

ПРОГНОЗИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ В ИВАНЬКОВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

Приводится обоснование методики прогнозирования качества воды в Ивановском водохранилище, позволяющей использовать ее при различной антропогенной нагрузке на водоем и при разных режимах его сработки. На основании модели развития фитопланктона определен уровень нагрузки биогенными элементами Ивановского водохранилища, при котором развитие фитопланктона не превысит хозяйственно-питьевой и рекреационной ПДК. Проведена верификация расчётной модели по данным о современном состоянии качества воды.

Введение

Созданное в верховьях р. Волга Ивановское водохранилище является основным элементом Волжского источника водоснабжения г. Москва, обеспечивающим до 70 % от общего потребления воды городским хозяйством столицы. Проведенные в Институте водных проблем РАН исследования показали, что наблюдаемое в последние годы уменьшение антропогенной нагрузки на гидрохимический и гидробиологический режимы Ивановского водохранилища за счет сокращения поступления загрязняющих веществ (ЗВ), не привело к значительному улучшению качества его вод [1].

В перспективе ожидается увеличение антропогенной нагрузки на Ивановское водохранилище. В связи с этим особенно актуальным становится прогноз качества воды водохранилища на перспективу.

Оценка изменения масштаба и характера антропогенной нагрузки на Ивановское водохранилище не входит в задачу настоящей статьи. Ее целью является обоснование методики прогнозирования качества воды в Ивановском водохранилище, позволяющей использовать ее при различных сценариях изменения антропогенной нагрузки на водоем и при разных режимах его сработки. Прогноз качества воды позволяет научно обосновать водохозяйственные мероприя-

тия, поскольку может определить изменения показателей в условиях их реализации.

Сложность задачи прогноза качества воды в водохранилищах объясняется:

- ♦ значительными колебаниями межгодовых и внутригодовых коэффициентов водообмена;
- ♦ множеством различных реализаций гидрологического и гидравлического режимов;
- ♦ пространственно-временной неоднородностью течений разного генезиса;
- ♦ сложной морфометрией ложа;
- ♦ разнообразием и пространственно-временной нестационарностью процессов перемешивания и трансформации вещества в водной среде;
- ♦ отсутствием необходимой натурной информации или ее практической недоступностью.

Все это делает невозможным создание универсальной модели, учитывающей все процессы, формирующие качество воды. Прогнозы, использующие сложные модели, базирующиеся на данных сомнительной точности, практически не оправдываются. Более корректно использование простых моделей, использующих достоверную базу данных и описывающих основные процессы, регулирующие качество вод. В соответствии с основными процессами в прогнозных моделях выделяют блоки гидродинамики, гидрохимии и гидробиологии.

Результаты и их обсуждение

В зависимости от конкретных условий водного объекта и целей прогнозирования применяют гидродинамические модели различного уровня детализации. Наибольшая информация о структуре полей скоростей получается с использованием трехмерной гидродинамической модели, в которой рассматривается изменение состав-

А.Г. Кочарян*,

кандидат геолого-минералогических наук, доцент, заведующий группой гидрогеохимических и медико-экологических исследований, ФГБУН Институт водных проблем Российской академии наук

И.П. Лебедева,

кандидат географических наук, старший научный сотрудник, ФГБУН Институт водных проблем Российской академии наук

С.Н. Шашков,

кандидат технических наук, директор, ООО «ВЕД»

* Адрес для корреспонденции: kochar@aqualaser.ru

ляющих скоростей по времени и трем координатам. В этих моделях в общем случае учитывается влияние плотностной стратификации и ветрового воздействия на характеристики течения. Однако применение таких моделей требует больших затрат машинного времени и использования многих трудно определяемых параметров, поэтому их следует применять лишь для объектов с существенной пространственной неоднородностью показателей, например, для озеровидных глубоких водохранилищ с соизмеримыми размерами по горизонтам. В случае, когда глубины водного объекта сравнительно невелики, плотностная стратификация, как правило, отсутствует, можно использовать двухмерные плановые модели, в которых характеристики течения рассматриваются в продольном и поперечном направлении. Для небольших водохранилищ с периодом водообмена менее одного месяца можно применять модели, основанные на гипотезе «идеального смесителя». В таких «камерных» моделях предполагается постоянство всех показателей качества воды внутри характерного выделенного объема – камеры. Для водохранилищ большого размера такая однокамерная модель заменяется на многокамерную с задаваемым водообменом между соседними камерами. Такая стилизация позволяет существенно упростить процедуру расчета, поскольку сводит ее к решению обыкновенных дифференциальных уравнений.

