

50376
1982
249

50376
1982
249

T H E S E

N° d'ordre 292

Présentée à

L'UNIVERSITE DES SCIENCES ET TECHNIQUES DE LILLE

Pour obtenir le titre de

DOCTEUR-INGENIEUR

par

André MINIER

-0-

CONCEPTION ET REALISATION D'UN ANALYSEUR DE TRAITABILITE
DES EAUX POLLUEES PAR DES BOUES ACTIVEES

APPLICATION A LA CONDUITE DES STATIONS D'EPURATION



Soutenue le 21 avril 1982 devant la Commission d'Examen

MEMBRES DU JURY :	MM P.VIDAL	Président
	L.POVY	Rapporteur
	R.LAURENT	Examineur
	L.DIVET	Invité

AVANT - PROPOS

Ce travail a été effectué au Centre de Recherche de l'Omniium de Traitements et de Valorisation (O T V) en relation avec le Laboratoire d'Automatique de l'Université des Sciences et des Techniques de Lille 1.

Je tiens à exprimer ici ma plus vive gratitude à Monsieur le Professeur Pierre VIDAL, Directeur du Laboratoire d'Automatique de Lille, pour l'honneur qu'il me fait d'accepter la présidence de ce jury.

Que Monsieur Lucien POVY, Professeur à l'Université des Sciences et des Techniques de Lille 1, soit assuré de ma profonde reconnaissance pour l'honneur qu'il me fait de juger ce travail qu'il a vu progresser au cours de nos réunions d'études effectuées dans le cadre de notre collaboration avec le LAL.

L'enseignement que j'ai reçu de Messieurs les Professeurs P. VIDAL et L. POVY à l'Institut Industriel du Nord (I D N) a été décisif dans le choix de ma spécialisation ; il reste pour moi un guide précieux.

Je suis reconnaissant envers Monsieur Robert LAURENT Assistant à l'Ecole Universitaire d'Ingénieurs de Lille 1 pour ses conseils et sa présence dans le jury - que nos liens d'amitiés en soient renforcés.

La participation dans le jury de Monsieur Louis DIVET, Directeur du Département Technique de l'OTV est ressentie comme un grand honneur. Ma gratitude est à la mesure de sa compréhension des difficultés du projet et de la confiance qu'il a témoignée à l'équipe de réalisation.

Je remercie très vivement Monsieur Henri MOREAUD, ex-responsable du Centre de Recherche de l'OTV pour son réel soutien ainsi que son successeur Monsieur Jacques SIBONY pour la poursuite de cette coopération.

Je m'adresse à mes sympathiques collègues du Centre de Recherche qui, chacun dans leur domaine, m'ont aidé, à Madame Maud MENU qui a bien voulu se donner la peine de dactylographier ce mémoire, pour les assurer de ma reconnaissance.

TABLE DES MATIERES

	<i>Pages</i>
INTRODUCTION	
CHAPITRE I - L'EPURATION BIOLOGIQUE PAR BOUES ACTIVEES :	
ANALYSES DES PROCEDES ET DES MOYENS DE CONTROLE CLASSIQUES	1
1 - EVALUATION DE LA POLLUTION EN VUE DU CONTROLE DES PROCEDES D'EPURATION	1
1.1. Les Demandes Chimiques en Oxygène (DCO-DTO)	2
1.2. La Demande Biologique en Oxygène (DBO)	3
1.3. Le dosage du carbone	4
1.4. Les "Matières en Suspension" (MES)	5
2 - DESCRIPTION GENERALE DES STATIONS D'EPURATION BIOLOGIQUE PAR BOUES ACTIVEES	5
CHAPITRE II - SIMULATION DES TRAITEMENTS BIOLOGIQUES PAR BOUES ACTIVEES	9
1 - STRUCTURE DE LA CHAINE DE REGULATION	9
1.1. Choix du type de modèle	9
1.2. La commande	10
2 - L'UNITE PILOTE	13
2.1. Principe et description générale du dispositif ...	13
2.2. Calcul de la respiration	14
2.3. Correspondance entre les composantes de la respiration et les diverses réactions de métabolisation	14
2.4. Analogie entre les modes de fonctionnement du pilote et ceux des procédés d'épuration par boues activées	17

	Pages
3 - DETERMINATION DES PARAMETRES DE CONTROLE DU PROCESSUS BIOLOGIQUE	20
3.1. Notations courantes	20
3.2. Evaluation de la concentration en pollution de l'effluent brut	22
3.3. Evaluation de la charge polluante et du rapport d'alimentation	23
3.4. Analyse des courbes respirométriques	24
3.4.1. Etude de la forme des courbes respirométriques	25
3.4.2. Influence de la concentration X en microorganismes sur R_s , t_s et t_c	28
3.4.3. Estimation de la durée de la phase contact	29
3.4.4. Durée totale de la métabolisation de la pollution	32
3.5. Contrôle de l'évolution de l'état des boues	34
3.5.1. Caractérisation de l'état des boues ...	35
3.5.2. Croissance bactérienne : volume des boues produites	35
3.5.3. Cas particulier d'analyse qualitative : le test de toxicité	37
4 - CHOIX ET EVALUATIONS DES PARAMETRES HYDRAULIQUES	39
4.1. Généralités sur l'hydraulique des cuves d'aération	39
4.2. Cuves à écoulement du type piston	43
4.3. Cuves à mélange quelconque	45
CHAPITRE III - CONDUITE DES STATIONS MULTITRAITEMENT	48
1 - LES CONTRAINTES DE FONCTIONNEMENT DU TRAITEMENT BIOLOGIQUE	49
1.1. Calcul du débit d'eau maximum admissible du strict point de vue des cinétiques biologiques ..	49

	Pages
1.1.1. Calcul en régime statique	49
1.1.1.1. Cuves à écoulement du type piston avec alimentation en tête	49
1.1.1.2. Cuves à mélange quelconque avec alimentation en tête	52
1.1.1.3. Cuves à écoulement piston à alimentation échelonnée	54
1.1.2. Calcul en régime dynamique	60
1.2. Débit maximum admissible sur le clarificateur.....	63
1.3. Contraintes sur le débit de retour des boues	63
1.4. Contrainte imposée par le système d'aération	64
 2 - LES CONTRAINTES DE FONCTIONNEMENT DES TRAITEMENTS COMPLEMENTAIRES	66
2.1. Le stockage - homogénéisation	66
2.2. Le traitement physicochimique par clarifloculation	67
 3 - LA COMMANDE	68
3.1. Fonctions communes aux trois applications	70
3.2. Stations sans régulation de l'admission du flux de pollution	73
3.3. Stations avec cuve de stockage - homogénéisation	73
3.4. Stations avec traitement physicochimique	76
3.5. Dosage de nutriments	76
3.6. Présentation générale de la première réalisation	76
 CHAPITRE IV - LE RESPIROMETRE	80
1 - ORGANISATION GENERALE DU PILOTE	82
1.1. La phase de préparation	82
1.2. La phase d'analyse	85
1.3. Organisation d'ensemble du pilote	85

2 - ETALONNAGES ET FONCTIONS CORRECTRICES	87
2.1. Etalonnage des chaines de mesure de l'oxygène dissous ...	87
2.2. Influence de la température sur la respiration des boues et sur le transfert K d'oxygène dans les boues ..	87
2.3. Influence de la pression atmosphérique sur le transfert K	88
2.4. Calcul du coefficient de transfert K de l'oxygène dans les boues du réacteur	89
2.4.1. Choix de la méthode de détermination automatique de K	89
2.4.2. Le filtrage de Kalman	90
2.4.3. Application à la détermination du coefficient de transfert K	91
2.4.4. Modalités d'application et performances	93
2.5. Calcul de la respiration R_i des boues non alimentées	99
CONCLUSIONS	100
BIBLIOGRAPHIE -	
ANNEXES -	

I N T R O D U C T I O N

Le travail qui est présenté, a abouti à l'automatisation d'un processus biochimique à l'échelle industrielle. Ce projet remonte à 1975 lorsque OTV achevait la mise au point d'armoires électroniques destinées au contrôle et à la conduite des processus biologiques d'épuration des eaux usées. L'efficacité de ces systèmes est considérablement réduite lorsqu'il s'agit de réguler les stations d'épuration soumises à des pollutions très variables qualitativement et quantitativement. Or ces pollutions, qui sont généralement rejetées par les industries, augmentaient considérablement par rapport aux pollutions d'origines domestiques. La vulgarisation des moyens informatiques nous permettait d'envisager l'utilisation d'une technique expérimentale qui était le privilège de quelques laboratoires, dont le Centre de Recherche d'OTV.

Notre collaboration avec le Laboratoire d'Automatisme de la Faculté de Lille a permis la résolution de la plupart des problèmes théoriques et pratiques soulevés par ce projet. A la suite d'une assez longue période de préparation où les modèles existants ont été testés, il s'est avéré que les travaux devaient suivre deux orientations complémentaires, pour atteindre tous nos objectifs. La première est l'élaboration d'un modèle performant du processus biologique avec ses applications probables à d'autres domaines que l'épuration. La seconde, qui est développée dans ce mémoire, est la conception et la réalisation d'une part de l'analyseur de la traitabilité des effluents pollués par les microorganismes de la station et d'autre part d'une commande pour concrétiser les possibilités nouvelles et essentielles offertes par cette technique.

Le traitement des eaux usées est un processus complexe appartenant à la classe des systèmes de grande dimension ayant une structure en boucle ouverte et possédant une dynamique assez lente. Ces caractéristiques sont favorables à l'utilisation d'un pilote ou simulateur physique du processus pour affiner et souvent élargir les observations. Grâce à ce moyen, nous déterminons en permanence et, à notre connaissance, pour la première fois sur une station d'épuration, la cinétique des réactions de métabolisation de la pollution.

Cette donnée, complétée par les estimations des cinétiques hydrauliques, a permis d'établir des modèles de fonctionnement rendant compte de la dynamique du système. Seule la commande utilisant de tels modèles peut être performante avec les fluctuations des entrées que l'on observe avec les rejets industriels et, à un degré moindre, avec les rejets domestiques.

Le système prototype surveille et conduit la station d'une industrie chimique depuis juillet 1980. A la suite de cette longue expérimentation sur site, une nouvelle version vient d'être achevée.

Devant la complexité des phénomènes, la variété des techniques et les difficultés de leur mise en oeuvre, l'épurateur a conservé une démarche très empirique. De ce fait, nous avons dû laisser une part assez large aux modalités d'application de la théorie de l'épuration biologique, à la redéfinition de certaines notions ou critères. Cette étude témoigne de la nécessité de rationaliser l'exploitation des stations d'épuration.

CHAPITRE I

CHAPITRE I

L'EPURATION BIOLOGIQUE PAR BOUES ACTIVEES : ANALYSE DES PROCEDES ET DES MOYENS DE CONTROLE CLASSIQUES.

Devant la complexité des phénomènes impliqués dans les processus faisant évoluer des composés quelconques vers des états chimiquement et biologiquement stables, il a fallu, pour caractériser l'état initial par rapport à l'état final dans le milieu récepteur, créer une notion générale, simplificatrice (et par conséquent ambiguë) que l'on appelle pollution. Il en résulte une grande diversité des techniques d'analyse de la pollution ; or, ces techniques se sont toutes avérées d'un intérêt limité pour l'automatisation des procédés d'épuration. Un rapide tour d'horizon sur les possibilités actuelles de l'instrumentation facilitera le jugement du lecteur sur les progrès réalisés grâce à l'utilisation du respiromètre. Ce chapitre d'introduction comporte enfin une description générale des stations d'épuration que l'on cherche à automatiser.

1 - EVALUATION DE LA POLLUTION EN VUE DU CONTROLE DES PROCEDES D'EPURATION

La plupart des effluents pollués sont des mélanges très complexes qu'il est pratiquement impossible et inutile de décrire par un inventaire détaillé de ses différents éléments. La pollution peut se présenter sous les différentes formes suivantes :

- matières dissoutes ionisées ou non, biodégradables ou non, toxiques ou inhibitrices pour la microflore ou la faune du milieu récepteur,
- matières colloïdales, émulsionnées ou surnageantes,
- matières en suspension plus ou moins facilement décantables.

Les dosages spécifiques d'éléments n'étant utilisables que dans des cas particuliers comme celui de la toxicologie, l'épurateur dû inventer des tests globaux pour caractériser un ensemble de propriétés ou de composés. On dispose ainsi de tests sur l'oxydation chimique ou biologique des produits ; d'autres concernent les matières en suspension, les matières ionisables etc...

Les tests globaux sont d'autant plus intéressants qu'ils utilisent la même unité de mesure de la pollution et qu'ils reproduisent l'évolution spontanée (milieu récepteur) ou imposée (station d'épuration) d'un effluent vers une certaine stabilisation. L'oxydation des produits carbonés et azotés permet d'aboutir à des composés considérés actuellement comme non polluants CO_2 , H_2O , SO_4^{--} ou peu polluants NO_3^- , PO_4^{---} (ces polluants peuvent d'ailleurs être dégradés dans une étape suivante). Le succès des tests d'oxydabilité chimique ou biologique où l'unité de mesure de la pollution est une "Demande en Oxygène" exprimée en $\text{mg O}_2/\text{l}$ d'effluent, s'explique ainsi par l'intérêt que présente la stabilisation par oxydation.

Ces mesures sont généralement rapportées à la fraction dominante de la pollution et constituent un indice de traitabilité. Néanmoins, une imprécision de principe demeure puisque les mêmes résultats peuvent être obtenus par des voies différentes. Ainsi, une demande chimique en oxygène ne nous permet pas de faire la part entre les composés organiques généralement biodégradables et les composés minéraux qui ne le sont pas.

Méthodes globales de mesure de la pollution :

1.1. Les Demandes Chimiques en Oxygène (DCO et DTO)

Les conditions opératoires des réactions chimiques d'oxydation ont été définies pour atteindre des états d'oxydation proches de ce qu'ils seraient après stabilisation dans le milieu naturel. En réalité, cet objectif n'est que partiellement atteint car certains composés non biodégradables sont oxydés et inversement, certains composés biodégradables ne le sont pas. Cependant, les demandes chimiques en oxygène présentent quelques avantages sur la DBO ou Demande Biologique en Oxygène (voir § 1.2.) qui sont :

- une plus grande précision :

l'écart standard pour les mesures de DCO serait de 8 % contre 20 % pour la DBO,

- une plus grande rapidité :

la DBO la plus couramment utilisée est la DBO_5 (5 jours d'incubation) alors qu'avec les analyseurs automatiques les plus courants, la durée des tests est de quelques minutes.

. les DCOmètres mettent en oeuvre la procédure standard qui demande théoriquement 2 heures. En fait, une extrapolation permet d'obtenir la DCO en 20 minutes,

.../...

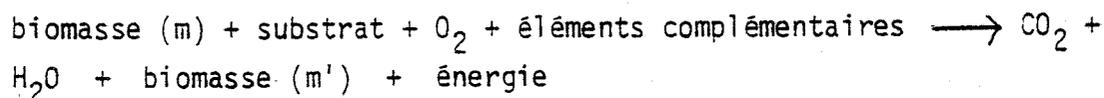
- dans les DTOMètres, l'oxydation est plus poussée et la "Demande Totale en Oxygène" (DTO) est mesurée en 3 minutes. En revanche, le petit volume de l'échantillon (5 à 20 microlitres) pose de sérieux problèmes de représentativité de la mesure et de colmatage des filtres et des petits conduits de l'appareil.

Ces analyseurs étaient jusqu'à présent les seuls instruments automatiques permettant le contrôle continu des flux de pollution admis sur les stations d'épuration.

1.2. La Demande Biologique en Oxygène (DBO)

C'est la quantité d'oxygène consommée par les microorganismes aérobies pour dégrader les composés de l'échantillon qui peuvent l'être. Ce moyen d'évaluer la pollution est le plus répandu mais aussi le plus ambigu, car il est le résultat d'un très grand nombre de réactions élémentaires se déroulant simultanément ou successivement.

On peut schématiser la réaction élémentaire d'une culture pure sur un substrat unique par l'équation globale :



Les éléments complémentaires sont les éléments indispensables à la croissance autres que le substrat principal (azote, phosphore, potassium, oligo-éléments) -

soit :

- O' la quantité d'oxygène consommée
- S la concentration du substrat principal
- X la concentration en microorganismes.

On constate généralement que : $\frac{dO'}{dt} = -a \frac{dS}{dt} + b X$ avec a et b constants

Dans les eaux résiduaires, la correspondance entre la mesure de la DBO et la quantité de substrat éliminée, doit être établie avec prudence en raison de la complexité des milieux et des phénomènes impliqués ; on peut, à titre indicatif, citer quelques interactions types :

- assimilation du substrat par les bactéries et développement de ces dernières,

.../...

- développement des protozoaires utilisant les bactéries comme substrat,
- assimilation des produits de la lyse des cellules de microorganismes et protozoaires par d'autres bactéries,
- les microorganismes hétérotrophes responsables de la dégradation des matières carbonées sont complétées par des microorganismes autotrophes qui transforment l'azote ammoniacal provenant des matières organiques, en nitrites puis en nitrates,
- dégradations successives de plusieurs substrats par un même microorganisme, ou phénomènes de compétition débouchant sur une modification du spectre des espèces,
- inhibition de l'activité biologique due à la présence de certaines substances dans l'effluent. Il peut même y avoir des toxiques conduisant à un blocage total ou à la mortalité des microorganismes,
- l'oxydation spontanée des composés minéraux, en présence d'air,
- l'influence de l'environnement de la culture. Citons parmi les règles à observer pour son conditionnement :
 - . un pH neutre (le pH optimal se situe entre 6,5 et 8,5)
 - . une concentration suffisante en azote, phosphore, potassium et oligo-éléments (les proportions DBO/N/P/K seraient 100/20/5/1).

Conclusions :

En raison de l'extrême diversité des phénomènes, notamment dans le cas des rejets industriels, on en déduit que :

- l'évolution de la DBO en fonction du temps, présente beaucoup plus d'intérêt que la seule valeur de la DBO₅ qui en plus, se trouve affectée d'une imprécision systématique,
- aucun modèle de dégradation de la pollution et de croissance bactérienne est suffisamment général pour simuler la plupart des processus biologiques d'épuration. Le corollaire de ceci est que l'application d'un modèle n'est envisageable qu'à la condition de disposer d'un moyen d'identifier fréquemment ses paramètres.

1.3. Le dosage du carbone :

La quantité de pollution d'origine organique peut être estimée directement par le dosage du carbone contenu dans l'effluent. On distingue le Carbone Organique Total (COT) du Carbone Total (CT). Le choix du carbone est également guidé par l'existence d'une technique instrumentale.

1.4. Les "Matières En Suspension" (MES) :

Les MES sont mesurées par pesée après filtration ou centrifugation de l'effluent. Une méthode instrumentale approchée consiste à effectuer des mesures de turbidité sur l'effluent épuré avec un néphélomètre (mesure de la lumière diffusée à 90° environ du rayon incident) ou d'opacité sur les boues activées (mesure de la lumière absorbée).

Il est évident que les mesures d'opacité ne peuvent convenir pour l'estimation de la quantité de microorganismes actifs contenus dans les boues, que dans de très rares cas de régimes stables. Notons à ce sujet que la mesure de l'ATP est liée directement au potentiel d'activité des boues ; malheureusement cette technique n'est utilisable qu'en laboratoire.

2 - DESCRIPTION GENERALE DES STATIONS D'EPURATION BIOLOGIQUE PAR BOUES ACTIVEES

L'épuration des eaux usées est réalisée le plus souvent en deux étapes, une troisième pouvant être ajoutée lorsque la dépollution doit être plus poussée :

- le traitement primaire a pour but d'éliminer les particules en suspension par des opérations de nature mécanique (dégrillage, désablage) et physique (décantation, déshuilage),
- le traitement secondaire est très souvent de nature biologique et le rendement en épuration vis à vis des matières organiques totales se situe entre 60 et 90 %. Parmi eux, les traitements biologiques aérobies dits à boues activées sont les plus répandus et ont l'avantage de posséder les prix de revient les plus faibles lorsque la nature de l'effluent permet leur utilisation.

Les microorganismes présents dans les boues se nourrissent des substances polluantes en consommant l'oxygène fourni par les aérateurs de la cuve, appelée précisément "cuve d'aération". Un clarificateur effectue ensuite la séparation de l'eau épurée et de la biomasse qui est renvoyée dans les bassins d'aération.

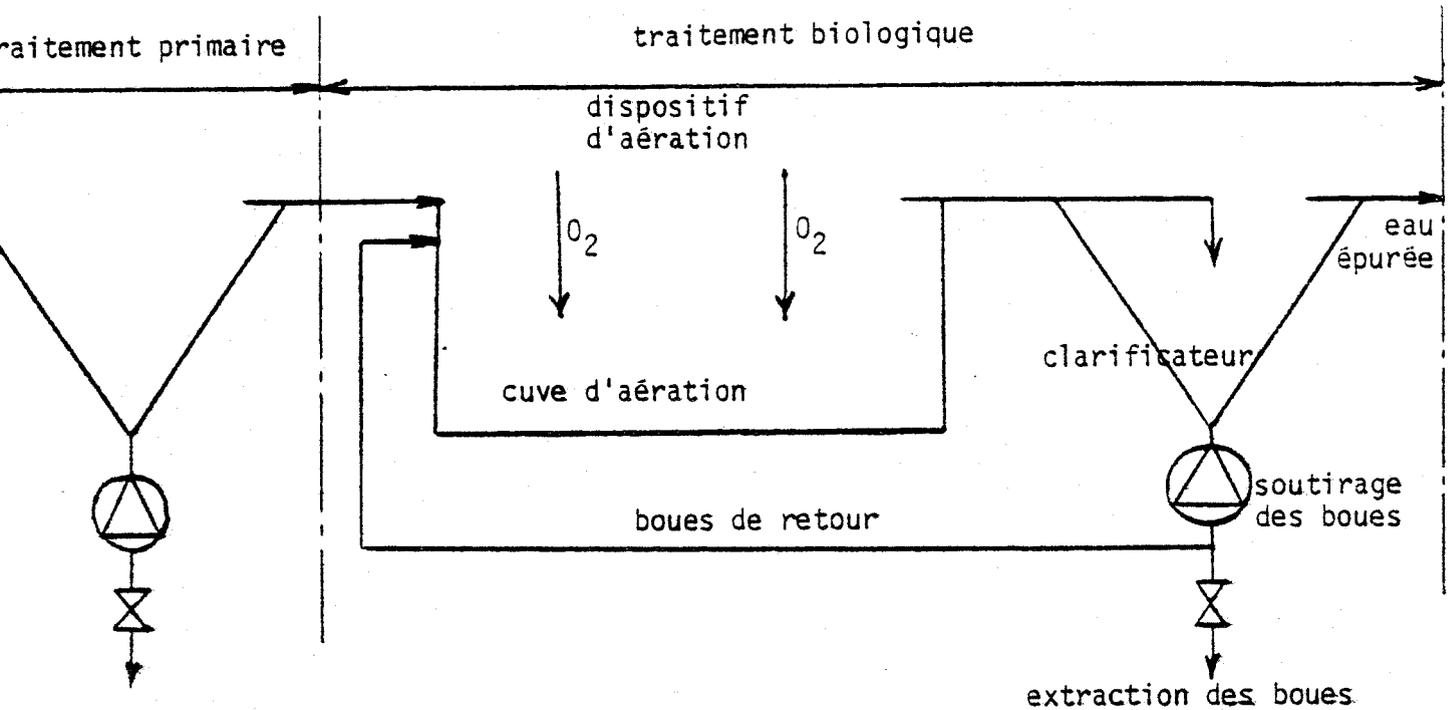


FIG. 1 - SCHEMA D'ENSEMBLE D'UN TRAITEMENT BIOLOGIQUE CLASSIQUE
PAR BOUES ACTIVEES

L'exploitation du système consiste au minimum à fournir aux boues activées l'oxygène nécessaire pour leur permettre d'assimiler le "substrat" et à évacuer l'excédent de biomasse qui en résulte.

La capacité d'épuration dépend essentiellement de la masse des bactéries présentes dans les bassins et du spectre des espèces. Tout changement significatif de la pollution entrante exige une adaptation en quantité et qualité de la biomasse ; la souplesse d'exploitation de ce procédé étant limitée, on est amené à concevoir des stations d'épuration multitraitements chaque fois que les flux de pollution varient considérablement. C'est le cas notamment des rejets d'eaux industrielles provenant de fabrications discontinues et des stations balnéaires à fortes variations de population.

Un bassin tampon où un traitement physico-chimique régulateur du flux de pollution permet de maintenir ce dernier dans des limites compatibles avec la capacité de traitement instantanée du biologique.

Pour bénéficier pleinement des possibilités de commandes offertes par ces installations en réalisant une meilleure approche du régime optimal, il est nécessaire de les doter d'un système de contrôle plus approprié que ne le sont les analyseurs classiques de pollution.

En conclusion, on peut énoncer les principales préoccupations de l'épurateur :

- éviter les risques de destabilisation du traitement biologique en déroutant les toxiques, et en maintenant l'équilibre bactérien par l'ajustement des flux de boues et éventuellement de pollution,
- améliorer l'observation des tendances du traitement,
- respecter les normes de rejets,
- minimiser les coûts d'exploitation.

CHAPITRE II

CHAPITRE II

SIMULATION DES TRAITEMENTS BIOLOGIQUES PAR BOUES ACTIVEES

Après avoir justifié le recours à un simulateur physique du processus biologique et après l'avoir décrit, il est procédé au choix et à la détermination des paramètres d'exploitations.

1 - STRUCTURE DE LA CHAINE DE REGULATION

1.1. Choix du type de modèle

Il ressort du précédent chapitre, qu'aucun modèle mathématique ne peut décrire dans leur totalité et leur complexité les réactions biologiques et physicochimiques d'élimination de la pollution. De tels modèles se conçoivent beaucoup plus facilement pour les fermentations industrielles où les souches spécifiques dégradent des substrats déterminés. En revanche, pour les cultures mixtes en présence d'une grande diversité de substrats inconnus, leur représentativité est beaucoup plus limitée et leur utilisation n'est généralement possible que lorsque la qualité des effluents à traiter est relativement constante.

Le domaine d'application de ces modèles mathématiques a pu être élargi en améliorant l'observation du processus biologique grâce à l'utilisation du test respirométrique. Ce test, qui est en quelque sorte la réponse du processus à une impulsion, permet l'identification permanente des paramètres du modèle. En procédant ainsi, R. LAURENT et L. POVY ont mis au point un modèle plus complet que les modèles classiques et une technique performante pour l'identification de ses paramètres (réf. 6 à 11). Néanmoins, nous utiliserons les tests respirométriques en suivant une voie quelque peu différente pour les raisons suivantes :

- le modèle mathématique ne peut pas prendre en compte toutes les courbes respirométriques (fig. 2-9),
- l'intérêt d'un modèle mathématique du processus biologique est considérablement diminué par le fait qu'on ne peut le compléter par un modèle précis des processus hydrauliques. Nous ne savons généralement pas décrire la répartition du substrat et celle des temps de séjour des éléments de boues à leur sortie de la cuve d'aération. Certes, on dispose des modèles hydrauliques généraux pour la distribution des temps de séjour, mais le recours, quasiment indispensable, à des traceurs radioactifs pour identifier les paramètres, est trop onéreux.

De telles expérimentations devraient en effet être effectuées sur chaque installation aux différents régimes d'aération. Ces réalités nous amènent à utiliser des représentations simplifiées très proches du modèle piston. Or nous montrerons que le test respirométrique donne la réponse, en régime statique, de la cuve d'aération supposée à mélange piston. Il est donc possible d'extrapoler les données de ces essais sans définir un modèle biologique très complexe.

- Le choix du microordinateur LSI 11/2 de D.E.C. ne permet pas l'implantation d'un programme dépassant 56 K Octets et le langage assembleur s'imposait, excluant l'implantation d'un modèle comme celui de R. LAURENT et L. POVY.

1.2. La commande

Les réactions biologiques sont conditionnées par les lois hydrauliques qui régissent la répartition des temps de séjour dans la cuve d'aération et qui déterminent la dilution des boues dans l'effluent à traiter. La modification du régime hydraulique est, par conséquent, une possibilité de réglage du traitement. Elle peut être obtenue par :

- le choix du débit des boues de retour parmi quelques valeurs préfixées. L'extraction des boues en excès étant un moyen de moduler le débit des boues de retour,
- le contrôle du débit de l'effluent à traiter lorsqu'on dispose d'un bassin de stockage tampon ou, plus rarement, d'un traitement parallèle.

L'influence du régime d'aération sera considéré comme négligeable dans la mesure où un brassage minimum est assuré.

Si ces possibilités de réglage du régime hydraulique sont trop limitées, voire même inexistantes, le concepteur peut placer en amont du biologique, un traitement physicochimique d'appoint (clarifloculateur) pour abaisser la concentration en pollution de l'effluent brut au niveau souhaité.

Structure de la chaîne de régulation :

Le contrôle de la teneur de l'eau épurée en pollution dégradable par les boues n'étant pas possible avec le respiromètre, le système de conduite est en boucle ouverte.

Les temps de séjour effectifs des boues activées dans la cuve d'aération sont estimés par une simulation de l'hydraulique de la cuve. Cette simulation complétée par les données d'essence biologique fournies par les tests respirométriques, détermine l'état du bassin à la fois pour actualiser la commande et pour estimer certaines grandeurs de sortie. Parmi ces grandeurs de sortie et suivant le procédé, on évalue soit un niveau de suralimentation des microorganismes en pollution (par rapport à leur vitesse d'assimilation) soit un niveau de qualité de l'eau épurée. L'exploitant peut donc juger de la précision du modèle et éventuellement l'adapter en modifiant certains de ses paramètres.

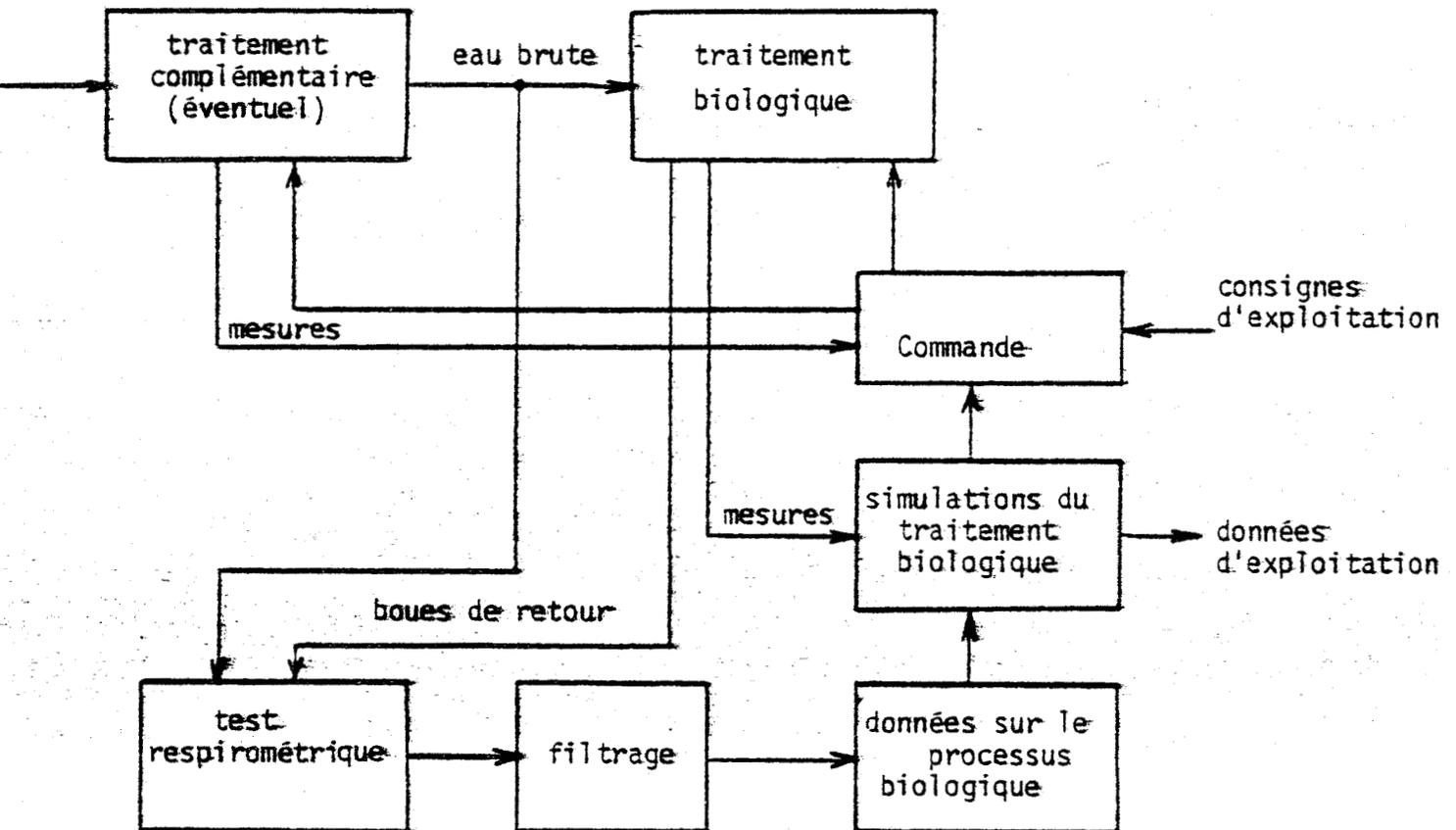


FIG. 2-1 - SCHEMA DE LA CHAINE DE REGULATION

Beaucoup de stations d'épuration n'ont pas la possibilité de réguler le flux de pollution mais seulement de détourner la totalité des effluents en cas de toxicité. Certaines de ces exploitations sont devenues délicates avec, par exemple, l'apparition de nouveaux rejets industriels ou l'accroissement de la charge à traiter. Or les tests respirométriques informent rapidement l'exploitant sur les conditions de traitabilité des effluents, et lui permettent souvent d'identifier le pollueur en mettant en évidence des formes de courbes très spécifiques. Mais détecter les inhibiteurs ne suffit pas, il faut étudier l'adaptation des boues de la station à ces rejets particuliers en vue d'établir les modalités de leur traitement éventuel. L'utilisation de l'analyseur comme outil d'investigation est l'autre aspect de l'application.

2 - L'UNITE PILOTE

2.1. Principe :

Il est procédé à des injections de l'eau à analyser dans un réacteur correctement aéré et contenant des boues prélevées dans la station afin de suivre l'évolution de leur consommation instantanée d'oxygène. Cette respiration qui est en relation directe avec les besoins énergétiques de la cellule, nous renseigne sur les réactions de métabolisation et, moyennant certaines précautions, sur l'aptitude des micro-organismes à dégrader le substrat.

Description générale du dispositif :

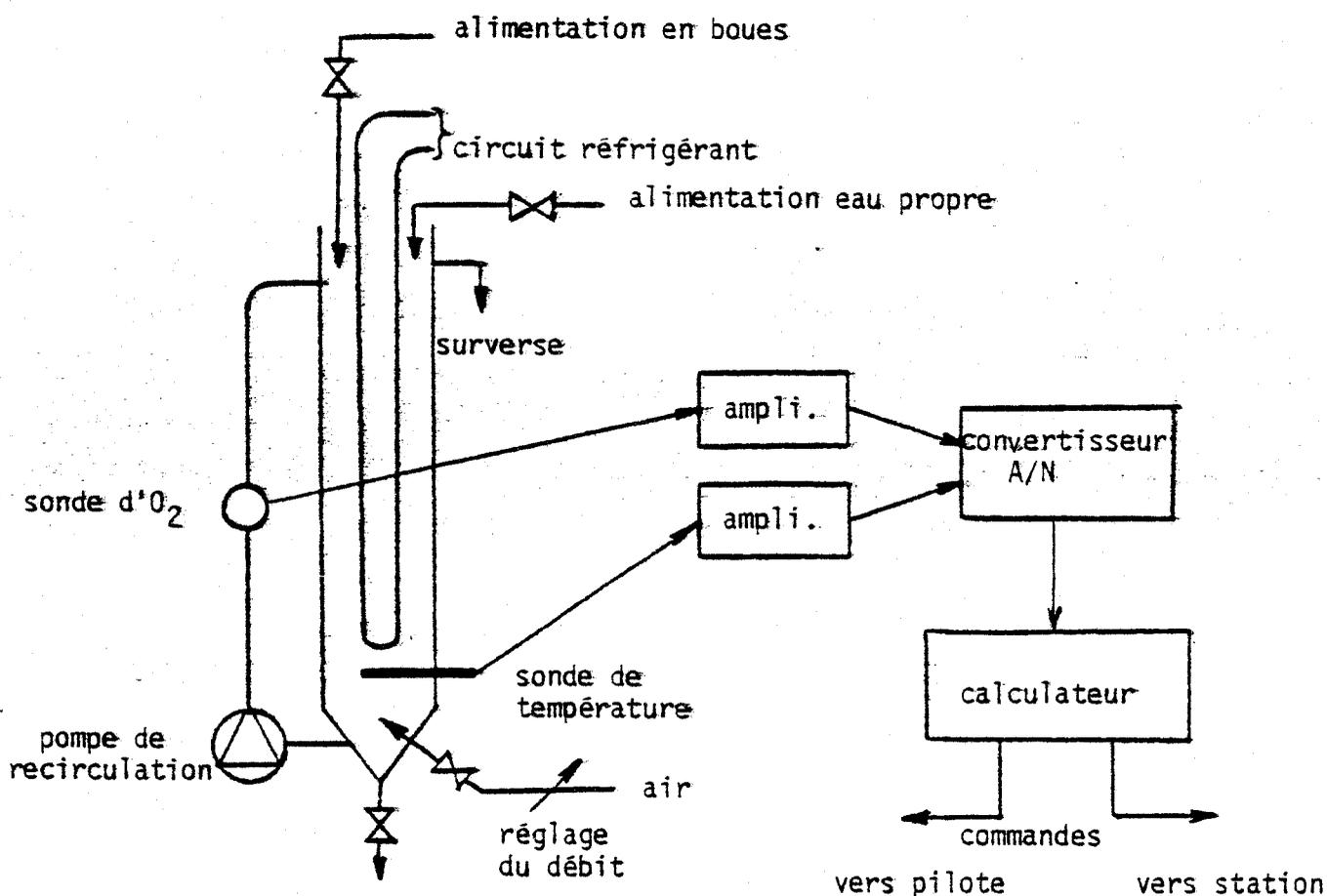


FIG. 2-2 - SCHEMA DU PILOTE

Le réacteur est une cuve de 8 litres environ, aérée en continu et contenant des boues prélevées dans le circuit de retour des boues de la station. La sonde d'oxygène est installée sur une conduite placée en dérivation où une pompe assure la circulation des boues à une vitesse suffisante pour la mesure. Cette pompe contribue aussi au brassage des boues, garantissant ainsi leur homogénéité. La stabilisation de la température à une valeur de consigne modifiable, est obtenue par un groupe réfrigérant commandé par le calculateur sur indication de la sonde.

