

Ф. Блюмензаат, Й. Трэнкнер, Б. Хельм, П. Кребс

АДАПТИВНАЯ СХЕМА ДЛЯ ОЦЕНКИ ВЛИЯНИЯ РАЗНОМАСШТАБНЫХ ФАКТОРОВ НА КАЧЕСТВО ВОДЫ

Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, TU Dresden, 01062, Dresden, Germany,
e-mail: frank.blumensaat@tu-dresden.de, terekhanova@yandex.ru

Предложен метод, включающий несколько методик для последовательного дифференцирования нагрузок, ведущих к ухудшению качества воды. Данный метод был экспериментально применен на небольшом, но очень гетерогенном водосборе во Фландрии (Бельгия). Значительное снижение затрат на развитие детальных процесс-ориентированных моделей может быть достигнуто при применении метода баланса потоков вещества (MFA) на стадии камеральной рекогносцировки. Невязки в балансе могут быть значительно уменьшены за счет корректировки оцененных величин при помощи измерений. Анализ конкретного примера подтвердил, что оценка качества воды и основанная на данных о сбросах характеристика должны быть выполнены совместно, так как улучшение качества сбрасываемых вод не всегда ведет к улучшению качества воды.

К л ю ч е в ы е с л о в а: интегрированное управление водными ресурсами (IWRM); интегрированное моделирование; баланс вещества; факторы формирования качества воды; диффузные источники; точечные источники; ГИС.

1. Введение и цель

Введение Водной рамочной директивы (ВРД) Европейского союза в 2000 г. привело к коренному сдвигу парадигмы в направлении устойчивого и сбалансированного проектирования и управления водными ресурсами в масштабах речного бассейна. Помимо соблюдения сброс-ориентированных стандартов качества воды требуется поддержание водной экосистемы, испытывающей различные нагрузки, в хорошем экологическом и химическом состоянии (в соответствии с перечнем стандартных концентраций для избранных, так называемых приоритетных веществ). К настоящему моменту всеевропейская оценка качества экосистем водных объектов в соответствии с требованиями ВРД показала посредственное или неудовлетворительное экологическое состояние многих рек Европы. По оценкам (BMU) 2005 г. до 85 % (60% «однозначно», 25% «неоднозначно») рек в Германии (и, возможно, во многих других европейских странах) не будут соответствовать требованиям ВРД до 2015 г. В связи с этим есть необходимость дальнейшего анализа и, впоследствии, реабилитации дефицитных водных систем.

Концепция интегрированного управления водными ресурсами (Integrated Water Resource Management (IWRM)) является многообещающим методом для поликритериальной оценки использования водных ресурсов и его социальных, экономических и экологических последствий. IWRM должна быть применена для рационального управления речным бассейном, охватывающим *все* релевантные единицы потоков вещества и энергии (UNESCO 2009). Grambow (2008) подчеркивает, что для успешной реализации проектов по водным ресурсам они должны включать как твердые, так и мягкие факторы, а именно: наиболее оптимальные технологии и менеджмент, финансирование, человеческий фактор, сотрудничество и информационное взаимодействие, а также культурные аспекты. Подобный учет разнообразных аспектов тем не менее ведет к дальнейшему росту сложности системы, которая и так сложна. В данной статье рассматривается вопрос о том, как выбрать эффективные опции менеджмента и оценить их функционирование в общей структуре, несмотря на сложность объекта.

Для понимания и изучения комплексных взаимодействий и оценки причинно-следственных связей IWRM в большинстве случаев опирается на модели разного охвата, временного и пространственного масштаба и различной применимости. Так, модели баланса вещества работают в границах связанных единичных блоков, например, естественного водосбора, или единицы раstra. Они описывают входные-выходные связи в пределах крупных временных

© Блюмензаат Ф., Трэнкнер Й., Хельм Б., Кребс П., 2010

© Тереханова Т., перевод, 2010

отрезков (месяц, год), при этом более или менее учитывая информацию о физических граничных условиях. Модели этого типа требуют относительно немного входных данных и дают содержательную оценку для всего бассейна и, таким образом, служат эффективным инструментом для системного анализа и идентификации скорее «горячих областей», чем «горячих точек». В силу существенных упрощений, заложенных в них, часто применяемые балансовые модели имеют ряд недостатков, связанных с правдоподобием, точностью или заложенной системой оценки опций менеджмента (ATV 2004). С другой стороны, процесс-ориентированные модели описывают индивидуальные особенности водосбора, основываясь на физически обоснованных подходах. Эффект от высокой пространственной и временной детальности в этих моделях снижается ввиду значительного объема требуемой информации для детального описания системы. Эти модели хорошо подходят для разработки и оценки опций менеджмента в соответствующих границах системы и охвате модели. Принимая во внимание большое количество компонентов в речных бассейнах, невозможно использование только одной модели для равнозначного описания разнообразия процессов с адекватной точностью. Таким образом, проектирование консистентного набора мероприятий в речном бассейне должно опираться на преимущества различных модельных подходов.

2. Методика

Предлагаемый метод имеет много общего с подходом DPSIR (ЕЕА 1999). Ключевая идея заключается в снижении сложности системы путем пошаговой дифференциации m соответствующих нагрузок в n подсистемах. Метод может быть разделен на пять основных этапов: 1) обзор (скрининг), 2) компиляция нагрузок, 3) сопоставление с биологическими показателями, 4) детальный анализ процесса неоднозначных взаимодействий, 5) определение набора демпфирующих мер при помощи поликритериальной оценки.

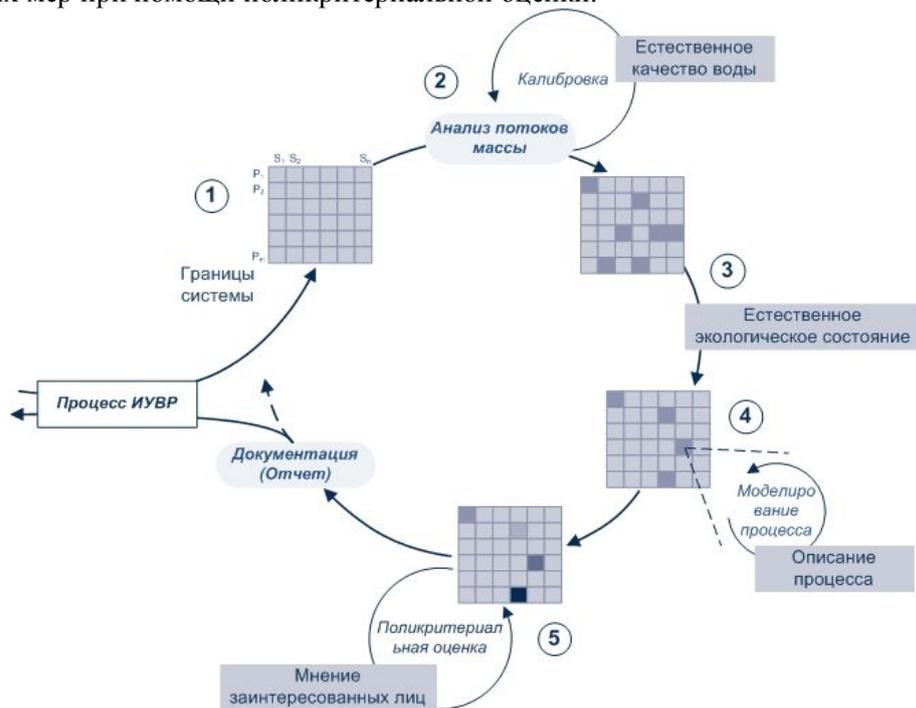


Рис. 1. Обзор методологии

• Обзор (скрининг)