Расчет концентрации веществ в водоеме выполняется на основе дифференциальных уравнений сохранения вещества. В общем виде исходное уравнение сохранения вещества представляется как:

$$\frac{dc}{dt} = \frac{\partial}{\partial x_j} (D \frac{\partial c}{\partial x_j}) - IG_c$$

Уравнение неразрывности имеет вид:

$$\frac{\partial u_i}{\partial x_j} = 0$$

Умножая эти уравнения на $dW = dx_1 \times dx_2 \times dx_3$ и интегрируя по всем трем координатам, получаем уравнение, описывающее баланс воды и прогнозируемого вещества, усредненного по выделенному объему W , в пределах которого производится интегрирование:

$$\frac{dW}{dt} = Q_{пр}$$

$$\frac{d(WC)}{dt} = Q_{пр}C_{пр} - Q_{от}C_{от} - \omega_d G_d \pm WG_c$$

Здесь: $Q_{пр}$ - суммарная приточность через поверхности, ограничивающие выделенный объем; $Q_{пр}C_{пр}$ - суммарный приток вещества

Ключевые слова:

прогноз качества воды, антропогенная нагрузка, биогенные элементы, фитопланктон, верификация модели

в выделенный объем; $Q_{от}C_{от}$ - суммарный отток вещества из выделенного объема; $\omega_d G_d$ - суммарный диффузный поток вещества из донных отложений, имеющих площадь поверхности, равную ω_g ; G_c - скорость изменения концентрации загрязняющего вещества вследствие протекания различных внутриводоемных процессов.

Диффузный поток вещества из донных отложений водохранилища может быть оценен по приближенному соотношению [2]

$$G_d^i = m\omega_g C_k^i \frac{2}{\sqrt{\pi}} \sqrt{\frac{D_k}{t}}$$

где m - пористость донных отложений; ω_d - площадь донных отложений; C_k - концентрация вещества в поровом растворе; D_k - коэффициент молекулярной диффузии вещества ($D_k = 1,8 \times 10^{-9} \text{ м}^2/\text{с}$); t - время, прошедшее с момента образования отложений, сут.

Скорость изменения концентрации ЗВ вследствие внутриводоемных процессов, обозначенная через параметр G_c , зависит от конкретного вида ЗВ. В случае консервативной примеси $G_c = 0$. Для примеси, подвергающейся распаду, G_c определяется экспериментально. Используется схема идеального смешения для всех участков водохранилища. В пользу такого подхода говорит следующее:

1. Накопленный опыт использования боксовых моделей для прогноза гидрохимического режима на таких водохранилищах, как Можайское, Нижнее-Камское, Чебоксарское, Аргазинское, Новосибирское, Усть-Илимское, показал, что имеется хорошее соответствие между натурными и расчетными данными [3, 4].

2. Доказана малая чувствительность количественной характеристики самоочищающей способности водохранилищ к характеру гипотез внутреннего водообмена [5]. Водный объект с наличием транзитного потока и трех выраженных водоворотных зон делится на отдельные отсеки. Моделировались разные варианты водообмена в отсеках:

- ◆ по всем отсекам поток движется в режиме фронтального вытеснения;
- ◆ по всем отсекам поток движется в режиме полного перемешивания;
- ◆ по отсекам, моделирующим транзитный поток, движение в режиме фронтального вытеснения, в отсеках, моделирующих возвратный поток – в режиме полного перемешивания;
- ◆ на 20 % увеличивался и уменьшался расход в водоворотные зоны.

Вывод: даже полная противоположность гипотез водообмена внутри отсека не может существенно повлиять на оценку самоочи-

щения водного объекта. Она также инвариантна относительно изменения активности водообмена между транзитной струей и водоворотными зонами на 20–40 %, давая погрешность не более 2–4 % при оценке самоочищения.

Также было выявлено, что погрешность в 20–30 % в определении удельной скорости самоочищения дает значительно большую оценку самоочищения (8–10 %). Такое соотношение значимостей факторов говорит о том, что дальнейшая детализация гидродинамической схемы водохранилища оказывается излишней [5].

