

ВЫБОР ПРИОРИТЕТНЫХ ДЕЙСТВИЙ, НАПРАВЛЕННЫХ НА ЭКОЛОГИЧЕСКУЮ РЕАБИЛИТАЦИЮ НЕПРОТОЧНЫХ И МАЛОПРОТОЧНЫХ ОЗЕР

© 2017 г. А.Н. Попов

ФГБУ «Российский научно-исследовательский институт комплексного использования и охраны водных ресурсов», г. Екатеринбург, Россия

Ключевые слова: экологическая реабилитация, фосфорная нагрузка, внешние источники загрязнения, внутренние источники загрязнения, удельная фосфорная нагрузка, показатель антропогенной нагрузки, озеро, лимитирующие показатели воздействия.



А.Н. Попов

Представлена методика выбора приоритетных действий при реабилитации непроточных и малопроточных озер, причиной неудовлетворительного состояния которых является либо высокая степень эвтрофикации, либо загрязнение техногенными компонентами, либо совокупность этих факторов. Методика применяется после принятия решения о необходимости проведения реабилитации конкретного водоема и позволяет на основании натурных и расчетных данных, полученных для водного объекта и его водосборной площади, рассчитать основные потоки загрязняющих и биогенных веществ в водное тело; ранжировать их по значимости влияния; определить оптимальный набор методов для эффективной реабилитации водного объекта и спрогнозировать его состояние при реализации этих мер.

Выбор деэвтрофикационных мероприятий основан на оценке потоков общего фосфора в водоем, лимитирующим биогеном для которого является фосфор, из внешних и внутренних источников с последующим ранжированием. Выбор мероприятий, связанных со снижением воздействия техногенных ингредиентов, проводится по тому же принципу. Предложены методы определения потоков общего фосфора или техногенных загрязнений в водное тело из внешних и внутренних источников. Представлен пример выбора реабилитационных мероприятий для эвтрофного непроточного озера и малопроточного водохранилища с низким трофическим статусом, но интенсивно загрязняемого техногенными ингредиентами.

Одна из наиболее сложных проблем современной водохозяйственной практики – реабилитация непроточных и малопроточных озер, которые, в силу различных причин (естественных – старение, антропогенных – загрязнение акватории и водосбора, в т. ч. и биогенами) либо эвтрофируют, что проявляется интенсивным «цветением» водорослей или зарастанием, либо эвтрофируют и теряют гидрохимический потенциал, что проявляется «цветением» или зарастанием и появлением в воде специфических загрязнений – отходов техногенеза.

Суть реабилитации: во-первых, определить направления воздействия, которые приведут именно к ликвидации причин возникшей в водоеме ситуации; во-вторых, спрогнозировать состояние водного объекта после реализации выбранных мероприятий, при необходимости скорректировать их и реализовать в соответствии с запланированным сценарием.

Анализ состояния малопроточных озер, прудов и водохранилищ высокой степени трофности (эвтрофных, политрофных, гипертрофных) и причин, вызывающих этот процесс, показал, что для 95 % таких водоемов лимитирующим биогенным элементом является фосфор во всех формах его существования в водоеме.

Планирование реабилитационных мероприятий начинается после заключения о том, что водный объект в них нуждается. Вывод о необходимости улучшения состояния водоема делается на основе данных о фактическом удельном потоке общего фосфора в $г/м^2$ год [1], концентрации фитопланктона или хлорофилла «а» или на основе соотношения между фактическими концентрациями ингредиентов и соответствующими ПДК.

Для эвтрофирующих малопроточных озер следует определить фактический удельный поток общего фосфора и его составляющие на основании схемы Фолленвайдера [1] или данных о концентрации фитопланктона, выяснить его трофический статус и сравнить с критическим удельным потоком фосфора, определяющего переход в различные трофические статусы. Далее на основании этого сравнения и ранжирования источников поступления общего фосфора необходимо выбрать наиболее эффективные методы реабилитации конкретного водного объекта.

Биогенные элементы могут попадать из внешних источников (водосбор, локальные сбросы, эоловый перенос) и внутренних (донные отложения, распад отмершей биомассы и пр.). Из этих же источников могут поступать и техногенные ингредиенты (лимитирующие показатели действия), ухудшающие гидрохимическое состояние водного объекта.

Предлагается следующий порядок действий при выборе метода реабилитации рассматриваемых водоемов:

1. Проводится батиметрическая съемка водоема с определением глубин воды и донных отложений. Определяются средняя глубина, объем воды, объем донных отложений, зависимость площади и объема водоема от уровня воды.

2. Производится оценка химического состава донных отложений и вторичного загрязнения от них.

3. Для эвтрофирующих водных объектов, не обремененных загрязнением лимитирующими показателями вредности, определяется удельный поток фосфора (общего) в водное тело изучаемого водоема ($\Gamma_{\text{сум}}$), который равен:

$$\Pi_{\text{сум}}/S, \quad (1)$$

где $\Pi_{\text{сум}}$ – суммарный поток общего фосфора в водоем;

$$\Pi_{\text{сум}} = \Pi_{\text{св}} + \Pi_{\text{ав}} + \Pi_{\text{атв}} + \Pi_{\text{див}} + \Pi_{\text{див}} + \Pi_{\text{мив}} + \Pi_{\text{ам}}, \quad (2)$$

где $\Pi_{\text{св}}$ – организованное поступление фосфора с водосборной площади с русловым стоком в водоем (H_q , гР/год);

$\Pi_{\text{мив}}$ – поток фосфора из донных отложений в воду (в пересчете на единицу площади водоема), обусловленный окислением нестойкого мертвого органического вещества макрофитного происхождения на дне;

$\Pi_{\text{див}}$ – поток фосфора из донных отложений в воду (в пересчете на единицу площади водоема), обусловленный окислением нестойкой мертвой органики фитопланктонного происхождения на дне;

$\Pi_{\text{ам}}$ – поток фосфора из донных отложений в макрофиты, пересчитанный на единицу площади водоема;

$\Pi_{\text{ав}}$ – поток фосфора из плавающей и затопленной древесины;

$\Pi_{\text{атв}}$ – поток фосфора из донных отложений в воду (в пересчете на единицу площади водоема) вследствие окисления стойкой мертвой органики на дне;

S – площадь водоема при фактическом уровне воды, м².

