

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
—oOo—

وزارة التعليم و البحث العلمي
Ministère de l'Enseignement et de la Recherche Scientifique
—oOo—

4/88

ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE

DEPARTEMENT: Genie de l'environnement

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
BIBLIOTHEQUE — المكتبة
Ecole Nationale Polytechnique

PROJET DE FIN D'ETUDES

SUJET

NITRIFICATION - DENITRIFICATION

EN BACTERIES LIBRES

Proposé par : F. HAMDI

Etudié par: R. BELHADI
A. MAOUCHI

Dirigé par: N. ABDI
F. HAMDI

PROMOTION : janvier 88

---oOo---

DEDICATIONS

---oO---



R. BELHADI.

Je dédie ce modeste travail.

- A la mémoire de mon père.
- A ma regrettée mère.
- A tous mes frères et soeurs.
- A tous mes Amis (es) en particulier Toufik, Abdelkader et Houcine.

A. Mavouki.

Je dédie ce travail

- A mon père.
- A ma mère.
- A mes frères et soeurs.
- A tous mes Amis (es) en particulier:

Toufik, Abdenmour, Mourad, Hassan, Hanid, Ewa,
Christina et Saliha.

Nitrification dénitrification en bactérie libre assisté par :

F. HAMDI	maitre assistante.
BOUSSAID	maitre assistante.
N. AMDI HAIDER	maitre assistante.
ZOUGHLACHE	Assistante.
R. KEASACHI	maitre conférence.
T. BAOUNI	Assistant.

---oOo--- R E M E R C I E M E N T S ---oOo---



Nous adressons nos vives remerciements et notre sincère reconnaissance à nos promoteurs:

- Madame N.ABDI - HAIDER, Docteur Ingénieur en Génie Sanitaire.
 - Mademoiselle F.HAMDI, Docteur Ingénieur en Génie Chimique.
- Pour l'aide précieuse et les conseils qu'elles nous ont prodigués tout au long de notre travail.

Nous remercions:

- Mr: R.KERBACHI, Directeur du département de Génie de l'environnement.
- Mr: S.MAHIOUT, Docteur d'Etat professeur à L'ENPA.
- Mme: M.MATIVA Enseignante à L'ENPA.
- Mr: N. MAMERI Enseignant à L'ENPA.
- Melle: D.ARRAR Assistante à L'ENPA.
- Mme: S. BOUCHTAOUI Assistante à L'ENPA.
- Mr: M. BENHAMOU.
- Mr: N O U A R.
- Melle: L. FANNICHE.

A tous les étudiants (tes) de notre promotion.
Enfin que tous ceux qui de près ou de loin nous ont aidés à élaborer ce modeste travail, trouvent l'expression de nos remerciements les plus sincères.

Introduction:

Chap 1: Généralités sur les traitements biologiques.

I-1 Facteurs d'épuration biologique.

I-2 La biodégradation et la biodégradabilité.

I-3 Dégradation des matières organiques.

I-3-I Dégradation des protéines et des acides aminés.

I-4 La biomasse.

I-4-I Morphologie des boues activées.

I-5 Traitement aérobie.

I-5-I Croissance des cultures en aérobiose.

I-5-2 Influence des conditions de milieu sur la croissance des cultures.

I-5-3 Les bactéries autotrophes.

I-6 Traitement anaérobie.

I-6-I Croissance des cultures en anaérobiose.

I-6-2 Influence des conditions de milieu sur la croissance des cultures.

I-6-3 Les bactéries hétérotrophes.

I-7 Techniques des procédés biologiques.

a) Procédés par boues activées.

b) Les procédés à aération prolongée ou à oxydation totale.

c) Procédé par contact-stabilisation.

d) Le lagunage.

e) Les lits bactériens.

f) Les disques biologiques.

Chap 2: Elimination de l'azote par voie biologique.

II-I La Nitrification.

II-I-I Définition.

II-I-2 Les bactéries nitrifiantes.

II-I-3 Les mécanismes biologiques biochimiques.

II-I-4 Facteurs influençant la nitrification.

II-2 La dénitrification.

II-2-I Les bactéries dénitrifiantes.

II-2-2 La dénitrification autotrophe.

II-2-3 La dénitrification Hétérotrophe.

- II-2-4 Facteurs influençant la dénitrification hétérotrophe.
- II-3 Les différents procédés d'élimination de l'azote.
- II-3-1 Procédés par boues activées.
- II-3-2 Procédés à lits bactériens.
- II-3-3 Procédé à filtres biologiques et procédés à lits fluidisés.

Chap.3: Cinétique bactérienne.

- III-1 Nature des Enzymes.
- III-2 Les Coenzymes.
- III-3 Mode d'action.
- III-4 Adaptation Enzymatique.
- III-5 Cinétique Enzymatique.
- III-6 Dérivation de l'équation de Michaelis - Menten.
- III-7 Linéarisation.
- III-8 Equation de Monod.
- III-9 Cinétique de la nitrification.

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
BIBLIOTHEQUE — المكتبة
Ecole Nationale Polytechnique

Chap.4: Procédé par boues activées.

- IV.1 Culture des bactéries nitrifiante.
- IV-1-1 Prise d'échantillon de boues activées.
- IV-1-2 Milieu de culture.
- IV-1-3 Expérience et méthodes d'analyses.
- IV-1-4 Résultats.
- IV-1-5 Interprétation.
- IV-2 Culture des bactéries dénitrifiantes.
- IV-2-1 Prise d'échantillon de boues activées.
- IV-2-2 Milieu de Culture.
- IV-2-3 Expérience et méthodes d'analyses.
- IV-2-4 Résultats.
- IV-2-5 Interprétation.
- IV-3 Adaptation des bactéries au milieu synthétique.
- IV-3-1 Préparation de la boue à nitrifier.
- IV-3-2 Milieu synthétique.
- IV-3-3 Matériels et méthodes d'analyses.
- IV-3-4 Résultats et interprétation.
- IV-4-1 Préparation de la boue à dénitrifier.
- IV-4-2 Milieu synthétique.
- IV-4-3 Matériels et méthodes d'analyses.
- IV-4-4 Résultats et interprétation.

IV-5 Nitrification - dénitrification.

IV-5-I Matériels et méthodes d'analyses.

IV-5-2 Interprétation des résultats.

a) Nitrification.

b) Dénitrification.

Chap.5: Cinétique de la nitrification en discontinue.

V-I Protocole expérimental.

V-2 Interprétation des résultats.

V-3 Linéarisation et calcul de la constante de demi-saturation.

Chap.6: Conclusions et Recommandations.

Annexes:

Bibliographie.

Introduction:

L'eau est utilisée en grandes quantités pour entainer toutes les souillures et tous les déchets tant domestique qu'industriels résultant de l'activité humaine.

Les eaux usées urbaines contiennent à côté des substances carbonnées, des substances azotées organiques et inorganiques. L'azote se trouve essentiellement sous forme d'ammoniac, urée, acide urique, protéines, sucres aminées dont la source principale se trouvant être l'urine.

L'industrie peut également être une source de pollution azotée; azote ammoniacal (cokerie) (44), azote nitrique (engrais), azote organique (industries agro-alimentaires).

Les eaux pluviales peuvent entraîner, suite au lavage des toitures une pollution azotée sous forme nitrique moins importante.

Tous ces rejets constituent une nuisance certaine pour le milieu recepateur et également une gêne pour rendre potable les eaux de surface ou de nappe.

C'est pour quoi diverses mesures ont été prises cette dernière décennie, par les autorités de nombreux pays visant à lutter contre la pollution croissante des eaux de surface, dont une conséquence importante peut être l'eutrophisation.

Le seuil toxique pour la vie aquatique est atteint pour des concentrations en azote ammoniacal de l'ordre de 2 mg/l.

Toute fois, certaines espèces de poissons sont sensibles à des seuils beaucoup plus faibles.

Aussi il a été reconnu que l'eau chargée en nitrates, était susceptible de provoquer la méthémoglobinémie du nourrisson (moins de 3 mois) souffrant de malnutrition chronique et en particulier de carence en vitamine C.

La présence de tous les composés azotés dans les eaux souterraines a conduit à l'élaboration par la CEE, des normes strictes.

Pour satisfaire ces normes, il devient nécessaire de réaliser un traitement spécifique des eaux, le traitement susceptible d'être utiliser et qui fera l'objet de nos travaux est la nitrification d'une eau riche en ammoniacque suivi d'une dénitrification.

Nous nous proposons d'étudier dans un premier temps la nitrification et la dénitrification par boues activées puis dans un deuxième temps d'optimiser ce procédé en étudiant la cinétique de ^{réduction de} l'ammoniaque en discontinue, à partir de laquelle nous observerons l'influence du titre alcalimétrique complet sur la nitrification.

A partir d'un modèle de type Michaélis-Menten ou Monod, Nous calculerons la constante de demi saturation relative aux titres alcalimétrique complet de l'expérience.

CHAPITRE I / GENERALITES SUR LES TRAITEMENTS BIOLOGIQUES :

/_e développement des traitements biologiques n'a été possible que grace à une parfaite connaissance des micro-organismes impliqués et également grace à la maitrise des mécanismes ~~des bactéries~~ ^{des bacteries} sur l'épuration des eaux.

Tout ceci a été abondamment décrit par philipot(1982) et pichinoty(50)

Nous retiendrons, que les réactions biologiques mises en jeu nécessitent de l'énergie et tous les éléments constitutifs de la matières vivantes : carbone ; hydrogène ; oxygène azote, phosphore dont les principaux sont catalysées par voie enzymatique et impliquent la présence d'oligo-éléments à l'état de trace : ~~nickel~~, cadmium, molybdene ect... on peut grossièrement classer les micro organismes en germes aerobies et anaérobies. Les premiers exigent de l'oxygène pour assurer leur métabolisme. Au contraire les seconds tirent leur besoins energetiques de la matière organique en l'absence d'oxygène.

Les bactéries peuvent également être classées en deux autres categories :

- Les bactéries autotrophes qui utilisent le gaz carbonique ou les bicarbonates comme source de carbone .(22)
- Les bacteries hétérotrophes qui utilisent à la fois le carbone organique comme source d'énergie et comme source de carbone pour la synthèse cellulaire.

I.1 : Les facteurs biologique d'épuration des eaux :

Les milieux aquatiques reçoivent en permanence une grande quantité de matières organiques de deux sources essentiels (3)(25) .

- Celles qui proviennent du matabolisme des " capteurs d'énergie " qui sont les végétaux chlorophylliens et les algues.
- Celles qui sont apportées dans les eaux sous forme de rejets naturels (feuilles, insectes, cadavres d'animaux) ou sous forme de rejets apportés par l'homme (effluents urbains ou industriels).

Dans les milieux naturels, il ya un recyclage permanent de cette matière organique (42) et toute l'énergie reçue est consommée par un ensemble d'etres vivants (algues, bactéries).

L'équilibre ainsi obtenu est fragile. Une pollution permanente ou excessive va provoquer une perturbation de l'environnement et entrainer la prolifiration des micro-organismes qui consomment beaucoup d'énergie (42)(51)

Deux types de réactions sont possibles selon les conditions de milieux (7) (27).-

- Si l'eau est riche en oxygène dissous et si les matières organiques sont peu abondantes, les fermentations aerobies dominant.
- Si l'eau ne contient pas assez d'oxygène dissous, Il ya fermentation anaerobie.

La biodegradabilité définit l'aptitude d'une molécule à être transformée, par les agents biologiques, en gaz carbonique et en constituants cellulaires microbiens ou biomasse (32). La biodegradation est le processus par lequel un produit biodegradable est effectivement éliminé par les agents biologiques dans les milieux et conditions naturelles (49). Les agents concourant à la biodegradation des produits organiques sont divers, cependant, les agents les plus importants et les plus actifs sont les micro-organismes aérobies (32).

I.3 - Dégradation bactérienne des matières organiques dans les eaux.

Les micro organismes par leur action de décomposition, assurent la dégradation de la majeure partie de la matière organique (excreta, détritus, végétaux ect...) en éléments colloïdaux (42). La grande diversité des réactions métaboliques des bactéries, permet de s'adapter à diverses sources de nourritures, de plus les bactéries ont des possibilités d'adaptation métaboliques très diversifiées selon les conditions des milieux (température oxygénation ect...)(22)

I.3.1. - Dégradation des protéines et des acides aminés :

La dégradation des protéines et des acides aminés est assurée par plusieurs espèces bactériennes. Ces bactéries utilisent des enzymes de digestion pour dégrader les protéines en les scindant en court fragments appelés polypeptides (34).- Les acides aminés sont aussi métabolisés par voie enzymatique.

I.4 - La biomasse : (58) (49) (13)

La biomasse forme une communauté complexe qui ne se résume pas aux bactéries, seuls micro-organismes actifs dans l'élimination de la pollution. On trouve en effet des champignons, des algues, des protozoaires des rotifères, des nématodes.

Ces trois derniers groupes interviennent comme prédateurs des bactéries.

La biomasse ou boues activées sont des boues formées de floccs, produites lors de l'aération artificielle de l'eau usée ou égout et contenant divers micro-organismes qui minéralisent les matières organiques de l'eau soumise à l'épuration.

I-4-1 Morphologie des boues activées.

Il existe plusieurs morphologies possibles pour les boues activées. On peut classer en quatre catégories les différents aspects morphologiques qui caractérisent les boues activées (54) (20).

a) Boue informe : Le lit de biomasse active forme une masse compacte sans aucune structure apparente, cet état est, en fait celui de la biomasse introduite au départ dans le réacteur.

b) boue particulaire : Dès que l'agitation est amorcée, la boue est soumise à des forces hydrodynamiques (54), qui la fragmente, la boue s'organise en une nouvelle structure formée de très petites particules.

L'évolution ultérieure de la boue peut s'orienter alors dans deux directions différentes : soit en :

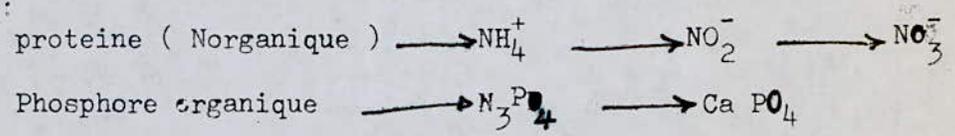
c) Boue floconneuse : Cette forme a l'aspect d'une suspension lâche formée d'agrégats . soit en

d) Boue granulaire : Elle se présente comme une suspension dense formée d'un grand nombre de petites sphères, qui forment des entités individualisées

Le mécanisme de passage d'une morphologie à une autre, pourrait se faire, soit par sélection bactérienne, soit par réponse bactérienne à un changement des conditions extérieures (10)

I.5 - Traitement aérobie : Dans le métabolisme aérobie conduisant à la transformation des matières organiques une grande partie du carbone sert de source d'énergie aux organismes vivants, qui le respirent sous forme de gaz carbonique (16) (57).

Les micro organismes se servent du carbone restant, ainsi que du phosphore et l'azote, pour former de nouvelles cellules. Les principales réactions qui peuvent s'accomplir en aérobie sont les suivantes (15) (7) :



La quantité d'oxygène nécessaire pour stabiliser les matières organiques dans les bassins dépend de la demande biologique en oxygène (DBO) que le traitement doit éliminer (57).

Les processus aérobie supposent un apport constant d'oxygène, car pendant l'oxydation des matières organiques, c'est l'oxygène qui fixe l'hydrogène et la réaction cesse dès qu'il n'ya plus d'oxygène disponible (15).

I.5.1 - Croissance des cultures en aérobie :

Il suffit généralement d'aérer une eau usée pour que se développe une culture microbienne, comprenant diverses espèces associées

L'examen de l'évolution de la culture permet de distinguer plusieurs phases de croissance (57).

a) Phase initiale : Elle correspond à une phase d'adaptation de germes présents, la métabolisation du substrat ne pouvant commencer qu'après adaptation de l'activité enzymatique de ces germes et en fonction du substrat à dégrader (16)

b) Phase de croissance rapide : Dans cette phase ce sont les composés carbonés qui sont métabolisés en priorité (51) (44), pratiquement tous les organismes présents sont viables et actifs. Pour que cette culture se fasse correctement, le milieu ne doit pas être carencé en azote et en phosphore ainsi la concentration de l'oxygène ne doit pas descendre en dessous de 0,5 mg/l (57) → 0,5 mg/l (57)

(6) phase de croissance ralentie : Elle apparait quand le substrat commence à s'épuiser. Les micro-organismes se rassemblent en floc tendant à décanter. (52) (57)

e) Phase de declin : Après épuisement du substrat le taux de décès des organismes vivants augmente. Les cellules mortes subissent un phénomène de lyse qui libère un certain nombre de composés pouvant être utilisés comme substrat par les micro organismes les plus résistants. (57).

I.5.2 - . Influence des conditions de milieu sur la croissance des cultures

La croissance bactérienne que nous avons décrit précédemment doit satisfaire à des conditions de milieu très strictes. Ces conditions dépendent des paramètres suivant :

a) La température : L'activité d'une culture à un optimum de température voisin de 35 °c, avec une très forte susceptibilité au dessus de cette température, d'autre part au dessous de 5°c l'activité biologique devient insignifiante (20).

Au dessus de 30 °c la consommation d'oxygène devient très importante et il peut devenir difficile de rester en aerobiose.

b) le PH : l'évolution de l'activité de la culture donne un PH optimal voisin de 8 (57) et la plage favorable est comprise entre 6,5 et 9 (16)(67).

c) éléments toxiques et inhibiteurs :

La plupart des métaux lourds sont toxiques pour les bactéries car ils agissent sur les sites enzymatiques pour bloquer ces fonctionnements ou en altérant la perméabilité des membranes cellulaires (57).

Il existe aussi un nombre important d'anions comme : les cyanures, les fluo^rures, ...ect qui ont un même comportement.

Par contre, les halogènes et certains composés organiques peuvent dénaturer les composants de la cellule bactérienne (52). Le tableau 1 donne quelques valeurs limites des substances reconnues toxiques.

.../...

d) L'oxygene dissous : Quelque soit le mode d'aeration utilise en traitement aerobie et le type de culture envisage, la microflore aerobie semble avoir une concentration critique en oxygene dissous limitee au dessus de 4,3 mg/l (67).

