

К ШЕСТИДЕСЯТИЛЕТИЮ НАИБОЛЕЕ ИЗВЕСТНОГО МЕТОДА РАСЧЕТА ПРОЦЕССОВ РАЗБАВЛЕНИЯ

© 2010 г. А.П. Лепихин

Камский филиал ФГУП «Российский научно-исследовательский институт комплексного использования и охраны водных ресурсов», г. Пермь

Ключевые слова: методы расчетов процессов разбавления в реках, разбавления в реках, водотоки.



Проведен анализ наиболее распространенного метода расчета процессов разбавления в реках, предложенного В.А. Фроловым в 1950 г. Его популярность объясняется простотой и удачным выбором определяющих параметров. Показан характер связи данного метода с моделями, построенными на основе К-моделей диффузии. Даны оценки области его оптимального применения.

В 1950 г. в ведомственном сборнике [1] была опубликована на 6 страницах статья инженера секции по научной разработке проблем водного хозяйства Академии наук СССР В.А. Фролова, где излагался весьма революционный для того времени метод расчета процессов разбавления сбрасываемых в водотоки сточных вод. За прошедшие 60 лет практически в любой работе, посвященной вопросам разбавления и регламентации сброса сточных вод, прямо или косвенно ссылаются на эту статью. К сожалению, большинство специалистов знакомы не с оригиналом статьи, а с ее вторичным изложением в многочисленных нормативных и методических документах [2—4] и др.

Когда создавался рассматриваемый метод расчета, В.А. Фролов имел не только весьма ограниченный объем натуральных данных о рассматриваемых процессах, но и крайне незначительные вычислительные возможности. За прошедшие годы по данной тематике опубликованы

сотни работ, вместо арифмометров и логарифмических линеек в распоряжении специалистов — мощные компьютеры, тем не менее, данный метод с дополнением И.Д. Родзиллера до сих пор неизменно переписывается из одного нормативно-методического документа в другой ([3, 4] и др.). В чем причина такого «долголетия» этого метода расчетов?

Проблема эффективной оценки процессов разбавления возникла еще при разработке первых в России Правил сброса сточных вод, разработанных под руководством Г.В. Хлопина в 1908 г. [5]. В них кратность разбавления оценивается как отношение расходов воды водотока-приемника и сбрасываемых сточных вод. Такая же схема была использована С.Н. Черкинским в 1947 г. [6]. Естественно, такой подход может быть пригодным, только если имеет место достаточно полное смешение сбрасываемых стоков с водой водотока-приемника, то есть распределение лимитирующих показателей качества должно быть в контрольном створе достаточно равномерным по сечению потока. К сожалению, расстояние до контрольного створа, как правило, существенно меньше расстояния до створа полного смешения.

В опубликованной в 1946 г. работе А.В. Караушева [7] были продемонстрированы возможности расчета распределения зон загрязнения, формирующиеся постоянно действующими источниками загрязнения, на основе численного решения уравнения диффузии. Для решения данного уравнения предлагалась упрощенная явная разностная схема с использованием трехточечного шаблона. Данная схема может быть устойчивой, если выполняется условие Куранта, что обуславливает весьма существенную громоздкость проведения расчетов в «ручном» исполнении, тем более в трехмерной постановке. В то же время, те исходные предпосылки, которые были приняты при его построении, в значительной мере, снижают его эффективность.

Сама «диффузионная» схема переноса примеси предполагает ярко выраженный бимодальный спектр со значительным разнесением низко- и высокочастотных колебаний. К сожалению, спектральные функции русловых потоков, как правило, весьма далеки от такой формы.

Поэтому, несмотря на очень большое количество публикаций, начиная с классических работ В. Шмидта [8, 9] и В.М. Маккавеева [10], вопрос о корректности применения для описания процессов смешения в русле модели классической диффузии остается под вопросом. Более корректным и адекватным представляется использование моделей обобщенной диффузии, построенной на основе фрактальных представлений. Их обзор дается в [11]. Однако в этом случае становится весьма проблематичным решение как чисто вычислительных вопросов, так и оценок параметров модели.

Если условие бимодальности спектра носит общеметодический характер, то требуемое в [7] представление рассматриваемой расчетной области в виде прямолинейного участка прямоугольного сечения с постоянными значениями глубины, ширины потока, является характерной особенностью данного метода.