Поступление фосфора общего в водоем с русловым стоком определяется по формуле:

$$H_q = \sum_{i=1}^{i=N_i} [P]_i Q_i + \sum_{j=1}^{j=N_j} [P]_j Q_j - \sum_{k=1}^{k=N_k} [P]_k Q_k - \sum_{m=1}^{m=N_m} [P]_m Q_m, \quad (3)$$

где Q_i , Q_j , Q_k , Q_m – годовой расход воды для i -го выпадающего в изучаемый водоем водотока, j -го локализованного выпуска сбрасываемых в водоем сточных и дренажных вод, k -го вытекающего из водоема водотока, m -го водозабора, м³/год;

$[P]_k, [P]_i, [P]_j, [P]_m$ – среднегодовые взвешенные по расходу воды концентрации общего фосфора для соответственно L -го выпадающего в изучаемый водоем водотока, j -го локализованного выпуска сбрасываемых в водоем сточных и дренажных вод; k -го вытекающего из водоема водотока, m -го водозабора, гР/м³;

N_i, N_j, N_k, N_m – количество всех выпадающих в изучаемый водоем водотоков, всех (исключения допускаются лишь для выпусков ливневой канализации и дренажной сети полей орошаемого земледелия) локализованных выпусков сбрасываемых в водоем сточных и дренажных вод, вытекающих из водоема водотоков, всех водозаборов. Водовод, поставляющий в рассматриваемый водоем воду, следует приравнять к выпадающему водотоку.

Поступление общего фосфора со стоком ливневой канализации с гектара оборудованной городской территории:

- а) отсутствие промышленности – 500 гР/га · год;
- б) все население занято в промышленности – 3000 гР/га · год;
- в) промежуточный случай рассчитывается интерполяцией.

Не учтенные в уравнении (3) составляющие поступления фосфора с территорий, не дренируемых выпадающими в изучаемый водоем водотоками и дренажной сетью обследованных локализованных выпусков сбрасываемых в него ливневых и дренажных вод, следует определять как поступление с территории водосбора.

Определение поступления фосфора с поверхностным стоком с водосборной площади в водоем, не имеющий притоков, выпусков сточных, ливневых и дренажных вод

Для определения поступления фосфора с поверхностным стоком с водосборной площади в водоем можно использовать два метода:

- более подробный, учитывающий состав и структуру почв, наличие процессов эрозии, способы внесения удобрений и пр.;
- упрощенный, основанный на осредненных необходимых для расчета величинах.

В первом методе поступление фосфора с водосборной площади в водоем с поверхностным стоком при отсутствии катастрофической эрозии предлагается определять по уравнению (4) [3]:

$$H_n = [50C + k_1 a + \sum_{i=1}^{i=n} (b)_i] k_2 k_3 k_4 k_5 S_n, \quad (4)$$

где H_n – годовое поступление в водоем общего фосфора с рассматриваемой территории, гР/год;

C – средняя величина выноса фосфора из почв данного уровня естественной трофности, гР/га-год;

a – фосфор, вносимый на территорию с удобрениями, гР/га-год;

b – количество фосфора, вносимого с загрязняющими веществами (неорганизованные свалки, поступление от населения, скота и пр.);

k_1 – коэффициент, учитывающий сроки и способ внесения удобрений;

k_2 – коэффициент проницаемости;

k_3 – коэффициент обеспеченности фосфором по отношению к другим биогенам (с учетом внесенных удобрений и загрязнений);

k_4 – коэффициент уклона территории;

k_5 – коэффициент удаленности рассматриваемой территории;

S_n – площадь территории.

Средняя величина выноса фосфора из почв (C) определяется по формуле:

$$C = 2Б, \quad (5)$$

где $Б$ – бонитировочная оценка почвы в баллах по 160-балльной шкале, балл [2], коэффициент 2 имеет размерность «гР/га·балл·год».

Значения коэффициентов k_1, k_2, k_3, k_4 определяются согласно табл. 1–4.

Таблица 1. Определение коэффициента k_1 для удобрений

Сроки и способ внесения удобрений	k_1	
	для растворимых	для нерастворимых
Зимой или весной диффузно или скоплениями на замерзшую почву или снег; в теплое время года на почву большими скоплениями	2,30	1,63
Весной диффузно на оттаявшую почву или летом диффузно на почву без заделки	1,63	0,97
В любое время года на почву с немедленной заделкой культиватором или плугом без предплужника; заделка в почву на глубину не менее 10 см	0,97	0,36
В любое время года в почву на глубину 10 см и более на почву с немедленной заделкой плугом с предплужником	0,36	0,36

Определение коэффициента k_2 производят согласно виду почвогрунтов и их проницаемости, определяемой по [4].

Таблица 2. Определение коэффициента k_2 для различных почвогрунтов

Вид почвогрунтов	k_2
Плохо проницаемые глинистые, тяжелосуглинистые и среднесуглинистые, тяготеющие к тяжелосуглинистым почв, за исключением обладающих водопрочной структурой рыхлого сложения; торфяные почвы, кроме горных	0,01
Среднепроницаемые легкосуглинистые и тяготеющие к ним среднесуглинистые и супесчаные почвы, глинистые и суглинистые почвы, обладающие водопрочной структурой рыхлого сложения; торфяные, горные почвы	0,03
Хорошо проницаемые связнопесчаные и тяготеющие к ним супесчаные почвы, сильнохрящеватые и сильнощебнистые почвы	0,05
Очень хорошо проницаемые рыхлопесчаные почвы, маломощные сильнохрящеватые и сильнощебнистые почвы, подстилаемые рыхлой породой, почти лишенной мелкозема	0,07

Примечание: для расчета выноса фосфора с рассматриваемой площадки берется среднее значение для почвогрунтов, залегающих от центра этой площадки до уреза воды; классифицировать почвы по механическому составу следует по схеме Н.А. Качинского.

Таблица 3. Определение коэффициента обеспеченности фосфором почв по отношению к другим биогенам (с учетом внесенных удобрений и загрязнений), k_3

Характеристика обеспеченности фосфором по отношению к другим биогенам с учетом внесенных удобрений и загрязнений	k_3
Фосфор является основным лимитирующим биогеном или близок к этому качеству	0,36
Фосфора больше, чем требуется для оптимального баланса основным лимитирующим биогеном	0,89
Фосфора значительно больше, чем требуется для оптимального баланса с основным лимитирующим биогеном	2,23

Таблица 4. Определение коэффициента уклона территорий, k_4

Характеристика среднего уклона местности	k_4
Крутой склон, типичный уклон на средних и высотных частях гор	2,2
Склон умеренной крутизны, типичный уклон на нижних частях гор	1,5
Холмистый рельеф	0,75
Плоский рельеф	0,54

Примечание: для расчета выноса фосфора с рассматриваемой площадки берутся характеристики среднего уклона и среднего рельефа местности, расположенной от центра этой площадки до уреза воды.

Коэффициент k_5 – коэффициент удаленности рассматриваемой территории – определяется по формуле:

$$k_5 = \alpha e^{-Bx}, \quad (6)$$

где α – коэффициент, равный 3,28; B – коэффициент, равный $1,57 \text{ км}^{-1}$;
 x – расстояние от центра рассматриваемой площадки водосбора данного водоема до ближайшего уреза этого водоема, км.

