УДК 574

© Л. И. Цветкова, д-р биол. наук, профессор
(Санкт-Петербургский государственный
архитектурно-строительный университет)
E-mail: tsv_liudmila@mail.ru

© Е. Неверова-Дзиопак, д-р техн. наук, профессор
(Горно-металлургическая академия, г. Краков)
E-mail: elenaa@agh.edu.pl

DOI 10.23968/1999-5571-2017-14-6-199-205

© L. I. Tsvetkova, Dr. Sci. Bio., Professor
(Saint Petersburg State University of Architecture
and Civil Engineering)
E-mail: tsv_liudmila@mail.ru

© E. Neverova-Dziopak, Dr. Sci. Tech., Professor
(AGH University of Science and Technology, Krakow)
E-mail: elenaa@agh.edu.pl

ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ КАК ИСТОЧНИК ФОСФОРА И ЕГО РОЛЬ В ЭВТРОФИРОВАНИИ ВОДОЕМОВ

BOTTOM SEDIMENTS AS A SOURCE OF PHOSPHORUS AND ITS ROLE IN EUTROPHICATION OF WATER BODIES

Рассматривается особая роль фосфора в эвтрофировании поверхностных вод. В силу особенностей его круговорота в природе, фосфор — один из самых малодоступных биогенных элементов, поэтому эвтрофирование прежде всего связано с количеством доступного фосфора. Представлен метод оценки потоков фосфора из донных отложений в воду на примере Невской губы и восточной части Финского залива Балтийского моря.

Ключевые слова: донные отложения, поровый раствор, фосфор, хемосорбция, условия десорбции, коэффициент диффузии фосфатов.

The article discusses a special role of phosphorus in eutrophication of surface water. Due to the features of its natural cycle, phosphorus is one of the most inaccessible biogenic elements, therefore, eutrophication is primarily connected with the amount of available phosphorus. The authors present the method for estimating the phosphorus fluxes from bottom depositions into the water on the example of the conditions in the Neva Bay and the eastern part of the Gulf of Finland in the Baltic Sea.

Keywords: bottom sediments, porous solution, phosphorus, chemic absorption, condition of desorption, diffusion of phosphates.

Существует множество работ, посвященных сравнительной роли различных биогенных веществ в эвтрофировании водоемов [1–6]. Большинство авторов приходят к выводу, что фосфор играет решающую роль как биогенный элемент, контролирующий рост водорослей. Поэтому значение фосфора в эвтрофикации заслуживает особого рассмотрения.

Круговорот фосфора в природе отличается от круговорота другого важного биогенного элемента — азота. Круговорот азота — пример хорошего забуференного биохимического цикла с резервным фондом газообразного азота в атмосфере. Газообразные вещества (N_2 , CO_2 , O_2) благодаря наличию крупных и доступных атмосферных фондов быстро компенсируют различные нарушения.

В отличие от этих веществ, резервный фонд фосфора находится в земной коре или в океанических осадках. Большая часть фосфатов, попадая в море, захоранивается в глубоководных осадках. Механизм возврата фосфора в круговорот недостаточно эффективен и не возмещает его потерь. Деятельность человека ведет к еще большей потере фосфора и делает его круговорот менее замкнутым.

Есть данные о том, что на сушу из океана возвращается всего около 60 тыс. т фосфора в год, в то время как ежегодно добывается 1–2 млн т/год, большая часть которого смывается в океан. Таким образом, фосфор — один из самых редких и малодоступных биогенных элементов [7, 8].

В то же время фосфор имеет наибольшее экологическое значение, так как в организмах отно-

шение его к другим биогенным элементам гораздо выше, чем в источниках его поступления.

Согласно закону минимума Ю. Либиха, лимитирующим рост растений, и водорослей в том числе, будет то жизненно важное вещество, доступные количества которого наиболее близки к экологическому минимуму [9, 10]. Следовательно, в водных экосистемах основным фактором, лимитирующим урожайность фитопланктона, вызывающего «цветение» воды, будет фосфор. При увеличении внешней антропогенной или внутренней (из донных отложений) нагрузки фосфора, в водоемах начинается бурный рост водорослей. Следовательно, главным мероприятием по предотвращению эвтрофирования должно быть регулирование поступления именно фосфора как лимитирующего фактора, так как процесс эвтрофирования управляется, как и другие природные явления, законом минимума.

