

Обоснование методов моделирования и прогноза динамики качества воды рек регионов с высокой антропогенной нагрузкой

Голубева Л.Г.

Донецкий национальный технический университет,
lg@cs.dgtu.donetsk.ua

Abstract

Golubeva L. "Validation of methods for rivers' water quality changes modelling and forecast in regions with high anthropogenous loading" Various methods of time series analysis are considered and the estimation of their efficiency for modelling and forecast of rivers' water quality changes in regions with high anthropogenous loading is carried out. Procedure of forecasting of rivers' water quality changes by Group Method of Data Handling (GMDH) is developed.

Keywords: time series analysis, water quality modeling, GMDH method.

Введение

Ухудшение состояния водных ресурсов в регионах с развитой промышленностью является в последние десятилетия одной из важнейших экологических проблем. Проблема нехватки пресной воды приемлемого качества для нужд промышленности и хозяйственно-питьевого водоснабжения является одной из основных в Донецкой области. Состояние экономики региона напрямую зависит от количества и качества природных ресурсов и степени рациональности их использования. Рациональное использование предполагает доскональное знание особенностей функционирования водных объектов, установление зависимости их состояния от динамики множества природных и антропогенных факторов, прогноз состояния водных ресурсов для предупреждения нежелательных изменений водных экосистем.

Исследования по моделированию динамических рядов показателей природных сред используют различные методы, в том числе факторный и регрессионный анализ, методы самоорганизации прогнозирующих моделей. Сравним их эффективность при решении задач моделирования качества речной воды для условий Донецкой области. Данный регион отличается малой обеспеченностью речным стоком, высокой минерализацией речной воды, нерегулярным характером сбросов, неконтролируемым поверхностным стоком.

Использование регрессионных методов для моделирования динамики качества воды

С целью оценки эффективности различных прогнозных методов была проанализирована информация о загрязнении водных объектов бассейна р. Кальмиус в

среднем по 17 показателям на 17 постах с 1995 по 2008 г. по данным Северско-Донецкого бассейнового управления водных ресурсов. Данные о качестве воды представляли собой двумерные массивы 166×17 , содержащие временные ряды показателей загрязнения воды.

Сравнивалась эффективность авторегрессионного, множественного регрессионного и факторного анализа, а также метода группового учета аргументов для прогнозирования качества воды водных объектов. Модели были построены для первых 139 наблюдений ряда (данные за 1994 – 2005 гг.), затем ошибки прогноза были исследованы на контрольной выборке – следующих 27 наблюдениях ряда (2007 – 2008 гг.).

Анализ корреляционной матрицы оцениваемых переменных показал, что наибольшей корреляцией, помимо переменных коррелирующих «по определению», т.е. отражающие одни и те же процессы (сухой остаток – сульфаты, хлориды, кальций, жесткость; жесткость – кальций, магний), высокую положительную корреляцию имеют следующие переменные: содержание солей аммония и взвешенных веществ (коэффициент парной корреляции 0,73), БПК и концентрация нефтепродуктов (0,56), БПК и содержание солей аммония (0,53).

Факторный анализ [1] показал наибольший вклад в динамику зависимой переменной БПК двух факторов:

1) для фактора 1 (характеризующего общее солесодержание) наибольшие значения факторных нагрузок имеют следующие показатели: жесткость (значение факторной нагрузки 0,85), содержание хлоридов (0,79), сухой остаток (0,74), содержание магния, сульфатов, кальция;

2) фактор 2 (характеризует процессы биотрансформации веществ) включает содержание солей аммония (0,83), взвешенных веществ (0,81), нефтепродуктов, нитритов, нитратов и железа.

Полученная модель имеет следующий вид:

$$x_{БПК} = 0,268 f_1 + 0,173 f_2,$$

где f_1 - значения первого фактора, f_2 - значения второго фактора.

Показатель БПК-5 описывается следующей моделью авторегрессии и проинтегрированного скользящего среднего [2]:

$$x_{БПК} - x_{БПК(t-1)} = 0,7192x_{БПК(t-1)} - 0,3539x_{БПК(t-2)} + \varepsilon_t + 0,7371\varepsilon_{t-1},$$

где $x_{БПК}$ - зависимая переменная (БПК); t - время.