При признаках катастрофической эрозии поступление фосфора в водоем с 1 га водосбора может достигать $50 \cdot 10^3$ гР/год и более, определяется путем натуральных наблюдений.

Необходимо также знать количественную оценку производимых на территории водосбора загрязнений, выраженную через массу содержащегося в них фосфора (величин b в уравнении (4)). В частности, количество фосфора, поступающего в водоем от одного жителя проживающего в неблагоустроенной застройке, 10^3 гР/год. [5] Поступление в водоем от населения, проживающего на канализованной территории, равно нулю, если канализационная система не впадает в рассматриваемый водоем, в обратном случае – учитывается формулой (3).

Таблица 5. Загрязнение продуктами жизнедеятельности скота (на 1000 кг живого веса) [6]

Виды животных	Фосфор экскретов, гР/год
Лошади	19·103
Крупный рогатый скот	27·103
Свиньи	45·103
Овцы	20·103
Куры	31·103

Поступление от отдыхающих определяется из расчета, что за одно человеко-посещение в водоем в среднем вносится 0,12 г фосфора непосредственно и еще 0,12 г остается на прилегающей территории (смыв в водоем этого фосфора следует определять по формуле (4)). Круглосуточно проживающие в зоне водоема отдыхающие (в домах отдыха, санаториях и т. п.) приравниваются к жителям. Если лов рыбы идет при большом количестве прикормки, то вносимый с ней фосфор следует учитывать дополнительно. Вынос фосфора из водоема за счет вылова рыбы определяется из расчета, что содержание фосфора в вылавливаемой рыбе составляет примерно 0,345 % от ее сырого веса.

Поступление фосфора с атмосферными осадками, выпадающими непосредственно на акваторию водоема, принимается равным $0,005 \text{ гР/м}^2\text{-год}$ для

территорий со слабым, 0,015 гР/м²·год – с умеренным, 0,03 гР/м²·год – с сильным и 0,05 гР/м²·год и более – с очень сильным загрязнением воздуха [6].

Если на берегу водоема произрастает лиственный лес, то с листопадом в воду может поступать до 10⁴ гР/год на 1 км облесенного берега. Если лес смешанный, эту цифру надо умножить на долю лиственных пород в составе леса [6].

На основе представленных данных рассчитывается суммарное годовое поступление фосфора с территории водосборной площади в водоем ($H_{\text{сум}}$). Эту величину следует разделить на площадь водоема в м², что даст величину потока фосфора с суши на единицу площади водоема ($\Pi_{\text{св}}$).

Более упрощенный, но менее точный способ определения поступления общего фосфора с водосборной территории можно провести по уравнению

$$H_n = Ck_4k_5S_n,$$

где C – средний вынос фосфора в зависимости от вида и состояния водосборной площади (см. уравнение (5));

k_4 – коэффициент уклона территорий, определение которого производят согласно табл. 4;

k_5 – коэффициент удаленности рассматриваемой территории, определяется по формуле (6). Поступление фосфора с атмосферными осадками на акваторию водоема – см. выше.

Определение поступления в водоем специфических загрязняющих ингредиентов из внешних источников

В случае, если помимо эвтрофирования в малопроточном водоеме возникли проблемы, связанные с ухудшением качества воды, поступлением загрязняющих веществ, вызывающих это ухудшение, необходимо определить поступление фосфора общего в водоем с русловым стоком.

Если поступление загрязняющих веществ отмечается не только с локализованным стоком и по гидрографической сети, но и с рассеянным стоком с территории водосбора, с атмосферными осадками и из донных отложений, необходимо проведение стоковых исследований, исследование жидких осадков.

Определение поступления общего фосфора из внутренних источников

Наиболее упрощенными являются расчеты внутренней фосфорной нагрузки по балансовому уравнению:

$$\Pi_{\text{внутр}} = \Delta\Pi_{\text{зап}} + \Pi_{\text{сток}} - \Pi_{\text{пр}}, \quad (8)$$

где $\Pi_{\text{внутр}}$ – поступление фосфора из внутренних источников, г/год (при отрицательных значениях параметра – 0);

$\Delta\Pi_{\text{зап}}$ – изменение запаса фосфора в толще воды водоема за год, г/год;

$\Pi_{\text{сток}}$ – сток фосфора из водоема, г/год;

$\Pi_{\text{пр}}$ – приход фосфора в водоем, г/год.

Внутренняя фосфорная нагрузка на единицу площади донных отложений водного объекта (гР/м²·год) равна:

$$\Gamma_{\text{н. внутр}} = \frac{\Pi_{\text{внутр}}}{S},$$

где S – площадь донных отложений в водном объекте.

Определение вторичного загрязнения при наличии в водоеме донных отложений, сформировавшихся под влиянием хозяйственной деятельности

Донные отложения, образовавшиеся в результате осуществляющегося в момент исследования сброса неочищенных или недоочищенных сточных вод (хозбытовые сточные воды).

Максимальное вторичное загрязнение ионом NH_4^+ составит 700 мг/м² сут. Максимальный выход фосфора из донных отложений в данной ситуации – 13 мг/м² сут [7].

В период после прекращения сброса сточных вод и стабилизации накопленных донных отложений происходит интенсивное выделение газов (метан, углекислота, сероводород и пр.) в течение 40–43 недель до 42 л/м². При этом в воду выделяется взвесь в виде всплывающих донных отложений до 25 кг с м². С поровой водой ионов аммония поступает до 1390 мг с м², фосфора – 5Q (Q – объем взмученных донных отложений, ~ 25 кг/м²). Из донных отложений, образовавшихся при поступлении в водный объект ливневых сточных вод наблюдаемое вторичное загрязнение нефтепродуктами составляет $4,4 \times 10^{-4}$ г/м² сут [7].

Донные отложения, образовавшиеся при поступлении в водный объект сточных вод предприятий черной металлургии и машиностроения, вызывают вторичное загрязнение нефтепродуктами до 80 % от первоначально содержащихся в донных отложениях. Происходит это в первые два часа после поступления взвеси в донные отложения. Из стабилизировавшихся донных отложений поступление нефтепродуктов достигает 7 мг/м² сут [7].

Донные отложения, образовавшиеся при поступлении в водный объект сточных вод предприятий цветной металлургии, перерабатывающих сульфидные руды, являются источником поступления в водное тело водоема сульфатов, ионов железа, цинка, меди, мышьяка: поступление сульфат-ионов – 3190 мг/м² сут, железа (2+) – 1835, цинка (2+) – 30, мышьяка (5+) – 0,3, – 3,1 мг/м² сут.

Определение трофического уровня водоема

Если для водного объекта основной причиной неудовлетворительного состояния является эвтрофирование, то трофический уровень водоема определяется на основе данных о суммарном потоке фосфора в водное тело водоема и средней глубине с применением схемы Фолленвайдера (рис. 1). Эта схема может быть использована для определения трофического уровня (и, соответственно, для выбора метода деэвтрофирования) практически любого эвтрофного водоема. Помимо этого, трофический уровень водоема может быть определен по концентрациям хлорофилла «а» и фитопланктона (см. табл. 6).

