

УДК 628.394

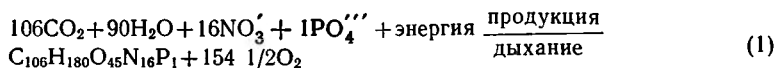
## ЗАДЕРЖКА ЭВТРОФИКАЦИИ ПУТЕМ УДАЛЕНИЯ ИЗ ВОДЫ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ

Д. УЛЬМАН, Г. РУДОЛЬФ

(Лейпцигский университет им. К. Маркса)

Загрязнение озер и водохранилищ органическими веществами сточных вод часто может выражаться всего несколькими граммами БПК<sub>5</sub> на 1 м<sup>3</sup> в год. В таком случае большое значение как показатель загрязнения приобретает величина потребления кислорода той биомассой, которая образовалась за счет биогенных элементов сточной жидкости (Томас — Thomas, 1955). В биологических прудах общее дыхание, обусловленное нагрузкой сточными водами, может, вследствие интенсивного развития водорослей, более чем в шесть раз превысить ожидаемую величину. Органические вещества сточных вод используются только один раз, в то время как биогенные вещества, ввиду их быстрой оборачиваемости, участвуют в круговороте несколько раз. Это показано на примере Фельдбергских озер (Ульманн — Uhlmann, 1961), общий объем воды которых равен 90 млн. м<sup>3</sup> (численность населения прибрежной полосы озер — около 3 000 человек). В подобных случаях при проектировании очистных сооружений следует ориентироваться не на величину БПК<sub>5</sub>, а на данные о содержании в сточной жидкости азота и фосфора.

Для ориентировочного расчета продукции органического вещества водорослями с учетом использования биогенных элементов сточных вод В. Штумм (Stumm, 1964) предлагает следующее уравнение:



На каждый грамм включенного фосфора образуется около 160 г кислорода, т. е. при деструкции вещества водорослей расходуется эквивалентное количество кислорода. В настоящее время во многих европейских странах среднее количество фосфора в бытовых сточных водах составляет по меньшей мере 2 г в день на человека (Филь, Мейснер — Viehl, Meissner, 1941; Медлер — Mädler, 1961; Оуэн — Owen, 1953). На окисление этих 2 г расходуется, примерно, 320 г кислорода, в то время как для окисления органических веществ сточных вод необходимо около 79 г кислорода. Таким образом, для израсходования гипопимнического кислородного запаса, равного 13 мг/л (при одноразовой циркуляции), достаточно продукция водорослей, возникающая за счет утилизации 0,080 мг/л фосфора. Это соответствует многим экспериментально установленным показателям.

**Использование естественного свойства водоемов и почв связывать биогенные элементы.** Из опыта прудового хозяйства давно известно, что в пруды ежегодно следует вводить фосфора больше, чем извлекается из водоема с рыбой и другими организмами, а также уходит со стоком воды. Даже в довольно больших малопроточных водохранилищах значительное количество биогенных элементов оседает на дно и не принимает участия в круговороте. Эти буферные по отношению к сверхнормативному накоплению биогенных элементов свойства сохраняются, пока в поверхностных слоях донных отложений существуют анаэробные условия (Айнзеле — Einsele, 1941; Оле — Ohle, 1953). Так, расположенное в Эрцгебирге Зайденбахское водохранилище (объем воды — 22,5 млн. м<sup>3</sup>, средняя глубина — 15 м) элиминирует около 92% введенного фосфора (Гедлих — Hedlich, 1963). Небольшие водохранилища, расположенные перед основным — Рапподе (Гарц), служат ловушками биогенных элементов (Бойшолд — Beuschold, 1964) и тем самым в значительной степени способствуют регулированию режима главного водохранилища.

Баланс элиминируемых соединений азота более сложен, так как адсорбция дном, в результате одновременной фиксации атмосферного азота, может оказаться замаскированной. Во многих прудовых хозяйствах, используя способность прудов к «самоснабжению» азотом (Родина, 1954), применяют безазотное удобрение<sup>1</sup>. В большинстве европейских водоемов, эвтрофированных сточными водами, лимитирующим фактором в настоящее время является фосфор, а не азот.

Весьма значительная элиминация биогенных элементов происходит и в почвах. Этим объясняется значительное накопление и утилизация биогенных элементов в почвах при использовании сточных вод в сельском хозяйстве.