Для множественной регрессионной модели значимым оказался вклад семи показателей качества воды:

$$x_{БПК} = 0,6427 x_{амм} + 0,0077 x_{сульф} + 0,0149 x_{хлор} - 0,3329 x_{фосф} + 0,6159 x_{рН} + 0,1765 x_{раств O_2} - 1,5455 x_{щел},$$

где $x_{амм}$ - концентрация солей аммония, $x_{сульф}$ - сульфатов, $x_{хлор}$ - хлоридов, $x_{фосф}$ - фосфатов соответственно, $x_{рН}$ - значение водородного показателя, $x_{раств O_2}$ - содержание растворенного кислорода, $x_{щел}$ - значение щелочности речной воды.

Процедура МГУА для моделирования динамики качества воды рек

В подавляющем большинстве случаев реальные задачи моделирования природных процессов сложны и неадекватны предлагаемым описаниям. Для получения высокой точности моделирования необходима достаточно большая сложность описаний. Сложные оптимальные описания можно получить только в том случае, если вернуться к исходным идеям кибернетики. Методы комбинаторики и массовой селекции лучших комбинаций (с учетом методов регуляризации решений) позволяет получить единственное и достаточно сложное описание. Эта идея реализуется в виде метода группового учета аргументов (МГУА).

Системы эвристической самоорганизации (частным случаем которых является МГУА) содержат генераторы случайных комбинаций (гипотез) и несколько рядов селекций полезной

информации. Сложность комбинаций от ряда к ряду возрастает, а точность решения повышается до тех пор, пока не будет получен оптимальный по сложности алгоритм переработки информации [3-6].

Для получения моделей на данных, представляющих собой большое количество связанных аргументов, измеренных с ошибками, предложено использовать алгоритм МГУА с усредненными эффектами аргументов. Основная идея метода состоит в том, что вместо выделения индивидуального влияния каждого из аргументов, связанных между собой устойчивыми связями, выделяется условное индивидуальное влияние каждого из аргументов x_i ($i = 1, \dots, n$). То есть выделяется информация, которая статистически связана только с x_j , и часть общей информации, условно относящаяся к нему. Информативность аргумента определяется по суммарному значению "индивидуального" и "общего" вкладов в изменение дисперсии, чем придается большее значение добавочной информации, вносимой только этим аргументом.

На первом этапе в качестве меры вклада аргумента x_i в дисперсию результирующего показателя y принимается уменьшение его дисперсии на проверочной выборке, полученное с помощью уравнения $y = f(x_i)$, коэффициенты которого определены на обучающей выборке, здесь f - функции практически любого вида, являющиеся внутренне линейными. Если дисперсия не уменьшается, то вклад считается нулевым и испытывается следующий аргумент. В качестве меры информативности следующего аргумента x_k ($k \neq i$), рассматриваемого на втором шаге, принимается величина уменьшения дисперсии отклонений Δy на проверочной выборке моделью $y - f(x_i) = f(x_k)$, построенной на обучающей выборке. Процедура оканчивается рассмотрением последнего аргумента x_n . Вклад аргумента, стоящего на последнем месте, считается его индивидуальным вкладом. Величины вкладов существенно зависят от порядка их включения в модель. Поэтому порядок следования случайным образом изменяется для различных вариантов. Число перестановок мест n аргументов равно $n!$. Для уменьшения числа исследуемых вариантов используется выборочный метод оценки среднего значения в генеральной совокупности. Перебор вариантов заканчивается, если точность определения вклада аргументов в дисперсию y превышает заданную величину δ

(число вариантов обозначим nn).

Для получения коэффициентов модели по каждому аргументу выбирается единственное преобразование.

