

ИНФОРМАЦИОННОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ ОПТИМИЗАЦИИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ВОДООХРАННЫХ СРЕДСТВ НА ОСНОВЕ ЕВРОПЕЙСКОЙ ВОДНОЙ ДИРЕКТИВЫ

А.А. Цхай, К.Б. Кошелев, Ю.Н. Городилов, Д.А. Жевнов, В. Бауэнс, Я. Кулс,
Н.Б. Прохоров

Представлены результаты создания информационных средств создания системы принятия решения «Гидроменеджер» применительно к бассейну реки Нете (Бельгия). Эколого-экономическая модель ориентирована на использование реально имеющихся данных. Разработана ГИС-компонента СППР.

Введение

Достижение приемлемого уровня качества природных вод, ограничение антропогенного загрязнения – основная цель Европейской водной директивы, согласованное выполнение которой Европейским союзом началось в 2000 году. При этом возникает целый ряд задач, связанных с разработкой информационных средств, обеспечивающих эффективное применение экономических и административных методов регулирования качества вод речных бассейнов.

В этой связи оказался востребованным информационно-моделирующий подход, разработанный в Алтайском государственном техническом университете (АлтГТУ) [1-4] и отмеченный в 1997 г. Международной премией Тайсона (ежегодная награда за лучшую научную работу Международной ассоциации гидрологических наук, объединяющей около трех тысяч исследователей из более чем 50 стран).

В 2002 г. началось выполнение проекта «Информационные средства для управления качеством вод речного бассейна, основанные на экономическом и экологическом рассмотрении» научной программы ИНТАС Комиссии Европейских сообществ консорциумом ис-

следователей из Австрии (Университет природных ресурсов г. Вены), Бельгии (Свободный университет г. Брюсселя), России (АлтГТУ, г. Барнаул и Российский НИИ комплексного использования и охраны водных ресурсов, г. Екатеринбург) и Франции (Высшая горная школа г. Парижа).

В этом проекте предполагается адаптировать российскую систему поддержки принятия решений (СППР) «Гидроменеджер» к условиям водопользования стран Европейского союза на примере бассейна реки Нете, протекающей в бельгийском регионе - Фландрии.

Характеристика бассейна реки Нете

Фландрия – это один из трех административных регионов, на которые поделена Бельгия. Бассейн реки Нете, занимающий 1673 км², практически полностью расположен в провинции города Антверпен, части Фландрии (рис.1). Малые части бассейна принадлежат другим провинциям: на севере – Лимбургу и на юге – Фламандскому Брабанту. Протяженность речной сети бассейна – 2224 км, а длина главных притоков Гроте-Нете и Кляйне-Нете, образующих реку Бенеден-Нете составляет 151 км.

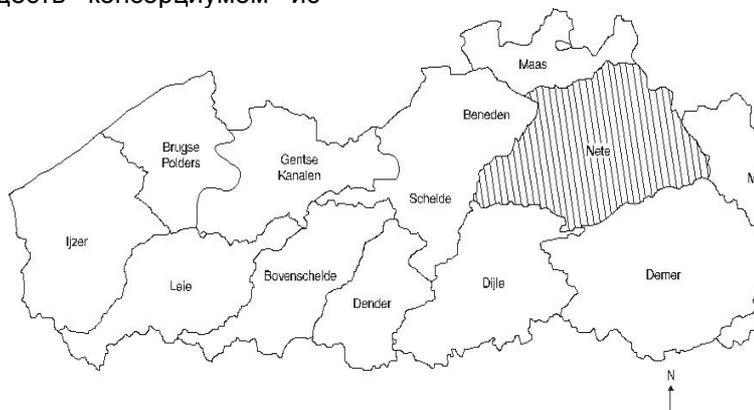


Рис.1. Бассейн реки Нете на территории Фландрии

ИНФОРМАЦИОННОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ ОПТИМИЗАЦИИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ВОДООХРАННЫХ СРЕДСТВ НА ОСНОВЕ ЕВРОПЕЙСКОЙ ВОДНОЙ ДИРЕКТИВЫ

На территории бассейна проживает около шестисот тысяч жителей, занятых, в основном, в сельском хозяйстве, местной промышленности и инфраструктуре туризма. Помимо питьевого водоснабжения и производственных нужд водные ресурсы бассейна используются также в рыбохозяйственных и рекреационных целях.