Il est necessaire donc de maintenir une teneur en oxygene dissous de 1 à 2 mg / L (16) pour obtenir un floc totalement aerobie .-

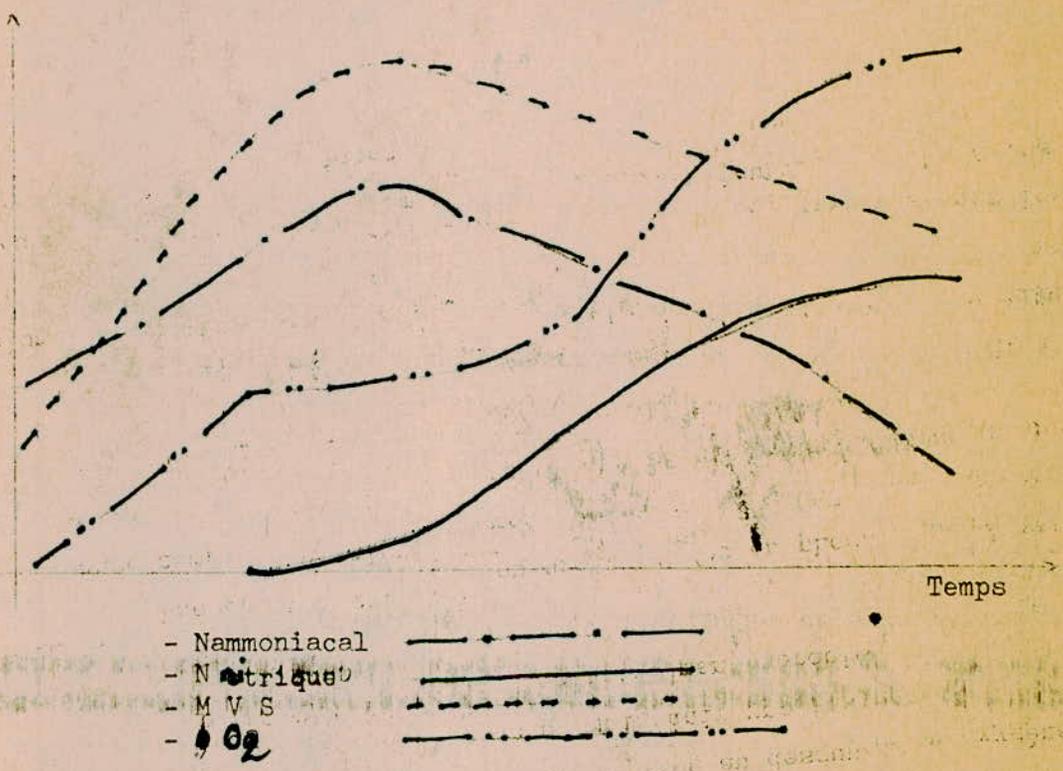
e) Besoins en nutriments :

Une culture carencee en azote et /ou en phosphore est stabilisee jusqu'à blocage complet ou ralentissement de la culture (57). L'ordre critique de la teneur en azote et respectivement en phosphore dans une culture est donne par

nombreux auteurs à $\frac{DBO_5}{N} = \frac{25}{1}$ et $\frac{DBO_5}{P} = \frac{100}{1}$

Il existe d'autres elements indispensables à la croissance qui sont : le potassium, le calcium, le soufre, le manganèse et les oligo- elements : fer, manganese, cuivre, zinc ect....

Les risques de carence de ces elements n'existent pratiquement pas dans les eaux residuelles, car ils sont toujours presents à l'etat de trace.



graphe 1 : evolution schematique dans le temps de la biomasse total de la consommation d'oxygene, de la zote ammoniacal et de l'azote nitrique au cours d'une culture (56)

Ces bacteries appartiennent à deux grandes familles, qui sont les photolithotrophes tirant leur energie par radiation de la lumiere et les chimiolithotrophes tirant leur energie de reaction d'oxydo reduction et utilisant des substances inorganiques comme donneurs d'electrons (34).

C'est l'oxygene atmospherique qui est l'accepteur final d'electrons. Certaines bacteries chimiolithotrophes peuvent oxyder des composés organiques pour synthétiser leur constituants cellulaires. Elles utilisent le gaz carbonique comme seul source de carbone, la plupart de ces bacteries, sont des bacteries du sol

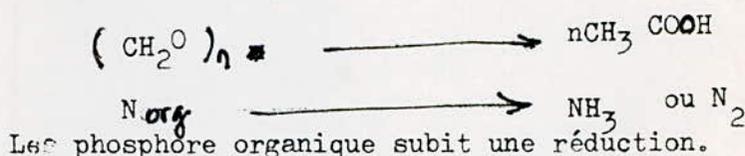
I.6 - traitement anaerobie :

Il s'agit d'un processus en deux étapes, tous d'abord, un groupe spécial de bacterie, dites hétérothophes facultatives, dégradent les matières organiques en acides gras, aldehydes, ect... ensuite, des bacteries méthaniques, transforment les produits intermediaires en methane, ammoniaque, azote gazeux, gaz carbonique et hydrogene.

De même que les processus aérobie, le processus anaerobie transforme en protoplasme cellulaire, le carbone, l'azote, le phosphore et d'autres substances nutritives (15).-

L'oxygene est également indispensable à l'accomplissement des processus anaerobies mais il provient des composés chimiques et non de la reserve d'oxygene libre ou dissous. Dans la décomposition anaerobie, les produits finaux sont très complexes : les réactions sont plus lentes et les produits obtenues peuvent dégager des odeurs.

Les réactions qui s'accomplissent lors de traitements anaerobie se présentent comme suit : (7)



I.6.1 - Croissance des cultures en anaerobies :

Ce genre de culture peut se pratiquer dans des fermenteurs clos, avec une petite ouverture, pour le dégagement des gaz produits et avec une agitation ou brassage pour avoir un bon mélange de la biomasse et du substrat biodégradable en anaerobiose. On peut distinguer plusieurs phases à partir des courbes types de croissance.

a) La phase de fermentation acide : Plusieurs types de bacteries se developpent, en premier lieu, dégradent les protides et les hydratés de carbones pour les transformer en acides organiques volatiles.

Ceci se traduit par une baisse de PH (16) (57)

b) Phase de gazeification : Un deuxième groupe de bacteries se developpent plus au moins rapidement. Ce groupe utilise comme substrats les acides gras formés précédemment, pour produire des gaz.

.../...

TABLEAU 1 : SEUILS DE TOXICITE DE SUBSTANCES TOXIQUES EN EPURATION BIOLOGIQUE, (Extrait de henri roques tome 1 (57))

Substances toxiques	VALEUR LIMITE	SUBSTANCES TOXIQUES	VALEUR LIMITE	SUBSTANCE TOXIQUES	VALEUR LIMITE
Carbonates et arsenites (As)	> 0,7 mg/l	Effluent d'usine à gaz (% vol)	0,5 1%	CHLORURE DE CALCIUM (C ₁₀ H ₆ Cl ₈)	non autorisé
Alcool ethylique C ₂ H ₅ OH	15g/l	Composé du cuivre (Cu)	1,mg/l	CHLORURE DE Sodium	8-9g/l
Composé de plomb (Pb)	-	Composé du zing (Zn)	1,5mg/l	FORMALDEHYDE (HCHO)	800mg/l
Composé du cadmium (Cd)	1-5mg/L	Alkyl sulfate	50-100mg/l	Sulfate de magnesium (mgSO ₄)	10 g/l
Composé de nickel (Ni)	6mg/l	Hydrogène sulfuré	5-25mg/L	Chlorure de magnesium (mg cl ₂)	5-16g/l
Phénol (C ₆ H ₅ OH)	250mg/l	Aniline C ₆ H ₅ NH ₂	NON TOXIQUE	Cresol (CH ₃ C ₆ H ₄ OH)	-
Détergents cationiques	-	CHLORURE DE BARIUM BaCl ₂	1g /l	Acide H ₂ CO ₃ H ₂ PO ₄ HNO ₃	PH 5
Détergents non coniques	9-100mg/l	Acide cyanhydrique (CN)	1-1,6mg/l	Solution de NaOH az potasse caustique chaux vive, soude	PH9-9,5
Composé de fer (Fe)	100 mg/l	CHLORE (Cl ₂)	50mg/l	Composé chrome (Cr)	2,5mg/l

I.6.2 - Influence des conditions du milieu sur la croissance des cultures :

Chaque milieu de croissance est influencé par plusieurs paramètres qui lui sont propres.

Dans le traitement anaerobie les conditions du milieu dépendent des paramètres suivants :

a) Le **pH** : Ce paramètre joue un rôle très important parmi tous les paramètres définissant les conditions du milieu. La valeur du **pH** est très critique pour la gazeification, l'intervalle du **pH** s'étend de 6,4 à 7,8 (16) l'optimum est toujours compris entre 6,8 et 7,4.

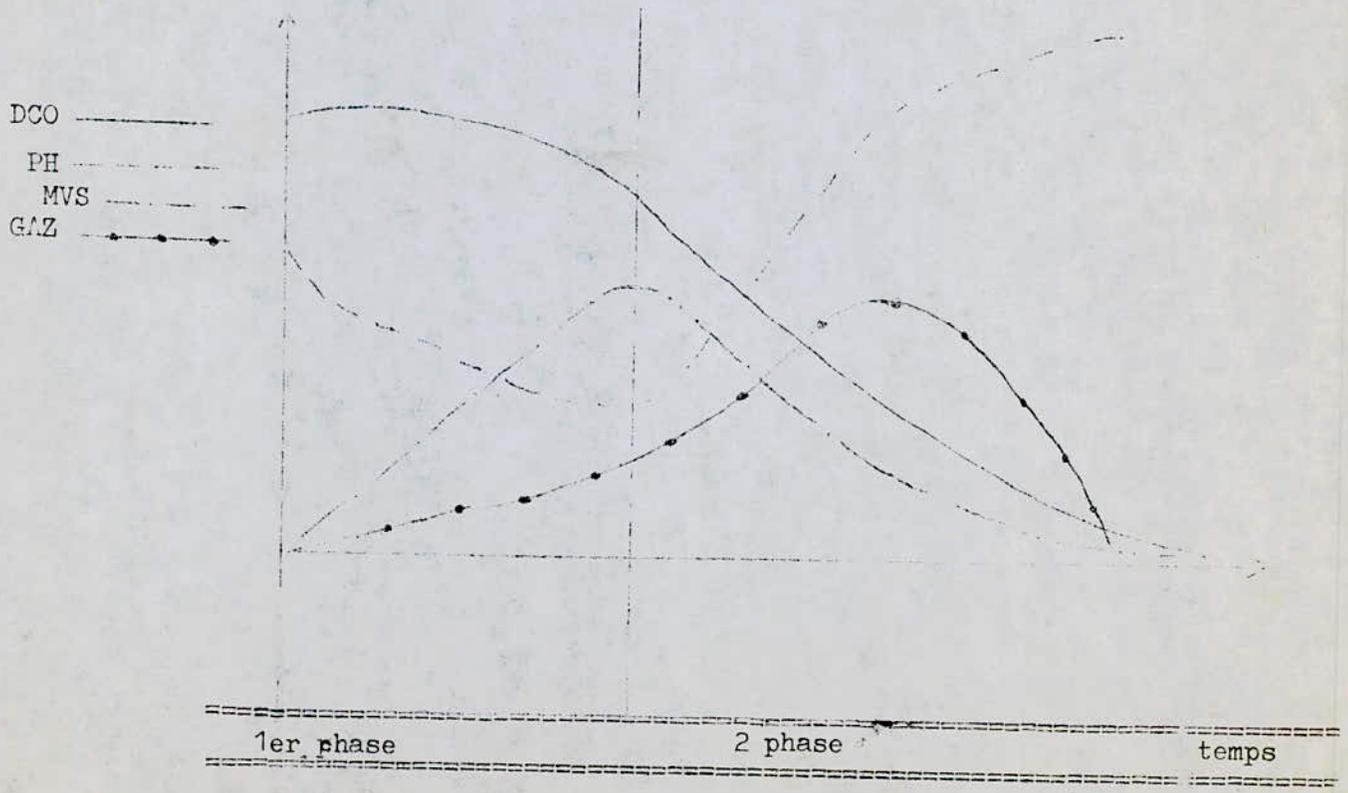
b) le potentiel d'oxydo-réduction du milieu : Ce paramètre, nous renseigne sur les milieux pollués. Il permet aussi d'apprécier le degré d'aérobiose du milieu (49). En l'absence de cet élément les bactéries anaérobies interviennent en utilisant l'oxygène combiné à des substances chimiques.

Les conditions optimales sont réalisées pour des potentiels variants de -520 - -430 mv, en dehors de cet intervalle, l'activité bactérienne **decroit** rapidement (9).

c) La température : La croissance des bactéries peut se faire dans une plage de température très large comprise entre 10°C et 60°C (16) (17)

d) éléments toxiques et inhibiteurs : Les germes anaérobies sont très sensibles à la présence de métaux lourds. Cette toxicité s'**étend** à certains alcalins et alcalino-terreux aux fortes concentrations comme K^+ et NH_4^+ (57)

e) l'agitation du milieu : L'agitation est nécessaire pour éviter une mauvaise homogénéisation et assurer un bon contact entre substrat et micro-organismes et pour éviter la formation en surface des flocons gênant le départ des gaz produits.



On distingue deux catégories qui sont :
 les photoorganotrophes utilisant des substrats organiques oxydables comme donneurs d'électrons avec utilisation de l'énergie de radiation et les chimioorganotrophes qui tirent leur énergie des phénomènes d'oxydo-réduction, le donneur d'électron étant des substrats organiques.

	BACTERIES AUTOTROPHES		BACTERIES HETEROTROPHES	
	PHOTO LITHOTROPHES	CHIMIO-ORGANICO LITHOTROPHES	PHOTO-ORGANOTROPHES	CHIMIO-ORGANOTROPHES
ENERGIE	RADIATION LUMIERE	OXYDO REDUCTION	RADIATION LUMIERE	OXYDO REDUCTION
DONNEURS D'ELECTIONS	SUBSTANCES MINERALES OXYDABLES		SUBSTANCES ORGANIQUES OXYDABLES	

TABLEAU 2 : Comparaison des bactéries autotrophes et hétérotrophes (9)

I-8 Technique des procédés biologiques : Il existe différents types de procédés d'épuration par voie biologique.-

a) procédé par boues activées :

Un bassin à boues activées, est un réacteur biologique alimenté en continu dans lequel la biomasse, est brassée et aérée en même temps que l'eau usée. La biomasse est ensuite séparée dans un décanteur secondaire.

Il existe un nombre assez élevé de variantes du procédé par boues activées. Les principales sont présentées à la figure 1. le procédé conventionnel appelle à des bassins rectangulaires, avec un mélange longitudinal.

La liqueur mixte traverse le bassin et subit une épuration progressive. Le procédé à boues activées peut produire un effluent dont la IBO_5 totale est inférieure à 20 mg / L et un rendement en dépollution de 80 à 95 % en DBO_5 . (16)

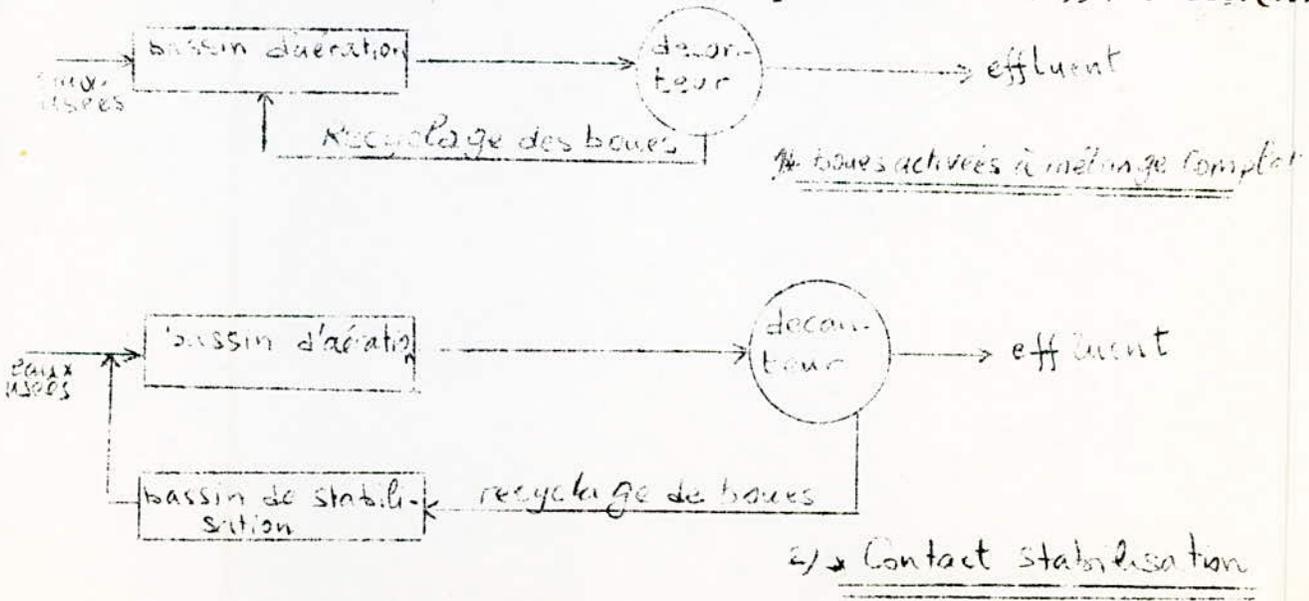


FIG N°1

Ces procédés disposent des ^{mêmes} réacteurs que les procédés à boues activées, seule différence demeure dans le temps de séjour dans le bassin qui, est suffisamment élevé pour que l'oxydation de la partie biodegradable de la biomasse synthétisée, soit pratiquement complète.

Ces procédés conduisent à un effluent dont la DBO₅ total sera inférieure à 40 mg / l. la teneur en matières en suspension peut être supérieure à 50 Mg / l (41). Ces procédés sont retenus lorsque les débits à traiter sont inférieurs à 3800 m³ / j.

c) Procédé par contact stabilisation : (16)

Ce procédé peut être appliqué lorsque la DBO des eaux brutes est essentiellement en suspension, ou sous forme colloïdale. la teneur en matières en suspension de l'effluent est identique à celle que l'on peut obtenir par les procédés à boues activées.

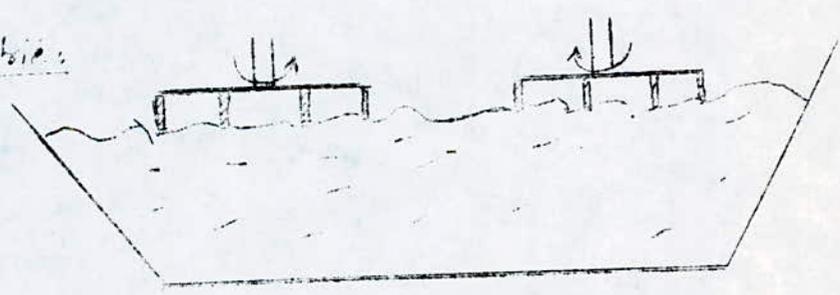
d) Les procédés par lagunage : (57)

Une lagune aérée est un bassin relativement profond; 2,4 à 4,8 m dans lequel l'oxygénation est réalisée par les aérateurs mécaniques ou à diffuseur et aération naturelle. Il ya deux types de lagunes aérées : la lagune aerobique dans laquelle l'oxygène et les matières en suspension sont uniformément répartis dans tous le bassin, et la lagune aerobique-anaerobique au facultative, dans laquelle l'oxygène n'est présent que dans les couches supérieures.

Les procédés par lagunage, sont les méthodes de traitement les plus communes lorsqu'on dispose de grandes surface de terrains et l'orsqu'on ne désire pas assurer en permanence une haute qualité de l'effluent.

Le rédemment en dépollution dans ces procédés est de 80 à 95 % en DBO.

a) Lagune aérobie



b) Lagune aérobie-anaerobique

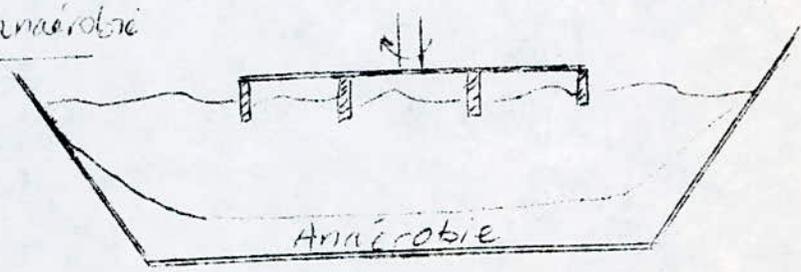


FIG. N°2.

e) Les lits bactériens : Un lit bactérien est constitué d'une couche de ⁻¹³⁻ matériaux dit de garnissage, recouvert d'un biofilm sur lequel ruisselle l'eau résiduaire. Au cours de la percolation de l'eau à travers le lit, les matières organiques sont éliminées par le biofilm : le substrat et l'oxygène diffusent à travers ~~de~~ biofilm où se produit le métabolisme. Au cours de sa pénétration dans le biofilm, l'oxygène est consommé du fait de la respiration microbienne, définissant ainsi une zone à activité aérobie, au delà, l'activité bactérienne est anaérobie.

