

Управление точечными источниками сброса сточных вод в реки: где применяются экологические стандарты качества Европейской Рамочной Водной Директивы

Герард Джирка, Тобиас Бленингер, Ричард Берроуз, Торбен Ларсен

Резюме

«Комбинированный подход» в новой Европейской Рамочной Водной Директиве, состоящий из экологических стандартов качества в дополнение к величинам лимитов эмиссии обещает улучшение качественных характеристик поверхностных вод. Тем не менее, в Директиве не указано, где именно могут использоваться эти стандарты. Этот пропуск затрудняет использование этого раздела Директивы на практике. Требуется ясное регулирование зоны смешивания, чтобы цели Директивы не нарушались. Это требование продемонстрировано с помощью примеров точечных источников сбросов в реки. Более того, водохозяйственные органы должны использовать прогнозное моделирование для «комбинированного подхода».

Ключевые слова: Контроль загрязнения воды; поверхностные воды; рамочная водная директива; стоки; зона смешивания; модели качества воды; существенное давление.

1 Введение

Европейская Рамочная Водная Директива 2000 г. имеет своей целью охрану качества воды водосборов для всех европейских вод с целью достижения хорошего качества воды к 2015г. Оценка качества воды проводится большей частью на основе биологических параметров (фауна и флора), однако гидро-морфологические (сток и русловые условия) и физико-химические (температура, содержание кислорода или азота) компоненты, а также специфические загрязнители (металлы или синтетические органические соединения) также определяют качество воды. Хорошее качество обеспечивается, когда соблюдаются экологические стандарты для всех загрязнителей и их групп.

Новая стратегия Директивы против загрязнения воды из точечных или рассредоточенных источников является «комбинированным подходом», то есть двойной контроль качество через лимиты эмиссии и экологические стандарты качества. Сбросы загрязнителей, особенно из точечных источников, должны удовлетворять обоим требованиям. Для большинства стран-участниц ЕС новая политика означает существенное отклонение от существующей практики управления качеством воды, когда ее качество контролируется одним из этих механизмов, а не обоими сразу.

Рагас и др. (1997) исследовали преимущества и недостатки различных механизмов контроля сбросов в поверхностные воды:

Величины лимитов эмиссии (ELV) представляют прямой и эффективный метод ограничения нагрузки загрязнителей путем ограничения концентраций по массе конкретных загрязнителей. Они выгодны с административной точки зрения, поскольку их легко установить и контролировать (отбор проб на конце трубы). С экологической точки зрения, однако, контроль качества, основанный на ELV, представляется нелогичным и ограниченным, поскольку не рассматривает непосредственную реакцию

водного тела и, следовательно, не определяет конкретного виновника загрязнения водного тела. Для иллюстрации этой точки зрения рассмотрим крупный точечный источник загрязнения на малом водоеме, который может отвечать отдельным ELV, но будет постепенно накапливать загрязняющую нагрузку.

Экологические стандарты качества (EQS) это набор величин концентраций отдельных загрязнителей или их групп, которые могут не быть превышенными в самом водном теле, но имеют то преимущество, что они учитывают непосредственно физические, химические и биологические характеристики реакции вследствие сбросов и, следовательно, накладывают непосредственную ответственность на загрязнителя. Но практика контроля качества воды, основанная только на этом методе, может привести к ситуации, когда ответственное за сброс предприятие будет полностью использовать аккумулятивные свойства водного тела до величин, предусмотренных EQS. Более того, водохозяйственные организации могут столкнуться с дополнительными более трудными требованиями мониторинга – где и как часто следует отбирать пробы воды в случае наличия сбросов и в случае моделирования возможных сбросов. «Комбинированный подход» сочетает преимущества обоих механизмов контроля и устраняет их недостатки.

Целью данной статьи является критический анализ практического применения «комбинированного подхода» к управлению водой в отношении точечных сбросов в поверхностные воды. В частности, два вопроса особой важности для практики управления, будут рассмотрены на примере сброса в реки: (1) в каком месте водного тела может быть использован подход; (2) какую процедуру следует использовать, чтобы продемонстрировать, что сброс отвечает требованиям EQS.

Проблема управления качеством воды в прибрежных районах имеет много общего с проблемой рек, что было обсуждено ранее (Джирка, 2004).

2. Процессы смешивания для точечных сбросов в реки

Изучая проблемы сбросов и их прогноза, важно провести четкое различие между физическими аспектами гидродинамических процессов смешивания, которые определяют распределение загрязняющих веществ, и административную формулировку регулирования зоны смешивания, которая предназначена для предотвращения отрицательных воздействий на водную среду.

