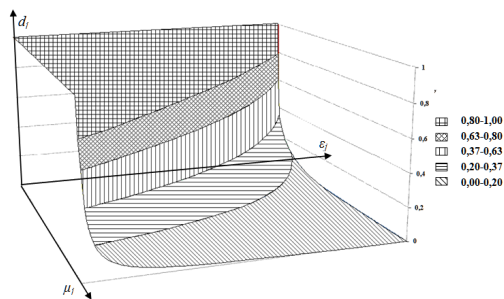


Рис. 2. Визуальное представление частной относительной оценки d_i в шкале Харрингтона как функции величин ϵ_j и μ_j

Как известно, вероятность суммы двух совместных событий D_1 и D_2 вычисляется по формуле: $P(D_1 + D_2) = P(D_1) + P(D_2) - P(D_1 D_2)$. В силу независимости событий D_1 и D_2 вероятность $P(D_1 D_2) = P(D_1) P(D_2)$. Таким образом, формула (7) совпадает с формулой вероятности суммы двух совместных независимых событий, заключающихся в невыполнении требований к интегральному качеству ОС при условии, что выполнены требования к качеству ОС по первому и по второму ПК.

В общем случае интегральная оценка экологической опасности природно-антропогенных территорий имеет следующую структуру:

$$d^i = 1 - \prod_{j=1}^m (1 - d_j^i). \quad (8)$$

При этом $0 \leq d^i \leq 1$. Чем меньше ее значение, тем выше качество ОС (тем выше экологическая безопасность антропогенно-измененных территорий). Можно получить интерпретацию величины d^i как вероятности $P(A^i | B_1^i B_2^i \dots B_m^i)$ недостижения требуемого интегрального качества ОС геообъектов при условии выполнения требований к качеству ОС по всем ПК.

В работе [2] показано, что для m неравноценных частных относительных оценок неаддитивная интегральная квалиметрическая оценка ОС вычисляется по формуле:

$$d^i = 1 - \prod_{j=1}^m (1 - d_j^i)^{v_j}, \quad (9)$$

где v_j – весовой коэффициент j -й частной оценки, удовлетворяющий условию (6).

Интегральная оценка (8) является средневзвешенной «квазигеометрической» величиной в смысле ассоциативного среднего по А.Н. Колмогорову [6]. При этом имеет место неравенство:

$$\left[1 - \prod_{j=1}^m (1 - d_j) \right] \geq \left[1 - \prod_{j=1}^m (1 - d_j)^{v_j} \right] \geq \sum_{j=1}^m v_j d_j \geq \prod_{j=1}^m d_j^{v_j}. \quad (10)$$

Таким образом, средневзвешенная квазигеометрическая величина является оценкой «снизу» (более «мягкой» оценкой) для интегрального критерия (8), имеющего вероятностную интерпретацию, и оценкой «сверху» (более «жесткой» оценкой) для средневзвешенного арифметического и средневзвешенного геометрического и имеет системный смысл («целое не есть сумма частей его составляющих»).

Для содержательной интерпретации частных относительных и интегральной оценки экологической опасности территорий предлагается использовать универсальную вербально-числовую шкалу Харрингтона (табл. 2).

Таблица 2

Уровень экологической опасности территорий природно-антропогенных геообъектов в вербально-числовой шкале Харрингтона [8]

№ п/п	Содержательное описание градации	Числовое значение
1	очень низкий	(0,00, 0,20]
2	низкий	(0,20, 0,37]
3	средний	(0,37, 0,63]
4	высокий	(0,63, 0,80]
5	очень высокий	(0,80, 1,00]

Анализ медико-экологической ситуации в муниципальных районах Воронежской области в категориях риска ухудшения состояния окружающей среды и здоровья населения

Медико-экологическая ситуация в Воронежской области является достаточно напряженной [5].

