
ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА ДЛЯ ЭКОСИСТЕМЫ РЕКИ ПРОТВА В РАЙОНЕ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЙ

Е.В. Рева

ГК ООО «АНХ-Консалтинг»

Высоковольтный пр-д, 1, стр. 49, Москва, Россия, 109387

Предложена новая технология оценки экологического состояния речной экосистемы при наличии техногенной нагрузки очистных сооружений. Данная технология оценки экологического риска включает в себя ряд последовательных операций: выявление референтной биоты и количественное определение ее реакции на загрязнение; построение дозовых зависимостей и определение на их основе величин критических нагрузок на экосистему. Завершающей стадией данного процесса является вычисление с помощью ГИС-технологий величин риска и сравнение его с приемлемыми значениями. Показано, что на выбранном участке реки экологический риск не приемлем (риск > 27%, тогда как приемлемый риск ≤ 5%). Это позволяет сделать неутешительный прогноз для функционирования данной экосистемы на ближайшие 50—100 лет.

Ключевые слова: экологический риск, референтные виды, критические нагрузки, критерий приемлемости.

На современном этапе развития науки можно считать состоявшейся в научном плане и практически реализуемой технологию оценки риска для здоровья человека при действии химических веществ и ионизирующей радиации [9; 12; 13]. Что касается оценки риска на уровне экосистем или отдельных биоценозов, то в настоящее время такая методология только начинает разрабатываться и предлагаются модели, позволяющие адекватно оценивать повреждение природных сообществ и давать прогноз их развития [1; 14].

Экологический риск — вероятность возникновения отрицательных изменений в окружающей природной среде или отдаленных неблагоприятных последствий этих изменений вследствие отрицательного воздействия на окружающую среду [4]. Любое отрицательное воздействие, в свою очередь, приводит к нарушению устойчивости экосистемы. Одним из показателей устойчивости среды к воздействию антропогенных факторов являются величины критических нагрузок (КН), рассчитываемые для различных поллютантов [2]. Концепция критических нагрузок основана на биогеохимических принципах и предполагает определение такого уровня поступления поллютантов, когда начинает проявляться их вредное воздействие на экосистему [2]. В основе оценки экологического риска с помощью анализа КН лежит сравнение последних с экспериментальными величинами.

Одним из подходов к оценке экологического риска является выбор так называемой референтной биоты (из представителей флоры и фауны), адекватно отражающей степень загрязнения или неблагополучия в конкретном биоценозе [10]. Выбор небольшого числа референтных видов и создание соответствующей базы данных служит основой для более глубокого понимания и в то же время необходимого и достаточного упрощения связи между степенью антропогенной нагрузки и состоянием экосистемы.

Цель данной работы состояла в оценке экологического риска для экосистемы р. Протва Калужской области в районе функционирования трех очистных сооружений (ОС) на основе концепции референтных видов, а также на основе анализа КН.

При расчете риска был принят единый критерий приемлемости величины техногенного воздействия — 95% защищенность экосистем (доля площади с превышениями критических нагрузок не должна занимать более 5% от общей площади участков реки) [3; 5].

Материалы и методы. Для нахождения величин КН на экосистему р. Протва были построены дозовые зависимости в точках наибольшей техногенной нагрузки — местах сбросов очистных сооружений (рис. 1).