Проблема качества воды в бассейне – достаточно актуальна. Показательно то, что только в 32% от количества пунктов наблюдения (а их здесь – около трехсот) отмечается соответствие биологических характеристик воды принятым стандартам. По интегральному кислородному индексу Прати, используемому в Европе для экспресс-оценки качества воды, в 72% от количества пунктов наблюдения вода характеризуется как «загрязненная» и только в 28% - как «приемлемая».

В связи с отмеченными особенностями хозяйственной деятельности на территории бассейна особый интерес представляет поведение органических и биогенных загрязнений, что обуславливает изложенные ниже черты используемого модельного подхода.

Оптимизация использования водоохраных средств

Одним из инструментов оптимизации является конкурсное инвестирование. При этом сдерживающим фактором часто оказывается отсутствие инструмента обратной связи, т.е. ранжирования предлагаемых мероприятий по степени эффективности на бассейновом уровне.

Для этого в разрабатываемой версии СППР «Гидроменеджер» специальным образом конструируется модель качества воды, которая по стандартным для конкретных условий бассейна данным позволяет построить прогноз распределения загрязнений в речной сети.

Далее считается, что лицо, принимающее решение (ЛПР) получает список мероприятий (см. табл. 1) по улучшению качества воды речного бассейна. Такой список может быть получен, например, по специальному запросу от предприятий – загрязнителей. Для упрощения здесь и далее полагается, что используемые мероприятия являются независимыми по результату влияния на сбросы.

Затем составляется перечень всевозможных вариантов одновременного внедрения предложенных мероприятий. При этом требуется отсеять вырожденные случаи (на-

пример, когда суммарное плановое уменьшение загрязнения превышает фактическое).

С помощью автоматизированной процедуры для каждого варианта задаются результирующие значения сбросов водопользователей. Это позволяет замкнуть математическую постановку задачи формирования качества воды в речном бассейне.

Таблица 1

№	Наименование мероприятия	Водопользователи, уменьшающие сбросы после внедрения мероприятия	Стоимость мероприятия	Виды загрязнений и значения уменьшения сбросов после внедрения	Срок внедрения
1	2	3	4	5	6

После этого для каждого из вариантов в рамках конструируемой версии СППР «Гидроменеджер» рассчитывается распределение загрязнений в речном бассейне.

Определившись с видом критерия качества воды на бассейновом уровне, что зависит от приоритетов ЛПР, далее становится возможным ранжировать все возможные варианты инвестирования, а значит осуществить выбор наилучшего варианта использования ограниченного объема финансовых средств.

В качестве критерия оценки может быть выбран, к примеру, следующий интегральный показатель

$$Cr_j = \sum_{i,k} \left(\frac{C_{ik}^j}{P_i} \right) \rightarrow \min,$$

где i – номер загрязнения, P_i – максимально допустимая концентрация i -го загрязнения, C_{ik}^j – концентрация i -го загрязнения в k -ой точке после внедрения j -ого варианта мероприятий.

В результате для принятия решения о выборе реализуемого варианта может быть составлена следующая таблица типа табл.2. В результате оценки полученных результатов (табл.2) ЛПР выбирает оптимальный в данных конкретных условиях вариант расходования водоохраных средств.

Таблица 2

№ варианта	Примененные мероприятия (из табл. 1)	Общая стоимость (евро)	Значение критерия C_r
1	N1+N2+N3	450 000	25,0
2	N1+N2	350 000	30,0
3	N2+N3	250 000	35,0
4	N1	200 000	45,0
5	N3	100 000	60,0
6	N2	150 000	110,0
7	нет	0	150,0

Далее рассматриваются задачи создания информационного обеспечения описанной процедуры для случая рассматриваемого бассейна реки Нете.