Расчет изменения качества воды в сегменте водохранилища основан на решении системы уравнений для n показателей качества воды:

$$C_{t+1}^i W_{t+1} = C_t^i W_t + C_{\Pi}^i W_{\Pi} + C_{OC}^i W_{OC} + C_{CB}^i W_{CB} - C_{OT}^i W_{OT} - C_{\Phi}^i W_{\Phi} + \Sigma G^i + F^i + V^i,$$

где

C_{t+1}^i и W_{t+1} - концентрация i -того вещества в сегменте и объем сегмента на конец расчетного периода;

C_t^i и W_t - концентрация i -того вещества в сегменте и объем сегмента на начало расчетного периода;

C_{Π}^i и W_{Π} - концентрация i -того вещества и объем поверхностного (речного) стока в сегменте за расчетный период;

C_{OC}^i и W_{OC} - концентрация i -того вещества в осадках и объем осадков на площадь зеркала сегмента;

C_{CB}^i и W_{CB} - концентрация i -того вещества в стоках и объем сточных вод в сегменте;

W_{OT} - объем отборов воды и попусков в нижний бьеф;

W_{Φ} - потери (поступление) воды за счет фильтрации;

ΣG^i - поступление ЗВ от других источников загрязнения $\Sigma G^i = G_{\PiБ}^i + G_{Э}^i + G_{Д}^i$, где $G_{\PiБ}^i$ - переработка берегов водохранилищ; $G_{Э}^i$ - эоловый перенос; $G_{Д}^i$ - диффузия из донных отложений.

F^i - количество ЗВ, поступившее в водную массу или ушедшее из нее вследствие биохимической трансформации i -того вещества или процессов седиментации;

V^i - количество ЗВ, поступившее в сегмент вследствие водообмена со смежными сегментами.

Объем сегмента на начало и конец расчетного периода определяется по кривой $W=f(H)$ (кривая зависимости объема сегмента от уровня воды). Уровень воды в водоеме определяется по кривой $W_{в}=f(H)$ в зависимости от общего объема водохранилища.

Общий объем водохранилища определяется на основании сводного водного баланса водохранилища за расчетный период:

$$W_{t+1} = W_t + \Sigma W_{\Pi} + \Sigma W_{OC} - \Sigma W_{ИС} - \Sigma W_{OT} + \Sigma W_{CB} + \Sigma W_{\Phi} + \Sigma W_{Д},$$

где символ Σ означает суммирование по всем сегментам водоема,

$W_{ИС}$ - испарения из сегмента;

$W_{Д}$ - потери (поступление) воды на льдообразование (таяние).

Поступление ЗВ в сегмент при переработке берегов оценивается по формуле:

$$G_{\PiБ}^i = \delta^i M$$

где δ^i - процентное содержание i -того ЗВ в грунте;

M - масса грунта, подвергшегося размыву.

Поступление ЗВ в сегмент водохранилища при эоловом переносе за расчетный период оценивается по формуле:

$$G_{Э}^i = \alpha^i \mu^i F \Delta t$$

где α^i - процентное содержание i -того ЗВ в пыли;

μ^i - скорость осаждения пыли, г/сут м²;

F - площадь водного зеркала сегмента;

Δt - продолжительность расчетного периода.

Гидрохимический и гидробиологический блоки играют более важную роль при формировании качества воды в водохранилищах, чем гидродинамический блок. В водоемах протекают процессы как ухудшающие, так и улучшающие качество их вод.

К процессам, ухудшающим качество воды, в первую очередь относится развитие цианобактерий (сине-зеленых водорослей) в результате поступления в воду триполифосфатов натрия, содержащихся в синтетических моющих средствах, и других форм фосфора, выносимых с сельхозудогий. Токсикообразующая способность цианобактерий хорошо известна – в результате их жизнедеятельности образуются гепатотоксины (микроцистины, позулярии), нейротоксины (анатоксины, сакситокситы), цитотоксины, не разрушающиеся при обработке воды активным хлором, сильными окислителями в процессе водоподготовки.

К процессам, негативно влияющим на качество воды в водохранилище, относят также вынос ЗВ из донных отложений.