Модель предполагает априорное задание всех гидрометрических характеристик потока, включая скорость, ширину, глубину потока, значения коэффициента турбулентного обмена, то есть предполагается, что сброс сточных вод не вносит значимых изменений в гидравлический режим рассматриваемого водного объекта. Данное допущение возможно только, если расход сброса сточных вод существенно меньше расхода водотока-приемника ($q/Q \ll 1$). В противном случае в метод расчетов необходимо включать систему уравнений Сен-Венана, по крайней мере, в одномерной постановке.

Все эти обстоятельства обусловили значительную потребность в простом и весьма прозрачном методе расчетов, в то же время учитывающем основные «базовые» параметры, определяющие интенсивность процессов перемешивания.

Как правило, для решения задач регламентации достаточно только значение максимальных по сечению потока концентраций лимитирующего ингредиента, что может существенно упростить рассматриваемую задачу.

В условиях стационарной задачи для консервативной примеси, исходя из балансовых соотношений, имеем:

$$\frac{C_{\max}(x) - C_R}{C_{\text{сб}} - C_R} = f(x), \quad (1)$$

где $C_{\max}(x)$ — расчетная максимальная концентрация лимитирующего ингредиента по сечению водотока на расстоянии x от источника загрязнения, мг/л;

C_R — расчетная концентрация лимитирующего ингредиента при максимально полном перемешивании сточных вод с водой водотока-приемника, мг/л;

$C_{\text{сб}}$ — концентрация рассматриваемого загрязняющего вещества в сбрасываемых стоках, мг/л.

При этом $f(x) \rightarrow 1$ если $x \rightarrow 0$, а при $x \rightarrow \infty$, $f(x) \rightarrow 0$.

Данное соотношение констатирует не вызывающее возражений для условий постоянного сброса консервативных веществ следующее допущение: расчетная максимальная концентрация по сечению водотока

$C_{\max}(x)$ находится в интервале $C_R \leq C_{\max}(x) \leq C_{\text{сб}}$. При этом $C_{\max}(x) \rightarrow C_{\text{сб}}$, если $x \rightarrow 0$ и $C_{\max}(x) \rightarrow C_R$, если $x \rightarrow \infty$, где

$$C_R = \frac{C_{\text{сб}} \cdot q + C_{\text{ф}} \cdot Q}{Q + q} = \frac{C_{\text{сб}} \left(\frac{q}{Q} + \frac{C_{\text{ф}}}{C_{\text{сб}}} \right)}{\left(1 + \frac{q}{Q} \right)}, \quad (2)$$

где $C_{\text{ф}}$ — фоновая концентрация, мг/л;

Q — расход водотока-приемника, м³/с;

q — расход сбрасываемых сточных вод, м³/с.

Вполне естественно допустить, что интенсивность изменения $C_{\max}(x)$ определяется параметрами сброса, гидравлическими характеристиками водотока, неоднородностью распределения содержания рассматриваемых ингредиентов по сечению потока.

В.А. Фролов [1] для характеристики рассматриваемой функции $f(x)$ выбрал минимальное возможное количество исходных параметров. При этом интенсивность выравнивания содержания загрязняющих ингредиентов по сечению потока принимается пропорционально разности $C_{\max}(x) - C_R$. В качестве безразмерного параметра масштаба расстояния от источника загрязнения рассматривается

$$X = \left(\frac{x \cdot D_{\text{эф.тур}}}{q} \right), \quad (3)$$

$D_{\text{эф.тур}}$ — эффективный коэффициент турбулентности диффузии, м²/с.

Используя данные исходных допущений, несложно построить модель для оценки $f(x)$.

При этом в зависимости от X следует рассматривать градиент концентрации, а не само содержание загрязняющих веществ, так как концентрация в любой точке потока зависит от условий сброса, поэтому она не может быть полностью автомодельна по данным параметрам.

В этих условиях, исходя из анализа размерности, принимая условия неполной автомодельности $\frac{dC}{dX}$ относительно X , имеем

$$\frac{d(C_{\max}(x) - C_R)}{(C_{\text{сб}} - C_R) dX} = -X^\alpha \cdot \Pi^\gamma(z). \quad (4)$$

В то же время при $x < \frac{H^2 V}{D_{yy}}$ и $x \gg \frac{B^2 V}{D_{zz}} C_{\max}(x) \rightarrow C_{сб} \cdot (q/Q)$,

параметр $\Pi(z)$, $z \sim \left(\frac{D_{zz}}{D_{yy}} \cdot \frac{H^2}{B^2} \right)$:

$\Pi(z) \rightarrow 1$, при $z \sim 1$,

$\Pi(z) \rightarrow 1/2$, при $z \ll 1$.