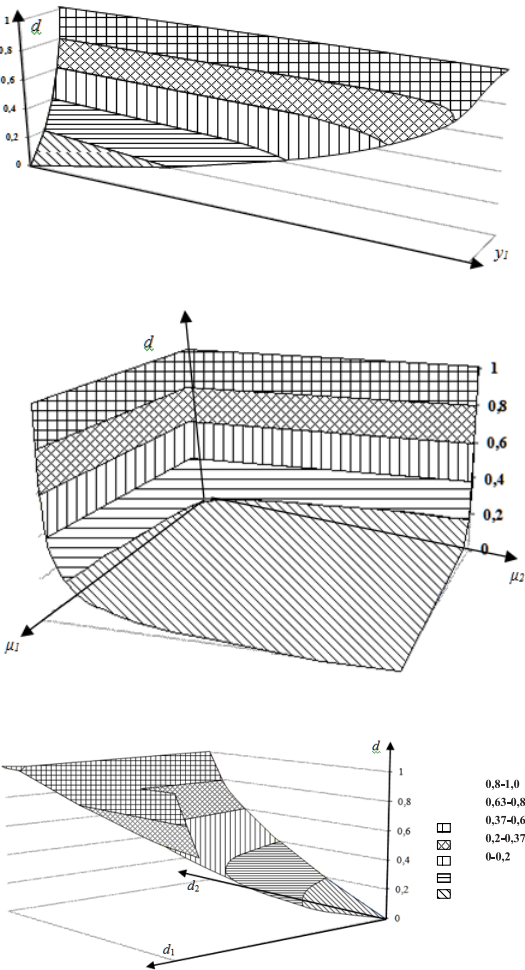
Рассмотрим применение интегральной оценки некачественности (загрязнения) ОС в муниципальных районах Воронежской области для оценки медико-экологического риска. Далее под медико-экологическим риском R^i понимается количественная мера, учитывающая вероятность $P^i = d^i$ ухудшения качества ОС (потенциальную экологическую опасность территорий) в результате хозяйственной и иной деятельности и конкретизированные негативные последствия ее проявления в виде социально-экономического ущерба U^i (в нашем случае, общей заболеваемости населения – числа случаев заболевания на 1000 человек) для i -го природно-антропогенного геообъекта (муниципального района).

Потенциальную экологическую опасность территорий (вероятность ухудшения качества воды) анализируемых природно-антропогенных

геообъектов будем оценивать с точки зрения двух приоритетных ПК: y_1 – «содержание марганца, мг/дм³» и y_2 – «содержание железа, мг/дм³».

На рис. 2 дано графическое представление нелинейной частной относительной оценки d_j^i загрязнения питьевой воды по содержанию железа в шкале Харрингтона.

На рис. 3 показаны результаты построения интегральной оценки загрязнения воды в муниципальных районах Воронежской области. В табл. 3 приведены расчеты различных моделей медико-экологического риска в муниципальных районах Воронежской области.



y_1 – показатель «содержание железа в воде»;
 y_2 – показатель «содержание марганца в воде»;
 μ_1 – частная абсолютная оценка по y_1 ;
 μ_2 – частная абсолютная оценка по y_2 ;
 d_1 – частная относительная оценка по y_1 ;
 d_2 – частная относительная оценка по y_2 ;
 d – интегральная оценка экологической опасности территорий

Рис. 3. Визуальное представление интегральной оценки химического загрязнения воды в шкале Харрингтона в муниципальных районах Воронежской области

Отметим, что для медико-экологического риска R^i как произведения $P^i \cdot U^i$ двух критериев может не выполняться принцип «ограниченной компенсации», т.е. условие невозможности компенсации «плохих» значений одного критерия за счет «хороших» значений другого критерия. Так, в Верхнемамонском районе (№ 6) интегральная

оценка $P^6 = d^6$ экологической опасности территории равна 0,342 при общей заболеваемости населения $U^6 = 2616$, а в Нижнедевицком районе (№ 15) – $P^{15} = d^{15} = 0,171$ и $U^{15} = 4831$ соответственно (см. табл. 3). При этом оценки медико-экологического риска имеют близкие значения $R^6 = 895$ и $R^{15} = 824$. Таким образом, высокая заболеваемость населения

