

Conception optimale de stations d'épuration d'eaux résiduaires par biodisques

Optimal design of a wastewater treatment plant using rotating biological contactors

par

LUIS A. J. DE MORAIS
Coordonnateur de la Division
de Contrôle de la Pollution
Ministère des Travaux Publics,
Lisbonne, Portugal

et

DANIEL TYTECA (*)
Premier Assistant,
Département des Affaires Publiques et Internationales.
Université Catholique de Louvain,
1348 Louvain-la-Neuve, Belgique

SUMMARY

A model is presented for least-cost design of a wastewater treatment plant including a primary settler, rotating biological contactor (RBC) units, a final settler, and a thickener. The model consists of flow and mass balance relationships, process relationships, and various physical, operating and engineering constraints. The rotating biological contactor equations are derived from Kornegay and Andrews' model. The optimization method uses geometric programming and the generalized reduced gradient technique. Results have been obtained on six sample situations where the influent flow rate, the number of parallel lines and the number of stages in the rotating biological contactor are varied. In all optimal solutions both primary settling and effluent recycling into RBC are absent, showing that for the example studied they are uneconomical and/or unnecessary for proper treatment. It was also observed in all cases that the RBC design is determined by the constraint imposed on the hydraulic load, rather than by the required effluent quality level, which in most cases is largely satisfied. Efficiency is better with 5 stage RBC systems than with 4 stage systems, due to the particular choice of parameter values. It is concluded that correct determination of the model parameters is essential for relevant design studies to be performed. Therefore the principal value of a model such as proposed in this paper must be viewed mainly in its repeated use under various conditions, which is facilitated by its flexibility and interactivity as previous studies have shown.

INTRODUCTION

Les biodisques (rotating biological contactors — RBC) constituent un procédé attrayant pour le traitement secondaire des eaux usées, plus spécialement pour les faibles débits. Ils peuvent intervenir aussi bien pour les communautés urbaines que pour les industries. Parmi les avantages, on peut citer les faibles coûts d'exploitation, une grande souplesse et une grande stabilité lors de l'exploitation, la possibilité de réaliser la nitrification, de meilleurs propriétés de décantation des boues, etc. [1], [2], [3], [4], [5], [6].

Plusieurs modèles mathématiques ont été proposés pour décrire le fonctionnement des biodisques. Ces modèles étaient destinés à l'évaluation des performances du procédé [6], [7], [8], [9], [10], à l'analyse de l'effet de divers facteurs sur les performances [11], [12], [13], à l'étude des variations de charge dans

l'affluent [3], [14], ou encore à la conception et à l'évaluation économique [15], [16].

Dans la littérature antérieure et récente, la conception optimale de stations d'épuration a été étudiée essentiellement sur base de procédés à boues activées, plus rarement avec des lits bactériens [17], [18], [19]. L'optimisation économique de stations incluant des biodisques n'a pas encore été tentée : elle constitue l'objet du présent article. Notre étude part d'un modèle antérieurement développé et déjà largement exploité pour l'optimisation d'une station d'épuration à boues activées [18], [20], [21], [22], [23], dans laquelle nous nous proposons de substituer des biodisques aux bassins d'aération.

LE MODÈLE

Schéma, variables et hypothèses de base

La présente étude sera basée sur un schéma de station d'épuration tel que celui de la Figure 1, qui incorpore quatre unités de traitement : un décanteur pri-

(*) La correspondance au sujet de cet article est à transmettre à D. TYTECA.

maire, une batterie de biodisques, un décanteur secondaire et un épaisseur. Chacune de ces unités peut être caractérisée par une variable de dimensionnement, qui sera la surface (horizontale pour les décanteurs et l'épaisseur; surface latérale submergée d'un disque pour les biodisques), exprimée en m². En outre, pour les biodisques, le nombre de disques dans un étage et le nombre d'étages de la station sont également des caractéristiques importantes dans le dimensionnement; nous les considérerons toutefois comme paramètres, puisque le premier nombre correspond généralement à des données standard, et que le second se situe entre 2 et 6 dans la plupart des cas [6]; de plus, chacun de ces paramètres est évidemment un nombre entier. Dans la suite nous considérerons le nombre de disques d'un étage comme fixé, et nous testerons quelques valeurs possibles pour le nombre d'étages.

En plus des variables de dimensionnement susmentionnées, le modèle inclut les variables descriptives suivantes (les lettres grecques symbolisent des variables sans dimension; les indices se rapportent aux points de la Figure 1; la signification des symboles est rappelée au Tableau I en fin d'article) :