Для начала выполняется предварительный анализ речной системы, который включает определение границ системы, сбор информации об очевидных недостатках системы (например, проблемы качества воды, недостатки в морфологии русла), идентификацию главных побудительных факторов (например, урбанизированные территории или поселения, интенсивная сельскохозяйственная деятельность) и потенциально пораженных подсистем. Затем определяются группы заинтересованных лиц, вовлеченных в прямое или косвенное «использование» речной системы, которые приглашаются для участия в принятии решений через консультативный (рекомендательный) комитет. Обобщение данных и обсуждение их с заинтересованными лицами позволяет сформулировать общую цель проекта. Предварительно система дифференцируется на совокупность пространственных единиц, т.е. подсистем (S). Конкретный размер этих единиц

зависит от размеров рассматриваемого речного бассейна, расположения потенциальных нагрузок и степени их влияния (суперпозиция воздействий), объемов имеющейся информации, т.е. плотности данных. Размер единиц может быть позже изменен, если, например, увеличится объем доступных данных на последующих этапах анализа.

- **Компиляция нагрузок**

Главная цель этого этапа – определение релевантных нагрузок, например нагрузок, которые потенциально ведут к негативным изменениям в окружающей среде. Во-первых, все потенциальные эмиттеры нагрузок сводятся в инвентарный перечень. Данный перечень преимущественно содержит а) пространственное расположение на соответствующем участке реки, например, пункт сброса для точечных источников или участок реки, который может быть подвержен влиянию от диффузного источника; возможные нагрузки (химические, гидравлические, др.); б) тип воздействия (долгосрочные, острые, др.); в) ожидаемая интенсивность. Затем проводится изучение имеющихся данных, которые могут использоваться для измерения обнаруженных нагрузок. В качестве общей схемы для такого измерения может быть применена концепция анализа потоков вещества (MFA). MFA связывает различные побудительные факторы и исходящие от них нагрузки для данной речной системы. Количественное описание потоков массы может быть выполнено при помощи концептуального, детерминистического или стохастического подходов. Для работы с комплексными пространственными проблемами могут быть использованы ГИС-базированные модельные инструменты. Как правило, нагрузки из точечных источников могут быть легко определены на базе существующих данных (например, полученных от операторов очистных сооружений), в то время как оценка нагрузок из диффузных источников, как правило, затруднена (Bodnarchuk 2009).

Очевидно, что MFA-инструменты не предназначены для описания сложных динамических процессов. В случае, если такие процессы не могут быть заранее исключены из перечня релевантных нагрузок и не могут быть описаны каким-либо другим способом, то они должны оставаться отмеченными как «неоднозначные» (например, краткосрочная (острая) токсичность, гидравлические напряжения и т.п.).

В любом случае оцененные с помощью MFA потоки веществ должны обязательно быть сопоставлены с имеющимися данными по качеству воды с целью оценки их правдоподобия. Проанализированные данные по фоновому качеству воды сравниваются с рассчитанной структурой сбросов. Поскольку данные по стоку и качеству воды зачастую не соответствуют требуемому пространственно-временному разрешению для валидации баланса нагрузок, неизбежно привлечение дополнительных полевых измерений. При помощи такого сравнения может быть оценен вклад отдельных эмитентов на фоне физико-химического и гидрологического состояния водоема-приемника. Например, в качестве первичной оценки может быть рассмотрено отношение абсолютных сбросов к способности самоочищения экосистемы (например, коэффициент разбавления).

Как правило, нет вероятности, что результаты MFA и измеренные нагрузки в речной системе полностью совпадут. Это может быть обусловлено несколькими причинами: неточными или недостаточными входными данными модели или измерений, неточными или несоответствующими модельными подходами, например, наличие процессов, которые не учитываются в модели. Обнаруженное расхождение между рассчитанной эмиссией и измеренными нагрузками может зачастую служить более ценным фактом, чем сошедшийся (закрытый) баланс. Окончательный результат этого этапа – составление матрицы потенциальных нагрузок и нарушенных подсистем.

- **Биологические показатели**

Определенные на предыдущем этапе нагрузки на систему сопоставляются с данными биологических показателей, которые обычно отражают экологическое состояние выбранной агрегативной единицы бассейна. Биологическая оценка, как правило, основывается на биологических индикаторах, учитывающих состояние аквафлоры, беспозвоночного зообентоса, рыбной фауны, как это и требуется в соответствии с Европейской водной рамочной директивой (EU-WFD). На основании этого сравнения качественно описываются причинно-следственные связи, таким образом, определенные нагрузки связываются с отдельными последствиями. Нагрузки, возникающие в лежащей выше по течению агрегационной единице, должны быть включены в нагрузки данной единицы (суперпозиция нагрузок). Результатом данного анализа воздействий является определение наиболее значимых пар «нагрузка – следствие».

- **Детальный анализ процесса**

К данному этапу S/P-матрица в идеальном случае содержит все релевантные нагрузки во всех соответствующих подсистемах, также и случаи с характеристикой «неоднозначно» (см. этап 2), которые должны быть квантифицированы и продолжено дальнейшее изучение причинно-следственных связей между релевантными нагрузками и воздействиями. Благодаря предшествующему снижению комплексности системы (остались только значимые нагрузки и подсистемы) перечень возможно подходящих мероприятий в большинстве случаев уже становится понятным. Тем не менее их эффективность зависит от конкретно рассматриваемого случая. Количественная оценка случаев «неоднозначно» опирается на детальные процесс-ориентированные модели, включающие только соответствующие процессы и параметры. Детальное описание разработки «заточенной (сшитой по мерке)» интегрированной модели дано в (Muschalla et al. 2009). Эти числовые модели могут быть очень полезны как с калибровкой, так и без нее, тем не менее калибровка модели с адекватными референтными данными является обязательной для получения надежных количественных результатов. Важно, чтобы имеющиеся данные по времени, частоте и месту проведения полевых работ (измерений) согласовывались как с охватом исследования, так и с выбранным модельным подходом, т.е. измерения проводились именно для тех причинно-следственных связей, которые должны быть детально описаны. Более того, такое согласование обеспечивает оптимальное планирование полевых работ, результаты которых могут быть использованы для калибровки моделей.

- **Поликритериальная оценка и проектирование демпфирующих мер**

Как правило, результатами процесс-ориентированных моделей являются ряды физико-химических характеристик в заданном временном и пространственном разрешении, но не экологическое состояние как таковое. Оценка экологического состояния выполняется путем преобразования этих данных на основании существующих рекомендаций (например, разработанные для оценки нагрузок от стока с городских территорий в (Borchardt et al. 2008; FWR 1998)) в характеристики оценочного критерия (см.: Lammersen 1997). Результаты оценки по различным критериям должны быть сведены в согласованную схему. Несмотря на существование различных математических методов для поликритериального принятия решения (Merz and Buck 1997), этот процесс имеет все же субъективный характер. Для водных объектов существуют различные подходы для мультикритериального анализа «затраты – выгоды» (Blumensaat et al. 2009; Helm et al. 2009). Принципиально важно, чтобы все заинтересованные лица, а именно те, которых касаются предполагаемые меры, принимали активное участие в проведении указанного анализа. Такой открытый процесс принятия решений (как это и рекомендуется концепцией IWRM) в конечном счете ведет к составлению ранжированного списка возможных демпфирующих мер, который полноценно отражает интересы всех заинтересованных лиц.