Dans le traitement des eaux usées domestiques, la dépollution dans les lits bactériens agit de manière analogue à ce qui se passe dans un bassin à boues activées.

Les lits bactériens à fortes charges conduisent à des rendements de 85 % sur la DBO (41) des eaux usées domestiques et peuvent conduire à des effluents de haute qualité à faible charge. (DBO₅ total inférieure à 30 mg / L)

f) Les disques biologiques (16) : Le réacteur est constitué de disques en matière plastique, le diamètre élevé et montés sur un axe horizontal. Le tambour, à demi immergé tourne autour de cet axe. La rotation des disques assure à la fois l'oxygénation et le contact avec l'eau usée.

Les disques biologiques peuvent être utilisés comme réacteurs dégrossisseurs en prétraitement ou comme traitement secondaire à haut rendement d'élimination. La production de boues de ces réacteurs est identique à celle des réacteurs à boues activées et des lits bactériens.

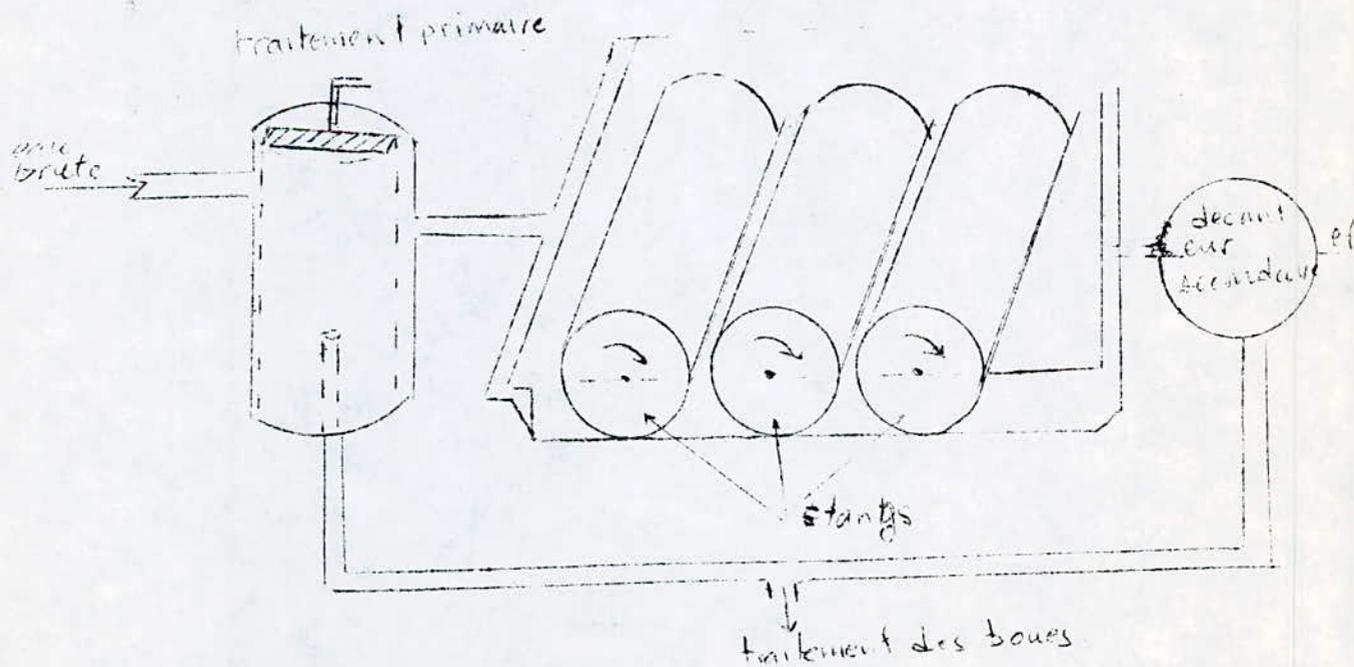


FIG. N°3 Station de traitement des eaux usées urbaines à disques biologiques (16)

Chapitre II

ELIMINATION DE L'AZOTE PAR VOIE BIOLOGIQUE

II-1. Introduction

L'azote et le phosphore sont deux nutriments importants, et l'évolution des milieux biotiques dépendent très largement de leurs teneurs.

L'azote et le phosphore posent, par leur présence dans le milieu naturel, des problèmes particuliers. Si les rejets en azote sous forme de nitrates et le phosphore sous forme d'ions phosphates sont admissibles dans les eaux courantes, tant que les concentrations restent faibles, ces mêmes rejets provoquent dans les eaux stagnantes de graves déséquilibres écologiques.

Les traitements spécifiques de ces éléments sont:

- l'assimilation biologique pour le phosphore.
- la nitrification suivi d'une dénitrification pour l'azote.

Nous ferons une étude spéciale pour le traitement biologique de l'azote, que nous les examinerons en détaillé dans ce chapitre.

II-1. LA NITRIFICATION

II-1-1. Définition

La nitrification est un procédé biologique, dont lequel deux espèces bactériennes Nitrosomonas et Nitrobacter, convertissent, respectivement, l'ammonium en nitrite et nitrite en nitrate.

Ce phénomène se déroule en deux étapes: la nitritation et la nitratisation.

a) La Nitritation

C'est une oxydation de l'ion ammonium en ion nitrite. Cette transformation est effectuée par les bactéries nitreuses (Nitrosomonas)

b) La Nitratisation

C'est une oxydation de l'ion nitrite en ion nitrate. Elle est effectuée par les bactéries nitriques (Nitrobacter)

II-1-2. Les Bactéries nitrifiantes: (66), (51)

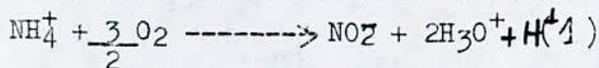
Ce sont des germes strictement aerobies, chimiolithotrophes obligatoires, qui se développent dans les eaux polluées et dans le sol.

Ces bactéries se caractérisent par un comportement neutralisme. On distingue les Nitrosomonas ou ferments nitreux, oxydent l'azote ammoniacal en nitrites tandis que les Nitrobacters ou ferments nitriques complètent le travail, en oxydant les nitrites en nitrates.

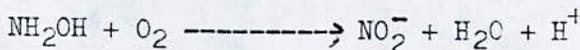
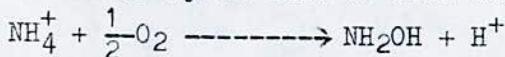
II-1-3. Les Mécanismes Biochimiques

a) La Nitritation

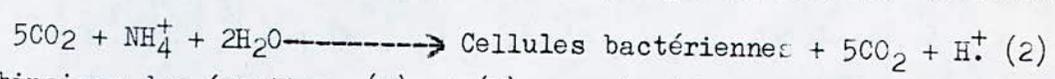
La réaction d'oxydation est la suivante:



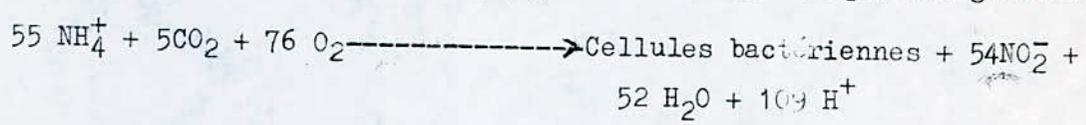
Cette réaction ayant lieu en deux étapes:



L'énergie de la nitrification provient de la réaction globale (1).
La formation de cellules bactériennes est régie par la réaction suivante:

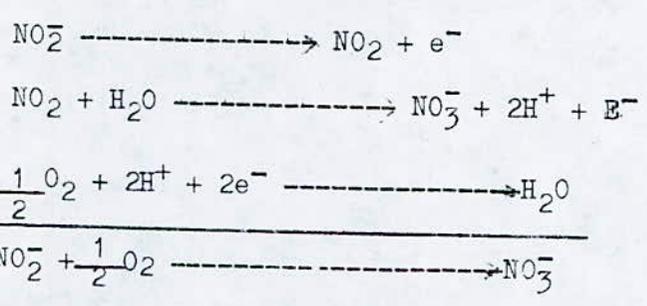


La combinaison des équations (1) et (2) permet d'écrire l'équation générale:



b) La Nitratation

Les nitrobacters oxydent les nitrites en nitrates suivant le mécanisme réactionnel suivant:



II-4. Facteurs influençant la nitrification

La nitrification est influencée par différents facteurs tels que le pH, la température, la concentration en oxygène dissous, l'âge des boues, la charge massique appliquée etc.....

a) le pH: La nitrification est influencée très sensiblement par le pH. La nitrification est possible dans un intervalle de pH de 6,0 à 9,0 (16). Comme la nitrification s'accompagne d'une acidification du milieu, il est nécessaire d'avoir une réserve d'alcalinité pour maintenir le pH à une valeur acceptable.

b) La température

La température est aussi un facteur important dans la nitrification. La température suit approximativement la relation d'Arrhenius et Van-t-Hoff au dessus de 30°C (61). Par ailleurs, d'après la littérature, une température entre 13°C et 15°C est souhaitable. La nitrification est très ralentie pour une température inférieure à 6°C (35).

c) L'oxygène dissous

La nitrification consomme beaucoup d'oxygène dissous. La teneur minimale satisfaisante d'oxygène dissous pour la nitrification est de 2 mg/l (62). En pratique, la demande en oxygène est de 4,33 mg par mg d'ammonium (67)

d) La charge massique (22)

La charge massique (DBO5/MES) est aussi un facteur très important dans la nitrification. Pour avoir une bonne élimination de l'ammoniaque, il faut une charge massique inférieure à 0,4 puisque pour cette charge 95% d'ammoniaque est oxydé alors que pour des valeurs d'une charge massique plus forte, le pourcentage d'oxydation de l'ammoniaque diminue.

e) L'âge des boues (22)

Ce paramètre est directement lié avec la charge massique. Si celle-ci augmente une production de boues plus importante a lieu et se traduit par une diminution de l'âge des boues. Une faible charge massique conduit donc à un âge de boues élevé.

II-2. La Dénitrification (41)

La dénitrification est la réduction des nitrates essentiellement en azote gazeux et en faible proportion en oxyde d'azote.

Cette réduction est réalisée surtout par les bactéries mais aussi par les algues, les champignons et les végétaux supérieurs, la réduction des nitrates est surtout un processus assimilatif qui permet l'utilisation des nitrates à des fins de synthèse protéique.

Chez les bactéries, l'utilisation des nitrates peut signifier plusieurs aspects :

- soit une fonction assimilatrice de nitrate.
- soit une réduction simple des nitrates en nitrite.
- soit une fonction respiratoire qui correspond à la réduction dissimilatrice des nitrates.

II-3-1. Les Bactéries Dénitrifiantes (34)

Les organismes susceptibles de conduire à la dénitrification sont multiples dans les boues activées. Les principales espèces actives sont des : Pseudomonas, Micrococcus, Denitrobacillus, Spirillum, Achromobacter etc..... Il existe d'autres germes faisant le même travail que celle-ci.

La plupart des bactéries dénitrifiantes sont hétérotrophes anaérobies facultatives, mais il existe aussi des bactéries autotrophes qui peuvent réaliser la dénitrification. Nous étudierons successivement ces deux possibilités.

II-3-2. La Dénitrification Autotrophique

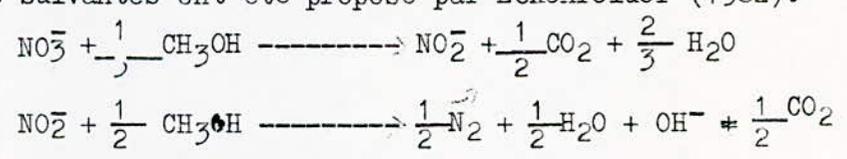
La dénitrification autotrophique est réalisée, principalement, par Thiobacillus dénitrificans sur des composés en soufre. Cette espèce sulfo-oxydante anaérobie facultative peut utiliser les nitrates en tant qu'accepteur final d'électrons mais ne les assimile pas.

Les thiobacillus dénitrificans effectuent une synthèse totale de matière organique, le dioxyde de carbone servant comme seule source de carbone cellulaire.

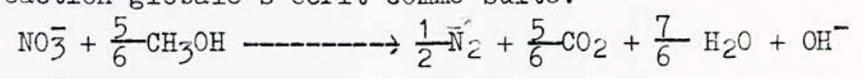
II-3-3. La Dénitrification Hétérotrophique

La dénitrification hétérotrophe nécessite une source de carbone organique qui peut être l'effluent lui-même ou une substance organique exempte d'azote comme le glucose, le méthanol, l'acide acétique, l'éthanol etc.....

La source de carbone exogène la plus utilisée a été le méthanol. Les réactions suivantes ont été proposées par Eckenfelder (1982).

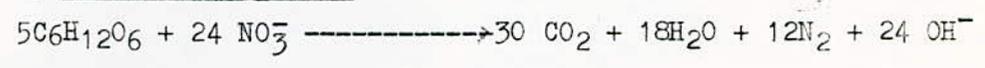


La réaction globale s'écrit comme suite :

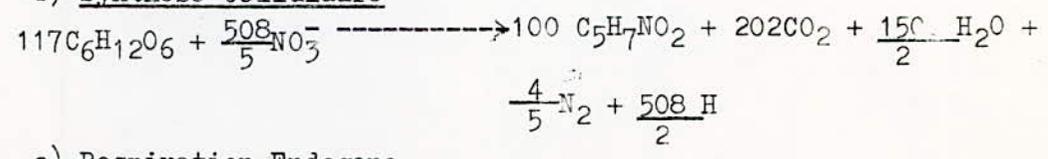


En présence de glucose, Gaid a proposé les réactions suivantes :

a) Besoin Energetique



b) Synthèse Cellulaire



c) Respiration Endogene



II-4. Facteurs Influençant la dénitrification hétérotrophe.

La dénitrification est conditionnée par différents facteurs: la concentration en oxygène dissous, la température, le pH.....

a) L'oxygène dissous.

L'action inhibitrice de l'oxygène sur la dénitrification se manifeste au niveau des nitrates et nitrites reductases (4).

En effet, la présence d'oxygène empêche la formation des systèmes enzymatiques, ou inhibe leur fonctionnement s'ils sont déjà présents dans la cellule (42).

b) le pH

le pH a une action non négligeable, au cours des processus de dénitrification. Ce paramètre a, en effet, une influence sur le taux de croissance des bactéries dénitrifiantes (42), dont l'optimum est donné par plusieurs auteurs, entre pH 7 et 8,5. Ainsi à pH acide, la réduction de l'azote est incomplète avec production d'oxyde nitreux, alors que, pour des pH supérieurs à 7, le seul produit final obtenu est l'azote gazeux (57).

c) La température

Etant donné la grande variété des bactéries dénitrificateurs, la gamme des températures où s'effectue la dénitrification est très étendue de 5° à 75° C (57).

La dénitrification est stoppée à 3° C et au delà de 85° C.

II-5. Les Différents procédés d'Elimination de l'Azote

D'assez nombreuses techniques sont à notre disposition. Ces méthodes physico-chimiques telles que l'osmose, l'échange d'ion, la chloration, n'étant pas compétitives par rapport à l'épuration biologique que nous traiterons de façon plus détaillée, car elle semble la mieux adaptée aux effluents à dominante domestique en raison de leur facilité de mise en oeuvre et de leur coût modéré. La technologie est celle des boues activées, des lits bactériens ou des filtres biologiques.

III-1-1. Procédé par Boues Activées

L'élimination complète de l'azote peut être conduite, soit en des bassins séparés, soit en des bassins mixtes (21). (16).

Ces différentes variantes sont précisées à la figure 4.

a) Bassins Séparés

La nitrification est réalisée en bassin aérobie, dans certaines conditions opératoires. L'effluent nitrifié est ensuite directement versé dans un bassin anaérobie dans lequel s'effectue la réduction des nitrates ou dénitrification. Souvent on dispose après chaque bassin, d'un décanteur permettant de recycler les boues et de conserver ainsi une population homogène dans les deux bassins.

b) Bassin Combiné

Dans ce type de procédés, l'effluent nitrifié passe directement dans le bassin de dénitrification où la réduction des nitrates ne se fait plus par injection de matières organiques, mais par respiration endogène. Une recirculation des boues est réalisée à partir du décanteur secondaire ().

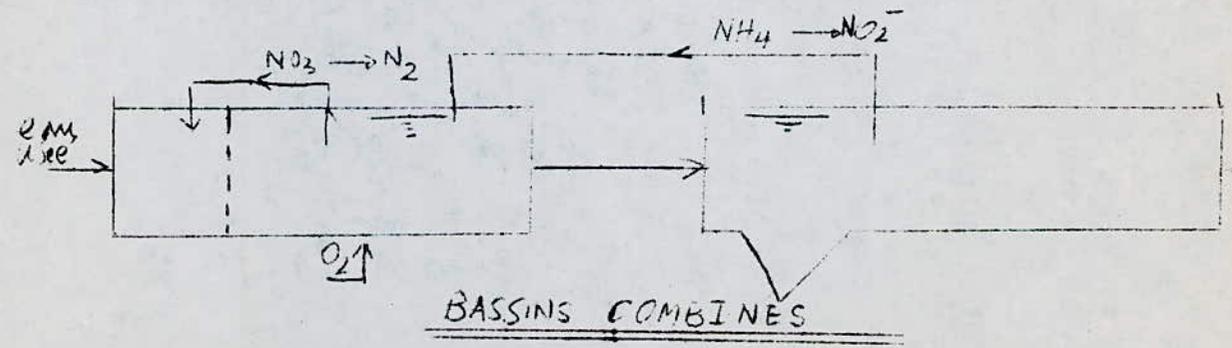
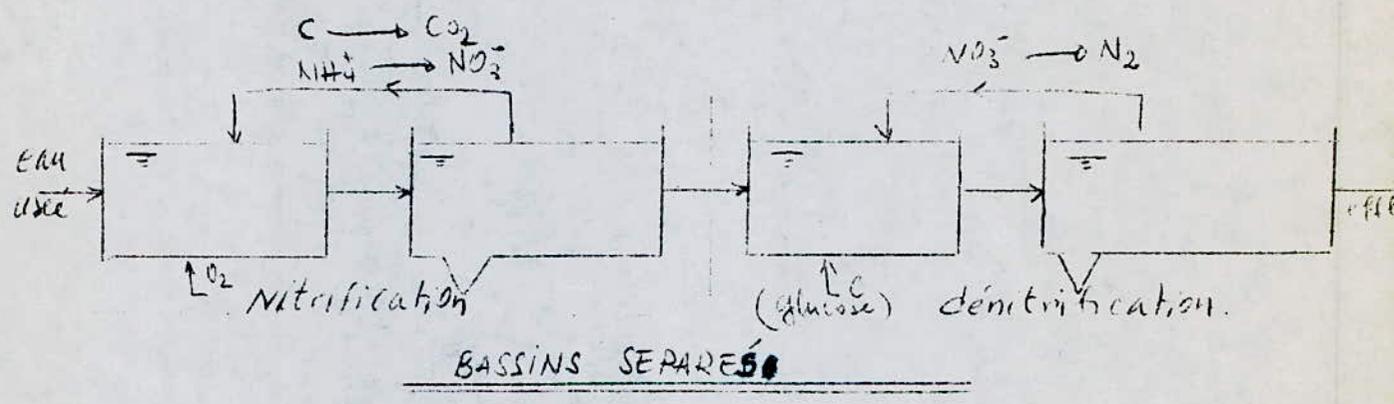
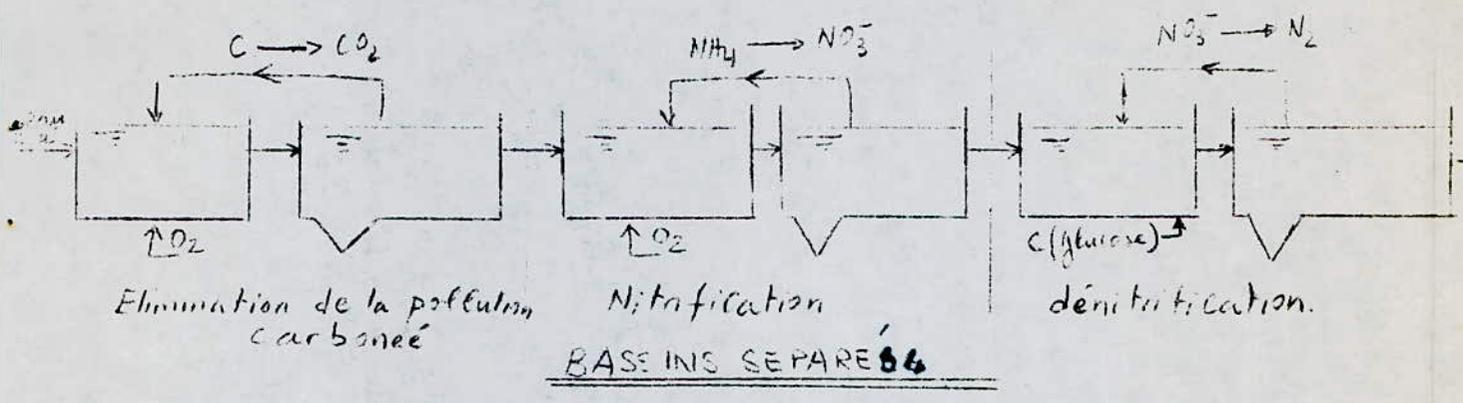


FIG N° 4

II-2 Procédés à Lits Bactériens: (22) (65)

Le procédé consiste à traiter les eaux usées par passage dans un premier temps à travers un lit bactérien aérobie. L'air et l'eau pénètrent par le bas du lit afin d'éviter tout colmatage. Pendant le passage a lieu, l'oxydation de l'ammoniaque. L'effluent nitrifié passe ensuite dans le lit anaérobie qui se trouve encastré dans le premier. Une injection d'une source de carbone en haut du lit anaérobie permet une réduction rapide des nitrates. Fig. 5.