- le débit avant le décanteur primaire (Q_i , m³/h);
- les concentrations en charge dissoute biodégradable (mg/l DBO₅) avant le décanteur primaire (L_i), avant les biodisques (L_2), après chaque étage de biodisques (L_{21} , L_{22} , ..., L_3 pour le dernier étage), et dans l'affluent de l'épaisseur (L_{II});
- les concentrations en matières en suspension (mg/l SS) avant le décanteur primaire (M_i), après les biodisques (M_3), et avant l'épaisseur (M_{II});
- le pourcentage de solides en suspension subsistant après décantation primaire (ε = rapport des concentrations en matières en suspension aux points I et i);
- le taux de surverse du décanteur primaire (δ = rapport des débits aux points I et i);
- le taux de surverse de l'épaisseur et son complément (respectivement, ξ = rapport des débits aux points a et II, η = rapport des débits aux points III et II);
- le facteur d'épaississement du décanteur secondaire (γ = rapport des concentrations en matières en suspension au fond du décanteur : point R₁, et dans l'affluent : point 3);
- le taux de recyclage vers les biodisques (ρ = rapport des débits aux points R₂ et 1);
- le taux de purge du décanteur secondaire (ω = rapport des débits aux points R₁ et 1);
- le rapport du débit affluent de l'épaisseur (point II) à celui du décanteur primaire (point i), ζ .

Il résulte de ces définitions $19 + n$ variables (n étant le nombre d'étages de biodisques).

Les caractéristiques de l'affluent sont considérées comme paramètres du modèle :

- débit affluent (Q_0 , m³/h);
- concentration en charge dissoute biodégradable (L_0 , mg/l DBO₅);
- concentration en matières en suspension (M_0 , mg/l).

On suppose en outre que la clarification est parfaite dans le décanteur secondaire et l'épaisseur, c'est-à-dire que les effluents de ces unités ne contiennent aucune matière en suspension :

$$M_r = M_{R_2} = M_4 = M_a = 0 \quad (1)$$

Comme cela a été discuté antérieurement [21], le maintien d'une faible concentration de matières en suspension dans l'effluent de la station est plus un problème d'exploitation que de conception. Dans la phase de conception, il est raisonnable de chercher à dimensionner le décanteur final et l'épaisseur de façon à ce que tous les matériaux décantables puissent être éliminés de l'effluent.

Relations d'équilibre des débits et des masses

Un premier type de relations du modèle traduit les équilibres des débits et des masses; nous les passons brièvement en revue ci-après. Il est à remarquer que ces relations utilisent largement les variables sans dimension décrites plus haut. Pour plus de détails à propos du développement de ce qui suit, nous renvoyons le lecteur à TYTECA [18], [21] ou TYTECA *et al.* [19] :

— dans l'affluent de la station, en remarquant que $\xi\zeta Q_i$ est le débit au point a, et que L_{II} est aussi la concentration de matière biodégradable dissoute au point a, on a

$$Q_0 + \xi\zeta Q_i = Q_i \quad (2)$$

$$L_0 Q_0 + L_{II} \xi\zeta Q_i = L_i Q_i \quad (3)$$

$$M_0 Q_0 = M_i Q_i \quad (4)$$

— au voisinage des biodisques, en supposant de façon grossière que le prélèvement de matières en suspension biodégradables (pour lesquelles on ne dispose pas de modèle spécifique) est compensé par la perte de biomasse morte se détachant des disques, ce qui entraîne que globalement, la concentration en matières en suspension reste inchangée, et en remarquant enfin que le débit au point 3 est égal à $(1 + \rho)\delta Q_i$

$$\varepsilon M_i \delta Q_i = M_3 (1 + \rho) \delta Q_i \quad (5)$$

ou

$$\varepsilon M_i = (1 + \rho) M_3$$

— au voisinage du décanteur secondaire, comme γM_3 et $\omega \delta Q_i$ sont respectivement la concentration de matières en suspension et le débit au point R₁,

$$(1 + \rho)\delta Q_i M_3 = \omega \delta Q_i \gamma M_3 \quad (6)$$

ou

$$1 + \rho = \omega \gamma$$

— au voisinage de l'épaisseur, comme δQ_i et $(1 - \delta) Q_i$ sont les débits à la sortie et dans le bas du décanteur primaire, et comme ζQ_i est le débit au point II,

$$\zeta Q_i = (1 - \delta) Q_i + \omega \delta Q_i \quad (7)$$

ou

$$\zeta = 1 - \delta + \omega \delta$$

de plus,

$$M_0 Q_0 = M_{II} \zeta Q_i \quad (8)$$

finalement,

$$L_i(1 - \delta) Q_i + L_3 \omega \delta Q_i = L_{II} \zeta Q_i \quad (9)$$

ou

$$(1 - \delta) L_i + \omega \delta L_3 = \zeta L_{II}$$

— au point de recyclage avant les unités de biodisques, comme L_i est aussi la concentration en charge biodégradable dissoute au point I,

$$(1 + \rho) \delta Q_i L_2 = \delta Q_i L_i + \rho \delta Q_i L_3$$

ou en utilisant (6)

$$\omega \gamma L_2 = L_i + \rho L_3 \quad (10)$$

La relation suivante résulte directement de la définition des variables :

$$\xi + \eta = 1 \quad (11)$$

Décanteur primaire

D'autres relations décrivent les phénomènes physiques et biologiques se produisant dans les unités de traitement. Tout d'abord, pour le décanteur primaire, on a adopté l'équation empirique de VOSHEL et SAK [24], qui décrit l'efficacité d'élimination de matières en suspension :

$$1 - \varepsilon = a \frac{(M_i)^n}{(Q_i/A_p)^m} \quad (12)$$

avec les valeurs suivantes des constantes : $a = 0.1395$, $n = 0.27$, $m = 0.22$. Dans cette équation A_p est la surface du décanteur primaire, en m^2 ; les autres symboles ont été définis précédemment.