Решая уравнение (4) относительно $C_{\max}(x)$, имеем

$$C_{\max}(X) = C_R + (C_{сб} - C_R) \exp\left(-\frac{\Pi^\gamma X^{\alpha+1}}{\alpha+1}\right), \quad (5)$$

где B, H, V — значения ширины, глубины и скорости водотока-приемника, соответственно;

D_{zz}, D_{yy} — коэффициенты вертикальной и горизонтальной диффузии, соответственно;

$\Pi(z)$ — безразмерный параметр, характеризующий особенности процесса перемешивания.

Нетрудно видеть, что при $\alpha = -1$ и $\Pi \equiv 1$ получаем соотношение, совпадающее с диффузионной моделью при разбавлении в широком и глубоком водотоке, в то же время, если $\alpha = -1$ и $\Pi \equiv 1/2$ решение согласуется с моделью диффузии плоской струи.

При $\alpha = -2/3$ получаем модель В.А. Фролова [1] $C_{\max}(X) = C_R + (C_{сб} - C_R) \exp(-3X^{1/3})$ или $C_{\max}(X) = C_R + (C_{сб} - C_R) \cdot f(X)$. Для того чтобы учесть особенности расположения водовыпуска в потоке, а также интенсификацию процессов разбавления вследствие изменения извилистости водотока, в [1] были введены параметры φ и ξ , характеризующие характер расположения источника загрязнения в сечении потока (φ) и извилистость водотока (ξ) в составе функции

$$f(x) \sim \exp\left(-\xi \cdot \varphi \cdot \left(\frac{D_{\text{тип}} x}{q}\right)^{1/3}\right). \quad (6)$$

При этом $\varphi = 1,5$, если водовыпуск располагается на стрелке реки и $\varphi = 1$, если имеет место береговой выпуск. Нетрудно видеть, что при водотоке прямоугольного сечения с естественным сбросом и характерной извилистостью $\xi \sim 2$, тогда $\xi \cdot \varphi \sim 3$.

В зависимости от соотношения гидродинамических и морфометрических параметров речного потока диффузия может происходить как по

ширине и глубине потока (глубокие водотоки), так и только по ширине потока (мелкие водотоки).

При этом, исходя из диффузионной схемы, при $x \ll \frac{H^2V}{D_{zz}}$ и $x \ll \frac{B^2V}{D_{yy}}$ $C_{\max}(x) \sim \frac{C_{сб}}{X}$.

В то же время, при $x \geq \frac{H^2V}{D_{zz}}$ и $x \ll \frac{B^2V}{D_{yy}}$ $C_{\max}(x) \sim \frac{C_{сб}}{\sqrt{X}}$.

Вторым базовым положением в модели В.А. Фролова является введенный им коэффициент смешения $a(x)$ как мера равномерности распределения поллютантов по сечению потока. В качестве такого коэффициента было принято соотношение $a = \frac{C_R}{C_{\max}(x)}$ при этом, естественно, $0 \leq a \leq 1$.

Из соотношения (5) не трудно видеть, что

$$a^{-1} = \left(1 + \left(\frac{1+q/Q}{\left(\frac{q}{Q} + \frac{C_{\phi}}{C_{сб}} \right)} - 1 \right) f(x) \right) \quad (7)$$

$$\text{При } C_{\phi} \ll C_{сб} \quad a(x) = \frac{1}{1 + \frac{Q}{q} \cdot f(x)} \quad (8)$$

Соответственно, кратность разбавления $C_{сб}/C_{\max}(x)$ имеет следующий вид: $n(x) = 1 + a(x) \cdot Q/q$.

Следует подчеркнуть, что соотношение (8) следует из (5) и (7) при допущении $C_{\phi} \ll C_{сб}$.