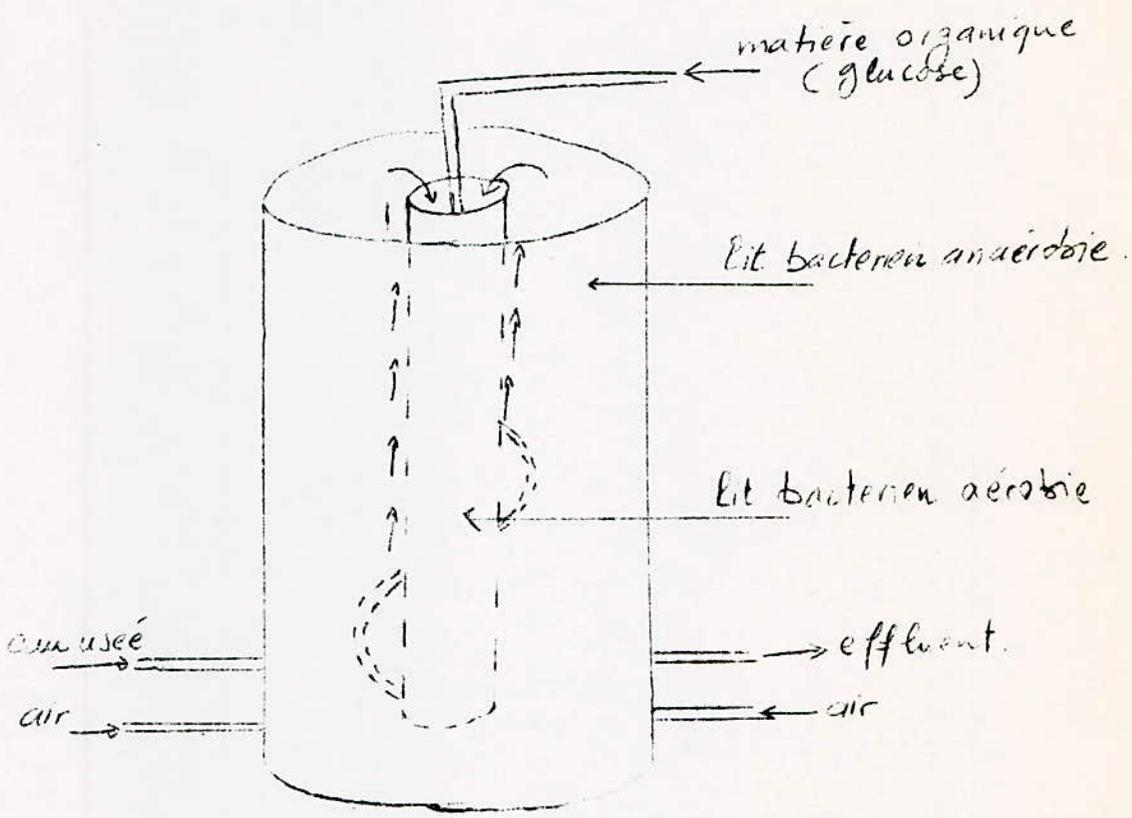


FIG N° 5

II-1-3. Les Procédés à Filtres Biologiques et Procédés à Lits Fluidisés

Ces techniques font l'objet d'un important travail de développement. La biofiltration aerobie descendante sur des matériaux de faible granulométrie permet d'obtenir simultanément une élimination très poussée des matières en suspension et de la pollution dissoute. (1)

Plus la granulométrie du support sera faible et plus la masse de bacteries activées par unité de volume sera élevée. Il est alors possible d'obtenir la nitrification avec des charges volumiques environ dix fois supérieures à celles des lits bacteriens. (45)

La dénitrification est obtenue par une filtration anaerobie placée en amont.

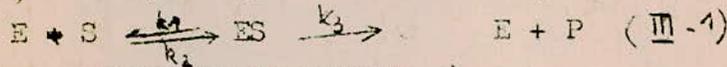
La technique des lits fluidisés qui permet d'utiliser, comme support bacteriens, des matériaux de taille inférieure au mm permet de concevoir des installations très compactes. (19)

1 - Nature des enzymes: ce sont des catalyseurs organiques à poids moléculaire élevé. Les enzymes sont des protéines (du type albumine) couplées à un facteur dissociable dont la disparition rend souvent le tout inactif. Dans cet ensemble, la protéine est le "porteur" colloïdal spécifique, elle est thermolabile. (17) le facteur dissociable peut être de 3 types différents:

1 - Coenzyme composé organique non protéique et facilement détachable,

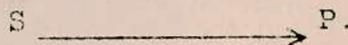
2 - Groupe prosthetique : groupe plus solidement lié à la protéine activateur : (petit ion généralement métallique di ou trivalent

3 - Mode d'action : l'enzyme accélère la réaction pour laquelle il est spécifique, diminue son énergie d'activation, mais ne déplace pas son équilibre final, les enzymes E forment avec leur substrat S un complexe ES, l'attaquent puis libèrent le produit P :



(k_1 k_2 k_3 constantes de vitesse.)

E s'unit à S en trois points au moins, après quoi deux fonctions de l'enzyme agissent : l'une fournit un électron et l'autre en accepte un en un autre endroit, ce qui déclenche la réaction



4 - Adaptation : Enzymatique : l'adaptation physiologique, non génétique a été bien étudiée notamment par Monod sur E.coli la synthèse d'un enzyme adaptatif n'a lieu, que si le substrat normale vient à manquer. l'adaptation génétique naturelle est relativement lente.

5 - Cinétique enzymatique : Michaelis et Menten ont admis que $k_3 \gg k_2$ dans l'équation (III-1) et que cette seconde réaction, la plus lente est irréversible. En examinant la première réaction, ils ont établi que :

$$V = k \frac{S}{k_s + S} = f(s) \quad (\text{III-2})$$

V- est la vitesse de reaction

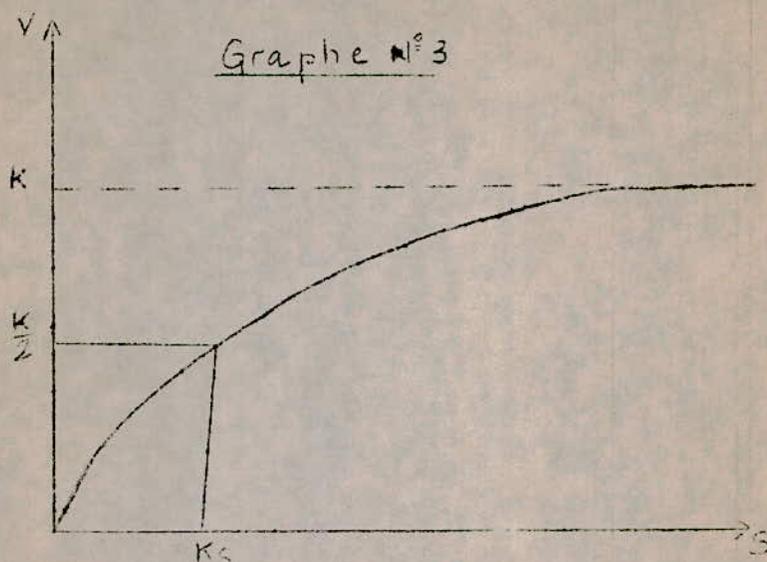
K- est la vitesse max, lorsque S est très élevé.

S- concentration du substrat non lié à E.

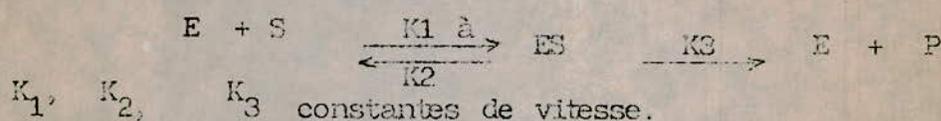
E- concentration de l'enzyme.

K_s constante de Michaelis ou de saturation (elle a les dimension d'une concentration.)

$V = f(s)$ est une hyperbole, elle exprime que V en presence d'une quantité donnée d'enzyme, commence par augmenter rapidement...
lorsqu'on augmente S, puis ne dépend plus de S par un effet de saturation
 Independamment de l'effet de S l'activité enzymatique est toujours plus élevée dans les cellules jeunes, que dans les plus grosses.



6 - Derivation de l'équation de Michaelis Menten



En appliquant la loi d'action de masse, la vitesse d'apparition du complexe est exprimée par:

$$A = k_1 (E)(S)$$

la vitesse de disparition du complexe E S :

$$V_D = k_2 (ES) + k_3 (ES) = (k_2 + k_3) \cdot (ES)$$

d'où
$$\frac{(E)(S)}{(ES)} = \frac{(k_2 + k_3)}{k_1} = K_s$$

K_s constant de Michaelis. Comme $k_1 \ll k_3$ on a :

$$K_s = \frac{k_2}{k_1}$$

K_s traduit l'affinité de l'enzyme pour son substrat : plus K_s est élevé, plus cette affinité est faible, la concentration totale de l'enzyme $(E) = (E) + (ES)$ et $(ES) = \frac{(e)(s)}{K_s + (S)}$

cette deuxième réaction fait apparaitre les produits, et dont la vitesse vaut :

vaut :

$$V = k_3 \cdot (ES) = k_3 \frac{(E) \cdot (S)}{K_s + (S)}$$

lorsque $S \gg E$, tout l'enzyme est engagé dans le complexe ES, d'où $(E) = (ES)$, et la vitesse est maximum pour la valeur $k = k_3 \cdot (E)$, car seul le complexe (ES) est réactionnel

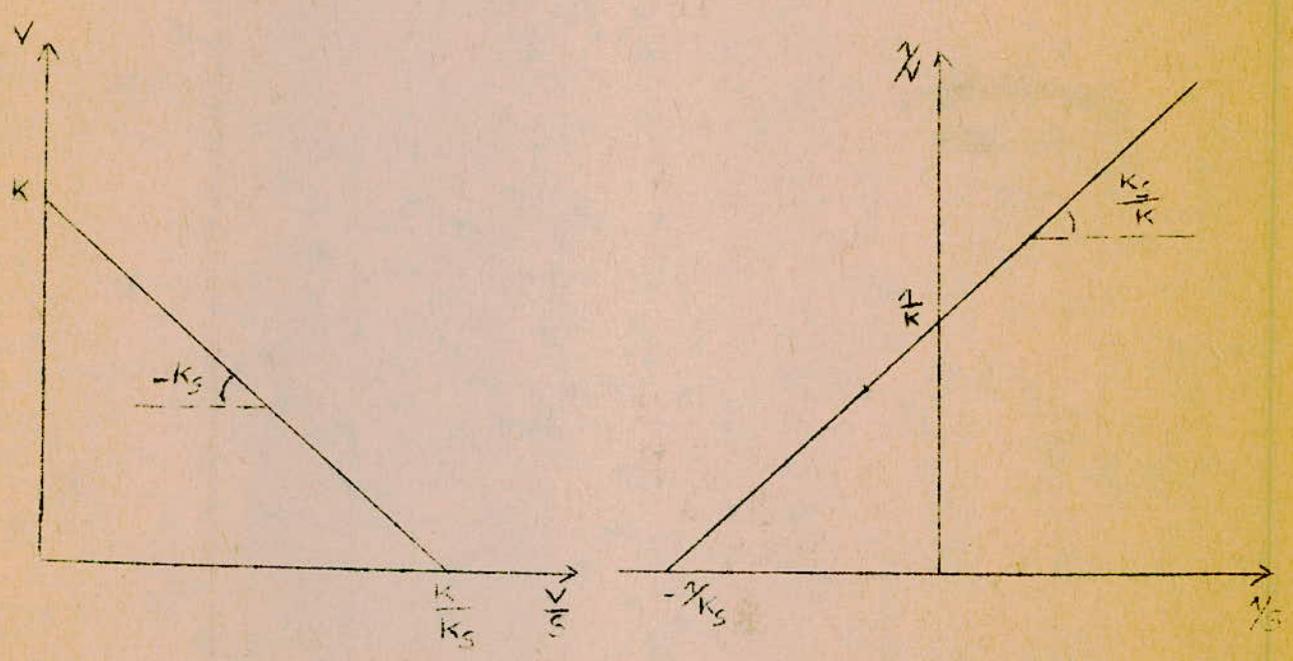
donc $V = k \frac{S}{K_s + S}$

Remarque : on trouve la même équation en considérant la fixation de l'enzyme sur le substrat comme une adsorption et en appliquant l'isotherme de Langmuir, K_s est indépendant de E et de S, mais varie souvent avec le pH, la température, la force ionique on remarque aussi que K_s est la concentration de S pour laquelle $V = \frac{1}{2} K$

7 - Linéarisation :

Dans les études de laboratoires où, on fait varier S et où on mesure V résultant, on a intérêt à porter sur graphique plutôt que $V = f(S)$, des variables transformées comme : $\frac{1}{V} = f\left(\frac{1}{S}\right)$; $\frac{V}{S} = f(S)$
 où encore $V = f(\log S)$

ce qui donne des droites



Graphique N°4

8 Equation de Monod (57)

Les equations de cinetique enzymatique sont une base tentant pour decrire, non plus des reactions isolees, mais la croissance des populations elles-memes.

Monod a propose le concepte de reaction maitresse, la plus lente d'une serie, et conditionnant de ce fait la vitesse de l'ensemble. la forme du modele de Monod est analogue a la loi de Michaelis-Menten relative aux reactions enzymatiques et qui s'ecrit :

$$\frac{dx}{dt} = \mu x$$

avec $\mu = \frac{k_s S}{K_s + S}$

où : X est la concentration en biomasse
μ le taux de croissance

S : Concentration en substrat limitant. En combinant les deux equations on aura :

$$\frac{dx}{dt} = k \frac{s}{K_s + S} x$$

Ce modele est generalement utilise sous la forme differentielle, car la constante dans le temps est une hypothese discutable, dans beaucoup de fermentations industrielles.

la valeur numerique de la constante Ks peut se determiner graphiquement en reportant $\frac{1}{S}$ mesure a diverses concentrations en en fonction de $\frac{1}{S}$ selon la construction representee en graphique

Il existe plusieurs autres modes modifiés, que nous ne pas les traités à cause de leur complexité. peuvent

III-9 Cinétique de la nitrification

Plusieurs auteurs ont constaté que la réaction est d'ordre zéro, quand on étudie la nitrification sur un film biologique et en appliquant le modèle de Monod à la croissance des organismes nitrifiants.

En affectant l'indice N aux grandeurs correspondant à Nitrosomonas et l'indice M aux grandeurs correspondant à Nitrobacter; il vient:

$$\frac{dX_N}{dt} = K_N \frac{S_N}{S_N + K_{NS}} X_N \text{ (II-4)}, \quad \frac{dX_M}{dt} = K_M \frac{S_M}{S_M + K_{MS}} X_M \text{ (II-5)}$$

et comme la consommation de l'ammonium, substrat de nitrosomonas se traduit par l'apparition de nitrite qui sert de substrat à nitrobacter, il vient: (57)

$$S_M = S_{M0} + \frac{f_N}{a_N} (S_N - S_{N0}) - \frac{1}{a_M} (S_M - S_{M0})$$

où sous sa forme différentielle:

$$\frac{dS_M}{dt} = \frac{f_N}{a_N} \frac{dS_N}{dt} - \frac{1}{a_M} \frac{dS_M}{dt} \text{ (III)}$$

Cet ensemble de quatre équations différentielles peut être intégré numériquement. Les deux premières équations (4,5) admettent des solutions analytiques qui sont les formes intégrées de l'équation de Monod.

Il est intéressant de constater que d'après le tableau N°3, les constantes **seuil** sont très basses et que par conséquent, si la solution de départ est assez concentrée en ammonium ou en nitrites, le modèle de Monod est pratiquement équivalent à une cinétique d'ordre 1 par rapport à la biomasse nitrifiante ou, si l'on considère en particulier une biomasse constante, d'ordre zéro par rapport au substrat. (57)

ORGANISME	COEFFICIENT	TEMPERATURE	VALEUR NUMERIQUE
NITROSOMONAS	A N gcellule / g NH $\frac{1}{4}$	18,8° C	0,05
		27° C	0,05
		25° C	0,29
		15° C	0,29
	S N S Mg d'NH $\frac{1}{4}$	21° C	0,2
		30° C	10
		18,8° C	0,6
		27° C	1,7
		25° C	3,4
		20° C	3,6
NITROBACTER	A.M gcellules/gN ₂	25° C	0,084
		15° C	0,083
		18° 8C	0,02
		29° C	0,02
	S N S mf/1 de NO 2	30° C	6
		32° C	8,4
		18° C	2,1
		14° C	1,4
		18,8° C	1,9
		29° C	4,7

Tableau N°3. Constantes seuils d'apres Henri Roques. (57)

Chapitre IV: Procédé par boues activées.

IV-I Culture des bactéries nitrifiantes.

Un des problèmes couramment rencontrés dans l'exploitation des installations nitrificateurs ou dénitrificateurs, utilisant les bactéries est, la mise en route du procédé.

Ce procédé est long et peut ~~être~~ demander plusieurs semaines avant d'atteindre le niveau optimal nécessaire au bon fonctionnement de ces installations.

Pour cela, nous nous recourons en premier lieu à une culture afin de favoriser le développement des bactéries nitrifiantes et dénitrifiantes, dans le but d'améliorer le procédé nitrification-dénitrification.