Гидродинамика сбросов может быть представлена в виде концепции процесса смешивания, имеющего место в двух различных зонах. В первой зоне начальные динамические характеристики моментального притока, притока ввиду разницы плотности оказывают влияние на траекторию и степень смешивания. Эта зона охватывает поток от сброса и часть поверхности водного тела, дно или конечный слой взаимодействия. В этой зоне проектировщики могут воздействовать на начальные характеристики через манипуляцию проектными переменными. В турбулентном потоке вдали от источника характеристики источника становятся более важными. Во второй зоне, удаленной от источника, траектория и растворение, пассивная диффузия ввиду естественной турбулентности и часто меняющееся поле скорости контролируются условиями окружающей среды. Для сбросов сточных вод в реки (за исключением тепловых сбросов с электростанций) проблема может быть сведена до так называемых «пассивных» источников, для которых входной момент и эффекты плавучести не имеют большого значения, и смешивание контролируется адвективными и

диффузионными свойствами режима естественного потока с результирующим шлейфом, который следует преобладающему течению. Таким образом, проблема рассматривается как эффект «отдаленного поля» с характеристиками пассивного источника. Исследования последних 40 лет привели к пониманию динамики смешивания в реках (Фишер, 1979; Холи т Джирка, 1986; Резерфорд, 1994). Поток в реках характеризуется турбулентностью, то есть круговые движения накладываются на поток. Распространение и смешивание источников массы контролируется круговыми движениями или круговоротами и может быть описано по аналогии с молекулярным смешиванием эффективной турбулентной диффузией E , как продукт скорости u' и размера l' доминантных круговых потоков, $E \sim u' l'$.

Река с широким аспектом соотношения $B \gg h$, где B – ширина и h – средняя глубина, является простым равновесным потоком, в котором придонное напряжение сдвига τ_0 обратно пропорционально компоненту, действующему в направлении потока (рис.1), $\tau_0 = \gamma h S$, где $\gamma = \rho g$ – удельный вес воды, ρ – плотность воды, g – гравитационное ускорение и S – уклон дна реки $= \sin \theta$. Скорость трения $u_* = \sqrt{\tau_0 / \rho}$ получена на размерном основании, так что $u_* = \sqrt{g S h}$ и является основной величиной, характеризующей колеблющуюся скорость водоворота u' в русловом потоке, $u' = u_*$, как было подтверждено многими измерениями (Нецу и Накагава, 1993). Это относится к средней скорости U , зависящей от силы трения (шероховатости) дна и обычно равной 5-10% U , $u_* = (0.05-0.10)U$ при большей величине для грубого дна.

Крупные водовороты, соответствующие глубине основного потока, $l \sim h$ являются наиболее эффективными для смешивания. Более того, структура водоворота характеризуется определенной пространственной анизотропией, их распространение в вертикальном направлении z более сильно ограничено, чем в горизонтальном направлении y , которое перпендикулярно направлению потока x . Из выше приведенных уравнений вытекает заключительное для вертикальной диффузии:

$$E_z = \alpha_z u_* h \quad (1)$$

где $\alpha_z = 0.07 \pm 50\%$ (Резерфорд, 1994) и горизонтальная диффузия

$$E_y = \alpha_y u_* h \quad (2)$$

где $\alpha_y = 0.5 \pm 50\%$ (Фишер, 1979) для рек с умеренной изменчивостью без сильных меандров и поперечных мертвых зон.

Если рассматривается постоянный точечный источник, на водной поверхности образуется шлейф массы, как показано на рис.1 и 2. Шлейф загрязнителей распространяется как в вертикальном, так и в поперечном направлениях. Характеристикой такого диффузионного процесса является формула Гаусса для распределения концентрации в шлейфе массы с максимальной величиной c_{\max} на водной поверхности и у берега реки.

Стандартное отклонение δ определяет расстояние до локальных пунктов, где концентрация шлейфа падает до $c = e^{-1/2} c_{\max} = 0.61 c_{\max}$ и является практическим показателем ширины шлейфа (рис.1 и 2) где концентрация у дна равна 90%

концентрации на поверхности и может быть определена использованием источников для отображения непроницаемых границ (Фишер, 1979).

