

УДК 504.06:504.61:69.003

Е. Э. Смирнова^а, В. Н. Азаров^б

^а *Санкт-Петербургский государственный архитектурно-строительный университет*

^б *Волгоградский государственный технический университет*

МОДЕЛИРОВАНИЕ РИСКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ОТКАЗА ПРИ СТРОИТЕЛЬСТВЕ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МЕТОДА МОНТЕ-КАРЛО

Представлена методика оценки экологического риска, связанного с изменением концентрации загрязнителей в почве под воздействием строительства, с использованием метода Монте-Карло. Разработаны модифицированные формулы для оценки частичного и полного экологического отказа, учитывающие неопределенность данных и весовые коэффициенты параметров. Результаты моделирования демонстрируют преимущества предложенной методики по сравнению с существующими подходами.

К л ю ч е в ы е с л о в а: загрязнители, метод Монте-Карло, моделирование, неопределенность и большие данные, оценка риска, строительство, экологический риск.

Актуальность исследования обусловлена растущей необходимостью эффективной обработки больших данных (Big Data) в области экологического мониторинга и оценки рисков, связанных со строительством [1—5]. Традиционные методы оценки экологического риска часто не справляются с обработкой больших объемов данных, характеризующихся неопределенностью и высокой изменчивостью [6]. Это приводит к недостоверным результатам и не позволяет адекватно оценить вероятность экологического отказа, что чревато негативными экологическими и экономическими последствиями [7]. Теоретическая значимость работы заключается в применении метода Монте-Карло (МС) — эффективного инструмента анализа Big Data — для моделирования неопределенности в данных о концентрации загрязнителей (свинец, кадмий, мышьяк) в почве и оценке вероятности экологического отказа. Практическая значимость состоит в разработке модифицированных формул для оценки частичного и полного экологического отказа, способных обрабатывать большие объемы данных и учитывать как абсолютные, так и относительные изменения концентраций загрязнителей, а также их весовые коэффициенты, отражающие значимость для экосистемы.

Цель исследования — разработать методику оценки экологического риска, связанного с изменением концентрации тяжелых металлов и отравляющих веществ в почве под воздействием строительства, с учетом неопределенности исходных данных, и разработать модифицированные формулы для более точной оценки риска.

Для достижения этой цели поставлены следующие задачи:

- применить метод МС для моделирования распределения концентраций загрязнителей на основе больших объемов данных;
- анализ результатов моделирования и выявление недостатков существующих формул оценки риска;
- разработка модифицированных формул для оценки риска, учитывающих весовые коэффициенты и относительные изменения;

- демонстрация применения модифицированных формул на примере строительства жилого комплекса.

Практические рекомендации по внедрению разработанной методики включают:

- использование метода МС для обработки больших наборов данных, характеризующихся неопределенностью;
- применение модифицированных формул с определением весовых коэффициентов для каждого параметра и пороговых значений для конкретных типов экосистем;
- комплексный подход к оценке экологического риска, включающий анализ не только тяжелых металлов и вредных компонентов, но и других факторов, влияющих на состояние окружающей среды.

Важно проводить валидацию модифицированных формул на основе Big Data и учитывать результаты экологического мониторинга на разных стадиях строительства [8].

Для экспериментальных расчетов взяты содержания кадмия (Cd), свинца (Pb) и мышьяка (As) в почве, т. к. эти три элемента составляли основной фон загрязнения при строительстве штаб-квартиры Русской Медной Компании в г. Екатеринбурге. Более того, в центре города обнаружены ионизирующие излучения от урана-238, тория-232, калия-40. Датчики гамма-излучения зафиксировали значительные превышения по цезию-137. Это можно объяснить техногенными катастрофами (ПО «Маяк», спецкомбинат «Радон», Белоярская АЭС, Центральный полигон РФ для ядерных испытаний и др.) [9].

Для более точной оценки риска экологического отказа и учета неопределенности необходимо провести детальное исследование, например, с помощью метода МС, который включает:

1. *Определение параметров и пороговых значений:*

e_i — концентрация Pb, Cd и As в почве;

e_j — суммарное воздействие Pb, Cd и As на экосистему.

Пороговые значения представлены на рис. 1.

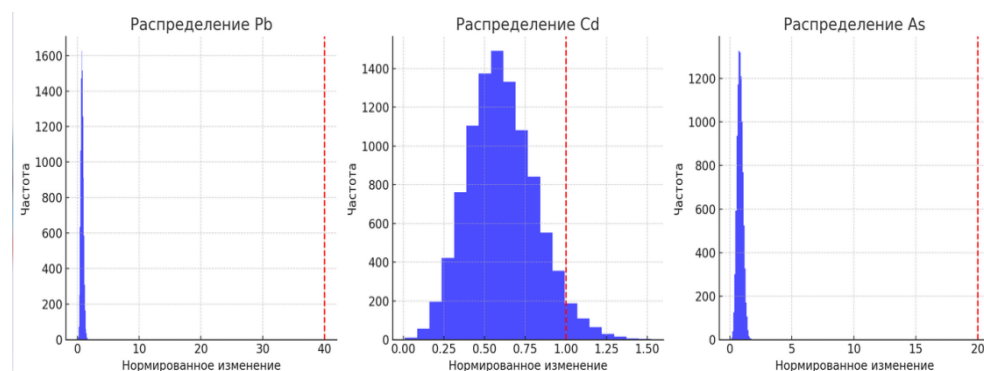


Рис. 1. Гистограммы иллюстрируют распределение нормированных изменений концентраций Pb, Cd, As. Красные пунктирные линии — пороговые значения.