3. Применение методики на водосборе Кессель-Ло

1) Обзор (скрининг)

Исследуемый бассейн Кессель-Ло расположен в южной части Фландрии, в Бельгии, к северо-востоку от г. Лёвен в равнинно-холмистой местности. Благодаря однообразию рельефа водосбора зимой распределение осадков по территории более-менее равномерно. Летом же их интенсивность сильно колеблется и может быть высокой, часто наблюдаются ливни. Размер исследуемой территории ограничен площадью водосбора (рис.2), которая составляет 11,31 км².

Характеристика водосбора Гидрографически водосбор представлен тремя малыми реками с сильно измененной морфологией, характеризующейся наличием строгой трапециевидальной формы поперечного сечения и местами канализованного (укрепленного) русла. Естественный базовый (меженный) сток рек составляет 3–25 л/с⁻¹ км², что может являться предпосылкой к низкой самоочищающей способности речной системы. Рядовые пробы по стандартным показателям качества воды отображают довольно плохое физико-химическое состояние экосистемы (высокие концентрации органических веществ, сильное загрязнение органическими соединениями) на большинстве участков рек. Данное заключение подтверждается также низким содержанием растворенного кислорода и черной окраской донных отложений (по результатам нескольких измерительных кампаний). В соответствии со стандартами качества воды во Фландрии сделан вывод, что *все исследуемые реки рассматриваемого бассейна находятся в неудовлетворительном состоянии.*

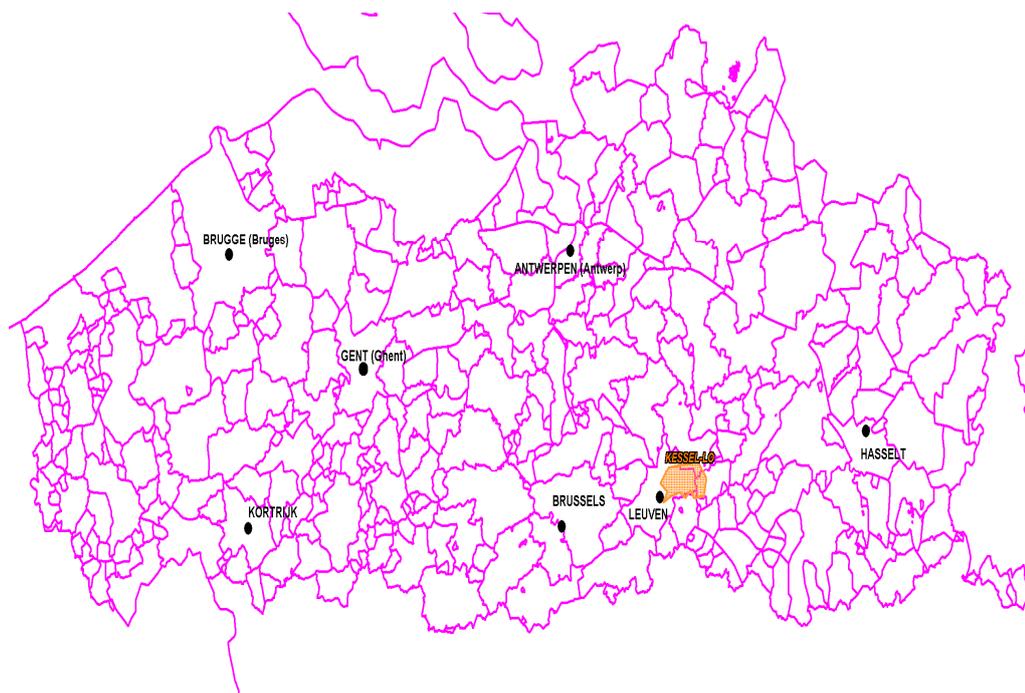


Рис. 2. Расположение бассейна во Фландрии

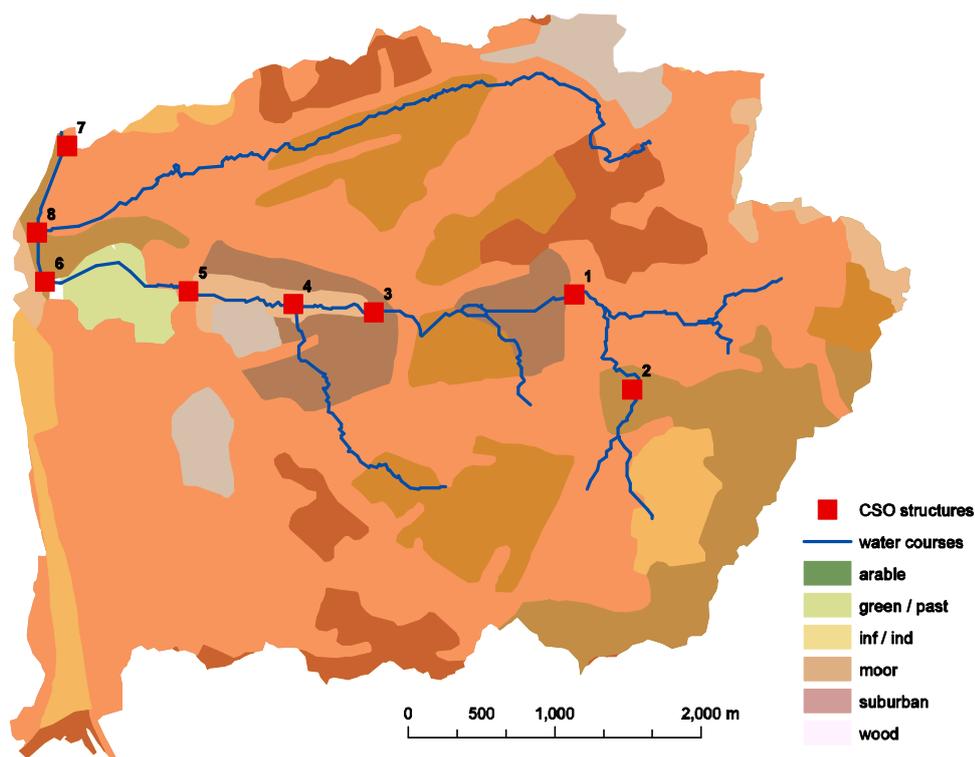


Рис. 3. Водосбор, главные реки, землепользование (красными квадратами отмечены сепараторные сооружения(CSO))

Урбанизированные территории: Плотность расселения по площади бассейна изменяется от высокой до средней. 90% домов (хозяйств) подключены к коммунальным очистным сооружениям через канализационную сеть смешанного типа. Неочищенные сточные воды от примерно 2600 чел. через канализационную сеть сбрасываются в близлежащие водные объекты.

Канализационная система имеет типичные характеристики для Фландрии: малые уклоны, большое влияние обратных течений, дроссельные трубы вместо общепринятых дроссельных устройств, гидравлически сложенные типы конструкций для отвода ливневых вод из канализации. Часто наблюдается повышенная активность сепараторных сооружений, т.е. сбрасывают большее количество стоков из смешанной канализации, чем запроектировано.

