

*Г.В. Зибров*¹, *В.М. Умывакин*¹, *В.А. Минаев*², *Д.А. Матвиец*¹, *А.В. Швец*¹
(¹Военно-воздушная академия им. проф. Н.Е. Жуковского и Ю.А. Гагарина,
²Академия ГПС МЧС России; e-mail: umyvakin@mail.ru)

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННЫХ ОБЪЕКТОВ В КАТЕГОРИЯХ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ И РИСКА

Предложен методический подход к квалиметрическому анализу экологических ситуаций на основе интегральной оценки загрязнения окружающей среды природно-антропогенных объектов, имеющей вероятностную интерпретацию.

Ключевые слова: природно-антропогенный объект, качество окружающей среды, экологическая опасность, экологический риск, антропогенное воздействие.

G.V. Zibrov, V.M. Umyvakin, V.A. Minaev, D.A. Matviets, A.V. Shvets
**ASSESSMENT OF THE NATURAL AND ANTHROPOGENOUS
OBJECTS ENVIRONMENT STATE
IN ECOLOGICAL SAFETY AND RISK CATEGORIES**

The methodical approach to the qualimetric analysis of an ecological situations on the basis of the integrated assessment of environmental pollution of natural and technogenic geoobjects having probabilistic interpretation is discussed.

Key words: natural and anthropogenic object, quality of environment, ecological danger, ecological risk, anthropogenous influence.

Статья поступила в редакцию Интернет-журнала 5 февраля 2015 г.

Введение

В "Основах государственной политики в области экологического развития Российской Федерации на период до 2030 года" (Утв. Президентом РФ 30 апреля 2012 г.) одним из важнейших направлений является "обеспечение соответствия экономической и иной деятельности установленным нормам и требованиям в области охраны окружающей среды и обеспечения экологической безопасности". Поэтому актуальной проблемой управления устойчивым развитием территорий является интегральная оценка качества *окружающей среды (ОС)* природно-антропогенных объектов в категориях экологической безопасности и риска [7, 8]. В соответствии с Федеральным Законом "Об охране окружающей среды" (№ 7-ФЗ от 10 января 2002 г.) "природно-антропогенный объект – природный объект, изменённый в результате хозяйственной и иной деятельности".

Понятие "безопасность" не существует без антонима "экологическая опасность", которая определяется как вероятность события, связанного с ухудшением качества ОС в результате хозяйственной и иной деятельности. В ГОСТ Р 51897-2002 [1] "риск" определяется как "сочетание вероятности события и его последствий".

В настоящее время для оценки экологического риска R загрязнения ОС природно-антропогенных объектов используется сводная формула типа "произведение" [6]:

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

где P – вероятность экологически опасного события;

U – ущерб, нанесенный ОС и/или здоровью населения в результате негативного воздействия хозяйственной и иной деятельности.

Квалиметрические модели частных и интегральной оценок экологической опасности антропогенно-измененных территорий

Рассмотрим методический аппарат построения частных и интегральной оценок экологической опасности антропогенно-измененных территорий. Сформулируем следующий набор содержательных требований к интегральной оценке некачественности ОС (экологической опасности территорий) природно-антропогенных объектов (геообъектов):

1) конструируемая оценка должна быть нелинейным (неаддитивным) критерием, позволяющим измерять уровень загрязнения ОС;

2) методики построения квалиметрических частных оценок загрязнения ОС по отдельным **показателям качества (ПК)** должны входить составной частью в методику интегральной оценки;

3) частные и интегральная оценки должны иметь содержательную (вербальную) и вероятностную интерпретации как оценки экологической опасности антропогенно-измененных территорий.

Введём следующие обозначения:

c_j^i – значение j -го показателя качества (ПК) i -го геообъекта;

$c_j^{ndз}$ – предельно-допустимое значение j -го ПК (экологический норматив) для всех геообъектов;

$q_j^i = q_j(c_j^i)$ – частная абсолютная оценка качества ОС для i -го геообъекта по j -му ПК;

$q_j^{ndз} = q_j(c_j^{ndз})$ – соответствующий нормативный уровень экологической безопасности территорий.