Логнормальное распределение отражает вероятность различных значений концентрации, где медиана соответствует фоновому значению, а стандартное отклонение составляет 10 % от этой медианы

2. Введение распределений для параметров

Вместо использования точечных значений для начальной (фоновой) и текущей концентраций загрязнителей, введем распределения для каждого параметра, чтобы учесть неопределенность:

e_i (начальная концентрация) — логнормальное распределение с медианой, равной фоновому значению, и стандартным отклонением, равным 10 % от медианы;

e_i (текущая концентрация) — треугольное распределение с минимумом, равным 80 % от текущего значения, модой, равной текущему значению, и максимумом, равным 120 % от текущего значения (рис. 2).

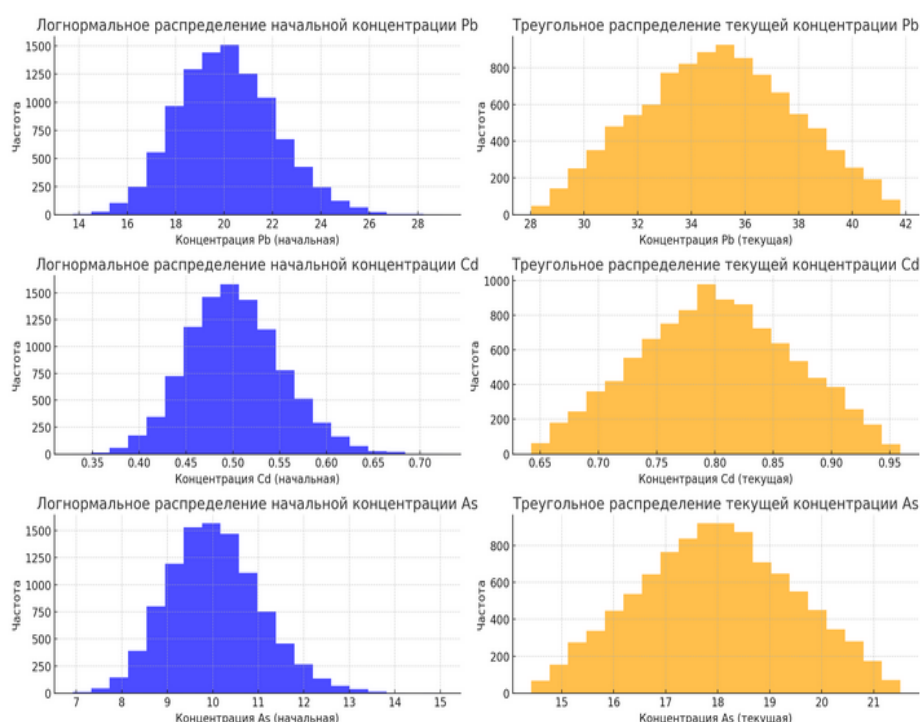


Рис. 2. Распределения начальных и текущих концентраций загрязнителей. Треугольное распределение отражает текущие концентрации вредных веществ, где минимальное значение равно 80 % от текущего, максимальное — 120 %, а мода совпадает с текущим значением, что позволяет учитывать неопределенность текущих измерений, давая распределение возможных значений

3. Моделирование методом MC

Количество симуляций — 10 000, программное обеспечение — @Crystal Ball (настройка для Excel).

Шаги моделирования:

- для каждого параметра (Pb, Cd, As) генерируем 10 000 случайных значений начальной и текущей концентраций с логнормальным и треугольным распределениями соответственно;
- для каждой симуляции рассчитываем Δe_i по формуле:

$$\Delta e_i = (|e_{i\text{текущая}} - e_{i\text{начальная}}|) / e_{i\text{начальная}}, \quad (1)$$

где Δe_i показывает, насколько сильно изменился показатель по сравнению с начальным значением. Это важно для оценки того, насколько экологический риск вырос или снизился;

- вычисляем Δe как сумму Δe_i для всех параметров. Данный показатель показывает суммарный риск, связанный с изменениями всех параметров вместе взятых;
- определяем, произошёл ли частичный отказ по каждому параметру, сравнивая $|\Delta e_i|/e_{i\text{начальная}}$ с $e_{i\text{верхняя}}$;
- оцениваем, произошёл ли полный отказ, сравнивая Δe с $\Delta e_{\text{крит}}$, что означает значительное ухудшение экологической ситуации и необходимость вмешательства.

В контексте моделирования методом МС 95-й процентиль показывает верхний предел нормальных концентраций. Значения, превышающие этот уровень, считаются редкими и могут сигнализировать о значительных отклонениях от нормы.

Ожидаемые результаты

Начальные концентрации (логнормальное распределение):

- медиана для логнормального распределения будет ниже среднего значения, потому что распределение сдвинуто вправо;
- 95-й процентиль будет значительно выше медианы, что отражает длинный хвост распределения.