1) задается предварительное количество вариантов перебора порядка включений аргументов в модель $nn0 (nn0 < n!)$ и необходимая точность определения ошибки модели на проверочной выборке δ ;

2) генерируется $nn0$ наборов случайных чисел от 1 до n для перебора вариантов;

3) для любого варианта на данных обучающей выборки A определяются нормированные коэффициенты частного описания для i -го аргумента на j -м шаге его включения в l -ю модель последовательных включений

$$d(i, j, l) = (x_A^T(i) x_A(i))^{-1} x_A^T(i) W_A(i, j-1, l)$$

где i - номер аргумента; j - порядковый номер включения i -го аргумента в модель; l - номер модели, в которую i -й аргумент был включен на j -м месте; $x_A(i)$ - i -й столбец матрицы нормированных аргументов; $W_A(i, j-1, l)$ - нормированные отклонения расчетных значений функции от фактических, полученных в l -й модели на $j-1$ -м шаге включений (примем, что на первом шаге $W_A(i, j-1, l)$ равно нормированному значению выходной переменной $W_A(i, j-1, l) = y_{норм}$):

$$W_A(i, 0, l) = y_{норм},$$

$$W_A(i, 1, l) = W_A(i, 0, l) - x_A^T(i) (x_A^T(i) x_A(i))^{-1} x_A^T(i) W_A(i, 0, l),$$

...

$$W_A(i, j, l) = W_A(i, j-1, l) - x_A^T(i) (x_A^T(i) x_A(i))^{-1} x_A^T(i) W_A(i, j-1, l),$$

...

$$W_A(i, n, l) = W_A(i, n-1, l) - x_A^T(i) (x_A^T(i) x_A(i))^{-1} x_A^T(i) W_A(i, n-1, l);$$

4) на каждом шаге последовательного включения аргумента в модель проверяется качество полученной модели на проверочной выборке B . Если для критерия регулярности

$$\Delta_j^2(B) = \frac{1}{NB} \sum_1^{NB} W_{AB}^2(i, j, l),$$

вычисленного на данных выборки B , выполняется неравенство

$$\Delta_j^2(B) \geq \Delta_{j-1}^2(B),$$

то полагаем

$$W_A(i, j, l) = W_A(k, j-1, l); \quad d(i, j, l) = 0$$

и продолжаем процедуру включения новых аргументов в модель.

Здесь NB - количество наблюдений в проверочной выборке; $W_A(k, j-1, l)$ - отклонения, полученные на предыдущем варианте, давшем положительный результат;

$W_{AB}(i, j, l)$ - отклонения на B , вычисленные с помощью модели, коэффициенты которой вычислены на A ;

5) коэффициенты всех $nn0$ частных описаний для каждого i -го аргумента усредняются по j -му месту включения:

$$a(i, j) = \frac{1}{nn0} \sum_{l=1}^{nn0} d(i, j, l).$$

6) коэффициенты для i -го аргумента в окончательной модели усредняются по всем местам j :

$$\hat{b}_{nn0}(i) = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n a(i, j)$$

и вычисляется ошибка модели средних вкладов на данных проверочной выборки $\sigma_B(nn0)$;

7) количество вариантов перестановки увеличивается на 10000 - $nn1 = nn0 + 10000$ и повторяются пп. 1 - 4 процедуры для $nn1$;

8) вычисляются коэффициенты $\hat{b}_{nn0}(i)$ для $nn1$ вариантов и ошибка модели средних вкладов на проверочной выборке $\sigma_B(nn1)$;

9) если $|\sigma_B(nn0) - \sigma_B(nn1)| \leq \sigma$, то расчеты прекращаются. Если это неравенство не выполняется, то повторяются шаги 1 - 4 и 6 для $nn2 = nn1 + 10000$,

$nn(k+1) = nnk + 10000$. Количество перебираемых вариантов наращивается до тех пор, пока ошибка на данных проверочной выборки $\sigma_B(nnk)$ значительно уменьшается.

10) модель, полученная по nnk вариантам, считается окончательной. Для нее вычисляются коэффициенты модели средних и индивидуальных вкладов в натуральном масштабе (для данных выборки A):

$$b_{i,cp} = \hat{b}_{nn0}(i) \cdot \frac{\sigma_y}{\sigma_{xi}},$$

$$b_{0,cp} = \bar{y} - \sum_{i=1}^n \hat{b}_{nnk}(i) \cdot \frac{\sigma_y}{\sigma_{xi}};$$

$$b_{i,unn0} = a(i, n) \cdot \frac{\sigma_y}{\sigma_{xi}}, \quad b_{0,unn0} = \bar{y} - \sum_{i=1}^n a(i, n) \cdot \frac{\sigma_y}{\sigma_{xi}},$$

здесь \bar{y} - среднее значение, σ_{xi} , σ_y - средние квадратичные отклонения.