Модель качества воды

При разработке модели качества воды в реках бассейна реки Нете используются следующие допущения:

- промежуток времени моделирования разбивается на периоды, в течение каждого из которых течение в руслах рек полагается стационарным;
- точечные и распределенные сбросы полагаются заданными;
- течение в реках полагается квазиодномерным, с ограничениями, позволяющими моделировать движение уравнением Сен-Венана;
- русла рек имеют непризматический профиль;
- химические процессы в реках моделируются равновесными реакциями;
- процессы в реке не влияют на течение притоков.

Детальное описание математической модели качества воды для данных бассейна Оби приведено в [1]. Однако состав исходной информации для бассейна реки Нете обусловил необходимость модификации уравнений модели.

В данном случае система уравнений имеет вид:

$$\left(1 - \frac{Q^2 \cdot B}{g \cdot w^3}\right) \cdot \frac{w}{2} \cdot \frac{dw^2}{dx} - \left(i_0 - \frac{\partial h}{\partial x}\right) \cdot B \cdot w^2 = -B \cdot \left(\frac{q \cdot Q}{g} + \frac{Q}{C^2 R}\right) \quad (1)$$

$$q = \frac{dQ}{dx},$$

$$\frac{d(Q \cdot C_j)}{dx} = \frac{d}{dx} \left(E \cdot w \cdot \frac{dC_j}{dx} \right) + w \cdot H_j + G_j, \quad (2)$$

где Q — расход воды, м³/с;
 B — ширина свободной поверхности водотока, м;
 g — ускорение силы тяжести, м/с²;
 w — площадь поперечного сечения водотока, м²;
 x — продольная координата вдоль русла, м;
 i_0 — уклон дна;
 h — глубина реки, м;
 q — боковая приточность на единицу длины, м²/с;
 C — коэффициент Шези, вычисляемый по формуле Маннинга: $C = \frac{1}{n} \cdot R^{1.3\sqrt{n}}$, с размерностью м^{0.5}·с,
 где n — шероховатость русла;
 R — гидравлический радиус, м: $R = \frac{w}{X}$,
 где X — смоченный периметр, м:

$$X = b(x,0) + 2 \cdot \int_0^h \sqrt{1 + \left(0.5 \cdot \frac{\partial b}{\partial z}\right)^2} dz,$$

где $b(x,z)$ — ширина реки на расстоянии z от дна, м;
 C_j — концентрация j -того химического соединения, г/м³;
 $j \in [1..N]$, N — число компонентов;

$$E = \beta \cdot h \cdot \sqrt{g} \cdot \frac{u}{C}$$

(представление Елдера для коэффициента продольной дисперсии), м²/с;

$u = \frac{Q}{w}$ — средняя по сечению скорость водотока, м/с;

H_j — член, характеризующий неконсервативность рассматриваемого j -того соединения, г/м³·с;

G_j — путевая нагрузка на единицу длины водотока, характеристика неточечных источников загрязнений, г/м·с.

Химическими компонентами здесь являются: БПК₅, дефицит кислорода, взвешенное вещество, ХПК, аммоний, нитриты, нитраты и

ИНФОРМАЦИОННОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ ОПТИМИЗАЦИИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ВОДООХРАННЫХ СРЕДСТВ НА ОСНОВЕ ЕВРОПЕЙСКОЙ ВОДНОЙ ДИРЕКТИВЫ

фосфаты, которые связаны между собой в реакциях трансформации химических соединений.

Величина H_j в (2) определена по типу реакции первого порядка с коэффициентами неконсервативности K_j . Тогда

$$H_j = -K_j \cdot C_j,$$

для $j=3,4,8$;

$$\begin{aligned} H_1 &= -(K_1 + K_3) \cdot C_1, \\ H_2 &= -K_2 \cdot C_2 + K_1 \cdot C_1 + P_1 \cdot K_5 \cdot C_5 + \\ &+ P_2 \cdot K_6 \cdot C_6 + J \cdot \frac{B}{w}, \end{aligned}$$

где K_3 — коэффициент седиментации; P_1 и P_2 — коэффициенты пересчета потерь кислорода при нитрификации; J — плотность потока кислорода, обусловленный поглощением донными отложениями и фотосинтезом.