В соответствии с принципами квалиметрии будем считать, что $0 \leq q_j^i$, $q_j^{ndз} \leq 1$, ($j = 1, 2, \dots, m$; $i = 1, 2, \dots, N$). Требования к качеству ОС выполняются при $q_j^i \geq q_j^{ndз}$, то есть при $c_j^i \leq c_j^{ndз}$.

Построение частных оценок качества ОС может осуществляться различными способами, например:

$$q_j^i = c_j^{min}/c_j^i, \quad (2)$$

$$q_j^i = [(c_j^{max} - c_j^i)/(c_j^{max} - c_j^{min})]^k. \quad (3)$$

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

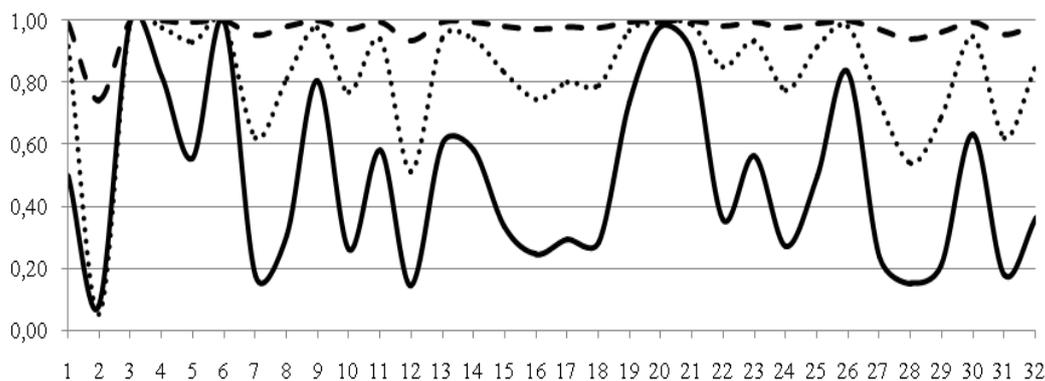


Рис. 1. Различные варианты частной абсолютной оценки качества питьевой воды по содержанию железа в муниципальных районах Воронежской области:

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

Конструируемая частная относительная оценка d_j^i загрязнения ОС i -го геообъекта по j -му ПК, как функция величин q_j^{ndy} и q_j^i , должна удовлетворять следующим условиям:

- 1) $0 \leq d_j^i \leq 1$ при $q_j^i \geq q_j^{ndy}$ (оценка измеряется в квалиметрической шкале $[0,1]$);
- 2) $d_j^i = 0$ при $q_j^{ndy} = 0$, $q_j^i > 0$ (оценка минимальна, если нет никаких требований к качеству ОС);
- 3) $d_j^i = 0$ при $q_j^i = 1$ и $q_j^i > q_j^{ndy}$ (оценка минимальна при "идеальном" качестве ОС независимо от требований);
- 4) $d_j^i = 1$ при $q_j^i = q_j^{ndy} \neq 0$ (оценка максимальна при предельно низком допустимом качестве ОС);
- 5) $d_j^i = 1$ при и $q_j^i \leq q_j^{ndy}$ (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 загрязнения ОС, "устроенной" по принципу "чем меньше, тем ниже уровень экологической опасности территорий" предлагается использовать следующую формулу [3-5]:

$$d_j^i = [q_j^{ndy} (1 - q_j^i)] / [q_j^i (1 - q_j^{ndy})]. \quad (4)$$

Отдельно рассмотрим случай, когда в формуле (4) $q_j^i = c_j^{min}/c_j^i$, а $q_j^{ndy} = c_j^{min}/c_j^{max}$. Так как всегда $c_j^{min} \leq c_j^i \leq c_j^{max}$, то всегда выполняется и условие $q_j^i \geq q_j^{ndy}$. 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.