Biodisques

Plusieurs équations ont été proposées pour décrire les performances de biodisques [3], [6], [7], [8], [14]. Dans ce travail, nous avons adopté le modèle de KORNEGAY et ANDREWS en raison de sa simplicité, de sa souplesse et de sa précision relativement bonne [7]. Le développement de ce modèle a été présenté en long et en large par ses auteurs et d'autres; pour cette raison

nous n'en donnerons ci-après que les équations finales. L'équation suivante décrit la dégradation de substrat dans un étage de biodisques :

$$L_{in} - L_{out} = \frac{NA_b K}{Q} \frac{L_{out}}{K_f + L_{out}} \quad (13)$$

où L_{in} et L_{out} = concentration en charge biodégradable avant et après traitement dans l'étage, en mg/l DBO₅, N est le nombre de disques de l'étage, A_b est la surface latérale d'un disque, en m^2 , K est une constante incluant le taux de croissance de la biomasse, le rendement de la croissance, la masse unitaire de film biologique et l'épaisseur de film actif, en $g/m^2 \cdot jour$ par exemple, Q est le débit traversant l'étage, en m^3/h et K_f est une constante de saturation, en mg/l DBO₅. Dans les essais ultérieurs, les valeurs de N et K_f ont été prises égales respectivement à 40 et 25 mg/l , tandis qu'on a varié la valeur de K d'étage à étage puisque les composantes de cette « constante » changent avec la concentration en substrat. Dans le cas de la station de la Figure 1, en considérant par exemple une batterie de quatre étages de biodisques, les équations seront les suivantes :

$$L_2 - L_{21} = \frac{40A_b K_1}{\omega \gamma \delta Q_i} \frac{L_{21}}{25 + L_{21}} \quad (14)$$

$$L_{21} - L_{22} = \frac{40A_b K_2}{\omega \gamma \delta Q_i} \frac{L_{22}}{25 + L_{22}} \quad (15)$$

$$L_{22} - L_{23} = \frac{40A_b K_3}{\omega \gamma \delta Q_i} \frac{L_{23}}{25 + L_{23}} \quad (16)$$

$$L_{23} - L_3 = \frac{40A_b K_4}{\omega \gamma \delta Q_i} \frac{L_3}{25 + L_3} \quad (17)$$

où on a supposé que chaque étage a le même nombre N de disques et la même surface latérale de disque A_b , et où l'expression remplaçant le Q de l'équation (13) résulte des définitions des variables ainsi que de l'équation (6)

$$Q = Q_2 = (1 + \rho) Q_1 = (1 + \rho) \delta Q_i = \omega \gamma \delta Q_i \quad (18)$$

Une étude menée à partir de la littérature existante [7] montre que la « constante » K varie assez fortement sans qu'on puisse déceler l'influence de facteurs comme le type de substrat. On peut toutefois noter une décroissance depuis le premier étage jusqu'au dernier [3]. Cette constante doit donc être mesurée dans chaque situation particulière, en fonction du type d'eaux usées rencontrées. Dans le présent travail, les valeurs suivantes ont été adoptées à titre d'exemple :

$$K_1 = 160 \text{ g/m}^2 \cdot \text{jour}, \quad K_2 = 80 \text{ g/m}^2 \cdot \text{jour}$$

$$K_3 = 40 \text{ g/m}^2 \cdot \text{jour}, \quad K_4 = 20 \text{ g/m}^2 \cdot \text{jour}$$

et dans le cas de cinq étages, $K_5 = 10 \text{ g/m}^2 \cdot \text{jour}$. Il convient en outre d'imposer une limite à la charge hydraulique sur les unités de biodisques : d'après

Antonie [16], cette charge ne devrait pas dépasser 4.5 gpd/sqft.

En convertissant en unités internationales, et tenant compte de l'équation (18), ceci donne

$$\frac{Q}{NnA_b} = \frac{\omega\gamma\delta Q_i}{40nA_b} \leq 0.00764 \quad (19)$$

où n est le nombre d'étages, et Q_i et A_b sont exprimés respectivement en m^3/h et m^2 . Une dernière contrainte exprime que le diamètre D des biodisques se situe généralement entre 2.5 et 3.5 m [6].

$$2.5 \leq D \leq 3.5$$

et comme la surface latérale d'un disque est donnée par (en tenant compte des deux côtés du disque) :

$$A_b = \frac{\pi}{2}(D^2 - d^2)$$

où d est le diamètre non submergé du disque, la contrainte suivante est obtenue pour A_b :

$$\frac{\pi}{2}(6.25 - d^2) \leq A_b \leq \frac{\pi}{2}(12.25 - d^2) \quad (20)$$

où d apparaît en tant que paramètre.