В 1954 г. вышла в виде отдельной монографии работа И.Д. Родзиллера [12] посвященная анализу метода В.А. Фролова. И.Д. Родзиллер считал целесообразным при оценке параметра $a(x)$ рассматривать не абсолютные значения концентрации, а их превышение над фоновым уровнем:

$$C_{\max p}(x) = (C_{Rp} - C_{\phi}) + (C_{сб} - C_{Rp}) \cdot f(x). \quad (9)$$

$$\text{Соответственно } C_{Rp} = \left(\frac{C_{сб} - C_{\phi}}{Q + q} \right),$$

$$a_p(x) = \left(\frac{C_R - C_\Phi}{C_{\max} - C_\Phi} \right) \left(\frac{q + Q}{Q} \right) - \frac{q}{Q} \text{ или}$$

$$a_p(x) = \frac{1 - f(x)}{1 + \frac{Q}{q} f(x)}. \quad (10)$$

На наш взгляд предположение И.Д. Родзиллера [12] далеко не однозначно. Так как:

— ПДК для большинства загрязняющих веществ получена для абсолютных значений, а не для их превышений над фоновыми значениями для $a_p(x)$;

— соотношение (8), также как и соответствующее соотношение $a_p(x)$, как уже подчеркивалось, получено в пренебрежении фоновыми концентрациями, то есть принимаем, что $\frac{C_\Phi}{C_{\text{сб}}} \ll 1$;

— расчетные значения для $a_p(X)$, как правило, очень близки к $a(X)$, а соответственно и все остальные параметры (рис. 1).

Отмеченная также в [12] некорректность оценки расстояния до створа «полного» перемешивания по модели В.А. Фролова [1] обусловлена в первую очередь некорректностью постановки самой задачи в рамках рассматриваемой модели [1], в то же время для решения задач регламентации сбросов эти оценки не имеют практического значения.

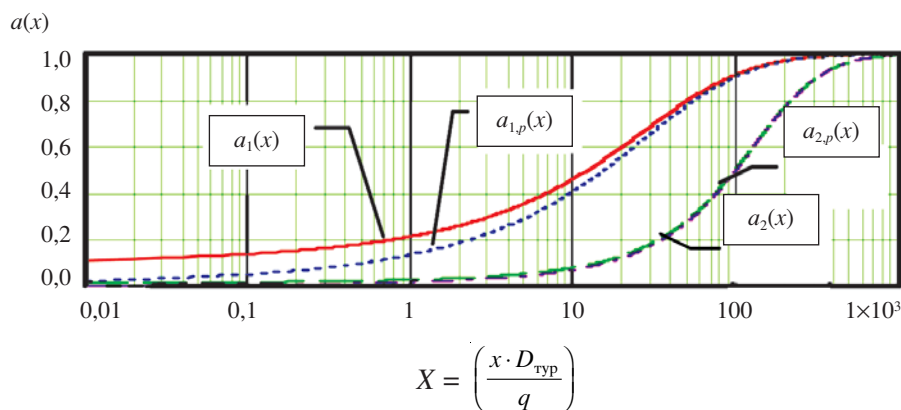


Рис. 1. Зависимость коэффициента смещения $a(\bar{x})$, оцениваемого по соотношениям (8) и (10) от X для различных значений отношения Q/q : $a_1(x)$, $a_{1,p}(x)$ — при $Q/q = 10$; $a_2(x)$, $a_{2,p}(x)$ — при $Q/q = 100$.

Поэтому, хотя впоследствии данный метод получил название метод В.А. Фролова — И.Д. Родзиллера, вклад второго соавтора вряд ли может быть признан конструктивным и сопоставимым с вкладом В.А. Фролова.

В дальнейшем появилось достаточно большое количество аналитических зависимостей, построенных на основе решений уравнения турбулентной диффузии в К-приближении, в частности [13].

Если расчетная область представляет собой прямолинейный участок прямоугольного сечения с глубиной H и шириной B , то при допущении постоянных значений скорости потока и коэффициентов диффузии, постоянства точечного источника загрязнения, а также отсутствия потока загрязнения через смоченный периметр и свободную поверхность потока (условия отражения), то есть

$$\left. \frac{\partial C}{\partial y} \right|_{y=0} = 0, \quad \left. \frac{\partial C}{\partial z} \right|_{\substack{z=0 \\ z=B_0}} = 0,$$

аналитическое решение уравнения диффузии имеет по [13] следующий вид:

$$C(x, y, z) = \frac{C_{сб} \cdot q \cdot \exp\left(-\frac{Z^2 V}{D_{zz} X}\right) \cdot \exp\left(-\frac{Y^2 V}{D_{yy} \bar{X}}\right)}{\sqrt{2\pi \cdot D_{yy} D_{zz}} \cdot \bar{X} \cdot \operatorname{erf}\left(\frac{B\sqrt{V}}{4\sqrt{D_{yy} \bar{X}}}\right) \operatorname{erf}\left(\frac{H\sqrt{V}}{4\sqrt{D_{zz} \cdot \bar{X}}}\right)} + C_{\phi}, \quad (11)$$

где $\operatorname{erf}(\zeta) = \int_0^{\zeta} e^{-t^2} dt$ — функция ошибок (начало координат совпадает с

точечным источником загрязнения).