Канализационная сеть в бассейне направляет сточные воды на очистные сооружения в г. Лёвен, который принимает стоки как этого города, так и близлежащих муниципалитетов. Состыковка нескольких канализационных систем обуславливает сложную гидродинамическую ситуацию, приводящую зачастую к возникновению обратных течений. Сельское хозяйство в бассейне ведется, но не имеет масштабных размеров.

На рис. 4 приведена карта – схема потенциальных нагрузок по участкам рек бассейна, которая была составлена по данным, представленным оператором канализационных сетей и очистных сооружений, а также управлением по окружающей среде.

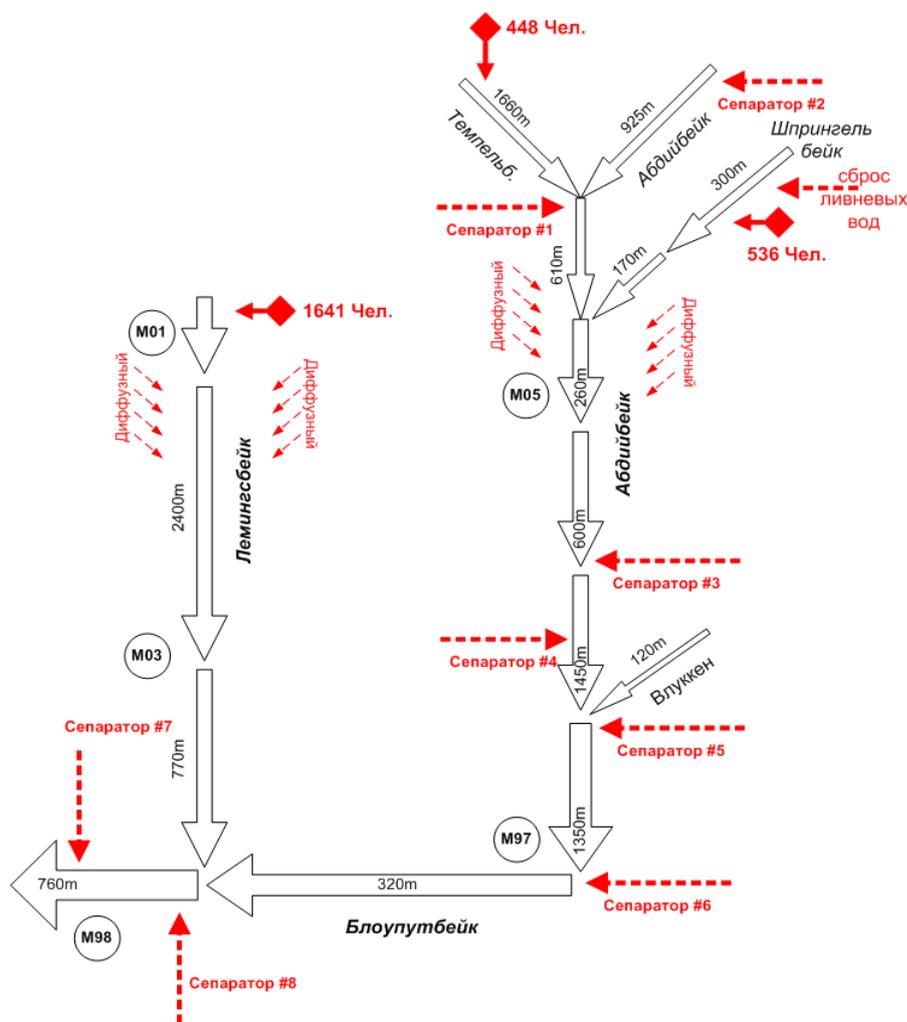


Рис. 4. Исследуемая речная система и потенциальные нагрузки

В табл.1 приведены данные (включая источники), использованные для анализа на этапах 1-2.

Таблица 1

Данные по району исследований. Источники: 1 – комитет по окружающей среде VMM (2007), 2 – <http://www.hydronet.be>, 3 – оператор канализационных сетей (AQF, 2007), 4 – комитет статистики (2000), 5 – <http://srtm.csi.cgiar.org/>, 6 – Ondersteunend Centrum GIS-Vlaanderen

Входные данные	Характеристика	Источники
Площадь водосбора	Общая площадь 21.56 км ²	1

Годовая сумма осадков	Среднее многолетнее 819 мм	2
Урбанизированная территория	Водосборная площадь 11.31 км ² . Водонепроницаемая поверхность 2.97 км ²	3
Население	24000 чел.; 22000 чел. подключены к канализационной сети; плотность населения 11.1 чел. га ⁻¹	4
Канализационная сеть	База данных по канализационной сети	3
Накопительные емкости	11 сепараторных конструкций с общим накопительным объемом 16000 м ³ ; удельный накопительный объем 70 м ³ га ⁻¹	3
Землепользование	Карты землепользования	1
Рельеф	Цифровая модель рельефа (DEM) (90м x 90м)	5
Механический состав почв	Преимущественно суглинок (Sandy Loam) (по карте почв Фландрии)	6

2) Компиляция нагрузок

Для составления баланса органических веществ (соединений азота и фосфора) для бассейна Кессель-Ло был использован подход, лежащий в основе модели MONERIS (Behrendt et al. 1999). Данная модель оценивает поступление массы вещества по семи различным путям в водосборе к замыкающему створу. Для этого в годовом разрезе взаимосвязанно анализируются данные по землепользованию (см. рис.2), механическому составу почв, рельефу, климату, стоку и др. Из распределения результирующих масс общего фосфора (TP) и общего азота (TN) видно, что основная фракция вещества поступает из неочищенных стоков от не подключенного к очистным сооружениям населения (рис. 5). Как видно из распределения массы, эмиссия из диффузных источников (подземные воды и эрозия) имеет меньшее значение для дальнейших исследований.

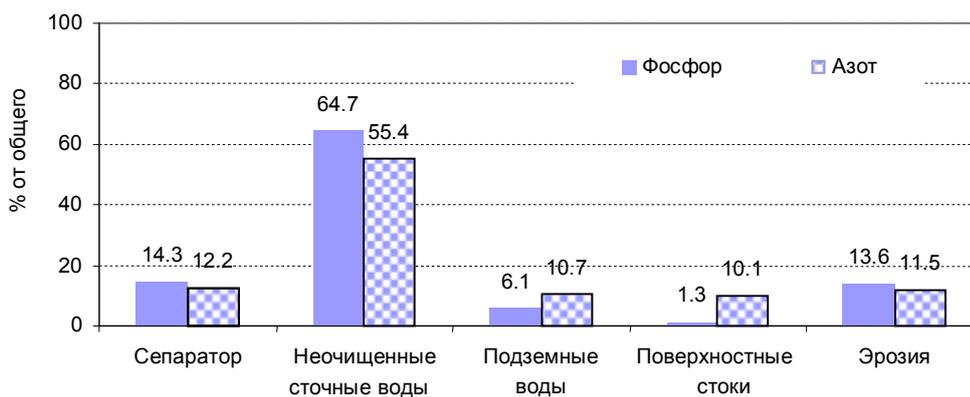


Рис. 5. Годовой баланс потоков вещества

Для сопоставления непрерывных сбросов из точечных источников с существующим потенциалом самоочищения в условиях сухой погоды норма сброса отнесена к минимуму многолетнего межennaleго стока (рис.6).