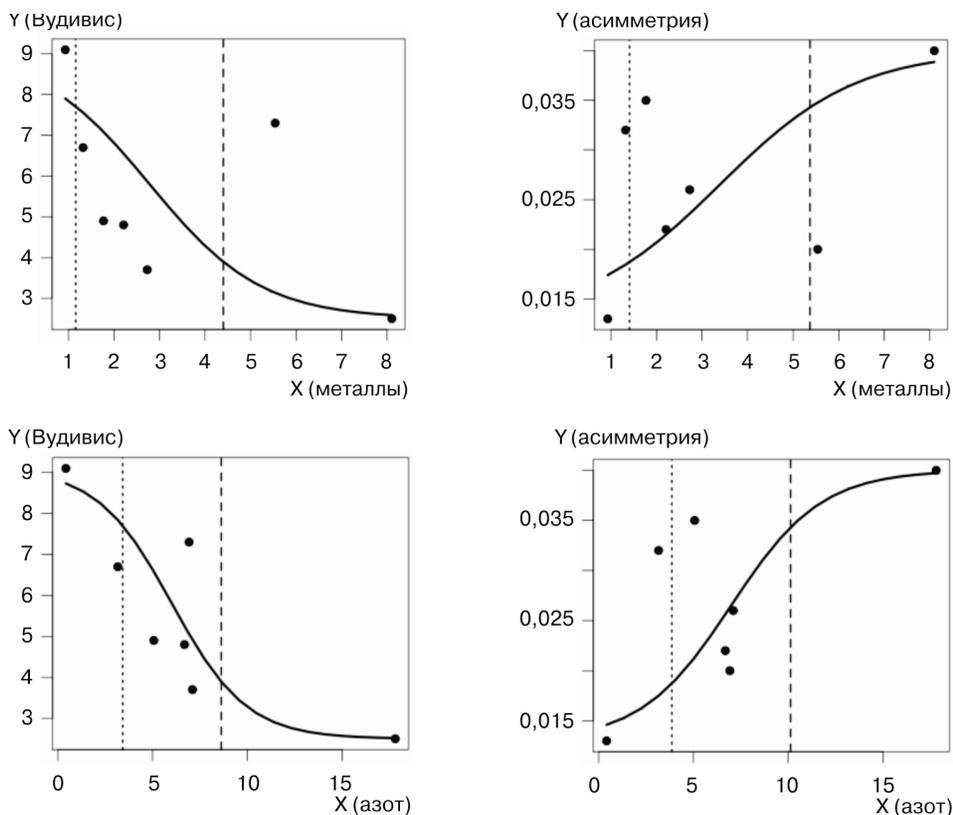


Рис. 1. Зависимости «доза—эффект» и функции экологического риска:

по оси абсцисс — значения индекса токсичности; по оси ординат — индекса Ф. Вудивиса и коэффициента флуктуирующей асимметрии. Вертикальные линии означают значения критических нагрузок: мелкий пунктир — начало, крупный — конец быстрых изменений в экосистеме

Кривая «доза—эффект» связывала входные (нагрузки) и выходные (отклик экосистемы) параметры экосистемы. В качестве выходных параметров выступали биотический индекс Ф. Вудивиса, отражающий видовое разнообразие зообентоса, а также коэффициент флуктуирующей асимметрии референтного вида (табл. 1), оцененные по стандартным методикам [7]. Данные показатели адекватно отражают состояние речной экосистемы, а также имеют строгую количественную градацию в широком диапазоне антропогенного воздействия.

Параметры для построения дозовых зависимостей «металлы—Вудивис», «азот—Вудивис», «металлы—асимметрия», «азот—асимметрия»

Участок р. Протва	Площадь участка, км ²	Входные параметры — индексы токсичности, усл. ед.		Выходные параметры — отклики экосистемы, усл. ед.	
		металлы (Cu, Zn, Ni)	азот общий (NH ₄ , NO ₂ , NO ₃)	биотический индекс Ф. Вудивиса	коэффициента симметрии <i>Nuphariutea</i>
До ОС г. Обнинска	0,0032	1,32	3,16	6,70	0,032
После ОС г. Обнинска	0,5772	1,77	5,06	4,90	0,035
До ОС ВНИИСХРАЭ	0,0032	2,21	6,68	4,80	0,022
После ОС ВНИИСХРАЭ	0,2044	2,73	7,10	3,70	0,026
До ОС г. Жукова	0,0020	5,54	6,92	4,30	0,020
После ОС г. Жукова	0,2901	8,1	17,8	3,50	0,040
Фон (с. Ильинское)	0,0035	0,93*	0,42*	9,10	0,013
	Общая: 1,0836				

В рамках данного подхода входные нагрузки целесообразней было представить в виде безразмерных коэффициентов, поэтому по каждой группе веществ (тяжелые металлы и соединения азота) были рассчитаны индексы токсичности по формуле [3; 8]:

$$I = C_1 / \text{ПДК}(C_1) + C_2 / \text{ПДК}(C_2) + \dots + C_n / \text{ПДК}(C_n),$$

где $C_{1,2,\dots}$ — концентрации загрязняющих веществ на данном участке реки, мг/л; $\text{ПДК}(C_{1,2,\dots})$ — предельно допустимые концентрации загрязнителей для водоемов рыбохозяйственного значения, мг/л.