Приведём вероятностную интерпретацию частных относительных оценок d_j^i загрязнения ОС как частных оценок экологической опасности антропогенно-измененных территорий. Будем считать, что если частная абсолютная оценка q_j^i качества ОС хотя бы по одному ПК ниже соответствующего нормативного уровня q_j^{ndy} , 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 [3, 5]:

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

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

Рассмотрим экологическую ситуацию, когда качество ОС геообъектов характеризуется двумя частными ПК – c_1 и c_2 . Пусть d_1 и d_2 – соответствующие частные относительные оценки загрязнения ОС по этим ПК, а $d = d(d_1, d_2)$ – интегральная оценка, которая рассматривается как результат агрегирования этих частных оценок.

Как показано в работах [3, 5], при выполнении условий ассоциативности (иерархической одноуровневости) и коммутативности (равноценности) частных оценок интегральная оценка d^i экологической опасности территории i -го геообъекта в этом случае имеет следующий вид:

$$d^i = d_1^i + d_2^i - d_1^i d_2^i = 1 - (1 - d_1^i)(1 - d_2^i) = 1 - \prod_{j=1}^2 (1 - d_j^i). \quad (6)$$

Формула (6) 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 и по первому и по второму ПК для i -го геообъекта.

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

$$d^i = 1 - \prod_{j=1}^m (1 - d_j^i). \quad (7)$$

При этом $0 \leq d^i \leq 1$. Можно получить интерпретацию величины d^i как вероятности $P(A^i / \bar{B}_1^i \bar{B}_2^i \dots \bar{B}_m^i)$ недостижения требуемого интегрального качества ОС геообъектов при условии выполнения требований к качеству ОС по всем ПК [5]. Чем меньше её значение, тем выше качество ОС (тем выше экологическая безопасность антропогенно-измененных территорий).

В работе [4] показано, что для m неравноценных частных относительных оценок неаддитивная интегральная оценка загрязнения ОС вычисляется по формуле:

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

где v_j – весовой коэффициент j -й частной оценки, удовлетворяющий условию:

$$\sum_{j=1}^m v_j = 1, \quad v_j \geq 0, \quad j = 1, 2, \dots, m. \quad (9)$$

Интегральная оценка (8) является средневзвешенной "квазигеометрической" величиной в смысле ассоциативного среднего по А.Н. Колмогорову. При этом имеет место неравенство [4]:

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

Таким образом, средневзвешенное квазигеометрическое является 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 интегральной оценки экологической опасности территорий предлагается использовать вербально-числовую шкалу Харрингтона (табл. 1).

Таблица 1

Уровень экологической опасности территорий природно-антропогенных объектов в вербально-числовой шкале Харрингтона [10]

№ 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 категориях риска на основе интегральной оценки загрязнения окружающей среды в муниципальных районах Воронежской области

Рассмотрим применение интегральной оценки загрязнения ОС в муниципальных районах Воронежской области для анализа медико-экологической ситуации в категориях риска. Далее под медико-экологическим риском R^i понимается количественная мера, учитывающая вероятность $P^i = d^i$ ухудшения качества ОС в результате хозяйственной и иной деятельности и конкретизированные негативные последствия её 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 объекта.

Потенциальную экологическую опасность территорий (вероятность ухудшения качества воды) анализируемых природно-антропогенных объектов будем оценивать с точки зрения двух приоритетных ПК: c_1 – "содержание марганца, мг /дм³" и c_2 – "содержание железа, мг /дм³". На рис. 2 показаны результаты построения интегральной оценки загрязнения воды в муниципальных районах Воронежской области. В табл. 2 приведены расчёты различных моделей медико-экологического риска в муниципальных районах Воронежской области.