На данном этапе состав сточных вод не дифференцировался, но очевидно, что органическое загрязнение (по показателям потребления кислорода, т.е. ХПК и БПК) и концентрации органических веществ (TN, TP) являются релевантными переменными состояниями системы. Сравнительный анализ однозначно показал, что при существующей на этом участке реки низкой способности самоочищения непрерывный сброс сточных вод в Лемингсбейк представляет собой «горячую» точку загрязнения.

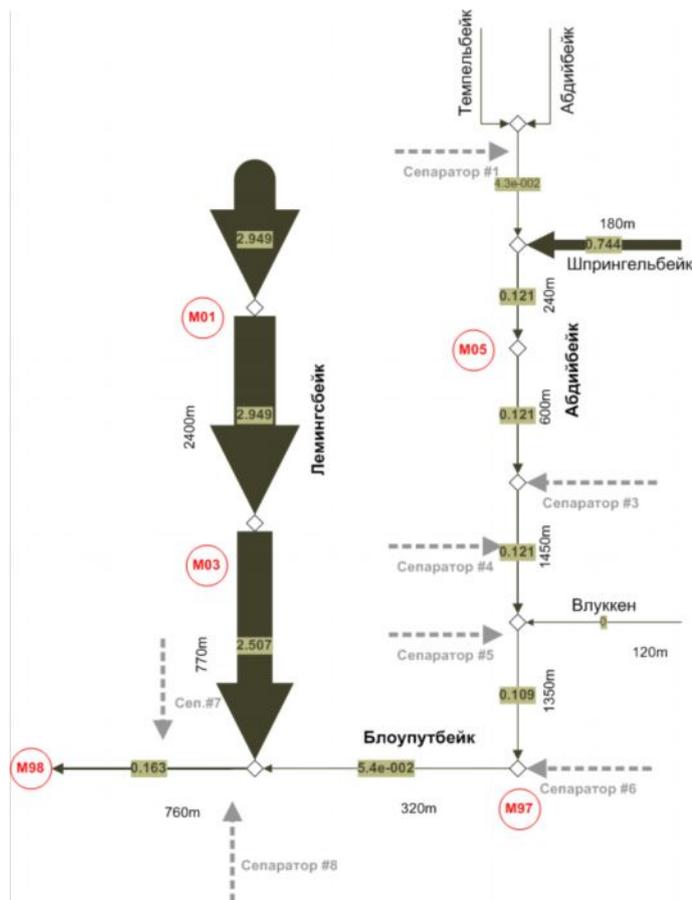


Рис. 6. Схема значений «коэффициентов разбавления», т.е. отношений среднего расхода прямого сброса к среднему многолетнему минимальному расходу воды

Некоторые нагрузки могут быть определены по их очевидной интенсивности (например, пригороды), но возникает несколько вопросов относительно менее очевидных негативных нагрузок: 1) существуют ли другие нагрузки, которые негативно сказываются на качестве воды? и 2) в какой степени они влияют на экологическое состояние? На данном этапе для бассейна Кессель Ло было высказано предположение о возможных негативных воздействиях сепараторных структур, которые в «качественном ключе» описаны местным оператором сетей, наблюдающим сбросы через сепараторы №6 и 8 (CSO#6 and CSO#8) при условиях, когда их не должно быть. Анализ по физико-химическим показателям (режимный отбор проб) свидетельствует о плохом качестве воды на большинстве речных участках. Более того, оценка морфологии речного русла, выполненная в поле по упрощенной немецкой классификации (HMULV 2004), позволила признать плохое морфологическое состояние на всех участках реки (класс 4-5, где 1 – «очень хорошо», 5 – «очень плохо»). Это означает, что реки всего бассейна восприимчивы к возможным нагрузкам, но нет возможности сделать более конкретное заключение по эффекту от единичных нагрузок, например сепараторов (CSOs).

3) Биологические показатели

На данном этапе к анализу были «подключены» данные биологической оценки качества воды. Биологическая оценка была проведена при помощи бельгийского биотического индекса (BBI, подробнее в De Pauw and Heylen 2001). Фактические значения BBI колеблются от 1 («очень плохо») до 10 («очень хорошо»). Для оценки BBI в Кессель-Ло были отобраны пробы в 8 пунктах в осенний период, до которого в течение более двух 2 месяцев не наблюдалось сбросов через сепараторы (меженный период). Результаты биологического анализа представлены на рис. 7, отображающем речную систему с возможными нагрузками и декларированными значениями BBI. На основе объединенного анализа (эмиссия – анализ потоков вещества (MFA); характеристика по физико-химическим показателям; качество воды по биологическим показателям) была составлена матрица качественной оценки (табл.2).

Очевидно, что прямой сброс неочищенных бытовых сточных вод в верховьях бассейна обуславливает плохое экологическое состояние водной экосистемы. Даже несмотря на то что в

нижнем течении рек нет значительных сбросов сточных вод, потоки не справляются с нагрузкой от сточных вод, поступающих с верховьев. В принципе анализ биотических индикаторов по бассейну подтверждает повсеместное ухудшение экологических условий, но однозначного ранжирования нагрузок не может быть проведено. На данном этапе не ясно значение влияния иррегулярных сбросов с сепараторов №6 и 8 (CSO#6, CSO#8), даже несмотря на то что ухудшение значения ВВИ указывает на их негативное влияние.

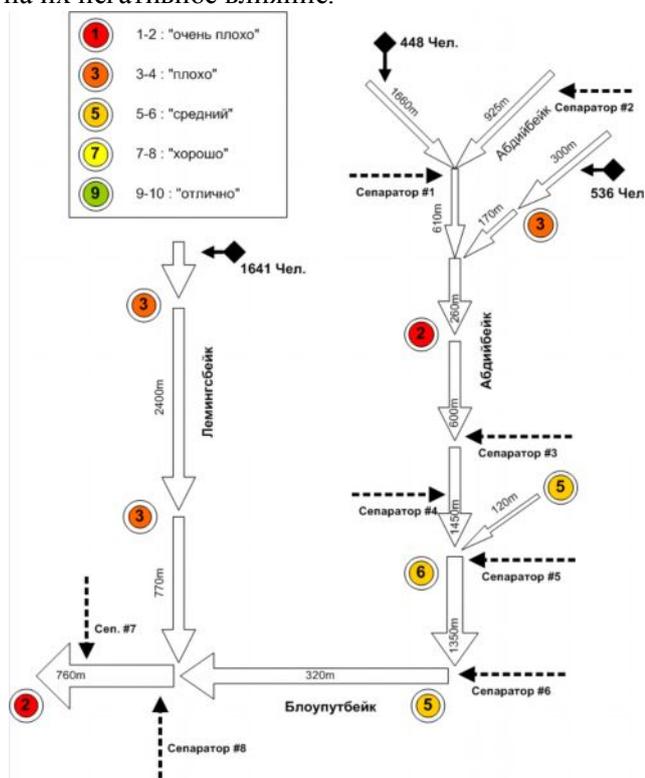


Рис. 7. Распределение ВВИ-коэффициентов для исследуемой речной системы

Таблица 2

Матрица качественной оценки пространственно распределенных нагрузок

Нагрузка / Участок	Выше Лемингсбейк	Ниже Лемингсбейк	Выше Абдийбейк	Ниже Абдийбейк	Блоупутбейк
Диффузные источники	Низкая	Низкая	Низкая	-	-
Сточные воды	Высокая	-	Высокая	-	-
Ливневые воды	-	-	Неоднозн.(?)	-	-
Сепараторы	-	-	Неоднозн.(?)	Неоднозн.(?)	Неоднозн.(?)
Недостатки морфологии	Высокая	Высокая	Высокая	Высокая	Высокая

4) Моделирование процесса

При использовании балансовых моделей (см. этап 2) сложно провести пространственную дифференциацию воздействий на окружающую среду (из-за эффекта наложения воздействий). Более того, балансовые модели не способны описать краткосрочную динамику развития процессов. Следовательно, для разделения эффектов от различных воздействий необходимо проводить дальнейший анализ.