Учитывая, что $\operatorname{erf}(\zeta) \rightarrow 1$, при $\zeta \gg 1$ и $\operatorname{erf}(\zeta) \rightarrow \zeta$ при $\zeta \ll 1$, в этом случае для $z = 0, y = 0$

$$\left(\frac{B\sqrt{V}}{4\sqrt{D_{yy} \bar{X}}}\right) \gg 1; \quad \left(\frac{H\sqrt{V}}{4\sqrt{D_{zz} \bar{X}}}\right) \gg 1,$$

$$C_{\max D}(x) = \frac{C_{сб} \cdot q}{\sqrt{2\pi} (D_{yy} D_{zz})^{1/2} x}.$$

В то же время, если $\left(\frac{B\sqrt{V}}{4\sqrt{D_{yy}x}}\right) \ll 1$, то

$$C_{\max Д}(x) = \frac{C_{сб} \cdot q}{2H(\pi \cdot V \cdot D_y \cdot x)^{1/2}} \cdot \frac{1}{\operatorname{erf}\left(\frac{B \cdot \sqrt{V}}{4(D_y \cdot x)^{1/2}}\right)} + C_{ф}. \quad (12)$$

Здесь $C_{\max Д}(x)$ — максимальная расчетная концентрация в сечении потока, получаемая исходя из двухмерной диффузионной модели.

Диффузионная модель предполагает, как правило, значимые различия вертикальной D_{zz} и горизонтальной D_{yy} диффузии.

Эффективный коэффициент горизонтальной диффузии из-за «Тейлоровского» эффекта значительно больше вертикального коэффициента турбулентной диффузии. Естественно, при написании работы [1] эти эффекты не были известны и поэтому принималось что $D_{zz} \cong D_{yy}$. Базовая работа Дж. Тэйлора по значительному усилению процессов перемешивания вследствие неравномерного распределения скоростей течения по сечению потока была опубликована в 1954 г. [14].

Сопоставительный анализ наиболее известных соотношений для оценки D_y дан в [15].

Наиболее известные соотношения предложены Fisher [16]:

$$\frac{D_y}{H \cdot V_*} \sim 0,022 (B/H)^{0,75} \quad (13)$$

и Bansal [17]:

$$\frac{D_y}{H \cdot V_*} \sim \frac{1}{3524} \left(\frac{C}{\sqrt{g}}\right) (B H)^{1,78}, \quad (14)$$

где V_* — динамическая скорость потока, м/с.

При характерных значениях, согласно [18], для плесов $(B/H) \approx 40$, а также $C \sim 30$, оба соотношения дают достаточно близкие результаты.

$$\frac{D_y}{H \cdot V_*} \sim 0,022 (B/H)^{0,75} = 0,35,$$

$$\frac{D_y}{H \cdot V_*} \sim \frac{1}{3524} \left(\frac{C}{\sqrt{g}}\right) (B H)^{1,378} = 0,45.$$

В то же время по используемому в [1] соотношению В.М. Маккавеева [7, 19]:

$$\frac{D_{\text{тур}}}{H \cdot V_*} \approx \frac{\sqrt{g}}{M} = 0,11, \quad (15)$$

$$M = 0,7C + 6.$$

В настоящее время выполнено достаточно большое количество исследований, направленных на оценку методов расчетов процессов разбавления, некоторые из них даются в [21]. Основной недостаток большинства из них состоит в том, что исходные материалы представляют собой результаты точечных измерений с достаточно малым интервалом осреднений $\sim 10\text{—}100$ с. В то же время, сама диффузионная схема моделирования предполагает, как уже отмечалось, осреднение с интервалом $T \gg T_{\text{тур}}$ — характерного временного масштаба турбулентных пульсаций. Поэтому данные оценки, как правило, недостаточно корректны.

В связи с этим представляет непосредственный интерес сопоставление результатов расчетов, полученных на основе соотношения (6) и диффузионных моделей. Данный анализ тем более целесообразен, учитывая, что метод А.В. Караушева [7, 21], рассматриваемый в [4] как точный, не может, при использовании постоянных значений скорости потока и коэффициентов диффузии на расчетном участке и характерных размеров источника загрязнения $L_{\text{ист}} \ll B$, давать более точные значения, чем при использовании аналитических зависимостей (11), (12).