2.2. Calcul de la respiration

La variation du taux d'oxygène dissous dans les boues est décrite par la loi suivante :

$$\frac{dC(t)}{dt} = K (C_s - C(t)) - R(t)$$

où $C(t)$ est la concentration en O_2 dissous dans les boues (mg/l)

- C_s est la concentration de saturation de l'oxygène dans l'eau pure (mg/l)

- K est le coefficient de transfert de l'oxygène dans les boues

- $R(t)$ est la respiration instantanée des boues (ml O_2 /l/mn)

L'influence des autres paramètres comme la pression, la température, la salinité sera examinée avec les procédures d'étalonnage des capteurs et d'identification de la valeur du paramètre K .

2.3. Correspondance entre les composantes de la respiration et les diverses réactions de la métabolisation

La respiration totale instantanée $R(t)$ peut être décomposée ainsi :

$$R(t) = R_i(t) + R_c(t)$$

où $R_i(t)$ est la respiration initiale des boues avant injection du substrat

$R_c(t)$ la part de la respiration due à "l'adsorption" du substrat

$R_a(t)$ la part de la respiration due à "l'assimilation" du substrat.

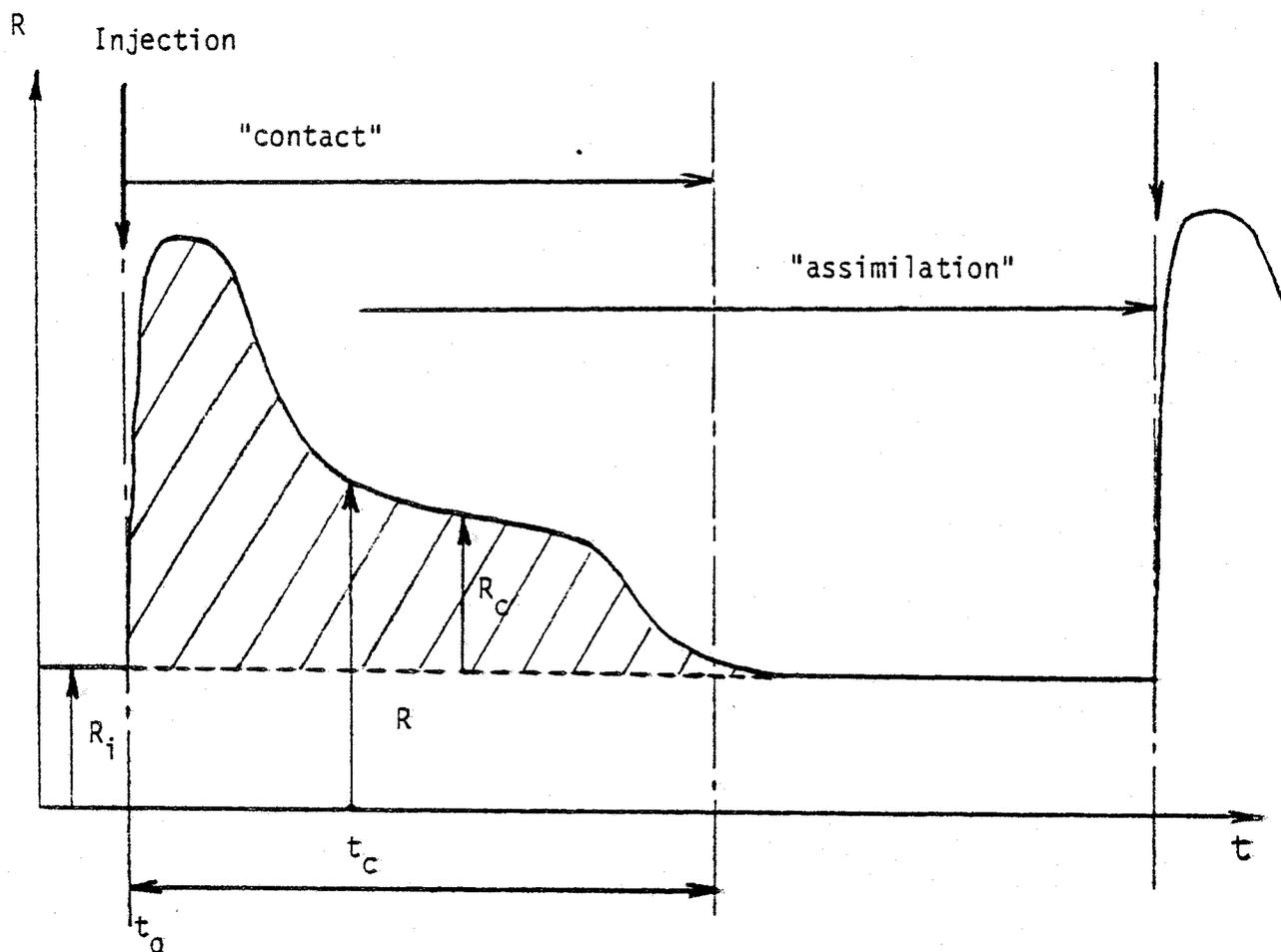


FIG. 2-3 - COURBE RESPIROMETRIQUE

$R_c(t)$ est un reflet des réactions immédiates de dégradation des molécules des matières organiques, tandis que $R_a(t)$ est imputable aux réactions de la métabolisation qui sont plus indirectes et plus lentes. Cette distinction repose sur la constatation de l'existence de la composante R_c de la respiration lorsqu'il y a présence d'une pollution dissoute dégradable par les bactéries et inversement.

Le terme "adsorption" est donc un abus de langage qui a néanmoins l'avantage de rappeler qu'il y a au départ pour certains composés, fixation physique, prédégradation et stockage dans les tissus cellulaires. Le mot "contact" est également utilisé pour traduire l'idée d'un impact caractérisé par des réactions immédiates des microorganismes en présence de la pollution.

Entendons enfin par "assimilation", la poursuite de la métabolisation avec des substances préalablement stockées à l'intérieur ou à l'extérieur de la cellule. $R_a(t)$ est plus stable que $R_c(t)$; elle est donc, compte tenu des erreurs de mesures, supposée constante au cours d'un test.

$$R_i(t) = R_a(t) + R_e(t)$$

$R_e(t)$ est la respiration endogène et correspond à la respiration des boues non alimentées et sans stocks de substrat dans leurs tissus. Ces boues sont alors entrées dans une phase dite d'auto-assimilation. Il y a auto-consommation du matériel de lyse des cellules.

Pour évaluer ces deux composantes, on procède à une aération prolongée à température constante et sans alimentation. On obtient au bout de plusieurs jours la courbe suivante :

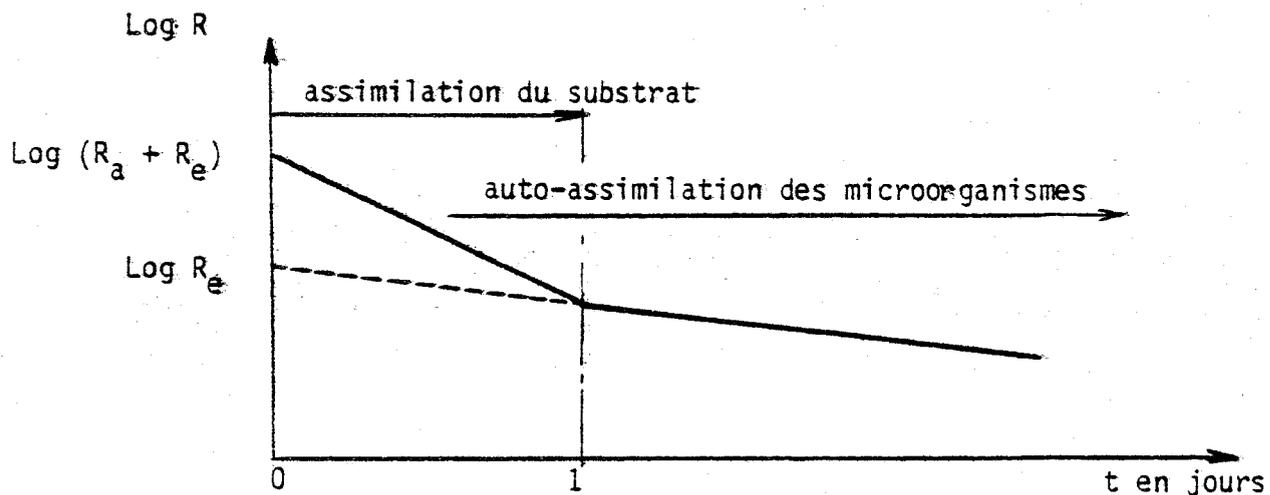


FIG.2-4 - COURBE RESPIROMETRIQUE METTANT EN EVIDENCE LES PHASES D'ASSIMILATION

2.4. Analogie entre les modes de fonctionnement du pilote et ceux des procédés d'épuration par boues activées

L'oxygène, l'azote, les sels minéraux indispensables aux réactions d'assimilation, doivent diffuser à travers les matières fixées sur la périphérie de la cellule. Or, la perméabilité de la couche externe est en relation directe avec la vitesse d'élimination par la cellule elle-même, des composés qui la constituent. En pratique, si ces éléments diffusent mal, on tend vers une des causes du phénomène de "bulking" qui se traduit par un gonflement des floccs bactériens ou par l'apparition de bactéries filamenteuses. La clarification n'est alors plus possible et la station d'épuration perd ses boues.

Le procédé "contact-stabilisation" :

Un des remèdes possibles est le procédé contact-stabilisation. On utilise deux bassins au lieu d'un seul.

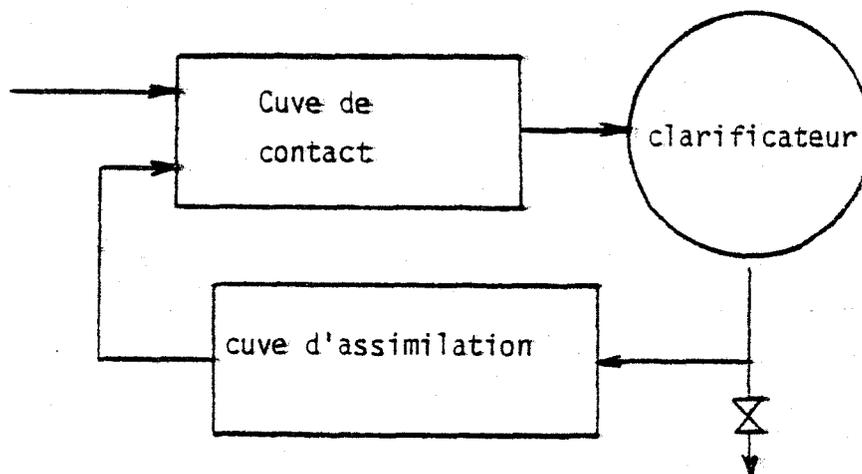


FIG. 2-5 - SCHEMA DE PRINCIPE DU PROCEDE CONTACT-STABILISATION

- le bassin de "contact" travaille à forte charge pour fixer la pollution. Les floccs de boues bien lestés vont ensuite décanter dans le clarificateur,
- le bassin de "stabilisation" aère les boues de retour sans les alimenter afin de leur permettre de poursuivre l'assimilation de leurs réserves avant leur retour dans le bassin de contact.

.../...

Ainsi, en essayant de séparer les deux phases, le procédé contact-stabilisation assure une plus grande uniformité dans la répartition de la pollution, ce qui écarte les risques d'une trop forte saturation et facilite l'assimilation.

Nous sommes amenés à faire le rapprochement entre ce procédé et le mode de fonctionnement de notre unité pilote où l'alimentation en substrat est discontinue. Les injections sont séparées d'un intervalle de temps suffisant pour permettre l'assimilation d'une quantité de substrat équivalente à la quantité de substrat nouvellement adsorbée. Le retour des boues à leur niveau de saturation initial étant ainsi assuré, on améliore la reproductibilité de la phase de contact.

Le procédé classique :

L'assimilation de la pollution doit être accomplie dans l'unique cuve d'aération et nous verrons que l'analogie avec le fonctionnement du pilote est d'autant plus grande que son modèle hydraulique se rapproche du type piston avec alimentation en tête. Dans ce cas, la phase d'adsorption doit être suivie d'un séjour suffisant dans la cuve afin de permettre l'assimilation de la nourriture stockée.

3 - DETERMINATION DES PARAMETRES DE CONTROLE DU PROCESSUS BIOLOGIQUE

Nous nous limitons ici à la définition des nouveaux paramètres et à l'interprétation des comportements en vue de la commande. Les résultats expérimentaux sont présentés dans le chapitre IV.

3.1. Notations courantes :

- Evaluation de la pollution

DBO₅ : Demande Biologique en Oxygène (après 5 jours d'incubation à 20°C)

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DTO : Demande Totale en Oxygène

DOA : Demande en Oxygène pour l'Adsorption de pollution dans les Tissus des cellules

MES : Matières En Suspension.

- Paramètres de forme des courbes respirométriques et paramètres associés

. Respiration en mg/l/ min :

R_e : Respiration endogène des boues ou d'auto-assimilation

R_a : Respiration pour l'assimilation des substrats stockés dans les tissus des cellules et à leur périphérie

R_i : Respiration initiale des boues (avant injection) $R_i = R_a + R_e$

$$\alpha = R_e / R_i$$

R_c : Respiration pour l'adsorption de la pollution dans les tissus cellulaires

R_s : Respiration R_c lorsqu'il y a saturation des boues en substrat.

. Durées :

t_s : durée du palier de saturation

t_c : durée de la phase d'adsorption ou de contact

t_a : durée de la phase d'assimilation

$$\beta = t_a / t_c$$

.../...

- Paramètres physiques :

. *des réacteurs pilotes* :

K : transfert de l'oxygène dans les boues

C : concentration en oxygène dissous dans les boues

C_s : concentration de saturation de l'oxygène dans l'eau propre

V_r : volume du réacteur

V_i : volume de l'injection de substrat

d_i : dilution des boues de retour après la $i^{\text{ème}}$ injection de substrat

. *de la station* :

V_c : volume total des cuves de contact d'un traitement contact-stabilisation

V_a : volume total des cuves de stabilisation d'un traitement contact-stabilisation

V : volume total des cuves d'aération d'un traitement classique

V_b : volume des boues (à la concentration des boues de retour) disponible dans le système

NV : niveau du voile des boues dans le décanteur secondaire

D_e : débit d'eau admis sur le traitement biologique

D_b : débit des boues de retour

$D = D_e / D_b$

D_{be} : débit des extractions des boues en excès

D_d : débit maximum admissible sur le décanteur secondaire

D_{cin} : débit maximum admissible sur le traitement biologique compte tenu uniquement de la vitesse de métabolisation de la pollution

D_{min} : débit minimum souhaitable sur le traitement biologique

t_{sc} : temps de séjour "géométrique" de la cuve de contact

t_{sa} : temps de séjour "géométrique" de la cuve d'assimilation

- Evaluation des flux de pollution :

- ΔQ_p : quantité de pollution (exprimée en DOA écoulee) dans l'intervalle de temps Δt
- D_p : flux de pollution $D_p = \Delta Q_p / \Delta t$
- CH : charge en DOA de la cuve de contact $CH = DOA \cdot Db \cdot D(1+D) / R_e \cdot V_c$
- CHO : consigne de charge
- RA : rapport d'alimentation des boues : $RA = DOA \cdot D / R_e$
- DOA_s : concentration de pollution (exprimée en DOA) dans l'eau de sortie
- $QDOA_s$: flux de pollution en sortie de la station.

3.2. Evaluation de la concentration en pollution de l'effluent brut

La DBO est la consommation d'oxygène consécutive à la métabolisation complète du substrat avec en plus la respiration endogène des bactéries produites à partir de l'inoculum. Nous introduisons, avec la "Demande en Oxygène pour l'Adsorption" (DOA), une nouvelle unité de pollution qui correspond à la quantité d'oxygène consommée lors de l'adsorption de la pollution par les microorganismes contenus dans les boues de la station.

$$DOA = \frac{V_r + V_i}{V_i} \int_{t_0}^{t_0 + t_c} R_c(t) dt$$

t_0 étant l'instant d'injection.

Pour observer les possibilités de traitement, la DOA présente sur la DBO_5 , les avantages suivants :

- sa détermination en 20 minutes environ (au lieu de 5 jours pour la DBO_5) permet de suivre les variations des flux de pollution,
- elle a un rapport direct avec la quantité de pollution pouvant être captée par les microorganismes contenus dans les boues de la station, tandis que la DBO_5 ne dépend généralement pas de la nature de ces boues. On notera, à ce sujet, qu'il est possible d'obtenir une DOA beaucoup plus importante que la DBO_5 si l'inoculum n'est pas adapté au substrat,
- les boues sont conditionnées à la température de la station.

La DOA est indépendante du volume de substrat injecté et de la concentration des boues dans le réacteur. Des modifications de la concentration des boues peuvent conduire à plus ou moins long terme, à un nouvel équilibre des espèces entre elles ; ce qui se traduirait par une évolution de la DOA. Pour assurer la représentativité des tests, nous limitons le nombre des injections sur une même boue. C'est seulement dans ces conditions que nous vérifions les propriétés d'indépendance citées plus haut.

3.3. Evaluation de la charge polluante et du rapport d'alimentation

La charge polluante est habituellement représentée par le rapport du flux de pollution admis quotidiennement sur la station, sur la masse totale de boues qu'elle contient. Nous allons là aussi, définir des expressions nouvelles qui ont l'avantage d'être homogènes et calculables sans données extérieures aux tests respirométriques.

- Le flux D_p de pollution est évalué en DOA de préférence à la DBO_5 , à la DCO ou à la DTO.
- La concentration des boues en MES s'est toujours substituée dans les expressions de la charge polluante à leur activité * biologique réelle ou potentielle puisque cette dernière n'est pas mesurable par un appareil de process. Le respiromètre apporte là aussi une solution intéressante, en permettant l'évaluation de la respiration endogène R_e qui peut être considérée comme proportionnelle à la concentration X en microorganismes actifs. Pour accéder à cette donnée, il faut relever la courbe de la fig. 2-4 et en déduire le rapport α tel que $R_e = \alpha \cdot R_i$ à l'instant initial. α est déterminé pour un niveau donné des stocks de substrats dans les tissus des cellules.

La respiration endogène totale des boues contenues dans la cuve d'aération du procédé classique ou dans la cuve de contact du procédé contact-stabilisation est, compte tenu de la dilution, égale à :

$$\alpha \cdot R_i \cdot V_c \cdot D_b / (D_b + D_e)$$

ce qui donne la nouvelle expression de la charge :

$$CH = \frac{DOA \cdot D_e}{\alpha \cdot R_i \cdot \frac{D_b}{D_b + D_e} \cdot V_c} \quad \text{ou} \quad CH = \frac{DOA \cdot D_b \cdot D (1 + D)}{\alpha \cdot R_i \cdot V_c} \quad (2-1)$$

$$\text{si } D = D_e / D_b.$$

CH est un rapport sans dimension.

* Seul le dosage de l'ATP, réalisable seulement en laboratoire, peut mesurer le potentiel énergétique des cellules.

On peut définir également le taux d'alimentation des boues comme étant le rapport du flux de pollution à traiter sur le flux des boues de retour. Nous appelons "Rapport d'Alimentation" l'expression :

$$RA = \frac{DOA \cdot D_e}{\alpha \cdot R_i \cdot D_b} \quad \text{ou} \quad RA = \frac{DOA \cdot D}{\alpha \cdot R_i} \quad (2-2)$$

On remarque que $CH = \frac{RA}{\frac{V_c}{D_b + D_e}}$ est une expression de RA corrigée par le

temps de séjour géométrique dans la cuve d'aération ($V_c / (D_b + D_e)$). Elle tient ainsi partiellement compte de la contrainte temporelle, autre aspect fondamental de la conduite du traitement biologique.

En régime statique, la stabilité du traitement suppose que les boues de retour retrouvent l'état qu'elles avaient avant leur mélange avec l'effluent à traiter. Autrement dit, la durée totale du cycle doit être suffisante pour permettre l'assimilation d'une quantité de substrat équivalente à celle qui a été adsorbée au cours de ce cycle. Dans le procédé classique, cette durée est égale au temps de séjour des boues dans la cuve d'aération, corrigée normalement d'une durée correspondant au prolongement de l'assimilation dans le clarificateur.

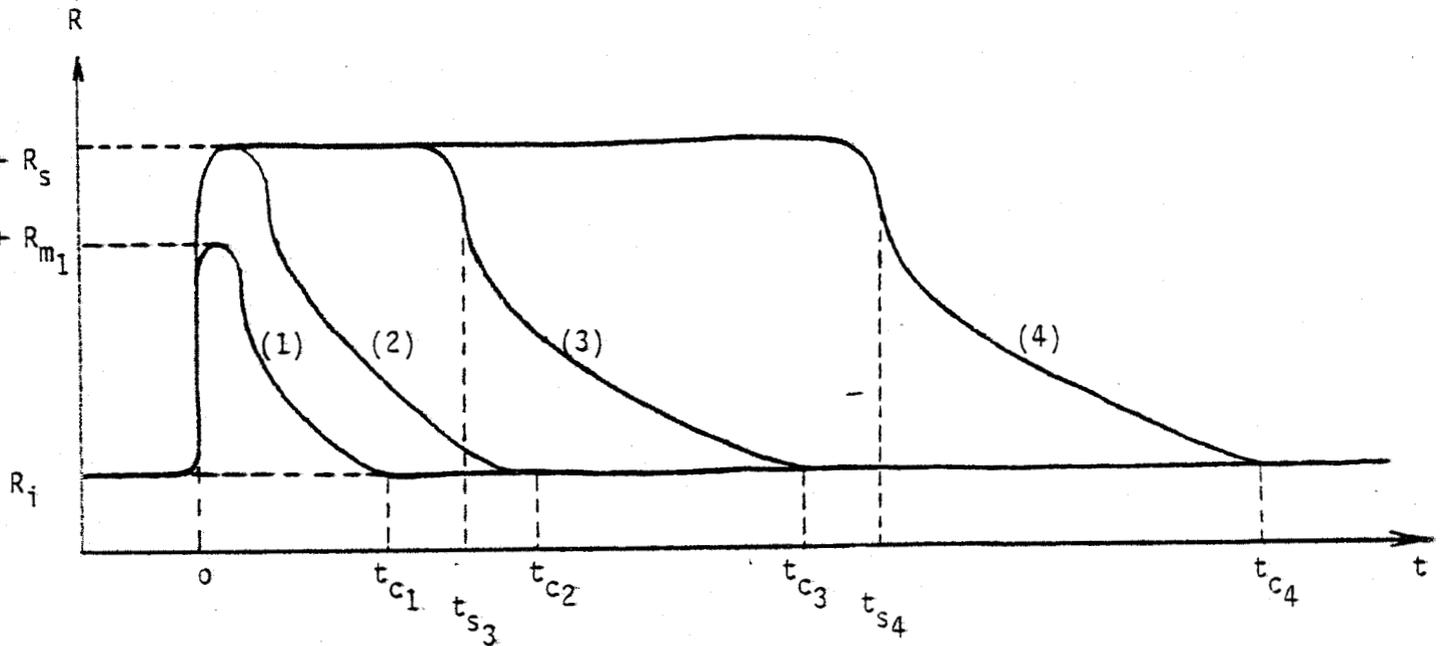
Le procédé contact-stabilisation impose une contrainte supplémentaire avec la limitation en durée de la phase d'adsorption par le temps de séjour dans la cuve de contact. Le non respect de cette contrainte conduit à une adsorption incomplète avec ses conséquences immédiates et systématiques sur la qualité de l'effluent de sortie. En revanche, une accumulation de substrat, suite à une période d'assimilation insuffisante, peut être résorbée sans difficultés si la charge a diminué lors du cycle suivant. On considère donc, dans l'expression de la charge des procédés contact-stabilisation, le seul volume V_c de la cuve de contact.

3.4. Analyse des courbes respirométriques :

Cette étude est essentiellement orientée vers la définition des lois d'extrapolation pour le calcul de la cinétique globale des réactions biologiques du traitement réel.

3.4.1. Etude de la forme des courbes respirométriques

Avec un substrat dégradable par les boues de la station, on observe immédiatement après l'injection, une croissance très rapide de la respiration formant des courbes respirométriques avec un pic plus ou moins large. Lorsqu'on procède à des injections de volumes croissants, la hauteur du pic augmente jusqu'à un palier très marqué qui correspond à un seuil maximum de l'activité des bactéries.



$V_{i1} < V_{i2} < V_{i3} < V_{i4}$ ou plus précisément $RA_1 < RA_2 < RA_3 < RA_4$

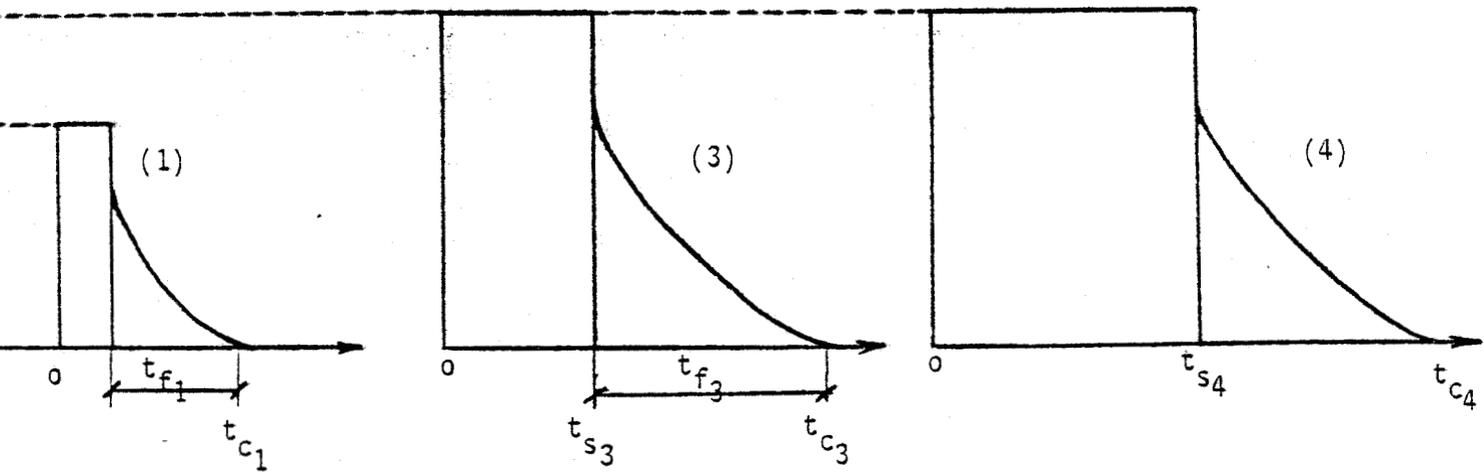


FIG. 2-6 - MISE EN EVIDENCE DU PALIER DE SATURATION

On distingue généralement un pic rectangulaire et une queue de courbe souvent assimilable à une exponentielle. Une fois le palier de saturation atteint, une augmentation du volume de substrat injecté augmente la surface du rectangle sans modifier notablement la queue de la courbe.

L'existence de réactions aux cinétiques différentes se traduit par la présence de plusieurs paliers de saturation. Deux réactions associées à des paliers distincts peuvent être indépendantes et simultanées (ex : souches adaptées à des substrats différents, fig. 2-7 cas A) ou successives (Ex : existence d'un substrat préférentiel, fig 2-7 cas B). La production d'un métabolite lui-même dégradable par les boues, permet de supposer une dépendance linéaire entre les surfaces des éléments de courbes du cas B.

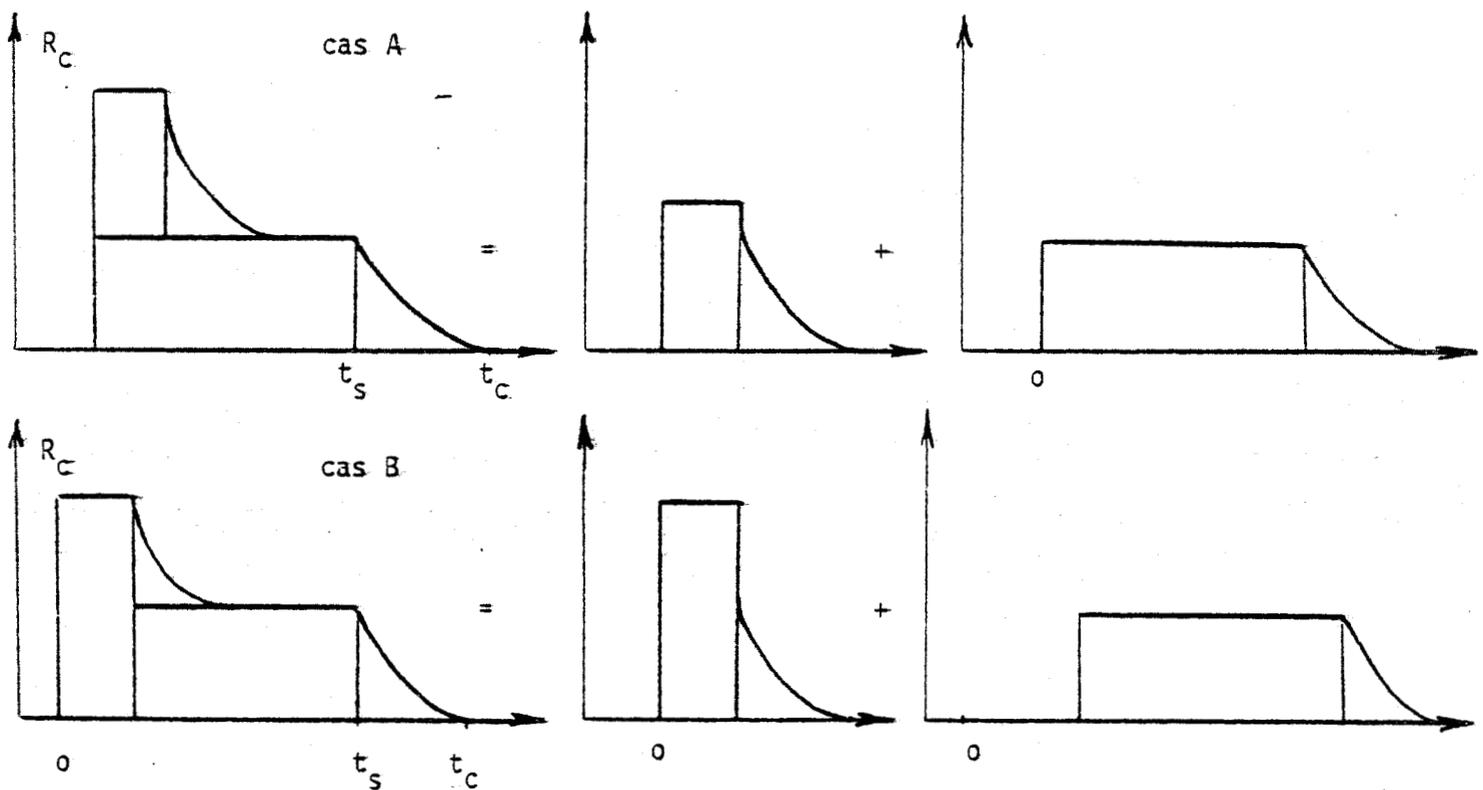


FIG. 2-7 - CAS TYPES DE COURBES A DEUX PALIERS :
DECOMPOSITION EN COURBES SIMPLES

Sachant que pour déterminer la cinétique des réactions biologiques, nous effectuons uniquement des transformations linéaires, les décompositions précédentes montrent que l'on peut remplacer les courbes à plusieurs paliers par une courbe à un seul palier de hauteur égale à la respiration moyenne de la courbe originelle sur l'intervalle de temps t_s :

$$R_s = \frac{1}{t_s} \int_0^{t_s} R_c(t) dt$$

La qualité de l'approximation dépend uniquement de l'importance relative de la queue du premier élément de courbe.

Le premier palier de saturation peut être atteint lors du test sans que le second le soit ; de plus, il est impossible de savoir s'il l'est dans les conditions du traitement réel. Alors, selon l'importance des réactions secondaires on assimile cette "bosse" à un palier de saturation (fig. 2-8 cas A) ou au contraire, on l'inclue dans la queue de la courbe (fig. 2-8 cas B).

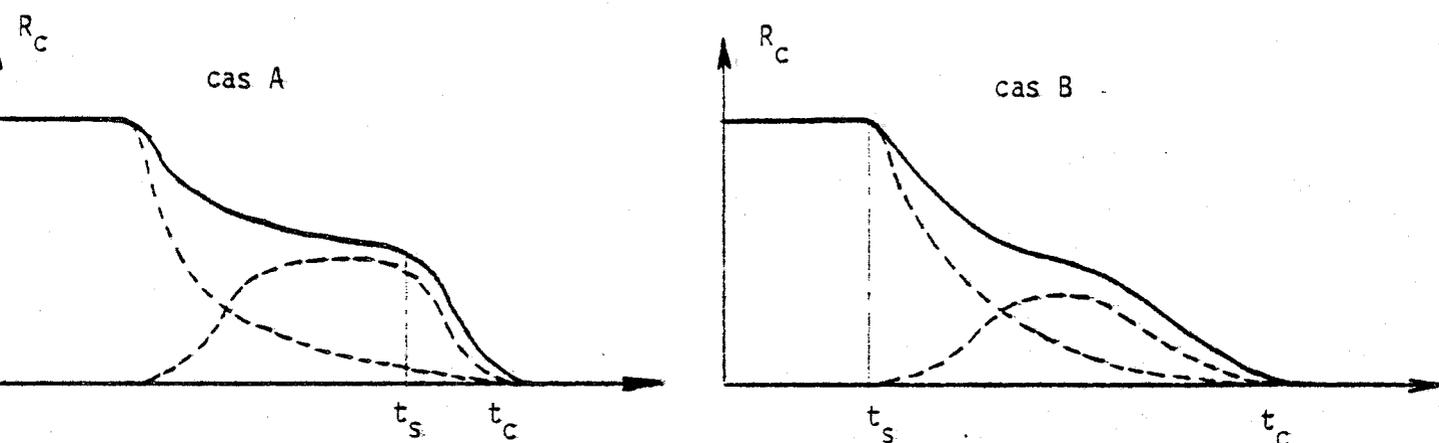


FIG. 2-8 - DETECTION DES PALIERS SECONDAIRES

La queue de la courbe commence à l'instant t_s avec la dernière décélération de $R_c(t)$ telle que :

$$\frac{d^2 R_c(t)}{dt^2} > S_q \text{ pour } t_s - \epsilon \leq t < t_s$$

$$\frac{d^2 R_c(t_s)}{dt^2} \leq S_q < 0 \text{ et } \frac{dR_c}{dt}(t + \epsilon) \leq \frac{dR_c(t_s)}{dt}$$

Le choix du seuil S_q permet d'inclure ou non la "bosse" dans la queue de la courbe.

.../...