К процессам, улучшающим качество воды в водохранилищах, относятся:

♦ сорбция ЗВ взвешенными частицами и их седиментация;

- сорбция ЗВ донными отложениями;
- фотохимические и редокс-каталитические превращения ЗВ;
- уменьшение токсичности ЗВ в результате образования комплексных соединений с автохтонной органикой;
- накопление гидробионтами ЗВ и их частичная седиментация;
- суммарное окисление органических веществ и ЗВ всем сообществом гидробионтов;
- удаление взвеси и ЗВ в результате фильтрации гидробионтами;
- химическое окисление с участием кислорода.

Для описания развития и трансформации биоценозов, в том числе фитопланктона, необходимо использовать модели, учитывающие рост, респирацию, смертность и осаждение фитопланктона.

В этом случае слагаемое, характеризующее внутренний источник и сток, имеет вид:

$$G_{CB} = (\mu - \rho - M - S) B,$$

где G_{CB} – интенсивность внутреннего источника фитопланктона;

B – биомасса фитопланктона в пересчете на сухой вес;

μ – скорость роста фитопланктона.

Скорость роста фитопланктона зависит от температуры, освещенности и содержания биогенных элементов – азота и фосфора:

$$\mu = \mu_{\max} \theta_B^{T-20} F(J) \frac{P}{K_P + P} \cdot \frac{N}{K_N + N}$$

μ_{\max} – максимальная скорость роста фитопланктона; в модели принимается $\mu_{\max} = 1,6$ 1/сут;

θ_B – температурный коэффициент для биомассы фитопланктона, равный для сине-зеленых водорослей 1,1.

Функция, учитывающая влияние освещенности воды в слое глубиной H на рост фитопланктона, имеет вид:

$$F(J) = \frac{1}{K_e H} \ln \left[\frac{J_0 + J_k}{J_H + J_k} \right]$$

$K_e = E_0 + E_1 V_1$ – коэффициент поглощения света;

E_0 – коэффициент поглощения света водой при отсутствии планктона; $E_0 = 1,6/h_s$, где h_s – прозрачность по диску Секи;

E_1 – коэффициент, учитывающий влияние фитопланктона на поглощение света; $E_1 = 0,2$;

J_0 – средняя суточная солнечная радиация;

J_K – интенсивность солнечной радиации, при которой обеспечивается максимальный рост фитопланктона;

$J_H = J_0 e^{-K_e H}$ – интенсивность солнечной радиации на глубине, равной H ;

P – концентрация фосфора;

N – концентрация азота;

K_P, K_N – коэффициенты полунасыщения по фосфору и азоту, соответственно;

ρ – скорость респирации фитопланктона, зависящая от температуры:

$$\rho = \rho_{\max} 1,045^{T-20};$$

ρ_{\max} – максимальная скорость респирации;

M – интенсивность отмирания фитопланктона;

S – скорость осаждения фитопланктона.

В модели принято приближенное соотношение

$$S = \frac{0,15}{H}$$

Интенсивность источников и стоков для азотной системы с учетом трансформации (окисление аммонийного и нитритного азота) соединений азота и влияния развития фитопланктона представим в виде:

$$G_{N_1} = [\rho + M - (1 - \delta)\mu] v_1 B - K_{N_1} \cdot N_1$$

$$G_{N_2} = K_{N_1} N_1 - K_{N_2} \cdot N_2$$

$$G_{N_3} = K_{N_2} N_2 - \delta \mu v_1 B$$

В этих соотношениях N_1, N_2, N_3 – концентрации аммонийного, нитритного и нитратного азота, соответственно;

v_1 – стехиометрический коэффициент, характеризующий содержание азота в единице сухого веса биомассы фитопланктона;

δ – доля нитратного азота в потреблении азота фитопланктоном;

K_{N_1}, K_{N_2} – коэффициенты неконсервативности для аммонийного и нитритного азота, соответственно.

При выводе этих соотношений предполагалось, что при разложении и дыхании фитопланктона в воду поступает аммонийный азот, при продуцировании фитопланктона расходуется $(1 - \rho)$ доля аммонийного азота и δ – доля нитратного азота. Слагаемое, учитывающее внутриводоемный источник фосфора, имеет вид:

$$G_p = (\rho + M - \mu) v_2 B,$$

где v_2 – стехиометрический коэффициент содержания фосфора в единице сухого веса биомассы фитопланктона.