При расчете трансформации азотных соединений ($j=5 \div 7$) используется следующая схема нитрификации

$$\begin{aligned} H_5 &= -K_5 \cdot C_5 + P_3 \cdot K_4 \cdot C_4, \\ H_6 &= -K_6 \cdot C_6 + K_5 \cdot C_5, \\ H_7 &= -K_7 \cdot C_7 + K_6 \cdot C_6, \end{aligned}$$

где P_3 — коэффициент пересчета для процесса аммонификации.

Зависимость коэффициентов трансформации от гидрологических условий задана соответственно, при $j=3,4,\dots,7$ как

$K_j = K_{0j} u^{0_j} h^{0_j^h}$ и определяется при параметризации модели. Величины P_j оцениваются в соответствии с реальными стехиометрическими соотношениями.

Величина G_j может быть определена как

$$G_j = C_{jb} \cdot q,$$

где C_{jb} — содержание j -того соединения в водах, характеризующихся расходом боковой приточности q (в случае $q < 0$ имеем $C_{jb} = C_j$).

При наличии притока (точечного источника загрязнений) с постоянной интенсивностью в течение расчетного периода величина концентрации в узле впадения притока определяется как

$$C_{if} = \frac{C_{is} \cdot Q_s + C_{ia} \cdot Q_a}{Q_s + Q_a}.$$

Здесь C_{ia} и Q_a — содержание i -го соединения и расход воды в притоке. Индекс "f" отличает величину параметра ниже узла впадения притока, "s" — значение параметра выше узла впадения притока.

Граничные условия имеют вид

$$\omega(x_{k_j}) = \omega_{k_j}, C_j(x_0) = C_{oj}, \frac{dC_j}{dx}(x_1) = 0.$$

Здесь x_0 и x_1 — соответственно, начальный и замыкающий створы моделируемого участка реки.

Разностная схема для уравнения (1) имеет вид:

$$\frac{\alpha}{x_i - x_{i-1}} (\omega_i^2 - \omega_{i-1}^2) - \beta \omega^2 = \gamma,$$

$$\alpha = \left(1 - \frac{Q^2 B}{g \omega^3} \right) \frac{\omega}{2}, \quad \beta = \left(i - \frac{\partial h}{\partial x} \right) B,$$

где

$$\gamma = -B \left(\frac{qQ}{g} + \frac{Q^2}{C^2 R} \right).$$

Поскольку оно нелинейно, для его решения используется итерационный процесс.

Система уравнений (2) линейна и ее разностный аналог решается методом прогонки с учетом граничных условий.

Калибровка модели качества воды

Для определения параметров уравнений используется аналитическое решение дифференциальных уравнений в приближении равномерного движения течения в русле с постоянным сечением и пренебрежении продольной дисперсией (допустимо для водных объектов с малой глубиной и большой скоростью течения).

Для проведения процесса калибровки необходимо наличие данных:

- о морфометрии русла (длина участка, по которому производится калибровка; площадь поперечного сечения водотока, выраженная в зависимости ширины водотока от его глубины);
- о гидрологическом режиме вод, (концентрации загрязнений, расходов и темпера-

туры воды, скорости течения) по двум контрольным створам (измерение в нижнем створе производится с учетом того, за какое время объем воды из верхнего створа достигнет нижнего).

Между верхним и нижним контрольными створами должны быть минимальными: расстояние; количество существенных сосредоточенных сбросов; изменение морфометрии русла (площади поперечного сечения, расхода воды), скорости течения.

При невыполнении указанных требований возникает большое расхождение между расчетными значениями и реальными данными. Если параметры модели необходимо получить более точно, а исходные данные не удовлетворяют выше изложенным требованиям, то необходимо специальные натурные исследования (создание временных пунктов контроля качества воды).

Процесс калибровки модели можно разбить на части, связанные с нахождением: вспомогательных величин, связанных с морфометрией русла, концентрации загрязнений в боковой приточности и коэффициентов неконсервативности для каждого вида загрязнений.

Определяются расстояния от устья реки до калибровочных створов – пунктов наблюдений. Используя эти величины, определяют расстояние от устья до точки, расположенной по середине между калибровочными створами.