Décanteur final

Le décanteur final est soumis aux inégalités suivantes [19], [21]. La première exprime que la surface A (en m^2) doit être suffisante pour un épaissement adéquat des boues

$$A \geq \frac{M_3\omega\gamma\delta Q_i}{k_e v_0 M_L' \exp(-k_e M_L')} \quad (21)$$

avec

$$M_L' = \frac{\gamma M_3 + \sqrt{(\gamma M_3)^2 - (4/k_e) \gamma M_3}}{2} \quad (22)$$

où l'expression retenue pour le débit tient compte de (18), et γM_3 représente la concentration de matières en suspension au fond du décanteur (point R_1 de la figure 1). Les symboles k_e et v_0 représentent des constantes dont les valeurs ont été fixées à $2 \cdot 10^{-3}$ l/mg et 6.096 m/h. Une autre inégalité exprime la clarification parfaite :

$$A \geq \frac{(\gamma - 1) \omega \delta Q_i}{v_0 \exp(-k_e M_3)} \quad (23)$$

où on a exprimé le fait que le débit de surverse du décanteur final (au point 4 de la Figure 1) vaut

$$Q_4 = Q_3 - Q_{R_1} = (1 + \rho) \delta Q_i - \omega \delta Q_i = \omega \gamma \delta Q_i - \omega \delta Q_i \quad (24)$$

Les deux dernières contraintes établissent que la concentration en boue au fond du décanteur est

limitée par la capacité d'épaississement, exprimée par le sludge volume index (SVI), pris dans cet exemple égal à 60 ml/g :

$$\gamma M_3 \leq \frac{1.2 \times 10^6}{SVI} = 20000 \quad (25)$$

et que cette même concentration doit être supérieure à (voir équation (22)) :

$$\gamma M_3 \geq 4/k_e = 2000 \quad (26)$$

Épaisseur

Un dernier ensemble de relations gouverne la conception de l'épaisseur. Elles sont identiques à celles du décanteur final, aux valeurs des constantes près, et tenant compte de ce que l'épaississement est de loin le facteur limitant, et que donc aucune contrainte n'est requise pour la clarification [19] :

$$A_t = \frac{M_{II} \zeta Q_i}{k_e' v_0' M_L'^2 \exp(-k_e' M_L')} \quad (27)$$

$$M_L' = \frac{M_{II}/\eta + \sqrt{(M_{II}/\eta)^2 - (4/k_e') M_{II}/\eta}}{2} \quad (28)$$

$$M_{II}/\eta \leq \frac{1.2 \times 10^6}{SVI'} \quad (29)$$

dans lesquelles la concentration de matières en suspension au fond de l'épaisseur, M_{II}/η , a été calculée comme suit (ζQ_i et $\zeta \eta Q_i$ représentent les débits respectivement aux points II et III) :

$$M_{III} \zeta \eta Q_i = M_{II} \zeta Q_i \\ M_{III} = M_{II}/\eta \quad (30)$$

et les valeurs de k_e' , v_0' et SVI' ont été fixées à $2 \cdot 10^{-4}$ l/mg, 6.096 m/h et 20 ml/g. La limite inférieure de M_{II}/η est ici déterminée par la nécessité d'une déshydratation suffisante des boues en vue de leur traitement et/ou utilisation ultérieurs :

$$M_{II}/\eta \geq 40000 \quad (31)$$

Nombre de contraintes et degrés de liberté

Le modèle développé ci-dessus inclut $13 + n$ contraintes d'égalité (équations (2) à (12), (14) à (17) avec $n = 4$, (21) ou (23) puisque seule l'une des deux doit être vérifiée avec égalité, et (27)) et 7 contraintes d'inégalité (équations (19), (20), (21) ou (23), (25), (26), (29) et (31)). Comme nous avons $19 + n$ variables, le modèle possède $19 + n - (13 + n) = 6$ degrés de liberté. Notons que des inégalités supplémentaires peuvent restreindre les variations de chaque variable prise individuellement, en imposant des limites inférieures ou supérieures à chacune d'elles, à partir de critères physiques, d'exploitation ou d'ingénierie.

Fonctions de coût

Les fonctions de coût des biodisques ont été développées à partir des données d'ANTONIE [16]. Nous avons respectivement pour les coûts capitaux (en \$) et les coûts d'exploitation (en \$/an) :

$$C = 7.51 (\omega\gamma\delta Q_i)^{0.102} (nNA_b)^{0.898} \quad (32)$$

$$C = 0.348 (\omega\gamma\delta Q_i)^{0.195} (nNA_b)^{0.805} \quad (33)$$

où Q_0 est exprimé en m^3/h et A_b en m^2 . Des fonctions de coût similaires ont été retenues pour les autres unités de traitement, à partir des données de PATTERSON et BANKER [25]. Comme elles ont été antérieurement présentées et développées en détail [21], [26], nous ne les expliciterons pas ici.