$$L_{mv} = 0.4 U h^2 / E_z \quad (3)$$

Используя уравнение (1) ($\alpha_z = 0.07$), $u^* = 0.10U$, расстояние до точки полного вертикального смешения дается в уравнении

$$L_{mv} = 50h \quad (4)$$

Поперечное распространение постоянного точечного источника в широком речном потоке ($B \gg h$) описано на рис.2. Продольная координата следует кривизне речного русла при допущении постоянного прямоугольного поперечного сечения. Расстояние L_{mh} до точки, где происходит полное горизонтальное смешивание, равно:

$$L_{mh} = 0.4 UB^2 / E_y \quad (5)$$

При $\alpha_y = 0.5$ и сильной шероховатости

$$L_{mh} = 8(B/h)B \quad (6)$$

Следует заметить, что эти простые уравнения для определения полного смешения (4) и (6), соответственно, (а) не зависят от скорости речного потока и (б) прежде всего, управляются морфологией реки. Первое происходит, потому что коэффициенты турбулентного смешивания E_y и E_z имеют одинаковый масштаб со средней скоростью U ! Сравнение этих двух формул показывает, что в широкой реке ($B \gg h$) длина полного вертикального смешивания всегда довольно мала, как показано на рис.2. Более того, в первоначальном трехмерном процессе смешения (до точки, где происходит окончательное вертикальное смешение) падение максимальной концентрации массы происходит сравнительно быстро, $c_{max} \sim x^{-1}$ (рис.1), тогда как это происходит значительно медленнее в двухмерной фазе вертикального смешивания, $c_{max} \sim x^{-1/2}$ (рис.2).

Два примера использованы для практической демонстрации динамики смешивания точечных источников в реках: (1) крупные реки (река Рейн вблизи Карлсруэ, Германия) со средним расходом примерно $600 \text{ м}^3/\text{сек}$, $B = 250 \text{ м}$, $h = 3 \text{ м}$, $B/h = 80$ и (2) малые реки (река Альб вблизи Карлсруэ, Германия со средним расходом $2 \text{ м}^3/\text{сек}$). $B = 5 \text{ м}$, $h = 0.5 \text{ м}$, $B/h = 10$. Полное вертикальное смешивание происходит быстро (150 и 25 м, соответственно), тогда как полное поперечное смешивание занимает, соответственно, 160 км и 0.4 км.

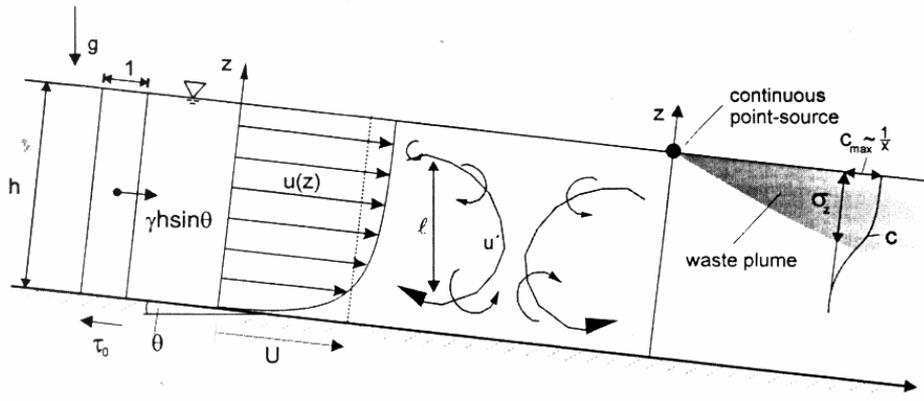


Figure 1. Longitudinal section along an inclined river flow with turbulent flow structure and assumed continuous point sources at the water surface

Рис.1. Продольный профиль с турбулентной структурой потока и допущением о постоянных точечных источниках на поверхности воды

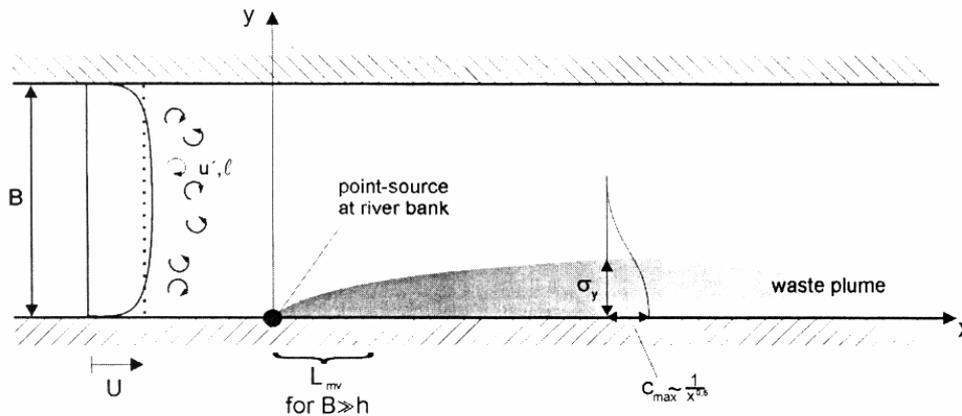


Figure 2. Transverse spreading for a continuous point source located at the bank of a wide river flow ($B \gg h$), plan view