В ближайших створах к этой точке сверху и снизу по течению, в которых имеются данные по морфометрии русла, определяют площади поперечного сечения водотока, а также расстояние от этих створов до устья реки.

По получившимся значениям, путем линейной интерполяции определяется зависимость изменения площади поперечного сечения водотока в опорной точке

$$F(x^*, w^*) = \beta \cdot F_i^*(w^*) + (1 - \beta) \cdot F_{i+1}^*(w^*),$$

$$\text{где } \beta = \frac{x_{i+1} - x^*}{x_{i+1} - x_i},$$

x^* - расстояние от опорной точки до устья,
 x_{i+1} – расстояние от устья реки до створа выше опорной точки,
 x_i – расстояние от устья реки до створа ниже опорной точки,
 F_{i+1} – площадь поперечного сечения в створе выше опорной точки,

F_i – площадь поперечного сечения в створе ниже опорной точки.

Эта площадь считается постоянной на всем калибровочном участке реки и используется в дальнейших расчетах.

Следующим этапом является определение концентрации загрязнений в боковой приточности. Расчет производится по методу Бехрендта-Бохме (см описание, например, в [2]) в замыкающем створе.

Суть метода заключается в том, что значения концентраций C_{jb} j -того вида загрязнений в боковой приточности оцениваются по виду зависимостей концентраций загрязнителя и его нагрузки L_j (произведения концентрации загрязнения на расход) от расхода в реке. При этом учитываются предполагаемые механизмы формирования химического стока: влияние точечных, поверхностных и подземных источников загрязнения на процессы трансформации.

$$C_{jb} = \frac{1}{m} \left(\sum_{k=1}^m C_j^k - L_j \sum_{k=1}^m \frac{1}{Q^k} \right),$$

$$L_j = \frac{m \sum_{k=1}^m \frac{C_j^k}{Q^k} - \sum_{k=1}^m \frac{1}{Q^k} \sum_{k=1}^m C_j^k}{m \sum_{k=1}^m \frac{1}{(Q^k)^2} - \left(\sum_{k=1}^m \frac{1}{Q^k} \right)^2},$$

где m – число наблюдений,

C_j^k – концентрация j -го вещества в реке в k -том наблюдении,

Q^k – расход реки в k -том наблюдении.

Для проведения расчетов по каждому виду загрязнений формируется набор пар (концентрация загрязнения и соответствующий расход воды).

Рассматриваемые измерения являются на деле всего лишь реализациями случайных величин, характеризующих стохастические процессы в реке. Поэтому после формирования пар необходимо провести проверку нормальности распределения величин и выбраковку данных соответствующими статистическими методами.

Выбраковка величин концентраций загрязнений производится при помощи критерия Стьюдента:

$$t = \frac{x - \bar{x}}{\sigma \sqrt{\frac{n+1}{n}}}$$

с учетом 95% уровня достоверности информации.

Медианное значение расхода воды используется для разделения данных на периоды половодья и межени (большая и малая вода).

Сначала определяется концентрация загрязнений в боковой приточности для периодов большой и малой воды. Затем проверяется достоверность полученных линейных аппроксимаций по критерию Фишера.

Если полученные зависимости не отвечают критерию достоверности, то переходят к определению концентраций загрязнений в боковой приточности для всего набора данных.

Последним шагом является определение коэффициентов неконсервативности загрязняющих веществ, т.е. влияния гидрологических условий на скорости химических реакций.

Для этого необходимо сформировать массив данных наблюдений в верхнем и нижнем контрольных створах. Для компонентов модели, не связанных между собой процессом трансформации, таким набором является концентрации вещества и расход воды, соответственно, в верхнем и нижнем створах.

Далее требуется найти ближайшую дату измерений в нижнем створе, которая соответствует моменту времени, когда рассматриваемый объем воды дойдет до нижнего створа.

Если в обоих створах имеется необходимая для калибровки информация (концентрации загрязнений и расход воды - в начальном и конечном калибровочном створах, величины температуры воды и скорости течения), то данные заносят в список для расчетов.

Данный процесс проводят по всем датам наблюдений, которые имеются в базе данных. Затем производится анализ данных.