IV-I-I Prise d'échantillon de boues activées.

Nous avons d'abord pris un échantillon de boues activées de la station d'épuration des eaux usées d'EL-KOLEA comme suit:

- Les boues prélevées sont tamisées sur place et pour avoir une bonne concentration en biomasse, nous avons pris seulement la partie ~~décantable.~~ **décantable.**
- L'échantillon pris, sans aucune mesure spécifique des paramètres de pollution.

IV-I-2 Milieu de Culture

Certains paramètres sont indispensables à un milieu de culture; elles concernent:

1°) La composition: Les milieux de cultures doivent contenir qualitativement et quantitativement les aliments exigés pour la croissance et l'entretien des micro-organismes:

- Aliments essentiels azotés et carbonés.
- Eléments minéraux, en particulier sources de phosphore et de soufre
- Facteurs de croissance (métabolites essentiels que la bactérie est incapable de synthétiser).

2°) pH: En général, les bactéries ne se développent qu'à un pH voisin de la neutralité.

3°) L'isotonie: Elle correspond pour la plupart des milieux à celle d'une solution de chlorure ~~de~~ sodium.

4°) Potentiel rédox: Les bactéries ont des exigences strictes en rapport avec leur type respiratoire.

5°) Taux d'humidité et température: L'eau est nécessaire au métabolisme bactérien.

Pour la culture des bactéries nitrifiantes, nous avons choisi une solution de corps chimiques purs dans de l'eau du robinet préparée suivant les doses:

NH ₄ Cl	0,5 g/l
MgCl ₂ 6H ₂ O	0,5 g/l
KH ₂ PO ₄	2 g/l
(NH ₄) ₂ CO ₃	2 g/l
NaHCO ₃	1 g/l
FeSO ₄ 7H ₂ O	0,01 g/l

IV-I-3 Expérience et méthodes d'analyses:

Matériels: L'appareillage réalisé représenté sur la figure n° permet une étude en réacteur discontinue et comprend:

- Une bombone de volume 12 litres.
- 1 Barboteur.

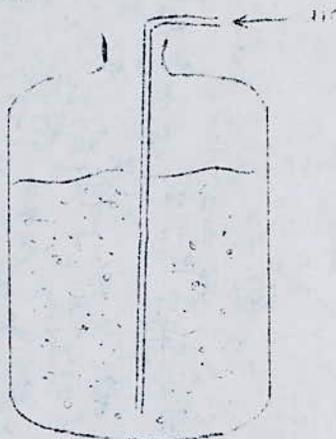


FIG. N° 6

Expérience: La mise en culture des bactéries nitrifiantes est réalisée dans la bombone contenant 2 l de boues plus 2 l du milieu cités précédemment. Ce bioréacteur mis à l'obscurité, est alimenté par une insufflation d'air laissée en ascension libre. Ainsi le milieu est renouvelé presque chaque 2 jours, après un lavage des boues.

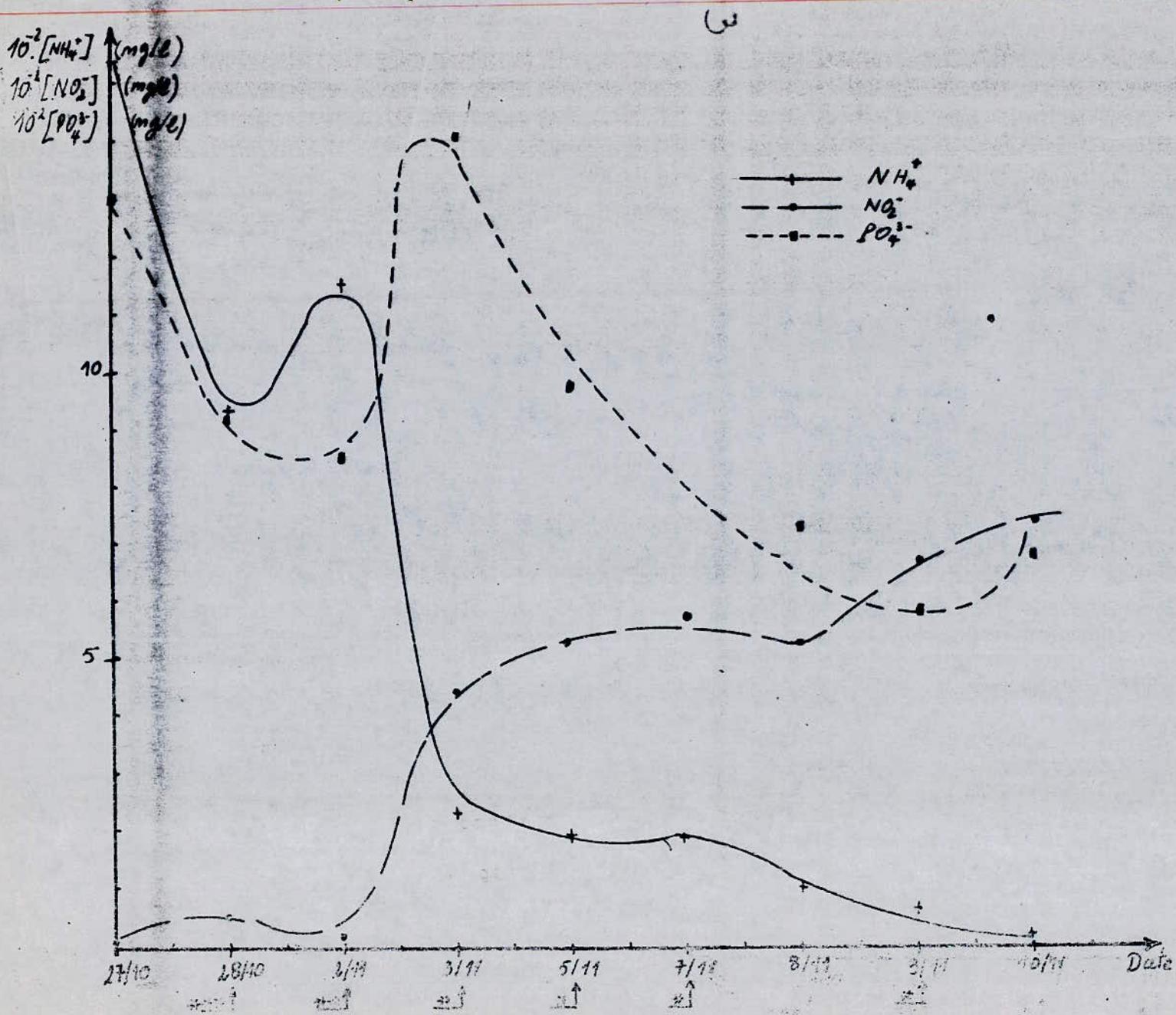
Les analyses sont effectuées chaque jour sur le surnageant en dosant les paramètres suivants (NH₄⁺; NO₂⁻; PO₄³⁻; TAC; pH) (méthodes voir annexe).

IV-I-4 Résultats:

Les résultats sont regroupés dans le tableau n°4 et représentés sur le graphe N°5.

IV-I-5 Interprétation:

- NH_4^+ : Un abattement important de la teneur en ammonium observé durant cette expérience, avec une accumulation au jour du 2/11. Cette accumulation semble dûe au retard dans le renouvellement du milieu.
- NO_2^- : Durant la première semaine, une légère apparition des nitrites est remarquée. Au delà une nitritation croissante est observée.
- PO_4^{3-} : En général, on remarque une faible consommation des orthophosphates, un relargage au jour du 3/11 est observé, peut être dû à la lyse ou à la mort des bactéries hétérotrophes, ou au mauvais lavage des boues.
- TAC et pH: On note, un sensible abaissement du TAC et du pH, dû à l'absorption du gaz carbonique pendant la métabolisation bactérienne. L'ajustement du pH se fait par ajout de carbonate de sodium.



Graphique montrant l'évolution des concentrations de NH_4^+ , NO_2^- et PO_4^{3-} lors de la culture de *Chlorella* pendant 14 jours.

IV-2 Culture des bactéries dénitrifiantes:

IV-2-I Prise d'échantillon de boues activées.

Le prélèvement des boues est analogue à celui de la culture des bactéries nitrifiantes (IV-I-I).

IV-2-2 Milieu de culture:

Les doses du milieu choisis pour les dénitrificateurs sont:

NH4 Cl	0,5 g/l
Mg Cl2 6H2O	0,5 g/l
KH2 PO4	2g/l
KN ³ O3	1g/l
Fe SO4 7H2O	0,01 g/l
Glucose	1g/l ----- DCO = 500 mg/l

(Vu l'insuffisance de la quantité nécessaire du glucose qu'on a. Nous avons utilisé 0,3 g/l).

IV-2-3 Expérience et méthodes d'analyses:

- Matériels: - bombone de capacité 12 litres.
- agitateur magnétique.

Expérience: Nous'avons introduit dans la bombone 2 litres de boues, 2 litres de milieu spécifique d'enrichissement et 1 litre d'eau du robinet. Ce bioréacteur mit à l'obscurité et muni d'un bouchon percé d'un trou de diamètre environ 0,6 cm. Le mélange boues - milieu est homogénéisé à l'aide d'une agitation magnétique. (Voir schéma n°7).



FIG N°7

Le milieu de culture est renouvelé presque chaque jour après lavage et décantation.

Nous observons :

- Un changement de couleur des boues (noir en marron clair).
- Deux phases bien distinguées, l'une flotante et l'autre décantable.

Les dosages des paramètres (NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} ; TAC, pH) sont faites sur le surnageant. (méthodes voir annexe).

IV-2-4 Résultats:

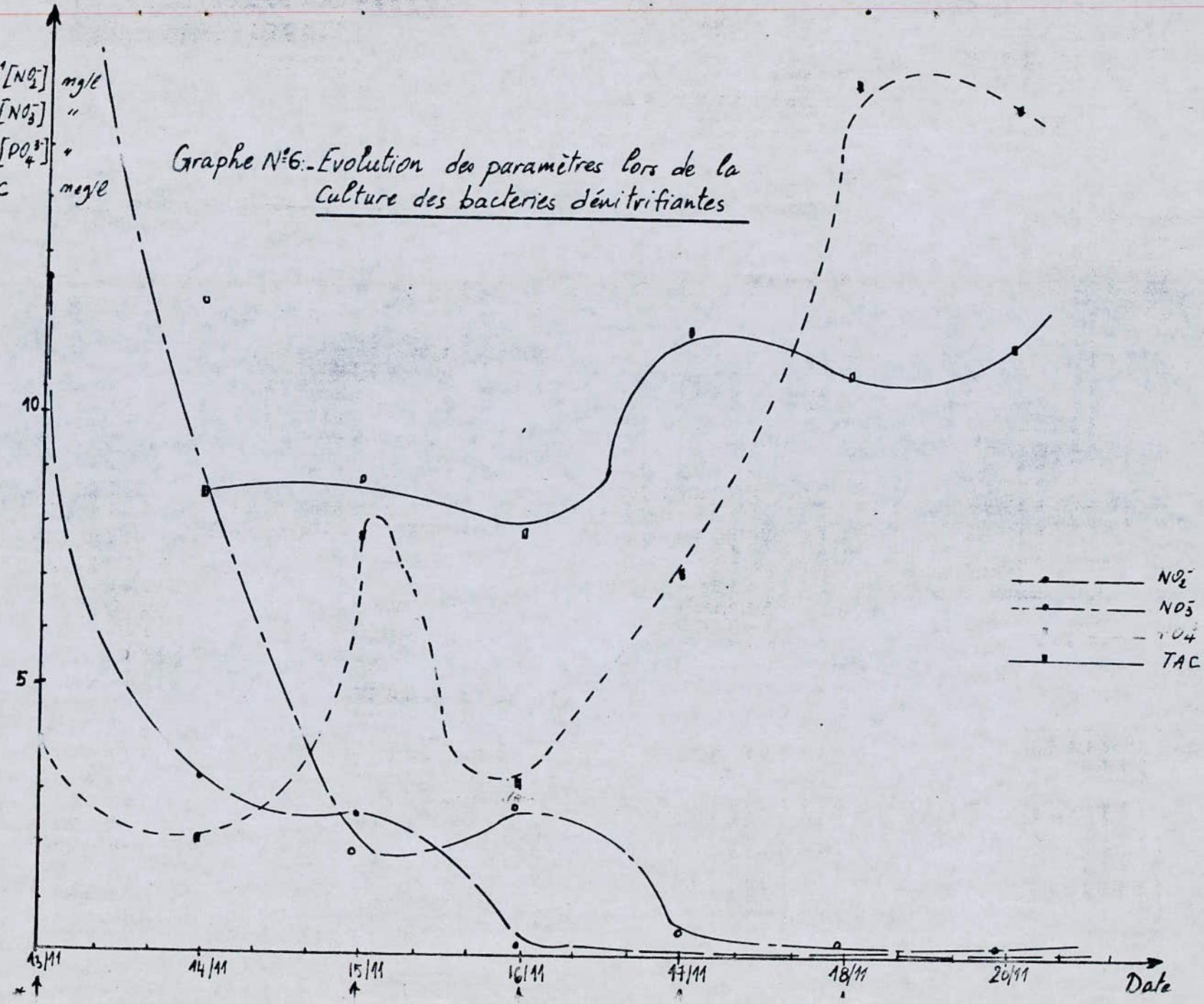
Les résultats sont rassemblées dans le tableau N°5 et leurs variation au cours du temps sont représentées dans le graphe N°6.

IV-2-5 Interprétation:

- NO_3^- : Nous avons remarqué, une diminution des teneurs en nitrates d'une manière uniforme cependant une légère accumulation le jour du 16/11 est observée.
- NO_2^- : L'apparition des nitrites est observée dès les premiers jours à cause probablement de la réduction des nitrates en nitrites. Au cours des jours qui suivent, l'abattement des nitrites est rapide.
- PO_4^{3-} : Une accumulation de teneurs des orthophosphates, peut être dûe à un mauvais lavage et/ou à la lyse des bactéries.
- TAC: L'augmentation du TAC est faible, conséquence probable des phénomènes respiratoires hétérotrophes.
- pH: Un pH peu stable est observé.

$10^{-1} [NO_2^-]$ mg/l
 $[NO_3^-]$ "
 $10^{-2} [PO_4^{3-}]$ "
 TAC mg/l

Graph N°6.- Evolution des paramètres lors de la culture des bactéries dénitrifiantes



—▲— NO_2^-
 —●— NO_3^-
 ... PO_4
 —■— TAC

IV.4:3: Adaptation des bactéries au milieu synthétique.

Généralement pour une installation pilote, nous obtenons un démarrage satisfaisant du procédé ~~dix jours~~ dans dix jours. Pour éviter les perturbations qui peuvent se présenter à ce démarrage. Nous pensons qu'il convient d'aménager une phase de prénitrification ou d'adaptation, afin d'obtenir une augmentation progressive de la charge appliquée et adapter nos bactéries à des eaux usées synthétiques.

IV-3-I Préparation de la boues à nitrifier.

Après avoir constaté durant la première étape de la manipulation (IV-I), un abattement important des teneurs en ammonium, on peut conclure que nos bactéries sont aptes à nitrifier.

Nous sommes passés à la deuxième étape, qui consiste à introduire l'inoculum préparé précédemment, lavé et transvaser dans le dispositif de la figure N°8. L'alimentation en milieu synthétique est en continue, le débit moyen 20 litres/24H.

IV-3-2 Milieu synthétique.

C'est une solution de corps chimiques purs dans l'eau du robinet. Leur composition est définie comme suit:

NH ₄ CO ₃	80 mg/l
KH ₂ PO ₄	1,5 mg/l
Na HCO ₃	500 mg/l

IV-3-3 Matériels et méthodes d'analyses.

Matériels:

- 2 bombones de capacité 12 litres.
- 1 compresseur.
- 1 décanteur de capacité de 5 litres.
- tuyaux en plastique.

Expérience: Dans la cuve d'aération où s'effectue la croissance, les méco-organismes sont mis en contact avec l'élément polluant (ammonium). cette cuve ~~est~~ constitue le volume de réaction biologique. Elle est associée à un décanteur par un tube en L.

Le décanteur nous permet de récupérer les boues activées pour les recycler vers le bioréacteur aéré.

(le recyclage se fait manuellement).

N.B: Les écoulements sont gravitaires.

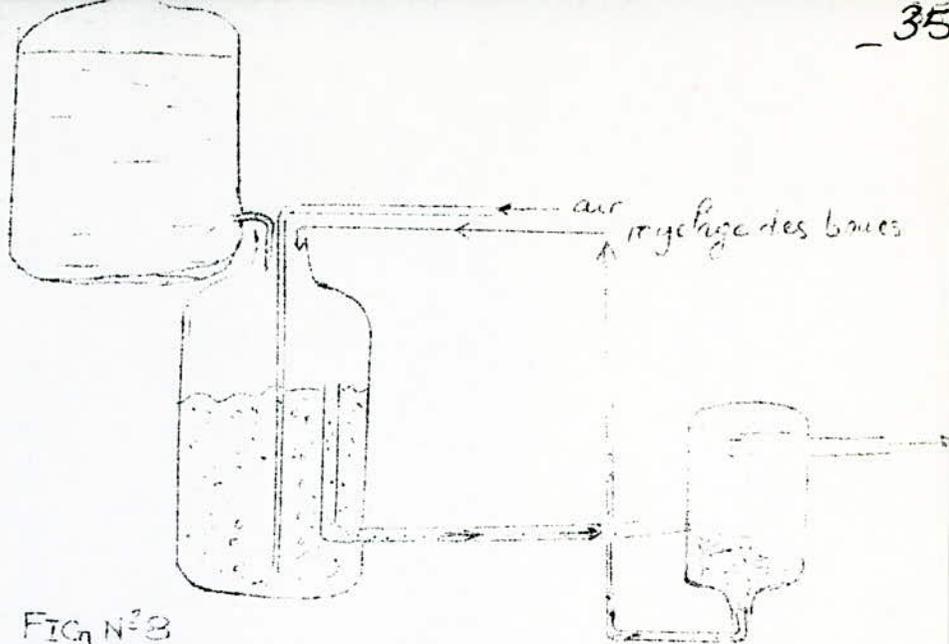


FIG. N° 8

Méthodes d'analyses: Les méthodes d'analyses des paramètres (NH_4^+ , NO_2^- , PO_4^{3-}) sont décrites en annexe.

- NO_3^- : 2 méthodes (voir annexe).
- méthode salicylate de sodium.
- -- silfophinique.

IV-3-4 Résultats et interprétation:

Les résultats sont représentés dans le tableau N° 06.

Les courbes et leur interprétation sont rassemblés avec la partie nitrification.

IV-4-1 Préparation de la boue à dénitrifier:

Les résultats de la première partie (culture), nous ont permis de déduire que nos bactéries sont aptes à dénitrifier.

Nous avons mis le dispositif de la deuxième étape schématisé dans la figure N° 9 .

Nous introduisons dans le bioréacteur l'unoculum préparé dans la première partie, ainsi qu'un milieu synthétique dont lequel sont introduits les différents nutriments.

Nous nous sommes fixés dix jours de préculture pendant lesquels l'alimentation en milieu synthétique est en continue.

IV-4-2 Milieu synthétique:

Le milieu synthétique utilisé pour cette phase d'adaptation est le suivant:

KNO_3	163 mg/l	(100 mg/l en NO_3^-)
KH_2PO_4	1,5 mg/l	
glucose	0,3 g/l	

IV-4-3 Matériels et méthodes d'analyses:

Matériels: - 2 bombones de 12 litres.
 - I décanteur.
 - I agitateur mécanique.
 - tuyaux en plastique.