Модель, полученная методом ГУА для гидрохимических данных, имеет вид:

$$x_{БПК} = 4,384 + 0,742 x_{NH_4} - 3,036 x_{Fe} - 0,002 x_{Mg} + 0,115 x_{NO_2} + 0,002 x_{SO_3} + 0,002 x_{Cl} + 2,083 x_{oil} + 0,001 x_{res} + 0,037 x_{PO_4} - 0,044 x_{susp} - 0,3 x_{pH} + 0,022 x_{hard} - 0,025 x_{O_2},$$

где x_{NH_4} - концентрация солей аммония, x_{Fe} - железа общего, x_{Mg} - магния, x_{NO_2} - нитритов, x_{SO_3} - сульфатов, x_{Cl} - хлоридов, x_{oil} - нефтепродуктов, x_{res} - вес сухого остатка, x_{PO_4} - фосфатов соответственно, x_{susp} - взвешенных веществ, x_{pH} - значение водородного показателя, x_{hard} - значение жесткости речной воды, x_{O_2} - содержание растворенного кислорода.

Вклад в модель таких переменных, как содержание нитратов, кальция и щелочность воды, алгоритм счел близким к нулю и потому они не включены в модель.

Анализ остатков моделей показал (см. рис. 1), что наименее эффективным методом для данного типа объектов является факторный анализ (среднее остатков -2,81 при среднем значении прогнозируемого показателя 5,66), далее по точности следует авторегрессия (ошибка прогноза 2,42) и наименее грубо прогнозируют множественная регрессионная модель (ошибка прогноза -0,69) и МГУА (-0,12).

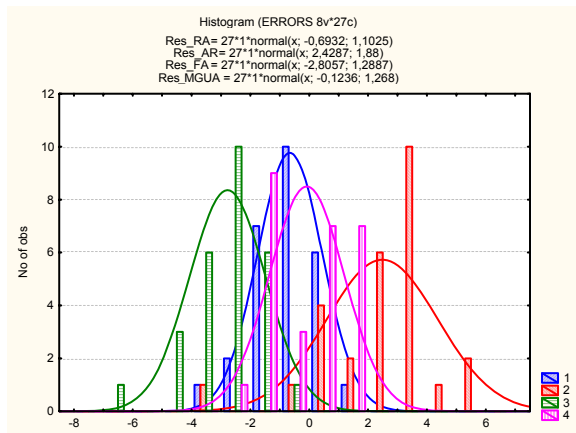


Рисунок 1. - Гистограммы остатков моделей БПК, полученных с помощью различных методов: 1 – регрессионного анализа, 2 – авторегрессии, 3 – факторного анализа, 4 – МГУА

Таким образом, множественные регрессионные модели и модели МГУА могут быть использованы для прогноза загрязнения

бассейна реки с повышенной антропогенной нагрузкой.

Оценка качества воды по комплексу гидрохимических показателей

Основные виды оценки качества воды водных объектов по комплексу гидрохимических показателей в своей основе имеют сумму значений показателей, нормированных по предельно допустимым концентрациям. Гидрохимический индекс загрязнения воды (ИЗВ) установлен Госкомгидрометом СССР [7] и относится к категории показателей, наиболее часто используемых для оценки качества водных объектов. Этот индекс является типичным аддитивным коэффициентом и представляет собой среднюю долю превышения ПДК по строго лимитированному числу индивидуальных ингредиентов:

$$ИЗВ = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ПДК_i}, \quad (1)$$

где C_i – концентрация компонента (в ряде случаев – значение физико-химического параметра); n – число показателей, используемых для расчета индекса, $n = 6$; $ПДК_i$ – установленная величина норматива для соответствующего типа водного объекта.