Рис.2. Поперечное распространение постоянных точечных источников, расположенных на берегу крупной реки ($B \gg h$), план

Несколько комментариев: (1) расстояние до полного вертикального смешивания будет уменьшено, если конечные размеры отверстий или положение источников изменятся, например, до середины глубины потока. Таким образом, проектирование расхода и инженерных работ может играть полезную роль в этом начальном регионе. (2) Характеристики проекта играют меньшую роль в отношении пассивного бокового распространения в отделенном поле. Только боковое расположение точечного источника является потенциальным фактором: если источник расположен в середине реки, расстояние до полного смешения снижается в 4 раза (поскольку $B/2$ используется вместо B в уравнении (5), контролирующем боковые размеры. Кроме этого, решающими являются лишь условия речного потока. Для условий однородного потока оценка по уравнению (6) будет занижена, тогда как для неоднородных условий - сильные меандры или сужения, вызывающие вторичные потоки) реальное расстояние может быть меньше. (3) Как на вертикальное, так и горизонтальное смешивание могут оказывать влияние вблизи источника активные процессы смешивания. Активное смешивание, особенно при большом количестве источников сбросов в реки, (Шмид и Джирка, 1999) и эффекте плавучести благодаря разнице плотностей, приводит к сокращению длины пути полного смешивания. Существуют модели для классификации

и прогноза сложностей смешивания, включая приливные движения и стратификацию потока вблизи устья, ветровой эффект и шероховатость дна (Джирка, 1996). (4) В реальности реки могут содержать нелинейные зоны, на которые оказывает влияние активной смешивание или, наоборот, замедленное смешивание. Например, шлюзы, пороги, водопады повышают смешивание до полного смешивания ниже этих сооружений. Но выше по течению реки по их характеристикам часто напоминают водохранилища с очень медленной скоростью течения и отсутствием участков турбулентного смешивания, что позволяет загрязнителям выпадать в осадок.

Независимо от потенциальных упрощений и сложностей, следующие правила применимы к процессам смешения точечных источников в реках: (1) Полное вертикальное смешивание является быстрым процессом, требующим расстояние в десятки раз превышающее глубину реки. (2) Полное горизонтальное смешивание требует больших расстояний. Для типичной морфологии реки ($B/h = 10-100$) полное смешивание потребует расстояние, превышающее в 100-1000 ширину реки (Эндрицци, 2002).

Эти аналитические прогнозы по горизонтальному смешиванию, основанные на описании свойств турбулентного потока реки, подтверждены многочисленными полевыми

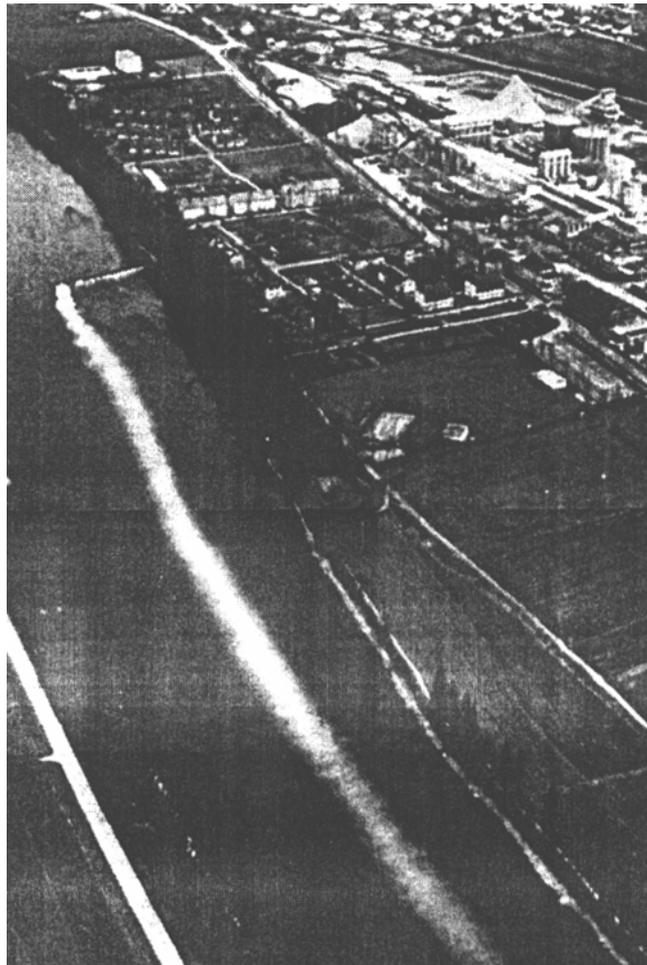


Рис.3. Сброс промышленных стоков в реку Рейн ниже Бодензее с растущей шириной шлейфа, типичной для рек. Где должны применяться экологические стандарты? Для среднего поперечного сечения? В центре шлейфа? На некотором расстоянии?