Cette fin de courbe ne pouvant pas toujours être représentée par des modèles simples il est nécessaire de la mémoriser pour déterminer, après transformations linéaires, la part de la DOA qui lui est imputable

3.4.2. Influence de la concentration X en microorganismes sur R_s , t_s et t_c

Les boues des réacteurs du pilote sont diluées du fait des injections de l'eau brute à analyser ; de plus, leur concentration n'est pas égale à celle des boues activées de la cuve d'aération de la station. En conséquence, il importe de déterminer l'influence de la dilution sur R_s , t_s et t_c .

Influence de X sur le palier de la courbe

On vérifie les deux propriétés suivantes :

- La surface du rectangle délimitée par le palier de saturation reste constante lorsqu'on fait varier la seule concentration X en microorganismes actifs. Cette propriété est celle de l'indépendance de la DOA et de X , l'équilibre bactérien étant maintenu.
- R_s / X et $t_s \cdot X$ sont indépendants de X ou, si d est le taux de dilution des boues dans le réacteur, R_s/d et $t_s \cdot d$ sont indépendants de d .

Influence de X sur la queue de la courbe :

Dans le cas très fréquent d'une queue de courbe à allure exponentielle, l'expérience tend à prouver que pour des boues et un substrat donné, la durée $t_f = t_c - t_s$ de l'adsorption après le palier de saturation, ne dépend pratiquement pas de X . Ceci peut s'expliquer par le fait que les microorganismes passent d'un même état de départ où l'activité est maximale au même état d'arrivée en subissant le même environnement. La respiration $R_c(t)$ est alors proportionnelle à X .

Si des effets secondaires sont incorporés dans la queue de la courbe, ils seront atténués grâce au choix d'un seuil S_0 suffisamment négatif. L'expérience montre que ces lois de comportement peuvent être maintenues sans détérioration de la précision.

.../...

Corollaire :

Si deux réacteurs aérobies ont des modèles hydrauliques analogues et contiennent les mêmes boues et les mêmes substrats, les cinétiques d'adsorption de ces substrats sont dans le même rapport que les rapports d'alimentation.

On généralise ces observations aux cinétiques des réactions d'assimilation.

3.4.3. Estimation de la durée de la phase de contact pour une injection telle que le rapport d'alimentation soit égal à celui du traitement réel

Le rapport d'alimentation des boues de retour en eau brute est égal à $DOA \cdot D_e / X \cdot D_b$ dans la station, tandis qu'il est égal à $V_i / d \cdot X \cdot V_r$ dans le pilote. On constate alors qu'il est 30 à 60 fois plus important pour le traitement réel que pour le test respirométrique courant. Les boues de retour sont donc fortement chargées en pollution à leur entrée dans la cuve. Or, l'obtention d'un test où la saturation des boues est atteinte demande généralement plus d'une heure alors que la surveillance normale du flux de pollution exige une durée maximum d'environ 30 minutes. Un bon compromis a pu être établi grâce à l'organisation du pilote (cf chapitre IV) qui permet, pendant une période de une ou deux heures, la réalisation simultanée de tests sur les deux réacteurs.

On effectue sur le réacteur qui termine sa phase d'analyse, une injection telle que le palier de saturation soit atteint (cas n°3 de la fig. 2-6) afin de déterminer R_s et t_f ; sur l'autre réacteur, des tests plus rapides (cas n°1) pour suivre les fluctuations de la DOA tout en contrôlant la présence éventuelle de toxiques. On peut en effet admettre que la durée de la phase de contact ne varie à court terme que du seul fait des variations de concentration de la pollution. S'il en est autrement, un bassin tampon s'impose à l'entrée du biologique. Ainsi, R_s et t_f sont déterminés toutes les 3 ou 4 heures et la DOA toutes les 20 ou 30 minutes environ.

La durée t_{c4} (en référence au cas n°4 de la fig. 2-6) de la phase de contact du test ayant un taux d'alimentation égal à celui pratiqué sur la station, est calculée à partir des valeurs des paramètres d_3 , R_{s3} , S_{f3} et t_{f3} obtenues au cours du test réalisé dans les conditions des cas n°3.

$$t_{c4} = t_{s4} + t_f$$

avec $t_f = t_{f3} = t_{f4}$

et $t_{s4} \cdot R_{s4} = 1/V_r (DOA_4 \cdot V_{i4} - S_{f4})$

S_f étant la surface de la queue de la courbe, on a :

$$\text{d'après } \S \text{ 3-4-2 : } S_{f4} = S_{f3} \cdot \frac{d_4}{d_3}$$

$$\text{De plus } R_{s4} = R_{s3} \cdot \frac{d_4}{d_3}$$

$$\frac{DOA_4 \cdot D}{X} = \frac{DOA_4 \cdot Vi_4}{X \cdot Vr}$$

$$\frac{1}{d_4} = 1 + \frac{Vi_4}{Vr} = 1 + D$$

$$\text{D'où } t_{c4} = \frac{d_3}{R_{s3}} \left(DOA_4 (1 + D) D - \frac{S_{f3}}{d_3} \right) + t_f$$

L'essai de référence sera désormais indiqué par l'indice zéro.

$$t_c = \frac{d_0 \cdot DOA}{R_{s0}} D^2 + \frac{d_0 \cdot DOA}{R_{s0}} D - \frac{S_{f0}}{R_{s0}} + t_f \quad (2-3)$$

Note importante : cette valeur de t_c est la durée minimum nécessaire pour l'adsorption complète de la pollution introduite avec un rapport D des débits d'eau brute et de boues dans une cuve à écoulement du type piston.

Cas limites :

a) Le palier de saturation peut exister mais n'a pas pu être détecté car l'aération du pilote est limitée pour ne pas nuire à la précision du calcul de K et à la reproductibilité des courbes respirométriques obtenues avec des injections ordinaires plus faibles.

- L'obtention d'un palier de saturation conduit à des tests de durées prohibitives. Il est alors possible de procéder à une injection suffisante pour détecter l'existence d'un palier et éventuellement son niveau, le test est ensuite abandonné. La durée t_f de la queue de la courbe est déterminée par extrapolation de la durée t_{f1} (fig. 2-6) $t_f = t_{f3} =$

$$\frac{R_s}{R_{m1}} \times t_{f1}$$

b) La palier de saturation peut être considéré comme inexistant :

- Les boues ne sont pas adaptées et la dégradation est très longue (fig 2-9 cas A). Le calcul aboutit généralement à un faible rapport d'alimentation et la qualité de l'eau de sortie est peu sensible aux erreurs d'estimation de t_c .

.../...

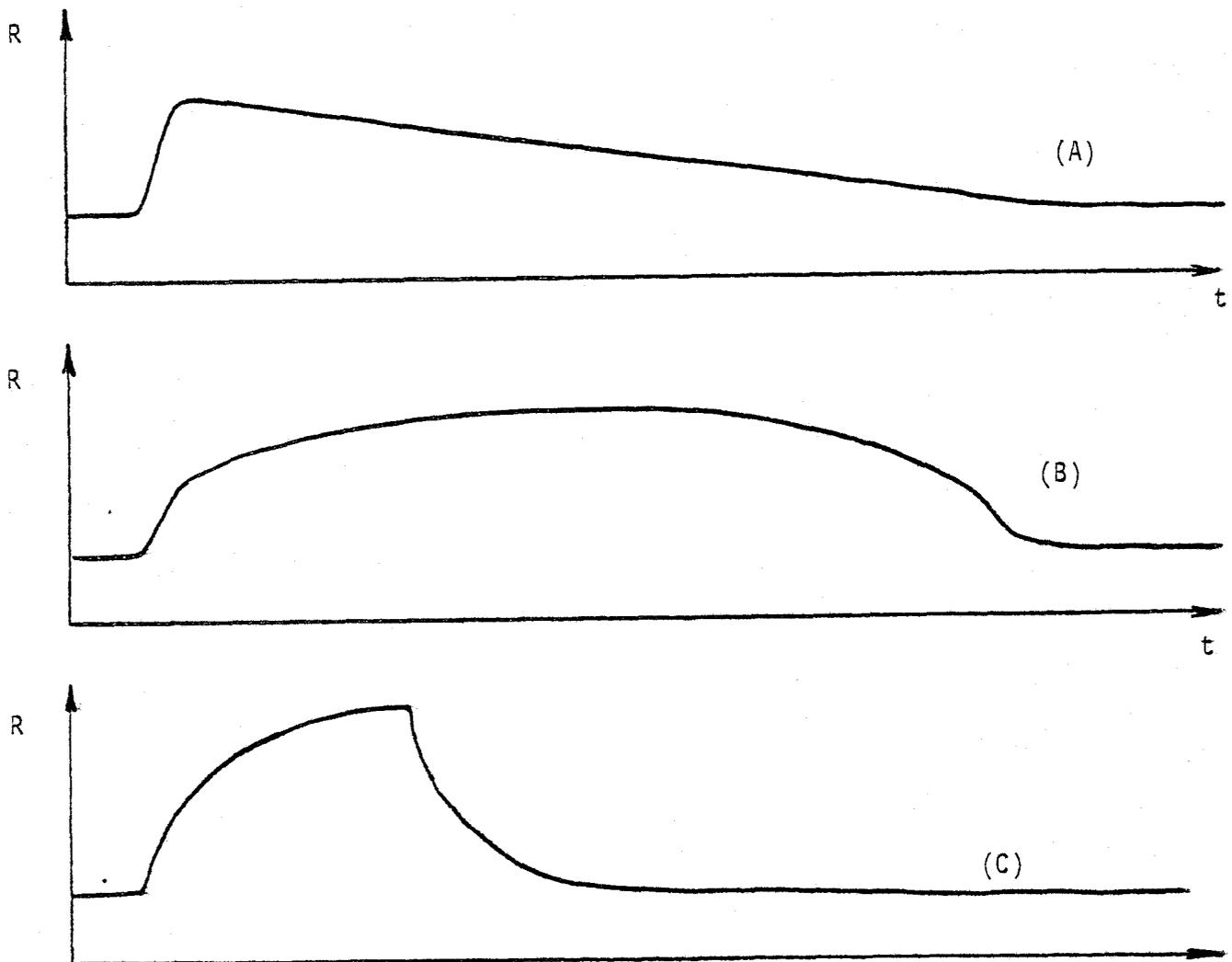


FIG. 2-9 - QUELQUES TYPES DE COURBES SANS PALIERS DE SATURATION

- L'enchaînement complexe des réactions biologiques peut conduire à des courbes d'allures très particulières, dépourvues de palier (cas B et C).

Tous ces cas sont résolus en considérant t_c / V_i constant,

$$D'où \quad t_c = \frac{t_{c0}}{V_{i0}} \cdot d_0 \cdot V_r \cdot D \quad (2-4)$$

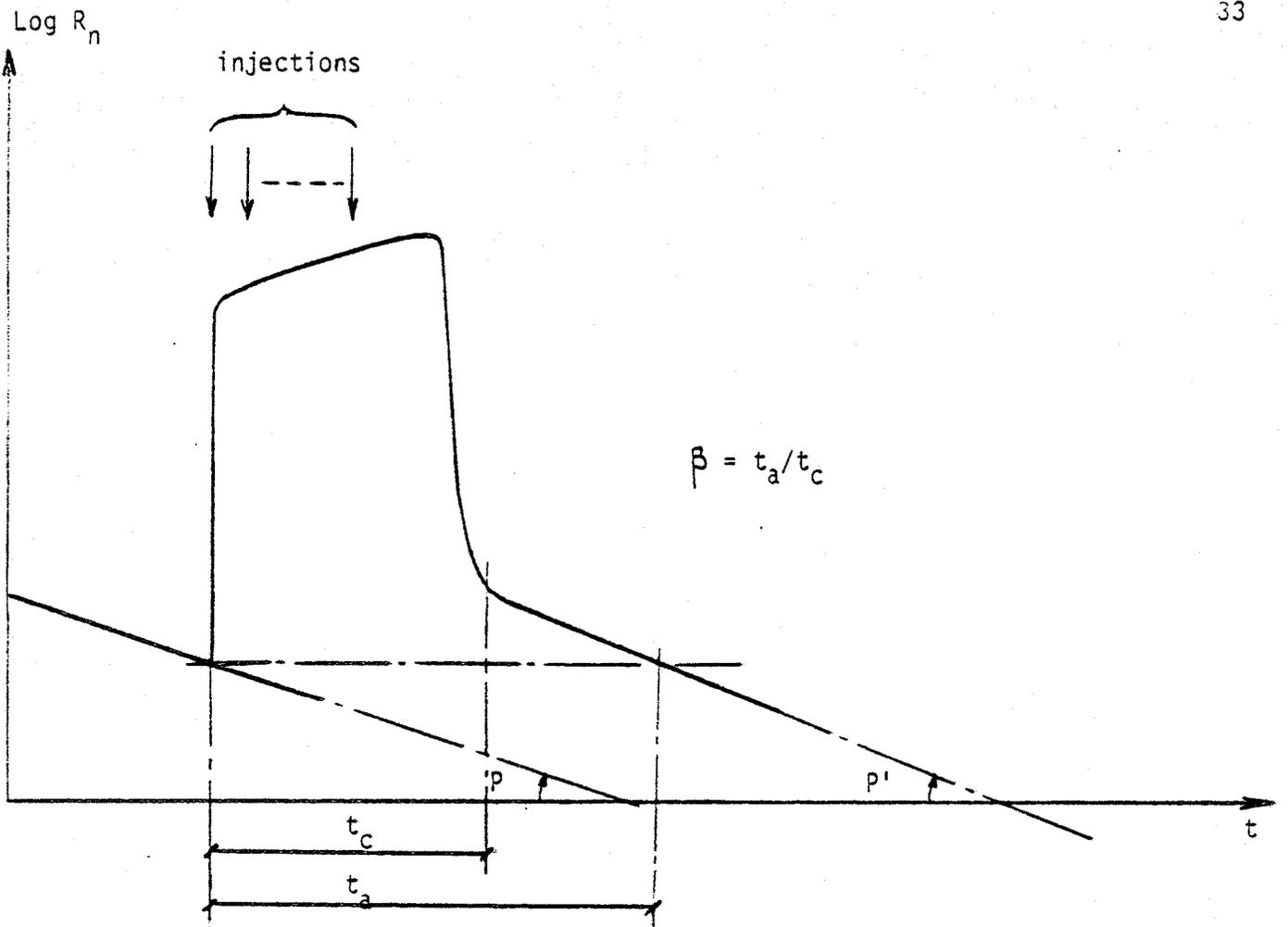


3.4.4. Durée totale de la métabolisation de la pollution :

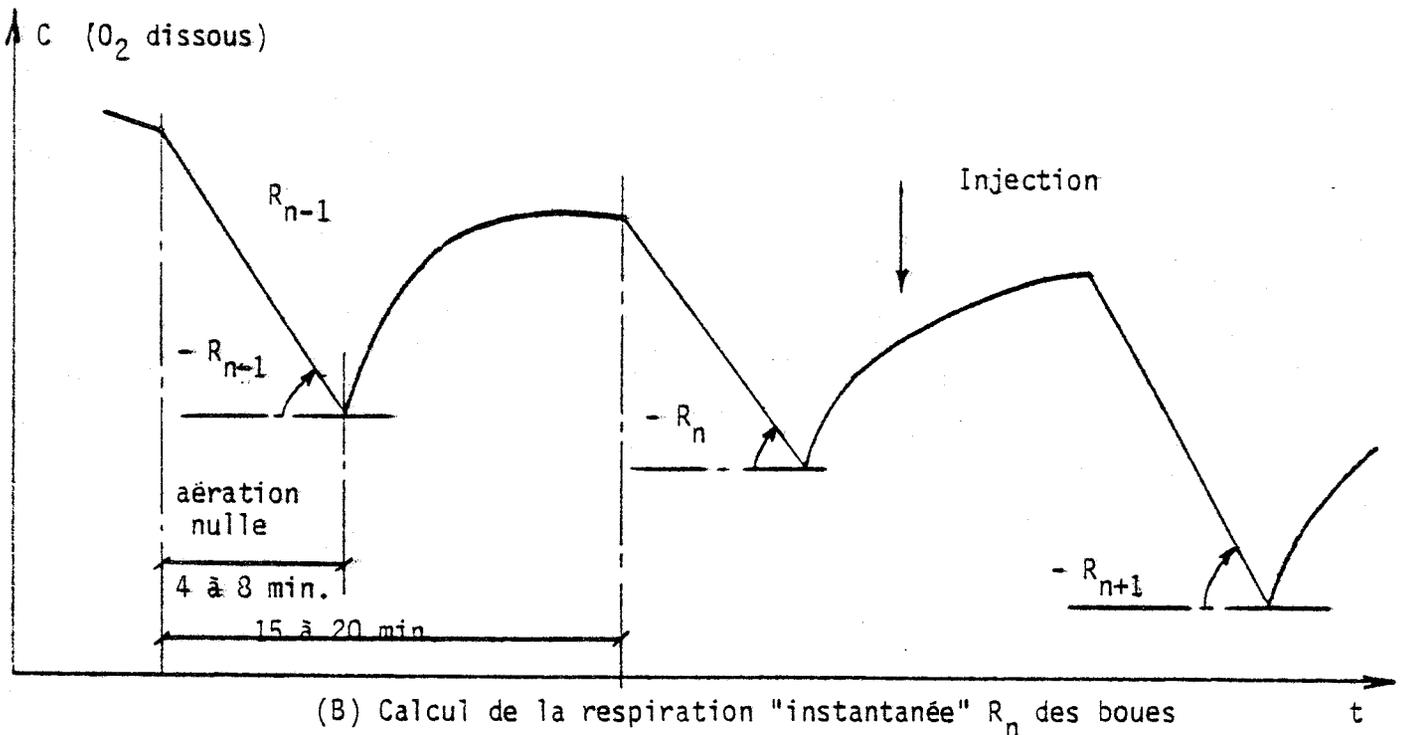
Les réactions lentes de la synthèse de la pollution se traduisent par une plus faible respiration des boues et une observation du phénomène plus délicate et imprécise. Nous sommes donc amenés à extrapoler le comportement des boues lors de la phase dite de contact en supposant les cinétiques d'adsorption et d'assimilation proportionnelles. Si β est leur rapport (en général compris entre 1,5 et 3), la durée t_a de la phase d'assimilation est $t_a = \beta \cdot t_c$. Les réactions d'assimilation et d'adsorption étant présentes simultanément, t_a représente en fait la durée totale nécessaire à la métabolisation complète de la pollution.

Nous déterminons β en augmentant suffisamment la quantité de substrat stockée dans la cellule pour déceler une variation de la respiration R_a après la phase d'adsorption. On procède pour cela à une série d'injections telles que l'apport de substrat soit important sans toutefois risquer l'engorgement des bactéries et l'annulation du taux d'oxygène dissous dans le réacteur. Pour calculer la respiration avec précision, on coupe l'aération du réacteur et on calcule la vitesse de décroissance du taux d'oxygène dissous. Cette vitesse est pratiquement constante et on enregistre une droite lorsque l'adsorption de la pollution est achevée. La lenteur de l'évolution de la respiration s'accommode parfaitement d'une période d'échantillonnage de 15 à 20 minutes (fig. 2-10-B). La fin de la phase est détectée sur la courbe $\text{Log } R(t)$ (fig. 2-10-A) pour évaluer t_c puis le retour à la respiration initiale pour évaluer t_a .

Pour ne pas diluer les boues, le réacteur aérobie est associé à un clarificateur avec une pompe de retour des boues décantées, comme sur une station biologique.



(A) : courbe $\text{Log } R(t)$



(B) Calcul de la respiration "instantanée" R_n des boues

FIG. 2-10 - DETERMINATION DU RAPPORT β DES CINETIQUES D'ASSIMILATION ET D'ADSORPTION



.../...

3.5. Contrôle de l'évolution de l'état des boues

Nous n'avons pas, jusqu'ici, tenu compte de l'évolution de l'état des boues qui constituent l'autre composante des réactions biologiques. Parmi les facteurs qui font cette évolution, citons :

- la croissance bactérienne consécutive à la synthèse de la pollution,
- la mortalité bactérienne par auto-lyse des cellules,
- la nature de la pollution qui peut comporter notamment des produits inhibiteurs et même toxiques (cf § 3.5.3.) ou qui peut privilégier certaines espèces,
- la quantité de pollution à traiter par rapport à la quantité de micro-organismes. Elle est exprimée par le taux d'alimentation RA ou la charge CH. Si RA est faible, les espèces ayant le rapport surface sur volume le plus important sont les plus aptes au captage de la nourriture et se développent au détriment des autres. Or, ces floccs de faible densité décantent mal et la qualité de l'eau de sortie diminue. Une faible charge en pollution carbonée favorise également le développement des souches bactériennes dites nitrifiantes et qui sont à l'origine de la formation de nitrates (NO_3^-). Si un traitement spécial n'est pas prévu, les bactéries consomment l'oxygène des nitrates lorsqu'elles sont dans le clarificateur (zone anaérobie) et une dénitrification s'opère avec pour conséquence la formation du gaz NO_2 responsable des remontées de boues. Inversement, une suralimentation des boues provoque un phénomène d'engorgement que nous avons déjà évoqué et qui, à plus ou moins long terme, a lui aussi des effets fâcheux sur la décantation.
- la température qui accroît l'activité lorsqu'elle augmente et inversement. Des variations importantes de la température peuvent modifier sensiblement l'écologie du système.

En résumé, la destabilisation du traitement peut se manifester par :

- a) une réduction de l'efficacité des boues à dégrader la pollution en raison d'une baisse de l'activité des bactéries, de leur trop forte saturation ou de la disparition d'espèces adaptées à des pollutions spécifiques,
- b) une diminution de la décantabilité des floccs de boues.

.../...

3.5.1. Caractérisation de l'état des boues

L'évolution du spectre des espèces n'étant observable qu'au microscope, nous nous affranchissons de ce paramètre qualitatif en évitant les fortes perturbations du milieu par une limitation des fluctuations de la charge CH. En revanche, l'analyse respirométrique va nous permettre de suivre avec R_e les variations de la concentration X de microorganismes actifs et avec R_a l'importance des réserves intra et extracellulaires.

Si $R_i = R_a + R_e$ est déterminée environ toutes les 3 heures, il en est autrement de α ($R_e = \alpha R_i$) qui nécessite le relevé sur plusieurs jours, de la courbe de stabilisation des boues (fig. 2-4).

Pour juger de l'opportunité de réévaluer α , on peut comparer les évolutions de R_i , du flux de pollution D_p et de la température Θ des boues activées. Mais une méthode plus sûre consiste à injecter en quantité suffisante pour atteindre le palier de saturation, un substrat choisi pour sa dégradabilité par un grand nombre d'espèces. Sachant que $R_s = aX$ avec $a = \text{cste}$, $R_s/R_i = a/\alpha$.

Si on est assuré de la stabilité du coefficient a , le calcul de α est immédiat ; dans le cas contraire, ce test ne peut servir qu'à déceler une modification du rapport α .

3.5.2. Croissance bactérienne : volume des boues produites

Soit : V_b le volume occupé par les boues présentes dans le système, leur concentration étant supposée égale à celle des boues de retour.

$\Delta R_e/R_e$ la variation relative de la respiration endogène des boues au cours de la période Δt considérée $\therefore \frac{\Delta R_e}{R_e} = \frac{\Delta(\alpha R_i)}{\alpha R_i}$

on en déduit : $\Delta V_b = V_b \cdot \frac{\Delta(\alpha R_i)}{\alpha R_i}$

L'utilisation des extractions des boues en excès pour réaliser une conduite optimale suppose une actualisation permanente des stocks de boues, alors que R_i est déterminée seulement toutes les 3 heures et α beaucoup plus rarement. Il faut donc définir un modèle de l'évolution de la quantité de matières actives qui puisse interpréter les renseignements fournis par les tests respirométriques.

.../...

$V_b \cdot \Delta R_e$ est égale à l'augmentation de R_e due à la croissance bactérienne et consécutive à la synthèse de la quantité ΔQ_p de pollution, diminuée de la respiration endogène $(\Delta R_e)_m$ des boues mortes pendant cette période Δt . On ne tiendra pas compte de la variation $(\Delta R_e)_s$ de ΔR_e , imputable aux pertes de boues dans l'effluent épuré. La formule générale s'écrit :

$$V_b \frac{\Delta R_e}{R_e} = C \frac{\Delta Q_p}{R_e} - V_b \frac{(\Delta R_e)_m}{R_e} - \left(\frac{\Delta R_e}{R_e} \right)_s \text{ avec } C = \text{cste}$$

$\left(\frac{\Delta R_e}{R_e} \right)_m$ est donné par la courbe de stabilisation des boues non alimentées :

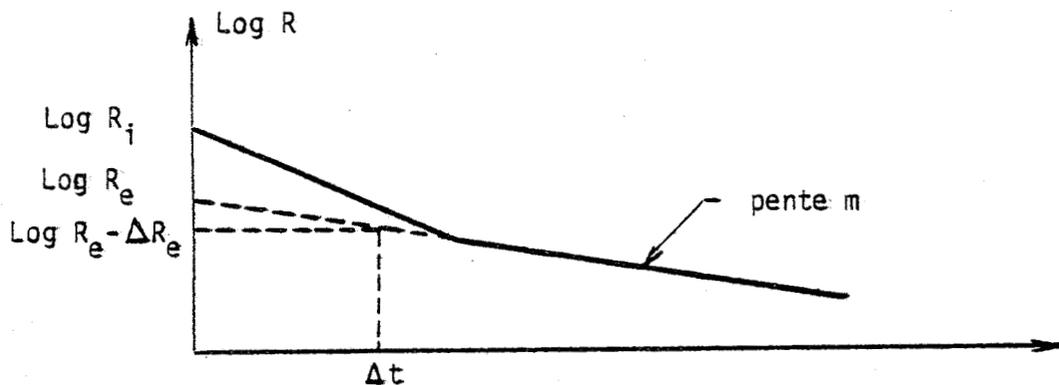


FIG. 2-II - CALCUL DU TAUX DE MORTALITE DES BOUES

si m est la pente de la droite de variation de la respiration endogène, on a :

$$\text{Log} \left(1 - \frac{\Delta R_e}{R_e} \right) = -m \Delta t \quad \text{d'où} \quad \left(\frac{\Delta R_e}{R_e} \right)_m = 1 - e^{-m \Delta t}$$

$$\text{et } \Delta V_b = C \frac{\Delta Q_p}{R_e} - V_b (1 - e^{-m \Delta t}) \quad (2-5)$$

Le paramètre C est déterminé en comparant au bout d'un semaine ou plus, la quantité de boues en excès calculée et la quantité de boues extraites pour satisfaire les tests habituels de décantabilité des boues et autres essais.

Remarque

Comme pour l'évaluation de la charge polluante, cette expression a l'avantage d'être homogène puisqu'elle n'utilise que des paramètres liés à la respiration des boues. La conversion de la quantité de pollution assimilée en masse de boues produite, eut introduit des erreurs supplémentaires.

3.5.3. Cas particulier d'analyse qualitative : le test de toxicité

L'intoxication d'une culture par un substrat se manifeste soit par sa destruction immédiate, partielle ou totale, soit par son inhibition progressive :

- dans le premier cas, la toxicité est très violente et l'on observe une diminution de la respiration des boues après l'introduction du substrat,
- dans le second, la tendance inhibitrice se révèle à l'examen de l'évolution des courbes respirométriques lors d'injections répétées. On constate généralement une diminution de la DOA et de la respiration instantanée maximale avec augmentation de la durée t_c . De plus, le temps au bout duquel est obtenu le maximum de la respiration après le début de l'injection, augmente. On peut à la suite d'un nombre suffisant d'injections, constater des effets destructeurs.

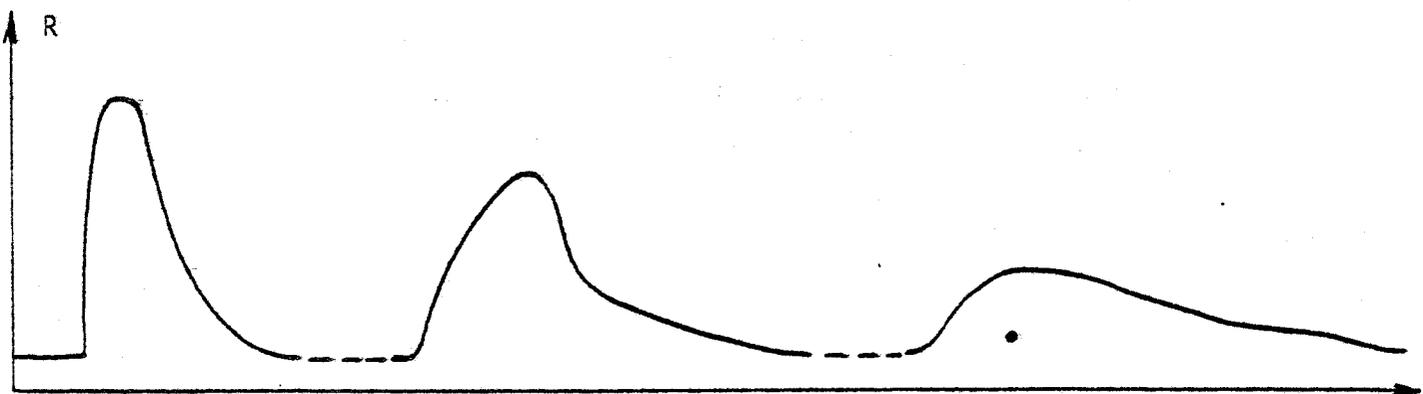


FIG. 2-12 - EXEMPLE D'EVOLUTION DES COURBES RESPIROMETRIQUES EN PRESENCE D'INHIBITEURS

Le problème posé par la détection des toxiques est le discernement de la tendance à l'inhibition sur un nombre le plus réduit possible de tests. Une interprétation trop hâtive peut diagnostiquer à tort la présence de toxiques alors qu'il s'agit d'une forme très particulière mais stable ou d'une période transitoire d'adaptation de la culture.

Compte tenu de ces remarques, le paramètre retenu est le rapport DOA/t_c . En cas de toxicité, on observe une diminution de ce rapport et la réciproque est généralement vraie. Ainsi, en dessous d'un seuil réglable, il est diagnostiqué la présence probable d'inhibiteurs. Il appartient ensuite à l'exploitant d'étudier, dans les cas douteux, l'adaptabilité éventuelle des boues à cette pollution en procédant à des injections répétées pendant plusieurs jours. Lors de ces expériences, pour éviter les pertes de boues par dilution, et analyser la qualité de l'eau traitée, il faut utiliser le réacteur aérobie complété par son décanteur et la pompe de retour des boues.

Nota

Un pH insuffisamment neutre aura des effets semblables à ceux des toxiques. Une neutralisation préalable des rejets est donc nécessaire.

4 - CHOIX ET EVALUATION DES PARAMETRES HYDRAULIQUES

Les phénomènes biologiques sont conditionnés par le comportement hydraulique de la (des) cuve(s) d'aération et du décanteur secondaire.

Le décanteur est à la fois un séparateur des phases liquides et solides et un stockeur - concentrateur des boues. Les phénomènes impliqués sont trop complexes pour chercher à les modéliser. En revanche, il est facile d'établir les conditions limites d'un fonctionnement correct et c'est ce que nous ferons dans le chapitre suivant.

Nous allons étudier ici, l'incidence des valeurs des paramètres hydrauliques de la (des) cuve(s) d'aération sur l'accomplissement des réactions biologiques.

4.1. Généralités sur l'hydraulique des cuves d'aération

Les résultats d'exploitation dépendent directement :

- du mode d'alimentation de la cuve en effluent et en boues,
- de la distribution des temps de séjour des microorganismes dans la cuve.

Les obstacles à l'élaboration d'un modèle mathématique très représentatif des phénomènes hydrauliques, sont :

- la complexité de l'état hydraulique d'un bassin qui est due à l'existence d'un mélange triphasique : liquide, solide, gaz, entretenu par des agitations d'intensités variables et parfois très localisées,
- la diversité des cuves d'aération à la fois dans leur géométrie (dimensions, formes, emplacements des alimentations et des évacuations) et leurs dispositifs d'aération (insufflation d'air en fines ou moyennes bulles ou aérateurs de surfaces aux caractéristiques multiples). Une telle approche du problème exigerait plusieurs modèles types et des expérimentations sur toutes les installations pour identifier les paramètres du modèle. De plus, l'indispensable recours à des traceurs radioactifs mettent ces essais hors de portée.
- l'importance du programme ne s'accommoderait pas des limites imposées actuellement par le matériel informatique choisi.

L'absence de modèle théorique est heureusement compensée par l'existence d'une analogie entre le fonctionnement du pilote et celui de la cuve d'aération.

Remarque préliminaire :

Dans pratiquement tous les cas, il n'existe qu'une seule entrée pour les boues et nous nous plaçons désormais dans cette hypothèse. Cela signifie qu'en isolant un échantillon homogène b_i de boues et en le suivant dans son parcours à travers la cuve d'aération, nous n'avons à considérer qu'une seule distribution pour son alimentation et une seule pour son temps de séjour.

Distribution des alimentations en effluent pollué pour l'échantillon b_i de boues -

A partir de l'instant $t = 0$ où il entre dans le bassin, l'élément b_i passe devant les différents points i d'alimentation en eau polluée. Si $S(t)$ est la quantité de substrat reçue à l'instant t on obtient, pour des alimentations ponctuelles aux instants t_i , l'expression suivante :

$$S(t) = \int_0^t S_i \cdot \delta(u - t_i) \cdot du \quad \text{avec} \quad S_i = V_{e_i} \cdot DOA_i$$

V_{e_i} étant le volume d'effluent brut capté au point i à l'instant t_i par b_i .