**Сочетание элиминации биогенных элементов с искусственной биологической очисткой сточных вод.** Весовое соотношение углерода, азота и фосфора в сухой массе большинства бактерий и водорослей составляет приблизительно 106:16:1, в осадочной бытовой сточной воде — только 70:17:1 (Stumm, 1964). Недостаток углерода ограничивает возможности использования фосфора сточных вод гетеротрофными организмами (Вурманн — Wuhrmann, 1957), тем более, что часть этого углерода расходуется при диссимилиации, а другая часть биологически труднодоступна. Вследствие этого очищенные биологическими методами сточные воды часто содержат более 50% первоначального количества азота и фосфора. Повторная элиминация азота осуществляется преимущественно за счет жизнедеятельности микроорганизмов, что в конечном счете приводит к образованию молекулярного азота. Фосфор может повторно элиминироваться химическим путем: в зависимости от pH и соотношения концентраций ионов он связывается с трехвалентным железом, алюминием и кальцием либо вступает в сорбционную связь с соответствующими гидроксидами (Леа и др. — Lea a. oth., 1954; Thomas, 1955a; Wuhrmann, 1957; Генриксен — Henriksen, 1962).

Такие же процессы протекают в поверхностных слоях донных отложений водоемов. 1 мг трехвалентного железа связывает 0,55 мг фосфора. При более высоком коэффициенте усиливается образование гидроксида или фосфата гидроксида железа. Если не считать осаждения содержащих фосфор частиц, то в первую очередь элиминируется орто-

<sup>1</sup> Авторам, очевидно, не известна критика теории безазотного удобрения советскими гидробиологами (Ред.).

фосфат. Для удаления полифосфатов необходимы более высокие концентрации осадителей.

Дополнительную элиминацию биогенных элементов наиболее удобно осуществлять в аэрированных танках и биологических канавах, так как механические устройства, сохраняющие активный ил во взвешенном состоянии, пригодны и для распределения коагуляции (главным образом,  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ,  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ). В большинстве случаев это повышает и биохимический эффект очистки: наблюдается более интенсивное образование хлопьев и более прозрачный сток. Осадитель может быть выделен вместе с избыточным активным илом во вторичном отстойнике. На крупных установках требуется большое количество осадителя и ила, соответственно должен быть увеличен размер бассейнов. Для аэрированных установок рекомендуется сернокислый алюминий (Lea a oth., 1954).

Раствор алюмината после обогащения опять вводится в очистительный процесс, а образовавшийся ортофосфат кальция может служить в качестве минерального удобрения. В биологических канавах целесообразно применять хорошо утилизируемое хлористое железо. При элиминации азота в аэрированных танках на первом этапе благодаря аэрации активируется нитрификация, а на втором — при добавлении необработанных сточных вод — денитрификация (Wuhrmann, 1957; Брингманн — Bringmann, 1960). Перед сооружением подобных установок необходимо уточнить масштаб фиксации молекулярного азота.

Биологическая очистка сточных вод в прудах одновременно дает возможность обеспечить элиминацию биогенных элементов автотрофным путем, так как обычно содержание минерализованного углерода в бытовых сточных водах довольно высокое. Водоросли содействуют элиминации биогенных элементов не только непосредственно, но и косвенно, благодаря повышению рН среды, способствуя образованию фосфатов кальция (а также фосфата магния и аммония) в процессе биологического удаления извести и выделению аммиака (Фитцджералд, Ролих — Fitzgerald, Rohlich, 1964; Фейн — Föyn, 1964). Накопления фосфатов на дне биологических прудов очень лабильны, так как там часто господствуют трофолитические условия, а именно: темнота, низкий окислительно-восстановительный потенциал, высокое содержание двуокиси углерода. Однако, несмотря на то, что в условиях средней Европы элиминация биогенных элементов в биологических прудах при благоприятных световых и температурных условиях может достигнуть 80%, или  $0,09 \text{ г Р/м}^2$  в день, применение только одного этого метода из-за неблагоприятных зимних условий не гарантирует успеха. Комбинируя его с добавлением осаждающих веществ, можно добиться элиминации 99% фосфора фосфатов.

**Методы элиминации биогенных элементов.** При химической очистке сырой сточной жидкости в течение одного рабочего процесса удаляются взвешенные органические вещества, бактерии и фосфорные соединения; биологическая ступень в этом случае полностью или частично отпадает. Важно обеспечить хорошее смешивание осадителя и сточной воды. При очень высоком содержании солей (например, при наличии примеси морской воды) потребность в осадителе покрывается за счет применения электролитической обработки (Föyn, 1961).

Химическая обработка воды, очищенной биологическими методами. Ввиду того, что органические вещества, использующие кислород, после биологической очистки уже в значи-

тельной мере удалены, в немедленном освобождении от ила, как в предыдущем случае, нет необходимости. В этом случае в открытые рвы, например, позади стоков, можно добавить осадители. Опыты с пластмассовой адсорбционной трубой, заполненной железными стружками, показали, что даже при чрезвычайно высоких гидравлических нагрузках содержание фосфора значительно снижается. В обычных случаях возможно использование земляных ям или медленно заиляющихся прудов в виде вторичных отстойников.

Элиминация биогенных элементов из сточных вод в настоящее время является не технической, а хозяйственной проблемой. Очистка поверхностной воды, соответствующая уменьшению величины БПК<sub>5</sub> на 1 кг, обходится во многих случаях в 100 раз дороже, чем равноценная очистка концентрированной сточной воды. Это относится также к сопоставлению стоимости «профилактической» обработки сточных вод при помощи элиминации биогенных элементов во время подготовки воды к спуску в водохранилище и «терапевтической» обработки водохранилищ в период массового развития водорослей.