Таблица 3

Исходные данные и расчеты медико-экологического риска в муниципальных районах Воронежской области

№ п/п	Муниципальный район	y_1	y_2	P	U	R	U_n	R_n	P_6	U_6	R_6	$R_{скг}$
1	Аннинский	0,1	0,1	0,398	5265	2096	0,638	0,254	3	4	12	0,533
2	Бобровский	0,63	0,28	1,000	5056	5055	0,590	0,590	5	3	15	0,993
3	Богучарский	0,05	0,1	0,342	3719	1272	0,283	0,097	2	2	4	0,313
4	Борисоглебский	0,061	0,1	0,354	5876	2082	0,778	0,276	2	4	8	0,622
5	Бутурлиновский	0,09	0,1	0,387	3511	1359	0,236	0,091	3	2	6	0,315
6	Верхнемамонский	0,05	0,1	0,342	2616	895	0,030	0,010	2	1	2	0,201
7	Верхнехавский	0,28	0,005	0,392	3651	1432	0,268	0,105	3	2	6	0,333
8	Воробьевский	0,162	0,05	0,322	3953	1273	0,337	0,108	2	2	4	0,329
9	Грибановский	0,062	0,1	0,355	5420	1927	0,674	0,239	2	4	8	0,541
10	Калачеевский	0,19	0,051	0,365	3941	1438	0,334	0,122	2	2	4	0,350
11	Каменский	0,086	0,1	0,382	4996	1911	0,576	0,220	3	3	9	0,488
12	Кантемировский	0,346	0,1	0,674	3810	2569	0,304	0,205	4	2	8	0,524
13	Каширский	0,083	0,005	0,056	3643	205	0,266	0,015	1	2	2	0,168
14	Лискинский	0,086	0,01	0,078	4395	344	0,438	0,034	1	3	3	0,281
15	Нижнедевицкий	0,15	0,005	0,171	4831	824	0,538	0,092	1	3	3	0,381
16	Новоусманский	0,203	0,0072	0,267	4321	1153	0,421	0,112	2	3	6	0,349
17	Новохоперский	0,17	0,1	0,477	5099	2431	0,600	0,286	3	3	9	0,542
18	Ольховатский	0,175	0,1	0,482	4850	2339	0,543	0,262	3	3	9	0,513
19	Острогожский	0,068	0,1	0,362	4100	1485	0,371	0,134	2	3	6	0,366
20	Павловский	0,051	0,1	0,343	3923	1346	0,330	0,113	2	2	4	0,337
21	Панинский	0,056	0,1	0,349	4611	1608	0,488	0,170	2	3	6	0,422
22	Петропавловский	0,14	0,05	0,291	5551	1613	0,704	0,204	2	4	8	0,541
23	Поворинский	0,089	0,1	0,386	3648	1407	0,267	0,103	3	2	6	0,329
24	Подгоренский	0,185	0,1	0,493	3312	1635	0,190	0,094	3	1	3	0,359
25	Рамонский	0,1	0,0562	0,254	3783	960	0,298	0,076	2	2	4	0,276
26	Репьевский	0,06	0,1	0,353	6516	2302	0,925	0,327	2	5	10	0,780
27	Россошанский	0,21	0,1	0,522	5680	2963	0,733	0,382	3	4	12	0,643
28	Семилукский	0,33	0,022	0,510	5709	2909	0,740	0,377	3	4	12	0,643
29	Таловский	0,24	0,1	0,555	5856	3252	0,774	0,430	3	4	12	0,683
30	Терновский	0,079	0,1	0,375	3732	1398	0,286	0,107	3	2	6	0,332
31	Хохольский	0,28	0,015	0,414	4037	1672	0,356	0,148	3	2	6	0,386
32	Эртильский	0,137	0,1	0,440	3554	1563	0,245	0,108	3	2	6	0,350