Из списка удаляются данные, у которых начальная концентрация вещества меньше конечной, а расход воды в начальном створе больше расхода воды в конечном створе. Такой случай соответствует возрастанию концентрации при отсутствии боковой приточности, что указывает на сильное точечное антропогенное воздействие, которое не принято в расчет.

Проверяется нормальность распределения концентрации загрязнений в замыкающем створе, так как при наличии экстремально высокого уровня антропогенного воздей-

ствия наблюдается правоскошенность распределения вероятности.

Проводится проверка значений расхода воды в начальном и конечном створах по следующему признаку.

Если расход воды на калибруемом участке изменяется более чем в два раза, то это указывает, либо на наличие крупных притоков на выбранном участке, либо на сильное изменение характера течения реки (наличие водохранилища).

И в том, и в другом случаях нарушается приближение о равномерности и однородности потока, что сказывается на точности определения коэффициентов трансформации.

Для веществ, связанных между собой процессами трансформации, действия идентичны выше изложенным. Отличие состоит в том, что в верхнем створе, кроме концентрации вещества, для которого проводят калибровку модели, также определяется концентрация всех веществ, гомогенно с ним связанных.

Полученный набор данных используется для минимизации функционала Φ , который представляет собой сумму квадратов разностей наблюдаемых и расчетных значений концентраций в нижнем створе.

$$\Phi(K_{0j}, \theta_j, J) = \frac{\sum_{i=1}^n (C_{\text{эксн.ij}} - C_{\text{расч.ij}})^2}{n} \rightarrow \min,$$

где n – количество наблюдений, i – номер наблюдения, j – индекс загрязнителя.

Значения искомым параметров, входящих в уравнения, оцениваются с помощью метода градиентного спуска (разновидности нелинейного метода наименьших квадратов) и находятся в следующем порядке: для

- взвешенных веществ;
- ХПК;
- БПК;
- NH_4 ;
- NO_2 ;
- NO_3 ;
- фосфатов;
- O_2 .

Метод градиентного спуска представляет собой итерационный процесс, где каждое последующее значение коэффициентов получается из предыдущего:

$$K_{oj}^l = K_{oj}^{l-1} - \Delta \cdot \frac{\partial \Phi(K_{oj}^{l-1}, \theta_j^{l-1})}{K_{oj}^{l-1}},$$

$$\theta_j^l = \theta_j^{l-1} - \Delta \cdot \frac{\partial \Phi(K_{oj}^{l-1}, \theta_j^{l-1})}{\theta_j^{l-1}} \text{ и т.п.}$$

Параметрами функционала, изменением которых добиваются его минимума, являются коэффициенты трансформации вещества.

Процесс градиентного спуска продолжается до тех пор, пока не достигнута определенная точность значения минимума функционала:

$$|\Phi^l - \Phi^{l-1}| < \varepsilon.$$

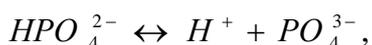
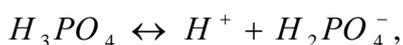
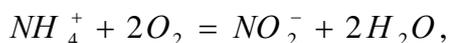
Данный процесс производится по всем видам загрязнений. При осуществлении процесса калибровки полученные данные анализируются с учетом следующих требований.

Содержание веществ в боковой приточности не должно достигать значение концентрации насыщения раствора. В противном случае однозначно нарушается вид зависимости концентрации загрязнений и его нагрузки от расхода воды в реке. Это, в свою очередь, не может дать однозначного ответа о механизме формирования нагрузки.

Нежелательно использовать значения коэффициентов неконсервативности веществ, выходящие за границы литературных данных. В этом случае лучше воспользоваться, соответствующим предельным значением коэффициента из литературных данных и вновь оценить величину функционала.

В случае невозможности проведения процедуры корректным образом для калибровки выбирается другой участок реки.

Значения параметров P_1, P_2, P_3, P_4 находятся из уравнения баланса масс химических реакций:



которые принимают значения: $P_1=3,0; P_2=1,0; P_3=0,056; P_4=0,0035$.