Но если поступление фосфора из антропогенных точечных (сточные воды) и даже диффузных источников поддается учету, то поступление его из донных отложений, т. е. внутренняя нагрузка, как правило, не учитывается, хотя может играть заметную роль в трофическом состоянии экосистемы.

Накопление фосфора в донных отложениях, в отличие от азота, происходит не только в органической, но и в минеральной форме в соизмеримых количествах. Органический фосфор поступает в основном с органическим веществом фитопланктона, который переходит в подвижное состояние в процессе минерализации. Условно считают, что на 200 атомов углерода минерализуется один атом фосфора [11]. В донных отложениях минерализуется от 40 до 80 % поступающего органического фосфора [12].

Установлены корреляционные связи органических форм фосфора и углерода: $P_{\text{орг}} = f(C_{\text{орг}})$ [13]. Уравнение регрессии для донных отложений, обогащенных фосфором ($C/P < 100$), имеет вид:

$$P_{\text{орг}} = 0,011C_{\text{орг}} + 0,018. \quad (1)$$

Минеральный фосфор в донных отложениях бывает в виде апатитного и неапатитного фосфора, при этом обычно неапатитного больше. Растворенный минеральный фосфор есть в виде ортофосфатов, концентрации которых ограничены растворимостью и зависят от окислительно-

восстановительных условий, pH и солености воды. В воде растворенные фосфаты образуют комплексы с железом и кальцием. В пресноводных илах процессы поверхностной адсорбции и осаждения минерального фосфора преобладают над процессами образования его растворимых комплексов. Концентрация минерального фосфора в поровом растворе верхних сантиметров донных отложений должна зависеть: 1) от скорости освобождения минерального фосфора в результате разрушения органического вещества и 2) условий сорбции минерального фосфора. Поскольку скорость второго процесса в пресноводных водоемах больше, чем первого, равновесие будет сдвинуто в сторону осаждения минерального фосфора из воды. Однако там, где в отложения поступает значительное количество органического вещества, может наблюдаться обратный процесс перехода фосфатов в воду [13].

Основная часть минерального фосфора сорбируется глинистой составляющей илов. Переход фосфатов в раствор, как указано выше, сильно зависит от окислительно-восстановительных условий. В аэробных условиях скорость удаления фосфатов из илов в воду в 5–10 раз ниже, чем в анаэробных [13].

Таким образом, условия сорбции и десорбции фосфора в Невской губе (аэробные условия) и восточной части Финского залива (дефицит кислорода на дне) должны заметно отличаться вследствие различий окислительно-восстановительного потенциала в придонных слоях воды, pH и солености. В Невской губе величина потока фосфора из донных отложений в воду будет определяться, главным образом, соотношением скорости минерализации органического фосфора и скорости хемосорбции минерального фосфора. При этом скорости последнего процесса соизмеримы или даже выше скорости минерализации [13].

В восточной части Финского залива величина потока фосфора, в основном, будет зависеть от скорости десорбции минерального фосфора (тем больше, чем больше его относительное содержание в донных отложениях) и от скорости минерализации органического фосфора. При этом первая скорость выше второй [13].

Отсюда видно, что в Невской губе при расчетах потока фосфора из донных отложений

в воду десорбцией минерального фосфора можно практически пренебречь, чего нельзя сделать в отношении восточной части Финского залива. Для расчета содержания органического и минерального фосфора в донных отложениях воспользовались зависимостью (1), приведенной выше (табл. 1) [13].

Из приведенных данных видно, что при увеличении концентрации общего фосфора относительная доля органического фосфора в донных отложениях снижается.