Expériences: Cette mise en préculture a été réalisée de la façon suivante (schéma).

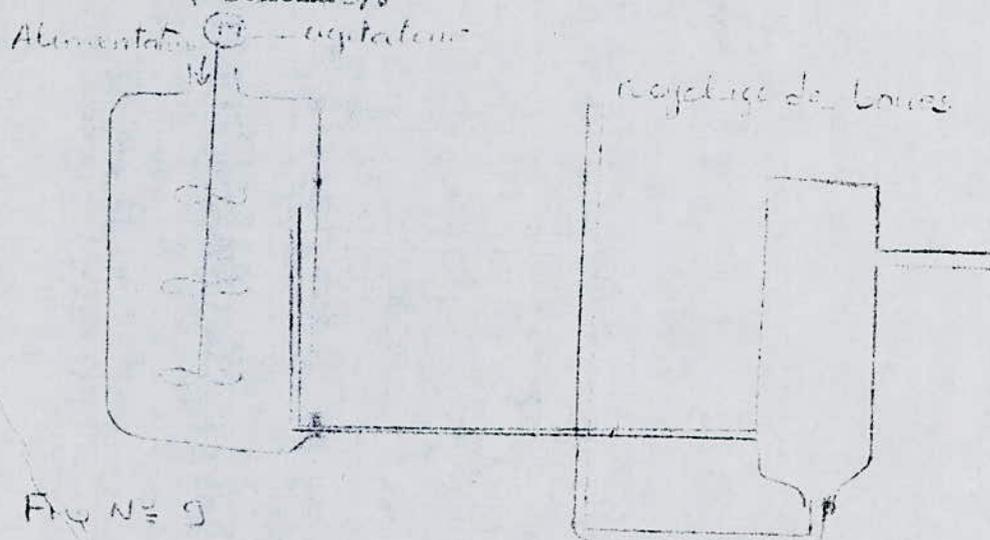


FIG N° 9

Méthodes d'analyses: Les dosages des paramètres (NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-}) sont dans l'annexe.

IV-4-4 Résultats et interprétation:

Les résultats sont représentés dans le tableau N°7.
 Les courbes et leur interprétation sont rassemblés avec la partie dénitrification.

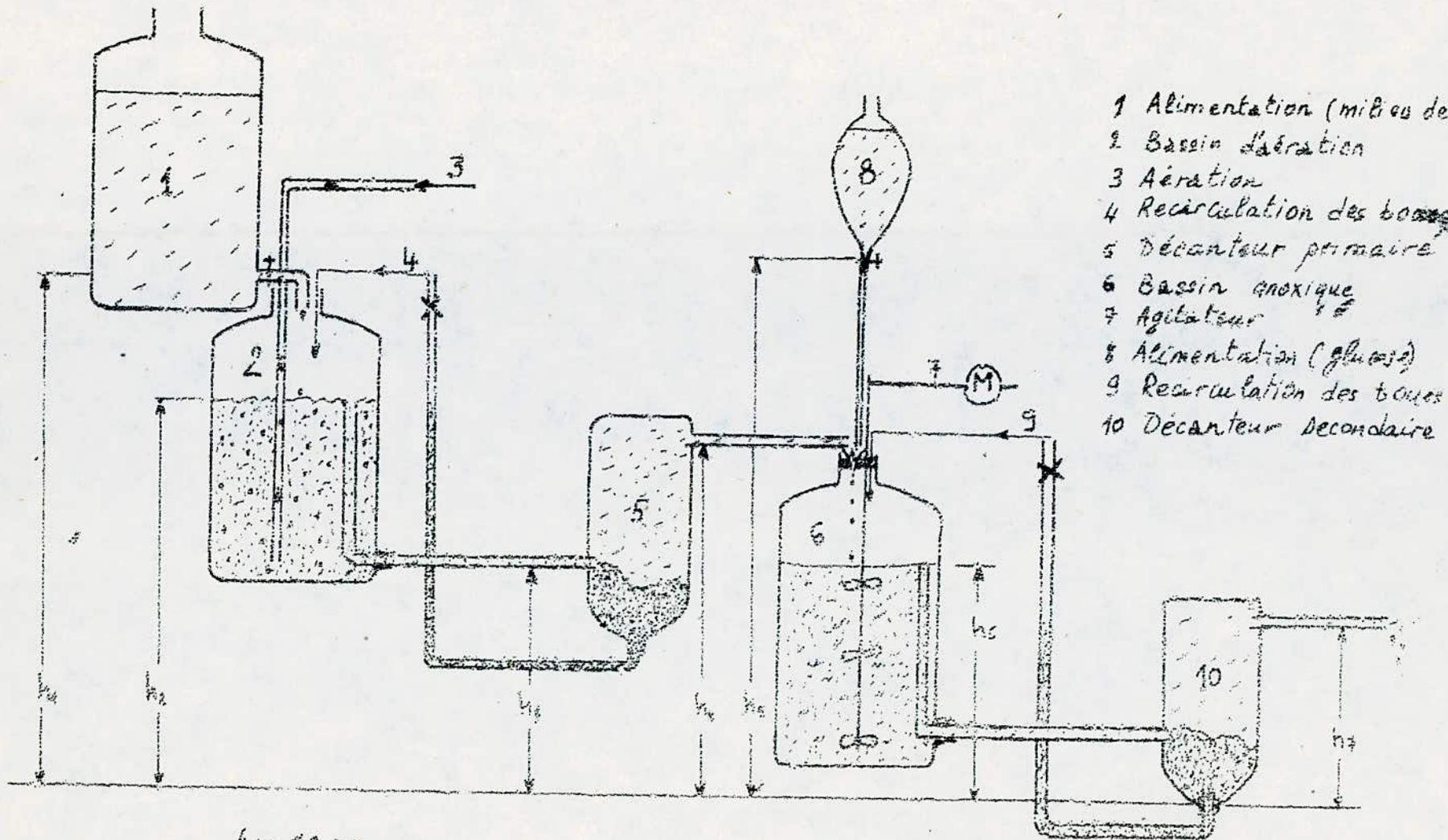
IV-5 Nitrification - dénitrification:

En effet, les teneurs en ammonium, nitrites et nitrates dosés en sortie du décanteur primaire et secondaire nous semble suffisantes pour enchaîner la dénitrification à la nitrification. Pour cela, nous avons réalisé le dispositif de la figure N°10.

Nous avons choisis ce type de montage car nous a semblé plus adaptatif et facile à réaliser.

IV-5-I Matériels et méthodes d'analyses:

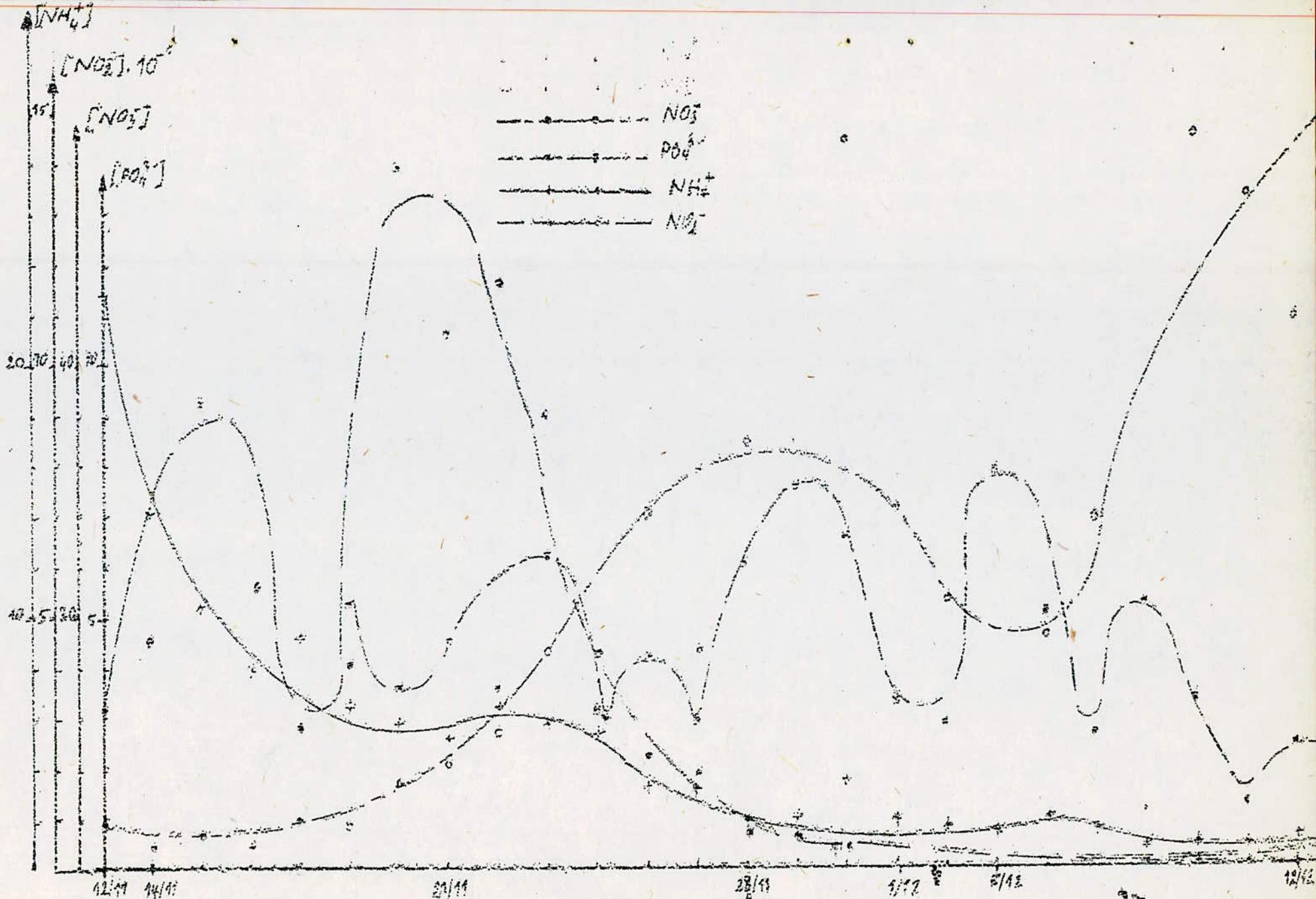
Matériels: Le dispositif de la nitrification dénitrification est réalisé par enchainement des deux dispositifs du (IV-3 et IV-5).



- 1 Alimentation (milieu de culture)
- 2 Bassin d'aération
- 3 Aération
- 4 Recirculation des boues
- 5 Décanter primaire
- 6 Bassin anoxique
- 7 Agitateur
- 8 Alimentation (glucose)
- 9 Recirculation des boues
- 10 Décanter secondaire

$h_1 = 90 \text{ cm}$
 $h_2 = 70 \text{ cm}$
 $h_3 = 53 \text{ cm}$
 $h_4 = 56 \text{ cm}$
 $h_5 = 100 \text{ cm}$
 $h_6 = 49 \text{ cm}$
 $h_7 = 41 \text{ cm}$

Fig N° INSTALLATION PILOTE
 (Nitrification - dénitrification)



Graphie N°7 Adaptation (en continué) Nitrification (en continué).

L'alimentation en eau synthétique est assurée en amont du processus. L'effluent sortant du décanteur primaire sert d'alimentation au bioréacteur anaérobie.

L'apport en carbone (glucose) pour les bactéries dénitrifiantes est réalisé en continue à l'aide d'une ampoule à décantation de 2 litres, placée au dessus du bioréacteur agité.

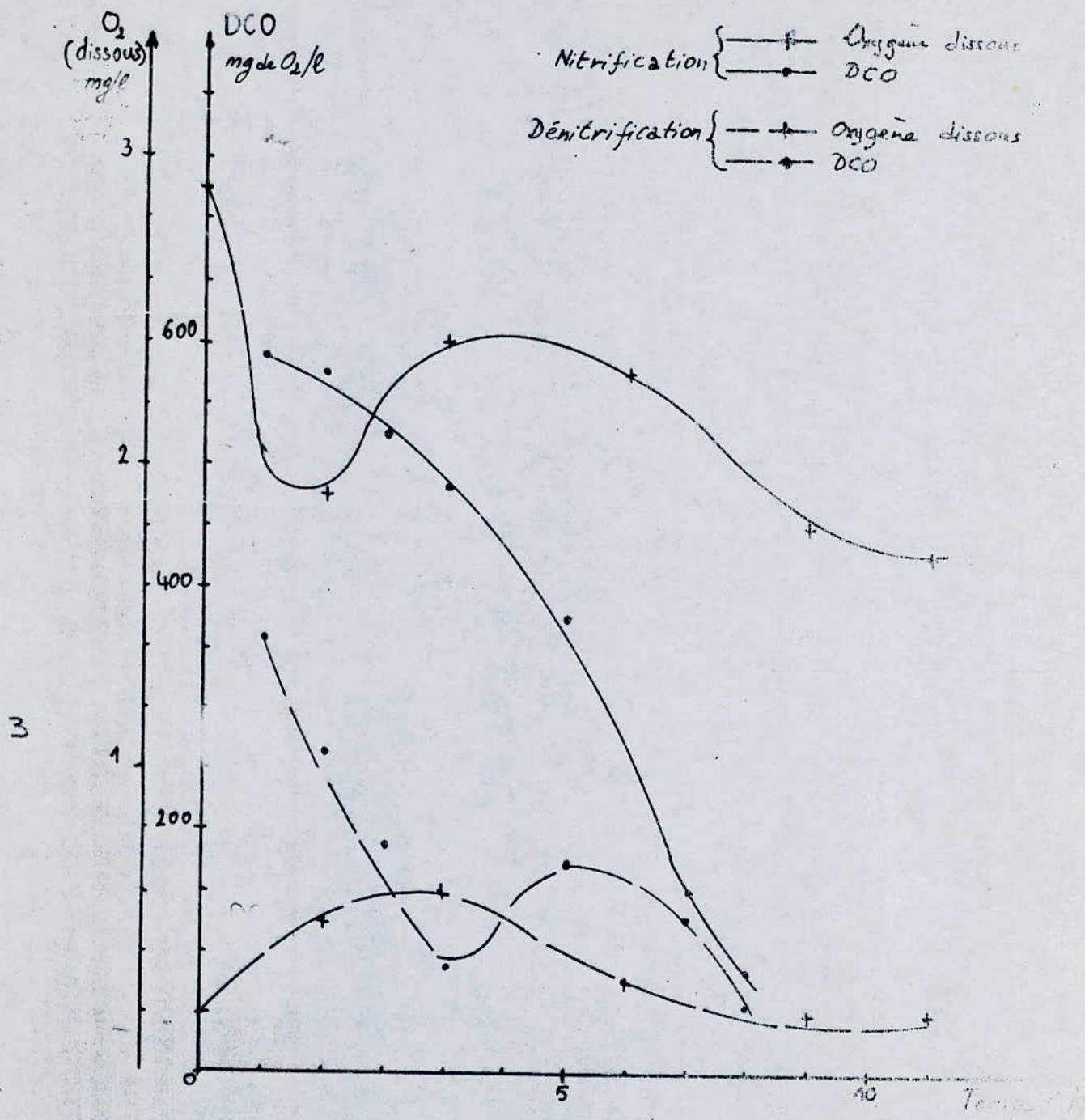
Méthodes d'analyses:

- Echantillonnage: Les prélèvements sont effectués dans des bêchers bien propre, directement des sorties, de l'alimentation, du décanteur primaire et du décanteur secondaire. Pour chaque échantillon, nous analysons les paramètres suivants:
- Ammonium (NFT 90015)
- Nitrites (NFT 90 - 0I3)
- Nitrates (NFT 90 - 0I2)
- Orthophosphates (standard méthodes)
- Oxygène dissous (Rodier)
- DC0 (Rodier)

La discription de ces méthodes est détaillée en annexe.

IV-5-2 Interprétation des résultats:

- a) La nitrification: Nous pouvons observer deux parties principales dont la seule partie du 19/11/ correspond à un effluent de bonne qualité et fait apparaitre un point critique qui correspond à une teneur minimale en ammonium et nitrates.
- L'ammonium: La diminution de l'ammonium au cours de la phase d'adaptation est uniforme ensuite la quantité d'ammonium se stabilise à une teneur de l'ordre de 2 mg/l.
- Nitrites: Au cours de la phase d'adaptation, nous n'avons pas remarqué l'apparition importante des nitrates, se traduisant par une accumulation des nitrites (vitesse d'oxydation des nitrites en nitrates très lente). Après cette phase une chute logique des nitrites a été constatée.
- Nitrates: L'évolution des nitrates s'est caractérisée par une lenteur dans la première phase puis une augmentation progressive pour atteindre enfin le palier (50 mg/l).



Graph N°9. - Evolution de la DCO et de l'Oxygène dissous lors de la nitrification et denitrification

b) La dénitrification:

- Nitrates: La phase évolutive est celle qui suit immédiatement le changement de milieu de culture (eau synthétique) ensuite le palier atteint reste constant.
La quantité de nitrates présente en sortie du décanteur secondaire, se stabilise à une teneur inférieure à 1 mg/l.
- Nitrites: En ce qui concerne les nitrites, ils sont observés aux premiers jours à une concentration maximale de 33,5 mg/l ensuite la diminution des nitrites est uniforme. On note cependant qu'il y a augmentation des teneurs en nitrites au cours des quatre premiers jours de l'enchaînement du dispositif avec la nitrification et cela est peut-être dû à une forte agitation ou à une acidification du milieu.
- Orthophosphates: La cellule bactérienne utilise des composés phosphatés pour produire et conserver la quantité nécessaire d'énergie. L'utilisation de trop grandes quantités d'énergie constitue un gaspillage des réserves cellulaires de combustible et aussi peut anéantir la cellule. C'est pourquoi nous remarquons une consommation, relargage et accumulation des orthophosphates.
- Oxygène dissous: Ce paramètre est stable en sortie du décanteur secondaire, les teneurs atteintes sont de l'ordre de 0,2 mg/l.
- D.C.O: On note une diminution uniforme au cours du temps ce qui traduit par une dépollution carbonée et dégradation bactérienne du glucose.

V: Cinétique de la nitrification en discontinue:

V-I Protocole expérimentale:

Pour la préparation des boues à la cinétique, nous injectons après lavage des boues nitrifiantes du dispositif en continue, le milieu de culture cité en (IV-I).

Nous laissons l'alimentation en continue pendant 24 heures.

Dans une série de 5 béciers, *ajustés à 10 par une solution*, nous introduisons 250 ml de boues, 88,9 mg/l de $NH_4^+ Cl$, 1,5 mg/l de $KH_2 PO_4$.

Nous varions la dose de $NaHCO_3$ suivant le tableau:

FLACONS Paramètres	1	2	3	4	5
$NaHCO_3$ (mg)	0	12,5	20,8	41,6	50
TAC °F	0	3	5	10	12

Le mélange ainsi obtenu est homogénéisé à l'aide d'une série d'agitateurs. On suit l'évolution des nitrites, nitrates, ammonium orthophosphates et TAC (pour des temps déterminés). Les graphes N°10,11,12,13 et 14 présentent ces variations.

V-2: Interprétation des résultats:

Nos essais montrent que la vitesse de nitrification est de l'ordre de 2,5 mg NH_4^+ / g MVS/h.

Les résultats sont consignés sur les tableaux

On remarque aisément que les carbonates influent sur la vitesse de nitrification. Pour une eau à faible teneur en TAC (0°F), la vitesse diminue fortement, ainsi, elle est de 2,13 mg NH_4^+ /g MVS/h pour une teneur du TAC de (0°F), alors qu'elle atteint 2,93 mg NH_4^+ / g MVS/h pour une concentration en TAC de (5°F). On atteint un maximum pour une concentration de 10°F, permettant une vitesse de l'ordre de 4,09 mg NH_4^+ /g MVS/h. Au delà de cette limite, les carbonates sont en excès et n'interviennent plus dans la réaction de nitrification.