Для расчета индекса загрязнения вод для всего множества нормируемых компонентов, включая водородный показатель рН, биологическое потребление кислорода БПК₅ и содержание растворенного кислорода, находят отношения $C_i / ПДК_i$ фактических концентраций к ПДК и полученный список сортируют. ИЗВ рассчитывают по шести показателям (азот аммонийный и нитритный, нефтепродукты, фенолы, растворенный кислород, БПК-5), имеющим наибольшие значения приведенных концентраций. В зависимости от величины ИЗВ участки водных объектов подразделяют на классы.

Показатель химического загрязнения воды (ПХЗ-10) - суммарный показатель химического загрязнения вод, названный авторами [8] "формализованным", рассчитывается по десяти соединениям, максимально превышающим ПДК с использованием аналогичной (1) формулы суммирования воздействий:

$$ПХЗ-10 = (C_1/ПДК_1 + C_2/ПДК_2 + \dots + C_{10}/ПДК_{10}),$$

где $ПДК_i$ – рыбохозяйственные нормативы; C_i – концентрация химических веществ в воде.

При определении ПХЗ-10 для химических веществ, по которым "относительно удовлетворительный" уровень загрязнения вод

определяется как их "отсутствие", отношение С/ПДК условно принимается равным 1. Для установления ПХЗ-10 рекомендуется проводить анализ воды по максимально возможному числу показателей.

В гидрохимической практике используется и несколько измененный, по сравнению с ИЗВ, метод интегральной оценки качества воды, по совокупности находящихся в ней загрязняющих веществ и частоты их обнаружения - комбинаторный индекс загрязненности [9]. В этом методе для каждого ингредиента на основе фактических концентраций рассчитывают баллы кратности превышения ПДК_{вр} - K_i, повторяемости случаев превышения H_i, а также общий оценочный балл B_i:

$$\begin{aligned} K_i &= C_i / \text{ПДК}_i \\ H_i &= N_{\text{ПДК}_i} / N_i \\ B_i &= K_i \cdot H_i, \end{aligned}$$

где C_i - концентрация в воде i-го ингредиента; ПДК_i - предельно допустимая концентрация i-го ингредиента для водоемов рыбохозяйственного назначения; N_{ПДК_i} - число случаев превышения ПДК по i-му ингредиенту; N_i - общее число измерений i-го ингредиента.

Ингредиенты, для которых величина общего оценочного балла больше или равна единицы, выделяются как лимитирующие показатели загрязненности (ЛПЗ). Комбинаторный индекс загрязненности рассчитывается как сумма общих оценочных баллов всех учитываемых ингредиентов. По величине комбинаторного индекса загрязненности устанавливается класс загрязненности воды.

Методика НИИ гигиены им. Ф.Ф. Эрисмана [10] предполагает для определения степени загрязнения использование четырех критериев вредности, по каждому из которых сформирована определенная группа веществ и специфических показателей качества воды:

— критерий санитарного режима (W_с), где учитывается растворенный кислород, БПК₅, ХПК и специфические загрязнения, нормируемые по влиянию на санитарный режим;

— критерий органолептических свойств (W_ф), где учитывается запах, взвешенные вещества, ХПК и специфические загрязнения, нормируемые по органолептическому признаку вредности;

— критерий, учитывающий опасность санитарно-токсикологического загрязнения (W_{ст}), где учитывается ХПК и специфические загрязнения, нормируемые по санитарно-токсикологическому признаку;

— эпидемиологический критерий (W_э), учитывающий опасность микробного загрязнения.

Одни и те же показатели могут входить одновременно в несколько групп. Комплексная оценка вычисляется отдельно для каждого лимитирующего признака вредности (ЛПВ) W_с, W_ф, W_{ст} и W_э по традиционной формуле "псевдокомпенсации":

$$W = 1 + \frac{\sum_{i=1}^n (\delta_i - 1)}{n}, \quad \delta_i = \frac{C_i}{N_i},$$

где W - комплексная оценка уровня загрязнения воды по данному ЛПВ, n - число показателей, используемых в расчете; N_i - нормативное значение единичного показателя (чаще всего N_i = ПДК_i). Если δ_i < 1, т.е. концентрация менее нормативной, то принимается δ_i = 1.