Следовательно, в Невской губе основную долю накопившегося на дне фосфора составляет органический (60 %), а в восточной части Финского залива — минеральный (68 %). Поэтому в Невской губе поток фосфора будет определяться в основном скоростью фосфатификации органического фосфора, а в восточной части Финского залива, кроме того, и растворимостью минерального фосфора. Для морских илов в литературе приводятся следующие значения коэффициента диффузии гидрофосфатов: $1,1 \dots 3,0 \cdot 10^{-6} \text{ см}^2/\text{с}$. В пресноводных илах для гидрофосфатов экспериментально получен коэффициент диффузии, равный $0,31 \dots 0,93 \cdot 10^{-6} \text{ см}^2/\text{с}$ [14]. Ниже в расчетах будут использованы максимальные значения известных коэффициентов диффузии с целью оценить экстремальные условия поступления фосфора из донных отложений.

Рассчитаем вначале поток фосфора из донных отложений Невской губы [13]. Известно,

что при содержании в придонной воде O_2 более 8 мг/л верхние 5 мм илистых отложений окисляются. Железо и марганец присутствуют в них в основном в форме гидрооксидов. Минеральный фосфор либо сорбируется на гидрооксидах, либо образует с ними нерастворимые комплексы, поэтому поступление фосфатов из отложений в воду в аэробных условиях почти останавливается. Донные отложения становятся «поглотителем» минерального фосфора. При аэробном обмене основную массу фосфатов, удаляемых из донных отложений, составляет поток, образующийся вследствие минерализации органического вещества, который и определяет концентрацию фосфатов в поровом растворе [13].

Расчет потока фосфора из донных отложений Невской губы сделан на основе следующих допущений [13]:

- процессы хемосорбции минерализованного фосфора не учитываются;
- источником поступления фосфатов является только органический фосфор;
- процесс фосфатификации описывается экспоненциальной зависимостью;
- константа скорости фосфатификации принята равной $0,018 \text{ сут}^{-1}$ (получена в лабораторных условиях);
- объем порового раствора приравнен к объему активного слоя отложений толщиной 2 см — $7,6 \cdot 10^6 \text{ м}^3$;

Таблица 1

Содержание различных форм фосфора в Невской губе и мелководной части Финского залива (средние многолетние данные) [13]

Обследованная акватория	$\text{C}_{\text{орг}}$	$\text{P}_{\text{общ}}$	$\text{P}_{\text{орг}}$	$\text{P}_{\text{мин}}$	$\text{P}_{\text{орг}}/\text{P}_{\text{общ}}, \%$
Невская губа:					
• чистые грунты	0,30	0,034	0,021	0,013	63
• умеренно загрязненные грунты	0,79	0,039	0,027	0,012	68
• загрязненные и грязные грунты	1,37	0,062	0,033	0,029	53
среднее	0,82	0,045	0,027	0,018	60
Восточная часть Финского залива:					
Мелководная область:					
• чистые грунты	0,10	0,025	0,019	0,060	76
• умеренно загрязненные грунты	0,55	0,062	0,024	0,038	39
• загрязненные и грязные грунты	1,89	0,103	0,039	0,064	38
среднее	0,85	0,063	0,027	0,036	43
Глубоководная область	1,53	0,110	0,035	0,075	32

- градиент концентраций фосфатов равен их концентрации в поровом растворе;
- коэффициент диффузии принят равным $0,93 \cdot 10^{-6} \text{ см}^2/\text{с}$ по литературным данным;
- конвективный перенос фосфора не учитывается;
- площадь Невской губы до замыкающего створа 380 км^2 ;
- объем водных масс $1,3 \text{ км}^3$.

Итак, рассчитаем массу органического фосфора в донных отложениях Невской губы:

$$M_{\text{орг}} = (0,021 \cdot 0,28 + 0,027 \cdot 0,26 + 0,033 \cdot 0,46) \times 10^{-2} \cdot 7,07 \cdot 10^6 = 1980,2 \text{ т.} \quad (2)$$

Теперь рассчитаем максимальную величину поступления минерализованного фосфора из отложений в воду в первые сутки:

$$M_{\text{рм}} = 1980 (1 - e^{-0,018 \cdot 1}) = 35,6 \text{ т/сут.} \quad (3)$$

Рассчитаем концентрацию фосфора в поровом растворе:

$$C_{\text{рм}} = (35,6 \cdot 10^9) / (7,6 \cdot 10^9) = 4,68 \text{ мг/л.} \quad (4)$$

Поскольку диффузионное перемещение растворенных веществ в донных отложениях подчиняется первому закону Фика, рассчитываем поток фосфора из донных отложений в воду по уравнению Фика [13]:

$$j = \Delta C D, \quad (5)$$

где j — величина диффузионного потока, $\text{мг}/(\text{м}^2 \cdot \text{сут})$; ΔC — градиент концентрации вещества в поровом растворе и придонной воде, мг ; D — коэффициент диффузии, $\text{м}^2 \cdot \text{сут}$.