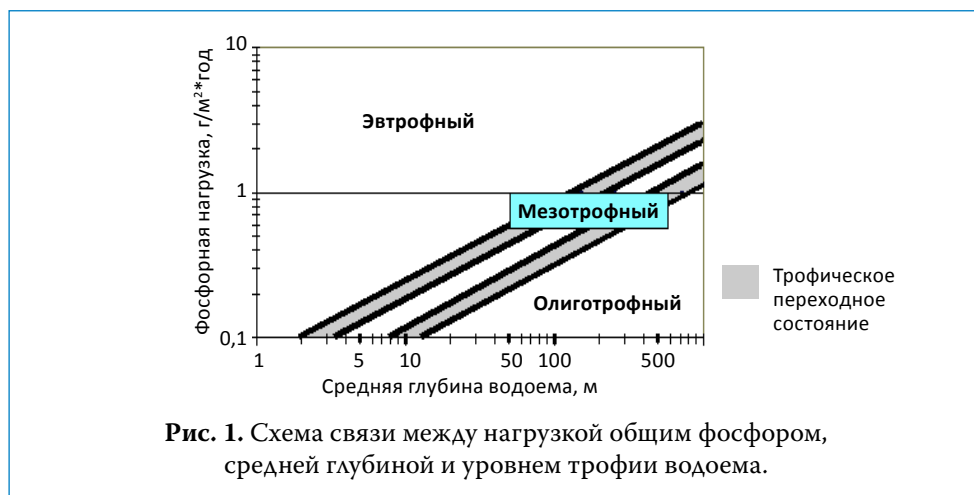


Рис. 1. Схема связи между нагрузкой общим фосфором, средней глубиной и уровнем трофии водоема.

Кроме эвтрофных, в проведении восстановительных мероприятий нуждаются дистрофные водоемы. Однако схема Фолленвайдера непригодна для оценки трофического уровня таких водоемов, а также для выбора методов восстановления дистрофных и переходных к дистрофным водных объектов. Рекомендации по их восстановлению изложены ниже.

Таблица 6. Показатели трофического статуса водоемов по концентрации хлорофилла «а» и биомассы фитопланктона (средние за лето величины)

Трофический тип	Концентрация хлорофилла «а», мг/м ³	Биомасса фитопланктона мг/дм ³
Олиготрофный	< 5–10	< 0,1–0,5
Мезотрофный	11–20	0,6–2,0
Эвтрофный	21–75	2,1–10,0
Политрофный	76–150	10–50,0
Гипертрофный	150–250 и >	≥ 50–100

ВЫБОР МЕТОДОВ РЕАБИЛИТАЦИИ

Для водоемов высокой степени трофности, без поступления внешнего загрязнения специфическими ингредиентами (лимитирующими показателями воздействия), на основании имеющейся информации по схеме Фолленвайдера определяется, насколько необходимо снизить нагрузку эвтрофирующегося водоема общим фосфором ($\Pi_{\text{общ}}$), либо увеличить его глубину с сохранением прежней нагрузки, чтобы снизить его трофность до нужного уровня.

Далее по нижеприведенным уравнениям рассчитывается, какому снижению величины $\Pi_{\text{сум}}$ эквивалентна реализация на водоеме того или иного из представленных ниже методов восстановления:

Создание проточности.

Создание проточности эквивалентно снижению величины $\Pi_{\text{сум}}$ на величину C_1 .

$$C_1 = ([P_1] - [P_2]) \frac{V_{\text{об}}}{S_{\text{в}}}, \quad (10)$$

где $[P_1]$ и $[P_2]$ – концентрация общего фосфора в заменяемой и в замещающей воде соответственно, гР/м³;

$V_{\text{об}}$ – обмениваемый за год объем водоема, м³/год;

$S_{\text{в}}$ – площадь зеркала водоема, м².

Удаление донных отложений.

Полное удаление донных отложений (и макрофитов вместе с ними) снижает величину общего потока фосфора (C_1) на величину C_2 .

$$C_2 = \Pi_{\text{сум}} - \Pi_{\text{св}}. \quad (11)$$

Кроме того, увеличение глубины водоема в связи с удалением донных отложений повысит величину $\Pi_{\text{крит}}$ – пороговую величину потока фосфора, при достижении которой водоем переходит из эвтрофного состояния в мезотрофное. Величина $\Pi_{\text{крит}}$ является функцией средней глубины водоема и определяется по графику Фолленвайдера (рис. 1).

Предотвращение внешнего загрязнения фосфором.

Предотвращение внешнего загрязнения фосфором снижает величину $\Pi_{\text{сум}}$ на величину C_3 .

$$C_3 = \Pi_{\text{св}}. \quad (12)$$

Химическая коагуляция фосфора.

Химическая коагуляция фосфора в случае, если в водоеме не возникают условия для периодического выхода выпавшего в осадок фосфора обратно в раствор (явление достаточно типичное для высокоэвтрофных водоемов),

эквивалентна снижению величины $\Pi_{\text{сум}}$ на величину C_4 , иначе внесение коагулянта бессмысленно. Величина C_4 определяется следующим образом:

$$C_4 = k_p B_p, 0 < k_p B_p < (\Pi_{\text{сум}} - \Pi_{\text{АМ}}), \quad (13)$$

где B_p – количество коагулянта, вносимого за год на 1 м² акватории, г;
 k_p – отношение массы фосфора, связанного внесенным коагулянтом, к массе последнего (определяется экспериментально, зависит от вида коагулянта, концентрации фосфора в воде и концентрации коагулянта).

Техническое изъятие фитопланктона.

Техническое изъятие из водоема фитопланктона эквивалентно снижению величины потока фосфора на величину C_5 :

$$C_5 = A_{\text{фп}} (B_{\text{фп1}} - B_{\text{фп2}}) \frac{V_{\text{оч}}}{S_B}, \quad (14)$$

где $B_{\text{фп1}} - B_{\text{фп2}}$ – концентрация биомассы фитопланктона (сухой вес) в воде, соответственно, до и после ее очищения от фитопланктона, г/м³;
 $A_{\text{фп}}$ – концентрация фосфора в биомассе фитопланктона (сухой вес);
 $V_{\text{оч}}$ – очищаемый за год объем воды, м³/год.

Техническое изъятие продукции макрофитов.