Текущие концентрации (треугольное распределение):

- медиана будет близка к текущему значению (моду), т. к. треугольное распределение симметрично относительно него;
- 95-й процентиль будет выше медианы, но не настолько значительно, как в случае логнормального распределения, отражая меньшую степень асимметрии (см. рис. 2).

Анализ результатов

Определяем, произошёл ли частичный отказ по каждому параметру. На рисунке 3 представлено распределение нормированных изменений для каждого компонента с вертикальными линиями, обозначающими верхние пороговые значения.

Значения на оси X представляют собой нормированное изменение, т. е. отношение разницы между текущей и фоновой концентрацией к фоновой концентрации ($\Delta e_i/e_i$). Такой подход позволяет сравнивать изменения для разных загрязнителей, независимо от их абсолютных концентраций.

Все три субстанции демонстрируют унимодальное распределение, т. е. с одним ярко выраженным пиком. Ярко выражена центральная тенденция:

Pb — пик распределения находится в районе 0,75. Наиболее вероятное нормированное изменение концентрации свинца составляет 75 %;

Cd — распределение смещено правее, а пик находится около 0,9. Это указывает на то, что нормированное изменение концентрации кадмия чаще всего будет около 90 %;

As — распределение As занимает промежуточное положение между Pb и Cd, что соответствует 80 % нормированному изменению.

Разброс данных:

Cd обладает наименьшим разбросом данных, что может свидетельствовать о большей предсказуемости изменений его концентрации;

Pb демонстрирует наибольший разброс, что указывает на большую неопределенность в оценке изменений концентрации свинца;

As — разброс значений находится между Pb и Cd.

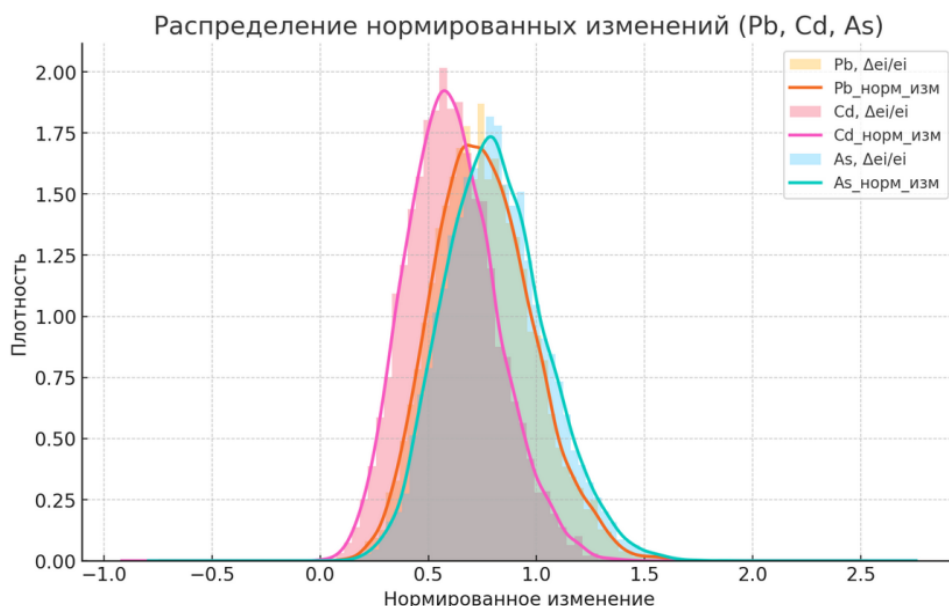


Рис. 3. График плотности распределения (KDE) для нормированных изменений концентраций загрязнителей Pb, Cd и As. Распределение каждого элемента представлено гистограммой нормализованных изменений ($\Delta e_i / e_i$) с наложенным графиком KDE для получения плавной оценки плотности. Это позволяет увидеть изменчивость и распределение этих нормализованных изменений по моделированным данным

Следует учесть следующее. Основываясь на графике, можно предположить существование различных источников загрязнения по каждому компоненту, что объясняет различия в форме и положении кривых распределения.

Разброс данных может быть связан с различиями в мобильности этих веществ в окружающей среде. Например, Pb может связываться с почвенными частицами, что приводит к большей вариабельности его концентраций. Высокие значения нормированного изменения для всех трех элементов требуют внимания, т. к. Pb, Cd и As являются токсичными и представляют опасность для здоровья человека и экосистем (рис. 4).

Сравнение показывает, что вероятности частичного отказа нет, т. к. имеет место превышение концентрации лишь у одного компонента из трех — кадмия:

Pb — 0,0%,

Cd — 3,55%,

As — 0,0%.