(figure 2-13 ci-après)

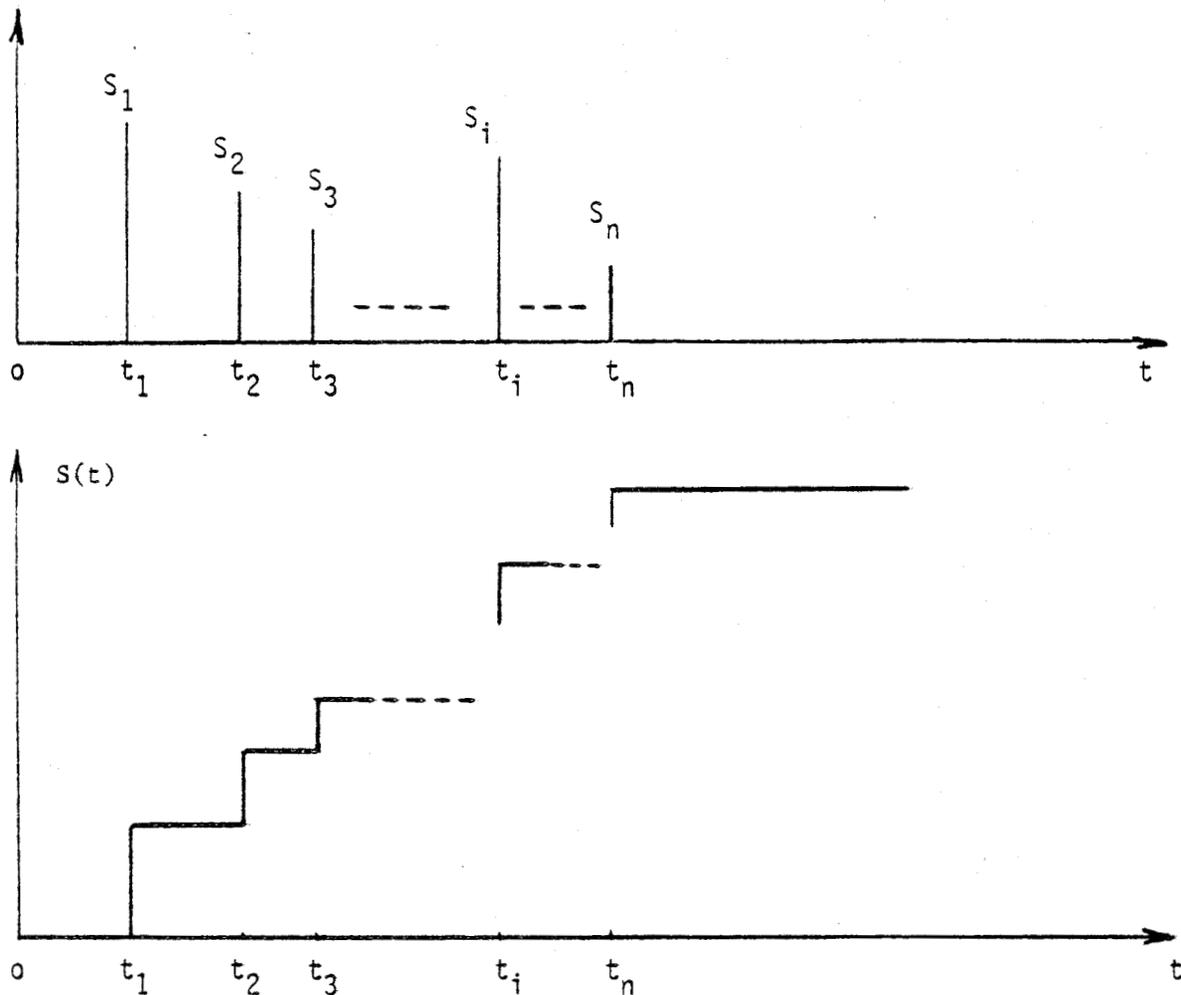


FIG. 2-13 - SCHEMA DE LA REPARTITION TEMPORELLE DE L'ALIMENTATION DE L'ELEMENT b_i DE BOUES

Les instants t_i varient d'un élément b_i à un autre et leurs fluctuations autour de la valeur moyenne t_{im} sont représentées par la fonction de probabilité $P_i(t_i)$. On écrit donc pour un élément b_i moyen :

$$S(t) = \int_0^t S_i P_i(u) du \quad \text{avec} \quad \int_0^{\infty} P_i(u) du = 1$$



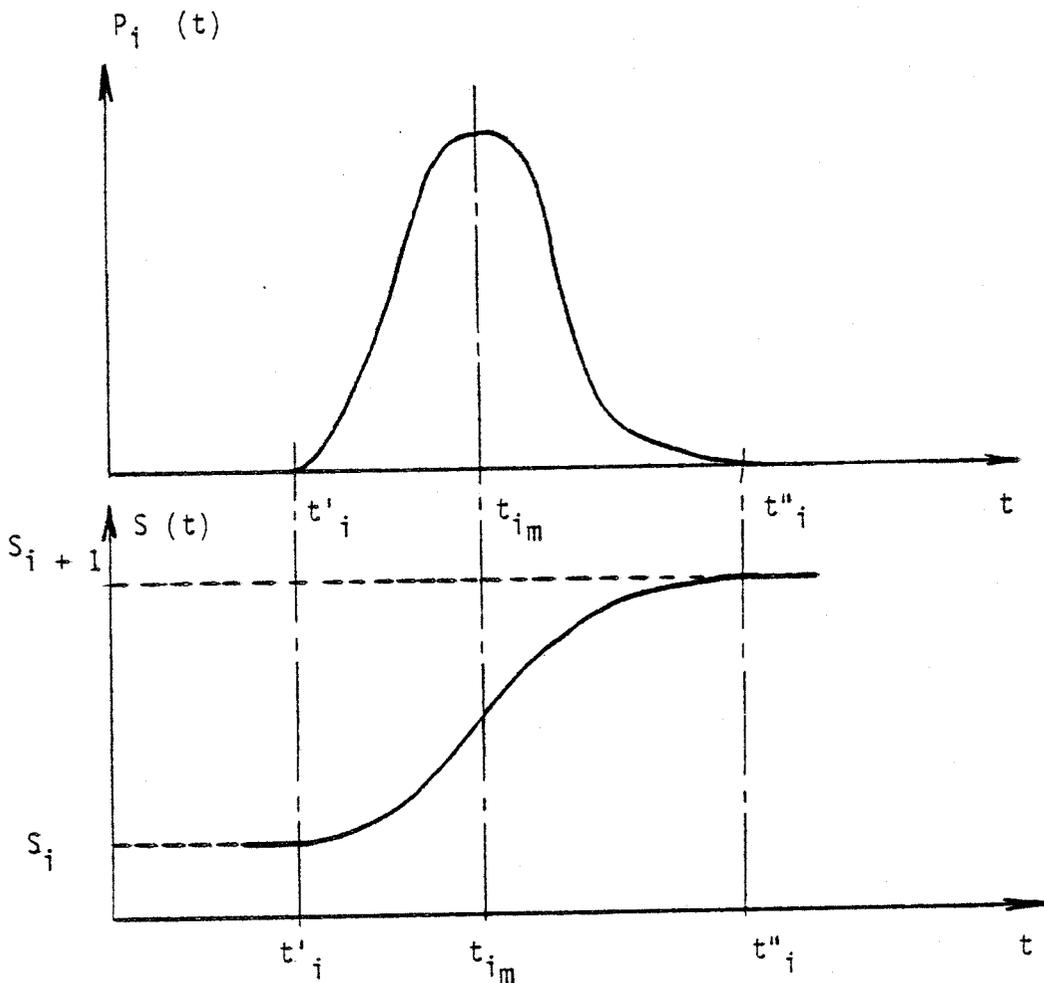


FIG. 2-14 - ALLURE DE $S(t)$ LORSQUE LES ENTREES ONT UNE DISTRIBUTION PROBABILISTE

Distribution des temps de séjour dans les cuves d'aération

Cette distribution sera normée : $\int_0^{\infty} D_S(t) dt = 1$ et rapportée à une échelle de temps réduite $T = \frac{t}{t_{sg}}$ où t_{sg} est le "temps de séjour géométrique".

Ainsi, pour une cuve de contact $t_{sg} = t_{sc} = \frac{V_c}{D_b + D_e} = \frac{V_c}{D_b(1 + D)}$

et pour une cuve d'assimilation : $t_{sg} = t_{sa} = \frac{V_a}{D_b}$

En régime statique, le temps de séjour moyen T_{sm} est par définition tel que :

$$\int_0^{T_{sm}} D_S(T) dT = \frac{1}{2}$$

.../...

Examinons maintenant les deux cas rencontrés :

4.2. Cuves à écoulement du type piston

Soit une cuve en forme de canal où la vitesse des boues n'a pas de composante radiale.

On choisit alors comme élément b_i , une tranche de boues correspondant à la section de la cuve perpendiculaire au déplacement. Il n'y a pas possibilité de mélange des b_i entre eux.

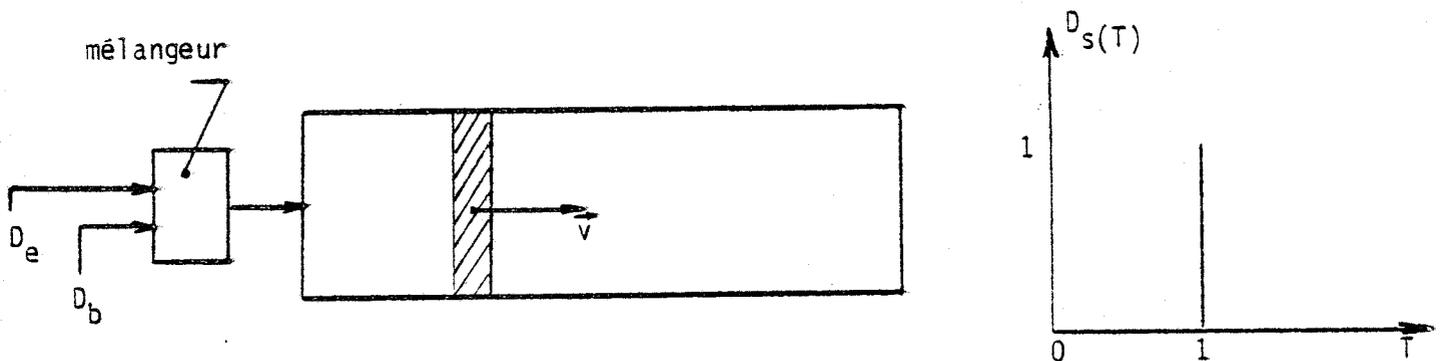


FIG. 2-15 - CUVE A ECOULEMENT PISTON

Si l'effluent brut est mélangé aux boues juste avant son introduction dans la cuve, on peut écrire : $P_1(u) = \delta(u - t_1)$ et $S(t) = S_1$ avec généralement $t_1 = 0$. La distribution des temps de séjour est théoriquement une impulsion de Dirac : $D_s(T) = \delta(T - 1)$.

Nous nous approchons d'autant plus de ce cas idéal que le bassin est étroit et que l'aération est effectuée par insufflation d'air plutôt qu'avec des turbines qui imposent un mouvement désordonné aux particules.

La correspondance entre le fonctionnement du pilote et celui de la station est immédiate puisque dans les deux cas l'échantillon de boues a subi une injection ponctuelle d'effluent brut.

Variante du cas précédent : l'alimentation échelonnée

L'élément b_i est alimenté en pollution en différents points le long de son parcours dans la cuve d'aération.

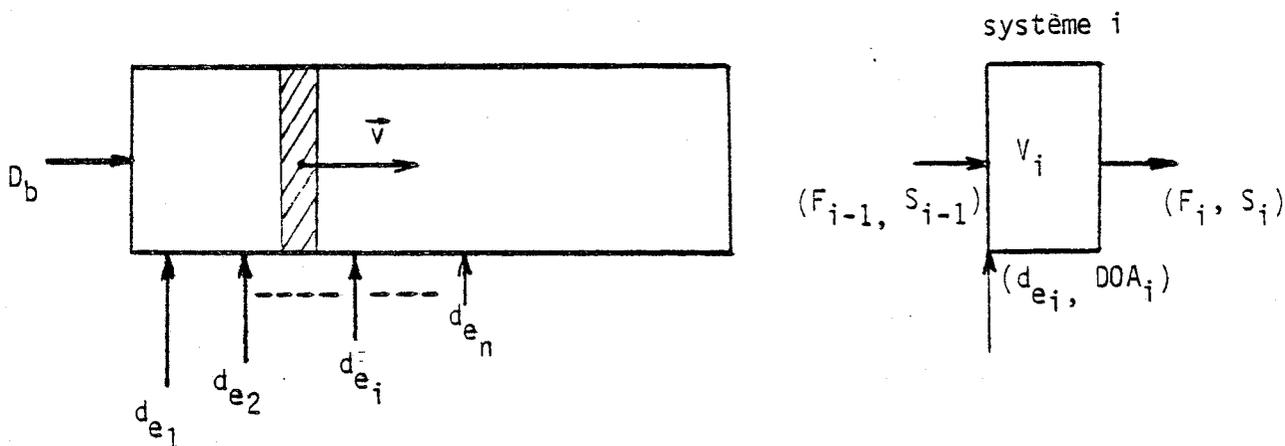


FIG. 2-16 - CUVE A ECOULEMENT PISTON A ALIMENTATION ECHELONNEE

Ce système est équivalent à une cascade de bassins élémentaires du type piston, chacun d'entre eux étant délimité par deux alimentations successives. On a les relations suivantes :

- pour les débits : $F_i = F_{i-1} + d_{e_i}$ avec $F_0 = D_b$ et $\sum_{i=1}^n d_{e_i} = D_e$
 ou $\sum_{i=1}^n D_i = D$ avec $D_i = \frac{d_{e_i}}{D_b}$

- pour les volumes : $\sum_{i=1}^n v_i = V_c$ - généralement $v_i = v$ sauf pour le dernier compartiment

- pour les temps de séjour : $t_i = \frac{V_i}{F_i} = \frac{v}{F_i}$

- S_i est la concentration en pollution biodégradable à la sortie de l'élément i de la cuve.

4.3. Cuves à mélange quelconque

Les distributions probalistes de l'alimentation et du temps de séjour sont très étalées et l'élément b_i doit être ramené à l'échelle du floc de boues

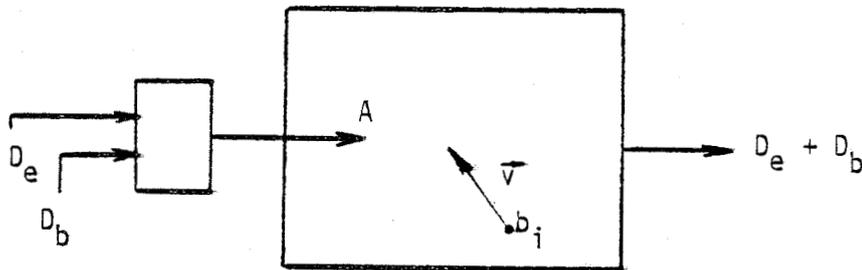


FIG. 2-17 - CUVE A MELANGE QUELCONQUE

Ces deux distributions doivent être suffisamment éloignées l'une de l'autre sur l'échelle des temps afin d'éviter tout court-circuit et assurer un temps de contact minimum entre la pollution et les microorganismes. Pour cette raison les cuves d'aération sont souvent conçues pour avoir leur régime hydraulique plus proche du mélange piston que du mélange intégral.

La concentration en substrat autour de l'élément b_i est initialement très élevée ; elle diminue par effet de dilution lorsque b_i s'éloigne du point A d'alimentation et s'accroît à nouveau à chaque passage devant A (fig. 2-18). De plus, on suppose que dans les cas limites de charge, la concentration autour de b_i est telle que les boues restent saturées en substrat pratiquement aussi longtemps qu'elles le seraient avec une alimentation ponctuelle dans une cuve à mélange du type piston. Dans ces conditions, les cinétiques de dégradation sont égales dans toutes les cuves considérées puisque maximales de $t = 0$ à $t = t_s$.

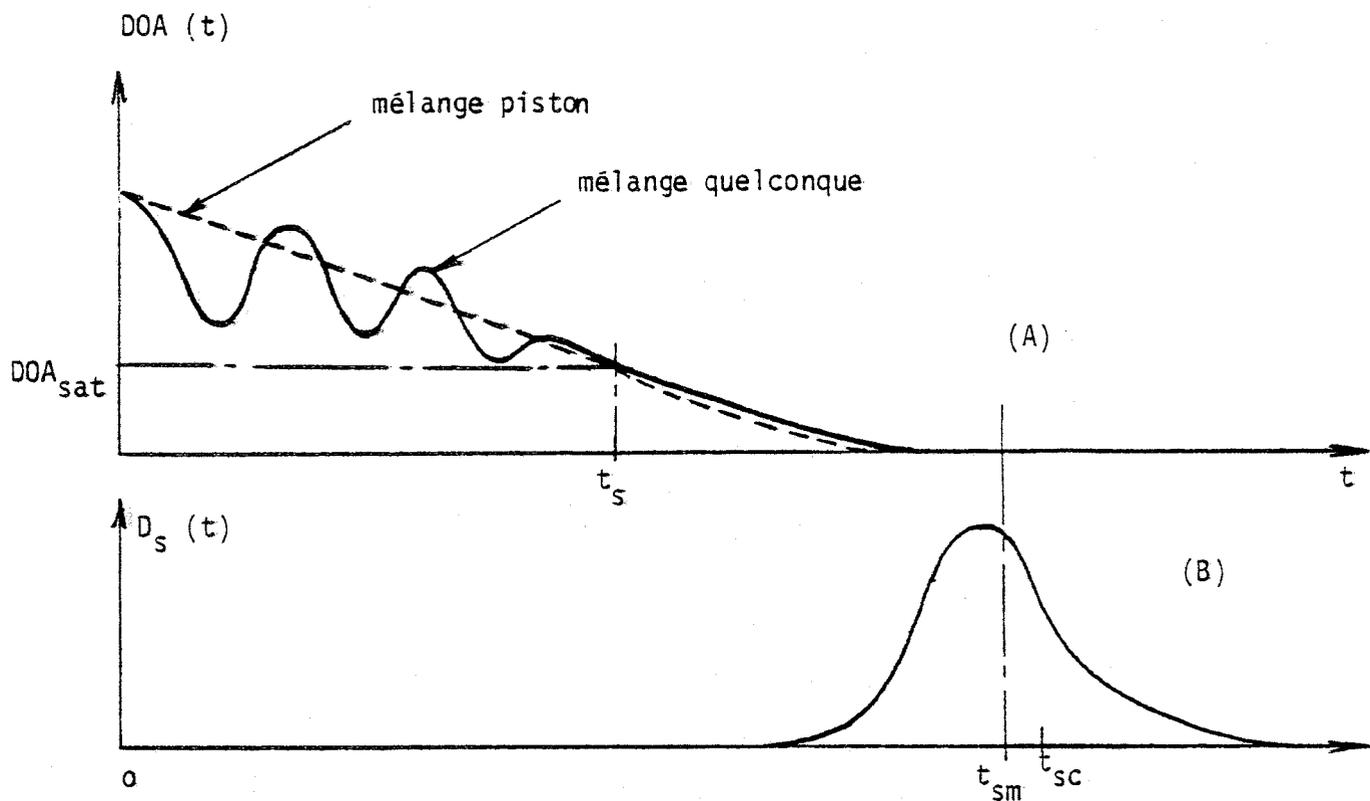


FIG. 2-18 - A) EVOLUTION DE LA CONCENTRATION EN POLLUTION
 B) REPARTITION DES TEMPS DE SEJOUR DANS UNE CUVE
 A MELANGE QUELCONQUE -

CHAPITRE III

CHAPITRE III

CONDUITE DES STATIONS MULTITRAITEMENT

Le test respirométrique a considérablement amélioré l'observation du processus biologique sans toutefois permettre un contrôle suffisant des variables de sortie du traitement réel. Les paramètres du modèle ne peuvent donc pas être corrigés par un algorithme auto-adaptatif. Dans ces conditions, il n'est pas possible d'élaborer une commande véritablement optimale mais la stabilisation du régime face aux variations importantes du flux de pollution, constitue déjà un indéniable progrès. L'approche d'un optimum aura lieu ensuite suivant une démarche empirique facilitée d'ailleurs par les analyses respirométriques.

Nous allons procéder, dans cette étude, à la définition du domaine des commandes possibles pour le traitement biologique et pour le traitement d'appoint éventuel. Le choix de la commande résultera ensuite de la minimisation d'une fonction de coût qui ne tient pas compte directement des dépenses énergétiques, mais qui utilise la charge, notion empirique suffisamment significative et familière à l'exploitant.

Ce système, réalisé pour le contrôle de la plupart des traitements biologiques par boues activées, sera diversement utilisé. Pour les stations les plus démunies de moyens d'actions, c'est essentiellement un simulateur du processus qui doit aider à l'observation des phénomènes. Sur les stations les mieux pourvues en dispositifs régulateurs, il est à la fois un système de conduite et un outil d'aide à la décision.

Les fonctions régulatrices envisagées sont les suivantes :

. sur l'effluent à traiter :

- augmentation ou diminution d'une action physicochimique en amont du traitement biologique pour l'abaissement ou l'accroissement de la concentration en pollution dans l'effluent,
- régulation du débit grâce à la présence d'un bassin tampon. Notons que ce bassin a aussi un rôle d'homogénéisateur puisqu'il favorise la neutralisation des effluents entre eux,
- répartition de l'effluent le long de la cuve d'aération (alimentation échelonnée).

• Sur le débit des boues de retour :

- par prélèvement des boues en excès sur le circuit des boues de retour, en aval de la pompe de soutirage des boues du clarificateur,
- par pompage à débit variable des boues du clarificateur.

• Sur l'aération des cuves ;

- système à variations quasi continues du débit d'air,
- systèmes à variations discontinues du débit d'air (2 niveaux d'aération ou plus).

1 - LES CONTRAINTES DE FONCTIONNEMENT DU TRAITEMENT BIOLOGIQUE

On distingue quatre types de contraintes :

- les contraintes fixant le débit d'eau maximum admissible dans le (les) cuve(s) d'aération compte tenu des cinétiques biologiques et de la répartition des temps de séjour dans ces cuves,
- les contraintes assurant le bon fonctionnement du clarificateur,
- les contraintes établissant les débits maximum et minimum des boues de retour en fonction des stocks de boues disponibles,
- les contraintes liées à la capacité d'aération.

1.1. Calcul du débit d'eau maximum admissible du strict point de vue des cinétiques biologiques

Le débit D_b des boues de retour ne prenant qu'un nombre très limité de valeurs, nous calculerons pour chacune d'entre elles le débit d'eau maximum admissible.

1.1.1. Calcul en régime statique

1.1.1.1. Cuves à écoulement du type piston avec alimentation en tête

Cas du procédé contact-stabilisation

La phase de contact sera achevée si $t_c \leq t_{sc}$ ce qui donne d'après (2-3) et (2-6) :

.../...

$$\frac{do \cdot DOA}{R_{so}} D^2 + \frac{do \cdot DOA}{R_{so}} D - \frac{S_{fo}}{R_{so}} + t_f \leq \frac{V_c}{D_b (1 + D)}$$

$$\text{qui s'écrit : } f(D) = D^3 + a_2 D^2 + a_1 D + a_0 \leq 0 \quad (3-1)$$

avec $a_2 = 2$

$$a_1 = 1 + \frac{1}{do \cdot DOA} (t_f \cdot R_{so} - S_{fo})$$

$$a_0 = \frac{R_{so}}{do \cdot DOA} \left(t_f - \frac{S_{fo}}{R_{so}} - \frac{V_c}{D_b} \right)$$

$$a_1 > 0 \text{ et } a_0 < 0$$

$$f'(D) = 3 D^2 + 4 D + a_1$$

$$\text{soit } \Delta = 4 - 3 a_1 = 1 - \frac{3}{do \cdot DOA} (t_f R_{so} - S_{fo})$$

si $\Delta < 0$, $f'(D) > 0$ or $f(0) = a_0 < 0$ et $f(\infty) > 0$

$\implies f(D) = 0$ a une seule racine

si $\Delta > 0$ $t_f R_{so} - S_{fo} > 0 \implies \Delta < 1$ et les 2 racines de $f'(D) = 0$

sont négatives. On en déduit pour $D > 0$, $f'(D) > 0$; ce qui nous ramène au cas précédent.

Ainsi, le débit maximum admissible en régime statique dans la cuve de contact est égal à $D_b \cdot D_c$ où D_c est la racine positive de l'équation $f(D) = 0$. Cette contrainte assure la fixation de la pollution par les boues avant la décantation de ces dernières dans le clarificateur.

Cette condition n'est pas toujours suffisante car la cinétique globale de l'assimilation exige une durée totale de l'aération :

$t_{sc} + t_{sa} \geq t_a$. D'où le système de relations à satisfaire:

$$t_a \leq t_{sc} + t_{sa}$$

$$t_a = \beta \cdot t_c$$

$$t_c \leq t_{sc} \iff f(D_c) = 0 \quad (D_c > 0)$$

.../...

. si $\beta \leq \frac{t_{sc} + t_{sa}}{t_{sc}} = 1 + (1 + D_c) \cdot \frac{V_a}{V_c}$, $D_b \cdot D_c$ est le débit maximum admissible.

. si $\beta > 1 + (1 + D_c) \cdot \frac{V_a}{V_c}$, le débit maximum admissible est égal à

$$((\beta - 1) \frac{V_c}{V_a} - 1) D_b$$

En résumé, le débit D_{cin} maximum admissible sur le traitement contact-stabilisation avec cuves d'aération à écoulement piston, compatible avec les cinétiques d'adsorption et d'assimilation est, pour un débit D_b donné :

$$D_{cin} = D_b \cdot \inf (D_c, (\beta - 1) \frac{V_c}{V_a} - 1)$$

Cas du procédé classique :

L'adsorption et l'assimilation sont réalisées dans la même cuve de volume V .

$$D'ou : \frac{V}{D_b (1 + D)} \geq \beta \cdot t_c$$

Il suffit de remplacer V_c par V / β dans l'inéquation (3-1)

$$\text{et } D_{cin} = D_b \cdot D_c$$

1.1.1.2. Cuves à mélange quelconque avec alimentation en tête

La loi de répartition des temps de séjour est telle que l'adsorption totale de la pollution conduirait la plupart du temps à une contrainte de débit trop restrictive. En pratique, le débit maximum admissible dans la cuve de contact doit assurer une DOA de l'effluent de sortie ($(DOA)_s$), inférieure à un seuil DOA_s de concentration fixé par l'exploitant.

Cas du procédé contact-stabilisation

Considérons d'abord, et dans le principe, le cas très rare d'une station où sont été effectuées un ou deux relevés expérimentaux des temps de séjour dans la cuve de contact.

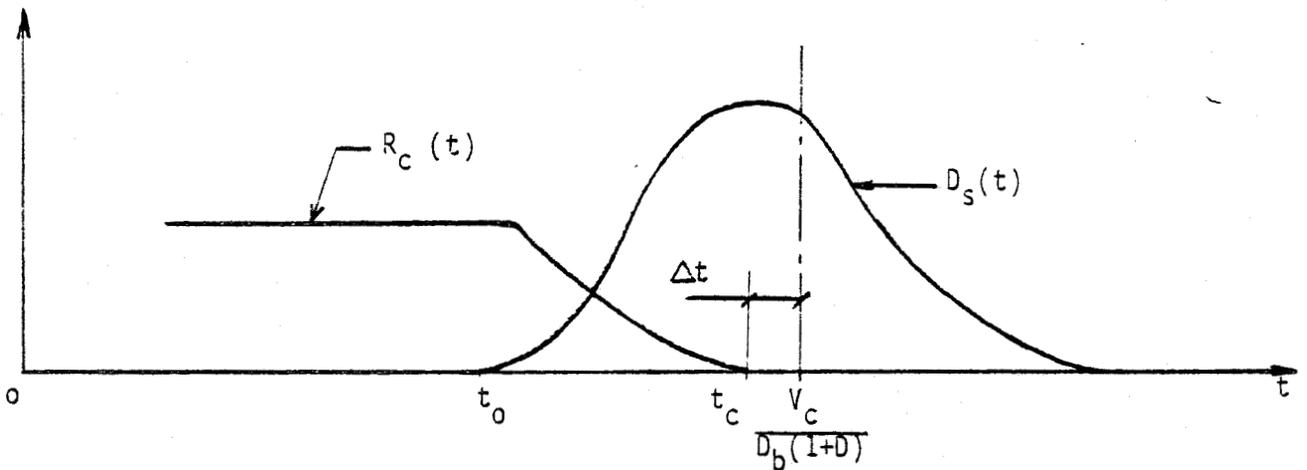


FIG. 3-1 - CUVE DE CONTACT A MELANGE QUELCONQUE - CALCUL DE LA POLLUTION REJETEE DANS L'EFFLUENT DE SORTIE

On peut décomposer le calcul du débit D_c maximum admissible en deux étapes :

- 1) calcul de Δt pour avoir $(DOA)_s \leq DOA_s$, D_c et D_b étant fixés.

$$\text{De. } (DOA)_s = D_b (1 + D) \int_{t_0}^{t_c} D_s(t) \int_t^{t_c} R_c(u) du$$

$$\text{or } R_c(u) = R_{co}(u) \times \frac{1}{d_o(1+D)}$$

$$\text{d'où } (DOA)_s = \frac{1}{d_o \cdot D} \int_{t_0}^{t_c} D_s(t) \int_t^{t_c} R_{co}(u) du \leq DOA_s$$

La mémorisation de la partie finale de la courbe de référence $R_{co}(t)$, obtenue avec une dilution d_o des boues, permet les intégrations numériques en vue de la résolution de l'inéquation où Δt (c'est à dire t_c) est l'inconnue.

.../...

$$2) \text{ Résolution de l'équation } a D^2 + b D + c = \frac{V_c}{Db (1 + D)} \Delta t$$

Δt est ensuite recalculé à partir de la nouvelle valeur de D jusqu'à l'approche des valeurs limites.

Cette procédure n'a pas été testée.

La loi $D_s(T)$ n'étant généralement pas connue, nous sommes amenés à choisir w tel que $t_c = w \frac{V_c}{Db + D_e} \implies (DOA)_s \ll DOA_s$

Ainsi, la contrainte sur le débit sera déterminée comme pour des bassins à écoulements piston mais en remplaçant V_c par $w V_c$ et V_a par $w' V_a$.

Cas du procédé classique :

Il suffit de remplacer V_c par wV/β dans l'inéquation (3-1).

1.1.1.3. Cuves à écoulement piston à alimentation échelonnée

Procédé contact - stabilisation

Le débit d'eau sera maximum si sa répartition le long de la cuve est telle que la largeur du palier de saturation et le temps de séjour sont égaux dans chaque élément ($t_i = t_{si}$), sauf pour le dernier. Dans ces conditions, on peut écrire pour chaque élément i de la cuve la relation suivante :

$$S_i = S_{i-1} \frac{d_i}{d_{i-1}} + \frac{de_i}{F_i} \cdot DOA - t_{si} R_{si} \quad (3-2)$$

avec $S_i/d_i = \text{constante}$ et $d_i = 1 / (1 + \sum_{k=1}^i D_k)$

$$F_0 = Db \quad \text{et} \quad F_i = D_b \left(1 + \sum_{k=1}^i D_k \right)$$

.../...

$$R_{si} = \frac{R_{so}}{d_0} \left(1 + \sum_{k=1}^i D_k\right)^{-1} \quad (\text{l'indice } 0 \text{ indique ici les paramètres de référence obtenus sur le pilote})$$

$$\text{et } t_{si} = v / F_i$$

on distingue 3 cas :

1er compartiment ($i = 1$) : $S_0 = 0$

$$\frac{S_{f0}}{d_0 (1 + D_1)} = \frac{1}{(1 + D_1)} \left(D_1 \cdot \text{DOA} - \frac{v \cdot R_{so}}{d_0 \cdot D_b (1 + D_1)} \right)$$

qui aboutit à l'équation $D_1^2 + a'_1(1) D_1 + a'_0(1) = 0$

$$\text{avec } a'_1(1) = 1 - \frac{S_{f0}}{d_0 \cdot \text{DOA}} > 0$$

$$a'_0(1) = \frac{-1}{d_0 \cdot \text{DOA}} \left(S_{f0} + \frac{v \cdot R_{so}}{D_b} \right) < 0$$

Compartiments intermédiaires ($i = 2$ à $n - 1$) :

Si $d_{i-1} = S_{i-1} \cdot d_i$ et la relation (3-2) devient :

$$D_i \left(1 + \sum_{k=1}^i D_k\right) - \frac{v \cdot R_{so}}{d_0 \cdot D_b \cdot \text{DOA}} = 0$$

$$\text{ou } D_i^2 + a'_1(i) D_i + a'_0(i) = 0$$

$$\text{avec } a'_1(i) = 1 + \sum_{k=1}^{i-1} D_k > 0$$

$$a'_0(i) = - \frac{v \cdot R_{so}}{d_0 \cdot D_b \cdot \text{DOA}} < 0$$

.../...

Dernier compartiment $i = n$:

Le dernier débit d'alimentation de v_n (ou D_n en grandeur relative) s'applique au volume $v_n = V_c - (n-1)v$ et la largeur du palier de saturation est :

$$t_{sn} = \frac{v \cdot n}{D_b} \left(1 + \sum_{k=1}^n D_k \right)^{-1} - t_f \quad (t_n = t_{sn} + t_f)$$

ce qui donne l'équation $D_n^2 + a'_1(n) D_n - a'_0(n) = 0$

$$\text{avec } a'_1(n) = 1 + \sum_{k=1}^{n-1} D_k + \frac{t_f \cdot R_{so}}{d_o \cdot DOA} > 0$$

$$a'_0(n) = - \frac{R_{so}}{d_o \cdot DOA} \left(\frac{V_c - (n-1)v}{D_b} - t_f \left(1 + \sum_{k=1}^{n-1} D_k \right) \right)$$

Les deux premières équations admettent systématiquement une racine positive et une seule et la troisième en aura une si et seulement si $a'_0(n) < 0$.

On a donc :

$$n = \inf \left(\text{nombre de compartiments, entier } \left(\frac{1}{v} \left(V_c - t_f \cdot D_b \left(1 + \sum_{k=1}^{n-1} D_k \right) \right) + 1 \right) \right)$$

(3-3)

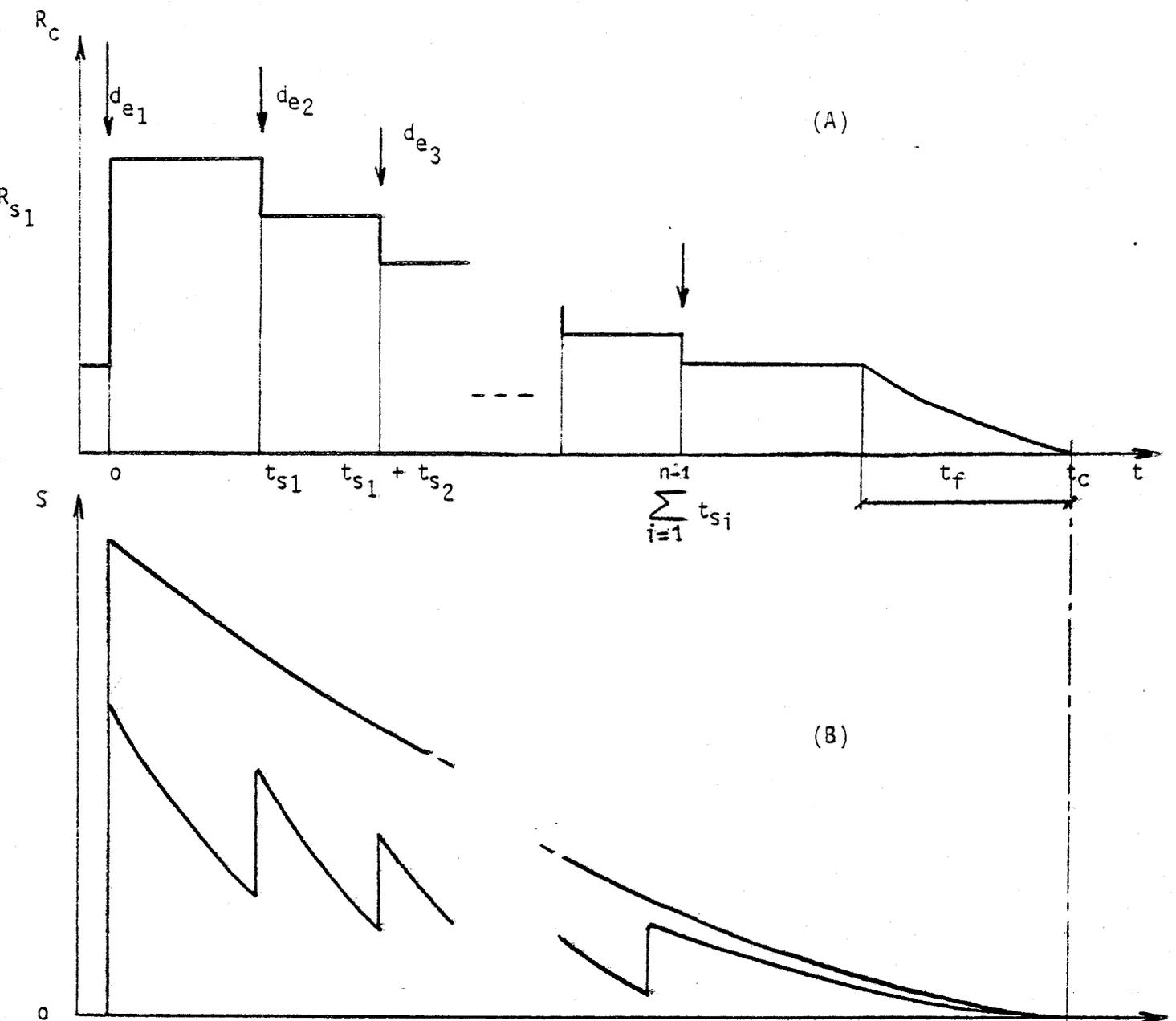


FIG. 3-2 A) RESPIRATION LE LONG DE LA CUVE DE CONTACT
 B) COURBES COMPAREES DES CONCENTRATIONS EN POLLUTION DANS DES CUVES AVEC ET SANS ALIMENTATION ECHELONNEE -

Cette répartition des débits a été établie pour une cuve de contact sans considération de la durée de la phase d'assimilation. Or l'assimilation doit se poursuivre après la fin de l'adsorption pendant la durée $t_a - t_c = (\beta - 1)t_c$.

Dans un procédé contact - stabilisation, cette durée est la somme d'une fraction du temps de séjour dans la cuve de contact égale à

$\frac{v_n}{D_b(1+D)}$ - $t_f - t_{sn}$ et du temps de séjour dans la cuve de stabilisation égal à : V_a / D_b . Il faut finalement satisfaire l'inéquation (3-4) :

$$(\beta - 1) \left(\frac{v_n}{D_b} \sum_{i=1}^{n-1} (1 + \sum_{k=1}^i D_k)^{-1} + t_f + t_{sn} \right) \leq \frac{V_a}{D_b} + \frac{v_n}{D_b} (1 + \sum_{k=1}^n D_k)^{-1} - t_f - t_{sn}$$

qui s'écrit : $c(n) \geq \left(\frac{\beta \cdot d_o \cdot D_b \cdot DOA}{R_{SO}} + \frac{v_n}{D_b} (1 + \sum_{k=1}^{n-1} D_k)^{-1} (1 + \sum_{k=1}^n D_k)^{-1} D_n \right)$ (3-4)

avec $c(n) = \frac{V_a}{D_b} - \frac{\beta - 1}{D_b} \sum_{i=1}^{n-1} (1 + \sum_{k=1}^i D_k)^{-1} - \frac{v_n}{D_b} (1 + \sum_{k=1}^{n-1} D_k)^{-1} + \beta t_f$

Il existe une solution si $c(n) \geq 0$. Dans le cas contraire le compartiment précédent doit être inclus dans le dernier compartiment ; ce qui permet d'obtenir une autre valeur de c plus importante et d'aboutir de proche en proche à une valeur positive. Lorsque $c(n) \geq 0$, on détermine D_n racine de l'équation du second degré $D_n^2 + c_1(n) D_n + c_0(n) = 0$ qui résulte de (3-4).