Экологические стандарты, ориентированные на оценку (существенной) нагрузки

Процессы смешивания сбросов сточных вод в водные тела происходят в соответствии с хорошо известными физическими принципами, как было показано ниже, и приводят к пространственным и временным конфигурациям шлейфа концентраций и их распределения. До какой степени меры по контролю качества воды, основанные на новых стандартах («комбинированный подход»), соответствуют этим физическим фактам?

Соответствующие величины ELV и EQS для различных загрязнителей и их групп можно найти в различных директивах ЕС (Приложение XI к ЕВД) или национальных документах. В качестве примера для дальнейшего анализа в таблице 1 содержатся значения для двух химических загрязнителей (кадмий и трихлоретан). Соотношение ELV/ EQS равно 10 для трихлоретана и 500 для кадмия. Диапазон 5-1000 является типичным для большинства химических веществ, также как и физические параметры, такие как тепло (температура). Это соотношение описывает воздействие загрязнителей на экосистему, поскольку ELV рассчитано на защиту от летального эффекта на организмы, тогда как EQS предотвращает долгосрочные хронические воздействия. Это соотношение выражает также необходимое растворение, которое должно быть достигнуто путем физического смешивания или – до некоторой степени – через биологическое разложение и химические преобразования.

Таблица 1. Примеры предельных величин эмиссии (ELV) и экологических стандартов качества (EQS) для двух выбранных загрязнителей

| Загрязнитель | ELV | EQS | ELV /EQS |
|--------------|---------|---------|----------|
| Кадмий | 0.5мг/л | 1мкг/л | 500 |
| Трихлоретан | 0.1мг/л | 10мкг/л | 10 |

Могут быть и другие пути предписания значений ELV, например через уточнение «наилучшей существующей технологии» (BAT). Это можно описать как форму очистки, например, первая фаза очистки в отстойниках, вторая фаза – биологическая очистка для удаления азота и третья фаза по удалению фосфора. Требования могут быть установлены федеральными властями в зависимости от типа участка реки и его использования (рыболовство или рекреация) или для экологических чувствительных зон. В общем, такие BAT требования обеспечивают удаление азота до определенной степени.

Обе меры, величины концентрации и степень удаления, полезны для контроля и снижения уровня загрязнения, но где они могут использоваться? Уточнение значений ELV «на конце трубы» однозначно приводится в Статье 2 (40) ЕВД.

«Лимиты эмиссии должны применяться к источнику вне зависимости от дальнейшего растворения»

К удивлению, совершенно алогично с точки зрения физических свойств процессов смешивания, ЕВД не дает никакой информации по пространственному применению значений EQS. Она также не обязывает национальные власти установить таки

уточнения. Следовательно, следует ожидать, что методы мониторинга будут содержать неопределенности и произвольные толкования в отношении ограничения существующих и разрешения новых сбросов. «Комбинированный подход», чувствительный к интегрированному экологическому контролю загрязнения, может быть недооценен в практике.

Из дискуссий с местным персоналом авторы узнали, что существуют два крайних толкования в отношении ЕВД:

- (1) Значения EQS должны применяться «как можно ближе к источнику» для получения хорошего состояния водной среды на желательной большей территории. Это очень ограниченное толкование пренебрегает фактом, что физические процессы смешивания не могут быть приведены к крайне малой площади, но требуют определенной площади, в особенности для высоких величин соотношения ELV/EQS. При этом происходит недооценка сбалансированных целей «комбинированного подхода», что приводит к необходимости дорогостоящей реконструкции очистных сооружений.
- (2) EQS метод используется только после полного смешивания, однако, как было показано в предыдущем разделе, продольная длина шлейфа загрязнения до полного поперечного смешивания может быть значительной даже в малых реках. Такое толкование приводит к заключению, что большие площади попадают в шлейф, в пределах которого концентрации загрязнителей превышают EQS и восстановление нормального химического состояния невозможно. Подобная оценка приводится в недавнем немецком стратегическом докладе (2003): «Допущение, что экологический стандарт качества используется лишь после полного смешивания, приводит к недопустимой длине шлейфа, поскольку процессы смешивания происходят медленно».