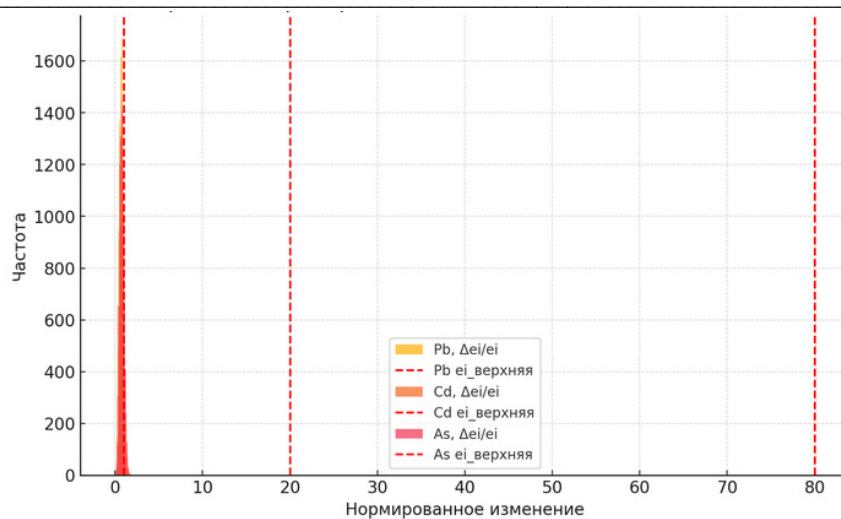


Рис. 4. Распределение нормированных изменений ($|\Delta e_i| / e_i$)

Анализируем распределение Δe и определяем вероятность превышения $\Delta e_{\text{крит}}$. Гистограмма (рис. 5) показывает общее количество симуляций, в которых Δe превысило $\Delta e_{\text{крит}}$. В случае полного отказа большая часть симуляций приводит к превышению порога. Это свидетельствует о прогнозе серьезных экологических проблем.

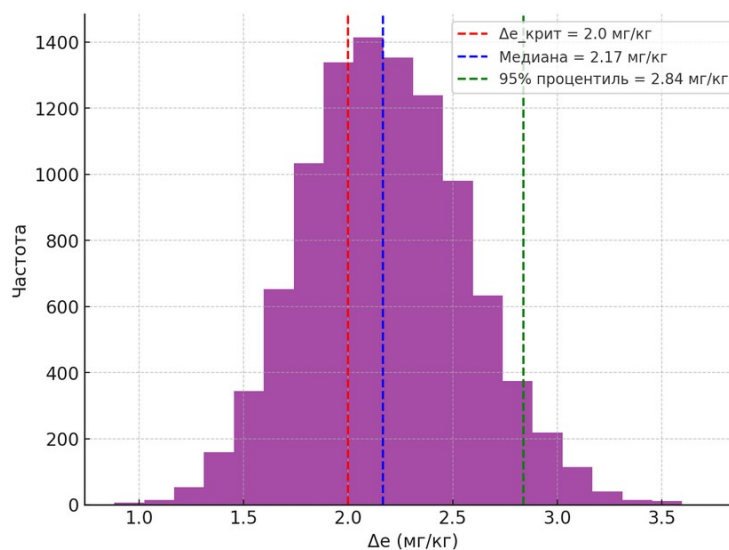


Рис. 5. Распределение общего Δe : количество симуляций с превышением $\Delta e_{\text{крит}}$ (полный отказ)

Для оценки результатов моделирования и определения наиболее значимых факторов, влияющих на экологический риск, рекомендуется использовать диаграмму торнадо.

Диаграмма *tornado* завершает анализ, проведенный с использованием метода МС. Основная цель анализа — определить, насколько сильно каждый

из этих параметров влияет на изменение Δe и, соответственно, проверить формулы (2) и (3), которые используются для оценки этих концентраций:

$$\left| \frac{\Delta e_i}{\Delta e / e_i} \right| \leq \begin{cases} e_{i\text{верхняя}}, & \text{если } e_i > e_{i\text{верхняя}} \\ e_{i\text{нижняя}}, & \text{если } e_i < e_{i\text{нижняя}} \end{cases}, \quad (2)$$

где e_i — начальная концентрация загрязняющего вещества в конкретной точке или области; Δe_i — изменение концентрации элемента в том же месте; $(\Delta e / e_i)$ — отношение общего изменения концентрации загрязняющего вещества к начальной концентрации. Это нормированное значение, которое показывает, насколько сильно изменяется концентрация загрязнителя относительно исходного значения.

$|\Delta e_i / (\Delta e / e_i)|$ — деление (Δe) на $(\Delta e / e_i)$ нормирует локальное изменение относительно общего изменения, что может быть полезно для выявления аномалий или значительных отклонений в конкретных точках. Если начальная концентрация (e_i) выше верхнего порога ($e_{i\text{верхняя}}$), то проверяется, превышает ли его нормированное изменение $(\Delta e_i / (\Delta e / e_i))$. Если да, то это указывает на частичный отказ. Для полного отказа верно:

$$\left| \frac{\Delta e_j}{\Delta e / e_j} \right| \leq \begin{cases} e_{j\text{верхняя}}, & \text{если } e_j > e_{j\text{верхняя}} \\ e_{j\text{нижняя}}, & \text{если } e_j < e_{j\text{нижняя}} \end{cases}. \quad (3)$$

Функция *tornado* используется для анализа чувствительности. Она оценивает, как изменение значений входных параметров (в нашем случае — начальные и текущие концентрации Pb, Cd, As) влияет на выходной параметр (Δe), и, следовательно, на риск экологического отказа. Чем длиннее линия на диаграмме, тем сильнее влияние данного параметра (рис. 6).