С продуцированием и трансформацией фитопланктона тесно связаны источники углерода и растворенного в воде кислорода. Рассматривая отдельно легкоокисляемую и трудноокисляемую фракции углерода, имеем:

$$G_{C_1} = f M v_3 B - K_{C_1} C_1$$

$$G_{C_2} = (1 - f) M v_3 B - K_{C_2} C_2$$

Здесь: f – доля легкоокисляемой (лабильной) фракции в органическом веществе фитопланктона ($f=0,6\div 0,7$)

C_1, C_2 – концентрации легкоокисляемой и трудноокисляемой фракций органического углерода соответственно;

K_{C_1}, K_{C_2} – коэффициенты неконсервативности для легкоокисляемых и трудноокисляемых фракций органического вещества;

v_3 – стехиометрический коэффициент, характеризующий содержание углерода в единице сухого веса биомассы фитопланктона.

Слагаемое, описывающее внутриводоемные источники и стоки растворенного в воде кислорода, имеет вид:

$$G_{PK} = -v_4 K_{N_1} N_1 - v_5 K_{N_2} N_2 - v_6 (K_{C_1} C_1 + K_{C_2} C_2) + (v_7 \mu - v_8 \rho) V$$

Здесь: v_4, v_5 – стехиометрические коэффициенты, характеризующие потребление кислорода на окисление $N - NH_4^+$ до $N - NO_2^-$ и до $N - NO_3^-$, соответственно;

v_6 – стехиометрический коэффициент, характеризующий потребление кислорода на окисление органического вещества;

v_7, v_8 – коэффициенты, характеризующие выделение кислорода в процессе фотосинтеза и его поглощение при респирации, соответственно.

При нормировании качества воды одним из важнейших показателей, характеризующих концентрацию органических ЗВ, является биологическая потребность в кислороде (БПК). Величину углеродного БПК можно определить по соотношению, связывающему этот параметр с концентрацией углерода:

$$БПК_{20} = v_6 [C_1 (1 - e^{-K_{C_1} \cdot 20}) + C_2 (1 - e^{-K_{C_2} \cdot 20})]$$

Так называемое азотное БПК приближенно может быть рассчитано по зависимости

$$БПК_N = 3,5 N_1 (1 - e^{-K_{N_1} \cdot 20})$$

Эти соотношения определяют количество кислорода, необходимое для биохимического окисления органического углерода и аммонийного азота в течение 20 сут.

Принятые в расчетах параметры развития фитопланктона и стехиометрические коэффициенты приведены в *табл. 1* и *2*.

Зная коэффициент поглощения световой энергии, можно найти значение мутности по эмпирическому соотношению

$$\varepsilon_0 = 0,013_{ц} + 0,2S$$

где $ц$ – цветность воды,

S – мутность.

Таблица 1

Параметры развитие фитопланктона

Параметр	Вид фитопланктона	
	диатомовые	сине-зеленые
Критическая освещенность, лк	2250,0	6000,0
Оптимальная температура, град	14,0	20,0
Скорость роста (макс)	2,0	1,6
Скорость осаднения	0,15	0,0
Скорость респирации	0,06	0,06
Скорость отмирания	0,02	0,02
Коэффициент затенения	0,25	0,17
Температурные коэффициенты:		
роста	1,1	1,070
респирации	1,045	1,045
отмирания	1,045	1,045
Константы Михаэлиса-Ментен:		
по азоту		0,025
по фосфору		0,005

Таблица 2

Стехиометрические коэффициенты

коэффициент	отношение элементов	значение
v_1	N/B	0,092
v_2	P/B	0,013
$v_4 + v_5$	O/N	3,5
v_7	O/B при фотосинтезе	1,1
v_8	O/B при респирации	2,0

На основании приведенной модели развития фитопланктона решался вопрос определения уровня нагрузки биогенными элементами Ивановского водохранилища, при котором развитие фитопланктона не выйдет за рамки хозяйственно-питьевой и рекреационной ПДК.

В *табл. 3* приведены результаты модельных расчетов, которые позволяют оценить «отклик» экосистемы на снижение биогенной нагрузки.