Рассматривая эти два крайние интерпретации, очевидно, что необходим компромисс в форме четкого регулирования зоны смешивания. Кроме влияния на качество речной воды, возникают проблемы определения процедур идентификации «существенной нагрузки» и разработки «Программы действий». Другие стратегии и руководящие документы также признают эти недостатки.

- LAWA – немецкое руководство (2002) предлагает: «Для определения, является ли нагрузка на водное тело существенной, нагрузка должна быть сопоставлена с водным телом (это означает, что расход равной величины более значителен для меньшего водного тела)».
- CIS – Общая Стратегия (2003) приходит к выводу, что: «если стоки сбрасываются в реку, озеро или иное водное тело, происходит, по меньшей мере, локальное изменение качества, которое может быть оценено консервативной моделью смешивания. Во многих ситуациях простой подход такого типа может вполне удовлетворить требования оценки воздействия нагрузки».

3.1. Подход зоны смешивания

Следовательно, будущее изменение ЕВД и национальных руководящих документов должно выглядеть примерно следующим образом:

«Экологические стандарты качества используются в случае точечных источников сброса сточных вод за пределами или на границе зоны смешивания. Зона смешивания является пространственно ограниченной площадью вокруг источника загрязнения,

размеры которой могут определяться в зависимости от типа и использования водного тела».

Зона смешивания, определенная в предыдущей интерпретации, является регуляторной формулировкой со следующими общими признаками: (1) Термин «зона смешивания» означает, что процессы смешивания требуют некоторого пространства. (2) Термин «пространственно ограниченный» означает, что зона смешивания должна быть минимизирована соответствующим органом для достижения экологических целей. (3) Поскольку зона смешивания включает лишь часть реальных физических процессов смешивания, эти процессы продолжаются за пределами зоны смешивания, создавая зоны пониженной концентрации в пределах шлейфа - ниже значений EQS. (4) Определение ограничивается «точечными источниками», поскольку рассредоточенные источники обычно не содержат ясно определенных процессов смешивания.

Регуляторная концепция зоны смешивания также может быть найдена в руководящих документах некоторых стран (США, 1994; Бразилия, 2000). Например, Агентство по Охране Окружающей Среды США дает следующее определение: «концепция зоны смешивания как ограниченного объема воды, где имеет место первоначальное растворение стоков». Этот принцип контроля качества имеет много дополнительных ограничений: «площадь или объем отдельной зоны смешивания...может быть ограничен до такого размера, который практически не будет взаимодействовать с используемыми объемами или экосистемами, а форма зоны смешивания может иметь простую конфигурацию, которую легко поместить в водное тело и которая не будет входить в соприкосновение с биологически важными областями».

Поскольку принцип зоны смешивания утвержден и определен в ЕВД и национальных руководящих документах, необходимо, чтобы местные регулирующие органы дали четкое определение размерам зоны смешивания. Существуют две основные возможности:

(а) Уточнение численных размеров зоны смешивания в соответствии с типом водного тела и его биологическими характеристиками: ширина зоны смешивания B_{mz} может быть ограничена частью ширины реки (рис.4), т.е. $B_{mz} = n_b B$ с целью, чтобы большая часть поперечного сечения реки обеспечивала свободный проход речной фауны (рыбы), или длина зоны смешивания $L_{mz} = n_l B$ с целью ограничения максимальных концентраций вдоль берегов реки. Принимая во внимание тип водного тела, водопользование и биологические характеристики, местные власти могли бы установить следующие параметры зоны смешивания: произведение $n_b \times n_l$ при $n_l = 0.1-0.5$ и $n_b = 1-5$.

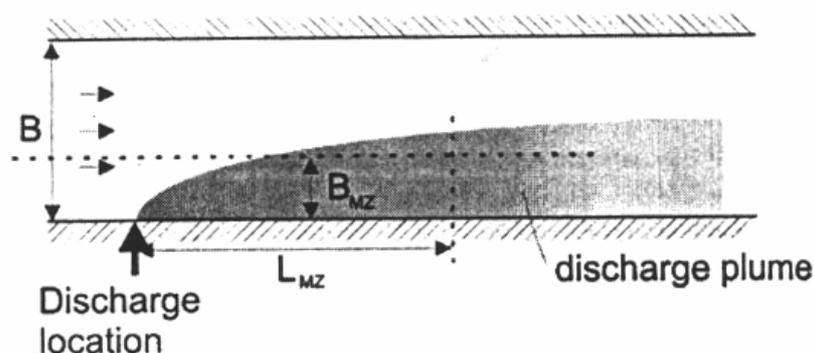


Рис.4. Пример уточнения размеров зоны смешивания в реках: ширина зоны V_{mz} и длина L_{mz} определены в отношении ширины реки.