Le cas du procédé classique est déduit immédiatement en faisant $V_a = 0$ dans (3-4).

L'algorithme de calcul est décrit dans la fig. 3-3.

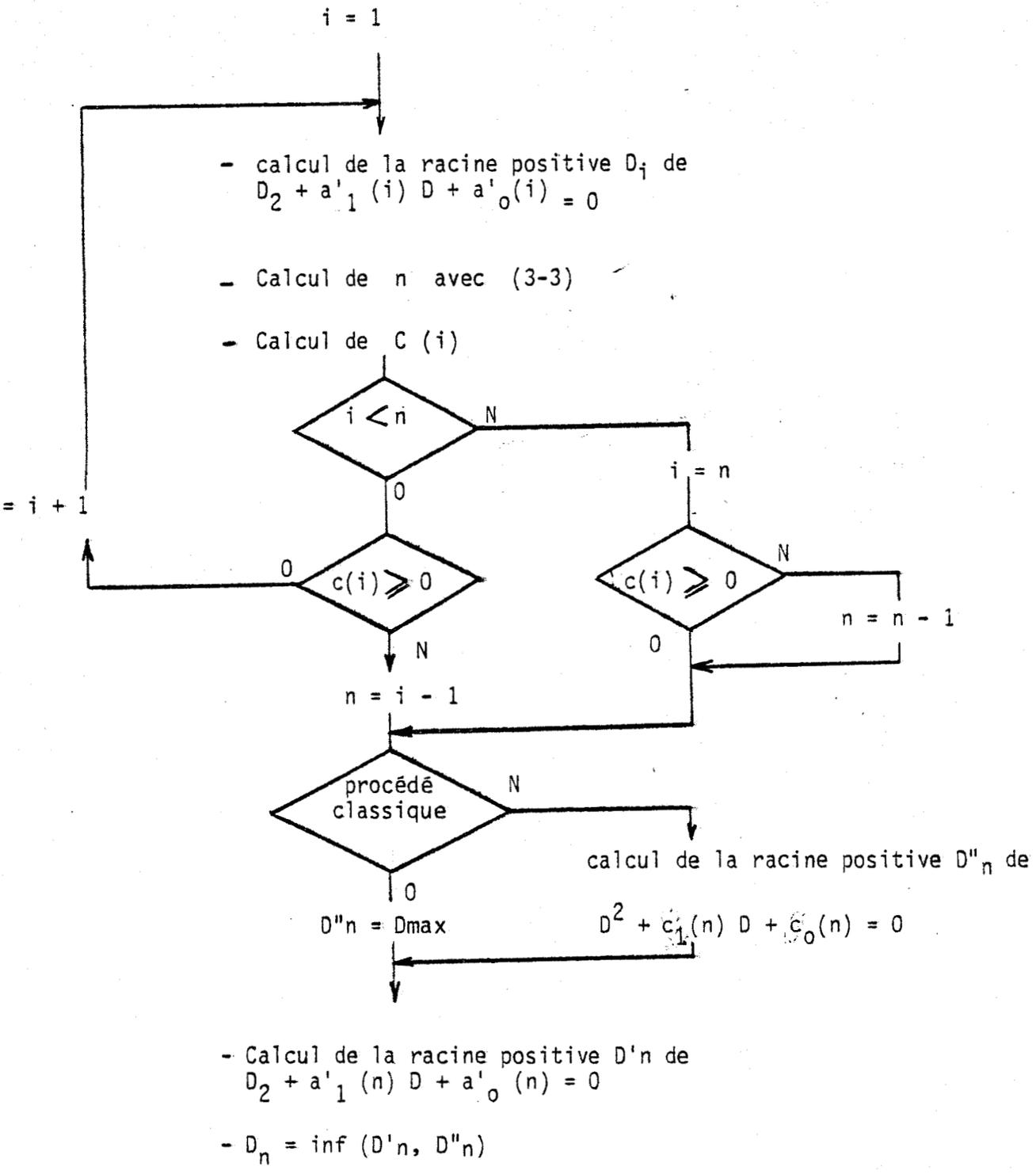


FIG. 3-3 ALGORITHME DE CALCUL DU DÉBIT D'EAU MAXIMUM ADMISSIBLE DU STRICT POINT DE VUE DES CINÉTIQUES BIOLOGIQUES DANS LES CUVES A ÉCOULEMENT PISTON ET A ALIMENTATION ÉCHELONNÉE



1.1.2. Calcul en régime dynamique

Pour prendre en compte les fluctuations sur les entrées nous allons suivre la progression des différents éléments b_i de boues activées introduits au même endroit dans la cuve supposée à écoulement piston. L'estimation du degré d'avancement des réactions biologiques en chacun des points de la cuve d'aération, pour définir la contrainte globale imposée par les cinétiques biologiques, est illusoire. A un instant donné, chaque élément b_i est défini par un vecteur (RV_i, Rti) où :

RV_i est le volume de la cuve restant à traverser pour b_i

Rti est la durée minimale du séjour de b_i dans la cuve à partir de l'instant considéré, pour avoir une adsorption complète.

En considérant l'ensemble des éléments b_i présents dans la cuve ($RV_i \geq 0$), le débit maximum D_{cin} admissible est, à un instant donné :

$$D_{cin} (D_b) = (\inf (\frac{RV_i}{Rti} - D_b), i = 1 \text{ à } n \text{ avec } Rti > 0)$$

Ce calcul suppose l'indépendance des éléments b_i entre eux, c'est-à-dire un écoulement piston parfait. En réalité, les b_i voisins sont partiellement mélangés et les valeurs des paramètres biologiques sont intermédiaires. Une solution consiste à utiliser un filtre du 2^{ème} ordre pour rendre compte de l'évolution continue de la contrainte le long de la cuve, ce qui revient avec la discrétisation, à introduire un ou plusieurs éléments b_i intermédiaires.

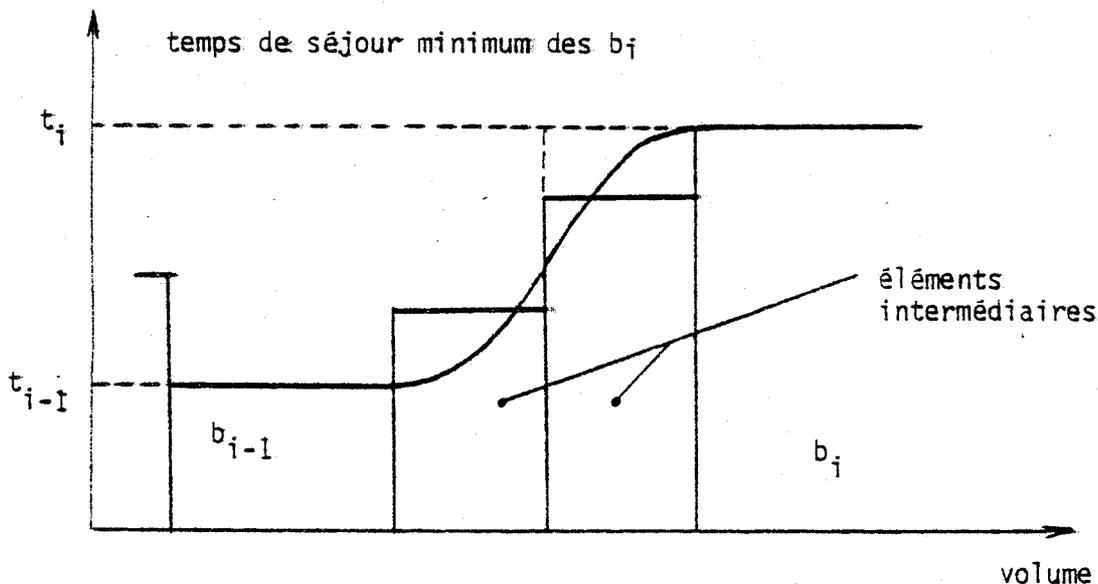


FIG. 3-4 - INSERTION D'ELEMENTS INTERMEDIAIRES

On adopte la même solution lorsque la durée des tests respirométriques est trop importante.

Filtrage des contraintes élémentaires :

Il suffit, avec la méthode précédente, d'une seule contrainte très restrictive ayant un caractère accidentel pour sous-estimer le débit maximum admissible. Cette sous-estimation dure toute la période correspondant au séjour dans la cuve d'aération de l'élément b_i associé à cette contrainte. Nous diminuons ces risques en recherchant, non pas une limite absolue du débit, mais une limite qui garantisse que l'excédent de pollution rapidement dégradable reste en dessous d'un seuil réglable.

On détermine avec la courbe respirométrique les temps t_{f1} et t_{f2} tels que

$$\int_{t_s+t_{f1}}^{t_s+t_f} R_c dt = \int_{t_s+t_{f2}}^{t_s+t_{f1}} R_c dt = \frac{V_r + V_i}{d \cdot V_i} \cdot DOA_s$$

En remplaçant t_f par t_{f1} dans l'équation (3-1), on définit un second niveau de contrainte pour le débit d'eau. A cette valeur du débit et en régime statique, la surcharge correspond à une concentration résiduelle DOA_s de pollution non encore adsorbée à la sortie du volume de la cuve réservée au contact.

On se réfère ainsi, dans notre réalisation, à trois niveaux de contraintes :

- 1) Le débit maximum D_0 (ou le temps de séjour minimum t_{c0}) qui n'impose aucune surcharge aux boues.
- 2) Le débit D_1 (ou t_{c1}) qui limite la surcharge à la concentration résiduelle DOA_s de pollution à la sortie du volume de contact.
- 3) Le débit D_2 (ou t_{c2}) qui limite la surcharge à la concentration résiduelle $2 DOA_s$.

Chaque élément b_i est alors caractérisé à un instant donné par le vecteur $(V_{bi}, RV_i, Rt_{1i}, Rt_{2i}, Rt_{3i})$

où V_{bi} est le volume de b_i

Rt_{ji} est la durée minimale du séjour de b_i dans la cuve à partir de l'instant considéré pour limiter la concentration résiduelle au delà du volume de contact à j . DOA_s .

Dès lors que nous avons défini les vecteurs correspondant à tous les b_i , nous pouvons déterminer :

- la surcharge effective de b_i à sa sortie de la cuve d'aération (toutes les 6 minutes),
- la contrainte de débit en considérant l'ensemble des b_i et en tolérant une surcharge horaire moyenne $QDOA_s$.

.../...

Il faut distinguer deux cas pour l'interprétation des résultats :

- 1) La surcharge enregistrée pour le volume de contact égal au volume de la cuve de contact d'un procédé contact-stabilisation, a des conséquences immédiates sur la qualité de l'eau en sortie

Ex : le niveau j de qualité signifie que la concentration de pollution rapidement biodégradable dans l'effluent de sortie est comprise entre $j \cdot DOA_S$ et $(j + 1) \cdot DOA_S$.

- 2) Dans le procédé classique, un niveau de surcharge non nul signifie un accroissement des stocks de substrats dans les microorganismes ; ce qui se traduit par une augmentation de α .

Débit D_{cin} maximum admissible sachant qu'il est toléré une surcharge horaire moyenne $Q \cdot DOA_S$. Il est issu de la procédure de calcul suivante :

- 1) classement des $q_k = j \cdot V b_i$ dans l'ordre des débits $d_k = \frac{RV_i}{Rt_{ji}} - D_b$ croissants. $l > k \implies d_l > d_k$

- 2) recherche du débit maximum d_n tel que :

$$DOA_S \cdot \sum_{k=1}^n q_k < Q \cdot DOA_S \cdot \frac{V_c}{D_b + d_n}$$

$$\text{et } DOA_S \cdot \sum_{k=1}^{n+1} q_k > Q \cdot DOA_S \cdot \frac{V_c}{D_b + d_{n+1}}$$

avec $q_k = 0$ lorsqu'il existe un autre q_l de rang $l \leq n$, correspondant au même b_i mais avec un niveau j de surcharge supérieur.

L'exploitant doit fixer $Q \cdot DOA_S$ en fonction des contraintes imposées sur la qualité de l'eau traitée et des données particulières au traitement.

Cas des cuves à alimentation échelonnée : le problème n'est pas fondamentalement différent de celui des procédés classiques mais les algorithmes deviennent très complexes et conduisent à des travaux de programmation disproportionnés par rapport aux améliorations des performances obtenues avec le modèle statique.

1.2. Débit maximum admissible sur clarificateur

Une condition nécessaire pour réaliser une décantation suffisante des boues dans le clarificateur et obtenir une concentration en MES dans l'effluent de sortie satisfaisant les normes de rejet, est le maintien du débit traversier $D_c + D_b$ en dessous d'un seuil D_d . D_d dépend du décanteur et de la nature des boues.

$$D_e + D_b \leq D_d \quad \text{ou} \quad D \leq \frac{D_d}{D_b} - 1 \quad (3-5)$$

1.3. Contraintes sur le débit de retour des boues

Les facteurs limitants dans le choix du débit D_b des boues de retour interviennent à tous les niveaux du processus. Nous avons déjà évoqué l'influence de D_b sur le temps de séjour dans les cuves d'aération et dans le clarificateur. Il reste à établir les possibilités de modulation du débit en fonction de l'importance des réserves en boues dans le système et des perturbations qu'elles provoquent dans le fonctionnement du clarificateur.

Dans le procédé classique, le clarificateur détient les seules réserves en boues immédiatement disponibles. Ce faible stock doit être géré avec précautions. Si les boues occupent un volume trop important, elles sont entraînées dans l'effluent épuré et, inversement, une masse minimum de boues est nécessaire pour que le phénomène de tassement soit suffisant et concentre les boues de retour. Dans ces conditions, on peut rarement faire varier sur une longue durée le débit de pompage des boues décantées de plus de 20 à 30%. Ceci explique que dans la plupart des installations de ce type, les boues sont soutirées du décanteur à débit fixe et que seules les extractions peuvent moduler D_b .

La quantité de boues dans le système augmente en raison de la croissance bactérienne consécutive à la synthèse de la pollution et diminue du fait de la mortalité par autolyse des cellules et des extractions de boues. On enregistre alors sur l'intervalle de temps Δt une variation ΔV_b du volume des boues qui s'écrit selon (2-5) :

$$\Delta V_b = C \frac{\Delta Q_p}{\alpha R_i} - V_b (1 - e^{-m \cdot \Delta t}) - \int_{t_0}^t D_{be}(u) du$$

Le processus est maintenu autour de son point de fonctionnement en limitant

$$\Delta V_b : \quad -b_1 \leq \frac{\Delta V_b}{V_b} \leq b_2 \quad \text{avec } b_1 \text{ et } b_2 \text{ positifs}$$

Dans le procédé contact - stabilisation le volume de boues instantanément disponible est plus important, ce qui permet d'adopter des seuils b_1 et b_2 plus élevés. Ces installations sont d'ailleurs souvent dotées de systèmes de soutirage des boues à deux niveaux de débit afin de pouvoir changer de point de fonctionnement entre les périodes de fortes charges et celles de faibles charges.

Les prérogatives laissées à l'automatisme dans le choix du débit de soutirage des boues, doivent être limitées pour ne pas éloigner durablement le traitement du régime nominal adopté par l'exploitant. De plus, on favorise l'uniformisation des concentrations sur l'ensemble du système avec des actions discontinues suffisamment espacées.

Pour prévenir tout dérèglement du décanteur, il existe un détecteur optique à immersion variable, capable de repérer en permanence la zone où les boues ont une opacité (c'est-à-dire une densité) donnée. Cette zone est appelée voile de boues. Lorsque le niveau de voile de boues NV est trop élevé ou trop faible, une alarme peut être éditée et le calculateur doit agir en conséquence sur le soutirage des boues et sur les extractions. Outre l'avantage d'être un dispositif de sécurité, cet appareil permet à l'exploitant de suivre la décantation et facilite la détermination de b_1 et b_2 .

1.4. Contrainte imposée par le système d'aération

Les variations des besoins en air sont détectées grâce à une ou plusieurs mesures du taux d'oxygène dissous dans la cuve. Ainsi, on peut diagnostiquer rapidement une insuffisance de la capacité d'aération du système en détectant la nullité du taux d'oxygène dissous à aération maximum et agir en diminuant le flux de pollution à traiter.

La formulation d'une contrainte sur l'intensité de la respiration des boues n'est donc pas nécessaire. D'ailleurs, on constate sur l'ensemble des installations existantes, que la capacité d'aération est rarement sous estimée ; ce qui est compréhensible dans la mesure où les boues étant pratiquement toujours saturées en pollution à leur entrée dans la cuve, l'insuffisance d'air serait permanente.

Il est toutefois intéressant de comparer les besoins en oxygène estimés par les tests et l'apport d'oxygène par les aérateurs, dans une portion ΔV de la cuve où les boues sont saturées en pollution et la respiration est stable et bien connue. Il existe m tel que :

$$\sum_{i=1}^m V b_i \geq \Delta V \quad \text{avec} \quad R t_{oi} > t_f \quad i = 1 \text{ à } m$$

.../...

En négligeant la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxygénation des boues activées de 0 à 1 ppm, on a :

$$\frac{1}{1+D} \left(\frac{R_{So}}{do} + R_i \right) \leq K_M (C_S - C)$$

K_M étant le coefficient de transfert de l'oxygène dans les boues en aération maximum et C la consigne du taux d'oxygène dissous de la régulation d'air.

En alimentation échelonnée, on doit avoir dans le premier compartiment :

$$\frac{1}{1+D_1} \left(\frac{R_{So}}{do} + R_i \right) \leq K_1 (C_S - C)$$

dans le second compartiment : $\frac{1}{1+D_1+D_2} \left(\frac{R_{So}}{do} + R_i \right) \leq K_2 (C_S - C)$

On se ramène à une égalité en utilisant le transfert moyen K_M .

Par exemple, pour des turbines à 2 vitesses : $K_M \approx (t_p K_p + t_g K_g) / (t_p + t_g)$ où t_p et t_g sont respectivement les temps de fonctionnement en petite et en grande vitesse. Ainsi $\frac{1}{1+D} \left(\frac{R_{So}}{do} + R_i \right) = K_M (C_S - C)$.

2 - CONTRAINTES DE FONCTIONNEMENT DES TRAITEMENTS COMPLEMENTAIRES

Excepté le traitement des effluents toxiques dans une cuve séparée, ces prétraitements sont destinés à réguler le flux de pollution admis dans la cuve d'aération. Les plus fréquents sont le stockage qui permet une meilleure répartition des débits dans le temps tout en réalisant une homogénéisation par le mélange des différentes pollutions, et le physicochimique qui peut traiter quasi instantanément l'excès de charge polluante.

2.1. Le stockage - homogénéisation

Un stockage des effluents s'impose lorsque la station n'est pas alimentée pendant une longue période. C'est précisément le cas des installations traitant uniquement les rejets d'une fabrication qui s'arrête en fin de semaine et les autres jours fériés. La hauteur d'eau maximum possible dans la cuve est la seule contrainte qui s'impose strictement. Cependant, pour simplifier le calcul de la commande, nous fixons des contraintes de remplissage et de vidange en respectant des niveaux limites, variables en fonction du temps. L'exploitant établit les profils $h_{\max}(t)$ et $h_{\min}(t)$ des hauteurs respectivement maxima et minima dans la cuve.

Pour tenir compte du comportement dynamique, on considère que le débit d'eau de sortie ne doit pas entraîner dans un délai Δt fixé et pour un débit d'entrée constant, le franchissement de l'une ou l'autre de ces hauteurs limites.

notations : t_n = instant de la nième commande
 t_n^+ = $t_n + \Delta t$
 h_n = $h(t_n)$
 h_n^+ = $h(t_n + \Delta t)$
 $h_{\max n}$ = $h_{\max}(t_n)$
 $h_{\min n}$ = $h_{\min}(t_n)$
 S = surface totale du bassin de stockage
 D_{en} = $D_e(t_n)$

La double contrainte s'écrit : $h_{\min n}^+ \leq h_n^+ \leq h_{\max n}^+$

avec $h_n^+ = h_n + ((h_n - h_{n-1}) / (t_n - t_{n-1}) - (D_{en} - D_{en-1}) / S) \Delta t$

on aboutit à : $D_{hi} \leq D_e \leq D_{hs}$

avec $D_{hs} = D_{en-1} + (h_n + \Delta t(h_n - h_{n-1}) / (t_n - t_{n-1}) - h_{\min n}^+) S$

et $D_{hi} = D_{en-1} + (h_n + \Delta t(h_n - h_{n-1}) / (t_n - t_{n-1}) - h_{\max n}^+) S$

2.2. Le traitement physicochimique par clarifloculation

Ce traitement n'impose aucune contrainte sur le débit d'eau D_e ; seule la dose R de réactifs à appliquer est limitée.

L'efficacité d'un clarifloculateur est jugée en fonction de l'abattement des MES. La courbe de floculation (fig. 3-5) montre qu'elle passe par un maximum correspondant à la dose R_m .

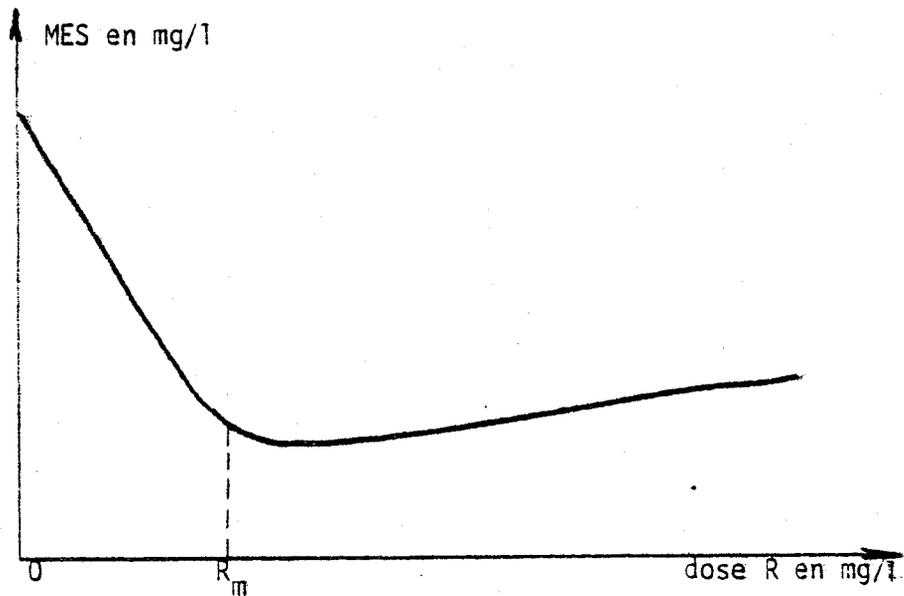


FIG. 3-5 - COURBE DE FLOCULATION

On évite donc une surconsommation de réactifs en limitant la dose R .

$$0 \leq R \cdot D_e \leq R_m \cdot D_e$$

3 - LA COMMANDE

L'objectif de l'épurateur est la minimisation des besoins énergétiques du traitement dans le respect des normes de qualité de l'eau de sortie. Or, bien que les limites du modèle aient été reculées face à la complexité du processus, les incidences économiques sont encore mal appréhendées et il est impossible d'adopter un critère de coût énergétique. Dans ces conditions, nous cherchons à améliorer la stabilité du traitement autour d'un point de fonctionnement considéré comme optimal par l'exploitant ; c'est la raison pour laquelle nous avons toujours recours à la notion empirique de charge polluante. Il s'agit donc de choisir dans le domaine des commandes possibles, celle qui permettra d'atteindre ou d'approcher au plus près la charge optimale CHO. Ce critère qui ne tient compte que du seul traitement biologique, devra éventuellement être complété par d'autres fonctions de coûts spécifiques aux traitements complémentaires.

Minimiser la distance $|CH - CHO|$ équivaut d'après (2-1) à minimiser la quantité :

$$\left| D^2 + D - \frac{\alpha \cdot R_i \cdot V_c \cdot CHO}{D_b \cdot DOA} \right|$$

Le discriminant de l'expression du second degré étant supérieure à 1, la consigne CHO est atteinte pour la seule racine positive Dch.

Nous allons présenter le programme général d'élaboration de la commande d'une station classique, dépourvue de prétraitement régulateur du flux de pollution, puis celui des stations multitraitements avec d'une part un bassin tampon, et d'autre part un clarifloculateur. Ces trois applications utilisent les mêmes programmes REGUL 1 et REGUL 2 de contrôle des stocks de boues du système.

Notations :

T_{be} : durée totale des chasses de boues depuis le début de la période de 24 h

T_m : limite supérieure de la totalisation des temps de chasse T_{be} sur 24 h

Db_{ex} : débit moyen de l'extracteur des boues en excès.

Si l'extracteur est une pompe à débit trop important, son fonctionnement est syncopé pour obtenir un débit moyen plus faible et le débit des boues de retour prend la valeur moyenne $D_b - Db_{ex}$ pendant la période des chasses. S'il s'agit d'un déversoir, celui-ci fonctionne généralement en tout ou rien ou en tout ou peu, et le débit des boues de retour est constant pendant les chasses.

- Db_e : débit des boues en excès.
Pendant les extractions $Db_e = Db_{ex_1}$ et le reste du temps $Db_e = Db_{ex_2}$ avec $Db_{ex_1} > Db_{ex_2}$. La plupart du temps $Db_{ex_2} = 0$; nous supposons donc que $Db_e = Db_{ex}$ ou $Db_e = 0$.
- NV : niveau du voile de boues dans le caltrificateur
- NV_i : niveau minimum du voile de boues au dessous duquel le tassement des boues est insuffisant
- NV_m : niveau du voile de boues garantissent un volume suffisant de boues dans le décanteur pour passer du régime établi avec $D_b = D_{b1}$ au régime établi avec $D_b = D_{b2}$ ($D_{b1} < D_{b2}$).

Les commandes relatives au débit des boues de retour et à l'extraction des boues en excès sont classées dans les tableaux suivants :

$$DB = (Db_1 - Db_{ex}, Db_1, Db_2 - Db_{ex}, Db_2)$$

$$DBE = (Db_{ex}, 0, Db_{ex}, 0)$$

On suppose qu'il y a deux débits Db_1 et Db_2 de soutirage des boues du clarificateur. L'annulation du bit de rang i dans le mot CHOIX (CHOIX (i) = 0), élimine la commande d'indice i dans les tableaux DB et DBE. Par exemple, $i = 3$ correspond à la commande $D_b = DB(3) = Db_2 - Db_{ex}$ et $Db_e = DBE(3) = DB_{ex}$.

- Si D_p est le flux moyen de pollution depuis le calcul de la dernière commande ($D_p = \Delta Q_p / \Delta t$), VD_p est la vitesse de variation de ce flux moyen.

Remarque sur l'échantillonnage des effluents :

La durée d'un test respirométrique étant d'environ 20 à 30 mn, le prélèvement de l'échantillon doit être effectué en amont du biologique avec une anticipation qui dépend de l'existence ou non d'un prétraitement régulateur du flux de pollution.

Dans une station pourvue d'une décantation primaire simple, le prélèvement doit être fait en amont de ce décanteur. La représentativité de l'échantillon est alors assurée en utilisant un simulateur du décanteur appelé "Floc-Test".

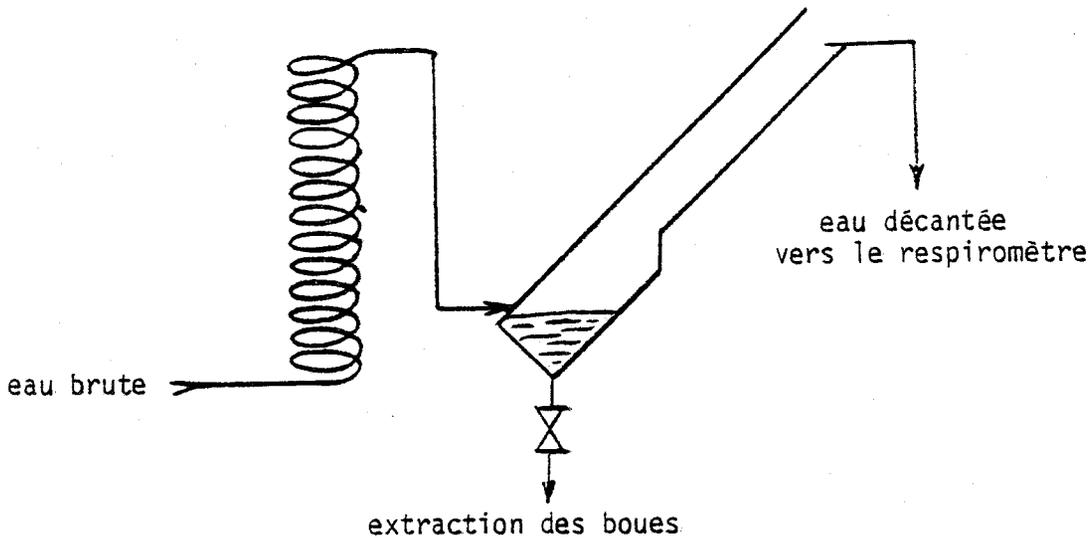


FIG. 3-6 - LE FLOC-TEST (Simulateur du décanteur primaire)

La simulation d'un clarifloculateur exige des moyens plus conséquents, mais peu importe puisqu'elle n'est plus indispensable. Le by-pass des effluents de la station, utilisé en cas de détection de toxiques se trouve généralement après le clarificateur ; de plus et surtout, les variations du flux de pollution sont atténuées par l'action régulatrice du prétraitement. Dans ces conditions, le prélèvement peut se faire à l'entrée du biologique.

Un bassin de stockage ne peut être simulé ce qui impose l'analyse des eaux en amont de celui-ci pour détecter les toxiques et les détourner sur une autre cuve, et en aval sur les effluents tamponnés. Ce cas a été traité pour l'usine SAPCHIM avec un analyseur comportant 2 voies indépendantes pour tester en permanence ces deux effluents (voir § 3-6). Là encore, l'atténuation des variations du flux de pollution par le prétraitement nous affranchit des problèmes d'anticipation.

3.1. Fonctions communes aux trois applications

Le programme REGUL 1 (fig. 3-7) est activé toutes les 6 minutes pour contrôler d'une part les variations relatives ($\Delta V_b/V_b$) du volume de boues contenu dans le système, et d'autre part les stocks de boues dans le clarificateur. Il applique la commande d'extraction des stocks de boues élaborée par REGUL 2, REGUL 3 ou REGUL 4 dans la mesure où aucun seuil de sécurité, concernant les paramètres précédemment cités, n'est franchi.

Le programme REGUL 2 (fig. 3-8) introduit le calcul de la commande en éliminant les actions incompatibles au niveau des stocks de boues et la variation VD_p du flux de pollution. .../...

REGUL 1 : Calcul de $\Delta V_b/V_b$

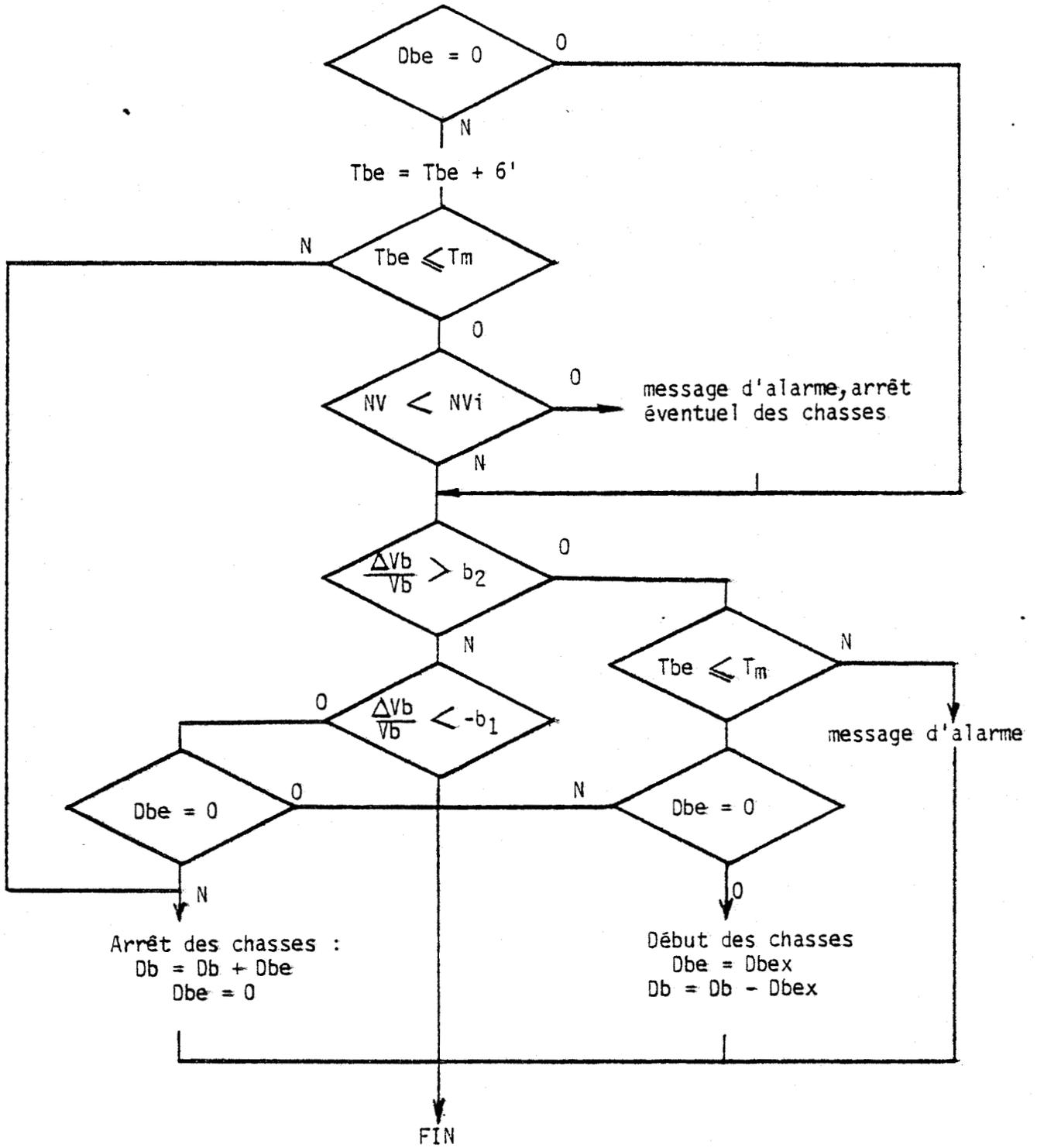


FIG. 3-7 - CONTROLE PERIODIQUE DES EXTRACTION DE BOUES



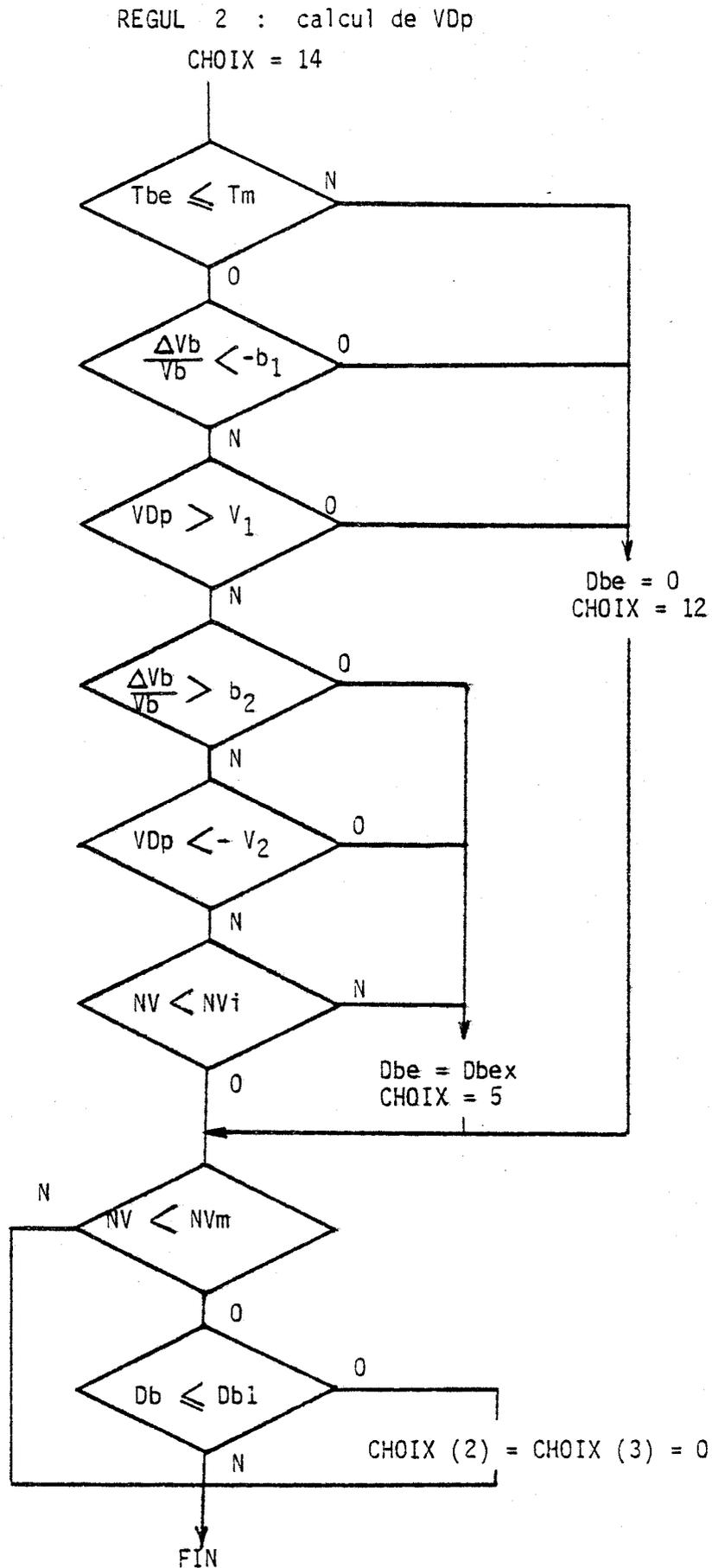


FIG. 3-8 - PHASE PRELIMINAIRE DE L'ELABORATION DE LA COMMANDE



3.2. Stations sans régulation de l'admission du flux de pollution

La régulation du flux de pollution étant impossible, le rôle de l'automatisme est d'utiliser les chasses de boues et, éventuellement, les possibilités de variation du débit de soutirage des boues du décanteur pour préparer au mieux la station au traitement de cette pollution.