Ежегодное полное техническое изъятие продукции макрофитов из водоема эквивалентно снижению величины $\Pi_{\text{сум}}$ на величину C_6 .

$$\begin{aligned} & (a_{\text{gm}} P_m - \Pi_{\text{АМ}} - \Pi_{\text{Аив}}) \Pi_{\text{мив}} \\ C_6 = & \Pi_{\text{мив}} + a_{\text{gm}} P_m \\ & (\Pi_{\text{сум}} - \Pi_{\text{АМ}} - \Pi_{\text{мив}}). \end{aligned} \quad (15)$$

Создание экосистемы с высокой продукцией рыб-макрофитофагов и рыб-фитопланктонофагов и их интенсивный вылов.

Создание экосистемы с высокой продукцией рыб-макрофитофагов и рыб-фитопланктонофагов и их интенсивный вылов эквивалентны снижению величины $\Pi_{\text{сум}}$ на величину C_7 .

$$C_7 \leq \Pi_{\text{мив}} + \Pi_{\text{Аив}} + 0,00033 \frac{dy}{\Gamma_{\text{опр}}} [P_m + \frac{Hd}{K_{\text{ок}}} \sum_{i=1}^{i=l} [\Phi(T_2 - T_1)]], \quad (16)$$

где h_d – средняя глубина водоема, м;
 Φ – усредненная по времени от T_1 до T_2 и по объему водного тела скорость фотосинтеза фитопланктона в воде, г О²/м³сут.

Повышение уровня водоема.

Повышение уровня водоема изменяет суммарный поток фосфора в его водное тело. Этот поток в первые годы после повышения уровня ($\Pi_{\text{сум1}}$) будет равен:

$$\Pi_{\text{сум1}} = \Pi_{\text{св}} \frac{S_{\text{в}}}{S_{\text{вн}}} + \Pi_{\text{атв}} \frac{q_{\text{пн}}}{q_{\text{п}}} \sqrt{\beta(t_n^0)d/\beta(t^0)d} + (\Pi_{\text{мив}} + \Pi_{\text{ам}}) \frac{S_{\text{в}} S_{\text{вн}}(3 - \Delta)}{S_{\text{вн}} S_{\text{в}}(3)} + \Pi_{\text{див}} + \Pi_{\text{мив}}, \quad (17)$$

где $S_{\text{вн}}$ – площадь акватории после повышения уровня водоема, м²;

$q_{\text{пн}}$ – концентрация кислорода у дна после повышения уровня водоема, гО²/м³;

t_n^0 – температура у дна после повышения уровня водоема, °С;

Δ – величина подъема уровня, м;

$S_{\text{в}}(3)$ и $S_{\text{вн}}(3 - \Delta)$ – площадь акватории (до подъема уровня), занятой глубинами от 0 до 3 м и, соответственно, от 0 до (3 - Δ) м, м².

Через 8–10 лет после повышения уровня суммарный поток фосфора в водное тело ($\Pi_{\text{сум2}}$) будет равен:

$$\Pi_{\text{сум2}} = \Pi_{\text{св}} \frac{S_{\text{в}}}{S_{\text{вн}}} + \Pi_{\text{атв}} \frac{q_{\text{пн}}}{q_{\text{п}}} \sqrt{\beta(t_n^0)d/\beta(t^0)d} + (\Pi_{\text{мив}} + \Pi_{\text{ам}}) \frac{S_{\text{в}} S_{\text{вн}}(3)}{S_{\text{вн}} S_{\text{в}}(3)} + \Pi_{\text{див}} + \Pi_{\text{мив}}, \quad (18)$$

$S_{\text{в}}(3)$ – площадь акватории, занятой глубинами от 0 до 3 м после подъема уровня водоема, м².

Кроме того, вследствие изменения средней глубины водоема при повышении его уровня изменится величина $\Pi_{\text{крит}}$. Следует отметить, что при повышении уровня некоторых водоемов может увеличиваться доля занятой мелководьями площади в общей акватории и, соответственно, уменьшаться его средняя глубина. В таком случае величина $\Pi_{\text{сум2}}$ (а иногда и $\Pi_{\text{сум1}}$) превысит $\Pi_{\text{сум}}$, а величина $\Pi_{\text{крит}}$ будет уменьшаться: повышение уровня такого водоема не приведет к его восстановлению.

Таким образом, необходимо определить, применение какого из рассмотренных методов на изучаемом эвтрофном водоеме даст эффект, эквивалентный необходимому снижению нагрузки водоема фосфором, либо увеличит его глубину до необходимого уровня (при сохранении прежней нагрузки).

Для методов реабилитации, применение которых изменяет и величину $\Pi_{\text{сум}}$ и глубину изучаемого эвтрофного водоема, эффективность рассчитывается следующим образом:

– необходимо установить, какую глубину будет иметь водоем после реализации данного метода восстановления. Для этой глубины и существующей нагрузки фосфором с помощью схемы Фолленвайдера опреде-

ляется, насколько следует уменьшить нагрузку, чтобы снизить трофность водоема до желаемого уровня. Далее оценивают, насколько реализация метода обеспечивает необходимое снижение нагрузки изучаемого эвтрофного водоема фосфором.

Что касается дистрофных водных объектов, их загрязнение биогенными элементами осуществляется по принципиально иному механизму, нежели загрязнение эвтрофных, что обуславливает существенные различия в подходах к выбору методов восстановления.

Эвтрофные водоемы характеризуются высокой интенсивностью потоков фосфора и загрязняются органическим веществом, новообразующимся в текущем биотическом круговороте. Дистрофные водоемы характеризуются низкой интенсивностью потоков фосфора, загрязняются органическим веществом давнего или даже древнего происхождения. Очевидно, что искусственно уменьшать потоки фосфора в дистрофных водоемах бессмысленно, это не может привести к их восстановлению. Для таких водоемов умеренный приток фосфора с водосбора или из внутренних источников играет даже положительную роль, ускоряя процесс сработки водного гумуса в биотическом круговороте. Поэтому искусственное снижение внешнего или внутреннего поступления фосфора, благотворно сказывающееся на состоянии эвтрофных озер, способно существенно ухудшить качество воды переходных к дистрофным водоемов, резко сдвинув их в сторону дистрофии.

Для восстановления качества воды дистрофных и переходных к дистрофным водоемов могут быть предложены радикальные методы ликвидации источников водного гумуса: полное (до материнской породы) удаление донных отложений, удаление сплавин, отведение от водоема наиболее загрязненной гуминовыми веществами части поверхностного стока (сток с торфяников). В качестве паллиативных методов эффективны аэрация, создание интенсивного круговорота воды (например, включением данного водоема в систему охлаждения тепловой электростанции), а для некоторых дистрофных водоемов и умеренное увеличение поступления фосфора с водосбора. Эти методы, не ликвидируя источники гуминовых веществ, усиливают биотическое окисление поступающего в воду гумуса.