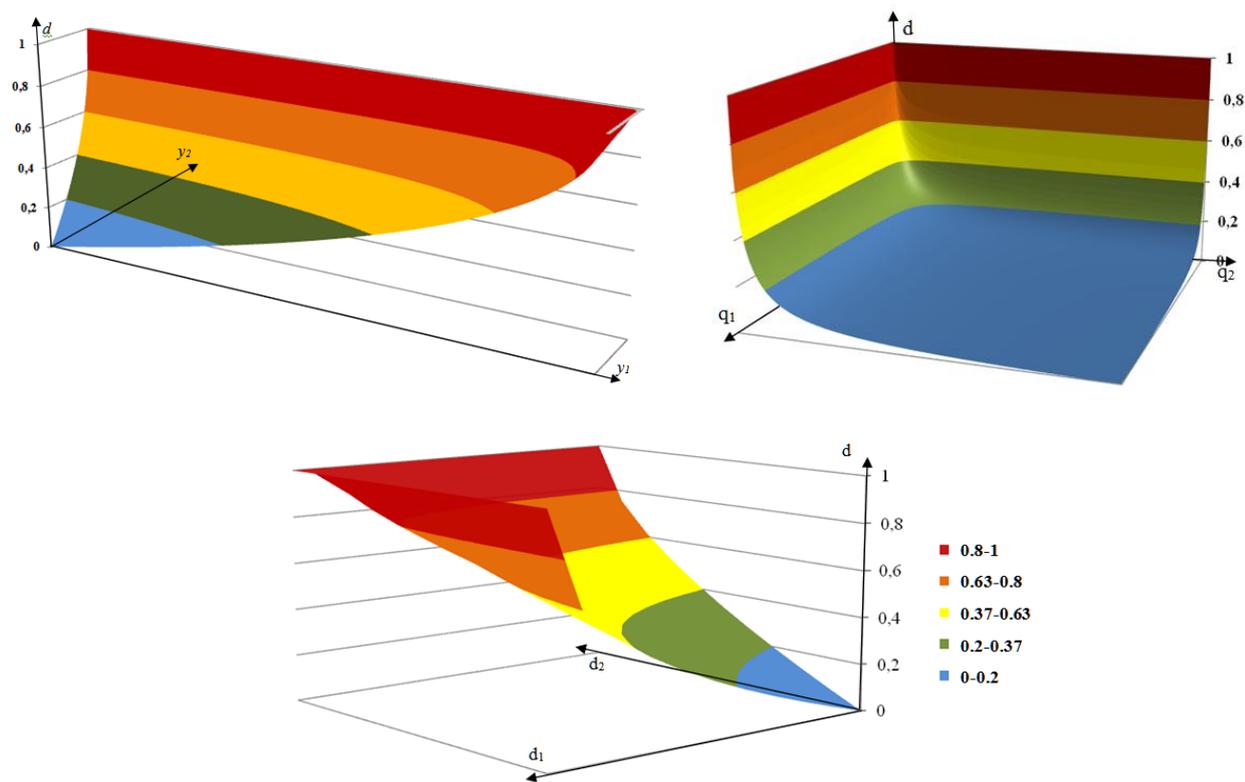


Рис. 2. Визуальное представление интегральной оценки химического загрязнения воды в шкале Харрингтона в муниципальных районах Воронежской области:
 y_1 – показатель "содержание железа в воде"; y_2 – показатель "содержание марганца в воде";
 q_1 – частная абсолютная оценка по y_1 ; q_2 – частная абсолютная 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

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

№ п/п	Административно-территориальная единица	c_1	c_2	P	U	R	U_n	R_n	P_δ	U_δ	R_δ	$R_{скз}$
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	0,007	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	0,056	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: c_1 – содержание марганца в воде; c_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_δ – интегральная оценка загрязнения воды в баллах; U_δ – общая заболеваемость населения в баллах; $R_\delta = P_\delta \cdot U_\delta$ – медико-экологический риск в баллах; $R_{скз} = 1 - (1 - P)^{0,5} (1 - U_n)^{0,5}$.

Отметим, что для медико-экологического риска R^i как произведения $P^i \cdot U^i$ двух критериев может не выполняться принцип "ограниченной компенсации", то есть условие невозможности компенсации "плохих" значений одного критерия за счёт "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. При этом оценки медико-экологического риска

имеют близкие значения $R^6 = 895$ и $R^{15} = 824$. Таким образом, высокая заболеваемость населения в Нижнедевицком районе компенсируется "хорошим" качеством воды.

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

В работе [2] для балльной оценки экологического риска R_σ^i как произведения $P_\sigma^i \cdot U_\sigma^i$ используются субъективные вербально-балльные шкалы, имеющие пять градаций вероятности P^i и ущерба U^i . При этом каждой градации присваивается определённый балл от 1 до 5 [9]. Оценка риска R_σ^i также имеет пять градаций и измеряется в вербально-балльной шкале (табл. 3). В то же время в работе [2] не указывается способ перехода от количественных оценок разнородных критериев P^i и U^i к балльным оценкам P_σ^i и U_σ^i .