Le programme REGUL 3 (FIG. 3-9) complète REGUL 2 en tenant compte des paramètres : $CIN(i) = Dcin(DB(i))$

$$\text{et } CN(i) = CH(DB(i))$$

3.3. Stations avec cuve de stockage - homogénéisation

Le mélange contenu dans la cuve n'étant pas homogène, on ne peut évaluer la quantité de pollution stockée à partir des analyses de l'effluent de sortie et seul le niveau d'eau peut contribuer à la description de l'état du bassin.

Le profil de remplissage $h_{moy}(t)$ est fixé comme consigne. On calcule le débit D_{st} qui permettrait l'annulation de l'écart $h(t) - h_{moy}(t)$ au bout du temps Δt_h avec un débit d'entrée dans le bassin tampon constant.

$$De_n = De_{n-1} + ((h_n - h_{n-1}) / (t_n - t_{n-1}) - (h_n^+ - h_n) / \Delta t_h) S$$

$$\text{or } D_{st} = De_n \text{ pour } h_n^+ = h(t_n + \Delta t) = h_{moy}(t_n + \Delta t)$$

Le débit d'eau, considéré comme optimal pour l'ensemble du traitement, satisfait l'ensemble des contraintes et minimise l'écart qui le sépare de la somme pondérée D_o des débits D_{ch} et D_{st} .

Les ajustements du débit des boues de retour et des stocks de boues définissent les autres composantes de la commande.

On obtient finalement pour un débit de boues de retour $DB(i)$ donné :

$$De_{max}(i) = De_{max}(DB(i)) = \min(CIN(i), D_c - DB(i), D_{hs}, De_{n-1} + \Delta De_{max})$$

$$\text{et } De_{min} = \max(D_{hi}, De_{n-1} - \Delta De_{max}, De_j)$$

où ΔDe_{max} est la variation maximum tolérée d'une commande à l'autre.

De_j est le débit minimum toléré dans les conduites pour éviter, par exemple, les dépôts.

.../...

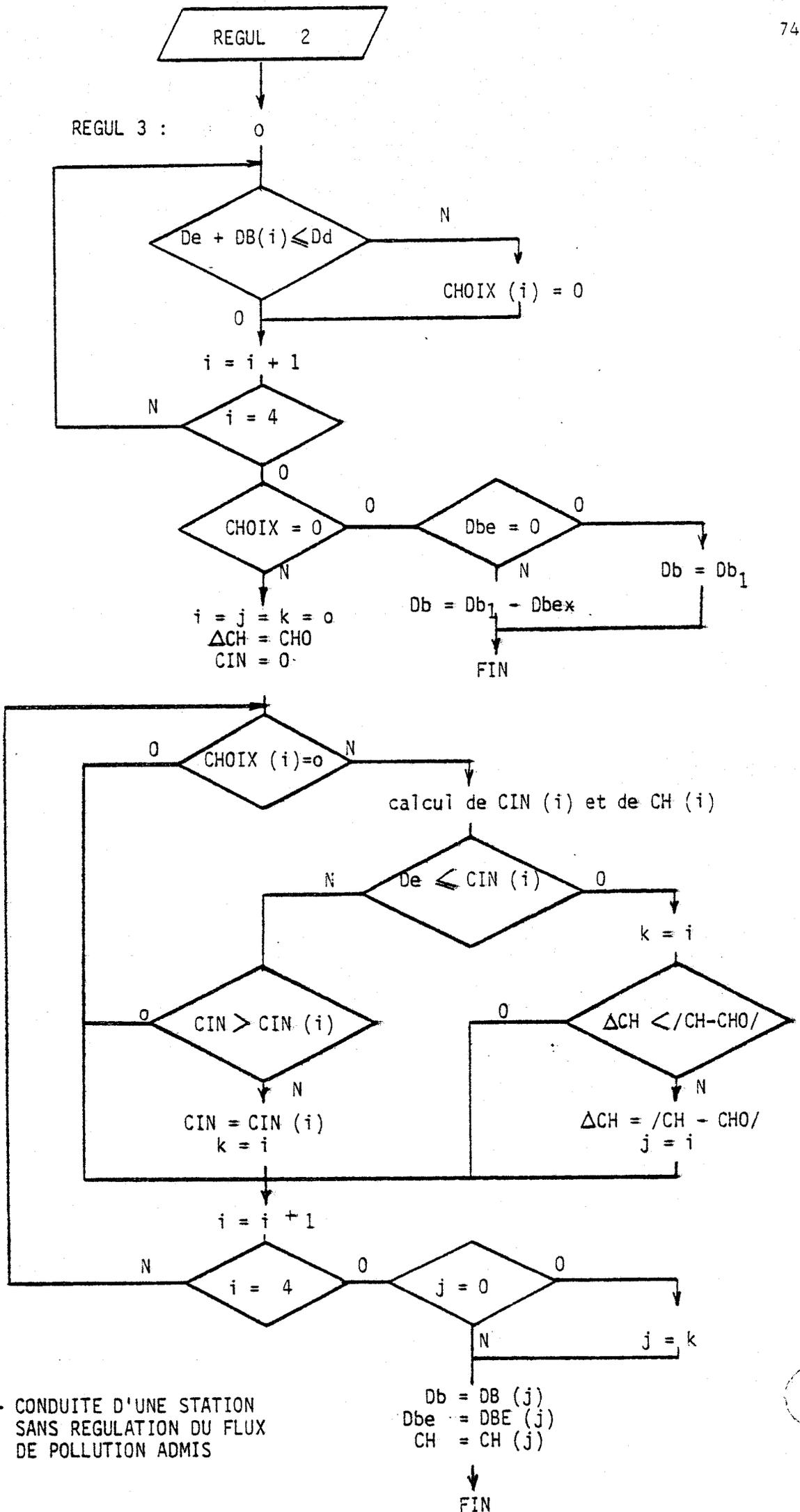


FIG. 3-9 - CONDUITE D'UNE STATION SANS REGULATION DU FLUX DE POLLUTION ADMIS



REGUL 2

REGUL 4 : $i = 0, j = k = l = -1$
 $\Delta D_o = \Delta D_1 = D_c$
 calcul de De_{min}

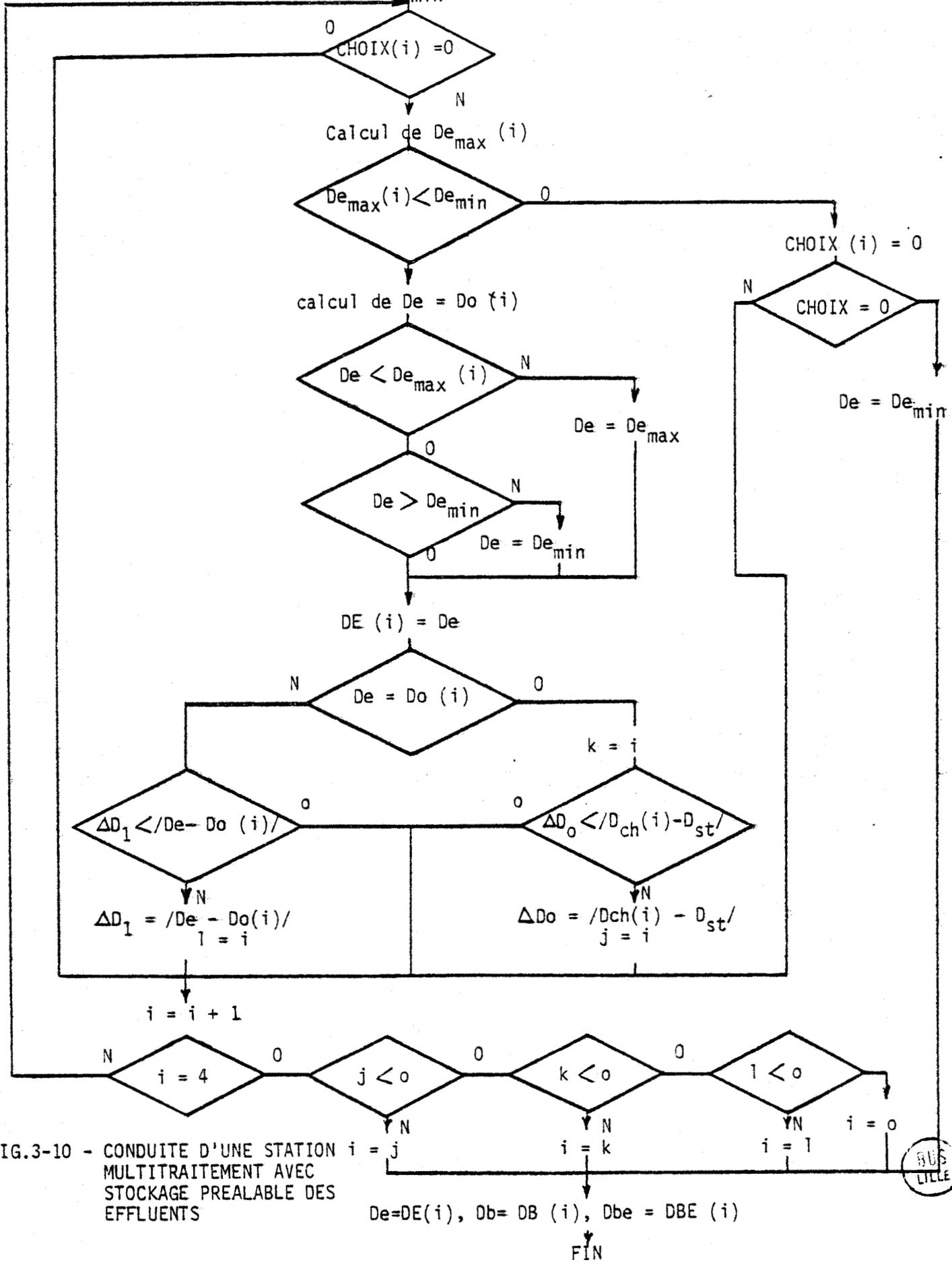


FIG.3-10 - CONDUITE D'UNE STATION MULTITRAITEMENT AVEC STOCKAGE PREALABLE DES EFFLUENTS

$De = DE(i), Db = DB(i), Dbe = DBE(i)$
 FIN



Autres notations :

Dch (i) est le débit correspondant à CH (i) = CHO

et $Do (i) = w_1 Dch (1) + w_2 Dst$

La commande est élaborée par les programmes REGUL 2 et REGUL 4 (fig. 3-10).

3.4. Stations avec traitement physicochimique

La régulation du flux de pollution possède une structure en boucle fermée et le processus de floculation à une constante de temps équivalente à la période des analyses. L'objectif de la commande est de traiter la totalité du débit d'eau avec une consommation minimale de réactifs. Pour cela, la consigne de charge CHO est choisie élevée de sorte à diminuer l'action physico-chimique et à faire fonctionner les moteurs des aérateurs à leur régime nominal où leur rendement est maximal.

Le programme REGUL 5 (3-11) régule la charge autour de CHO en procédant à des variations ΔR (respectivement $2 \Delta R$) de la dose de réactifs lorsque la charge s'écarte de la consigne de la quantité ΔCH_1 (respectivement ΔCH_2).

3.5. Dosage de nutriments

L'apport en azote et (ou) en phosphore pour obtenir des rapports DB05/Azote/Phosphore de l'ordre de 100/5/1, est dosé proportionnellement à la DOA.

Remarquons qu'il est inutile de faire cet apport dans le respiromètre (sauf pour les essais spéciaux de longue durée) puisque les boues de la station sont suffisamment alimentées en nutriments.

3.6. Présentation générale de la première réalisation

A Sisteron, l'usine SAPCHIM constitue une unité de chimie fine de taille importante. Les produits fabriqués sont destinés à l'industrie pharmaceutique et sont en nombre total d'environ 200. L'extrême variété des rejets liquides, leur soudaineté, l'arrêt de la fabrication 2 jours sur 7 et pendant les congés annuels, ont conduit à la réalisation d'une station comprenant une cuve de stockage - homogénéisation suivie d'un procédé contact - stabilisation.

.../...

REGUL 2

REGUL 5 : $i = 0, AFLOC = 3 \Delta R$

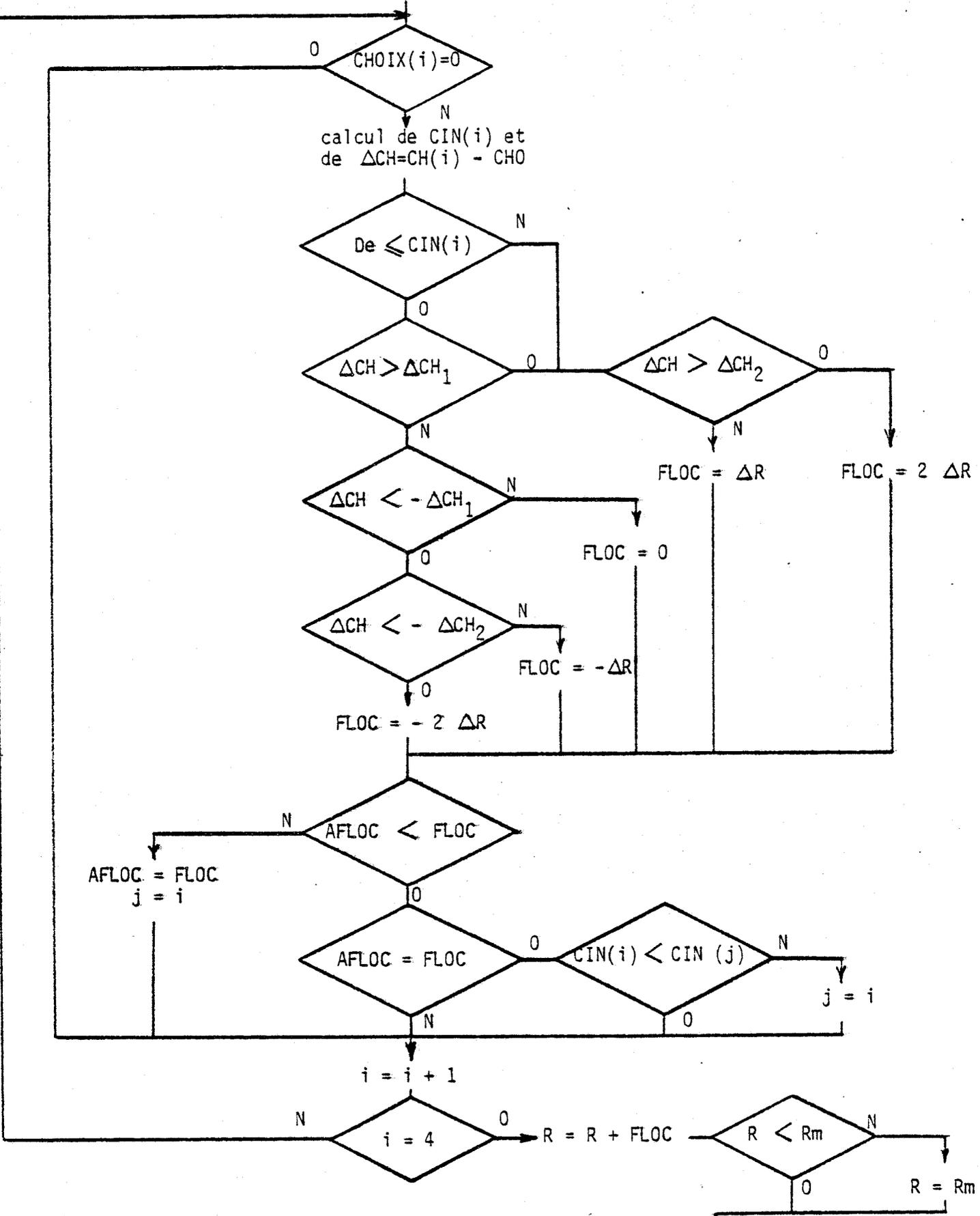


FIG. 3-11 - CONDUITE D'UNE STATION MULTITRAITEMENT AVEC PRETRAITEMENT PHYSICOCHIMIQUE

Db = DB (j)
Dbe = DBE (j)



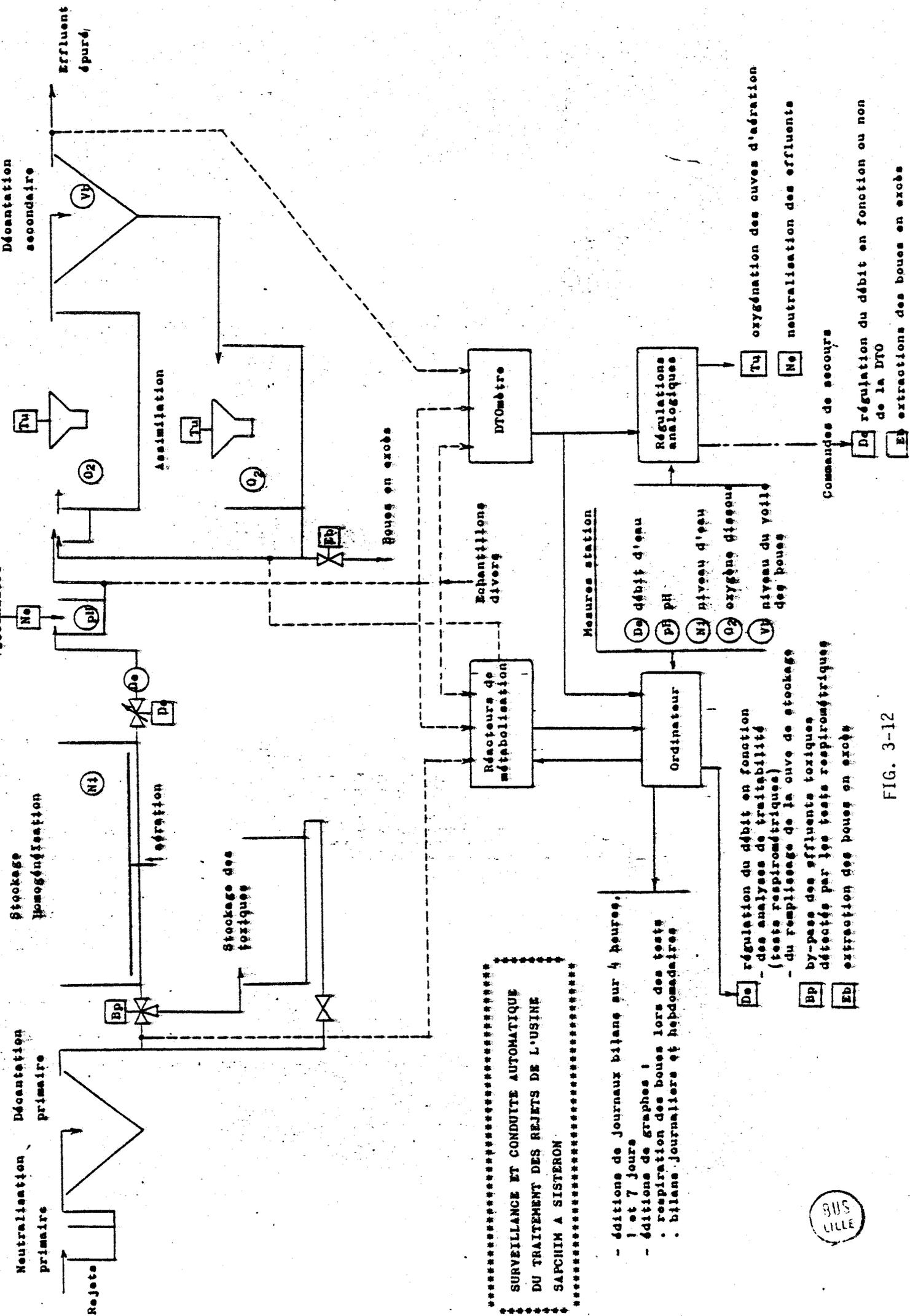
FIN

La toxicité des rejets est testée avant leur entrée dans la cuve de stockage. Les effluents supposés toxiques sont déviés dans une cuve séparée ; il est alors possible de les introduire à plus faible proportion après neutralisation ou non et, à l'extrême, de les faire détruire par un organisme extérieur à l'usine. L'étude (sur le pilote) de l'adaptabilité des boues de la station à ces pollutions, a permis à l'industriel de faire des économies substantielles sur le budget de cette sous-traitance.

L'effluent à l'entrée du biologique est également analysé en permanence et la commande est très proche de celle exposée précédemment et concernant ce type d'installations.

L'édition d'un journal de la station, accompagné de graphes bilans, facilite la confrontation des résultats. De plus, le client possédait un DTOMètre que nous avons connecté au système pour suivre l'évolution du rapport DOA/DTO. Malheureusement, l'analyse des eaux brutes, trop chargées en MES (colmatage des filtres) et en carbonates (bouchage des petits conduits), s'est avérée impossible et le rôle de l'appareil est actuellement restreint au contrôle de l'eau épurée.

L'éloignement de la station et les améliorations apportées lors de la réalisation du second analyseur, ne nous a pas incité à suivre de près les résultats d'exploitation. Nous nous limitons donc à la présentation du schéma du système de surveillance et de conduite de l'installation (fig.3-12)



 SURVEILLANCE ET CONDUITE AUTOMATIQUE
 DU TRAITEMENT DES REJETS DE L'USINE
 SAPCHIM A SISTERON

- édition de journaux bilans sur 4 heures.
- édition de graphes :
 - . respiration des boues lors des tests
 - . bilans journaliers et hebdomadaires

- [De] régulation du débit en fonction des analyses de traitabilité (tests respirométriques)
- du remplissage de la cuve de stockage
- [Bp] by-pass des effluents toxiques détectés par les tests respirométriques
- [Eb] extraction des boues en excès



FIG. 3-12

CHAPITRE IV

CHAPITRE IV

LE RESPIROMETRE

La réalisation du système de surveillance et de conduite qui vient d'être décrit, exigeait la conception et la mise au point d'un respiromètre entièrement automatisé et destiné à recevoir des liquides corrosifs et chargés de matières en suspension. On peut prétendre que cet objectif vient d'être atteint avec le second prototype après quatre années d'études, de programmation, d'essais en laboratoire et sur sites.

Etant donné que ce mémoire cherche à rendre compte des travaux et des choix qui ont aboutis à une réalisation industrielle, il est intéressant d'évoquer les principales difficultés d'ordre pratique auxquelles nous avons été confrontés. On peut les classer en deux catégories : les premières sont liées à la mise au point de la mécanique du pilote et les secondes à la réalisation du système informatique.

Les problèmes de mécanique :

Les circuits de prélèvement et de conditionnement des échantillons ont toujours été le point faible des chaînes d'analyses automatisées. Un soin particulier a donc dû être porté au choix et à la disposition des crépines et des pompes. Au niveau du pilote un certain nombre d'inconvénients ont été éliminés avec l'adoption de volumes importants. Les conduites ont des diamètres suffisants pour éviter le bouchage ; les filtres, partiellement autonettoyant, sont en grillages serrés pour ne pas diminuer la représentativité des échantillons. Cinq types d'électrovannes et trois systèmes d'injection ont été testés.

La première version de cet appareil (installée à SAPCHIM) permet l'analyse simultanée et permanente de deux effluents différents provenant de la station et d'échantillons extérieurs sur une troisième voie. Ces possibilités ont été abandonnées en raison du coût élevé des matériels et de la trop grande compacité du pilote.

Citons enfin les difficultés à diminuer la production de mousses qui perturbent les essais en causant une perte de biomasse.

Contraintes de réalisation du système informatique :

Le choix du microordinateur s'est porté sur le LSI 11/2 de DIGITAL (DEC) en raison :

- de notre expérience des matériels DEC (PDP 11/45)
- de la compatibilité quasi totale des logiciels (moniteur RT 11) d'un système à l'autre
- des possibilités de développement sur le site avec le système définitif
- de l'assurance d'une mise à jour permanente du produit, fondée sur la capacité des services de développement de DEC. On dispose actuellement de trois modèles dans cette gamme de microordinateurs : le LSI 11/2, le LSI 11/23 et le FALCON SBC 11/21,
- de la présence d'un grand nombre de fabricants de périphériques compatibles,
- de la fiabilité des matériels que l'on peut considérer, en première approximation, comme proportionnelle au nombre de calculateurs vendus.

Les inconvénients de la solution sont :

- la limitation de la capacité mémoire à 58 KO (sur les LSI 11 et LSI 11/2)
- la jeunesse du produit : la deuxième version du RT 11 qui est utilisée, ne supporte pas les nouveaux périphériques (nous en sommes actuellement à la version 5). Les interfaces d'entrées/sorties "tout ou rien" isolées n'existaient pas et nous avons dû réaliser des cartes de multiplexage et d'isolement de ces signaux.

Dans ces conditions, la programmation a été effectuée en totalité en langage assembleur. A titre indicatif, le programme écrit pour SAPCHIM occupe 42 KO des 56 KO de mémoire disponible. Certains programmes, comme celui du calcul du transfert d'oxygène, ont été testés en FORTAN sur le PDP 11/45. En plus des améliorations qui ont permis la réduction de l'entretien des organes mécaniques, il a fallu doter le système d'un ensemble complet de contrôles et de diagnostics capables de détecter les anomalies sur le fonctionnement hydraulique et sur la validité des mesures et des résultats. Par exemple, les opérations de remplissage et de vidange sont contrôlées systématiquement par des détecteurs de niveaux. Une quinzaine de messages informent l'exploitant sur ces défauts éventuels. C'est ainsi qu'après plus d'une année d'adaptation sur sites, le respiromètre est devenu un appareil ne nécessitant qu'une surveillance réduite.

1 - ORGANISATION GENERALE DU PILOTE

La nécessité d'une part de renouveler les boues en raison de leur dilution trop importante et de l'évolution de leur composition à la suite d'un certain nombre d'injections, d'autre part d'effectuer les opérations d'étalonnage, nous amène à concevoir deux phases dans un cycle complet d'analyses.

1.1. La phase de préparation

A la fin de cette phase, le réacteur est prêt à effectuer des tests respirométriques avec de nouvelles boues ; on distingue les opérations suivantes :

Lavage :

Un lavage périodique à l'eau claire évite l'encrassement rapide du réacteur. La propreté du réacteur est nécessaire pour mener à bien l'étape suivante.

Etalonnage de la chaîne de mesure de l'oxygène dissous :

Il a lieu après stabilisation du taux d' O_2 dissous dans l'eau et la vérification de la validité de la mesure de la température.

La détermination d'un coefficient de correction alignant la mesure d' O_2 sur la valeur théorique de sa concentration à saturation dans l'eau claire, permet une compensation automatique des dérives. Si ce coefficient est trop éloigné de l'unité, on en déduit le mauvais fonctionnement de la chaîne de mesure (épuisement de l'électrolyte contenu dans la sonde ou autres défauts).

Les corrections de la température intégrées dans l'amplificateur pour compenser les variations de la perméabilité de la membrane étant peu précises, l'eau est amenée à une température proche de la consigne fixée par les boues. Elle est échauffée du fait des échanges thermiques avec l'extérieur du réacteur et des frottements, puis est refroidie par une canne réfrigérante. En aucun cas cette température ne doit être inférieure à $7^\circ C$ afin d'éviter la saturation de l'amplificateur du signal d' O_2 .

.../...

Etalonnage de l'aération :

Les boues de retour sont aérées pendant une durée minimum réglable (10 minutes environ), prolongée jusqu'à stabilisation du taux d' O_2 dissous ; elle est ensuite interrompue pour la détermination de la respiration R_i , puis rétablie pour le calcul du transfert K d'oxygène dans les boues.

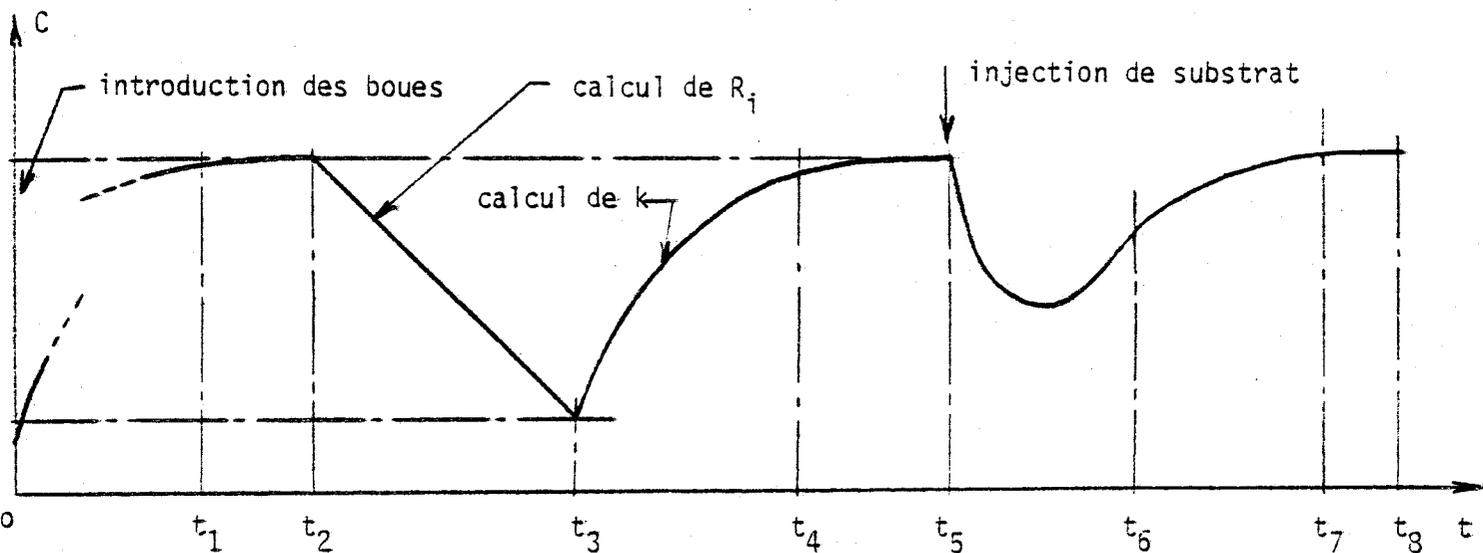


FIG. 4-1 - VARIATION DU TAUX D' O_2 DISSOUS LORS DE LA PHASE DE PREPARATION DES BOUES

de $t = 0$ à t_1 : période minimale de stabilisation des boues.

t_1 à t_2 : durée nécessaire à la stabilisation de C et contrôlée par le programme.
Il y a alarme si C et la température ne sont pas stables au bout de 50 min.

t_2 à t_3 : l'aération est supprimée pour calculer R_i .

Il faut avoir $t_3 - t_2 \geq T_R$ ($T_R = 8$ min) pour être assuré de la convergence de l'algorithme de calcul de R_i .

t_3 à t_4 : rétablissement de l'aération à t_3 - le calcul de K , s'effectue de $t_3 + 2'$ à t_4 si $C_M - C < SC$ ($SC \approx 0,2$ ppm). Le débit d'air sera réglé de telle sorte que $t_4 - t_3 > T_K = 10$ min pour obtenir une dynamique suffisante pendant tout le calcul de K .

La réfrigération est supprimée pendant les calculs de R_i et de K afin de ne pas causer des variations de température trop brutales car elles modifient sensiblement l'activité biologique et perturbent les résultats.

t_4 à t_5 : Stabilisation de C

Le cycle de $t = 0$ à $t = t_4$ peut être répété à volonté sur les mêmes boues pour suivre l'évolution de R_i et de K au cours du temps. Pour accroître la fréquence des calculs de R_i et si celui de K n'est pas nécessaire, le cycle est repris au bout du temps $t_2 + T_R$ (fig. 2-10-B).

Le test respirométrique d'adaptation :

Une injection de l'eau à analyser s'est avérée utile pour conditionner les boues avant de commencer les analyses proprement dites. L'adsorption du substrat a lieu de t_5 à t_6 ($t_6 - t_5 = t_c$) ; après t_6 la variation de C est théoriquement exponentielle.

La phase d'assimilation du substrat s'achève à l'instant t_8 .

Remarque :

Le calcul de K au cours de la période t_6 à t_7 est pratiquement impossible dans la mesure où la plage de variation de C est la plupart du temps trop faible et la détermination de l'instant t_6 quelque fois trop imprécise. En effet, t_c (ou t_6) est tel que :

$$\forall t \ 0 < t < t_c \quad \int_{t_c - \Delta t}^{t_c} R_c \cdot dt < R_f \text{ où } R_f \text{ est une constante réglable.}$$

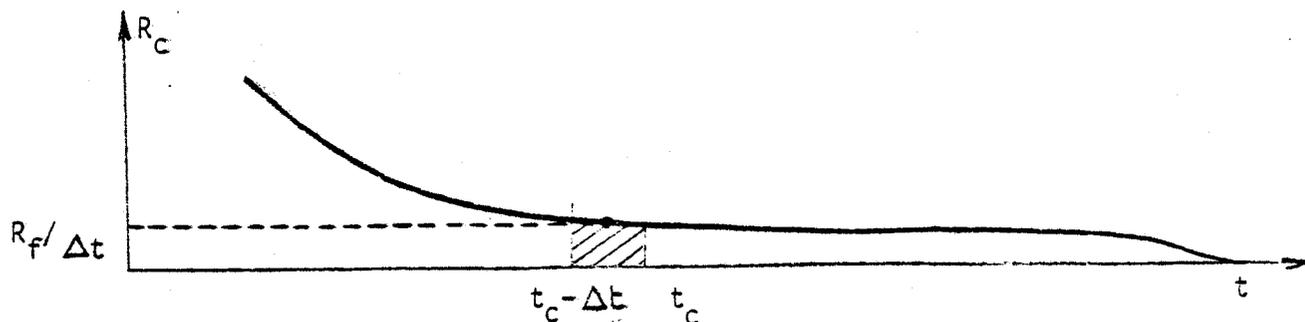


FIG. 4-2 - DETECTION DE LA FIN DE LA PARTIE SIGNIFICATIVE DE LA PHASE D'ADSORPTION

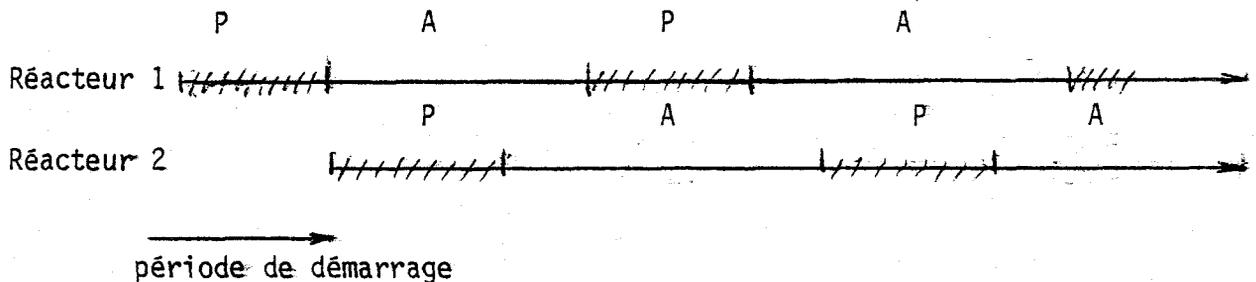
On ne retient ainsi que la partie significative de la phase d'adsorption tout en augmentant la stabilité du paramètre t_c . Or le reliquat de respiration R_c au delà de t_c (ou t_0) est préjudiciable au calcul précis de K .

1.2. La phase d'analyse :

Elle est constituée par l'ensemble des tests respirométriques avec leurs interprétations.