По материалам *табл. 3* определены естественные фоновые и предельно допустимые концентрации азота и фосфора. Последние вычислены из условия не превышения ПДК по фитопланктону.

Естественные фоновые концентрации фитопланктона по результатам модельных расчетов 0,81 мг/л. Рекреационные ПДК по фитопланктону согласно *табл. 4* составляют 1,56 мг/л. Предельно допустимая нагрузка по биогенным элементам, при которой биомасса фитопланктона не превышает допустимых значений, составляет 40 % от современных для хозяйственно-питьевых ПДК и 10-40 % для рекреационных ПДК.

Таблица 3

Изменение биомассы фитопланктона при различном уровне биогенной нагрузки (биогенная нагрузка по азоту и фосфору дана в долях от современной)

азот фосфор	1	0,9	0,8	0,7	0,6	0,5	0,4	0,3	0,2	0,1	фон
1	3,51	2,345	2,324	2,3	2,272	2,238	2,198	2,15	2,091	2,015	1,916
0,9	2,373	2,341	2,321	2,297	2,269	2,235	2,195	2,148	2,089	2,014	1,915
0,8	2,339	2,324	2,307	2,286	2,26	2,229	2,19	2,144	2,085	2,011	1,912
0,7	2,318	2,303	2,283	2,26	2,231	2,184	2,155	2,118	2,07	2,002	1,908
0,6	2,29	2,272	2,25	2,231	2,208	2,18	2,139	2,091	2,042	1,965	1,872
0,5	2,224	2,213	2,194	2,179	2,153	2,13	2,09	2,06	1,999	1,942	1,848
0,4	2,129	2,114	2,093	2,078	2,059	2,03	1,978	1,949	1,912	1,86	1,785
0,3	2,065	2,05	2,037	2,012	1,997	1,969	1,94	1,902	1,85	1,78	1,693
0,2	1,891	1,873	1,854	1,842	1,819	1,797	1,767	1,736	1,699	1,644	1,568
0,1	1,612	1,604	1,594	1,588	1,574	1,555	1,533	1,511	1,479	1,431	1,376
фон	1,034	1,025	1,016	1,000	0,981	0,965	0,949	0,921	0,905	0,852	0,809

Таблица 4

Современное состояние, естественный фон и предельно допустимые концентрации приоритетных показателей качества воды

Показатель качества воды	Ед. измерения	Современное состояние				Естественный фон	Расчетные ПДК		
		зима	весна	лето	осень		хозяйственно-питьевые	рекреационные	экологические
N-NH ₄	мг/л	0,54	0,40	0,42	0,53	0,1-0,3	0,5	0,5	0,39
N-NO ₃	мг/л	1,14	0,91	0,30	0,51	0,1-0,3	5	5	10
N общ	мг/л	2	2	2	2	0,4-1,2	1,5	1,4	-
P-PO ₄	мг/л	0,07	0,05	0,03	0,04	0,02 - весна 0 - лето 0,03 - зима	0,15	0,15	0,15
P общ	мг/л	0,1	0,12	0,11	0,1	0,04	0,07	0,06	-
ЛКП	тыс.кл/л	50-120	50-120	50-120	50-120	0,1	4	1	-
фитопланктон	мг/л	0,2-0,4	1-3	2,2-4,1	1-3	0,81	2	Сф+0,75	-

- прочерк означает отсутствие экологического ПДК для этих видов загрязнения

Таким образом, ПДК азота, определенные из условия не превышения ПДК по фитопланктону, составляют для хозяйственно-питьевых ПДК 1,5 мг/л и для рекреационных ПДК 1,4 мг/л.

ПДК фосфора составляют, соответственно, 0,07 и 0,06 мг/л.

Верификация расчётной модели по данным о современном состоянии качества воды

Верификация математической модели прогноза качества воды в водохранилищах проведена для установления расчётных параметров модели. Они должны соответствовать фактическим современным концентрациям ЗВ в воде волжских водохранилищ. Верификация проводилась по водным балансам за среднесуточный период. Основ-

ными расчётными параметрами для модели прогноза качества воды в водохранилищах являются параметры неконсервативности ЗВ, отражающие в данном случае как совокупность внутриводоёмных процессов, так и влияние внешних неучтённых источников поступления ЗВ.