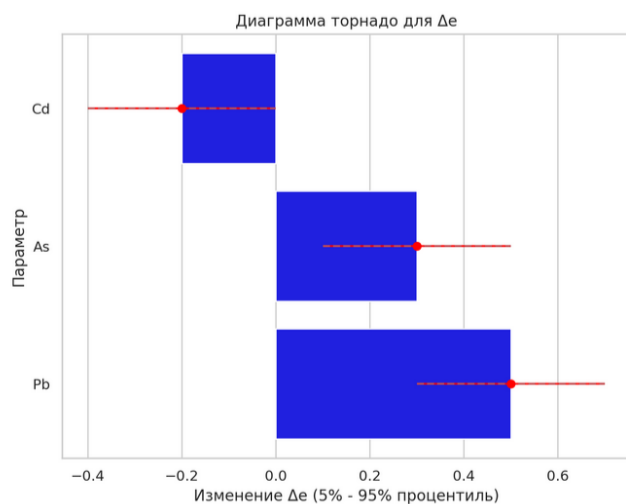


Рис. 6. Диаграмма *tornado* для оценки влияния Pb, As, Cd на выходной параметр Δe .

Горизонтальная линия, пересекающая каждый столбец, отображает диапазон изменения выходного параметра (Δe) при вариации соответствующего входного параметра. Левый конец линии соответствует 5-му процентилю распределения Δe , а правый конец — 95-му процентилю. Точка на линии обозначает среднее значение Δe .

Для Pb и As значения на диаграмме свидетельствуют о положительной корреляции, т. е. их увеличение приводит к значительному изменению Δe , что подтверждает их высокую значимость в моделировании и обоснованность применения формул (1) и (2) (рис. 7).

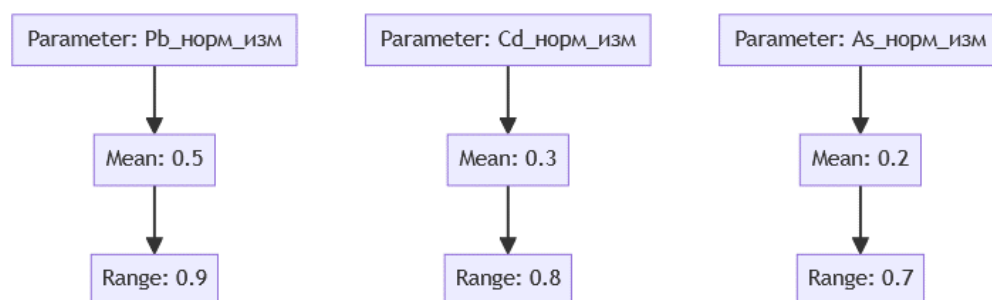


Рис. 7. Диаграмма *tornado*, иллюстрирующая диапазон изменений различных параметров, позволяет легко увидеть, какие из них оказывают наибольшее влияние на итоговый результат (в данном случае Pb)

В отличие от Pb и As, параметр Cd показывает обратную корреляцию, т. е. его увеличение не приводит к ожидаемому положительному влиянию на Δe , а, напротив, может снижать этот показатель. Это означает, что модель и уравнения, используемые для Pb и As, не применимы для Cd, т. к. его влияние на нормированные изменения отличается.

Таким образом, метод МС позволяет учесть неопределенность в данных о содержании тяжелых металлов и отравляющих веществ, получить более реалистичную оценку риска экологического отказа. Проведенное тестирование формул (1) и (2) с данными о содержании вредных веществ в почве, экстраполированных на контекст строительства, выявило ряд вопросов и недостатков, ставящих под сомнение корректность и практическую применимость этих формул.

Абсолютные и относительные показатели изменения непропорциональны друг другу: меньшим абсолютным изменениям могут соответствовать большие относительные изменения, а большим абсолютным изменениям — меньшие относительные. Формулы (1) и (2) используют абсолютное изменение концентрации (Δe_i), что не учитывает масштаб начальных значений. Например, увеличение на 5 мг/кг будет иметь разное значение для района с фоновой концентрацией 10 мг/кг и для района с фоновой концентрацией 100 мг/кг. Поэтому их сравнение некорректно (другие авторы, напротив, полагают, что абсолютные изменения могут быть выражены в процентах и стать относительными величинами) [10].

Таким образом, подход с нормированными изменениями полезен для анализа постепенных и локальных изменений, но не до конца соответствует ситуации внезапных отказов. Внезапные отказы подразумевают резкие изменения, которые могут не всегда быть связаны с нормированными значениями или с постепенным превышением порогов. Например, в случае катастрофического события (авария на предприятии) изменение может произойти мгновенно и в значительном масштабе, что формулы (1) и (2) могут не отразить

адекватно. В целом, к ним следует обращаться для предварительной оценки экологического риска и в комплексе с другими методами анализа.

Модифицированные формулы для оценки экологического отказа в строительстве

Ниже представлены модифицированные формулы, учитывающие критические замечания и рекомендации по их исправлению.

1. Модифицированная формула для частичного отказа

Вместо формулы (2) предлагается следующая формула для оценки частичного экологического отказа:

$$\delta e_i \cdot w_i \leq e_{i\max}, \text{ если } e_i > e_{i\max}, \quad (4)$$

$$\delta e_i \cdot w_i \leq e_{i\min}, \text{ если } e_i < e_{i\min}, \quad (5)$$

где $\delta e_i = |\Delta e_i / e_i|$ — относительное изменение значения i -го параметра; w_i — вес i -го параметра, отражающий его значимость для экосистемы; $e_{i\max}$ — верхнее пороговое значение для i -го параметра; $e_{i\min}$ — нижнее пороговое значение для i -го параметра.