Выбор метода реабилитации не подверженных процессам эвтрофирования малопроточных водных объектов, качество воды которых не соответствует нормативным показателям вследствие антропогенной нагрузки

Если качество воды в озере или другом малопроточном водоеме ухудшается вследствие поступления загрязняющих веществ со сточными водами производств, бытовыми сточными водами, вторичного загрязнения, необходимо определить по каждому источнику для каждого лимитирующего показателя действия его суммарное количество, поступающее в водный

объект за год, показатель антропогенной нагрузки ($ПАН_i$) за каждый отбор проб, определить суммарное значение $ПАН_c$ для каждого отбора пробы воды, которое равно сумме $ПАН_i$. Суммарный $ПАН_{\text{ин}}$ для источника загрязнения определяется суммированием $ПАН_c$ за период наблюдения.

После проведения подобных операций в отношении каждого источника загрязнения производится их ранжирование по степени влияния, выбираются источники загрязнения с наибольшим $ПАН$, которые и должны быть устранены в первую очередь. При этом можно провести внутреннее ранжирование (определение доли $ПАН$ каждого ингредиента от общего) $ПАН$ каждого источника загрязнения, намеченного к инаktivации, что даст возможность определить, какой (какие) из ингредиентов оказывают наибольшее негативное влияние на водный объект.

Расчет $ПАН_i$ производится по следующей схеме:

$$ПАН = C_i / ПДК_{\text{рх}} - 1, \quad (19)$$

где C_i – концентрация ингредиента в сточных водах, поступающих в озеро, мг/дм³;

$ПДК_{\text{рх}}$ – рыбохозяйственная ПДК ингредиента.

При расчете $ПАН_i$ фактическая концентрация ингредиента сравнивается с соответствующим целевым показателем ($ПДК$), если концентрация ингредиента превышает значение $ПДК_{\text{рх}}$, то производится расчет $ПАН_i$ по формуле (19), в противном случае значение $ПАН_i$ принимается равным 0.

Исключение – расчет показателя антропогенной нагрузки при закислении природных вод – т. е. если значение $рН < 6,5$, либо $рН > 8,5$ ($ПАН_{\text{закисл}}$, ед.) выполняется по формулам (20, 21):

$$ПАН_{\text{рН}} = (6,5 - рН_{\text{СВ}}) / 0,1 \text{ при } рН_{\text{СВ}} < 6,5, \quad (20)$$

$$ПАН_{\text{рН}} = (рН_{\text{СВ}} - 8,5) / 0,1 \text{ при } рН_{\text{СВ}} > 8,5, \quad (21)$$

где $рН_{\text{СВ}}$ – значение водородного показателя сточной воды, ед. $рН$.

При совокупном результате воздействия антропогенной деятельности (эвтрофирование и несоответствие нормативным показателям качества воды) выполняются обе процедуры.

ПРИМЕР ОЦЕНКИ ЭФФЕКТИВНОСТИ НЕКОТОРЫХ МЕТОДОВ РЕАБИЛИТАЦИИ МАЛОПРОТОЧНЫХ ЭВТРОФНЫХ ОЗЕР

В качестве примера практического выполнения расчетов и логических операций по вышеизложенной программе выбора наиболее эффективного метода реабилитации малопроточного водоема приведена оценка эф-

фективности различных методов восстановления для высокоэвтрофного оз. Шарташ, находящегося в черте г. Екатеринбурга.

При изучении оз. Шарташ для вегетационного периода 1996 г. были получены следующие значения необходимых для расчета параметров: q_n (средняя за период концентрация растворенного в воде кислорода) = 8,1413 гО₂/м²; $\beta(t^\circ)_\Delta$ (температурная поправка) = 0,7667; $(T_2 - T_1)$ (длительность вегетационного периода) = 132 сут; B_f (биомасса фитопланктона) = 0,4574 г/м³(сухой вес).

При расчетах для осенне-зимне-весеннего периода 1996 г. было принято: $\beta(t^\circ)_\Delta = 0,193$; $(T_2 - T_1) = 233$ сут; величина q_n принята такой же, какова была в течение вегетационного периода; B_f принята равной нулю.

Общие для всего года значения необходимых для расчета параметров оз. Шарташ составили: h_o (средняя глубина) = 3,65 м; S_o (площадь акватории) = 7,15 · 10⁶ м²; поступление фосфора в оз. Шарташ с водосборной площади с русловым стоком в водоем составило 0,150 гР/м² · год; биомасса высшей водной растительности = 342 г/м², 4,3 % приходится на ряску, остальное – на макрофиты третьей группы; поток фосфора из плавающей и затопленной древесины = 0; поток фосфора из донных отложений в воду (в пересчете на единицу площади водоема) вследствие окисления стойкой мертвой органики на дне) = 0,096 гР/м² · год; поток фосфора из донных отложений в воду (в пересчете на единицу площади водоема), обусловленный окислением нестойкой мертвой органики фитопланктонного происхождения на дне = 0,014 гР/м² · год; поток фосфора из донных отложений в воду (в пересчете на единицу площади водоема), обусловленный окислением нестойкой мертвой органики макрофитного происхождения на дне) = 0,789 гР/м · год; поток фосфора из донных отложений в макрофиты, пересчитанный на единицу площади водоема) = 1,007 гР/м² · год; суммарный поток фосфора в водоем = 2,056 гР/м² · год.

Согласно модели Фолленвайдера, водоем со средней глубиной Шарташа (3,65 м) становится эвтрофным, начиная с годовой нагрузки фосфором в 0,11 гР/м² · год ($P_{крит}$). Фактическая нагрузка на Шарташ почти в 19 раз выше, т. е. озеро является высокоэвтрофным.

Рассмотрены следующие методы реабилитации оз. Шарташ:

Создание проточности.

Среднегодовое содержание общего фосфора в воде Шарташа 0,35 гР/м³.

При создании проточности $V_{об} = 2,6 \cdot 10^6$ м³/год (~ 10 % от объема озера) и $[P_2] = 0$ величина C_1 равна 0,128 гР/м² · год. Это составляет лишь 6 % от $P_{сум}$ и меньше $P_{св}$. Следовательно, проточность при $V_{об} = 2,6 \cdot 10^6$ м³/год не вызовет существенного улучшения состояния оз. Шарташ.

Полное удаление донных отложений.

При полном удалении донных отложений из оз. Шарташ суммарный поток фосфора в его водное тело снизится на $1,906 \text{ гР/м}^2 \cdot \text{год}$ (C_2), средняя глубина озера увеличится до 6 м, за счет чего величина $\Pi_{\text{крит}}$ увеличится с $0,11 \text{ гР/м}^2 \cdot \text{год}$ до $0,145 \text{ гР/м}^2 \cdot \text{год}$. Таким образом, полное удаление донных отложений для оз. Шарташ является эффективным методом его реабилитации, поскольку переводит озеро практически в мезотрофное состояние.

Предотвращение внешнего загрязнения фосфором.