Optimisation

La conception optimale de la station d'épuration de la Figure 1 a été étudiée en minimisant le coût

correspondent à une composition typique d'eaux usées d'origine urbaine domestique :

— débit : $Q_0 = 20 m^3/h, 50 m^3/h, 100 m^3/h$ et $200 m^3/h$, correspondant respectivement à environ 1000, 2500, 5000 et 10.000 équivalents-habitants;

— concentration en charge biodégradable : $L_0 = 300 mg/l DBO_5$;

— concentration de matières en suspension : $M_0 = 500 mg/l$.

La concentration en matières biodégradables dans l'effluent a été dans chaque cas limitée à $30 mg/l DBO_5$.

Les contraintes (19) et (20) permettent de fournir une limite inférieure au nombre n d'étages dans chacune des situations d'effluent envisagées. Tout d'abord, on peut voir à la figure 1 que le débit traversant les unités de biodisques est à peu près égal à celui de l'affluent de la station, puisque les débits latéraux, quittant ou rejoignant la ligne principale (qui va du

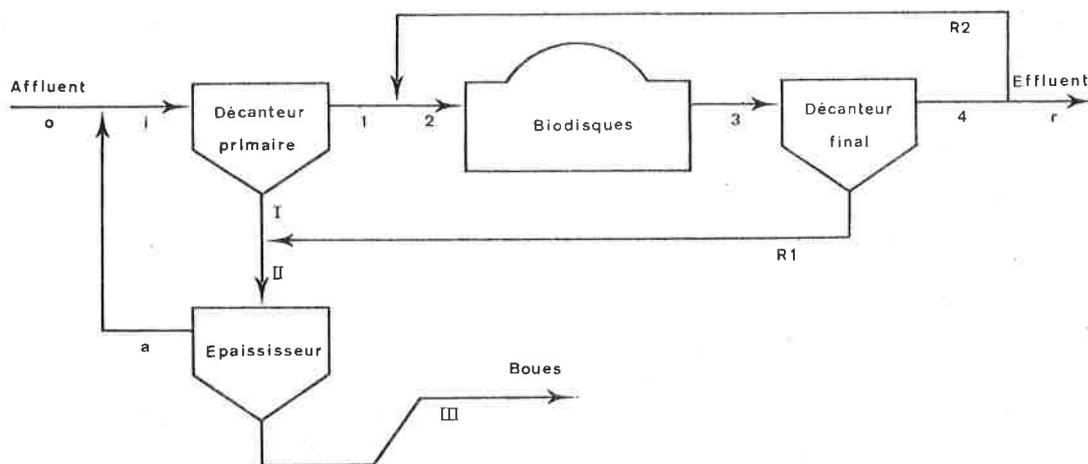


Fig. 1. — Schéma de la station d'épuration avec biodisques.

total actualisé, donné par le coût capital augmenté de la somme pondérée des coûts d'exploitation sur une période de 20 ans [21]. La méthode d'optimisation utilisée est basée sur une retranscription du modèle sous forme de programme géométrique, lequel a été résolu en utilisant la technique du gradient réduit généralisé. Cette méthodologie a été décrite dans les références antérieures [22], [23], et s'est avérée extrêmement satisfaisante, aussi bien du point de vue de l'efficacité et de la précision de la méthode que du point de vue de la signification pratique des résultats.

EXEMPLE

Données utilisées

Le modèle décrit dans les sections qui précèdent a été testé avec les données d'affluent suivantes, qui

point 0 au point r), sont généralement faibles et se compensent, comme cela sera vérifié dans les résultats d'optimisation. De cette façon, en prenant pour A_b la valeur la plus élevée permise par l'équation (20) :

$A_b = \frac{\pi}{2} 12.25 = 19.24$, l'équation (19) fournira une borne inférieure à n dans chacune des situations d'affluent envisagées :

$$Q_0 = 20 \Rightarrow n \geq 3.40$$

$$Q_0 = 50 \Rightarrow n \geq 8.50$$

$$Q_0 = 100 \Rightarrow n \geq 17.0$$

$$Q_0 = 200 \Rightarrow n \geq 34.0$$

Par conséquent ont été essayées, dans le premier cas, une ligne de 4 étages; dans le second cas, deux lignes parallèles de 5 étages, dans le troisième cas, quatre lignes parallèles de 5 étages et cinq lignes parallèles

de 4 étages; dans le dernier cas, neuf et dix lignes parallèles de 4 étages.

Résultats et discussions

Le tableau 1 montre les résultats complets obtenus avec les données-tests ci-dessus. Quelques remarques découlent de ces résultats :

1) La surface du décanteur primaire et le taux de recyclage montrent tous deux une valeur nulle dans toutes les situations : donc, ni la décantation primaire, ni le recyclage vers les biodisques n'apparaissent économiques et/ou nécessaires au traitement dans les situations envisagées. Ceci est pertinent puisque les systèmes sans recyclages [16] et sans décantation primaire [5] se rencontrent en pratique. L'absence de décanteur primaire implique évidemment que la concentration de matières en suspension reste inchangée ($\varepsilon = 1$) et que le débit de surverse égale celui d'affluent ($\delta = 1$). Donc, dans la figure 1, les débits I et R₂ peuvent être supprimés, tandis que le débit R₁ (purge des boues) est identique au débit II (affluent de l'épaississeur), de sorte que $\zeta \equiv \omega$ et L₁₁ \equiv L₃, et le débit 4 est identique au débit r (effluent).