При принятом коэффициенте диффузии, равном $0,93 \cdot 10^{-6} \text{ см}^2/\text{с}$, величина потока фосфора в Невской губе будет равна:

$$j_{\text{рм}} = 4,68 \cdot 10^{-3} \cdot 0,93 \cdot 10^{-6} \cdot 10^4 \cdot 864 \cdot 10^2 = 3,76 \text{ мг P}/(\text{м}^2 \cdot \text{сут}). \quad (6)$$

А внутренняя нагрузка Невской губы фосфором составит:

$$J_{\text{р}} = 3,76 \cdot 380 \cdot 10^6 \cdot 365 \cdot 10^{-9} = 521,5 \text{ т/год.} \quad (7)$$

Максимальный прирост минерального фосфора в воде равен:

$$\Delta[P_{\text{м}}] = (3,76 \cdot 380 \cdot 10^6) / (1,3 \cdot 10^9 \cdot 10^3) = 0,001 \text{ мг/л.} \quad (8)$$

При средней концентрации общего фосфора в Невской губе $0,025 \text{ мг/л}$ это составит около $4,2 \%$.

Расчет поступления фосфора сделан с запасом; фактически величина потока фосфора из отложений в Невской губе значительно меньше.

Теперь произведем аналогичный расчет для восточной мелководной части Финского залива (от створа защитных сооружений Санкт-Петербурга от наводнений до первой станции наблюдений в глубоководной части залива) [13]. Известно, что при понижении величины окислительно-восстановительного потенциала придонной воды до $0,24 \text{ В}$ из донных отложений начинается активная диффузия железа, марганца и фосфора вследствие восстановления гидрооксидов и разрушения комплексных соединений. В этих условиях отложения могут быть заметным источником вторичного поступления фосфора в воду. Кроме того, растворимость фосфатов возрастает с увеличением солености воды. При большом содержании органических веществ в илах в этих условиях существенную долю может составлять также поток фосфора, образованного при минерализации органических веществ. В большинстве случаев величины того и другого потоков в анаэробных условиях соизмеримы, поэтому в расчетах потока фосфора из донных отложений в восточной части Финского залива, где наблюдается дефицит O_2 в придонных слоях воды, следует учитывать и органический, и минеральный фосфор [13].

Расчет поступления фосфора из донных отложений в восточной части Финского залива сделан приближенно вследствие допущений. Были приняты следующие исходные данные [13]:

- источником поступления фосфора из донных отложений является и органический, и минеральный фосфор;
- площадь акватории от замыкающего створа Невской губы до первой станции наблюдения в глубоководной восточной части Финского залива 750 км^2 , объем водных масс — $4,0 \text{ км}^3$;
- скорость удаления минерального фосфора равна скорости удаления органического фосфора ($0,018 \text{ сут}^{-1}$);
- объем порового раствора приравнен к объему слоя отложений толщиной 2 см : $V_{\text{п}} = 750 \cdot 10^6 \cdot 2 \cdot 10^{-2} = 15 \cdot 10^6 \text{ м}^3$;
- площадь загрязненных и грязных грунтов 40% ; чистых и умеренно загрязненных — 60% ;
- градиент концентрации фосфора равен его концентрации в поровом растворе;
- средняя влажность грунтов 36% ;

- коэффициент диффузии принят равным величине, установленной для морских илов — $3,0 \cdot 10^{-6} \text{ см}^2/\text{с}$;

- конвективный перенос фосфора не учитывается.