При расчете агрегационных индексов для тяжелых металлов также учитывались коэффициенты пересчета концентрации металлов, учитывающие часть металла, находящегося в несвязанной ионной, токсичной для биоты форме [8].

В качестве аппроксимирующей зависимость доза—эффект уравнения регрессии во всех случаях использовалась логистическая функция вида [3]

$$y = \frac{A - a_0}{1 + e^{\alpha + \beta x}} + a_0,$$

где y — оценка биологического эффекта (в нашем случае, экосистемные параметры); x — оценка нагрузки, то есть значение индекса токсичности, α , β — коэффициенты; a_0 — минимальный уровень y ; A — максимальный уровень y .

После линеаризации уравнения с помощью логарифмирования логистическое уравнение преобразовывалось в уравнение прямой, коэффициенты которой (α , β) находились с помощью программы *R* — языка программирования и системы, предназначенной для анализа и представления данных [15]. Для нахождения координат критических точек приравнивали к нулю производные функции разных порядков и полученные уравнения решали относительно x .

Для нахождения вероятности превышения критических нагрузок (экологического риска) были построены эмпирические функции распределения загрязнения по площади (рис. 2). Основным алгоритм заключался в построении вариационного ряда для выбранной группы загрязняющих веществ. При этом концентрации упорядочивались по возрастанию. Затем вычислялись доли площади с загрязнением, превышающим заданное, которые и интерпретировались как вероятность превышения КН, выраженная в процентах.

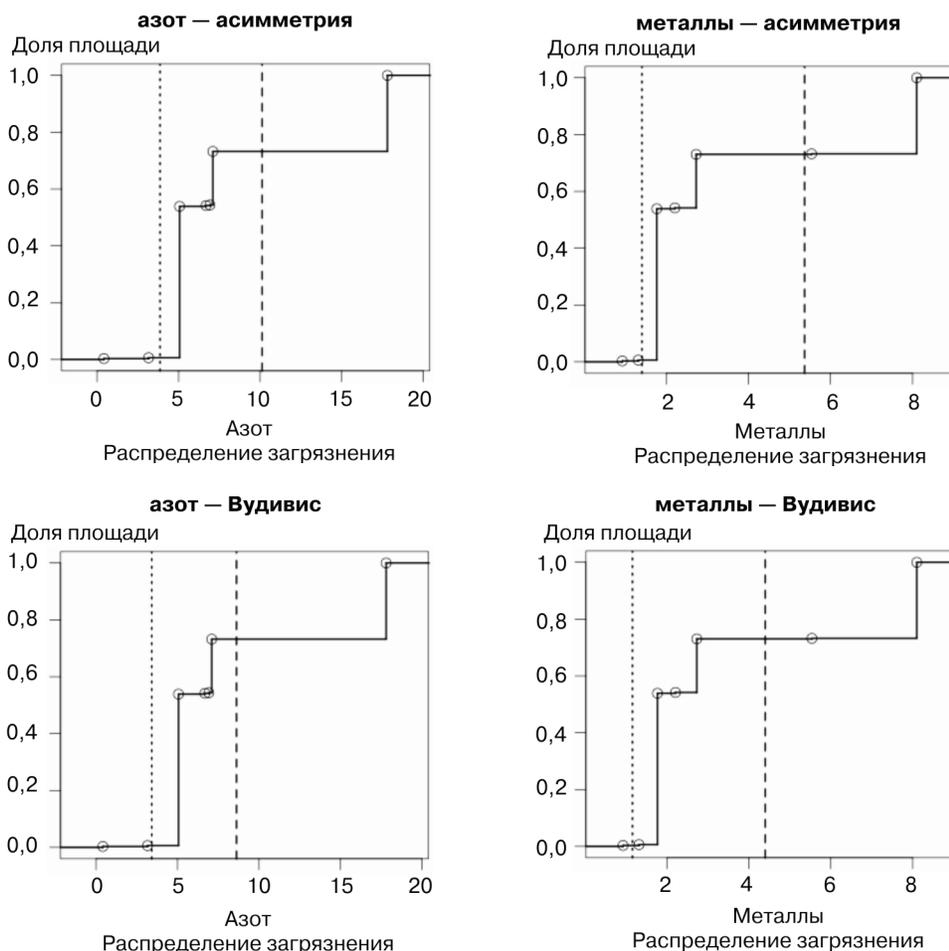


Рис. 2. Зависимости «доза—эффект» и функции экологического риска:

по оси абсцисс — значения индекса токсичности; по оси ординат — индекса Ф. Вудивиса и коэффициента флуктуирующей асимметрии. Вертикальные линии означают значения критических нагрузок: мелкий пунктир — начало, крупный — конец быстрых изменений в экосистеме

Результаты и их обсуждение. На начальном этапе работы была предпринята попытка выявить среди представителей флоры и фауны водоема референтный вид. С этой целью оценивались представители высших растений (эхиноцистис дольчатый *Echinocystis lobata* и хмель вьющийся *Humulus Lupulus*, кубышка желтая *Nuphar lutea*, рдест блестящий *Potamageton lusens*), а также зообентоса (шаровка роговая *Sphaerium corneum*, малая ложноконская пиявка *Heprobdelta octoculata*, битиния щупальцевая *Bitinia tentaculata*) [11]. В результате исследований был выбран гидрофит *Nuphar lutea*, который удовлетворял всем предъявляемым требованиям к референтной биоте [11], а именно: являлся типичными представителями флоры рассматриваемой географической области и конкретной экосистемы; имел высокую частоту встречаемости; служил индикаторами рассматриваемого загрязнения; являлся многочисленным видом, был легко доступным при отборе проб, а также обладал достаточной устойчивости к действию загрязнителей.

На этапе определения экологического риска для экосистемы р. Протва анализ дозовых зависимостей показал, что имеет место выраженная ступенчатость, т.е. реакция экосистемы на загрязнение не линейна, а имеет пороговый характер (см. рис. 1). При этом точки перегиба кривой (критические нагрузки) соответствуют «быстрым» изменениям в экосистеме под воздействием загрязняющих веществ. Данное обстоятельство подтверждает тот факт, что экосистемы обладают эффективными механизмами саморегуляции и устойчивостью. При этом пороговость в реакции экосистемы на антропогенное воздействие соответствует переходам системы на разные уровни развития — от стабильного к импактному [3] (импактный уровень в данном случае означает метастабильное состояние экосистемы, когда невозможно отделить локальное действие токсической нагрузки от естественно обусловленных изменений по воздействию антропогенной нагрузки).

Сравнение КН с фактическими величинами загрязнения выявило, что практически во всех случаях имеются превышения КН в местах сбросов сточных вод от ОС на рассматриваемом участке, а вероятности превышения критических нагрузок превышают установленный критерий приемлемости на 27 и более % (табл. 2).

Таблица 2

Результаты анализа зависимости доза—эффект для различных параметров экосистемы р. Протва

Параметр	α	β	Критические нагрузки — точки начала/конца «быстрых» изменений в экосистеме, ед. ИТ	Вероятность превышения критических нагрузок начала/конца «быстрых» изменений в экосистеме, %
ИТ(металлы) — Биотич. индекс Ф. Вудивиса	-2,26	0,81	1,17 / 4,4	99,6 / 27
ИТ (азот) — Биотич. индекс Ф. Вудивиса	-3,05	0,51	3,41 / 8,62	99,4 / 27
ИТ (металлы) — Коэфф. флукт. асимметрии	2,25	-0,67	1,39 / 5,37	99,4 / 27
ИТ (азот) — Коэфф. флукт. асимметрии	2,94	-0,42	3,86 / 10,12	99,4 / 27

Имеется значительный разброс величин доли площади превышений КН в зависимости от выбора точки начала или точки конца «быстрых» изменений в экосистеме (см. табл. 2). При этом более благоприятным получается риск, рассчитанный по КН конца «быстрых» изменений, характеризующих предел толерантности экосистемы.

Если опираться на классическое определение КН как максимально недействующей нагрузки, точку конца «быстрых» изменений нецелесообразно использовать для определения экологического риска. Однако если предположить, что в начале резкого скачка значений параметров экосистема реки еще способна к самовосстановлению, а необратимые изменения начинаются после прохождения точки конца «быстрых» изменений, которые представляют собой переход в метастабильное состояние, уместней будет использовать последнее для определения экологического риска.