По особым формулам рассчитываются вклады для содержания растворенного кислорода и взвешенных веществ. Растворенный кислород нормируется по нижнему уровню значения, т.е. его содержание должно быть меньше 4 мг/л, поэтому при C_i < 4 для него принято δ_i = 1 + 10(N_i - C_i) / N_i.

Метод классификации качества вод по В.П. Емельяновой [11] предполагает вообще обойтись без вычисления баллов по отдельным показателям. Комплексная оценка загрязнения воды определяется как относительное число показателей, превышающих тот или иной уровень концентрации: ПДК, 10ПДК, 30ПДК и т. д. Предложенный способ обобщения сразу избавляет от всех проблем, связанных с определением балльных оценок. Правда, при этом не учитывается различие биологического воздействия веществ. В целом же способ очень прост и может оказаться эффективным.

Экотоксикологический критерий по Т.И. Моисеенко [12] рассчитывается следующим образом: степень загрязнения токсическими веществами оценивается традиционной суммой превышений концентрации соответствующих элементов (C_i) к их предельно допустимым концентрациям (ПДК_i):

$$X_{\text{токс}} = \sum C_i / \text{ПДК}_i.$$

Особым образом оценивается группа следующих показателей: сульфат-ионов, содержания взвешенных веществ и общей минерализации, по которым кратность превышения концентраций относится не к ПДК, а к максимальным фоновым значениям:

$$X_{\text{ф-х}} = \sum (C_i / C_{\text{фон.maxi}} - 1).$$

Для оценки эвтрофирования вводится специальный показатель эвтрофикации

$$X_{\text{эвт}} = K \cdot (C_{\text{фос}} / C_{\text{фон.фос}} - 1),$$

где $C_{\text{фос}}$ и $C_{\text{фон.фос}}$ – анализируемые и фоновые значения концентраций минерального фосфора, K – дополнительный коэффициент, зависящий от оценки состояния водоема (для мезотрофных водоемов $K = 2$, а для эвтрофных $K = 3$).

Общий индекс загрязнения определяется по вполне ожидаемой формуле:

$$X_{\text{сум}} = X_{\text{токс}} + X_{\text{ф-х}} + X_{\text{эвт}}.$$

В методе комплексной оценки загрязненности вод по Г.Т. Фрумину и Л.В. Баркану [13] для каждого ингредиента рассчитывается частная функция желательности

Харрингтона по формуле: $d_i = e^{-e^{P_i}}$.

Показателем степени этой функции является безразмерная величина P_i , рассчитываемая с помощью выражения:

$$P_i = b_0 + b_1 \cdot C_i / \text{ПДК}_i,$$

где C_i и ПДК_i – наблюдаемая и предельно допустимая концентрации i -го ингредиента, b_0 и b_1 – специально рассчитанные коэффициенты, зависящие от типа ингредиента и класса качества воды.

Обобщенная функция Харрингтона D определяется как среднегеометрическое частных показателей желательности

$$D = (d_1 d_2 d_3 \dots d_n)^{1/n}.$$

Согласно принципу мажоритарности средних, среднегеометрическая по численному значению меньше, чем среднеарифметическая, поэтому описанный подход дает более жесткую оценку качества воды, чем, например, традиционно используемый индекс загрязненности вод ИЗВ.

Одной из первых попыток создания глобальных классификаций, построенных по экосистемному принципу, когда в классификационный рубрикатор включаются как гидрофизические и гидрохимические показатели (абиотическая составляющая), так и характеристики гидробионтов (биологическая составляющая экосистем), стала разработка Института гидробиологии НАН Украины [14, 15]. В сущности, авторы предложили не единую классификацию, а три самостоятельных классификации: единую пятиклассно-девятиразрядную классификацию для трех групп "экологических" показателей и две классификации по минеральному составу воды, не совместимые ни с первой, ни друг с другом.