Примечание. y_1 – «содержание марганца в воде»; y_2 – «содержание железа в воде»; P – «вероятность ухудшения качества воды (интегральная оценка экологической опасности загрязнения воды)»; U – «общая заболеваемость населения»; $R = P \cdot U$ – «медико-экологический риск»; U_n – «нормированное значение общей заболеваемости населения»; $R_n = P \cdot U_n$; P_6 – «интегральная оценка загрязнения воды в баллах»; U_6 – «общая заболеваемость населения в баллах»; $R_6 = P_6 \cdot U_6$ – «медико-экологический риск в баллах»; $R_{скг} = 1 - (1 - P)^{0.5} (1 - U_n)^{0.5}$.

в Нижнедевицком районе компенсируется «хорошим» качеством воды.

В настоящей статье предлагается рассматривать медико-экологический риск как свертку двух разнородных критериев P^i и U^i , приведенных к одному сопоставимому виду (являющихся измерениями в балльной шкале или безразмерными величинами).

В работе [1] для балльной оценки экологического риска R_o^i как произведения $P_o^i \cdot U_o^i$ используются субъективные вербально-балльные шкалы, имеющие пять градаций вероятности P^i и ущерба U^i . При этом каждой градации присваивается определенный балл от 1 до 5 [7]. Оценка риска R_o^i также имеет пять градаций и измеряется в вербально-балльной шкале (табл. 4). В то же время в работе [1] не указывается способ перехода от количественных оценок разнородных критериев P^i и U^i к балльным оценкам P_o^i и U_o^i .

Таблица 4

Вербально-балльная шкала для экологического риска

№ п/п	Содержательное описание градации	Балл
1	минимальный	$R_o < 5$
2	низкий	$5 \leq R_o < 10$
3	средний	$10 \leq R_o < 15$
4	высокий	$15 \leq R_o < 20$
5	максимальный	$R_o \geq 20$

Можно предложить следующий методический подход к измерению критериев P^i и U^i в пятибалльной шкале. Так как экологическая опасность антропогенно-измененных территорий измеряется в вербально-числовой шкале Харрингтона, то будем считать, что градациям данной шкалы от низкой экологической опасности территорий до высокой соответствуют балльные оценки от 1 до 5. Для измерения общей заболеваемости населения в баллах использовалась экспертная информация для разбиения интервала изменения количественного критерия U^i «общая заболеваемость населения» на пять диапазонов, которым соответствуют пять градаций и балльные оценки от 1 до 5. В табл. 3 приведены результаты расчета и классификации медико-экологического риска R_o^i в муниципальных районах Воронежской области как произведения балльных оценок P_o^i и U_o^i .

Рассмотрим способ расчета медико-экологического риска на основе преобразования критерия U^i к безразмерному виду:

$$U_n^i = (U^i - U^{min}) / (U^{max} - U^{min}), \quad (11)$$

где U_n^i – нормированное значение из интервала $[0, 1]$; U^{min} и U^{max} – соответственно минимальное и максимальное значения.

Это аналог функции «нежелательности» общего заболевания населения, позволяющий выделить пять градаций нормированного критерия U_n^i в вербально-числовой шкале Харрингтона (см. табл. 2). Для содержательной интерпретации уровня медико-экологического риска предлагается использовать модифицированную шкалу Харрингтона со следующими тремя градациями: «низкий» (диапазон от 0,00 до 0,37); «средний» (диапазон от 0,37 до 0,63); «высокий» (диапазон от 0,63 до 1,00). Отметим, что точка 0,63 на шкале Харрингтона является точкой «перехода» медико-экологической ситуации в зону высокого риска [2]. На рис. 4 области (зоны) низкого, среднего и высокого медико-экологического риска выделены графически различными заливками.