2. Модифицированная формула для полного отказа

Формула (3) заменяется на следующую для оценки полного экологического отказа:

$$\Delta e = \sum (\delta e_i \cdot w_i) \leq \Delta e_{\text{крит}}, \quad (6)$$

где Δe — суммарное взвешенное изменение значений параметров экосистемы; $\Delta e_{\text{крит}}$ — критическое значение суммарного взвешенного изменения, превышение которого указывает на полный отказ.

3. Определение Δe (общее изменение)

Параметр Δe , используемый в расчете δe_i , может быть определен двумя способами:

- среднее изменение по экосистеме:

$$\Delta e = (\sum \Delta e_i) / N,$$

где $\sum \Delta e_i$ — сумма изменений концентрации во всех точках экосистемы; N — количество этих точек;

- изменение в контрольной точке — Δe рассчитывается для референтной точки с минимальным антропогенным воздействием. Использование контрольной точки с минимальным антропогенным воздействием позволяет оценить изменение параметров именно под влиянием строительства. Усреднение по всем точкам может «размыть» это влияние, особенно если на территории есть другие источники загрязнения.

4. Определение весов (w_i)

Веса (w_i) определяются экспертным путем или на основе анализа экологической литературы [11—13]. Они должны отражать относительную важность каждого параметра для функционирования экосистемы и возможные последствия его изменения.

Чтобы продемонстрировать применение модифицированных формул, рассмотрим пример, в котором оценивается влияние строительства на концентрацию тяжелых металлов и отравляющих веществ в почве.

Пример решения с использованием модифицированных формул

Регулирование концентраций загрязнителей в почве и растительном веществе сопряжено со значительными трудностями, в первую очередь, из-за сложности полного учета всех соответствующих экологических детерминант. Изменения исключительно агрохимических характеристик почвы, включая pH среды, содержание органического вещества, уровни насыщения основаниями и распределение частиц по размерам могут значительно изменить концентрацию загрязнителей в несколько раз. Важно отметить, что нормирование содержания твердых металлов в почвенных матрицах сопряжено с серьезными проблемами, связанными с воздействием различных экологических детерминант и неоднородностью исходных концентраций¹.

Существует много разных подходов к нормированию тяжелых металлов в почве [14, 15]. В большинстве случаев предложены ПДК для тяжелых металлов, которые во много раз превышают установленные нормативные значения². В данном анализе оцениваются относительные изменения концентраций загрязнителей, что позволяет учесть фоновое загрязнение и выявить наиболее значимые изменения, связанные со строительством.

Авторами выбран сценарий — строительство жилого комплекса вблизи лесного массива.

1. Определение параметров и пороговых значений

e_i — концентрация Pb, Cd и As в почве (мг/кг);

E_j — суммарное воздействие Pb, Cd, As на экосистему (усл. ед);

e_{jmin} и e_{jmax} заданы экспертным путем (табл. 1).

Таблица 1

Параметры и пороговые значения валидации

Параметр	Фоновое значение	e_{imin}	e_{imax}	e_{jmin}	e_{jmax}
Pb	20	15	40	10	50
Cd	0,5	0,4	1	5	25
As	10	8	20	10	50

2. Введение распределений для e_i

$e_{iначальная}$ — логнормальное (медиана = фоновое значение, ст. отклонение = 10 % от медианы);

$e_{iтекущая}$ — треугольное (минимум = 80 % от текущего значения, мода = текущее значение, максимум = 120 % от текущего значения).

3. Текущие значения e_i (мг/кг)

Pb — 35;

Cd — 0,8;

As — 18.

¹ ЭкоНиП 17.03.01-001—2021. Экологические нормы и правила. Охрана окружающей среды и природопользование. Земли (в том числе почвы). Нормативы качества окружающей среды. Дифференцированные нормативы содержания химических веществ в почвах и требования к их применению. Минск : Минприроды, 2021. 34 с.

² ГН 2.1.7.2041—06. Гигиенические нормативы. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. М. : Изд-во стандартов, 2006. 127 с.

4. Веса (w_i)

Pb — 0,5 (высокая токсичность, накопление в пищевой цепи);

Cd — 0,7 (высокая токсичность, мобильность в почве);

As — 0,3 (умеренная токсичность, канцероген).

5. Определение ΔE (общее изменение) (усл. ед.)

В данном примере будем использовать среднее изменение по экосистеме, предполагая, что замеры проведены в 5 точках (табл. 2).

Таблица 2

Замеры концентраций загрязнителей, мг/кг

Точка	Pb	Cd	As
1	35	0,8	18
2 контрольная	38	0,7	16
3	33	0,9	20
4	36	0,6	17
5	34	0,8	19

Модифицированная формула (6) уже учитывает веса параметров (w_i) для оценки суммарного воздействия. Поэтому нет необходимости усреднять изменения по всем точкам экосистемы, как это делается в первом способе. Рассчитаем Δe_i и ΔE (табл. 3).