1.3. Organisation d'ensemble du pilote :

La permanence des analyses suppose un fonctionnement des réacteurs en opposition des phases. En désignant par P la phase de préparation et par A celle d'analyse, on a le schéma de la répartition des phases suivant :



La phase d'analyse s'achève sur un réacteur par un test où l'injection a été suffisante pour atteindre le palier de saturation et lorsque sur l'autre réacteur un nombre fixé de tests (1,2 ou 3) ont été effectués. Si le réacteur fonctionne seul, un nombre donné de tests est prévu.

- Le réacteur 1 peut être réservé momentanément aux analyses d'échantillons spéciaux. Le réacteur 2 contrôle alors seul l'effluent de la station et les cycles ne sont plus synchronisés.

Présence de toxiques :

Lorsqu'un toxique est détecté, les boues du réacteur doivent être renouvelées et le système est réinitialisé afin que les tests reprennent le plus rapidement possible.

Si le toxique est violent, le test est de courte durée ; il n'y a donc pas d'inconvénients à attendre le test suivant pour confirmer le diagnostique.

A.B. Alimentation boues de retour
 A.C. Air comprimé
 A.E. Alimentation effluent à analyser

D.N. Détecteur de niveau
 D.R.A. Débitmètre régulateur
 E.P. Eau potable
 F.B. Filtre à boues
 G.R. Groupe réfrigérant
 P.I. Pompe pour injection de substrat

P.D. Pompe de dérivation
 S.D. Sonde d'oxygène
 S. Surverse
 S.T. Sonde de température
 V. Vidange
 V.P. Vanne pneumatique

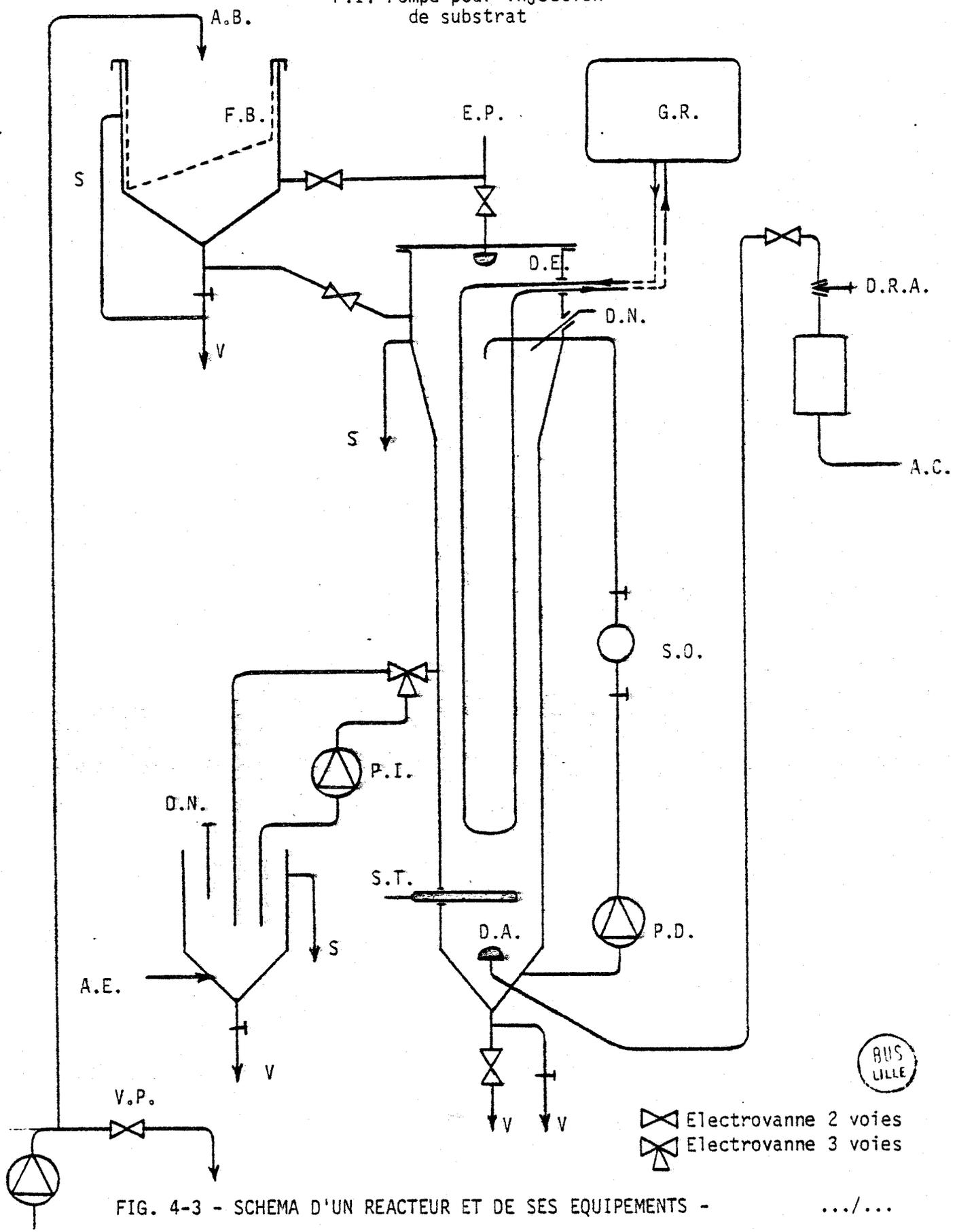


FIG. 4-3 - SCHEMA D'UN REACTEUR ET DE SES EQUIPEMENTS -

.../...

BUS LILLE

Electrovanne 2 voies
 Electrovanne 3 voies

E.E. Eau Epurée
P.R.B. Pompe de retour des boues

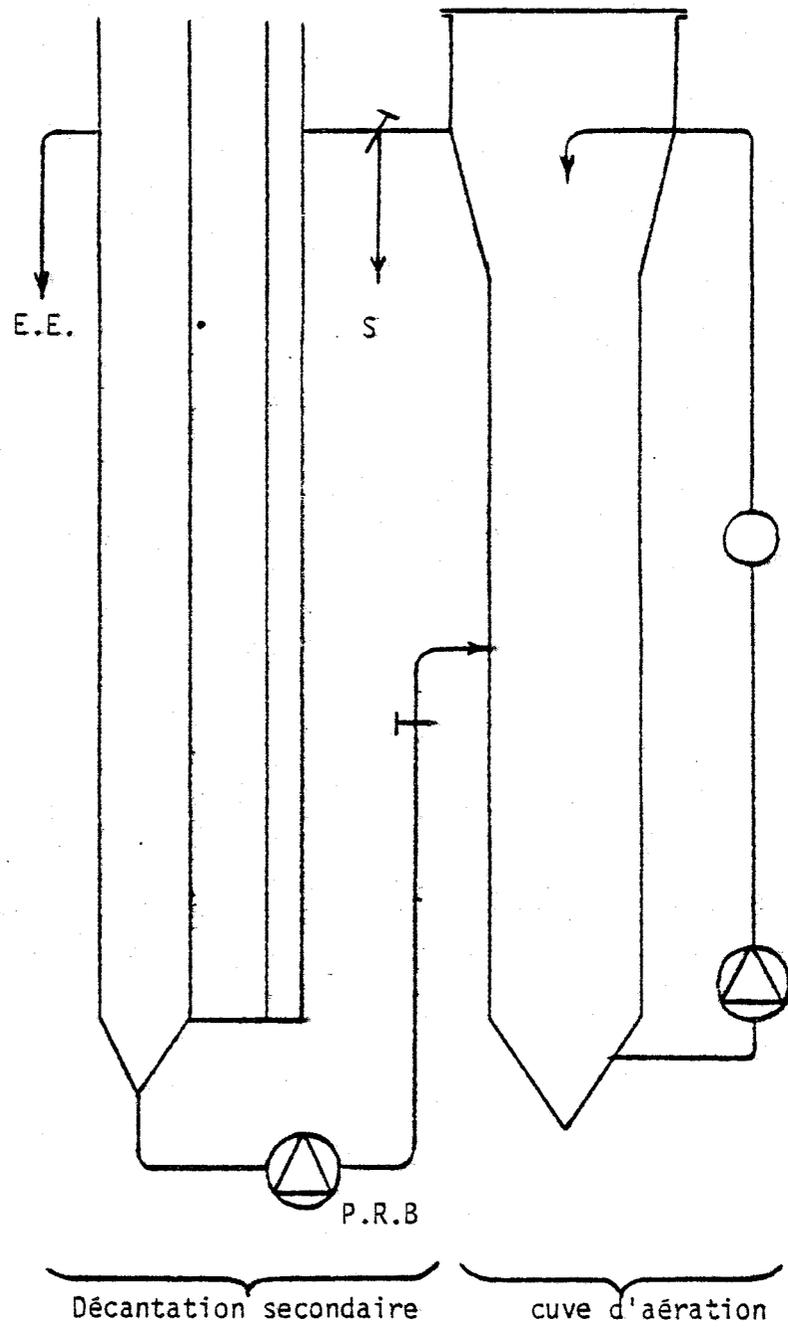


FIG. 4-4 - PILOTE COMPLET POUR ETUDE D'ADAPTATION



2 - ETALONNAGES ET FONCTIONS CORRECTRICES

2.1. Etalonnage des chaines de mesure de l'oxygène dissous

Deux coefficients correcteurs sont appliqués à chaque mesure du taux d'oxygène dissous. Le premier est déterminé automatiquement et correspond aux mesures faites dans une eau pure, le second tient compte de la variation de la solubilité de l'oxygène en fonction de la teneur en sels dissous.

De l'eau propre est saturée en Oxygène dans le réacteur. Après stabilisation de la mesure et si l'étalonnage est parfait, on doit enregistrer la concentration de saturation :

$$C_s = \frac{481}{\Theta + 32,45} \times \frac{P_{tm}}{P_o}$$

où Θ est la température de l'eau

P_{tm} est la pression atmosphérique

P_o est la pression atmosphérique normale

Nous supposons que l'erreur relative reste constante.

Si C est la valeur mesurée, on calcule le coefficient correcteur C_s/C à appliquer désormais aux mesures du taux d' O_2 dans le réacteur. Lorsque ce coefficient est trop éloigné de l'unité, le capteur doit être révisé et le réacteur abandonné.

La solubilité de l'oxygène est fonction des sels dissous et notamment du chlorure de sodium, alors que la sonde mesure la pression partielle de l'oxygène dans l'eau qui, elle, est indépendante des concentrations de ces sels. L'erreur sur les mesures peut être de 5 à 20 % pour des teneurs en chlorures comprises entre 5 et 20 mg/l à 20°C. Un second coefficient est donc appliqué à la mesure de la concentration d' O_2 dissous ; il peut être déterminé en dosant l'oxygène par la méthode de WINKLER dans de l'eau distillée et dans l'eau épurée, toutes deux étant saturées à la même température.

2.2. Influence de la température sur la respiration des boues et sur le transfert K d'oxygène dans les boues

Cette correction s'est imposée pour le prototype de SAPCHIM qui ne possède pas de régulation de température. Avec les nouveaux analyseurs qui sont dotés de cette régulation, les variations de la température Θ_r des boues sont inférieures à 2°C. La correction des résultats a dû être néanmoins maintenue pour améliorer la reproductibilité des tests.

- Dans un domaine assez étroit de variation de la température, la consommation d'oxygène varie suivant une loi exponentielle. A la température Θ_{st} de la station, la respiration des boues est donc :

$$R_{\Theta_{st}} = R_{\Theta_r} e^{a(\Theta_{st} - \Theta_r)}$$

Le coefficient "a" est aisément identifié en reproduisant dans le pilote les mêmes injections avec des consignes de température différentes.

- La température modifie également le transfert K d'oxygène dans les boues. On trouve dans la littérature les lois de variation suivantes :

$$\text{pour } K : K_{\Theta} = K_{10} (1,024)^{\Theta - 10} \quad \text{si } \Theta = 10 \pm 2^{\circ}\text{C}$$

$$\text{et } K_{\Theta} = K_{20} (1,0192)^{\Theta - 20} \quad \text{si } \Theta = 20 \pm 2^{\circ}\text{C}$$

$$\text{puis pour } C_S \quad C_S = C_{S10} (1,021)^{-(\Theta - 10)} \quad \text{si } \Theta = 10 \pm 2^{\circ}\text{C}$$

$$C_S = C_{S20} (1,0196)^{-(\Theta - 20)} \quad \text{si } \Theta = 20 \pm 2^{\circ}\text{C}$$

Ces données vérifient la loi $K.C_S = \text{constante}$ à pression constante, avec une précision suffisante. Les résultats que nous avons obtenus jusqu'ici semblent confirmer cette loi. Une étude plus systématique pourra être entreprise avec le nouvel analyseur grâce à la présence d'une régulation de température.

K est corrigé toutes les 30 secondes

$$K_1 = K_0 \frac{(C_S)_0}{(C_S)_1} = K_0 \frac{(\Theta_r)_1 + 32,45}{(\Theta_r)_0 + 32,45}$$

2.3. Influence de la pression atmosphérique sur le transfert K

La pression atmosphérique n'étant pas un paramètre commandable et sa variation relative étant faible, les études de son influence sur K sont rares. Il semble que sur une période d'analyse de 3 ou 4 heures, la reproductibilité des courbes peut se trouver affectée par une variation de K due à une variation de la pression atmosphérique. Des expériences doivent être menées sur un pilote spécialement adapté pour déterminer cette loi de variation.

.../...

2.4. Calcul du coefficient de transfert K de l'oxygène dans les boues du réacteur

2.4.1. Choix de la méthode de détermination automatique de K

La concentration C en oxygène dissous est la seule variable observable dépendante du transfert K :

$$\frac{dc}{dt} = K (C_S - C) - R \quad (4-1)$$

R étant inconnue, la méthode couramment utilisée dans la profession consiste à extrapoler la valeur de K obtenue avec de l'eau pure (R = 0). Cette estimation est trop imprécise et, dans le même ordre d'idée, on ne peut pas non plus inhiber l'activité biologique. L'identification de K est possible si R est constante pendant la durée du calcul.

La qualité de la convergence d'un algorithme quelqu'il soit est fonction de la dynamique du signal C et la précision obtenue, du nombre d'itérations. A raison d'une itération toutes les 2 secondes, il faut au moins 5 minutes d'essais. Dans ces conditions, et en fonction de la remarque du § 1-1, il est exclu de déterminer K après chaque test respirométrique lorsque C croît vers sa valeur d'équilibre. Il faut couper l'aération afin de démarrer le calcul avec des valeurs de C faibles. La répartition avant chaque test, des opérations nécessaires au calcul de K (vérification de la stabilité de R, abaissement de la valeur de C par arrêt de l'aération, calcul de K après la reprise de l'aération) conduirait à des fréquences d'analyses trop faibles. Finalement, il a été choisi de déterminer K avant d'entreprendre la série des analyses puis de le corriger en fonction de l'évolution de la température.

Les véritables critères de choix de la méthode sont, en définitive, la précision du calcul et la réalisation de l'identification en temps réel, sans stockage de l'ensemble des mesures afin de limiter les besoins en mémoires.

Les méthodes du gradient et de Kalman ont été envisagées. Les inconvénients de la méthode de Kalman qui sont d'une part la croissance rapide de l'importance du volume des calculs avec le nombre des variables et, d'autre part, les risques de divergence du filtre dans le cas de l'utilisation d'un modèle insuffisamment représentatif, n'existent pas dans notre application. En revanche, on bénéficie de la forme récurrente des équations et de l'estimation par l'intermédiaire de la matrice de covariance d'erreur, de la confiance que l'on peut accorder aux résultats.

Pour ces raisons, il a été choisi de tester en premier l'efficacité de la méthode de Kalman. Les résultats se sont avérés probants et il n'a pas été nécessaire de la comparer à la méthode du gradient.

2.4.2. Le filtrage de Kalman

Soit un système dynamique représenté par l'équation d'état :

$$X_k = \Phi_{k,k-1} X_{k-1} + F_{k-1} + W_{k-1}$$

et l'équation de mesure :

$$Z_k = H_k X_k + V_k$$

L'indice k est l'indice de discrétisation du système et,

X le vecteur d'état $(n,1)$

Φ la matrice de transition (n, n)

F la commande $(n,1)$

W le bruit d'état $(n,1)$

Z le vecteur d'observation $(m,1)$

H la matrice d'observation (m, n)

V le bruit d'observation

Les bruits W_k et V_k sont des bruits indépendants de matrices de covariance données :

$$E(W_k, W_k^T) = Q_k \quad \text{de dimension } (n,n)$$

$$\text{et } E(V_k, V_k^T) = R_k \quad \text{de dimension } (n,n)$$

On suppose connu à l'instant $(k-1) \Delta t$, une estimation $\hat{X}_{k-1/k-1}$ de l'état et la matrice de covariance $P_{k-1/k-1}$ de l'erreur d'estimation entre $\hat{X}_{k-1/k-1}$ et la valeur exacte X_{k-1} .

.../...

On distingue deux phases de calculs :

1ère phase : Prédiction

En intégrant le système sur l'intervalle de Temps Δt on obtient une estimation $\hat{X}_{k/k-1}$ de l'état à l'instant $k \Delta t$.

$$\hat{X}_{k/k-1} = \phi_{k,k-1} \hat{X}_{k-1} + F_k$$

La covariance de l'erreur de cette estimation est :

$$P_{k/k-1} = E (X_k - \hat{X}_{k/k-1}) (X_k - \hat{X}_{k/k-1})^T$$

$$P_{k/k-1} = \phi_{k,k-1} P_{k-1/k-1} \phi_{k/k-1}^T + Q_k$$

2ème phase : correction

La première estimation $\hat{X}_{k/k-1}$ est corrigée en fonction des mesures Z_k obtenues au temps $k \Delta t$ pour donner la seconde estimation $\hat{X}_{k/k}$:

$$\hat{X}_{k/k} = \hat{X}_{k/k-1} + D_k (Z_k - H_k \hat{X}_{k/k-1})$$

La matrice de correction D_k est calculée indépendamment des résultats de mesure, la correction se fait donc proportionnellement à l'écart entre les valeurs prédites et les valeurs mesurées.

$$D_k = P_{k/k-1} H_k^T (H_k P_{k/k-1} H_k^T + R_k)^{-1} \text{ de dimension } (n, m)$$

La matrice de covariance $P_{k/k} = E (X_k - \hat{X}_{k/k}) (X_k - \hat{X}_{k/k})^T$ est donnée par la formule :

$$P_{k/k} = P_{k/k-1} - D_k H_k P_{k/k-1}$$

2.4.3. Application à la détermination du coefficient de transfert K

On transforme l'équation (4-1) en un système d'équation d'état où le paramètre K cherché est composante du vecteur d'état X.

$$X = \begin{bmatrix} C \\ K \\ U \end{bmatrix} \quad \text{avec } U = KCs - Ri$$

et le système s'écrit :

$$\begin{aligned} \dot{C} &= -KC + R \\ \dot{K} &= 0 \\ \dot{U} &= 0 \end{aligned} \quad (4-2)$$

Il est non linéaire et stationnaire. La méthode de filtrage de Kalman est applicable à un système non linéaire si l'on connaît une solution approchée, dite de référence, de sorte à linéariser le système autour de ce vecteur d'état. La non linéarité est donc conservée dans la phase de prédiction pour l'évaluation de $\hat{X}_{k/k-1}$ puis le système est linéarisé autour de l'état de référence pour déterminer les matrices de covariances d'erreurs et procéder à la correction.

L'intégration du système (4-2) donne la référence $\hat{X}_{k/k-1}$

$$C_k = \frac{U_{k-1}}{K_{k-1}} + \left(C_{k-1} - \frac{U_{k-1}}{K_{k-1}} \right) \exp(-K_{k-1} \cdot \Delta t) \quad (4-3)$$

$$K_k = K_{k-1}$$

$$U_k = U_{k-1}$$

Soit A la matrice du système linéarisé : $\frac{d}{dt} \Delta X \approx A \cdot \Delta X$

$$\text{avec } \Delta X = K_k - \hat{X}_{k/k-1}$$

La matrice ϕ de transition est solution de l'équation $\frac{d\phi}{dt} = A \cdot \phi$ avec

$\phi_{t,t} = I$ la matrice unité. Elle s'écrit sous sa forme digitalisée.

$$\phi_{t+\Delta t, t} = \begin{bmatrix} \exp(-K \Delta t) & -\frac{C}{K} (1 - \exp(-K \cdot \Delta t)) & \frac{1}{K} (1 - \exp(-K \Delta t)) & 0 \\ 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 \end{bmatrix}$$

Le système (4-3) et $\phi_{k/k-1}$ sont ainsi calculés à chaque itération.

Nota : Le calcul de la matrice $(H_k P_{k/k-1} H_k^T + R_k)^{-1}$ de dimension (m, m) pour la détermination de D_k , n'est pas pénalisant puisque $m = 1$.

2.4.4. Les modalités de l'application

Initialisation du vecteur d'état :

La première composante C est mesurée. Les deux autres étant relativement peu variables, leurs valeurs initiales peuvent être fixées sans grandes erreurs. Le choix de valeurs inexactes est souvent sans importance réelle car le filtre les corrige rapidement.

Initialisation des matrices $P_{k/k}$, Q_k et R_k :

Une marge d'erreur appréciable de plus de 50 % ne nuit pas aux performances du filtre pour l'estimation des variables d'état. Néanmoins, la convergence est plus ou moins rapide et la durée de l'essai est limitée.

- La matrice $P_{0/0}$ est choisie diagonale car il est pratiquement impossible d'évaluer les covariances. Il ne faut pas sous estimer les variances pour ne pas ralentir la convergence.
- La matrice R_k qui représente le bruit de la mesure, peut être appréciée correctement à la suite d'une analyse du signal.
- La matrice Q_0 , caractéristique du bruit d'état, est choisie identiquement nulle. Il est en effet impossible d'évaluer un bruit d'état sur C ou de l'interpréter physiquement pour K et U .

Les résultats

Les matrices $P_{0/0}$, Q_0 et R ont été choisies à la suite d'une étude du signal de mesure et d'une trentaine d'essais. Ce nombre important d'expériences est dû, d'une part, à la nécessité d'évaluer les performances en fonction de l'initialisation du vecteur d'état avec des valeurs des composantes éloignées ou non des valeurs finales et, d'autre part, au désir d'apprécier l'importance du choix de la période des itérations.

- Le bruit du signal de la mesure C du taux d'oxygène dissous est blanc, à moyenne nulle et d'écart-type maximum $5 \cdot 10^{-3}$ mg/l. Nous avons choisi $R_k = 10^{-5}$ (mg/l)².
- La convergence est souvent légèrement moins bonne lorsque la période P des itérations est de 1 seconde que lorsqu'elle est de 2 secondes. Ceci peut s'expliquer par un rapport de la variation du signal de mesure sur le bruit, trop faible sur 1 seconde. Les courbes (3) et (4) de la fig. 4-4 sont obtenues avec les mêmes initialisations ; seul la période des itérations diffère.

.../...

Les graphes des figures 4-5, 4-6 et 4-7 sont obtenus avec une période de 2 secondes.

Sont représentées sur chacune de ces figures :

- la mesure C du taux d'oxygène dissous
- l'estimation de la respiration R_i : $E(R_i)$ (voir § 2-5)
- l'estimation du coefficient de transfert K : $E(K)$
- l'estimation de $U = K C_s - R_i$: $E(U)$
- la variance de l'erreur d'estimation de R_i : $ve(R_i)$
- la " " " " de K : $ve(K)$
- la " " " " de U : $ve(U)$

Echelles des ordonnées : une division "!!" (soit 10 divisions élémentaires"..") représente pour :

C	:	1 mg/l
$E(R_i)$:	0,10 mg/l/mn
$E(K)$:	0,02 mn ⁻¹
$E(U)$:	0,2 mg/l/mn
$ve(R_i)$:	$2 \cdot 10^{-6} \text{ (mg/l/mn)}^2$
$ve(K)$:	$2 \cdot 10^{-5} \text{ mn}^{-2}$
$ve(U)$:	$2 \cdot 10^{-5} \text{ (mg/l/mn)}^2$

L'axe des abscisses des graphes des variances a été décalé d'une division "!!" pour la clarté de la présentation. En abscisses, 1 division ".." = 1 minute.

Les graphes de ces trois figures correspondent aux valeurs retenues pour P_0/o , Q_0 et R , à savoir :

$$R = 10^{-5} \text{ (mg/l)}^2$$

et pour Q_0 :

$$V_e(C)_0 = 5 \cdot 10^{-6} \text{ (mg/l)}^2$$

$$V_e(K)_0 = 2 \cdot 10^{-4} \text{ mn}^{-2}$$

$$V_e(U)_0 = 10^{-2} \text{ (mg/l/mn)}^2$$

Ces trois essais ont été effectués successivement.

.../...

Le transfert peut être considéré comme constant alors qu'il augmente légèrement puisque R_i diminue. Le système de réfrigération est arrêté pendant la durée des calculs afin de ne pas provoquer une chute trop brutale de la température qui perturberait les estimations plus que ne le fait son élévation lente. Cette perturbation est visible sur la droite $C = f(t)$ obtenue avec une aération nulle, lorsque le réfrigérateur fonctionne après les 8 minutes de calculs. On observe un décalage (augmentation de C_s) et une diminution de la pente de la droite (diminution de l'activité des boues).

Les figures 4-5 et 4-6 montrent la convergence lorsque le vecteur d'état est initialisé avec les valeurs obtenues lors de l'essai précédent, c'est-à-dire proches des valeurs finales. La figure 4-7 correspond à :

$$X_0 = \begin{bmatrix} C_0 \\ 0,15 \\ 2,5 \end{bmatrix} \quad \text{alors que les valeurs de } K \text{ et de } U \text{ sont proches respectivement de } 0,24 \text{ et de } 1,9$$

On remarque que les estimations de K et de U augmentent légèrement après s'être stabilisées. Cette dérive est due à l'absence de dynamique de la courbe C qui a tendance à s'infléchir vers le bas en raison de l'élévation de la température. Compte tenu de ces observations, les valeurs finales de K et de U sont atteintes au bout de 4 à 6 minutes ; on retiendra un temps de calcul de 8 à 10 minutes.

La figure 4-4 montre une parfaite correspondance entre les estimations finales de (1) et de (2) d'une part puis de (2) et de (3) d'autre part. Cela montre précisément l'influence de l'initialisation du vecteur d'état. Ainsi, l'écart maximum observé lors de l'estimation de K ne dépasse pas 5 % puisque nous avons en pratique une bonne initialisation de X .

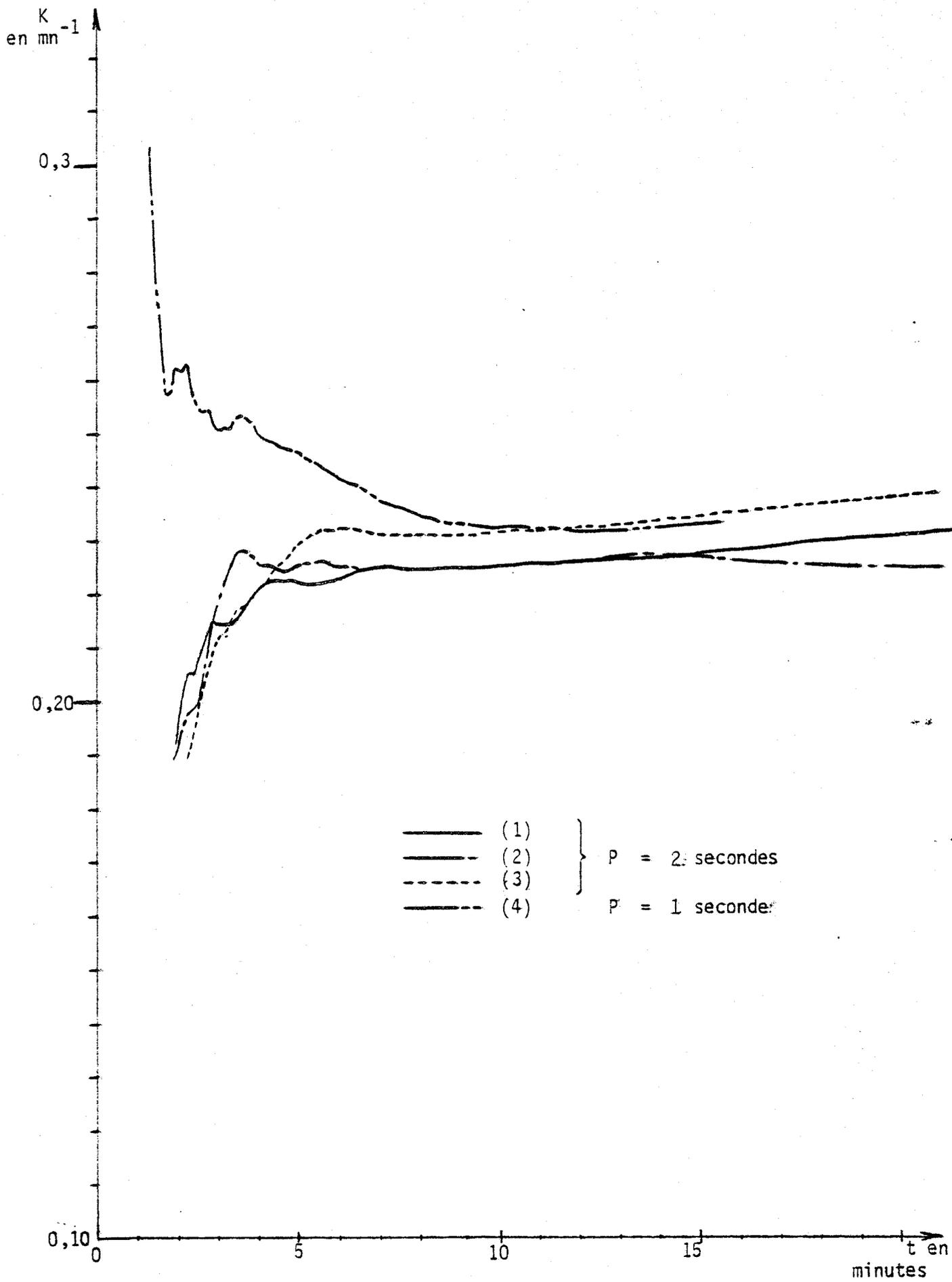


FIG. 4-4 - ESTIMATIONS COMPAREES DU COEFFICIENT DE TRANSFERT K -

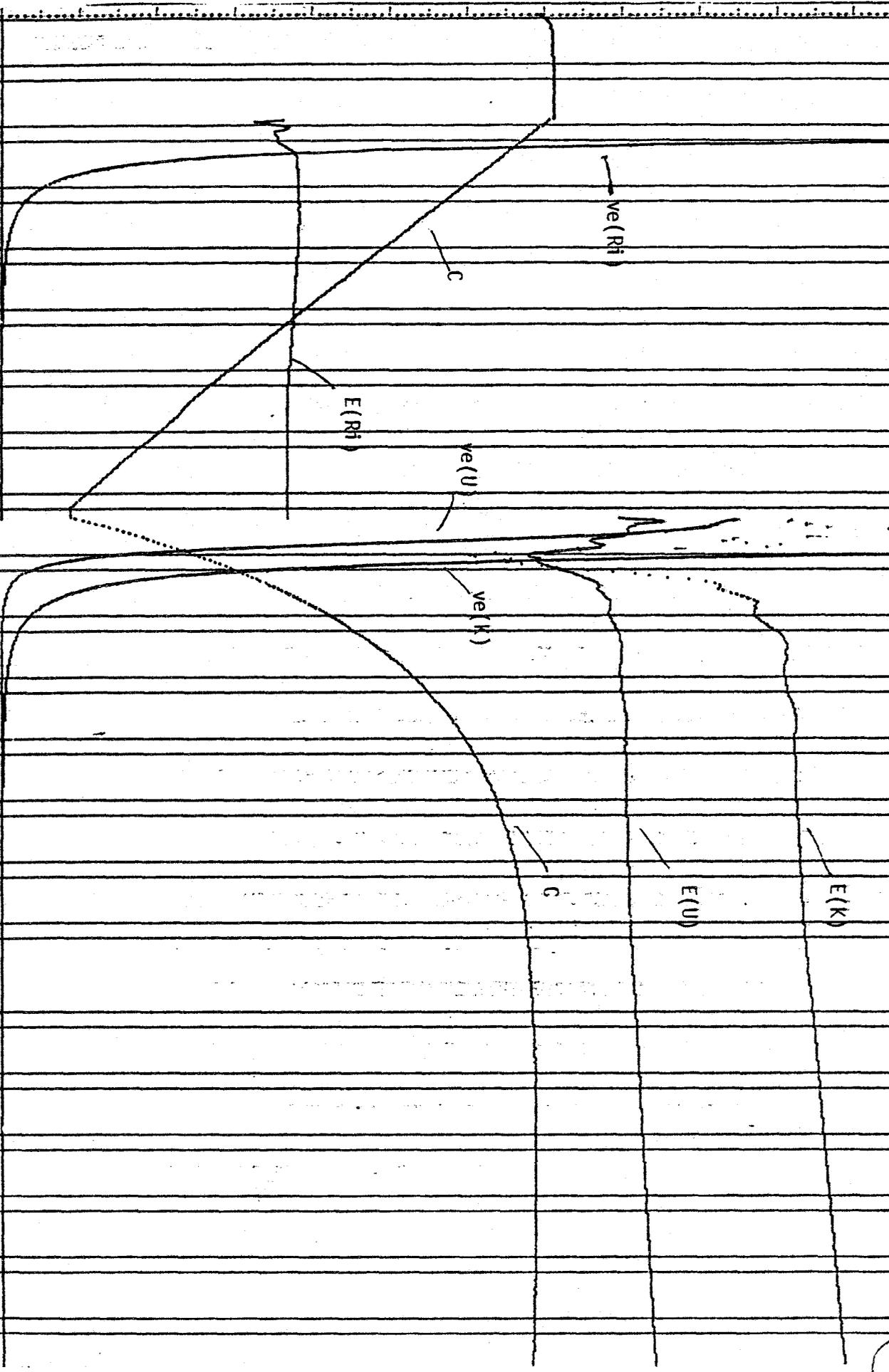


FIG. A-5

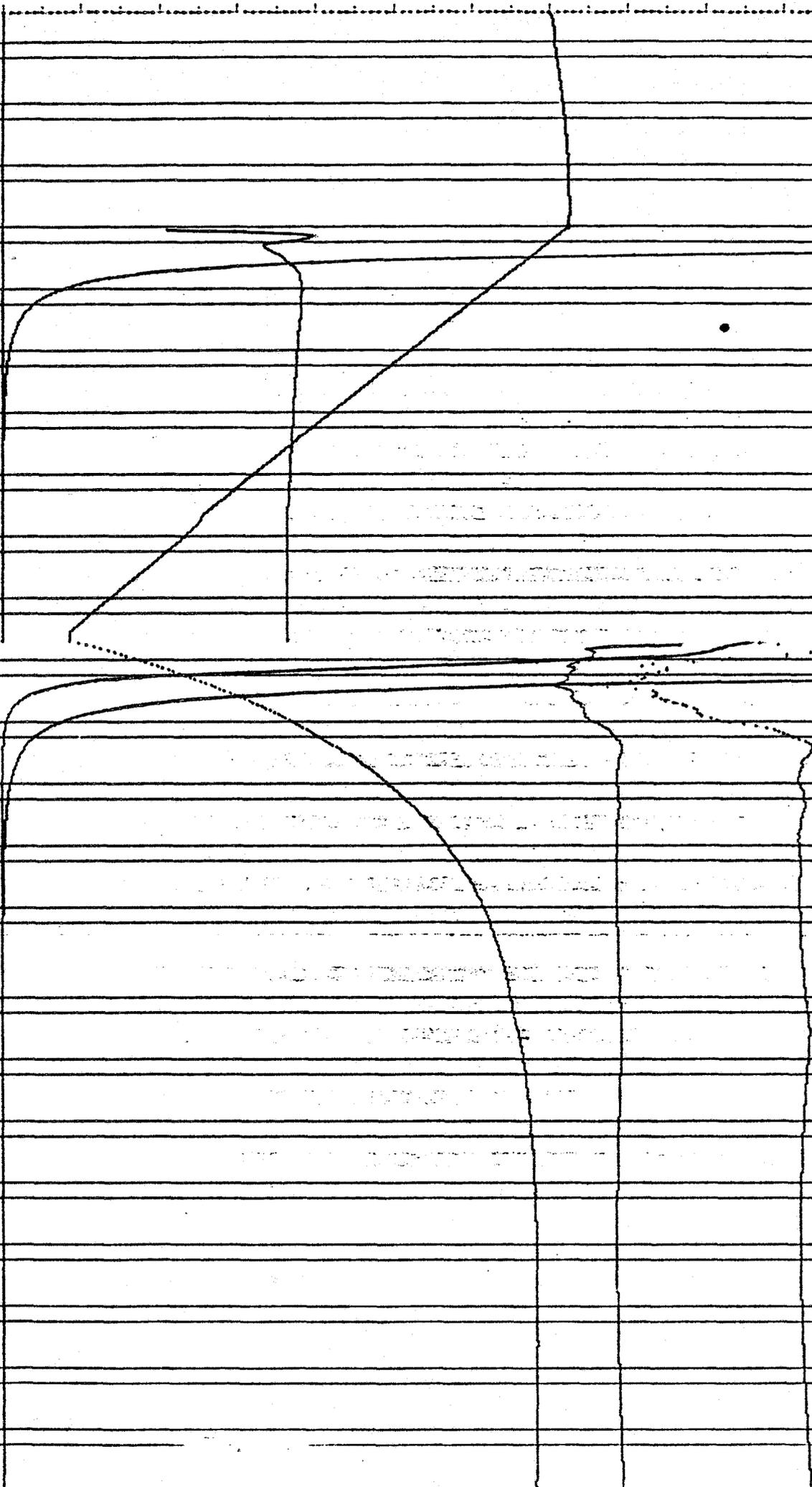


FIG. 4-6

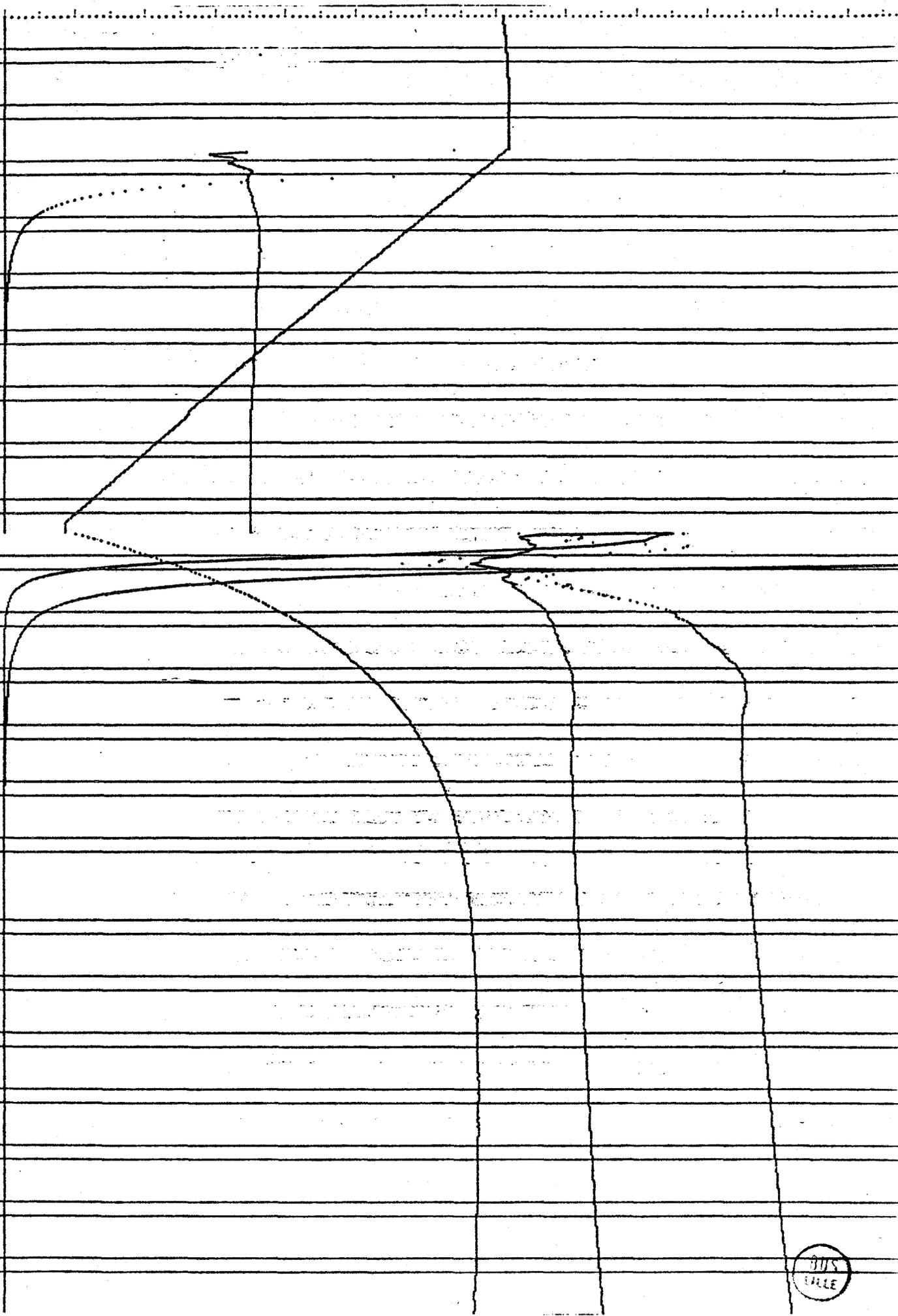


FIG. 4-7



2.5. Calcul de la respiration R_i (supposée constante) des boues

La structure existante est utilisée pour le calcul de R_i .