Таблица 3

Вербально-балльная шкала для экологического риска

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

Можно предложить следующий подход к измерению критериев P^i и U^i в пятибалльной шкале. Так как экологическая опасность антропогенно-изменённых 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. 2 приведены результаты расчёта и классификации медико-экологического риска R_σ^i в муниципальных районах Воронежской области как произведения балльных оценок P_σ^i и U_σ^i (табл. 3).

Рассмотрим способ расчёта 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 (табл. 1). 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 [4].

На рис. 3 области (зоны) низкого, среднего и высокого медико-экологического риска выделены графически различными заливками.

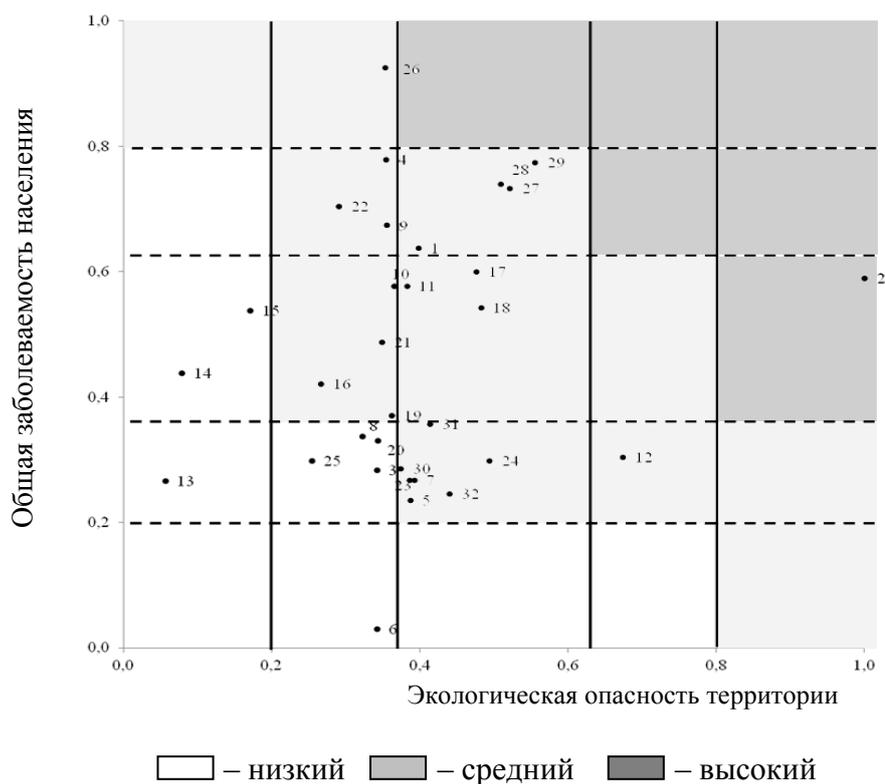


Рис. 3. Визуальное представление муниципальных районов Воронежской области на плоскости критериев медико-экологического риска: "интегральная оценка экологической опасности территорий по химическому загрязнению воды" и "общая заболеваемость населения" в модифицированной шкале Харрингтона

На рис. 4 приведена прогнозно-оценочная карта общего медико-экологического риска ухудшения качества ОС и здоровья населения в результате хозяйственной и иной деятельности на территории муниципальных районов Воронежской области.

Переход к баллам и расчёт медико-экологического риска R_{σ}^i не позволяет квалифицированно ранжировать муниципальные районы Воронежской области по общему уровню химического загрязнения воды и заболеваемости населения. Так, Верхнемамонский и Нижнедевицкий районы относятся к одной категории "низкий риск", так как их медико-экологические риски принимают значения $R_{\sigma}^6 = 1 \cdot 2 = 2$ и $R_{\sigma}^{15} = 1 \cdot 3 = 3$ соответственно.



