



УДК 628-30

© 2012

Член-кореспондент НАН України **О. Я. Олійник, А. М. Кравчук,
Д. А. Келарева**

Моделювання сумісного вилучення органічних забруднень і азоту при очистці стічних вод біофільтрацією

Приведено математичну модель сумісного вилучення органічних забруднень і амонійного азоту при аеробній біологічній очистці стічних вод на затоплених фільтрах. Враховано вплив різних факторів на процеси очистки в умовах закріпленого на завантаженні біоценозу.

Відомо [1, 2], що основними забрудненнями, які входять до складу господарсько-побутових стічних вод, є органічні забруднення і сполуки азоту, переважно амонійної форми. Останнім часом значно підвищилися нормативні вимоги до ступеня та якості вилучення зазначених забруднень, а існуючі споруди механічної і біологічної очистки не завжди задовольняють цим вимогам і потребують додаткової очистки. Тому переважно для доочистки стічних вод значного поширення отримав метод біофільтрації, який базується на технології закріпленої з високою концентрацією біомаси (біоплівки) на матеріалі завантаження фільтра [1, 3]. Практично всі стічні води мають у своєму складі й органічні забруднення (ОЗ), й амонійний азот (N), тому процеси вилучення амонію (нітрифікація) конкурує з окисненням органіки, оскільки окиснюються різними мікроорганізмами. Вилучення зазначених забруднень переважно відбувалося окремо в дві стадії: спочатку вилучалися органічні забруднення без нітрифікації, а потім був оптимізований процес нітрифікації. Використання затоплених фільтрів дозволяє організувати проведення в об'ємі фільтра сумісне вилучення ОЗ й N на підставі побудови математичної моделі, яка дає змогу розрахувати зміну їх концентрацій по висоті фільтра, зумовлених різними мікроорганізмами біоплівки [1, 4]. В обох випадках для росту і життєдіяльності мікроорганізмів необхідно забезпечити безперебійне постачання кисню (DO) в необхідній кількості.

В об'ємі рідини ОЗ, N й DO переносяться фільтраційним потоком. Біля поверхні частинки завантаження утворюється тонкий ламінарний пограничний шар (рідинна плівка), через яку відбувається масоперенос зазначених компонентів до поверхні біоплівки. Транспорт (перенос) ОЗ, N і DO у біоплівці контролюється молекулярною дифузією. Припускається, що на поверхні накопичення біоплівки ОЗ, N й DO не відбувається.

Таким чином, з урахуванням наведених вище та існуючих в науковій літературі уявлень про механізми біофільтраційного процесу сумісного вилучення органічних забруднень й амонійного азоту в об'ємі затопленого фільтра побудовано математичну модель, яка складається з рівнянь матеріального балансу, записаних відносно зміни концентрацій у стічній воді, що очищається у фільтрі, біоплівці і рідинній плівці. Отже, загальна математична модель очистки стічних вод біофільтрацією складається з такої системи рівнянь:

а) нестационарне рівняння матеріального балансу маси O_3 , N й DO для відносно необмеженої ділянки тонкого активного шару біоплівки в умовах завантаження із сферичних зерен (гранул):

$$D_{L,N,C} \left(\frac{\partial^2 M}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial M}{\partial r} \right) - R_{L,N,C} = \frac{\partial M}{\partial t}, \quad M = L, N, C; \quad (1)$$

б) рівняння для потоку O_3 , N й DO до поверхні біоплівки з об'єму рідини (фільтра) крізь рідинну плівку (пограничний шар):

$$I_M = D_{Mp} \frac{dM}{dr} = K_M (M_e - M), \quad M_e = L_e, N_e, C_e; \quad (2)$$

в) нестационарне рівняння матеріального балансу в об'ємі фільтра для O_3 й N :

$$n_c \frac{\partial M_e}{\partial t} = -v \frac{\partial M_e}{\partial z} - \frac{F_\delta}{W} K_M (M_e - M|_{r=R+\delta}) \quad (3)$$

та для розчиненого кисню DO :

$$n_e \frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial z} - \frac{F_\delta}{W} K_M (C_e - C|_{r=R+\delta}) + n_c \alpha K_C a (\beta C_s - C_e). \quad (4)$$