V-2-I Linéarisation et calcul de la constante de demi-saturation:

L'équation de Michaelis - Menten est donnée par:

$$R = - \frac{d(NH_4^+)}{dt} = K \cdot X \frac{(NH_4^+) \cdot (PO_4^{3-})}{(NH_4^+) + K_{NH_4^+} + (PO_4^{3-}) + K_{PO_4^{3-}} + \frac{TAC}{K_{TAC}}}$$

Les teneurs de NH4 et PO4 sont prises en excès donc on peut écrire NH4 + K_{NH4} = NH4

$$PO_4 + K_{PO_4} = PO_4$$

L'équation de Menten Michaelis devient:

$$R = - \frac{d(NH_4^+)}{dt} = K \cdot X \cdot \frac{TAC}{TAC + K_{TAC}}$$

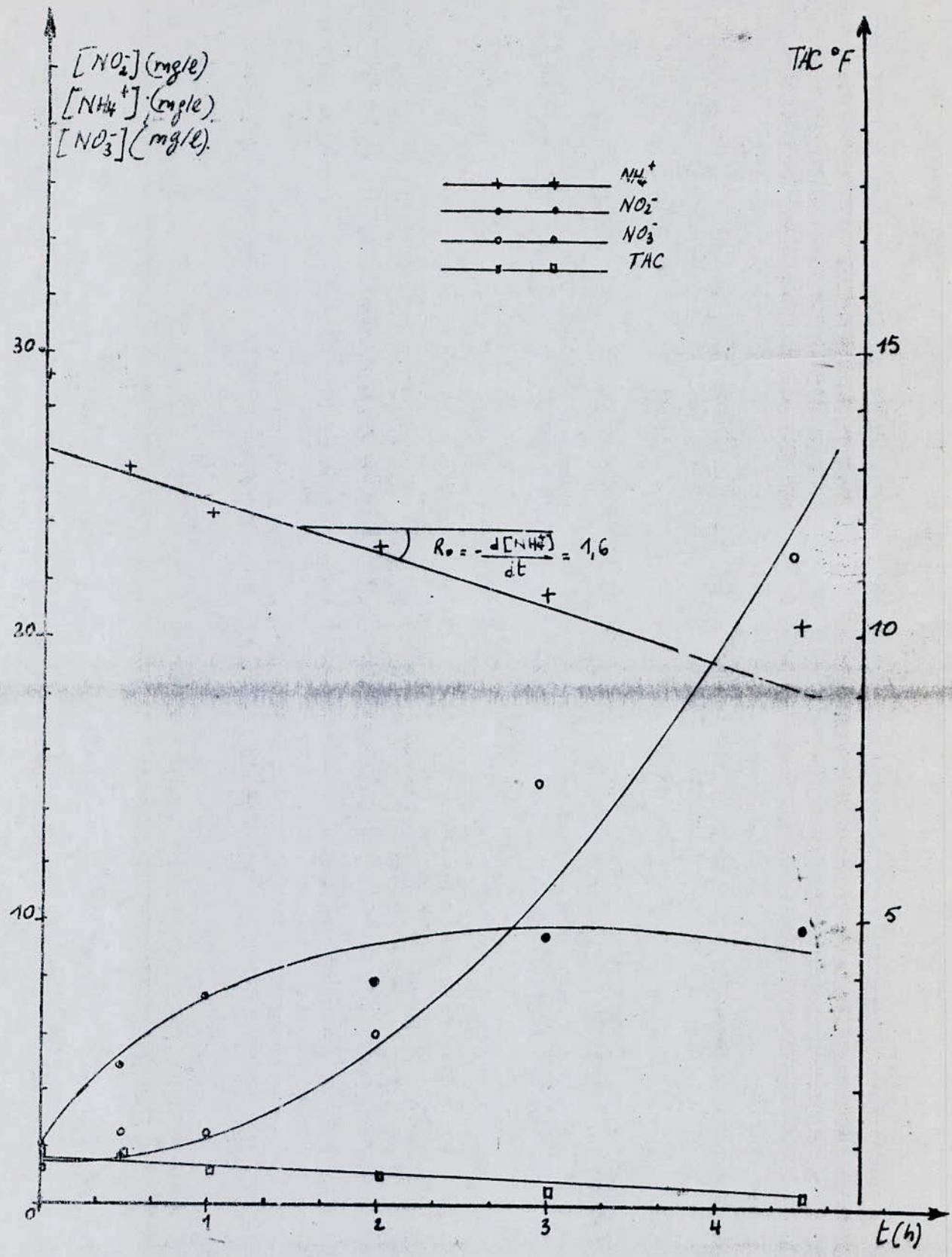
avec : X : quantité de MVS par litre.

K : constante de vitesse.

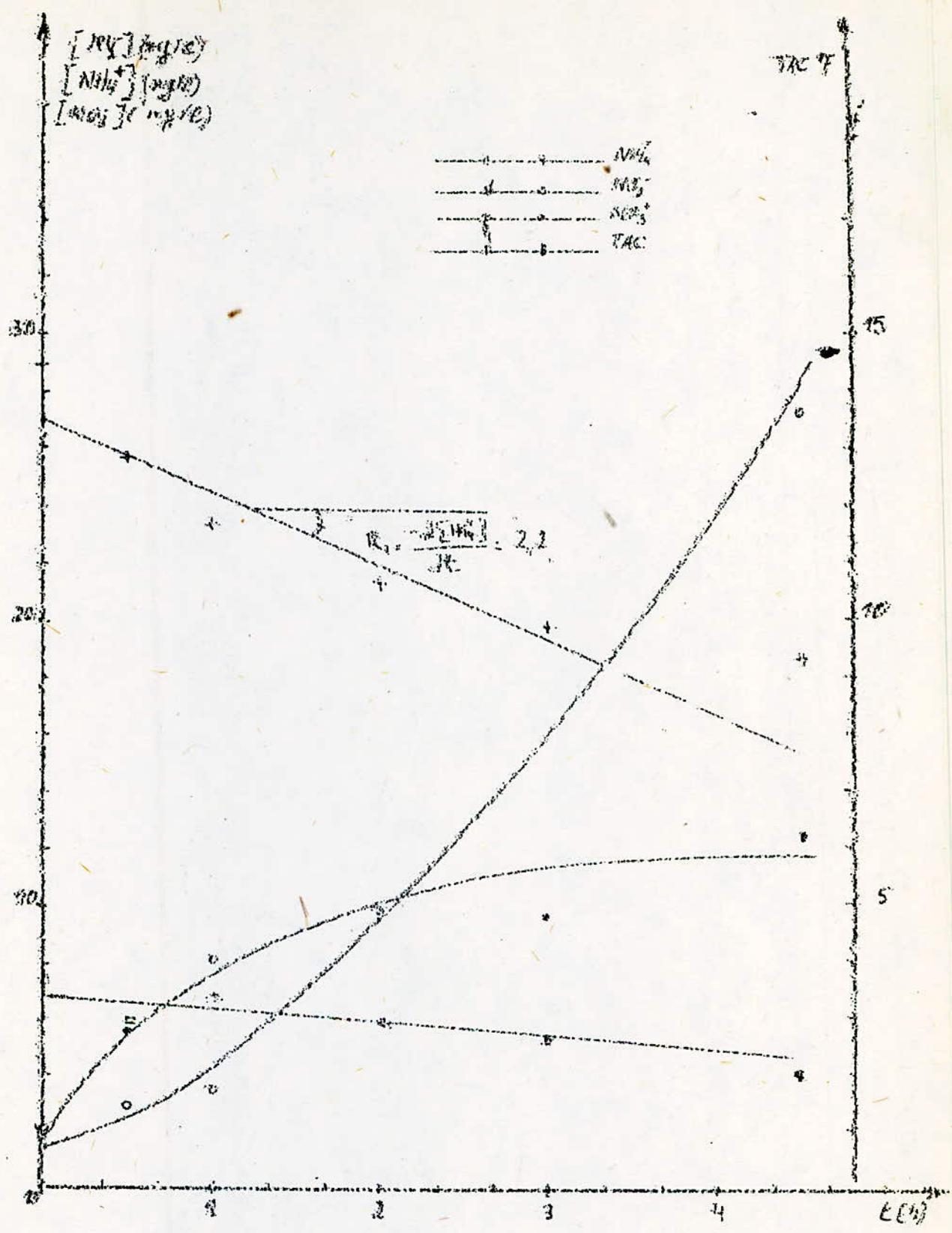
En portant $\frac{I}{r}$ en fonction de $\frac{1}{TAC}$. On obtient une droite (graphe N° 45), de pente K_{TAC} et d'ordonné à l'origine $1/K$

la relation obtenue pour une fourchette de TAC entre

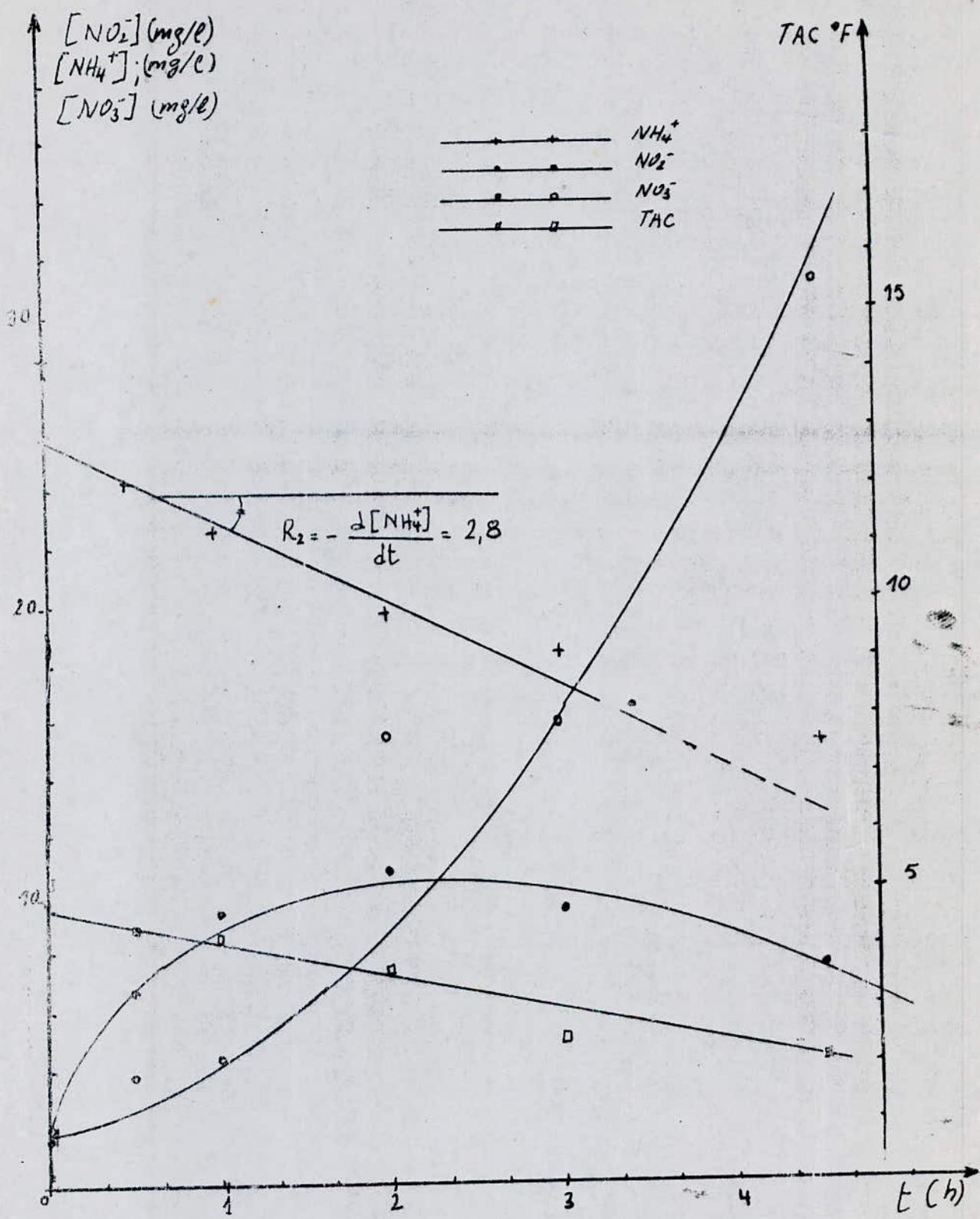
$$(0,9 - 11) \text{ est: } r = 5,52 \frac{TAC}{3,8I + TAC}.$$



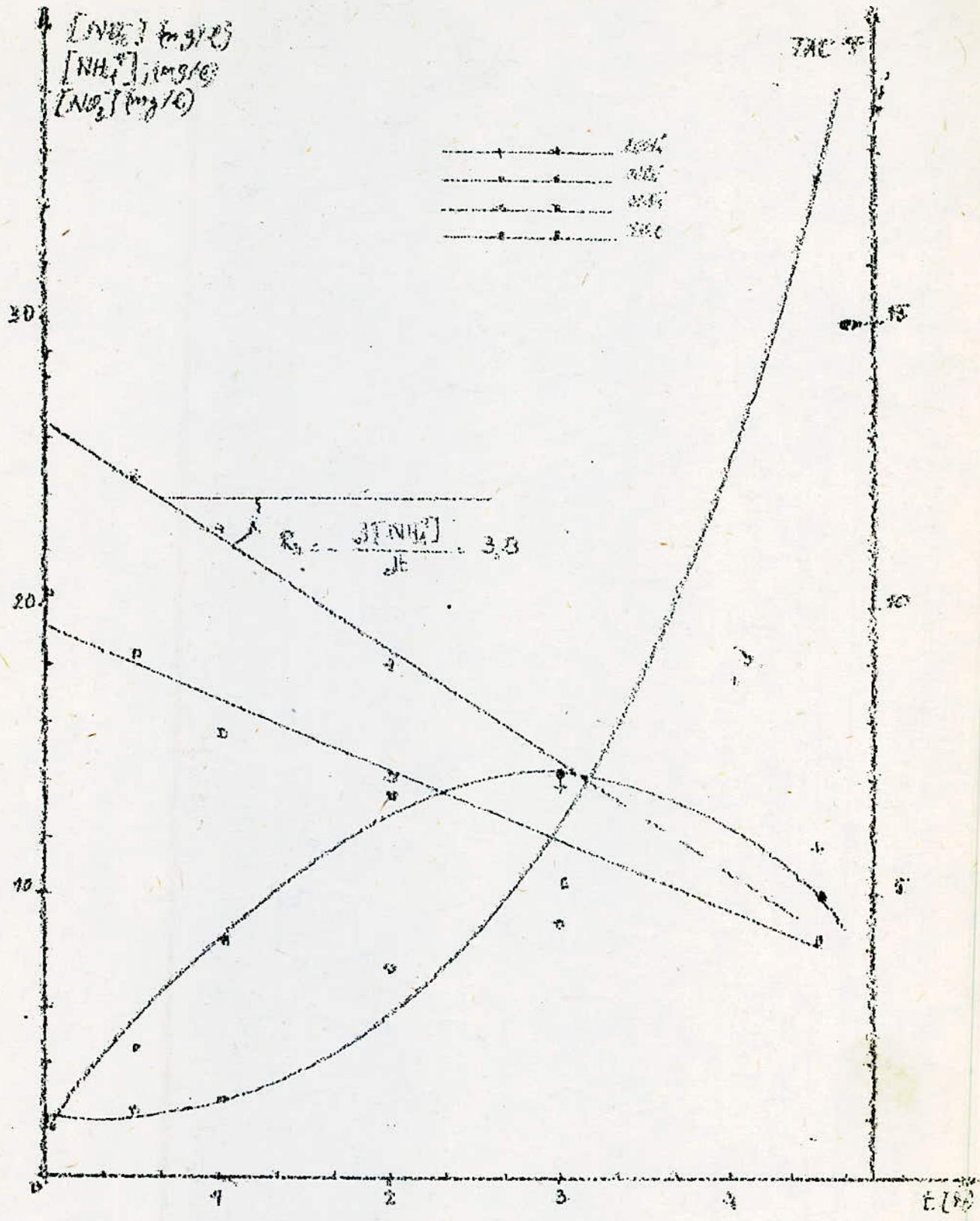
Graphe N°10: - Courbes de la cinétique de nitrification à TAC = 0°F



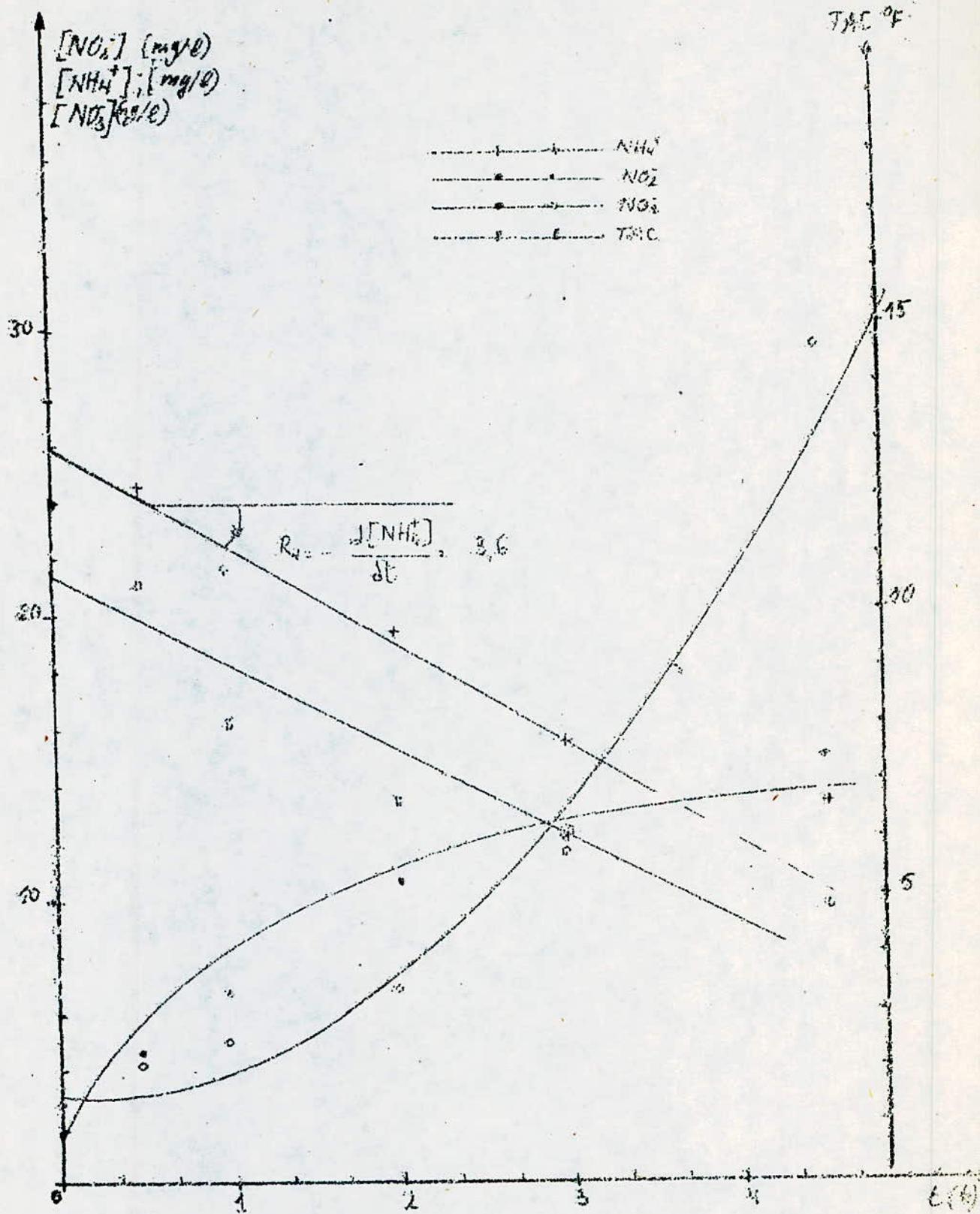
Graphique N°14. Courbes de la cinétique de nitrification à TAC = 3°F