ГИС-компонента СППР

Для работы с картографической информацией, которая хранится в shape-файлах

формата ArcView, использована библиотека Map Objects и языки программирования Borland Delphi 7.0 и Avenue. С помощью данных программных средств был графически отображен бассейн реки Нете с различными слоями (см. рис.2), сделана навигация по карте, реализованы функции приближения и удаления объектов, определения координат задаваемой на карте точки.

Атрибутивная информация хранится с использованием СУБД FireBird. Такой подход позволяет сочетать удобство обработки картографической информации с достаточно высокой скоростью отбора значительных объемов атрибутивной информации

Состав картографической информации следующий: речная сеть; местоположение сбросов загрязняющих веществ, пунктов контроля качества воды, водоочистных предприятий, дорожная сеть, населенные пункты, административные границы районов.

Структурно используемая информация организована по типу таблиц 3-4.

Таблица 3
Объект точка или полилиния (для ArcView)

SHAPE	ID	S
SHAPE 1	1	
...	...	
SHAPE N	N	

где SHAPE – объект на карте.

ID – уникальный идентификатор объекта
S – расстояние от устья реки до объекта

Таблица 4
Физические характеристики объекта

ID	A1	A2	...	Am
1				
...				
N				

ИНФОРМАЦИОННОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ ОПТИМИЗАЦИИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ВОДООХРАННЫХ СРЕДСТВ НА ОСНОВЕ ЕВРОПЕЙСКОЙ ВОДНОЙ ДИРЕКТИВЫ

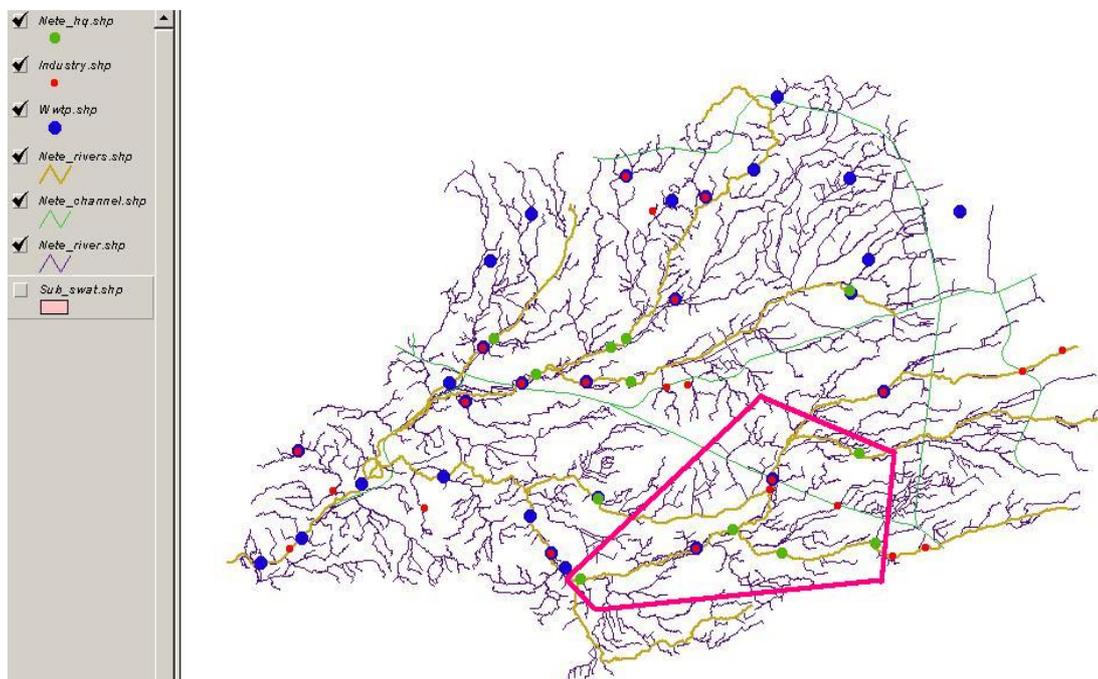


Рис.2. Бассейн реки Нетте: ломаной линией выделена зона экологической напряженности

Отдельным этапом работы стала подготовка первичной информации для использования при создании ГИС-компоненты. При этом был решен ряд специальных задач, таких как

- отбор и преобразование большого объема исходных документов в соответствующие таблицы баз данных;
- задание речной сети в виде графа, что необходимо для моделирования качества воды;
- приведение к виду shape-файлов информации о местоположении объектов водохозяйственной системы;
- определение местоположения точечных объектов на реке и расстояния до устья реки данного объекта.