2) Dans chacune des situations, la contrainte (19) de la charge hydraulique sur les biodisques est vérifiée avec égalité, et par conséquent le rapport du débit d'affluent à la surface totale des biodisques est toujours égal à 0.00764 m/h. Comme le coût des biodisques est lui-même fonction de la surface totale des disques (équations (32) et (33)), ceci explique que les problèmes présentant des nombres différents de lignes et d'étages mais possédant la même surface totale de biodisques conduisent à des niveaux identiques de coût optimal (ce qui est le cas pour Q₀ = 100 et 200 m³/h). On peut voir au tableau I que dans la plupart des cas la contrainte de qualité d'effluent (30 mg/l DBO₅) est largement satisfaite : donc c'est essentiellement la limite de charge hydraulique qui affecte la conception des biodisques, plutôt que la contrainte d'effluent.

3) Sauf quelques petites variations, les problèmes avec un nombre identique d'étages par ligne montrent la même séquence de dégradation de la DBO₅ au cours du traitement (voir valeurs de L₂, L₂₁ à L₂₄ et L₃ au tableau I). Ceci est dû au fait que le débit est proportionnel à la surface totale de biodisques, de sorte que le rapport de la surface de biodisques au débit est constant (voir remarque 2); par conséquent la dégradation de DBO₅ à l'intérieur d'un étage, décrite par l'équation (13), sera la même à condition que la constante K garde la même valeur. Les problèmes à 5 étages par ligne montrent une dégradation globale de DBO₅ moindre que ceux à 4 étages par ligne (Tableau I). Ceci s'explique par le choix des valeurs de K et par le fait que lorsqu'on adopte 5 éta-

ges, la répartition des débits tend à réduire le taux de dégradation de chaque étage, alors que la valeur de K dans le dernier étage vaut la moitié de celle d'un système à 4 étages.

4) Une régression du coût total actualisé sur le débit affluent peut s'effectuer à partir du tableau I (coût C exprimé en 10³ \$, débit Q₀ en m³/h) :

$$C = 14.2 Q_0^{0.685} \quad (34)$$

$$R^2 = 0.999$$

Les économies d'échelle reflétées par l'exposant 0.685 sont tout à fait typiques des valeurs obtenues à partir d'études statistiques de stations d'épuration d'eaux résiduaires (voir par exemple TIHANSKY [27]).

5) Les résultats sont évidemment influencés par les valeurs adoptées pour les constantes et paramètres, comme l'ont fait apparaître des travaux étudiant l'influence, sur la conception optimale d'une station, de l'incertitude dans la valeur des paramètres [28], [29], [30]. Il faut donc insister encore sur le fait que les résultats obtenus ne sont relatifs qu'à un exemple bien particulier, et que chaque étude de conception doit être précédée d'une analyse des caractéristiques de l'eau usée à traiter, en vue de déterminer adéquatement les valeurs à donner aux constantes et paramètres du modèle, et plus particulièrement dans le cas présent en vue d'une calibration correcte des équations de biodisques.

RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS

Cet article présente un modèle destiné à la conception optimale (au sens du moindre coût) d'une station d'épuration d'eaux résiduaires comportant un décanteur primaire, une batterie de biodisques, un décanteur final et un épaississeur. Le modèle inclut des relations d'équilibre des débits et des masses, des relations décrivant les procédés de traitement, ainsi que diverses contraintes physiques, d'exploitation et d'ingénierie. Les équations décrivant les biodisques proviennent du modèle de KORNEGAY et ANDREWS. La méthode d'optimisation utilise la programmation géométrique et la technique du gradient réduit généralisé. Le modèle a été testé à partir de six exemples de situations différant entre elles par le débit affluent, le nombre de lignes parallèles de biodisques et le nombre d'étages dans une ligne. Dans toutes les solutions optimales, la décantation primaire et le recyclage vers les unités de biodisques sont absentes ce qui montre que pour les exemples envisagés, ils sont peu économiques et/ou inutiles au traitement des eaux usées. On a également observé dans tous les cas que la conception des biodisques est déterminée par la limite imposée à la charge hydraulique, plutôt que par le niveau de qualité requis dans l'effluent, qui dans