Швидкості для реакцій R_L , R_N й R_C описуються такими загальними рівняннями:

$$R_L = k_L \rho_x \frac{L}{K_{Lm} + L} \cdot \frac{C}{K_{Cm} + C} \gamma f_{\theta_L} f_{pH_L} f_{CH}, \quad (5)$$

$$R_N = k_N \rho_x \frac{N}{K_{Nm} + N} \cdot \frac{C}{K_{Cm} + C} (1 - \gamma) f_{\theta_N} f_{pH_N} f_{CA}, \quad (6)$$

$$R_C = R_L \cdot k_{C1} + R_N \cdot k_{C2} + (k_{CH} b_H \rho_x \gamma + k_{CA} b_A \rho_x (1 - \gamma)) \cdot \frac{C}{K_{Cm} + C}, \quad (7)$$

$$\rho_x = X_H + X_A, \quad \gamma = \frac{X_H}{X_H + X_A}. \quad (8)$$

У наведених рівняннях позначено: L , N , C — відповідно концентрації органічних забруднень, амонійного азоту й кисню в біоплівці; L_e , N_e , C_e — концентрації у фільтрі; $D_{L,N,C}$ — коефіцієнти молекулярної дифузії органічних забруднень, азоту й кисню в біоплівці; $R_{L,N,C}$ — швидкість кінетичної реакції утилізації органічних забруднень, азоту і споживання кисню; $K_{L,N,C}$ — коефіцієнти масопереносу забруднень, азоту й кисню у рідинній плівці; k_L , k_N , k_C — відповідно константи швидкості реакцій для забруднень і кисню; K_{Lm} , K_{Nm} , K_{Cm} — відповідно константи півнасичення за органічними забрудненнями, азотом і киснем; X_H , X_A — відповідно концентрації гетеротрофних і автотрофних мікроорганізмів у біомасі біоплівки; δ , δ_p — відповідно товщини активної (аеробної) біоплівки і рідинної

плівки; b_H, b_A — константи розпаду (самоокошення) відповідної біомаси; v — постійна швидкість фільтрації ($v = Q/F$, Q — витрата, F — площа фільтра); n_c — розрахункова (середня) пористість завантаження, f_θ, f_{pH}, f_C — поправочні коефіцієнти, які враховують вплив температури, рН і інгібування реакцій різними речовинами; α, β — відносні коефіцієнти, які враховують особливості переносу кисню в стічній воді; K_{C_A} — об'ємний коефіцієнт масо-переносу кисню в чистій воді.

Виконаний аналіз показав, що процес очистки можна розглядати в стаціонарних умовах, тобто потік компонентів у біоплівку і зміни їх концентрацій можна розглядати в стаціонарних умовах. У той самий час зростання і зміна товщини біоплівки відбувається в часі і по висоті фільтра. Крім того, в рівняннях матеріального балансу зміни концентрацій, записаних для ємкості фільтра, не враховують дифузійний член переносу (гідродинамічна дисперсія), яким в порівнянні з іншими членами можна знехтувати. Розв'язання наведеної системи рівнянь у стаціонарних умовах виконується при таких граничних умовах:

$$D_M \frac{\partial M}{\partial r} \Big|_{r=R} = 0, \quad D_M \frac{\partial M}{\partial r} = K_M (M_e - M|_{r=R+\delta}), \quad M_e|_{z=0} = M_0. \quad (9)$$

В окремих випадках з достатнім наближенням замість рівнянь (5), (6) й (7) кінетику реакцій можна приймати як першого порядку відносно концентрації L і нульового порядку відносно концентрацій N й C , тобто приймати в подальших розв'язках:

$$R_{L_1} = k_{L_1} L f_i, \quad R_{N_0} = w_N f_i, \quad R_{C_0} = R_{L_1} k_{C_1} + R_{N_0} k_{C_2} + w_H + w_A, \quad (10)$$

де $k_{L_1} = k_L \rho_x \gamma / K_{Lm}$, $w_N = k_N \rho_x (1 - \gamma)$, $w_H = k_{C_H} b_H \rho_x \gamma$, $w_A = k_{C_A} b_A \rho_x (1 - \gamma)$.

Рівняння кінетики реакцій біоокиснення ОЗ й N (5) й (6) також можна значно спростити, коли процес не лімітується киснем, тобто в достатній кількості забезпечений киснем ($C \geq 4-5$ мг/л), тоді рівняння (7) для кисню не враховується, а в рівняннях для R_L й R_N приймається $C/(K_{m_c} + C) \approx 1$. Деякі умови і критерії, коли кисень не буде лімітувати процес очистки закріпленим біоценозом (біоплівкою), наведено в роботах [1, 4].