Для удобства проведения сопоставительного анализа, преобразуем соотношение (12), учитывая, что для широких русел $H \cdot V \cdot B \sim Q$, а соотношение B/H для плесов по [18] находятся в диапазоне $35\div 45$, при этом

$C \sim 30 \div 35$, а $\frac{\sqrt{g}}{C} \sim 0,1$, имеем

$$C_{\text{max}}(x) = \frac{C_{\text{сб}}}{2\sqrt{\pi}} (q/Q)^{1/2} (B/H)^{1/2} \times$$

$$\times \frac{1}{\bar{X}^{1/2} \operatorname{erf} \left(\frac{B \cdot \sqrt{V}}{4 \left(0,022 \left(\frac{B}{H} \right)^{0,75} \frac{H \cdot V \cdot \sqrt{g}}{C} \cdot x \right)^{1/2}} \right)}. \quad (16)$$

Используя в (16) в качестве оценки D_y соотношение (13) и принимая указанные выше оценки для $\left(\frac{B}{H}\right) \sim 40$ и $C \sim 30$, получаем удобное для сопоставительного анализа с (6) соотношение*

$$\operatorname{erf} \left(\frac{B \cdot \sqrt{V}}{4 \left(0,022 \left(\frac{B}{H} \right)^{0,75} \frac{H \cdot V \cdot \sqrt{g}}{C} x \right)^{1/2}} \right) \sim \operatorname{erf} \left(33,7 \cdot (B/x)^{1,2} \right). \quad (17)$$

Так как расстояние до контрольного створа по действующим нормативно-методическим документам принимается 500 м [4], то при $x = 500$ м

$$\operatorname{erf} \left(33,7 \left(\frac{B}{500} \right)^{1,2} \right) \approx \operatorname{erf} \left(1,5 \cdot B^{1/2} \right). \quad (18)$$

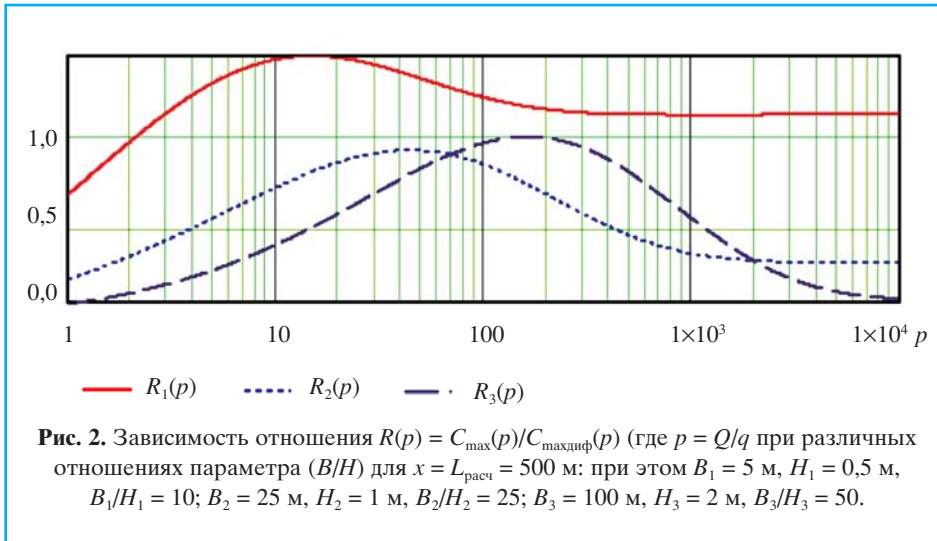
Близкие оценки имеем при задании D_y по соотношениям (14, 15).

Таким образом, значения функций $\operatorname{erf}(1,5 \cdot B^{1/2})$ будут значимо отличаться от 1 только при $B \leq 1$ м, что, как правило, неактуально.

С учетом отмеченных выше допущений, был проведен сопоставительный анализ расчетных характеристик, получаемых с использованием модели (6) В.А. Фролова $C_{\max}(p)$ и аналитических соотношений, полученных на основе диффузионных K -моделей (17) $C_{\max\text{диф}}(p)$. Результаты расчетов представлены на рис. 2.