Введение столь запутанной эколого-санитарной классификации качества вод из двух параллельных систем градаций (из пяти классов и из девяти разрядов) разработчики обосновывают тем, что в условиях огромного многообразия вод оценки по пяти- и шестиразрядным системам недостаточны для детальной характеристики и назрела потребность в дробном подразделении вод по

более узким градациям качества. Тезис о необходимости точных оценок качества вод решается вполне банально – переходом от системы целочисленных градаций к непрерывной шкале качества с дробными значениями любой точности, избежав громоздкого деления на диапазоны. Более удобно и точно будет представить зависимость категории качества вод от величины каждого показателя в виде уравнения регрессии. К недостаткам подобных комплексных оценок относится и недостаток данных для их проведения, особенно гидробиологических, у современных субъектов мониторинга. Обилие показателей, которые предлагается контролировать, наводит на мысль о миллионах долларов дотаций на лабораторное обеспечение системы мониторинга.

Общепринятый подход особенно неудобен в ситуациях, когда происходит многократное превышение ПДК по отдельным показателям при низких показателях для концентраций остальных ингредиентов, например, в случаях аварийных сбросов загрязняющих веществ предприятиями. Данная ситуация особенно характерна для промышленных регионов с высокой антропогенной нагрузкой на водные объекты. Следовало увеличить чувствительность показателя комплексной оценки для расчета антропогенной нагрузки на водный объект в подобных ситуациях.

Кроме того, требовалось разработать процедуру оптимизации числа показателей качества воды для каждого конкретного типа водотока. Попытки подобного рода уже предпринимались [16, 17], но, вследствие чисто механического применения методов МГУА без учета специфики гидрохимических показателей и особенностей водного объекта, оказывались не слишком эффективными.

Перед процедурой оценки качества воды водного объекта предлагается определять базисный набор показателей качества речной воды с помощью модели МГУА.

Для оценки качества воды в водотоке с повышенной антропогенной нагрузкой предложено вычислять интегральный показатель (индекс) загрязнения K_t по формуле:

$$K_t = \sum_{i=1}^m x_{it} \cdot W(x_{it}) + x_{it\max} \cdot (1 - W(x_{it\max})),$$

где x_{it} – значение i -го показателя в долях эквивалента летальной концентрации в момент времени t , $x_{it\max}$ – максимальное значение i -го показателя в долях летальной концентрации в момент времени t , $W(x_{it})$ – вес i -го показателя в момент времени t , вычисляемый по формуле:

$$W(x_{it}) = \begin{cases} 0 & \text{при } x_{it} \leq 0,5x_{ПДК(i)}, \\ \frac{(x_{it} - 0,5x_{ПДК(i)})}{e^{(x_{it} - 0,5x_{ПДК(i)}) - 1}} \cdot \frac{e^{-0,5x_{ПДК(i)}}}{(1 - 0,5x_{ПДК(i)})} & \text{при } 1 > x_{it} > 0,5x_{ПДК(i)}, \\ 1 & \text{при } x_{it} \geq 1, \end{cases}$$

где $x_{ПДК(i)}$ - значение предельно допустимой концентрации в долях эквивалента летальной концентрации (LC_{100}) для i -го показателя качества воды.

Динамика изменения интегрального показателя во времени за последние 10 лет на примере одного из участков р. Кальмиус показана на рис. 2.

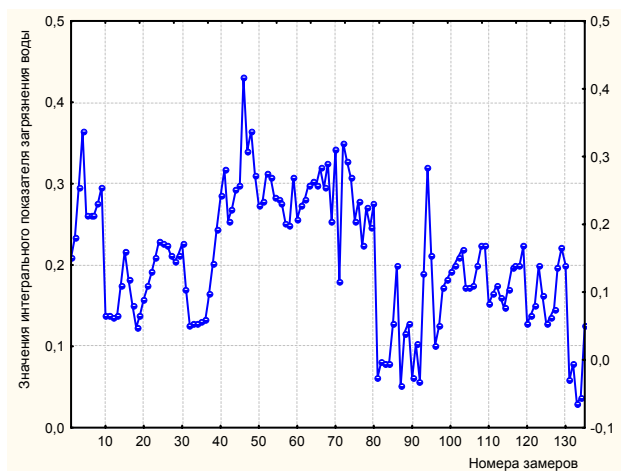


Рисунок 2. – Динамика интегрального показателя загрязнения воды р. Кальмиус за 1995 – 2008 гг

Рассматриваемый показатель отличается от общепринятого большей чувствительностью к сверхпороговым значениям, т.е. более четко отражает опасную ситуацию, увеличиваясь тем резче, чем более концентрация отдельного ключевого загрязнителя превышает установленные нормативы. Были рассчитаны значения индекса загрязнения K_t по 17 показателям качества речной воды.