TABLEAU I

Résultats des essais d'optimisation pour les situations étudiées

Variable et signification	Valeur à l'optimum						
	20		50		100		200
Q ₀ = débit affluent, m ³ /h	20	50	100	100	200	200	
Nombre de lignes / nombre d'étages	1/4	2/5	5/4	4/5	9/4	10/4	
A _p = surface du décanteur primaire, m ²	0	0	0	0	0	0	
A = surface du décanteur final, m ²	4.34	10.9	21.7	21.7	43.3	43.3	
A _t = surface de l'épaississeur, m ²	6.51	16.3	32.5	32.5	65.1	65.1	
A _b = surface latérale d'un biodisque, m ²	16.8	16.8	17.0	17.0	18.9	17.0	
Surface totale des biodisques, m ²	2690	6720	13600	13600	27200	27200	
Q _i = débit au point i, m ³ /h	20.6	51.4	104	104	208	208	
L _i = DBO ₅ au point i, mg/l	291	293	290	289	289	289	
L ₂ = DBO ₅ au point 2, mg/l	291	293	289	289	289	289	
L ₂₁ = DBO ₅ après étage 1, mg/l	113	142	112	142	112	112	
L ₂₂ = DBO ₅ après étage 2, mg/l	44.2	76.4	43.2	76.2	43.1	43.1	
L ₂₃ = DBO ₅ après étage 3, mg/l	20.0	48.3	19.5	47.7	19.4	19.4	
L ₂₄ = DBO ₅ après étage 4, mg/l	—	35.8	—	35.1	—	—	
L ₃ = DBO ₅ au point 3 (effluent), mg/l	11.5	30.0	11.1	29.2	11.1	11.1	
L _{II} = DBO ₅ au point II, mg/l	11.5	30.0	11.1	29.2	11.1	11.1	
M _i = matières en suspension au point i, mg/l	486	486	478	478	478	478	
M ₃ = matières en suspension au point 3, mg/l	484	484	479	479	479	479	
M _{II} = matières en suspension au point II, mg/l	12400	12400	9850	9850	9850	9850	
γ = facteur d'épaississement dans le décanteur final	26.2	26.2	20.9	20.9	20.9	20.9	
δ = taux de surverse du décanteur primaire	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	
ε = % solides après décantation primaire	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	
ζ = débit au point II / débit au point i	0.0382	0.0382	0.0479	0.0479	0.0479	0.0479	
η = taux d'élimination de l'épaississeur	0.310	0.310	0.246	0.246	0.246	0.246	
ξ = taux de surverse de l'épaississeur	0.690	0.690	0.754	0.754	0.754	0.754	
ρ = taux de recyclage vers les biodisques	0	0	0	0	0	0	
ω = taux de purge du décanteur final	0.0382	0.0382	0.0479	0.0479	0.0479	0.0479	
C = coût, 10 ³ \$	112.40	200.60	333.06	333.06	541.11	540.92	
Nombre d'itérations	31	37	18	10	18	12	
Temps ordinateur, en secondes	64.9	100.6	35.5	19.6	44.9	17.0	

la plupart des cas est largement satisfait. L'efficacité est meilleure avec les systèmes à 4 étages de biodisques qu'avec ceux à 5 étages, en raison du choix particulier de valeurs des paramètres. On en conclut que la détermination correcte des paramètres du modèle est essentielle à la réalisation des études de conception. Pour cette raison, la valeur première d'un modèle tel que celui présenté doit être trouvée principalement par son utilisation répétée dans des conditions diversifiées, ce qui est facilité par sa souplesse et son interactivité comme l'ont montré des études antérieures.

REMERCIEMENTS

Ce travail a bénéficié des crédits F.D.S. n° 1/3 de l'Université Catholique de Louvain. Les auteurs remercient les Prof. F. EDELIN (Cebedeau) et Y. SMEERS (Université Catholique de Louvain) pour leurs avis et conseils fructueux.

BIBLIOGRAPHIE

[1] ANTONIE, R. L., KLUGE, D. L., and MIELKE, J. H., « Evaluation of a Rotating Disk Wastewater Treatment