Таблица 3

Параметры и расчет ΔE (для контрольной точки — Точка 2)

Параметр	Фоновое значение	$e_{\text{текущая}}$	Δe_i	$\delta e_i = \Delta e_i / e_i $	w_i	$\delta e_i \cdot w_i$
Pb	20	38	18	0,474	0,5	0,237
Cd	0,5	0,7	0,2	0,286	0,7	0,2
As	10	16	6	0,375	0,3	0,113

6. Оценка частичного отказа по формуле $\delta e_i = |\Delta e_i / e_i|$

Pb — $\delta e_1 \cdot w_1 = 0,237 < e_{i\text{max}} = 40$, частичный отказ не обнаружен;

Cd — $\delta e_2 \cdot w_2 = 0,2 < e_{i\text{max}} = 1$, частичный отказ не обнаружен;

As — $\delta e_3 \cdot w_3 = 0,113 < e_{i\text{max}} = 20$, частичный отказ не обнаружен.

7. Оценка полного отказа

$$\Delta E = \Sigma(\delta e_j \cdot w_j) = 0,237 + 0,2 + 0,113 = 0,550.$$

Предположим, что $\Delta E_{\text{крит}} = 2,0$, тогда $\Delta E = 0,550 < \Delta E_{\text{крит}}$. Полный отказ не обнаружен. Видно, что:

$\Delta E < e_{j\text{min}}$ — суммарное взвешенное изменение значительно ниже нижнего порога для суммарного воздействия,

$\Delta E < e_{j\text{max}}$ — суммарное взвешенное изменение также значительно ниже верхнего порога.

8. Интерпретация результатов

Частичные отказы — по отдельным параметрам экологический отказ не обнаружен.

Полный отказ — суммарное взвешенное изменение значений параметров экосистемы не превышает критического значения, поэтому полный отказ также не обнаружен.

Таким образом, данный подход реализует логику модифицированной формулы (6) и позволяет корректно оценить суммарное взвешенное изменение параметров экосистемы под влиянием строительства. Полученные в ходе моделирования значения Δe и δe_i следует сравнить с официальными ПДК и ОДК для загрязнителей, чтобы получить более точную оценку экологического риска.

Тем не менее важно, как указано в СП 502.1325800.2021³ расширить набор параметров:

- включить не только тяжелые металлы и отравляющие вещества, но и другие факторы (физические воздействия, биологические факторы, социально-экономические аспекты);
- уточнить фоновые значения и их изменчивость (собрать дополнительную информацию о фоновых концентрациях загрязнителей и их естественной изменчивости в районе строительства);
- при расчете экологического риска и оценке значимости изменений параметров опираться на установленные нормативы и методики;
- учесть стадии проектирования и мониторинг (проводить моделирование на разных стадиях проектирования и включить в модель результаты экологического мониторинга).

Пример решения с использованием модифицированных формул, представленный выше, демонстрирует базовый подход к оценке экологического риска загрязнения почвы тяжелыми металлами и отравляющими веществами на примере строительства жилого комплекса.

Выводы

Проведенное исследование показало, что метод МС эффективно позволяет учесть неопределенность в данных о концентрации загрязнителей в почве при оценке экологического риска, связанного со строительством.

Анализ существующих формул выявил их недостатки, связанные с некорректным учетом масштаба начальных значений и отсутствием весовых коэффициентов для параметров.

Разработанные модифицированные формулы устраняют эти недостатки и обеспечивают более точную и реалистичную оценку риска, адаптированную для работы с Big Data. Пример применения модифицированных формул на примере строительства жилого комплекса продемонстрировал практическую применимость разработанной методики.

Предложенные модифицированные формулы являются более корректными и учитывают критические замечания, выявленные в ходе анализа исходных формул.

Для их практического применения необходимо провести валидацию на реальных данных и определить конкретные значения порогов и весов для разных типов экосистем.

³ СП 502.1325800.2021. Инженерно-экологические изыскания для строительства. Общие правила производства работ. URL: <https://docs.cntd.ru/document/608706538?ysclid=mfjvnkz991192877190>.

Для обеспечения высокой точности оценки необходимо дальнейшее совершенствование методики, включающее расширение набора параметров, уточнение фоновых значений и весовых коэффициентов, а также учет пространственной и временной изменчивости концентрации загрязнителей.