Рассчитаем массу донных отложений в верхнем активном слое толщиной 2 см при объемном весе $1,5 \text{ т/м}^3$:

$$M_a = 750 \cdot 10^6 \cdot 2 \cdot 10^{-2} \cdot 1,5 = 22,5 \cdot 10^6 \text{ т.} \quad (9)$$

При средней влажности, равной 36 %, масса отложений в пересчете на воздушно-сухое вещество составит:

$$M_c = 22,5 \cdot 10^6 \cdot (100 - 36) \cdot 10^{-2} = 14,4 \cdot 10^6 \text{ т.} \quad (10)$$

Теперь по данным табл. 1 подсчитаем средневзвешенную концентрацию и массу общего фосфора в донных отложениях мелководной части залива:

$$M_{p_{\text{общ}}} = (0,044 \cdot 0,6 + 0,103 \cdot 0,40) \cdot 10^{-2} \cdot 14,4 \cdot 10^6 = 9734,4 \text{ т.} \quad (11)$$

Максимально возможное поступление (в первые сутки) минерального фосфора из отложений в воду составит:

$$M_{p_m} = 9679 \cdot (1 - e^{-0,018 \cdot 1}) = 174,2 \text{ т/сут.} \quad (12)$$

Концентрация растворенного фосфора в поровом растворе будет равна:

$$C_p = 174,2 \cdot 10^9 / 15 \cdot 10^9 = 11,6 \text{ мг/л.} \quad (13)$$

При принятом коэффициенте диффузии $D = 3,0 \cdot 10^{-6} \text{ см}^2/\text{с}$ поток фосфора из донных отложений в восточной (мелководной) части Финского залива составит [15, 16]:

$$j_p = 11,6 \cdot 10^{-3} \cdot 3,0 \cdot 10^{-6} \cdot 10^4 \cdot 864 \cdot 10^2 = 30,1 \text{ мг P/(м}^2 \cdot \text{сут).} \quad (14)$$

Следовательно, внутренняя нагрузка фосфора в этой части акватории составит:

$$J_p = 30,1 \cdot 750 \cdot 10^6 \cdot 365 \cdot 10^{-9} = 8239,8 \text{ т/год.} \quad (15)$$

Максимальный прирост концентрации фосфора в воде составит при объеме водной массы $V_v = 4,0 \cdot 10^9$:

$$\Delta[P_m] = (30,1 \cdot 750 \cdot 10^6) / (4,0 \cdot 10^9 \cdot 10^3) = 0,006 \text{ мг/л.} \quad (16)$$

При средней концентрации фосфатов в воде $[P_m] = 0,035 \text{ мг/л}$ доля фосфора, поступающего из донных отложений, составит 20,7 %, что почти в пять раз больше, чем в Невской губе.

Сравним показатели внутренней нагрузки фосфора в Невской губе и восточной части Финского залива (табл. 2).

Расчетные величины хорошо согласуются с литературными данными о том, что в соленых

водах с низким окислительно-восстановительным потенциалом в придонном слое воды скорость удаления фосфора из отложений в 5–10 раз выше, чем в аэробных условиях пресных вод. Расчеты показали, что величина потока фосфора из отложений в воду приближается к таковому в пресноводных илах эвтрофных озер: в аэробных условиях от 0,2 до 8,6 мг P/(м² · сут), а в анаэробных — от 3,0 до 26 мг P/(м² · сут) [13].

Следовательно, в Невской губе донные отложения не играют заметной роли в балансе биогенных веществ. В восточной части Финского залива фосфор донных отложений может составлять значительную долю от общей фосфорной нагрузки. Сделанный вывод подтверждается тем, что в Невской губе градиент концентраций фосфора между придонным и поверхностным горизонтами воды незначителен (0,009 мг/л); в мелководном районе восточной части Финского залива он составляет в среднем 0,016 мг/л и может достигать 0,025 мг/л; в глубоководной части залива градиент концентраций в среднем равен 0,033 мг/л, а максимальные величины достигают 0,050 мг/л (превышает среднюю концентрацию общего фосфора в Невской губе, равную 0,025 мг/л) [13].

Расчеты производились по известным теоретическим зависимостям и по оригинальной методике, которые дали близко совпадающие результаты, что доказало справедливость теоретических обоснований [13]. Показано, что в аэробных мелководных участках Невской губы поступление фосфора от донных отложений не оказывает существенного влияния на процессы эвтрофирования, концентрация в воде увеличивается на 4 %, а в Финском заливе внутренняя нагрузка фосфора может увеличивать его концентрацию в воде более чем на 20 %.