Предотвращение внешнего загрязнения оз. Шарташ фосфором уменьшит суммарный поток фосфора в его водное тело всего на 7,3 % (на $0,15 \text{ гР/м}^2 \cdot \text{год}$), что заметно не скажется на уровне его трофности.

Регулярное проведение химической коагуляции фосфора.

Регулярное проведение химической коагуляции фосфора в оз. Шарташ может снизить суммарный поток фосфора не более чем до $1,007 \text{ гР/м}^2 \cdot \text{год}$. Следовательно, при реализации этого метода реабилитации Шарташ будет оставаться высокоэвтрофным водоемом.

Метод технического изъятия фитопланктона.

Средняя за вегетационный сезон концентрация биомассы фитопланктона в воде для оз. Шарташ равна $0,46 \text{ г/м}^3$. При объеме очищаемой воды ($V_{\text{оч}}$) $2 \cdot 10^6 \text{ м}^3/\text{год}$ снижение нагрузки составит $0,001 \text{ гР/м}^2 \cdot \text{год}$, что несопоставимо с $\Pi_{\text{сум}}$. Поэтому метод технического изъятия фитопланктона эффективен лишь в периоды интенсивного цветения водоема, когда на его поверхности образуются скопления отмирающих водорослей, да и то лишь в качестве меры, призванной устранить замор рыбы, либо улучшить эстетическое восприятие акватории.

Ежегодное изъятие макрофитов.

Для оз. Шарташ полный поток фосфора, связанный с макрофитами, равен $1,880 \text{ гР/м}^2 \cdot \text{год}$, поэтому полное ежегодное изъятие макрофитов является эффективным методом его восстановления и повышения качества воды до уровня слабоэвтрофного водоема (но по критерию продуктивности макрофитов Шарташ будет оставаться высокоэвтрофным водоемом).

Создание экосистемы с высокой продукцией рыб-макрофитофагов.

При создании в оз. Шарташ экосистемы с высокой продукцией рыб-макрофитофагов и рыб-фитопланктонофагов и их интенсивном вылове не перехваченный восстановительными мероприятиями поток фосфора в водное тело озера будет не менее $1,02 \text{ гР/м}^2 \cdot \text{год}$, т. е. при реализации этого метода реабилитации Шарташ будет оставаться высокоэвтрофным водоемом.

Повышение уровня водоема.

Если повысить уровень Шарташа на 2,5 м при сохранении прежней площади зеркала (что возможно лишь при устройстве кольцевой дамбы на его берегах), величины $P_{\text{сум1}}$ и $P_{\text{сум2}}$ будут равны $0,56 \text{ гР/м}^2 \cdot \text{год}$, а величина $P_{\text{крит}}$ увеличится с $0,11$ до $0,15 \text{ гР/м}^2 \cdot \text{год}$. Повышение уровня Шарташа на 2,5 м при сохранении прежней площади зеркала является средним по эффективности методом его реабилитации, поскольку переводит озеро в умеренно эвтрофное состояние.

Таким образом, наиболее эффективным мероприятием является удаление донных отложений, при этом можно рассчитать необходимое и достаточное удаляемое количество для получения любого трофического уровня озера (от мезотрофного до эвтрофного). Результативно и повышение уровня водоема. Однако в данной конкретной ситуации и при существующих ландшафтных и воднобалансовых условиях реализация этого мероприятия практически невозможна.

Выбор метода реабилитации малопроточного водоема низкой степени эвтрофикации, загрязняемого техногенными компонентами

Северское водохранилище – небольшой водоем (12 млн м^3) многолетне-регулируемый с малой проточностью, низкой степени эвтрофикации (на уровне мезотрофного водоема) – в значительной степени загрязнен фторидами, ионами цветных и черных металлов, сульфат-ионами.

В табл. 7 представлен пример рассчитанных по фактическим гидрохимическим данным суммарного годового количества лимитирующих показателей действия и показателей антропогенной нагрузки (ПАН) для выпадающих в Северское водохранилище водотоков, являющихся внешними источниками его загрязнения. Наиболее значимое воздействие из внешних источников загрязнения, согласно рассчитанным ПАН, оказывают: Мертвая река, р. Железянка (старое русло), р. Зюзелька, р. Железянка (новое русло). Вода первых трех источников загрязнения характеризуется пониженной величиной рН, значительным содержанием соединений цветных металлов, сульфат-ионов, фторидов (за исключением р. Зюзельки).

Внутренние источники (донные отложения) не оказывают заметного влияния на гидрохимический режим Северского водохранилища. Рекомендуемые мероприятия должны быть направлены на снижение воздействия Мертвой реки, р. Зюзельки, старого и нового русла р. Железянки.

Таблица 7. Пример расчета по фактическим гидрохимическим данным величины ПАН и определения лимитирующих показателей действия в воде притоков, впадающих в Северское водохранилище

Номер створа, название	Показатель	Месяц							ΣПАН за период наблюдений/% от суммы ΣПАН
		май	июнь	июль	август	сентябрь	октябрь	ноябрь	
1 – водосток из Штангового пруда	ΣПАН за месяц, усл. м ³ /м ³	3,95	1,55	7,34	12,7	20,9	16,2	14,05	76,7 / 0,013 %
	Лимитирующие показатели воздействия	ХПК, Fe _{общ} , Cu ²⁺	Cu ²⁺ , Mn ²⁺ , Fe _{общ}	ХПК, Mn ²⁺ , Al ³⁺	pH, ХПК, Cu ²⁺ , Mn ²⁺	Mn ²⁺ , Fe _{общ} , Cu ²⁺	Mn ²⁺ , Fe _{общ} , Al ³⁺	Mn ²⁺ , Fe _{общ} , Al ³⁺	
2 – новое русло р. Железянки	ΣПАН за месяц, усл. м ³ /м ³	31,4	70,1	50,3	157	37,3	173	74,3	593 / 0,101 %
	Лимитирующие показатели воздействия	Взв. вещ., Mn ²⁺ , ХПК, pH, F	N(NO ₂), Mn ²⁺ , N(NH ₄)	N(NO ₂), Al ³⁺ , Mn ²⁺	ХПК, Mn ²⁺ , N(NO ₂), Al ³⁺ , Fe _{общ}	N(NO ₂), Mn ²⁺ , P _{общ} , N(NH ₄)	Mn ²⁺ , взв. вещ., Al ³⁺ , N(NH ₄), Fe _{общ}	Al ³⁺ , Mn ²⁺ , N(NH ₄), P _{общ}	
3 – старое русло р. Железянки	ΣПАН за месяц, усл. м ³ /м ³	5631	2502	1608	1498	516	1115	2527	15 397 / 2,62 %
	Лимитирующие показатели воздействия	Mn ²⁺ , Cu ²⁺ , Fe _{общ} , Zn ²⁺	Mn ²⁺ , Cu ²⁺ , Fe _{общ} , Zn ²⁺	Mn ²⁺ , Al ³⁺ , Fe _{общ}	Mn ²⁺ , Al ³⁺ , Fe _{общ}	Mn ²⁺ , Al ³⁺ , Fe _{общ}	Mn ²⁺ , Al ³⁺ , Cu ²⁺ , Fe _{общ}	Mn ²⁺ , Fe _{общ} , Al ³⁺ , Cu ²⁺	
13 – «Мертвая река»	ΣПАН за месяц, усл. м ³ /м ³	6836	6882	112 084	129 556	103 135	90 270	119 606	568 369 / 96,75 %
	Лимитирующие показатели воздействия	Fe _{общ} , Mn ²⁺ , Cu ²⁺ , F, Zn ²⁺	Fe _{общ} , Cu ²⁺ , Mn ²⁺ , Zn ²⁺	Al ³⁺ , Fe _{общ} , F, Mn ²⁺ , Cu ²⁺	Al ³⁺ , Fe _{общ} , F, Mn ²⁺ , Cu ²⁺	Al ³⁺ , Fe _{общ} , F, Mn ²⁺ , Cu ²⁺	Al ³⁺ , F, Fe _{общ} , Cu ²⁺ , Mn ²⁺	Al ³⁺ , F, Fe _{общ} , Mn ²⁺ , Cu ²⁺	