- Plant », *Journ. Water Poll. Control Fed.*, 46, 498-511 (1974).
- [2] ANTONIE, R. L., « Evaluation of a Rotating Disk Wastewater Treatment Plant », Discussion, *Journ. Water Poll. Control Fed.*, 46, 2792-2795 (1974).
- [3] CLARK, J. H., MOSENG, E. M., and ASANO, T., « Performance of a Rotating Biological Contactor under Varying Wastewater Flow », *Journ. Water Poll. Control Fed.*, 50, 896-911 (1978).
- [4] MARSH, D., BENEFIELD, L., BENNET, E., LINSTEDT, D., and HARTMAN, R., « Coupled Trickling Filter-Rotating Biological Contactor Nitrification Process », *Journ. Water Poll. Control Fed.*, 53, 1469-1480 (1981).
- [5] RUSHBROOK, E. L., and WILKE, D. A., « Energy Conservation and Alternative Energy Sources in Wastewater Treatment », *Journ. Water Poll. Control Fed.*, 52, 2477-2483 (1980).
- [6] SCHROEDER, E. D., « Water and Wastewater Treatment », McGraw-Hill, New York, N.Y. (1977).
- [7] EDELIN, F., and VANDEVENNE, L., « Cinétique de l'épuration dans les biodisques », *La Tribune du Cebedoc*, 32, 3-22 (1979).
- [8] HANSFORD, G. S., ANDREWS, J. F., GRIEVES, C. G., and CARR, A. D., « A Steady-State Model for the Rotating Biological Disc Reactor », *Water Research*, 12, 855-868 (1978).
- [9] KORNEGAY, B. H., « Modeling and Simulation of Fixed Film Biological Reactors for Carbonaceous Waste Treatment », Chap. 8 of « Mathematical Modeling for Water Pollution Control Processes », Keinath, T.M., and Wanielista, M., eds., Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich. (1975).
- [10] KORNEGAY, B. H., and ANDREWS, J. F., « Kinetics of Fixed-Film Biological Reactors », *Journ. Water Poll. Control Fed.*, 40, R460-R472 (1968).
- [11] ELLIS, K. V., and BANAGA, S. E., « A Study of Rotating Disc Treatment Units Operating at Different Temperatures », *Water Poll. Control*, 75, 73-91 (1976).
- [12] FRIEDMAN, A. A., ROBBINS, L. E. and WOODS, R.C., « Effect of Disk Rotational Speed on Biological Contactor Efficiency », *Journ. Water Poll. Control Fed.*, 51, 2678-2690 (1979).
- [13] POON, C. P. C., CHAO, Y. L., and MIKUCKI, W. J., « Factors Controlling Rotating Biological Contactor Performance », *Journ. Water Poll. Control Fed.*, 51, 601-611 (1979).
- [14] FILION, M. P., MURPHY, K. L., and STEPHENSON, J. P., « Performance of a Rotating Biological Contactor under Transient Loading Conditions », *Journ. Water Poll. Control Fed.*, 51, 1925-1933 (1979).
- [15] ANTONIE, R. L., « Rotating Biological Contactor for Secondary Wastewater Treatment », International Colloquium on Combined Treatment of Domestic and Industrial Wastewaters, Liège, Belgium (May 1978).
- [16] ANTONIE, R. L., « Applying the Rotating Biological Contactor », *Water & Sewage Works*, ref. number, R-69-R-75 (1979).
- [17] MISHRA, P. N., FAN, L. T., and ERICKSON, L. E., « Application of Mathematical Optimization Techniques in Computer Aided Design of Wastewater Treatment Systems », *AIChE Symp. Series*, 71 (145), Water-1974 : II. Municipal Waste Treatment, 136-153 (1975).
- [18] TYTECA, D., « Modélisation et optimisation des stations d'épuration d'eaux résiduaires ». Thèse présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences naturelles appliquées, Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve, Belgique (Mai 1979).
- [19] TYTECA, D., SMEERS, Y., and NYNS, E. J., « Mathematical Modeling and Economic Optimization of Wastewater Treatment Plants », *CRC Crit. Reviews Environ. Control*, 8, 1-89 (1977).
- [20] TYTECA, D., « Modélisation et optimisation économique d'une station d'épuration d'eaux résiduaires urbaines », *Études et Expansion*, 78, 101-112 (1979).
- [21] TYTECA, D., « Nonlinear Programming Model of Wastewater Treatment Plant », *Journ. Environ. Eng. Div., Proc. ASCE*, 107, 747-766 (1981).
- [22] TYTECA, D., and SMEERS, Y., « Nonlinear Programming Design of Wastewater Treatment Plant », *Journ. Environ. Eng. Div., Proc. ASCE*, 107, 767-779 (1981).
- [23] SMEERS, Y. and TYTECA, D., « A Geometric Programming Model for the Optimal Design of Wastewater Treatment Plants », à paraître dans *Operations Research* (1983).
- [24] VOSHEL, D., and SAK, J. G., « Effect of Primary Effluent Suspended Solids and BOD on Activated Sludge Process », *Journ. Water Poll. Control Fed.*, 40, R203-R212 (1968).
- [25] PATTERSON, W. L., and BANKER, R. F., « Estimating Costs and Manpower Requirements for Conventional Wastewater Treatment Facilities », Black & Veatch Consulting Engineers, U.S. Environmental Protection Agency, Water Pollution Control Research Series, 17 090 DAN 10/71 (1971).
- [26] MIDDLETON, A. C. and LAWRENCE, A. W., « Least Cost Design of Activated Sludge Wastewater Treatment System », EPM Technical Report 75-1, Dept. of Environmental Engineering, Cornell University, Ithaca, N.Y. (Feb. 1975).
- [27] TIHANSKY, D. P., « Historical Development of Water Pollution Control Cost Functions », *Journ. Water Poll. Control Fed.*, 46, 813-833 (1974).
- [28] BERTHOUEX, P. M., and POLKOWSKI, L. B., « Optimum Waste Treatment Plant Design under Uncertainty », *Journ. Water Poll. Control Fed.*, 42, 1589-1613 (1970).
- [29] TYTECA, D., « Sensitivity Analysis of the Optimal Design of a Municipal Wastewater Treatment Plant », in « Progress in Ecological Engineering and Management by Mathematical Modelling », Dubois, D. M., ed., CEBEDOC, Liège, Belgium, 743-766 (1981).
- [30] TYTECA, D., and NYNS, E. J., « Design and Operational Charts for Complete Mixing Activated Sludge Systems », *Water Research*, 13, 929-948 (1979).