Заключение

Разработанная методика может быть положена в основу разработки технических предложений по созданию региональной системы экологического мониторинга с ориентацией на использование принципов и методов комплексной оценки антропогенных воздействий на водные объекты.

Дальнейшие исследования будут направлены на поиск оптимальных моделей для водотоков различного типа и более совершенных методов прогноза в указанной группе методов.

Системы мониторинга, использующие прогнозные методы, наиболее эффективные для данных объектов исследования, позволят с максимальной точностью прогнозировать непосредственные и опосредованные последствия хозяйственной деятельности в подобных регионах.

Литература

1. Главные компоненты и факторный анализ - <http://www.statsoft.ru/home/textbook/default.htm> (10.09.2008).
2. ARIMA methodology / ARIMA (Box & Jenkins) and autocorrelations. - <http://www.statsoft.com/textbook/sttimser.html#aarima> (12.09.2008).
3. Ивахненко А.Г., Юрачковский Ю.П. Моделирование сложных систем по экспериментальным данным. — М.: Радио и связь, 1987. — 120 с.
4. Ивахненко А.Г. Комбинированные имитационно-индуктивные методы моделирования экологических систем // Автоматика. — 1979. - № 5. — С 8 – 17.
5. Ивахненко А.Г., Мюллер И.А. Самоорганизация прогнозирующих моделей. К.: Техника, 1984. —350 с.
6. Ивахненко А.Г., Зайченко Ю.П., Димитров В.Д. Принятие решений на основе самоорганизации. М.: Сов. радио, 1976. — 280 с.
7. Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных и морских вод. Утв. Госкомгидрометом СССР 22.09.1986 г. № 250-1163. — М.: 1986. — 5 с.
8. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. Утверждено Приказом Минприроды РФ от 30 ноября 1992 г. — 51 с.
9. Васильева Е.А., Виниченко В.Н, Гусева Т.В. и др. Как организовать общественный экологический мониторинг / Под ред. М.В. Хотулевой. — М.: СоЭС - Методический центр “Эколайн”, 1998. - www.cci.glasnet.ru/mc/books/monitor (12.09.2008).
10. Новиков Ю.В., Плитман С.И., Ласточкина К.С. и др. Оценка качества воды по комплексным показателям // Гигиена и санитар. 1987. № 10. С. 7-11.
11. Емельянова В.П., Данилова Г.Н., Родзиллер И.Д. Способ обобщения показателей для оценки качества поверхностных вод // Гидрохим. материалы. 1980. Т. 77. С. 88-96.
12. Моисеенко Т.И. Методические подходы к нормированию антропогенных нагрузок на

- водоемы Субарктики (на примере Кольского севера) // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского севера. – Апатиты: Кольский науч. центр, 1995. С. 7-23.
13. Фрумин Г.Т., Баркан Л.В. Комплексная оценка загрязненности Ладожского озера по гидрохимическим показателям // Водн. ресурсы. 1997. Т. 24. № 3. С. 315-319.
 14. Романенко В.Д., Жукинський в.М., Оксіюк О.П., Яцик А.В., Чернявська А.П., Васенко О.Г. та інші. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. К.: Символ-Т., 1998. – 28 с.
 15. Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк та інші. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. – К., 2001. – 48 с.
 16. Ивахненко А.Г., Кротов Г.И. Моделирование загрязнения среды при отсутствии информации о выбросах источников загрязнения // Автоматика. – 1977. – № 5. – С. 14 – 31.
 17. Ивахненко А.Г., Сарычев А.П., Светальский Б.К. Определение базисного множества наблюдаемых переменных в задаче управления качеством воды. // Автоматика, 1984. – № 6. – С. 3 – 7.