Продолжение таблицы 7. Пример расчета по фактическим гидрохимическим данным величины ПАН и определения лимитирующих показателей действия в воде притоков, впадающих в Северское водохранилище

Номер стро- ра, название	Показатель	май	июнь	июль	август	сентябрь	октябрь	ноябрь	ΣПАН за период наблюдений/ % от суммы ΣПАН
14 – р. Зюзелька	ΣПАН за месяц, усл. м ³ /м ³ Лимитирую- щие показатели воздействия	235 Cu ²⁺ , Mn ²⁺	347 Cu ²⁺ , Mn ²⁺	488 Cu ²⁺ , Al ³⁺ , Mn ²⁺ , F ⁻	193 Mn ²⁺ , Cu ²⁺	351 Cu ²⁺ , Al ³⁺ , Mn ²⁺	276 Cu ²⁺ , Al ³⁺ , Mn ²⁺	306 Cu ²⁺ , Al ³⁺ , Mn ²⁺	2196 / 0,374 %
17 – р. Гремиха	ΣПАН за месяц, усл. м ³ /м ³ Лимитирую- щие показатели воздействия	5,49 ХПК, Fe _{общ}	9,21 Mn ²⁺ , Fe _{общ} , P _{общ}	11,78 Mn ²⁺ , ХПК, Fe _{общ}	23,28 Mn ²⁺ , Cu ²⁺ , Fe _{общ}	6,55 Mn ²⁺ , Fe _{общ}	4,36 Cu ²⁺ , Fe _{общ} , Mn ²⁺	8,84 Mn ²⁺ , Fe _{общ} , Cu ²⁺	69,5 / 0,012 %
18 – р. Северушка	ΣПАН за месяц, усл. м ³ /м ³ Лимитирую- щие показатели воздействия	7,99 Fe _{общ} , ХПК, Mn ²⁺	21,88 Mn ²⁺ , Fe _{общ}	23,43 Mn ²⁺ , Al ³⁺ , Fe _{общ}	85,59 Mn ²⁺ , Fe _{общ}	8,82 Mn ²⁺ , Fe _{общ}	7,12 Mn ²⁺ , Cu ²⁺ , Fe _{общ}	64,4 Mn ²⁺ , Cu ²⁺ , Fe _{общ}	219,2 / 0,037 %
11 – Ручей 2	ΣПАН за месяц, усл. м ³ /м ³ Лимитирую- щие показатели воздействия	537 Fe _{общ} , F ⁻ , pH							537 / 0,091 %
Сумма ΣПАН									587 457,4

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В водохозяйственной системе России в целом сложилась ситуация, при которой необходимость проведения мероприятий по реабилитации водных объектов очевидна и не вызывает сомнений.

В настоящее время разработаны разнообразные технические и биологические методы реабилитации водных объектов, но ни один из них не является универсальным. Каждый может быть использован в какой-то конкретной ситуации. В водохозяйственной практике чаще всего наблюдается совокупность воздействующих на водный объект внешних и внутренних факторов, выделить долю влияния каждого из них без проведения специальных исследований не представляется возможным, следовательно, весьма затруднительно выбрать оптимальный спектр воздействия для достижения реабилитационных задач. При очевидной необходимости решения таких задач на единой методологической основе в Российской Федерации в настоящее время отсутствует инструктивно-методическая база, которая бы позволяла выбирать оптимально направленные реабилитационные действия для конкретного водного объекта.

В данной статье представлена методология решения задачи выбора приоритетных действий, направленных на экологическую реабилитацию непроточных и малопроточных озер, основанная на определении баланса веществ, поступающих в водный объект из разных источников с последующим их ранжированием, показан пример выбора реабилитационных мероприятий. Представленный подход, как показывает практика, может быть распространен и на иные типы водоемов с коррекцией взаимосвязей в экосистемах и учетом гидроморфологических и гидрологических данных, что, зачастую, требует дополнительных исследований.

Реабилитация поверхностных водоисточников должна осуществляться на основе глубокого понимания процессов на водосборе и в водном объекте, апробированного практического опыта управления и принятия технических решений, водного и материального баланса, технологических приемов, экологических, экономических и организационно-правовых критериев, обеспечивающих планируемое качественное состояние восстанавливаемых водных объектов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Vollenweider R.A.* Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 1975. Bd. 37. P. 53–83.
2. *Соболев С. С., Полянский Н.А.* Бонитировка почв. М.: Изд-во ВАСХНИЛ, 1965. 414 с.
3. Временные рекомендации по выбору метода восстановления и мелиорации водоема. Свердловск, 1986. 24 с.

4. Качинский Н.А. Механический и микроагрегатный состав почвы, методы его изучения. АН СССР. 1958 г. 193 с.
5. Строительные нормы и правила. СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения. Государств. комитет СССР по делам строительства. М., 1986.
6. Общая экология. Биоценология. Гиобиология. Т. 2. ВИНТИ. М., 1975. 124 с.
7. Попов А.Н. Прогноз и регулирование качества поверхностных вод (на примере региона Урала): автореф. дис. ...д-ра техн. наук. Свердловск, 1996. С. 88 – 122.

Сведения об авторе:

Попов Александр Николаевич, д-р техн. наук, профессор, заведующий отделом научно-методического обеспечения восстановления и охраны водных объектов, ФГБУ «Российский научно-исследовательский институт комплексного использования и охраны водных ресурсов» (ФГБУ РосНИИВХ), Россия, 620049, г. Екатеринбург, ул. Мира 23; e-mail: pan1944@rambler.ru