Рис. 4. Зонирование Воронежской области по уровню медико-экологического риска в баллах на территории муниципальных районов
1 – низкий риск; 2 – средний риск; 3 – высокий риск

Поэтому для анализа медико-экологического риска R^i как функции двух критериев P^i и U_n^i предлагается использовать агрегированную оценку $R_{СКЭ}^i$ типа "средняя квазигеометрическая величина":

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

Результаты расчёта медико-экологического риска $R_{СКЭ}^i$ и соответствующего картирования Воронежской области приведены в табл. 2 и на рис. 5.

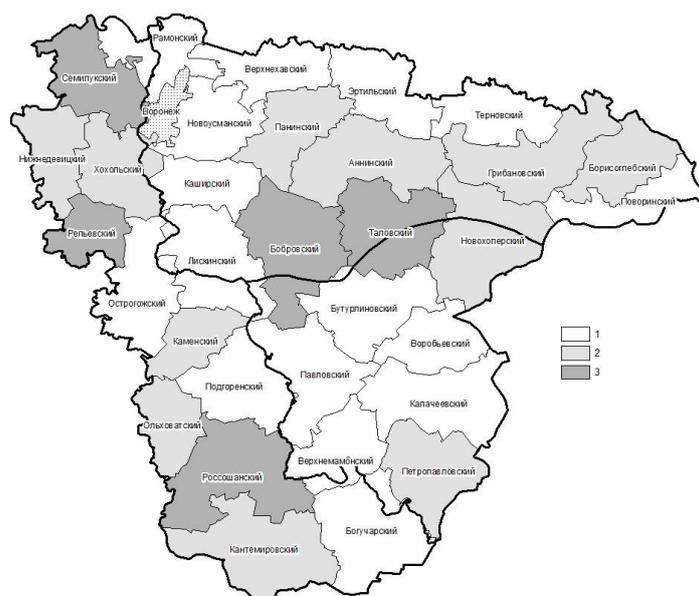


Рис. 5. Ранжирование муниципальных районов Воронежской области по уровню медико-экологического риска как средней квазигеометрической величины
1 – низкий риск; 2 – средний риск; 3 – высокий риск

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

Выводы

В результате проведённого 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 хозяйственной деятельности.

Вероятностная интерпретация данной оценки позволяет измерять уровень экологической опасности антропогенно-изменённых территорий и использовать её для анализа медико-экологической ситуации в категориях риска.

Литература

1. *ГОСТ Р 51897-2002*. Менеджмент риска. Термины и определения.
2. *Ваганов П.А.* Человек. Риск. Безопасность. С.-Пб.: изд-во С.-Петербур. ун-та, 2002. 160 с.
3. *Зибров Г.В., Умывакин В.М., Матвиец Д.А.* Геоэкологическая квалиметрия природно-хозяйственных территориальных систем // Экологические системы и приборы. 2011. № 5. С. 3-9.
4. *Зибров Г.В., Умывакин В.М., Швец А.В.* Квалиметрические модели вербально-числового анализа экологической опасности территорий природно-хозяйственных геосистем // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: Системный анализ и информационные технологии. 2013. № 1. С. 112-118.
5. *Каплинский А.И., Русман И.Б., Умывакин В.М.* Моделирование и алгоритмизация слабоформализованных задач выбора наилучших вариантов систем. Воронеж: изд-во Воронежского государственного университета, 1991. 168 с.
6. *Карлин Л.Н., Музалевский А.А.* Рискологические исследования в РГГМУ // Безопасность жизнедеятельности. 2011. № 2 (122). С. 5-19.
7. *Минаев В.А., Фаддеев А.О.* Моделирование геоэкологического риска // Спецтехника и связь. 2009. № 2. С. 24-30.
8. *Минаев В.А., Фаддеев А.О.* Медленные катастрофы, здоровье и безопасность населения // Матер. 15-й междунар. науч.-техн. конф. "Системы безопасности – 2006". М.: Академия ГПС МЧС России, 2006. С. 14-17.
9. *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. Pp. 80-89.
10. *Harrington E.C.Jr.* The desirability function // Industrial quality control. 1965. Vol. 21, № 10. Pp. 494-498.