#### ЛИТЕРАТУРА

- Родина А. Г. 1954. Действие растительного удобрения на процессы азотфиксации и опыт применения азотгена в рыбоводных прудах. Микробиол. 23.
- Beuschold E. 1964. Personl. Mitteilung.
- Bringmann G. 1960. Optimale Stickstoff-Abgasung durch Einsatz von nitrifizierenden Belebtschlamm. Gesund.-Ing., 81.
- Einsele W. 1941. Die Umsetzung von zugeführten, anorganischem Phosphat im eutrophen See und ihre Rückwirkung auf seinen Gesamthaushalt. Z. Fisch., 39.
- Fitzgerald G. P., Rohlich G. A. 1964. Biological removal of nutrients from treated sewage. Laboratory experiments. Verh. Int. Ver. Limnol., 15.
- Föyn E. 1964. Removal of sewage nutrients by electrolytic treatment. Verh. Int. Ver. Limnol., 15.
- Hedlich R. 1963. Untersuchungen über den Phosphorhaushalt der Seidenbachtalsperre (Erzgebirge) und ihrer Vorbecken. Forsch. Zool. Inst., Leipzig.
- Henriksen A. 1962. Laboratory studies on the removal of phosphates from sewage by the coagulation process. Schweiz. Z. Hydrol., 14.
- Lea W. L., Rohlich G. A., Katz W. J. 1954. Removal of phosphates from treated sewage. Sew. Industr. Wast., 26.
- Mädler K. 1961. Untersuchungen über den Phosphorgehalt in Bächen. Int. Rev. Hydrobiol., 46.
- Oswald W. J., Golueke C. G. a. Gee H. K. 1959. Waste water reclamation through production of algae. Water Resources Center Univ. Califor. Contr., 22.
- Ohle W. 1953. Phosphor als initialfactor der Gewässereutrophierung. Vom Wass. 20.
- Owen R. 1953. Removal of phosphorus from sewage plant effluents with lime. Sew. Industr. Wast., 25.
- Rudolf G. 1964. Untersuchungen zur Elimination von Nährstoffen aus häuslichen Abwässern. Dipl.-arb. Math.-Naturw. Facult., Leipzig.
- Stumm W. 1964. (Diskussionsbeitrag zu G. A. Rohlich) Methods for the removal of phosphorus and nitrogen from sewage plant effluents. Advanc. Water Pollut. Res., 2.
- Thomas E. A. 1955. Über die Bedeutung der abwasserbedingten direkten Sauerstoffifizierung in Seen. Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- u. Wasserfachmann., 5.
- Thomas E. A. 1955a. Phosphatgehalt der Gewässer und Gewässerschutz. Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- und Wasserfachmann, 9—10.
- Uhlmann D. 1961. Wissenschaftliche Bedeutung und gegenwärtiger Zustand der Feldberger Seen. Naturschutzarbeit Mecklenburg, 4.
- Uhlmann D. 1965. Abwasserreinigung im Einzugsgebiet von Trinkwassertalsperren. Wiss. Z. Univ. Leipzig, 14 (im Druck).
- Viehl K., Meissner B. 1941. Die Veränderung der Zusammensetzung des Leipziger Abwassers durch die Fäkalienabschwemmung. Gesund.-ing., 64.
- Wuhrmann K. 1957. Die dritte Reinigungsstufe. Wege und bisherige Erfolge in der Eliminierung eutrophierender Stoffe. Schweiz. Z. Hydrol., 19.

Поступила 16.XI 1965 г.

## DELAY IN EUTROPHICATION BY REMOVAL OF BIOGENIC ELEMENTS FROM THE WATER

D. UHLMANN, G. RUDOLF

(Karl Marx University, Leipzig)

### *Summary*

On designing purification plants, allowance must be made for biogenic factors (development of algae) on the self-purification process. The biogenic elements of waste waters, entering into the cycle, are utilized repeatedly and accordingly enhance algal development. Hence the capacity of the purification plants should be based on the values characterizing the nitrogen and phosphorus contents in the waste liquid.

Biogenic elements are bound by soils and silts to a considerable extent, which furthers their removal from the cycle.

Waste waters purified by biological methods frequently contain more than fifty per cent of the initial quantity of nitrogen and phosphorus. Repeated removal of biogens may be carried out by microbiological (denitrification) and chemical means, i. e. processing waste waters by compounds of trivalent iron, aluminium and calcium.

Additional elimination of biogenic elements may be carried out most effectively in aerotanks, biological gutters and secondary setting tanks, in biological ponds, earth ditches and in special plants. Precipitants may also be used in open ditches and plastic absorption pipes. The purification of waste waters from biogenic elements is 100 times cheaper than the purification of polluted surface water and fighting «blooming».