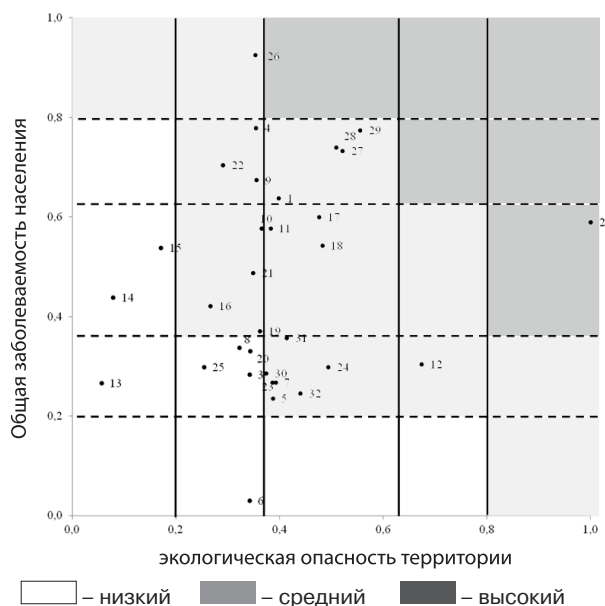


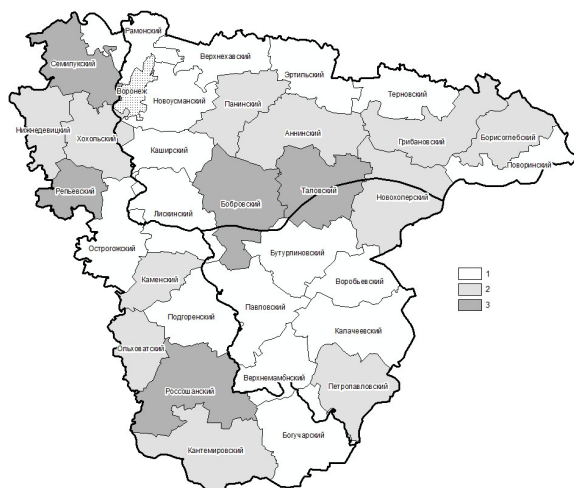
Рис. 4. Визуальное представление муниципальных районов Воронежской области на плоскости критериев медико-экологического риска: «интегральная оценка экологической опасности территорий по химическому загрязнению воды» и «общая заболеваемость населения» в модифицированной шкале Харрингтона

Переход к баллам и расчет медико-экологического риска R_o^i не позволяет квалифицированно ранжировать муниципальные районы Воронежской области по общему уровню химического загрязнения воды и заболеваемости населения. Так, Верхнемамонский и Нижнедевицкий районы от-

носятся к одной категории «низкий риск», т.к. их медико-экологические риски принимают значения $R_{\sigma}^6 = 1 \cdot 2 = 2$ и $R_{\sigma}^{15} = 1 \cdot 3 = 3$ соответственно. Поэтому для анализа медико-экологического риска R^i как функции двух критериев P^i и U_n^i предлагается использовать агрегированную оценку $R_{\text{СКЗ}}^i$ типа «средняя квазигеометрическая величина»:

$$R_{\text{СКЗ}}^i = 1 - (1 - P^i)^{0,5}(1 - U_n^i)^{0,5}. \quad (12)$$

Результаты расчета медико-экологического риска $R_{\text{СКЗ}}^i$ и соответствующего картирования Воронежской области приведены в табл. 3 и на рис. 5.



1 – низкий риск; 2 – средний риск; 3 – высокий риск

Рис. 5. Ранжирование муниципальных районов Воронежской области по уровню медико-экологического риска как средней квазигеометрической величины

Подчеркнем, что в этом случае Верхнемамонский район относится к категории низкого риска ($R_{\text{СКЗ}}^6 = 0,201$), а Нижнедевицкий – к категории среднего риска ($R_{\text{СКЗ}}^{15} = 0,381$), что позволяет квалифицированно ранжировать анализируемые природно-антропогенные геообъекты с учетом принципа «ограниченной компенсации». В Нижнедевицком районе высокий уровень общей заболеваемости населения не компенсируется низким уровнем экологической опасности территории по химическому загрязнению воды.