Ефективність вилучення органічних забруднень і сполук азоту в завантаженні фільтра пов'язана з утворенням високої концентрації поверхні біомаси (біоплівки) на одиницю об'єму фільтра. Біоплівка містить в собі воду, але основна її фізична характеристика знаходиться в твердій фазі. Хоча рідина складає основну частину біоплівки, проте тверді частки є основними при моделюванні товщини і складу біоплівки, оскільки вони визначають її реактивні і структурні якості. Тверда частина біоплівки має складну гетерогенну структуру та складається в основному з активної біомаси (в даному випадку гетеротрофних і автотрофних мікроорганізмів), інертної біомаси і позаклітинних полімерних речовин (*EPS*) [3, 4]. При цьому структура біоплівки змінюється по її товщині і висоті фільтра. Більш активні гетеротрофні мікроорганізми, які ростуть швидко, розташовуються у верхніх шарах біоплівки, а з повільним ростом автотрофні бактерії знаходяться в нижніх шарах. Крім того, вказані бактерії мають різну товщину і концентрації мікроорганізмів. Враховуючи складну динаміку формування структури біоплівки при моделюванні очистки стічних вод з використанням біоплівкових моделей, параметри активної біоплівки приймаються на підставі експериментальних досліджень.

Значно впливає на процеси і механізми очистки стічних вод закріпленим біоценозом особливо температура, рН (лужність) і наявність різних речовин [1, 4–6]. Так, при вилученні амонійного азоту значно знижується лужність, тобто рН, що призводить до зниження

ступеня нітрифікації. Відомо, що всі види бактерій особливо чутливі до різких змін температури, а також інгібуючого впливу різних речовин, зокрема металів, присутніх у стічній воді. Деякою мірою вплив зазначених факторів посилюється при сумісній очистці стічних вод від органічних забруднень і амонійного азоту (ефект синергізму). Дія зазначених факторів на швидкість проходження реакцій в формулах (5–7) врахована поправочними коефіцієнтами f_i , визначення та кількісні значення яких наведено в спеціальній літературі, зокрема в [1, 2, 4, 6]. Зазначимо також, що особливо температура впливає безпосередньо на прийняті в моделях параметри масопереносу.

Реалізація наведеної моделі дозволяє визначити параметри очистки при заданих геометричних та інших характеристиках затопленого фільтра, а при прийнятій конструкції фільтра і матеріалу завантаження визначити зміну концентрацій L , N й C по висоті фільтра і, зокрема, кінцевий результат очистки — значення концентрацій у фільтраті.

1. Henze M., Harremoës P., Jansen C., Arwin E. Wastewater Treatment. – Berlin, New York: Springer, 2002. – 430 p.
2. Viotti P., Erano B., Boni M.R. et al. Development and calibration of a mathematical model for the simulation of the biofiltration process // Adv. Envir. Res. – 2002. – No 7. – P. 11–33.
3. Олейник А. Я., Василенко Т. В., Рыбаченко С. А., Хамад Ихаб Ахмад. Моделирование процессов доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод на фильтрах // Пробл. водопостачання, водовідведення та гідраліки. – 2006. – Вип. 7. – С. 85–97.
4. Wanner O., Ebert N. I., Rittman B. E. Mathematical modeling of biofilms // Scientific and Technical report. – 2006. – No 18. – 208 p.
5. Олейник А. Я., Тетеря А. И. Моделирование процессов удаления азота из сточных вод на малогабаритных установках биологической очистки // Прикл. гидромеханика. – 2001. – 3, № 3. – С. 59–65.
6. Gheewala S. H., Pole R. K., Annachatre A. P. Nitrification modeling in biofilms under inhibitory conditions // Wat. Res. – 2004. – 38. – P. 3179–3189.

Київський національний університет
будівництва і архітектури

Надійшло до редакції 02.12.2011

Член-корреспондент НАН України **А. Я. Олейник, А. М. Кравчук,
Д. А. Келарева**

Моделирование совместного изъятия органических загрязнений и азота при очистке сточных вод биофильтрацией

Приведена математическая модель совместного удаления органических загрязнений и аммонийного азота при аэробной биологической очистке сточных вод на затопленных фильтрах. Учтено влияние различных факторов на процессы очистки в условиях прикрепленного на загрузке биоценоза.

Corresponding Member of the NAS of Ukraine **A. J. Oleinik, A. M. Kravchyk,
D. A. Kielarieva**

The modeling of a simultaneous removing of organic pollutants and nitrogen at the waste water cleaning by the biofiltration

A mathematical model of the simultaneous removing of organic pollutions and ammonium nitrogen at the aerobic biological cleaning of the waste water on the ponding filters is presented. The influence of various factors on the cleaning processes under conditions of the biocoenosis attached at the loading is taken into account.