Таким образом, экологический риск для экосистемы р. Протва на рассматриваемом участке неприемлем вследствие превышения критерия приемлемости техногенного воздействия на 22%. Данное обстоятельство позволяет сделать неутешительный прогноз для функционирования водной экосистемы на ближайшие 50—100 лет.

Предложенная концепция оценки экологического риска на основе выявления референтного вида и анализа КН поллютантов позволяет нам получить интегральные количественные характеристики загрязнения водной экосистемы, которые являются основой для принятия управленческие решения в отношении работы промышленных загрязнителей и сохранения биогеохимической структуры, биоразнообразия и продуктивности экосистем.

ЛИТЕРАТУРА

- [1] *Алексеев В.В., Крышев И.И., Сазыкина Т.Г.* Физическое и математическое моделирование экосистем. — СПб.: Гидрометеоиздат, 1992.
- [2] *Башкин В.Н.* Экологические риски: расчет, управление, страхование: Учеб. пособие. — М.: Высшая школа, 2007.
- [3] *Воробейчик Е.Л.* Экологическое нормирование токсических нагрузок на наземные экосистемы: Дисс. ... д-ра биол. наук. — Екатеринбург, 2004.
- [4] ГОСТ Р 14.09-2005. Экологический менеджмент. Руководство по оценке риска в области экологического менеджмента. Утв. приказом Ростехрегулирования от 30.12.2005 № 526-ст.
- [5] *Демидова О.А.* Оценка экосистемного риска при экологическом обосновании строительства промышленных объектов // *Экология и промышленность России*. — 2007. — № 3. — С. 50—52.
- [6] *Крышев А.И.* Динамическое моделирование переноса радионуклидов в гидробиоценозах и оценка последствий радиоактивных загрязнений для биоты и человека: Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. — Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2008.
- [7] *Мелехова О.П., Егорова Е.И., Евсеева Т.И. и др.* Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование: Учебн. пособие. — М.: Академия, 2007.
- [8] *Моисеенко Т.И.* Концепция «здоровья» экосистемы в оценке качества вод и нормирования антропогенных нагрузок // *Экология*. — 2008. — № 6. — С. 411—419.
- [9] *Рахманин Ю.А., Онищенко Г.Г.* Проблемы оценки риска здоровью населения от воздействия факторов окружающей среды. — М., 2004.
- [10] *Рева Е.В., Рассказова М.М., Сызныныс Б.И.* Выбор критериев при оценке экологического риска в районе функционирования станции водоочистки // *Бюллетень московского общества испытателей природы*. — М., 2009. — С. 306—312.
- [11] *Рева Е.В.* Концепция выбора референтных видов применительно к оценке экологического риска для водных экосистем // *Вода: технология и экология*. — 2011. — № 2. — С. 28—36.
- [12] Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду (Руководство Р 2.1.10.1920-04). — М., 2004.
- [13] *Сызныныс Б.И., Тянтова Е.Н., Мелехова О.П.* Экологический риск: Учеб. пособие. — М.: Логос, 2005.
- [14] *Пяткова С.В., Горшкова Т.А., Сызныныс Б.И.* Экосистемное нормирование: Учеб. пособие. — Обнинск: ИАТЭ, 2007.
- [15] R Development Core Team (2010). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.R-project.org/>

ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT FOR THE PROTVA RIVER ECOSYSTEM IN THE VICINITY OF THE WATER TREATMENT PLANT

E.V. Reva

ANH-CONSULTING

High Voltage pr-d, 1, p. 49, Moscow, Russia, 109387

This paper introduces a new technology of ecological status of river ecosystems assessment in the presence of man-made burden of treatment facilities. The technology of ecological risk assessment includes: identifying the referent of the biota and its response to pollution; the construction of dose response determination based on these values of critical loads on the ecosystem. The final stage of this process is the calculation by using GIS technology magnitude of risk and its comparison with the acceptable values. It is shown that in a selected area of the river ecological risk is not acceptable (risk > 10%, while acceptable risk ≤ 5%). This implies a disappointing forecast for the functioning of the ecosystem over the next 50—100 years.

Key words: ecological risk, referential kinds, critical loadings, criterion of an acceptability.