Далее более подробно приводится характеристика последнего из перечисленных пунктов.

Было выявлено, что некоторые предприятия, сбрасывающие воду, находятся на некотором удалении от реки. В связи с этим возникла необходимость определить, как далеко от речной системы находится объект и оказывает ли он на нее какое-либо воздействие. Для решения этой задачи была написана функция, которая по заданным координатам некоторой точки определяет ближайшую к

ней реку, вычисляет минимальное расстояние до неё, отмечает на реке точку, являющуюся ближайшей к заданной, и, далее, рассчитывает расстояние до устья отрезка реки. Кроме того, эта функция сравнивает найденное расстояние от точки до реки с некоторым заданным, которое является минимально необходимым для того, чтобы воздействие предприятия на качество воды считалось существенным.

Алгоритм работы следующий: ищется точка на реке, расположенная от заданной на минимальном расстоянии (предварительно определяется код ближайшего участка речной системы).

Далее от найденной точки вычисляется расстояние до устья отрезка реки. Это расстояние и найденный код участка реки передаются в качестве переменных в основную программу.

Далее используются при моделировании, при условии, что минимальное расстояние от исходной точки до речной системы не превышает заданное.

При моделировании используется информация, полученная с пунктов наблюдений. Координаты этих пунктов в исходных данных не заданы явным образом, а известно лишь расстояние от них до устья. В связи с

этим потребовалось написать процедуру, которая бы по известному расстоянию до устья и коду реки определяла эти координаты.

По коду отрезка реки определяется, к какому из ее участков принадлежит данная точка. Далее находится положение устья, после чего от него против течения отсчитываются полные отрезки реки до тех пор, пока сумма их длин не превысит заданного расстояния.

Последний участок разбивается на точки. Координаты точки, которая удалена от устья на заданное расстояние, возвращаются в основную программу.

Таким образом, были решены задачи картографического отображения информации и привязки исходных данных к конкретным координатам речного бассейна. Всё это позволит в полной мере использовать имеющуюся статистическую информацию при моделировании качества воды в реке Нете.

Следует выделить ряд существенных этапов решения ГИС-задачи:

- задание требований к выходной информации, в том числе по наборам карт, диаграмм, шаблонов для печати;
- определение вида интерфейса системы, наиболее удобного для работы пользователя;
- задание порядка обновления (изменения) картографической информации;
- реализация функций синхронизации БД FireBird и dbf-файлов, а также shape-файлов с ними.

Заключение

Сформулированы результаты адаптации информационного обеспечения российской системы поддержки принятия решений «Гидроменеджер» к условиям Европейского союза на примере бельгийского бассейна реки Нете.

Исследования выполняются в рамках программы ИНТАС научного сотрудничества Комиссии Европейских сообществ со странами бывшего СССР (проект *INTAS-2001-768* «Информационные средства управления качеством вод речных бассейнов, основанные на экологическом и экономическом рассмотрении»).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Цхай А.А., Веревкин М.Н., Городилов Ю.Н., Кошелев К.Б. Модели системы поддержки принятия решений «Гидроменеджер» для управления водными ресурсами. // Ползуновский вестник, 2003, №1-2. С.168-177
2. Цхай А.А. Мониторинг и управление качеством вод речного бассейна: модели и информационные системы. – Барнаул: Алтайское книжное изд-во, 1995, 174 с.
3. Цхай А.А. Модель регионального управления качеством воды в речном бассейне. // Водные ресурсы, 1997, т.24, № 5. С.617-623
4. Вода России. Математическое моделирование в управлении водопользованием / Черняев А.М., Цхай А.А., Прохорова Н.Б. и др. (под ред. А.М.Черняева). - Екатеринбург, 2001, 519 с.