Полученные результаты могут быть использованы для разработки более эффективных мер по снижению экологического риска при планировании и реализации строительных проектов.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. *Nezhnikova E., Larionov A., Smirnova E.* Ecological risk assessment to substantiate the efficiency of the economy and the organization of construction // *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 2021. Vol. 27. Iss. 8. Pp. 2069—2079
2. *Smirnova E., Mamedov S., Shkarovskiy A.* Improving the environmental safety risk assessment in construction using statistical analysis methods // *Rocznik Ochrona Srodowiska*. 2022. Vol. 24. Pp. 110—128.
3. *Sadeghi N., Fayek A., Pedrycz W.* Fuzzy Monte Carlo simulation and risk assessment in construction // *Computer Aided Civil and Infrastructure Engineering*. 2010. Vol. 25. Iss. 4. Pp. 238—252.
4. *Tysiak W., Sereseanu A.* Project risk management using Monte Carlo simulation and Excel // *Computing*. 2010. Vol. 9. Iss. 4. Pp. 362—367.
5. *Mishra P., Tewari P., Mishra D. R., Dumka P.* Integration based on Monte Carlo Simulation // *International Journal of Mathematical Sciences and Computing*. 2023. Vol. 9. Iss. 3. Pp. 58—65.
6. *Acebes F., González-Varona J. M., Lopez-Paredes A., Pajares J.* Beyond probability-impact matrices in project risk management: A quantitative methodology for risk prioritisation // *Humanities and Social Sciences Communications*. 2024. Vol. 11. P. 670.
7. *Brandimarte P.* Handbook in Monte Carlo Simulation: Applications in Financial Engineering, Risk Management, and Economics, Hoboken, N. J. : Wiley, 2014. 688 p.
8. *Lawrence T., Darwich A.K., Means J. K.* ASHRAE GreenGuide (6th Edition), Design, Construction and Operation of Sustainable Buildings. Peachtree Corners, GA : ASHRAE, 2023. 394 p.
9. *Морозова И. М.* Радиологическая обстановка как одна из экологических проблем города Екатеринбурга // *Научно-исследовательские публикации*. 2015. № 2(22). С. 70—75.
10. *Гранатуров В. М.* Экономический риск: сущность, методы измерения, пути снижения. М. : Дело и Сервис, 2002. 160 с.
11. *Hossaini N., Reza B., Akhtar S., Sadiq R.* AHP based life cycle sustainability assessment (LCSA) framework: a case study of six storey wood frame and concrete frame buildings in Vancouver // *Journal of Environmental Planning and Management*. 2015. Vol. 58. Pp. 1217—1241.
12. *Markelj J., Kitek-Kuzman M., Grošelj P., Zbašnik-Senegačnik M.* A Simplified method for evaluating building sustainability in the early design phase for architects // *Sustainability*. 2014. Vol. 6. Iss. 12. Pp. 8775—8795.
13. *Bragança L., Mateus R., Koukkari H.* Building sustainability assessment // *Sustainability*. 2010. Vol. 2. Iss. 7. Pp. 2010—2023.
14. *Васин Д. В.* Современные подходы к нормированию содержания тяжелых металлов в почве // *Архивариус*. 2021. № 3(57). С. 8—10.
15. *Корчагина К. В., Смагин А. В., Решетина Т. В.* Новый метод оценки степени загрязнения почв цинком и свинцом с учетом изменений их концентраций и плотности сложения по профилю почв // *Вестник ОГУ*. 2013. № 10(159). С. 264—267.

© *Смирнова Е. Э., Азаров В. Н.*, 2025

Поступила в редакцию
20.06.2025

Ссылка для цитирования:

Смирнова Е. Э., Азаров В. Н. Моделирование риска экологического отказа при строительстве с использованием метода Монте-Карло // *Вестник Волгоградского государственного архитектурно-строительного университета. Серия: Строительство и архитектура*. 2025. Вып. 3(100). С. 131—144. DOI: 10.35211/18154360_2025_3_131.

Об авторах:

Смирнова Елена Эдуардовна — канд. техн. наук, доц. каф. техносферной безопасности, Санкт-Петербургский государственный архитектурно-строительный университет (СПбГАСУ). Российская Федерация, 190005, г. Санкт-Петербург, 3-я Красноармейская ул., 3/6; esmirnovae@yandex.ru

Азаров Валерий Николаевич — д-р техн. наук, проф., зав. каф. безопасности жизнедеятельности в строительстве и городском хозяйстве, Волгоградский государственный технический университет (ВолГГТУ). Российская Федерация, 400074, г. Волгоград, ул. Академическая, 1; azarovpubl@mail.ru

Elena E. Smirnova^a, Valerii N. Azarov^b

^a *Saint Petersburg State University of Architecture and Civil Engineering*

^b *Volgograd State Technical University*

MODELING THE RISK OF ENVIRONMENTAL FAILURE IN CONSTRUCTION USING THE MONTE CARLO METHOD

The paper presents a methodology for assessing the environmental risk associated with changes in the concentration of pollutants in the soil under the influence of construction, using the Monte Carlo method. Modified formulas for assessing partial and complete environmental failure are developed, taking into account the uncertainty of data and the weighting coefficients of the parameters. The modeling results demonstrate the advantages of the proposed methodology compared to existing approaches.

Key words: pollutants, Monte Carlo method, modeling, uncertainty and big data, risk assessment, construction, environmental risk.

For citation:

Smirnova E. E., Azarov V. N. [Modeling the risk of environmental failure in construction using the Monte Carlo method]. *Vestnik Volgogradskogo gosudarstvennogo arhitekturno-stroitel'nogo universiteta. Seriya: Stroitel'stvo i arhitektura* [Bulletin of Volgograd State University of Architecture and Civil Engineering. Series: Civil Engineering and Architecture], 2025, iss. 3, pp. 131—144. DOI: 10.35211/18154360_2025_3_131.

About authors:

Elena E. Smirnova — Candidate of Engineering Sciences, Saint Petersburg State University of Architecture and Civil Engineering. 3/6, 3-ya Krasnoarmeyskaya st., Saint Petersburg, 190005, Russian Federation; esmirnovae@yandex.ru

Valerii N. Azarov — Doctor of Engineering Sciences, Professor, Volgograd State Technical University (VSTU). 1, Akademicheskaya st., Volgograd, 400074, Russian Federation; azarovpubl@mail.ru; ORCID: 0000-0003-0944-0232