Как следует из рис. 2, наименьшие различия расчетных значений, полученных по модели (6) и диффузионной модели, при всем рассматриваемом диапазоне изменений параметра $p = Q/q$ наблюдаются для малых водотоков с характерными значениями $B \sim 5$ м, $H \sim 0,5$ м. В то же время для достаточно крупных водотоков при $B > 100$ м различия рассматриваемых значений при $p = Q/q > 1000$ и $Q/q < 10$ становятся весьма значительными. Следует отметить, что согласно [3, 4] модель В.А. Фролова — И.Д. Родзиллера рекомендуется использовать в диапазоне $0,0025 < q/Q < 0,1$ (17), что достаточно хорошо согласуется с рис. 2 и приведенными выше оценками. К сожалению, в [3, 4] не отмечается, что ди-

* В работе [22] была проведена сопоставительная оценка соотношений при условии принятия одинаковых значений диффузии для этих моделей. Такой подход недостаточно корректен, так как в [1] в качестве оценки коэффициента диффузии использовано соотношение (15).



апазон применимости (17) относится только к достаточно крупным, а не к малым водотокам. При этом необходимо подчеркнуть, что любая модель с априорным заданием гидравлических параметров, в том числе [1, 7, 12, 21] и др. не может быть корректной при $q/Q > 0,1$, так как сбрасываемые стоки будут оказывать значимое влияние на рассматриваемый водоток. В то же время на характер процессов разбавления в достаточно крупных водотоках принципиальное значение оказывает детальность задания его морфометрии, при этом использование только средних значений ширины B и глубины потока H для всего расчетного участка, как это предлагается в [7, 21], совершенно недостаточно.

Поэтому в настоящее время, в условиях широкого применения ГИС-технологий и современных компьютерных средств, наиболее оптимальным представляется использование метода В.А. Фролова для расчета процессов смешения в малых водотоках с шириной до 5—10 м и расходом до $5 \text{ м}^3/\text{с}$, а для более крупных водных объектов необходимо использовать современные гидродинамические модели, основанные на решении системы уравнений Сен-Венана в двухмерном приближении [23—25] и др. Эти модели позволяют при детальном задании морфометрии водного объекта проводить расчеты распределений полей скоростей потока и, соответственно, не требуют априорного их задания. При этом они применимы не только к водотокам, но и к водохранилищам и озерам. Так они могут решать широкий круг водохозяйственных задач: от регламентации сброса сточных вод и прогнозирования последствий различных аварийных ситуаций до оценки затоплений при прохождении

экстремально высоких паводков. Поэтому они должны строиться и функционировать как постоянно действующие гидродинамические модели для наиболее напряженных участков крупных водных объектов. В то же время для малых водотоков вполне может использоваться модель, построенная 60 лет назад в [1].

Выводы

1. Популярность, широкая применяемость метода В.А. Фролова, в первую очередь, объясняется «удачностью» выбора минимального количества определяющих параметров модели, что весьма удобно при решении прикладных задач для малых водотоков в условиях их недостаточной изученности.

2. Традиционные схемы расчета процессов разбавления с априорным заданием гидравлических параметров водотока могут быть корректны только при $q/Q \ll 1$, когда сбрасываемые стоки не оказывают значимого влияния на гидравлический режим рассматриваемого водного объекта. Исходя из своей структуры, модель В.А. Фролова менее чувствительна к величине параметра q/Q , чем диффузионные K -модели переноса.

3. При априорном задании, для всего прямолинейного расчетного участка прямоугольного сечения, постоянных значений гидравлических параметров потока, коэффициентов диффузии и при линейных размерах источника загрязнения значительно меньше ширины водотока, численный метод А.В. Караушева [7, 21] не может обеспечивать более точные расчетные оценки, чем аналитические решения диффузионных K -моделей. Данные решения являются тестовыми оценками для численных методов.

4. В настоящее время, в условиях широкого применения ГИС-технологий и современных компьютерных средств целесообразно создавать для наиболее напряженных участков крупных водных объектов постоянно действующие гидродинамические модели. Эти модели позволяют решать широкий круг водохозяйственных задач от регламентации сброса сточных вод и прогнозирования последствий различных аварийных ситуаций до оценки затоплений при прохождении экстремально высоких паводков.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Фролов В.А. Определение степени смешения сточных вод с водой водотока (реки) // Производственные сточные воды. Вопросы очистки. Вып. 2. Медгиз, 1950. С. 134—141.