Для взаимосвязанной интерпретации выявленных нагрузок и их воздействий разработана схема интеграции процесс-ориентированных моделей (рис.8). Схема включает только те модели, которые описывают процессы, ход которых необходимо уточнить для рассматриваемой системы. Таким образом, интегрированная модель состоит из нескольких подмоделей:

- 1) гидродинамической модели транспорта массы, охватывающей связанные канализационную и речную сеть;
- 2) упрощенной гидрологической стоковой модели для рассматриваемого бассейна;

3) гидродинамической модели качества воды, описывающей процессы транспорта и трансформации веществ в главной речной сети.

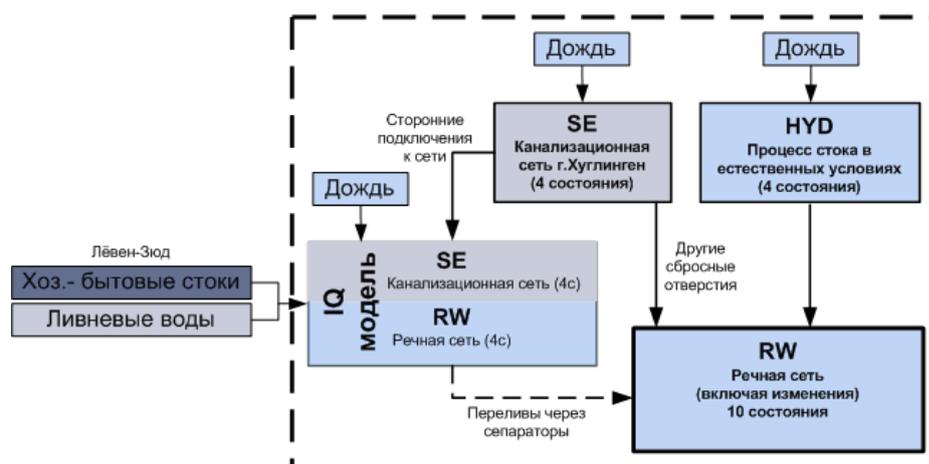


Рис. 8. Схема интегрированного моделирования

Подготовка подмоделей осуществлялась параллельно для обеспечения совместимости при их стыковке. Оценка параметров и валидация каждой из подмоделей проводились отдельно, перед замкнутой процедурой верификации интегрированной модели. Контрольные данные для калибровки и входные данные модели (сток и качество воды) были собраны в результате обширных полевых измерений (продолжительностью 4 месяца). Полевые измерения включали мониторинг в режиме реального времени (с временным интервалом 5 мин.) и учащенный отбор проб воды (дважды в неделю). Применение откалиброванной модели показало, что она позволяет достоверно квантифицировать динамику и качество сбросов из сепараторов и, таким образом, репрезентативно оценить влияние на экосистему водоема-приемника как случайных сбросов из сепараторов (гидравлически и химически), так и непрерывного сброса сточных вод.

5) Поликритериальная оценка

На основе анализа, проведенного на предшествующих этапах, был разработан спектр сценариев улучшения качества воды. Разнообразные опции менеджмента как по отдельности так и в рациональных сочетаниях были опробованы для различных «пораженных областей» (табл.3).

Таблица 3

Сценарии управления водными ресурсами для системы Кессель-Лю

Сценарий	Сточные воды (WW)	Ливневые воды (SW)	Сбросы с сепаратора (CSO)
x0	Статус-кво		
z0	Почти ест. состояние – без урбанизации	Фоновые х-ки водосбора	Нет сбросов
Район Хуглинден			
a11	Подключение к канализации (1560 чел.)	SW сток в Лемингсбеек	
a12	Подключение к канализации (1560 чел.)	Местная инфильтрация стока с крыш, сток с дорог в Лемингсбеек	
a13	Подключение к канализации (1560 чел.)	Местная инфильтрация стока с крыш, очищенный сток с дорог -> Лемингсбеек	
a2	Подключение к канализации (1560 чел. + SW = бытовые + ливневые стоки)		CSO -> Лемингсбеек вкл. ливневой резервуар
Сце	Сточные воды (WW)	Ливневые воды (SW)	Сбросы с сепаратора (CSO)

Окончание табл.3

нари й			
a3	Семи.децентрализованные очистные сооружения (~2000 чел.) scenario 'a3'+более жесткие	SW сток в Лемингсбеек	
a32	стандарты качества сбрасываемых сточных вод	SW сток в Лемингсбеек	
Район Абдийбейк			
b11	Подключение ~ 400 чел. к центральной канализации	SW сброс в Abdijbeek	
b12	Подключение ~ 400 чел. к центральной канализации	Местная инфильтрация стока с крыш	
b13	Подключение ~ 400 чел. в Темпельбек к децентральным очистным сооружениям	Местная инфильтрация стока с крыш в верховьях района Темпельбек	
Район Шпрингельбейк			
b2	Подключение 536 чел к центральной канализации	Местная инфильтрация стока с крыш	
Изменения в канализационной сети			
c1		Увеличение ёмкости CSO#6 для снижения объемов сбросов	
c2		Настройка дросселей сепараторов #1-5 в статический режим	
c3		Контроль сбросов в режиме реального времени для общего уменьшения сбросов	
Комбинации сценариев			
y0	a13 + b2	a13 + b2	c3

К основным опциям относятся:

- Устранение сбросов неочищенных сточных вод (очистка на централизованных или децентрализованных (малых) очистных сооружениях).
- Обращение с ливневыми водами (местная инфильтрация стока с крыш, сбор и децентрализованная очистка стока с дорог).
- Оптимизация работы канализационной сети (уменьшение объемов сбросов с сепараторов путем контроля сбросов в реальном времени).

Оценочные критерии

Для учета влияния увеличенной нагрузки от загрязнения в оценку были включены относительная продолжительность превышения непрерывного уровня воздействия (CIL) и предела максимальной концентрации (MCL) для растворенного кислорода (DO) и азота аммонийного (NH₃-N). Гидравлическое воздействие стоков напрямую с непроницаемых площадей и сбросов с сепараторов оценивалось путем анализа результирующего максимального расхода в реке. Эмиссия от сбросов с сепараторов квантифицирована через общий объем сбросов и максимальный расход.