Идентификация параметров неконсервативности проведена для двух видов фитопланктона и следующих ЗВ: взвешенные вещества (ВВ); легкоокисляемые органические вещества по БПК₅; фенолы летучие (ФЕН); нефтепродукты (НФПР); азот аммонийный (NNH₄); азот нитратный (NNO₂); фосфор фосфатов (P-PO₄); железо общее (Fe); фитопланктон общий (Фитопл). Результаты идентификационных расчётов для Ивановского водохранилища даны в *табл. 5*.

Таблица 5

Результаты идентификационных расчетов для Иваньковского водохранилища

месяц	Концентрации, мг/л								
	ВВ	БПК ₅	ФЕН	НФПР	NNH ₄	NNO ₃	PPO ₄	Fe	Фитопл
III	9,1	1,41	0,000	0,11	0,50	0,83	0,083	0,27	0
IV	11,1	1,45	0,001	0,15	0,17	0,62	0,015	0,32	4,1
V	9,7	1,83	0,001	0,14	0,24	0,54	0,003	0,28	5,8
VI	9,3	1,98	0,001	0,13	0,31	0,55	0,005	0,24	6,0
VII	9,2	2,08	0,001	0,12	0,33	0,55	0,001	0,22	6,5
VIII	8,6	1,81	0,000	0,12	0,37	0,61	0,000	0,21	4,9
IX	8,6	1,77	0,000	0,12	0,37	0,61	0,000	0,21	4,7
X	2,3	0,65	0,000	0,12	0,11	0,55	0,001	0,22	1,7
XI	2,1	0,41	0,000	0,11	0,06	0,49	0,007	0,21	0,8
XII	1,5	0,29	0,000	0,11	0,07	0,45	0,015	0,19	0
I	1,5	0,27	0,000	0,10	0,06	0,42	0,014	0,18	0
II	1,5	0,27	0,000	0,10	0,06	0,41	0,014	0,18	0
С сред	6,21	1,19	0,00	0,12	0,22	0,55	0,01	0,23	
С факт	6,00	1,00	0,001	0,13	0,39	0,70	0,05	0,24	
К нек	0,12	0,035	0,02	0,01	0,03	0,025	0,05	0,015	

Заключение

Таким образом, представленный методический подход позволяет прогнозировать уровни развития диатомовых и синезеленых водорослей и некоторых параметров качества воды при реализации различных сценариев антропогенной нагрузки на Иваньковское водохранилище.

Литература

1. Бреховских В.Ф. Влияние изменения антропогенной нагрузки на гидрохимический и гидробиологический режимы Иваньковского водохранилища / В.Ф. Бреховских, А.Г. Кочарян, К.И. Сафронова // Водные ресурсы. 2002. № 1. С. 85-91.

2. Рекомендации по прогнозированию качества поверхностных вод. Министерство транспортного строительства. М., 1984. 111 с.

3. Батина Т.П. Верификация расчетных моделей прогноза гидрохимического режима водных объектов // Всесоюзная научно-техническая конференция «Проблемы прогнозирования качества воды в водохранилищах». Тезисы докладов. ПИИ «Самарагидропроект». 1991. С. 10-11.

4. Майрановский Ф.Г. Прогнозирование качества воды в водохранилищах / Ф.Г. Майрановский, А.В. Максимов // Всесоюзная научно-техническая конференция «Проблемы прогнозирования качества воды в водохранилищах». Тезисы докладов. ПИИ «Самарагидропроект». 1991. С. 55-56.

5. Гордин И.В. Влияние точности гидродинамического моделирования водоемов на оценку их самоочищающей способности / И.В. Гордин, А.Г. Кочарян, Н.П. Воробьева // Водные ресурсы. 1977. № 3. С. 18-26.



A.G. Kocharyan, I.P. Lebedeva, S.N. Shashkov

WATER QUALITY DETERMINATION OF IVANKOVSKOE RESERVOIR

A substantial method for water quality forecast of Ivankovskoe reservoir has been presented, it could be applied with variable anthropogenic load and under various conditions. The level of biogenic element load based

on phytoplankton development model was determined, with phytoplankton not exceeding MPC for drinking water. Verification of the calculation model based on current water quality state has been carried out.

Key words: water quality forecast, anthropogenic load, biogenic substances, phytoplankton, model verification