В результате проведенного исследования разработан и апробирован на примере Воронежской

области научно-методический аппарат вероятностно-квалиметрического подхода к построению неаддитивной интегральной оценки загрязнения окружающей среды в результате интенсивной техногенной деятельности. Вероятностная интерпретация данной оценки позволяет измерять уровень экологической опасности техногенно-измененных территорий и использовать ее для анализа медико-экологической ситуации в категориях риска.

Литература.

1. Ваганов П.А. Человек. Риск. Безопасность. СПб.: Изд-во С.-Петербург. ун-та, 2002. 160 с.
2. Зибров Г.В., Умывакин В.М., Швеиц А.В. Квалиметрические модели вербально-числового анализа экологической опасности территорий природно-хозяйственных геосистем // Вестн. Воронеж. гос. ун-та. Сер.: Системный анализ и информационные технологии. 2013. № 1. С. 112-118.
3. Каплинский А.И., Руссман И.Б., Умывакин В.М. Моделирование и алгоритмизация слабоформализованных задач выбора наилучших вариантов систем. Воронеж: Изд-во Воронеж. гос. ун-та, 1991. 168 с.
4. Карлин Л.Н., Музалевский А.А. Рискологические исследования в РГГМУ // Безопасность жизнедеятельности. 2011. № 2 (122). С. 5-19.
5. Куропан С.А., Мамчик М.П., Клепиков О.В. и др. Медико-экологический атлас Воронежской области. Воронеж: Изд-во «Истоки», 2010. 167 с.
6. Перелет Р.А., Умывакин В.М., Шевчук А.В. Квалиметрическое моделирование интегральной оценки экологической опасности территорий природно-хозяйственных геосистем // Системный анализ проблемы устойчивого развития: тр. Ин-та систем. анализа РАН. Т.64. М.: Кн. дом «Либроком». 2014. С. 59-63.
7. Preyssl C. The evolution and process of risk management at the European space Agency (ESA) // International Journal of Risk Assessment and Management. 2000. Vol. 1, №1. P. 80-89.
8. Harrington E.C.Jr. The desirability function // Industrial quality control. 1965. Vol. 21, №10. P.494-498.

Перелет Ренат Алексеевич. В.н.с. ИСА ФИЦ ИУ РАН. К.э.н. Окончил в 1958 г. МЭИ. Количество печатных работ: более 150, в т.ч. 15 монографий. Область научных интересов: экономика устойчивого развития, экологическая безопасность. E-mail: renat@perelet.msk.ru

Умывакин Василий Митрофанович. Профессор Воронежского государственного университета. Д.г.н., к.т.н. Окончил в 1974 году ВГУ. Количество печатных работ: 200, в т.ч. 3 монографии. Область научных интересов: принятие эколого-экономических решений для целей устойчивого развития. E-mail: umyvakin@mail.ru

Шевчук Анатолий Васильевич. Зам. председателя ФГБНИУ «Совет по изучению производительных сил» Минэкономразвития и РАН по вопросам экологии и природопользования. Д.э.н., профессор. Окончил в 1981 г. МГУ. Количество печатных работ: более 200, в т.ч. 10 монографий. Область научных интересов: водное хозяйство, экономика природопользования, экологическая безопасность, программно-целевое планирование. E-mail: avs@sops.ru

Куролап Семен Александрович. Зав. кафедрой Воронежского государственного университета. Д.г.н., профессор. Окончил в 1980 г. МГУ. Количество печатных работ: более 350, в т.ч. 9 монографий. Область научных интересов: медицинская география, урбоэкология. E-mail: skurolap@mail.ru

Швец Алексей Владимирович. Аспирант Воронежского государственного университета. Окончил в 2009 г. ВГУ. Количество печатных работ: 40. Область научных интересов: компьютерные технологии построения интегральной оценки качества сложных объектов. E-mail: shvets-av@mail.ru