L'équation $\dot{C} = -R_e$ est intégrée pour obtenir le système de deux équations d'état :

$$\begin{aligned} C &= -R_e t + C_0 \\ \dot{C} &= -R_e \end{aligned}$$

Il est linéaire et stationnaire.

Si $X = \begin{bmatrix} C \\ \dot{C} \end{bmatrix}$, la matrice de transition est : $\emptyset_{t+\Delta t, t} = \begin{bmatrix} 1 & \Delta t \\ 0 & 1 \end{bmatrix}$

et la matrice d'observation $H = [1, 0]$.

Résultats :

Les graphes des figures 4-5, 4-6 et 4-7 ont été obtenus avec :

$$R_k = 10^{-5} \text{ (mg/l)}^2$$

et pour Q_0 : $ve (C)_0 = 5 \cdot 10^{-6} \text{ (mg/l)}^2$

$$ve (Ri)_0 = 5 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/l/min)}^2$$

Avec d'autres essais, la convergence a été améliorée avec :

$$ve (Ri)_0 = 2 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/l/mn)}^2$$

Remarques :

- L'estimation de C_s à partir de $(E(u) + E(Ri)) / E(K)$, approche la valeur théorique à moins de 5 %.

- Le programme de calcul de K et de R_i , écrit en assembleur, occupe 1 K Octets.

.../...

CONCLUSIONS

=====

Les tentatives de modélisation des stations d'épuration où interfèrent des phénomènes biochimiques et mécaniques très complexes, ont été nombreuses et les succès très limités. Les modèles des réactions biologiques ont en effet été souvent établis dans des cas particuliers éloignés plus ou moins de la réalité offerte par une culture mixte soumise à un ensemencement quelconque. Par ailleurs, la diversité des mélanges hydrauliques et l'inaccessibilité de certains de leurs paramètres ont accentué les difficultés de la modélisation.

Ces caractéristiques qui font l'originalité du processus d'épuration parmi tous les processus biologiques industriels, nous ont conduits vers des solutions particulières. Le recours à un simulateur physique de la cuve d'aération a permis l'amélioration de l'observation des comportements biologiques globaux et notamment de la cinétique de dégradation de la pollution. Cette simulation qu'est le test respirométrique, est valable pour tous les procédés d'épuration biologiques par boues activées ; elle renseigne sur la capacité instantanée du traitement. En revanche, les incidences d'une charge polluante donnée sur l'évolution à plus long terme du processus, ne sont pas détectables avec un seul test. L'analyseur est alors conçu pour effectuer des expériences complémentaires qui permettent l'estimation des cinétiques des réactions lentes de la métabolisation et les contrôles qualitatifs dont celui de l'adaptabilité des microorganismes à un substrat.

La complexité et la diversité des stations d'épurations nous écartaient de l'étude classique de commande optimale. L'exploitant étant seul capable de constater et de remédier à certaines dérives, l'élaboration de la commande a été structurée pour faire également de ce système un outil d'aide à la décision. Il est ainsi défini et édité un domaine des commandes possibles à l'intérieur duquel l'"optimum" est déterminé en minimisant les distances des paramètres à leur valeurs de consignes fixées par l'exploitant. Pour le traitement biologique, le paramètre choisi est la charge polluante exprimée sous une forme nouvelle, déduite directement des tests respirométriques.

Le calcul de la commande en régime dynamique s'est imposé comme une nécessité avec généralement plus d'acuité pour les rejets industriels. A l'exception des toxiques violents qui sont détectés quasi instantanément, la période des analyses est d'environ 20 minutes ; ce qui est suffisant compte tenu du rôle égalisateur de la cuve d'aération.

On fera, à la suite de cette expérience, les constatations suivantes :

- L'exploitant dispose d'une technique de laboratoire pour observer et comprendre les comportements biochimiques. Ainsi, en plus de l'aide qui lui est apportée avec cette régulation performante, l'Automatique contribue à l'élargissement de son pouvoir de décision.

.../...

Il devait jusqu'ici, solliciter l'assistance technique d'un laboratoire lorsqu'un dérèglement de la station était provoqué par de nouveaux rejets. Par exemple, il a été possible de traiter dans la station d'épuration de l'usine SAPCHIM, des rejets considérés jusqu'ici comme suspects et dont le coût de la dépollution par un organisme extérieur était important. Ce besoin est si prononcé que nous adaptons une version transportable de cet analyseur de traitabilité pour les contrôles momentanés sur sites.

- Les variations trop importantes de la charge entraînent des fluctuations de l'efficacité du traitement et ont des répercussions significatives sur le cours d'eau récepteur. Pour pallier ces inconvénients on peut, soit surdimensionner les installations, mais cette solution a des limites techniques et économiques, soit ajouter un traitement complémentaire régulateur du flux de pollution, mais l'exploitation correcte de l'ensemble de la station est plus difficile à obtenir. Le contrôle de procédé rend cette seconde solution particulièrement intéressante.
- Les avantages déterminants de ce système de surveillance et de conduite nous ont incités à adopter la même méthode pour réguler les procédés physico-chimiques d'épuration par clarifloculation. Un simulateur physique teste différentes doses de réactifs dans un délai bien inférieur au temps de réponse du traitement.
- La durée de la mise au point de l'appareil (3 ans environ) témoigne des difficultés rencontrées dans la réalisation d'un analyseur automatique, travaillant sur des échantillons aussi divers et chargés en matières en suspension que les eaux usées et les boues d'une station d'épuration. Le modèle qui vient d'être achevé, peut être considéré comme fiable, suffisamment précis et d'un entretien aisé et réduit.

A N N E X E S

ANNEXES

Explications sur les différentes figures présentées ci-après :

1/ Légende des éditions :

- PATMOS : pression atmosphérique
 TRANS : coefficient de transfert K à la température des boues
 TSTAT : température des boues activées dans la station
 TREAC : température des boues dans le réacteur
 VINJ : volume V_i de l'échantillon injecté
 DILU : dilution d_i des boues de retour au bout de la $i^{\text{ème}}$ injection
 DUREE : durée t_c de l'adsorption
 RMAX : respiration R_e maximum
 DOM : autre terminologie de la DOA
 La valeur qui est éditée dans la ligne de commande qui suit la courbe, est le résultat d'une pondération entre l'ancienne valeur et celle correspondant au dernier test.
 RESPI : estimation de la respiration endogène R_e des boues de retour
 DEB : débit d'eau D_e admis sur le biologique
 CHDOM : charge $CHDOA$ correspondant au débit D_e
 CDEB : consigne de débit d'eau préconisée

La dernière valeur éditée est le débit maximum D_{cin} déduit de la seule cinétique biologique.

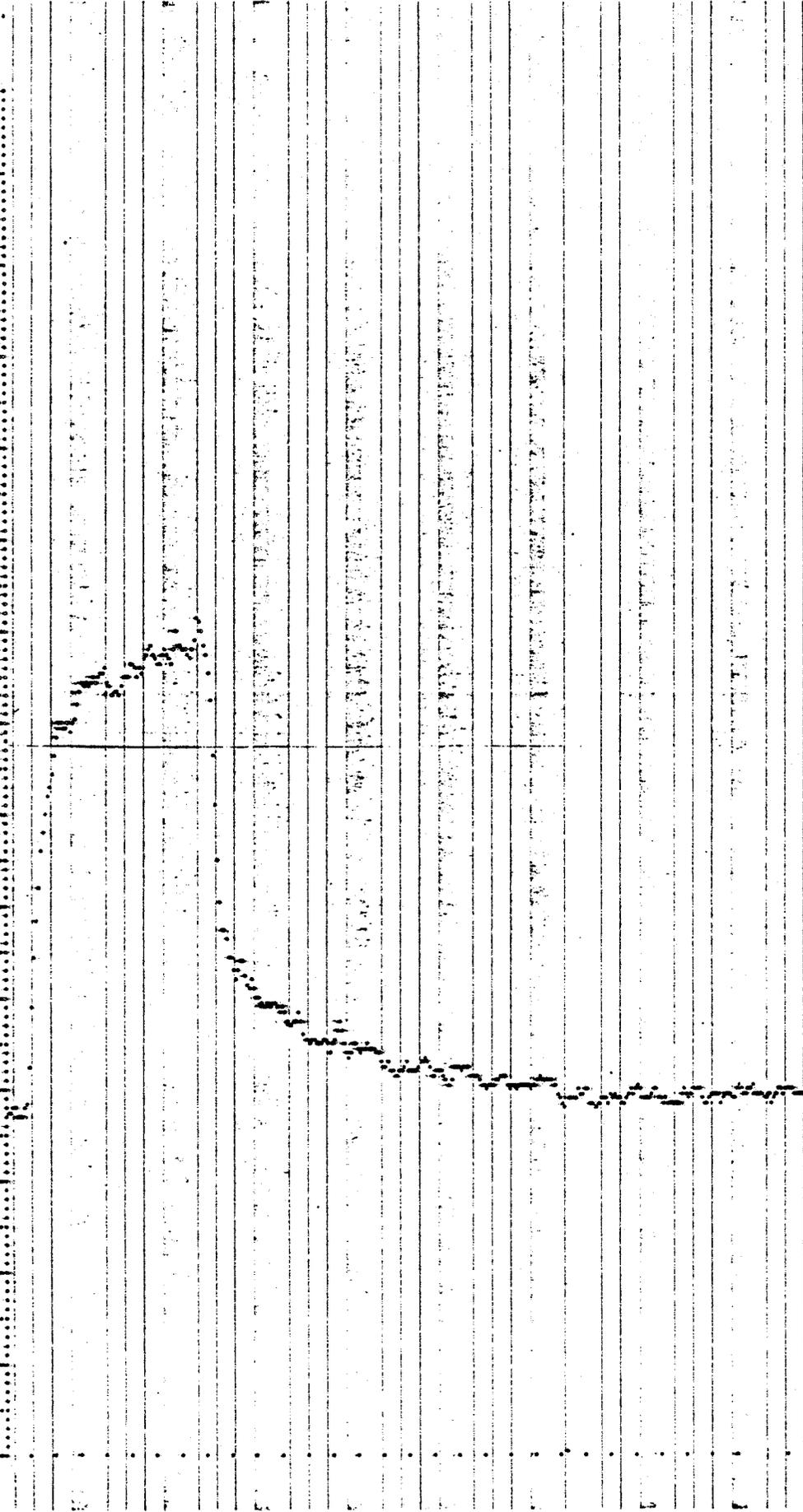
2/ Mise en évidence du phénomène de saturation FIG. A-1 et A-2

Un même échantillon de boues, prélevé dans la station de Colombes, est alimenté par une solution diluée d'alcool éthylique. On constate qu'en doublant le volume injecté :

- la largeur du palier est pratiquement doublée,
- la respiration R_c de saturation, corrigée par le rapport de dilution, est la même,
- la partie finale de la courbe est identique.

PATMO 1009.4 MB TSTAT 15.0 DEG.C VINJ 70.9 GMS DUREE 1420 S DOM 1213.5 MG/L
 TRANS 0.16 1/HH TREAC 14.8 DEG.C DILU 0.855 RMAX 1.05 MG/L/HH

SCHEDULES : ORDONNERS (UNITES DIVISION II) GRAPHES (UNIT) 012 HUNL/HH
 ABSISSES (UNITES DIVISION II) TEMPS (MIN.) (16 PIS/ABIV)



MANAISEN 7/82, 12/86 RESPI 6.61 HONL/HHIN DOH 634.9 HO/L DEB 22.26 H3/H ECHDOH 6.79 EBREB 22.7 H3/H 24.9

FIG. A-1



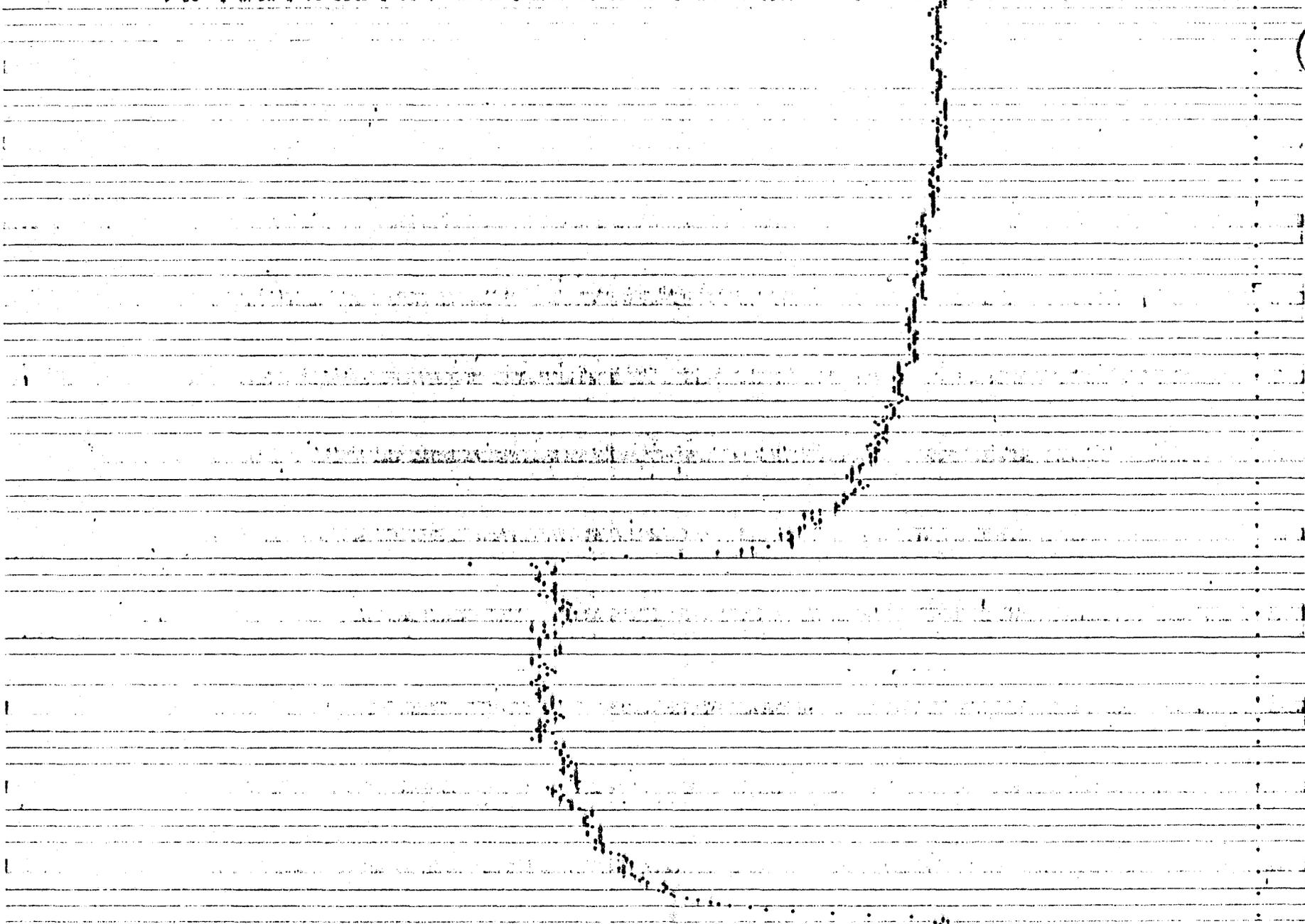


FIG. A-2

ECHELLES : ORDONNEES (UNITS DIVISION II) GRAPHES G (.N) : 0.2 MG/L/MN
ABSCISSES (UNITS DIVISION ..) TEMPS 1 MIN. (10 PIS/DIV)

PATMO 1009.9 MB TSAT 19.0 DEG.C VINA 190.0 CM3 DTU 0.889 NMAX 1.03 MG/L/MN
TRANS 0.16 1/MN TRAS 19.2 DEG.C

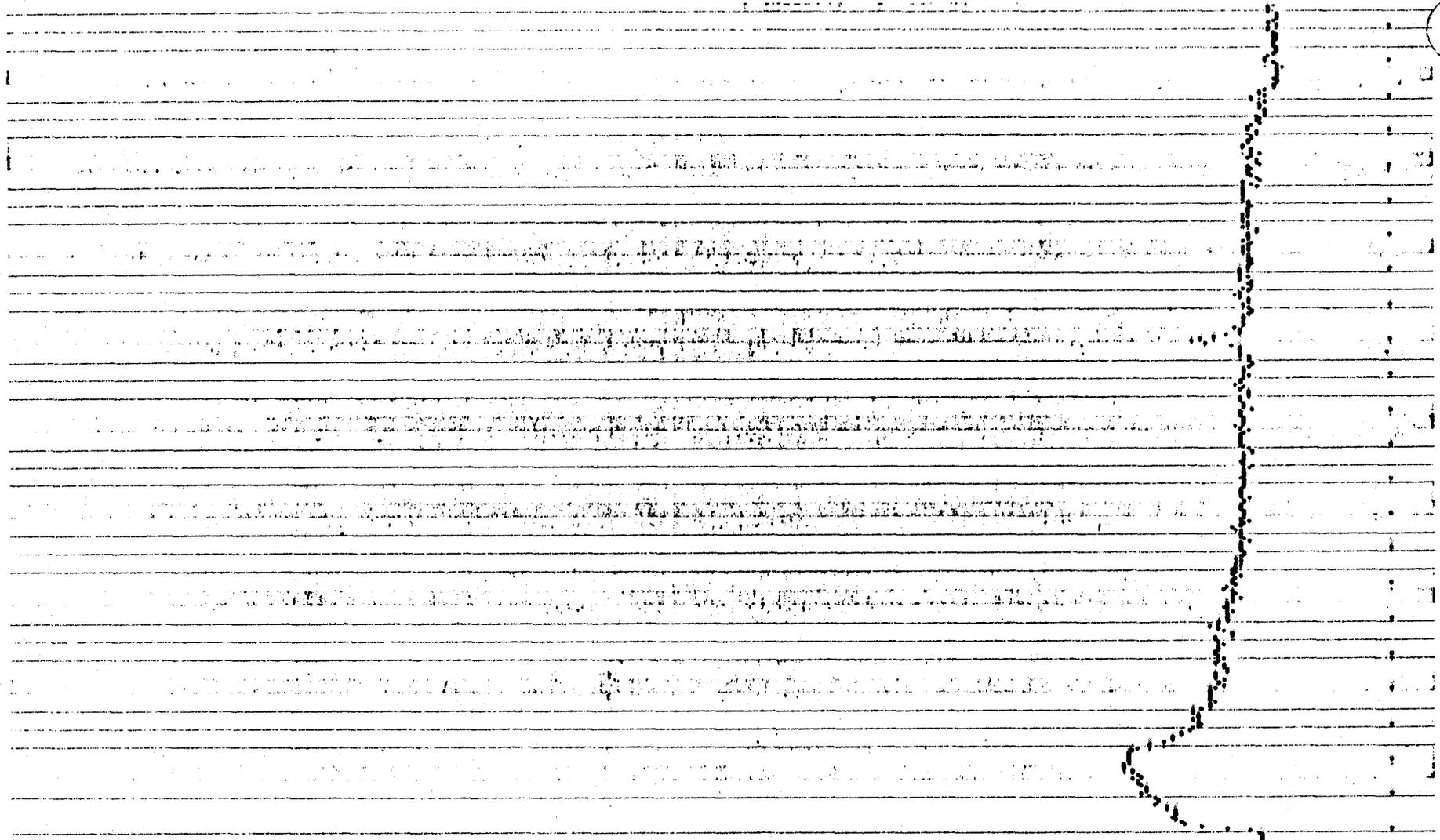
3/ Mise en évidence de l'aptitude des boues à la dégradation d'un substrat donné
fig. A-3, A-4, A-5 -

Le substrat est un rejet d'une usine de produits chimiques. Sa biodégradation est testée sur des boues de trois origines différentes.

- a) Sur des boues de la station de Colombes adaptées à des rejets essentiellement urbains (fig. A-3) : l'activité respiratoire est faible.
- b) Sur des boues adaptées pour la dégradation de la pollution carbonnée de ce rejet : la réaction initiale est très prononcée et la DOA est plus élevée.
- c) Sur des boues bien adaptées et comportant des souches nitrifiantes : la DOA est très importante car à la dégradation de la pollution carbonnée s'ajoute l'oxydation de l'ammoniaque qui est très concentrée dans cet effluent.

.../...

305
11/11



.....
ECHANGES : ENDONNEES (UNITS DIVISION - I) GRAPHES P (- N) - 018 HONNNNN
ABSCISSES (UNITS DIVISION) (TEMPS - I MIN. (10 PISADIA)

VEN/SEM 43/87, OH 8 * ANALYSE SPECIALE - NUMERO 7 - REACTEUR 1
PATIO 1004,0 MB TSIAI 56,8 DEG.0 VINS 50,0 CHS
TRANS - 0:18 17MN TRAVS 18:1 DEG.5 DIRU 1:000
DUREE 092 S DUREE 092 S
DON 237.6 HORA
MAYI 0:51 HONNNNN

FIG. A-3

VEN/SEM 43/81-16H51 * ANALYSE SPECIALE - NUMERO 5 - REACTEUR 1
 PATMO 1006.5 MB
 TRANS 0.10 1/PMN
 TREAT 18.2 DEG.C
 VINT 100.0 CH3
 DIPO 1.000
 DUREE 1H36 S
 DUM 295.4 MG/M
 RMAX 1.00 MG/L/PMN

ECHELLES : ORDONNEES (UNITES DIVISION 11) GRAPHES D (.R) = 0.2 MG/L/PMN
 ABSCISSES (UNITES DIVISION ..) TEMPS 1 MIN. (15 PTS/DIV)

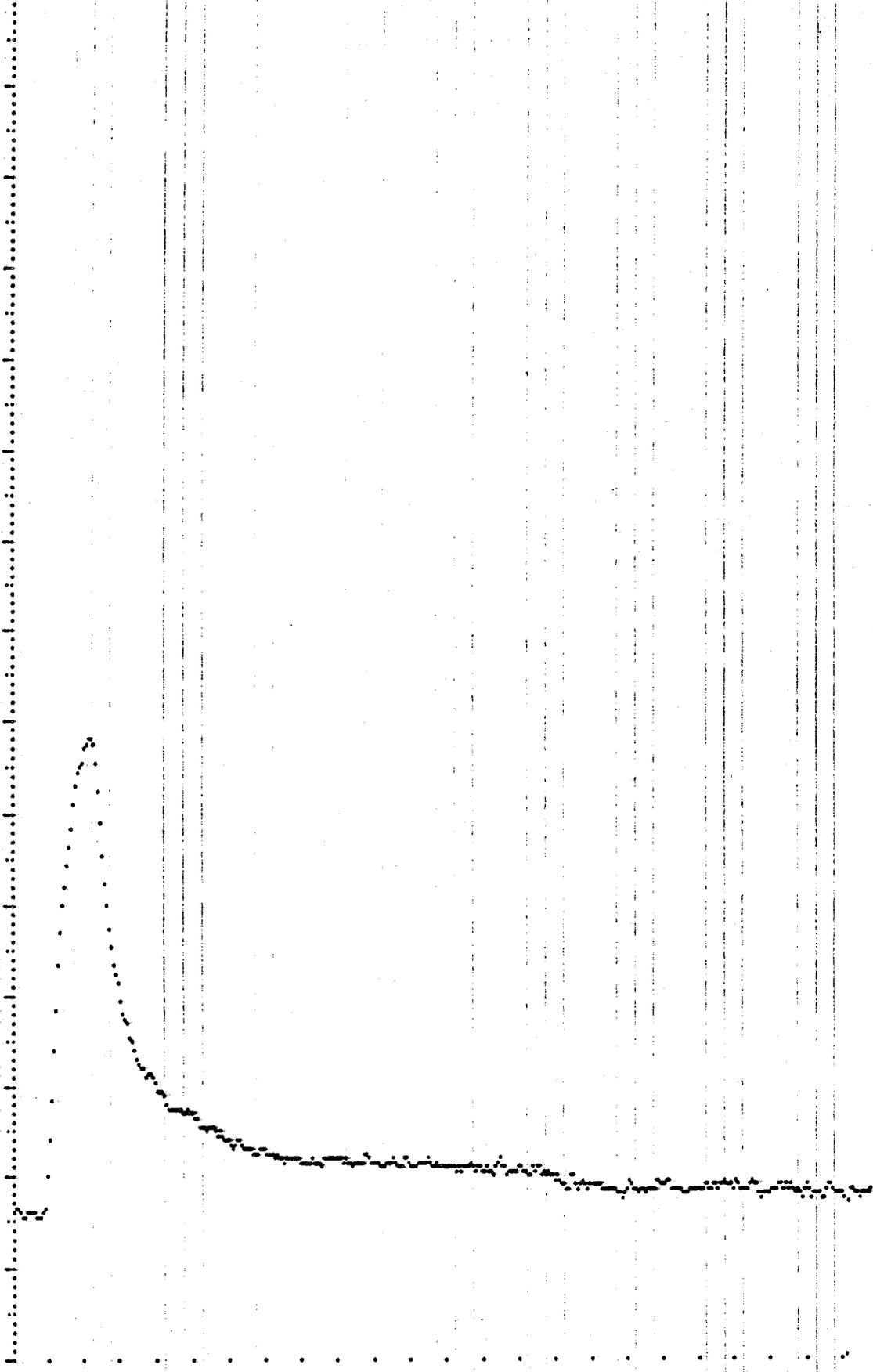
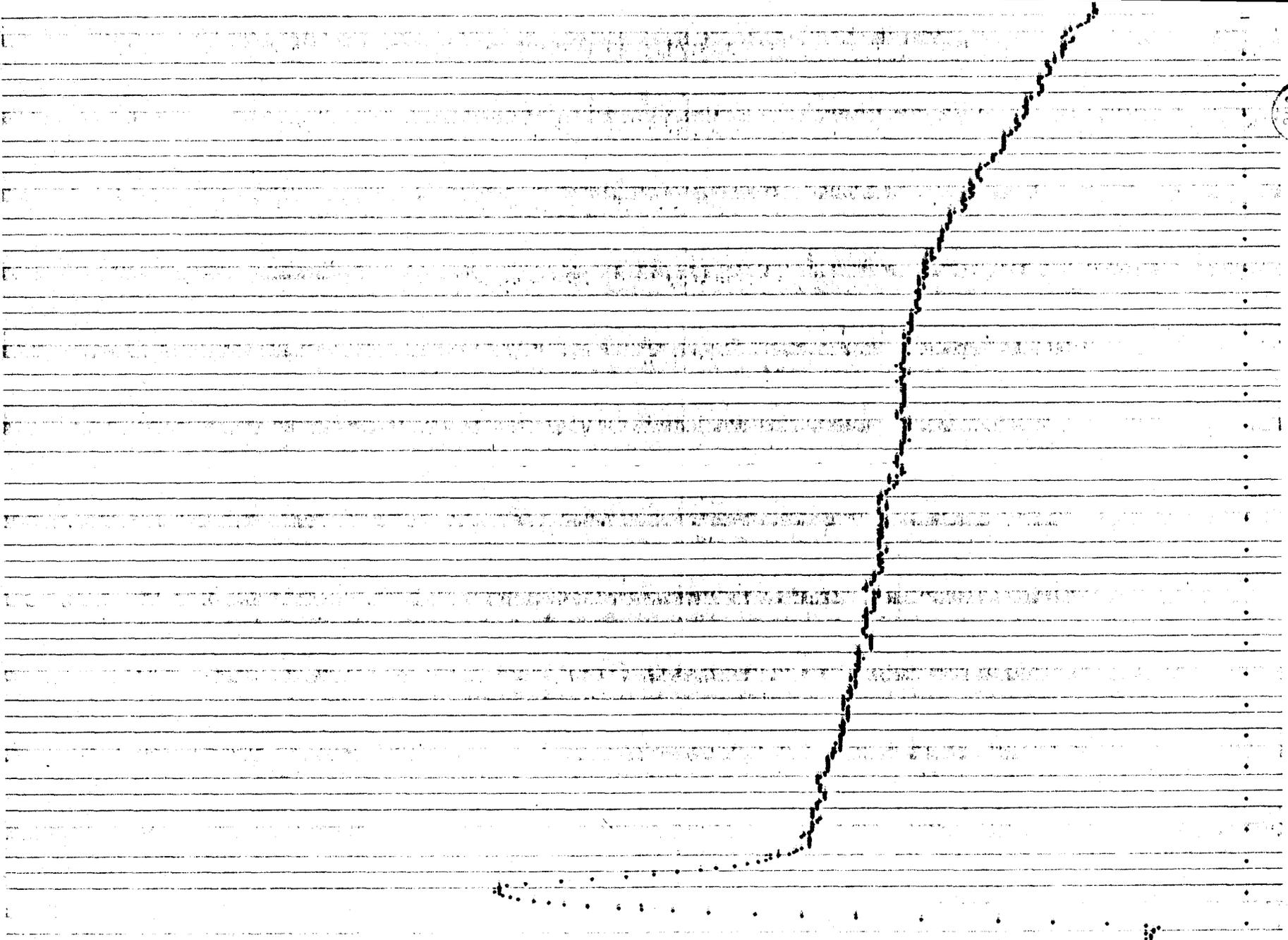


FIG. A-4



905
JULIE

FIG. A-5



MANSEN MM01, R2M9 + ANALYSE SPECIALE - NUMERO 2 - REACTEUR 1
PATIO 1005.0 MB TSTAT 36.0 DEG.C VINT 100.0 CM3
TRANS 0.10 LAMN TRAC 17.8 DEG.C DITU 1.000
EGENRES : ORDONNES (UNITS DIVISION II) GRAPHES D (.N) = 0.2 MGR/MN
ABSCISSES (UNITS DIVISION ..) TEMPS 1 MIN. (15 PISADIA)
DUREE 2756 S DCM 1591.9 MGR

BIBLIOGRAPHIE

- 1/ H. ROQUES
"Fondements théoriques du traitement biologique des eaux"
Editions Techniques et Documentation.-
- 2/ J. BLOK
"Respirometric measurements on activated sludge"
Water Research vol 8 pp 11 to 18 (1974)-
- 3/ J. BLOK
"Measurements of the viable biomass concentration in activated sludge by respirometric techniques"
Water Research Vol 10 pp 919 to 925 (1976) -
- 4/ S.ELMALEH
"L'Épuration biologique en régime transitoire"
"Modèles de croissance floculée et sur support"
Thèse de Docteur d'Etat (1976) -
- 5/ S. ELMALEH - R. BEN AÏM
"Représentation de l'écoulement macroscopique dans un bassin d'aération"
The chemical engineering journal 1975 -
- 6/ P. BROUZES
"Cinétique de la métabolisation des polluants - Vitesse d'élimination de la DBO"- TSM juin 1972 -
- 7/ R. LAURENT - M. BARBOUCHA
"Simulation d'un bassin de traitement biologique des eaux usées"
International Journal of modeling and simulation Vol 1 N°4, 1981 -
- 8/ R. LAURENT - M. BARBOUCHA - L. POVY
"Conception d'un système de surveillance d'une station d'épuration des eaux usées"
Congrès AFCET octobre 1981 Nantes -
- 9/ M. BARBOUCHA - R. LAURENT
"Sur la conduite des processus complexes, application aux stations d'épuration des eaux" -
- 10/ Ouvrage de J.C. PRUVOST "Le point 1981 en Automatique"
Editions Techniques et Documentation - Paris -

.../...

- 11/ M. BARBOUCHA - O. LAFIA - R. LAURENT - R. LITWAK
"Comparaison of three regulation methods for particular incompletely
controlable multivariable systems"
International Conference on Systems Science, 15 - 18 septembre 1981
WROCLAW (Pologne) -
- 12/ M. BARBOUCHA
"Contribution à l'automatisation d'un bassin biologique de traitement des
eaux usées".
Thèse de Docteur Ingénieur - juin 1981 - Université de Lille 1 -
- 13/ RADIX
"Introduction au filtrage numérique"
Eyrolles, 1970 -
- 14/ A. LAVIRON
"Filtrage numérique de rythmes d'origine biologique - l'aspect théorique
et application analogue à l'e.c.g."
Medical and biological engineering, 9, 109 - 120, 1971 -
- 15/ J. RICHALET - A. RAULT - R. POULIGUEN.
"Identification des processus par la méthode du modèle"
Gordon et Breach - Théorie des Systems - vol 4 - 1972 -
- 16/ L. POVY
"Identification des processus"
Dunod Université - PARIS 1975 -