(б) Уточнение размеров зоны смешивания после предварительных экологических оценок или прогнозов загрязняющее предприятие может попросить власти о выделении зоны смешивания определенных размеров с заверением, что это гарантирует интегрированную защиту качества воды. Власти могут согласиться или потребовать дальнейших ограничений.

3.2. Растущее использование моделирования процессов смешивания

Для демонстрации соответствия значениям EQS важно, чтобы как загрязнители, так и власти больше использовали количественные прогнозы распределения вещества в водном теле (параметры качества воды в целом, процессы смешивания в частности). Это применимо как к существующим сбросам (диагноз), так и к будущим (прогноз). Это подтверждает необходимость моделирования (Реколайнен, 2004; Дорж и Виндольф, 2003).

Следующее обобщение описывает существующие диагностические и прогнозные методики изучения смешения для точечных источников (показывающие соответствие значениям EQS) и дополнительные идеи (Вассон, 2003).

(1) Полевые измерения или следовые тесты могут быть использованы для существующих сбросов для проверки, действительно ли выдержаны критерии EQS.

Полевые наблюдения дорогостоящи и часто трудно выполнимы, а также ограничены местными условиями. Часто они могут быть определены прогнозным математическим моделированием для установление четкой связи со сбросом (особенно, если существует несколько сбросов) и определения изменчивости гидрологических условий или размера сбросов.

(2) Гидравлическая модель воспроизводит процесс смешивания в малом лабораторном масштабе. Она вполне надежна в определенных условиях, как продемонстрировано в прошлом. Но наподобие полевых испытаний, они также дорогостоящи и неэффективны при изучении взаимодействия сбросов.

(3) Простые аналитические уравнения или диаграммы (Резерфорд, 1994; Холи и Джирка, 1986) часто достаточны для надежного прогноза поведения шлейфа в отношении смешивания.

Например, максимальная концентрация загрязнителя C_{max} как функция расстояния X

$$C_{max} = 2 Q_{co} / h \sqrt{4\pi E_y U x} \quad (7)$$

где Q_{co} – поток массы загрязнителя (масса/время), E_y – боковая турбулентная диффузия из уравнения (2). Коэффициент 2 означает эффект отражения от берега. Для многих рек с однородным поперечным сечением уравнение (7) будет достаточным для консервативного прогноза, возможно, в сочетании с изучением параметра чувствительности (см. коэффициент α у в уравнении (2), чтобы предсказать максимальную концентрацию загрязнителя вдоль берега и продемонстрировать

соответствие значениям EQS. Простое расширение уравнения (7) в форме потока в трубе (Фишер, 1979) удовлетворяет требованиям сильного меандрирования или неоднородного поперечного сечения.

(4) Модели зоны смешивания являются простыми версиями более общих моделей качества воды. Они описывают с хорошим разрешением детали физических процессов смешивания (адвекцию и диффузию), но ограничены до относительно простых кинетических моделей при допущении, линейного разложения консервативных веществ. Это приемлемо для большей части решений, поскольку время пребывания в пространственно ограниченной зоне смешивания обычно кратковременно, так что химические или биологические превращения массы обычно не имеют особой важности. Что касается всех компьютерных моделей, связанных с экологическими проблемами, важна научная прозрачность прогнозных моделей. Это означает, что не только основные уравнения и соответствующие допущения должны быть ясно опубликованы, но и реальный расчетный модуль должен быть общественно доступным программным обеспечением и быть научно обоснованным. Интерфейсы пользователя, а также модули предварительной и окончательной обработки могут служить дополнительным средством и быть распространены на открытом рынке.

Без сомнения, основной проблемой в использовании модели зоны смешивания является определение ее применимости для пользователя. В частности, простые типы моделей часто ограничены определенными условиями потока. Допущения и ограничения, принятые в модели, должны быть ясно заявлены разработчиками модели. Но даже после этого пользователю с ограниченным опытом трудно судить, пригодна ли эта модель для конкретной ситуации. Использование экспертной системы может помочь в этом случае. Она может привести пользователя к определенной последовательности в сборе данных и выбору суб-моделей или прогнозных уравнений в зависимости от физической ситуации и обеспечивает графическое изображение и интерпретацию прогнозных величин с учетом соответствия значениям EQS и руководствами по зоне смешивания. Это также может обеспечить рекомендации в отношении дополнительного изучения чувствительности ли изменения проекта оптимизации процессов смешивания.