Индекс качества воды

Индекс качества воды рассчитывается для того, чтобы обеспечить единую меру для пространственно разделенных и критериально-специфичных оценок реализаций различных опций менеджмента («перекрестное сравнение сценариев»). Выбранные характеристические критерии для растворенного кислорода и азота аммонийного представляют собой отношение периода времени, в течение которого наблюдались превышения максимальных концентраций (MCL), к рассматриваемому оценочному периоду (здесь 1 – год). Расчет индекса дополняется качественным сравнением состояния по сценарию и желаемого состояния системы для конкретного местоположения. Желаемый статус определяется по-разному в зависимости от типа критерия:

1. Полное соответствие заданным стандартам (здесь – Urban Pollution Manual (UPM – (FWR 1998)) качества воды (DO и NH₃-N).
2. Близкое к естественному состояние системы (выведенное по гидрологической симуляции/моделированию) для максимальных расходов в реках (Q_{max}).
3. Полное устранение сбросов с сепараторов (CSO).

В случае сравнения со стандартами качества воды индекс рассчитывается как

$$(1) \quad 1: \quad index(i,k) = 1 - (SET(i,k) / SET(i,z0)),$$

где $SET(i,k)$ – значение критерия i для сценария k ; $SET(i,z0)$ – значение критерия i для желаемого состояния системы. Например, если концентрации веществ превышают установленные стандарты в 90% относительно рассматриваемого периода времени, т.е. только в 10% всего периода они им соответствуют, то индекс равен 0.1.

Критерий ' Q_{max} ' касается максимальных расходов воды на данном участке реки и представляет собой дополнительный критерий «количества» воды. Максимальный расход в отдельном сценарии оценивается по отношению к «расстоянию» между статусом-кво ($x0$) и околоестественным статусом ($z0$). Значение индекса " Q_{max} " рассчитывается следующим образом

$$(2) \quad 2: \quad index(Q_{max}k) = (Q_{max}x0 - Q_{max}k) / (Q_{max}x0 - Q_{max}z0),$$

где $Q_{max}x0$ – максимальный расход воды для статуса-кво; $Q_{max}k$ – максимальный расход для сценария k ; $Q_{max}z0$ – фоновый максимальный расход.

Эмиссионный индекс

Индексы для разных параметров эмиссии (общий объем и максимальный расход сбросов с сепаратора) определяются по отдельности. Переменные сброса (объем и расход) оцениваются по отношению к разнице между статусом кво и 0 (= нет эмиссии). Индекс может иметь негативные значения, которые отображают ухудшение состояния системы по сравнению со статусом-кво (например, увеличение общего объема сбросов с сепаратора по сравнению с $x0$). Значения индекса для CSO_{vol} and CSO_{max} рассчитываются как

$$(3) \quad 3: \quad index(CSO,k) = 1 - (SET(CSO,k) / SET(CSO,x0)),$$

где $SET(CSO,k)$ соответствует характеристике CSO для сценария k ; $SET(CSO,x0)$ – характеристики CSO для статуса-кво.

Результаты отдельных критериев

Для демонстрации результатов выбраны два различных способа: а) диаграмма-паутина с фиксированной шкалой (значения от 0 до 1; см. рис.9), отображающая пространственно дифференцированную и критериально-специфичную оценку; б) диаграмма-паутина со средним значением критериальных индексов для каждого сценария, отображающая общее функционирование системы через критерии качества воды (без критерия сепараторов, CSO) (рис.10). Осреднение значений критериальных индексов выполнено без их ранжирования. Выделение приоритетных индексов может быть сделано только при участии всех заинтересованных лиц (операторов сточных вод, комитета по окружающей среде, местных жителей).

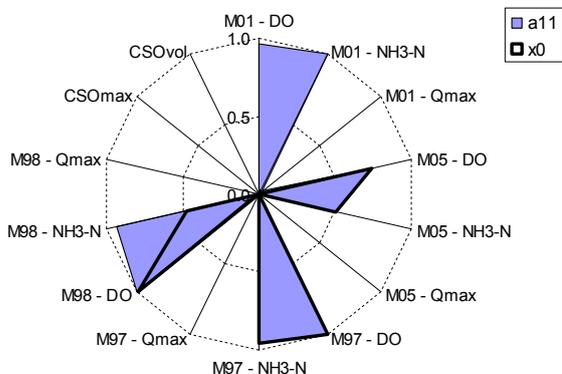


Рис. 9. Диаграмма-паутина с критериально-средицифичной оценкой, жирной линией обозначен сценарий статуса-кво ($x0$)

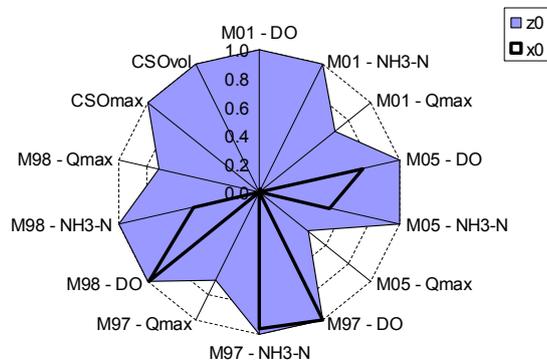


Рис. 10. Критериально-специфичная оценка для фонового состояния (' $z0$ ')

Результаты оценки сценариев

Окончательные результаты модель-базированного анализа для всех оптимизационных сценариев представлены на рис.11. Характеристика эмиссии (здесь – годовой объем сбросов с сепараторов) не включена в индекс, а рассматривается отдельно. Серая штрихованная полоса представляет собой сценарий 'x0', отображающий ситуацию в настоящий момент, имеет значение 0.39. Это значение соответствует неудовлетворительному статусу системы, наблюдающемуся на большей части рассматриваемых мест в бассейне. Другая, штрихованная зеленая полоса, представляет собой «квазиестественное» состояние системы ('z0') относительно качества воды без влияния от сбросов с сепараторов.

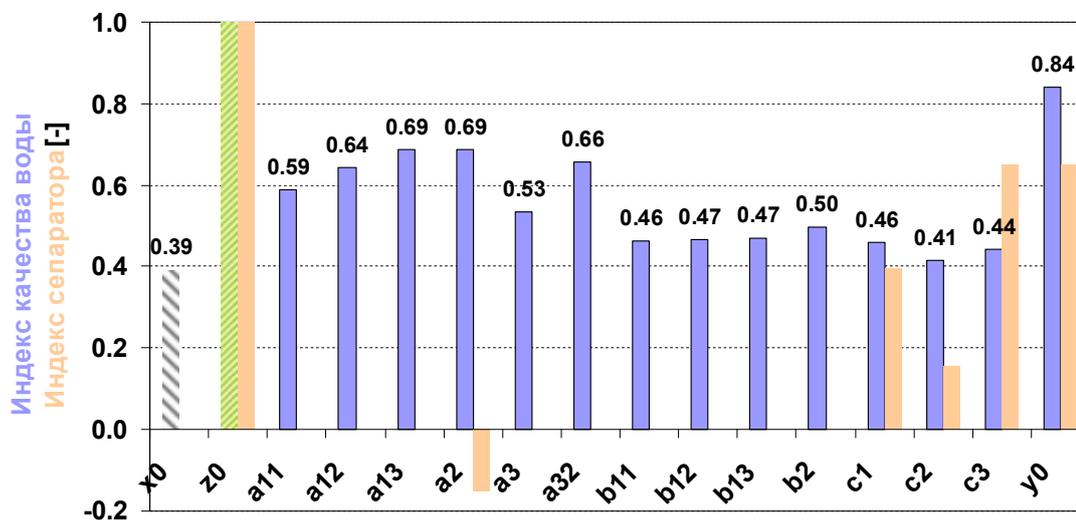


Рис. 11. Результативная оценка сценариев по «среднему» значению индекса качества воды и объемов сбросов с сепараторов