Таким образом, в водоемах, где возникают анаэробные условия в придонных слоях воды, донные отложения могут быть существенным поставщиком фосфора. Такие условия создаются, например, в глубоководной части Балтики. Особенно велика вероятность десорбции фосфора из донных отложений в соленых и солоноватых водах.

Поэтому в Финском заливе значительная часть фосфора поступает также с компенсационными течениями из Балтийского моря. В этой

Таблица 2

Сравнение показателей внутренней нагрузки в Невской губе и восточной части Финского залива [13]

Сравниваемые показатели	Невская губа	Мелководный район восточной части Финского залива
Площадь акватории, км ²	380	750
Объем водной массы, км ³	1,3	4,0
Масса фосфора в донных отложениях M_p , т	1980,2	9734,4
Поток фосфора из донных отложений в воду j_p , мг P/(м ² · сут)	3,76	30,1
Внутренняя нагрузка фосфора J_p , т/год	521,5	8239,8
Прирост концентрации фосфора в воде за счет донных отложений $\Delta[P_m]$, мг/(л · сут) (%)	0,001 (4,2)	0,006 (20,7)

ситуации очистка и доочистка сточных вод не могут полностью предотвратить эвтрофикацию и требуются дополнительные мероприятия по рекультивации водоема.

Библиографический список

1. Dillon P. I. The Phosphorus Budget of Cameron Lake Ontario. The Importance of Flushing Rate of Degree of Eutrophy in Lakes // *Limnol. Oceanogr.* 1975. № 19. Pp. 28–39.

2. Россолимо Л. Л. Изменение лимнических экосистем под воздействием антропогенного фактора. М.: Наука, 1977. 143 с.

3. Вельнер Х. А. Сток биогенных веществ и управление им // Антропогенное эвтрофирование природных вод: Материалы III Всесоюз. симпозиума. М.: Черногловка, 1985. С. 222–232.

4. Hegemann W. Phosphorgehalt im Kommunalen Abwasser, Mindestanforderungen der kommunalen Abwasserreinigung und Hinweise im ATV // *Arbeitsblatt zur Phosphorelimination auf chemisch und biolog. Wege*; Bremen, 1990. S. 187–201.

5. Han L. Golterman. The Chemistry of Phosphate and Nitrogen Compounds in Sediments. Kluwer Academic Publishers, 2004. 251 p.

6. Xiangju Cheng, Yingue Zeng, Zhenren Guo, Liangsheng Zhu. Diffusion of Nitrogen and Phosphorus Across the Sediment-Water Interface and In Seawater at Aquaculture Areas of Daya Bay, China // *Int J Environ Res Public Health*. 2014 Feb; 11 (2). Pp. 1557–1572. Published online 2014 Jan 28. doi: 10.3390/ijtrph 110201557.

7. Hutchinson G. E. On living in the biosphere // *Sci. Monthly*. 1958. № 67. Pp. 393–398.

8. Одум Ю. Экология. В 2 т. М.: Мир, 1986. 328 с.; 376 с.

9. Liebig J. F. von. Chemistry in its Application to agriculture and Physiology. London: Taylor and Walton, 1840.

10. Цветкова Л. И., Алексеев М. И., Кармазинов Ф. В., Неверова-Дзионак Е. В. Экология: учебник для техн. вузов. СПб.: Новый журнал, 2012. 451 с.

11. Кузнецов С. И. Микрофлора озер и ее геохимическая деятельность. Л.: Наука, 1970. 318 с.

12. Larsen D. R., Marcier H. T. Phosphorus Retention capacity of lakes // *J. Fisch. res. B. Can.* 1976. № 33. Pp. 1342–1750.

13. Неверова-Дзионак Е. Теоретическое, методологическое и инженерное обеспечение охраны поверхностных вод от антропогенного эвтрофирования: дис. ... д-ра техн. наук. СПб., 2003. 341 с.

14. Мартынова М. В. Азот и фосфор в донных отложениях озер и водохранилищ. М.: Наука, 1984. 159 с.