2. Канализация населенных мест и промышленных предприятий: Справочник проектировщика // под ред. В.Н. Самохина. М.: Стройиздат, 1981. 639 с.
3. Методика расчета предельно допустимых сбросов (ПДС) веществ в водные объекты со сточными водами. Харьков, ВНИИВО, 1990. 119 с.
4. Методика разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей. Утв. приказом МПР России от 17.12.2007, № 333.
5. Санитарные требования которым должны удовлетворять сточные воды, спускаемые в общественные водоемы. Установленные Медицинским Советом М.В.Д. в 1910, цит. Хлопин Г.В. Основы гигиены. Москва—Петроград. 1923. 321 с.
6. Черкинский С.Н. Санитарные условия спуска сточных вод в водоемы, Москва—Ленинград, изд. МКХ РСФСР, 1947. 156 с.
7. Караушев А.В. Турбулентная диффузия и метод смешения. Л.: Гидрометеиздат, 1946. 47 с.
8. Schmidt W. Der Massenaustausch bei der ungeordneten stromung in freier Luft und seine Folgen // Sitzungsber Akad. Wiss Wien, 1917. Math. — nat K1(2). 126. No. 6. P. 757—804.
9. Schmidt W. Der Massenaustausch in freier Luft und Verwandte Erscheinungen // Adv. Aeronaut. 1925. Rep. No. 1289.
10. Маккавеев В.М. Теория процессов перемешивания при турбулентном движении свободных потоков и вопросы режима рек // Записки ГГИ. 1931. Т. V. С. 75—105.
11. Учйкин В.В. Автомодельная аномальная диффузия и устойчивые законы // Успехи физических наук. 2003. Т. 173. № 8. С. 849—876.
12. Родзиллер И.Д. К вопросу о расчете смешения сточных вод в реке. М.: Изд ВНИИ «ВОДГЕО», 1954. 30 с.
13. Пааль Л.Л. Инженерные методы расчетов формирования качества воды водотоков. Таллин. 1976. Т. 3. 216 с.
14. Teylor G.J. The dispersion of matter in turbulent flow through a pipe // Proc. Royal Soc. of London. Ser. A. 1954. V. 223. P. 446—468.
15. Лепихин А.П., Козлинских А.Е., Садохина Е.Л. Моделирование переноса загрязняющих веществ в естественных водных объектах // Математическое моделирование в управлении водопользованием / под ред. А.М. Черняева. Екатеринбург. 2001. С. 150—188.
16. Bansal M.K. Dispersion in natural streams // J. Hydr. Div., 1971, V. 47. No. 11. P. 2694—2701.
17. Fisher H.B. Dispersion predictions in natural streams // J. Sanitary Eng. Div. ABSE. 1968. V. 94. No. 5. P. 927—943.
18. Карасев И.Ф. О закономерностях руслоформирования и противоречивости его концепций // Гидротехническое строительство. 1997. № 3. С. 18—24.
19. Звонников А.В., Писарев В.В., Сухоручкин А.К. О практическом применении некоторых методов расчетов рассеяния загрязняющей примеси в реках // Вопросы контроля загрязнения природной среды. Л.: Гидрометеиздат, 1981. С. 112—117.
20. Бесценная М.А. Натурное изучение разбавления сточных вод и проверка методов расчета // Труды ГГИ. Вып. 156. Л.: Гидрометеиздат, 1968. С. 163—177.
21. Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод / под ред. А.В. Караушева. Л.: Гидрометеиздат, 1987. 287 с.
22. Пааль Л.Л., Платс Р.В., Паулус О.П. Сравнительный анализ методов расчета качества воды водотоков // Охрана окружающей среды от загрязнения промышленными выбросами ЦБК. Межвузовский сборник научных трудов ЛТА. Л.: 1980, Вып. 8. С. 35—41.

23. *Беликов В.В., Зайцев А.А., Милитеев А.Н.* Численное моделирование кинематики потока на участке неразмываемого русла // *Водные ресурсы*. 2001. Т. 28. № 6. С. 701—710.
24. *Селезнева А.В., Селезнев В.А.* От локального мониторинга к регулированию сброса загрязняющих веществ в водные объекты // *Водное хозяйство России*. 2008. № 2. С. 4—20.
25. *Лепихин А.П., Любимова Т.П., Паршакова Я.Н., Тиунов А.А.* К проблеме отведения избыточных рассолов предприятиями калийной промышленности в водные объекты // *Водное хозяйство России*. 2010. № 3. С. 57—74.

Сведения об авторе:

Лепихин Анатолий Павлович, д. г. н., профессор, директор Камского филиала ФГУП РосНИИВХ, 614007, г. Пермь, ул. Народовольческая 33; e-mail: lepin49@mail.ru.