Как видно из диаграммы, все протестированные сценарии ведут к улучшению качества воды по сравнению со статусом-кво (x0). Значительное улучшение качества воды отмечается также для отдельных опций менеджмента (группы a, b, c). Наилучшие результаты показывают комбинации сценариев 'a13', 'b2' и 'c3' ('y0'). Опции менеджмента для канализационной сети (group c) ведут к снижению объемов сбросов с сепараторов, но не приводят к значительному улучшению качества воды. Было замечено также, что оценка функционирования системы должна быть выполнена совместно по показателям сбросов и по показателям качества воды, так как улучшение показателей эмиссии необязательно ведет к улучшению качества воды. Случай сценария «a2» приводит к усилению негативного воздействия канализационной сети (-0.15) за счет увеличения (по сравнению со статусом-кво) объемов сбросов через сепараторы (на 15%), в то время как общее качество воды улучшается! Этот случай еще раз показывает комплексность интегративной оценки, так как причинно-следственные связи не только затрагивают сразу несколько составляющих (канализационная, речные системы, др.), но и изменяются по типу оказываемого эффекта.

4. Заключение

Приведенное исследование представляет собой одну из возможностей объединения различных исследовательских инструментов, таких как анализ потоков массы, мониторинг и процесс-ориентированное моделирование, для рационального определения нагрузок, оказывающих воздействие на качество воды, и для оценки соответствующих демпфирующих мер. Установлено, что несмотря на свои недостатки (например, неоднозначная количественная оценка различных опций менеджмента), баланс массы вещества может быть применен с целью обзора системы и определения «горячих районов», что позволит значительно минимизировать затраты на детальный анализ процессов. Кроме того, показано, что неопределенности (погрешности), возникающие при анализе потоков, вещества могут быть выявлены при оценке правдоподобности вычисленных значений нагрузок по данным мониторинга. Этот тип анализа дает ценную дополнительную информацию, касающуюся общего понимания взаимодействий в системе.

Количественная поликритериальная оценка, примененная для бассейна Кессель Ло, отчетливо демонстрирует возможность проводить оценку различных опций менеджмента и в итоге

выявить наиболее приемлемые меры с учетом их влияния на систему в целом. Очевидно, что параметры качества воды и характеристики эмиссии должны быть приняты во внимание совместно, так как улучшение параметров эмиссии автоматически не означает улучшения качества воды. Проведение дальнейшего исследования необходимо для определения погрешностей, связанных с применением различных инструментов и заключительной оценки надежности сделанных выводов.

* * *

Авторы хотели бы выразить благодарность сотрудникам Aquaflin NV за поддержку в проведении всей серии полевых работ, сборе данных и внесение ценных предложений при создании моделей. Особая благодарность С. Кролл, Г. Диркс и К. Тойе.

Библиографический список

- ATV. (2004). Arbeitsbericht der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe 5.6: Signifikante Nährstoffeinträge aus der Fläche. ATV-DVWK- Arbeitsgruppe 5.6 "Diffuse Stoffeinträge", Hennef.
- Behrendt, H., Huber, P., Ley, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G., and Uebe, R. (1999). Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands - UBA-Forschungsbericht. (Nutrient balancing of river basins in Germany - UBA research report.).
- Blumensaat, F., Tranckner, J., Hoefl, S., Jardin, N., and Krebs, P. (2009). Quantifying effects of interacting optimisation measures in urban drainage systems. *Urban Water Journal*, 6(2), 93-105.
- BMU. (2005). Umweltpolitik. Die Wasserrahmenrichtlinie - Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Paderborn.
- Bodnarchuk, T. BASELINE ASSESSMENT OF WATER CONTAMINATION IN UKRAINIAN PART OF WESTERN BUG BASIN. <http://europeicid2009.org/>, Ivano-Frankivsk.
- Borchardt, D., Bürgel, B., Durchschlag, A., Grottker, M., Halle, M., Podraza, P., Schütthelm, D., Tetzlaff, D., and Uhl, M. (2008). Merkblatt BWK-M7: Detaillierte Nachweisführung immissionsorientierter Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen gemäß BWK-Merkblatt 3. Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) e.V., Stuttgart.
- De Pauw, N. and Heylen, S. (2001). Biotic index for sediment quality assessment of watercourses in Flanders, Belgium. *Aquatic Ecology*, 35(2), 121.
- EEA. (1999). Environment in the European Union at the turn of the century.
- FWR. (1998). Urban Pollution Management Manual. Second Edition. Report No. FR/CL 009, Foundation for Water Research, Marlow.
- Grambow, M. (2008). *Wassermanagement - Integriertes Wasserressourcenmanagement von der Theorie zur Umsetzung*, Friedr. Vieweg & Sohn Verlag, Wiesbaden.
- Helm, B., Tränckner, J., Sieker, H., and Krebs, P. (2009). Flexibilität als Bewertungskriterium bei der Planung von Systemen der Regenentwässerung. *Korrespondenz Abwasser*, 56, p. 372-381.
- HMULV. (2004). Leitfaden für das Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen. Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Wiesbaden.
- Lammersen, R. (1997). Die Auswirkungen der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern. Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, SuG Verlagsgesellschaft, Hannover.
- Merz, R. and Buck, W. (1997). Verfahren zur Entscheidungsfindung bei Mehrfachzielsetzung sowie Zielsysteme und Zielkriterien für die Planung und Bewertung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe, Karlsruhe.
- Muschalla, D., Schutze, M., Schroeder, K., Bach, M., Blumensaat, F., Gruber, G., Klepizewski, K., Pabst, M., Pressl, A., Schindler, N., Solvi, A. M. and Wiese, J. (2009). The HSG procedure for modelling integrated urban wastewater systems. *Water Science and Technology*, 60(8), 2065-2075.
- UNESCO. (2009). IWRM Guidelines at River Basin Level, Tokyo.

AN ADAPTIVE FRAMEWORK TO DIFFERENTIATE WATER QUALITY IMPACTS ON A MULTI-SCALE LEVEL

The identification of options for an efficient resource management requires tools of different complexity. A reliable performance evaluation for future management scenarios is often constrained by i) data availability and ii) the willingness to invest resources in a detailed process analysis. The inherent conflict to provide reliable decision support for complex questions with a minimum of effort increases the risk to base decisions upon uncertain and unverified conclusions. This paper proposes a systematic methodology that combines several tools to stepwise differentiate pressures that lead to water quality deterioration. The method is applied to a small, but heterogeneous catchment in Flanders (Belgium). It is shown that, despite its deficiencies, MFA can be used efficiently for screening purposes to ultimately reduce the effort spent on developing detailed process models. Uncertainty associated with mass flow balancing can be reduced significantly when backing up estimations by reliable measurements. The case study analysis confirmed that water quality and emission based performance evaluation cannot be done separately as an emission-based performance improvement does not necessarily lead to an improved water quality.

K e y w o r d s: IWRM; integrated modeling; mass balancing; water quality impacts; diffuse sources; point sources; GIS.