15. Brogioli D., Vailati A. Diffusive mass transfer by nonequilibrium fluctuations: Fick's law revisited // *Phys. Rev. E*. 2001. Vol. 63 (1–4). P. 012105.

16. Vazquez J. L. The Porous Medium Equation. Mathematical Theory. NY: Oxford Univ. Press, 2007. 647 p.

References

1. Dillon P. I. The Phosphorus Budget of Cameron Lake Ontario. The Importance of Flushing Rate of Degree of Eutrophy in Lakes. *Limnol. Oceanography*, 1975, no. 19, pp. 28–39.

2. Rossolimo L. L. *Izmenenie limnicheskikh ehkositsem pod vozdeystviem antropogennogo faktora* [Changing of the limnic ecosystems under the influence of the anthropogenic factor]. Moscow, Nauka Publ., 1977, 143 p.

3. Vel'ner Kh. A. *Stok biogennykh veshchestv i upravlenie im* [Fluxes of nutrients and management of them]. *Materialy*

III Vsesoyuzn. Simpoziuma «Antropogennoe ehvtrofirovaniye prirodnikh vod» [Proc. of the III All-Union symposium "Anthropogenic eutrophication of natural waters"]. Moscow, Chernogolovka Publ., 1985, pp. 222–232.

4. Hegemann W. *Phosphorgehalt im kommunalen Abwasser, Mindestanforderungen der kommunalen Abwasserreinigung und Hinweise im ATV. Arbeitsblatt zur Phosphorelimination auf chemisch und biolog. Wege.* Bremen, 1990, pp. 187–201.

5. Han L. Golterman. *The Chemistry of Phosphate and Nitrogen Compounds in Sediments.* Kluwer Academic Publ., 2004, 251 p.

6. Xiangju Cheng, Yingue Zeng, Zhenren Guo, Liangsheng Zhu. Diffusion of Nitrogen and Phosphorus across the Sediment-Water Interface and in Seawater at Aquaculture Areas of Daya Bay, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2014 Feb; 11 (2), pp. 1557–1572. Published online 2014 Jan 28. doi: 10.3390/ijtrph 110201557.

7. Hutchinson G. E. On living in the biosphere. *The Scientific Monthly*, 1958, no. 67, pp. 393–398.

8. Odum Yu. *Ehkologiya* [Ecology]. In 2 vol. Moscow, Mir Publ., 1986, 328 p.

9. Liebig J. F. von. *Chemistry in its Application to agriculture and Physiology.* London, Taylor and Walton Publ., 1840.

10. Tsvetkova L. I., Alekseev M. I., Karmazinov F. V., Neverova-Dziopak E. V. *Ehkologiya. Uchebnik dlya tekhn.*

vuzov [Ecology. Textbook for technical higher education institutions.]. St. Petersburg, Novyy zhurnal Publ., 2012, 451 p.

11. Kuznetsov S. I. *Mikroflora ozer i ee geokhimicheskaya deyatel'nost'* [Microbial flora of lakes and its geochemical activity]. Leningrad, Nauka Publ., 1970, 318 p.

12. Larsen D. R., Marcier H. T. Phosphorus retention capacity of lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 1976, no. 33, pp. 1342–1750.

13. Neverova-Dziopak E. *Teoreticheskoe, metodologicheskoe i inzhenernoe obespechenie okhrany poverkhnostnykh vod ot antropogenno ego ehvtrofirovaniya. Diss. dokt. tekhn. nauk* [Theoretical, methodological and engineering support of protection of the surface water from anthropogenic eutrophication. Dr. Sci. Tech. diss.]. St. Petersburg, 2003, 341 p.

14. Martynova M. V. *Azot i fosfor v donnykh otlozheniyakh ozer i vodokhranilishch* [Nitrogen and phosphorus in bottom deposits of lakes and reservoirs]. Moscow, Nauka Publ., 1984, 159 p.

15. Brogioli D., Vailati A. Diffusive mass transfer by nonequilibrium fluctuations. Fick's law revisited. *Physical Review E*, 2001, vol. 63 (1–4), p. 012105.

16. Vazquez J. L. *The Porous Medium Equation. Mathematical Theory*, NY, Oxford Univ. Press Publ., 2007, 647 p.