Рагас (2000) приводит сравнение различных моделей зоны смешивания. Модель CORMIX (Донкер и Джирка, 1991; Джирка, 1996), в частности, характеризуется широким применением ко многим типам водных тел (реки, озера, эстуарии, прибрежные воды) и была успешно использована для управления качеством воды при различных регуляторных условиях.

(5) Общие модели качества воды могут потребоваться в более сложных ситуациях. В простых водных телах, таких как реки, прибрежные воды или эстуарии с хорошо определенным и однонаправленным режимом потока, а также простым реверсированием потока, использование только моделей зоны смешивания может удовлетворить расчету точечного источника, который соответствует инструкциям. Однако, в реках с большой нагрузкой загрязнения, особенно, если взаимодействуют несколько источников, дополнительными источниками диффузии и нерегулярным режимом потока, наподобие водохранилищ, разливами и большими поймами и мертвыми зонами модели

зоны смешивания должны быть дополнены крупномасштабными моделями транспорта воды и ее качества. Последние способны прогнозировать распространение различных загрязнителей на большие расстояния, а также питательных веществ и других биологических параметров с учетом трансформации массы и обменных процессов. Однако, они не имеют высокого пространственного разрешения, которое необходимо для прогнозирования процессов смешивания и соответствия величинам EQS в ограниченной зоне смешивания. Эффективным и чувствительным подходом для водных тел с высокой нагрузкой загрязнения является предварительное использование общих моделей качества воды, чтобы предсказать базовые концентрации вблизи источников загрязнения. Дополнительные концентрации в пределах шлейфа загрязнения, прогнозируемые моделью зоны смешивания, затем накладываются на базовые. Для рек модели AVG – общая модель качества воды (Кристофельс, 2001; Кауль, 2000; Шер и Кунст, 2001); QUAL2E (Воль, 2001) и RWQM1 (2001) представляют собой примеры общих моделей качества воды. Такие модели образуют основу процедур управления для достижения хорошего качества воды в случае множественных источников, следуя принципу распределения стоков между различными водопользователями.

4 Заключение

«Комбинированный подход» в новой ЕВД кажется логичным в стремлении к улучшению качества воды. Однако, реальное использование этого подхода неопределенное и неполное. В силу этих причин, дальнейшее его использование в национальных законодательствах и административных процедурах должно избегаться или быть лишь частичным. В частности, тот факт, что ЕВД не дает указания, где точно в водном теле могут использоваться величины EQS, может привести к неправильному пониманию местными властями. Возможная интерпретация, что эти величины могут использоваться непосредственно вблизи источника сбросов или после «полного смешивания», является алогичной и противоречит концепции «комбинированного подхода».

Будущие изменения ЕВД или соответствующих национальных процедур ее применения должны содержать ясное определение зоны смешивания для всех точечных источников сбросов, чтобы исправить имеющиеся недостатки метода. Величины EQS должны применяться вне и на границе «регулярной зоны смешивания» - пространственно ограниченной площади вокруг точечного источника. Такой подход уделяет внимание тому физическому факту, что процессы смешивания, в которых имеет место переход от EVL к EQS, происходят медленно и требуют определенного пространства. Реальные размеры зоны смешивания должны быть ограничены и оговорены в простых директивах в зависимости от типа водного тела и его использования путем договоренностей между загрязнителем и властями.

В качестве дополнительного последствия практического применения «комбинированного подхода» можно назвать необходимость в будущем более активно использовать прогнозные модели для контроля качества воды. Это касается, с одной стороны, моделей зоны смешивания, которые должны использоваться для оценки и экстраполяции измеренных данных (за пределы их пространственных и временных ограничений) для существующих источников, а также для санкционирования новых

источников. С другой стороны, следует использовать общие модели качества воды, особенно для случаев высокой нагрузки загрязнения посредством взаимодействия множества источников, а также дополнительных распределенных источников. Модели зоны смешивания, с их диапазоном от простых уравнений до компьютерных программ, являются упрощенными версиями моделей качества воды. Они не требуют много данных и могут легко и безопасно использоваться, в особенности, если они поддерживаются экспертными системами.

Новые административные механизмы могут быть использованы и сыграть значительную роль не только для долгосрочного управления водой в Европе, но уже в первой фазе применения ЕВД, а именно, при характеристике существующего качественного состояния водных тел. Например, на вопрос о так называемой «существенной антропогенной нагрузке» в случае существования точечных источников можно легко ответить следующее: «точечный источник является существенным в том случае, когда его концентрация на границе зоны смешивания превышает величины EQS». Ясное определение зоны смешивания решит эту проблему просто: текущие усилия по достижению альтернативных определений существенной нагрузки от точечных источников являются излишними.