Graph N°12. Courbes de la Cinétique de nitrification à TAC = 5°F



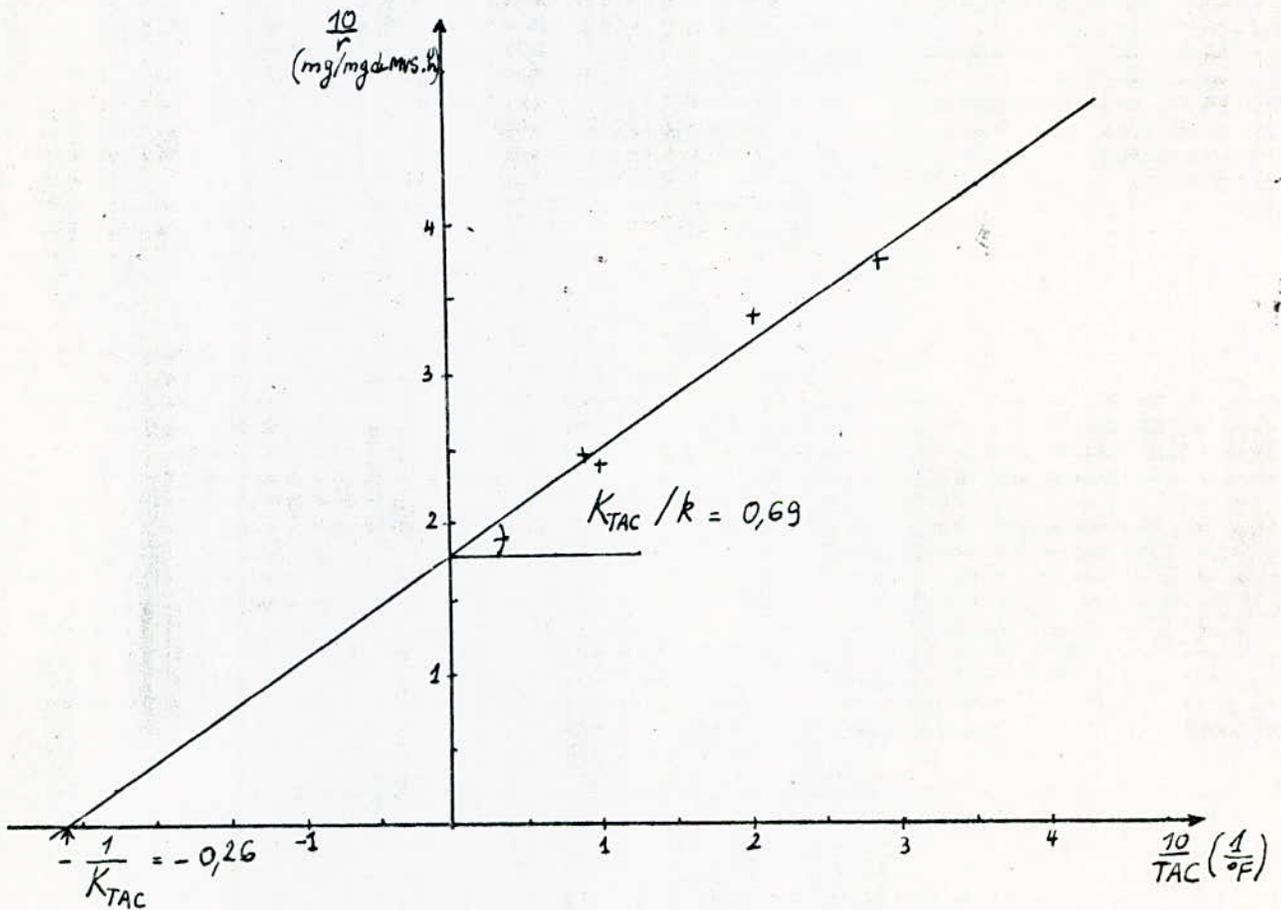
Graph 114: Curves de la Cinétique de nitrification à TAC = 50°F



Graph N°14. Courbes de la Cinétique de nitrification à TAC = 12°F

Tableau N°14: - Resultats experimentales de la cinétique de nitrification.

N° du b�cher variables.	1	2	3	4	5
R (mg/l/h)	1,6	2,2	2,8	3,8	3,6
X (g de mvs/l)	0,750	0,825	0,955	0,927	0,887
$r = \frac{R}{X}$	2,13	2,66	2,93	4,09	4,06
TAC (�F)	0,9	3,4	4,8	9,7	10,8
$\frac{1}{r}$	0,469	0,375	0,341	0,243	0,246
$\frac{1}{TAC}$	1,111	0,294	0,208	0,103	0,092



Graph N°15: - Linearisation de la formule de Monod

== CONCLUSION ET RECOMMANDATION ==

La compréhension des systèmes complexes dans lesquels différentes populations bactériennes doivent collaborer pour réaliser les réactions d'hydrolyse, d'oxydation et de réduction nécessaires à l'élimination complète de l'azote contenu dans les eaux synthétiques ou résiduaires, ne peut être acquise que par l'étude séparée de chacun de ces mécanismes et par l'analyse éclairée des résultats obtenus sur les différents travaux sur ce thème.

De nombreux facteurs n'ont pu être pris en compte lors de cette étude et pourraient expliquer certains phénomènes observés.

L'observation de la taille du floc, en particulier, pourrait expliquer pourquoi, dans certains cas seulement, la dénitrification est possible en présence d'oxygène dissous dans l'eau.

Dans l'état actuel de la législation des pays de la C.E.E et compte tenu de son évolution probable, il semble que l'élimination de l'azote par les procédés biologiques devrait être amenée à se développer de plus en plus. Le procédé par boues activées avec zone anoxique permettra de répondre aux nouvelles normes portant sur l'azote.

Grâce aux résultats obtenus lors de notre étude nous avons acquis que le procédé à boues activées est économique et peut donner un traitement efficace concernant l'azote.

Nous recommandons un traitement des phosphates en sortie des processus nitrification des nitrification et un dimensionnement du pilote.

ANNEXE 1

Dosage de l'azote Ammoniacal, methode spectrophotometrique au reactif de Nessler.

Principe:

Addition à l'échantion de tartrate double de sodium et de potassiom qui a principalement ,pour role d'éviter la formation ulteriere d'un louche du à l'interference du calcium et du magnesium eventuellement present. Reaction en presence d'hydroxyde de potacium ou de sodium , entre le reactif de nessler est les ions NH4+ avec formation d'un compose de coloration variant du rouge orange au brun.

Mesure spectrophotometrique à une longueur d'onde voisine à 420nm de la coloration obtenue.

Reactifs:

-Reactif de nessler:

Traiter une solution de 50grs d'iodure de potassium dans 35ml d'eau par une solution saturée de chlorure de mercure jusqu'à ce qu'un precipite subsiste .Ajouter ensuite 400ml de solution d'hydroxyde de ~~potas~~ sodium 0N, Diluer la solution à 1000ml. laisser reposer et decompter.

Tartrate double de potassium et de sodium , solution concentrée dissoudre 500grs de tartrate double de potassium et de sodium dans 1000ml d'eau chaude .

Après refroidissement ajouter 50ml de reactif de nessler laisser reposer 2 jours et filtrer.

Azote ammoniacal: solution etalon à 10mgs de NH4+ au litre .Dissoudre 297mgs de chlorure d'ammonium dans de l'eau et amener à 1000ml. Diluer au dixeme la solution obtenue.

Mode operatoire:

prise d'essai : prelever 50ml de l'échantillon si sa teneur en NH4+ est inférieure à 5mgs/l . Si ce n'est le cas, prelever un volume plus petit et ajuster à 50ml de l'eau

Courbe d'etalonnage:

Dans une serie de fioles jaugées de 50ml, introduire:

0 1 2 5 10 15 20 25 ml de solution etalon d'azote ammoniacal correspondant à : 0 10 20 50 100 200 250 mg de NH4+. Completer au volume de 50mg avec de l'eau et ajouter 2ml de tartrate. Melanger, ajouter 2ml de reactif de Nessler et melanger à nouveau.

Attendre 10mn et effectuer les mesures spectrophotometrique à la longueur d'onde de 420nm.

Expression des resultats:

Déduire dela courbe d'étallonnage la teneur en azotea ammoniacal de l'échanti et l'exprimer en MG de NH4+ par litre.

Dosage des nitritesPrincipe:

Diazotation de la sulfanilamide par les nitrites, en presence de dichlorure de N-(1-naphthyle)- ethylene-diamine.

Mesure spectrophotometrique à une longueur d'onde voisine de 537nm de la coloration du complexe rose fermé.

Reactifs:

- Reactif de diazotation :

A 800 ml d'eau, ajouter 100ml d'acide orthophosphorique concentré, puis 40 grs de sulfanilamide. Laisser dissoudre puis ajouter 2 grs de dichlorure de N-(1-Naphtyl)-ethylene-diamine.

Agiter jusqu'a dissolution complete et ajuster à 1000ml avec de l'eau.

Cette solution conserver dans un flacon brun au refrigerateur est stable plusieurs mois .

*solution étalon de nitrite à 1 grs de NO₂⁻ par litre , peser 150 mg de nitrite de sodium , les dissoudre dans de l'eau et ajuster à 1000ml. La solution mère ainsi obtenue est une solution à 100 grs de NO₂⁻ par litre.

Diluer au centieme cette solution mère.

Mode operatoire:

-prise d'essai: si l'échantillon contient moins de 1 grs de NO₂⁻ par litre introduire 50 ml de l'échantillon si l'échantillon contient plus de 1 mg de NO₂⁻ par litre diminuer la prise d'essai et ajuster à 50 ml avec de l'eau.

-Courbe d'étalonnage: Introduire dans les fioles jaugées de 50 ml respectivement à : 0 - 1 - 2 - 5 - 10 - 20 - 30 - 40 - 50 ml de la solution étalon correspondant à : 0 - 1 - 2 - 5 - 10 - 20 - 30 - 40 - 50 mgs de NO₂⁻ .

Compléter si necessaire au volume avec de l'eau et homogénéiser . Dans chaque fiole ajouter 1 ml de reactif de diazotation et homogénéiser. Attendre 10 mn et effectuer les mesures photométriques au maximum de la courbe d'absorption (généralement voisin de 537 nm. Apres avoir régler l'appareil au zero par rapport à l'eau.

Expression des resultats:

Deduire de la courbe d'étalonnage la teneur en nitrates de l'échantillon et l'exprimer en Mg de NO₂⁻ par litre.

Dosage des Nitrates.

Principe: Réaction des nitrates avec l'acide salicylique par addition à l'échantillon de salicylate de sodium et d'acide sulfurique. Le dérivé obtenu donne en présence d'ammoniaque une coloration jaune.
Mesure spectrophotométrique à une longueur d'onde voisine de 415 nm de cette coloration.

Réactifs:

- Acide sulfurique $d = 1,84$ g/ml
- Acide acétique .
- Ammoniacue $d = 0,90$ g/ml
- Salicylate de sodium, solution à 10 g /L préparer chaque jour.
- Azoture de sodium solution à 5 g /l
- Solution étalon de nitrates à 5 mg de NO_3 - par litre
dissoudre 163,05 mg de nitrates de potassium dans 1000 ml d'eau.
diluer au vingtième cette solution mère.

Mode opératoire:

-Prise d'essai: Si l'échantillon contient moins de 1 mg de NO_3 - par litre, prélever une prise d'essai de 25 ml .
Si l'échantillon contient plus de 5 mg de NO_3 - par litre procéder immédiatement avant le dosage à une dilution.

-Courbe d'étalonnage:

Introduire dans une série de capsules en verre respectivement 0 1 2 3 4 5 ml de solution de nitrates correspondant à

0 5 10 15 20 25 mg de nitrates.

Ajouter dans chaque capsule 0,2 ml d'acide acétique attendre 5 mn puis faire évaporer à sec. Ajouter ensuite 1 ml de solution de salicylate de sodium, homogénéiser et faire à nouveau évaporer à sec.

Laisser refroidir en dessiccateur ajouter dans chaque capsule 1 ml d'acide sulfurique. Attendre 10 mn. Ajouter dans chaque capsule 10 ml d'eau et 10 ml d'ammoniacue. Ajuster à 25 ml avec l'eau.

Effectuer les mesures photométrique au maximum de la courbe d'absorption (Longueur d'ondes généralement voisine de 415 nm)

Après avoir régler l'appareil au zéro d'absorbance par rapport à l'eau.

Expression des résultats:

Déduire de la courbe d'étalonnage, la teneur en nitrates de l'échantillon et l'exprimer en milligrammes de NO_3 - par litre.

Dosage des orthophosphates.

Principe :

Orthophosphate donne avec le molybdate au milieu d'acide, un acide molybdophosphorique qui est réduit par (Sn cl 2) le chlorure stanneux, en acide aminoraphtholosulphonique et donne une coloration bleue avec un large maximum d'absorption entre 500 et 750 nm.

Réactifs:

-Réactif de molybdate :

traiter 25 g de paramolybdate d'ammonium dans 175 ml d'eau. Par une solution de 200 ml d'acide sulfurique concentrée dans 400 ml d'eau, après refroidissement et compléter à 1.000 ml avec l'eau.

-Réducteur:

Dissoudre 2,5 g de chlorure stanneux dans 100 ml de glycérine dans un bain marie.

-Solution étalon à 5 mg de PO₄ par litre.

Dissoudre 3,58 mg de KH₂PO₄ dans 500 ml d'eau, stabiliser avec 0,2 ml d'acide sulfurique concentré.

-Neutralisateur: Les échantillons sont neutralisés avec un mélange des acides : 300 ml d'acide sulfurique dans 600 ml d'eau et 4 ml d'acide nitrique concentré et compléter à 1.000 ml.

Mode opératoire:

-Prise d'essai: Si la teneur de l'échantillon en PO₄³⁻ est inférieure à 5 mg par litre, prélever une prise d'essai de 50 ml. si ce n'est pas le cas, prélever un volume plus petit.

-Courbe d'étalonnage: Introduire dans une série de fioles jaugées de 50 ml 0 5 10 15 25 30 40 50 ml de la solution d'orthophosphates correspondant à 0 0,5 1 1,5 2,5 3 4 5 compléter au volume de 50 ml avec de l'eau et ajouter 2 ml de molybdate mélanger. Ajouter 5 gouttes de réducteur et mélanger de nouveau.

Attendre 10 mn et effectuer les mesures spectrophotométriques à la longueur d'onde de 660 nm.

Expression des résultats: Déduire de la courbe d'étalonnage la teneur de PO₄³⁻ de l'échantillon et l'exprimer en milligrammes de PO₄³⁻ par litre.

Demande chimique en oxygene (DCO)

Principe: La mesure correspond à une estimation des matières oxydables présentes dans l'eau, quelle que soit leur origine organique ou minérale.
 méthode par le dichromate de potassium

Reactifs

- eau distillée
- sulfate d'Argent mélangé avec H₂SO₄ concentré.
- Solution de sulfate de fer et d'ammonium 0,25N.
- Sulfate de mercure cristallisé.
- Dichromate de potassium (solution à 0,25N)
- Solution de ferroïne.

Mode Operatoire:

On introduit 20ml d'eau à analyser dans un ballon de 500 ml on ajoute 0,5g de sulfate de mercure. on chauffe, si nécessaire jusqu'à parfaite dilution. on ajoute 12,5ml de solution de dichromate de potassium 0,25N et 35ml de solution d'acide sulfurique et de sulfate d'argent, on porte l'ensemble à ébullition pendant 2h sous refroidissant à reflux adapté au ballon.

On laisse refroidir, on dilue à 200ml avec de l'eau distillée on ajoute quelques gouttes de solution de ferroïne. on détermine la quantité nécessaire de sulfate de fer et d'Ammonium pour observer un virage rouge.

On procède aux mêmes opérations sur un échantillon d'eau distillée prise comme référence.

expression des résultats: la demande chimique en oxygene (DCO) exprimée en mg D'O₂/l est égale à:

$$\frac{8000(V_0 - V_1)T}{V}$$

avec:

V₀(ml): volume de sulfate de fer et d'ammonium nécessaire au dosage.

V₁(ml): volume de sulfate de fer et d'ammonium nécessaire à l'essai à blanc.

V(ml): volume de la prise d'essai.

T : Titre de la solution de sulfate de fer et d'Ammonium.

Détermination de l'Alcalinité,
(titre alcalimétrique complet .)

Principe:

Détermination des volumes successives d'acide fort en solution diluée nécessaires pour neutraliser, aux niveaux de PH 8,3 et 4,3. Le volume d'eau à analyser. La première détermination sert à calculer le titre alcalimétrique (TA), la 2^e à calculer le titre alcalimétrique complet (TAC).

Reactif:

Acide sulfurique ou chlorhydrique solution titrée 0,04N.

Mode opératoire:-prise d'essai:

Si le titre alcalimétrique complet est inférieur à 10 mé/l, prélever une prise d'essai de 100ml.

Si le titre alcalimétrique complet est supérieur à 10 mé/l, prélever un volume plus petit.

-Détermination du titre Alcalimétrique complet:

Placer la prise d'essai dans un becher de volume suffisant, ajuster éventuellement à 100 ml avec de l'eau distillée verser lentement l'acide dans le becher à l'aide d'une burette graduée, en agitant constamment jusqu'à PH 4,3. Noter le volume V1 lu à la burette.

Expression des résultats:

Le titre Alcalimétrique complet (TAC), exprimé en milli-équivalent par litre est donné par l'expression:

$$TAC = \frac{V1 \times N \times 1000}{V}$$

V: est le volume en millilitres de la prise d'essai,

V1: est le volume d'acide en millilitres lu à la burette,

N: est la normalité de la solution acide.

Annexe: 7

Dosage de l'oxygène dissous

Méthodes de Winkler

Principe:

Précipitation dans l'eau de l'hydroxyde de manganèse qui absorbe complètement l'oxygène présent pour former de l'hydroxyde manganique celui-ci sous l'action de l'acide chlorhydrique, donne du chlorure manganique qui libère de l'iodure de potassium.

Réactifs:

- Solution de soude et d'iodure de potassium.
- Solution de chlorure de manganèse.
- Acide chlorhydrique 25%.
- Acide phosphorique 25%.
- Solution de thiosulfate de sodium N/100.
- Empois d'amidon.

Mode Opératoire:

Remplir complètement d'eau un flacon de 250 ml muni d'un bouchon. Laisser s'écouler pendant un certain temps en la faisant arriver au fond du flacon.

Introduire tout près du fond avec une pipette 2 ml de chlorure de manganèse, ajouter 2 ml de soude - Iodure de potassium, boucher soigneusement le flacon, retourner vivement le flacon à plusieurs reprises et laisser déposer le précipité formé. Ajouter ensuite 1 ml d'acide chlorhydrique et agiter. Transvaser la solution dans un béccher, ajouter quelques gouttes d'empois d'amidon et titrer avec la solution de thiosulfate de sodium N/100 jusqu'à la décoloration complète.

Expression des résultats:

La concentration d'oxygène est calculée comme suit:

$$C_{O_2} = 0,8116 \cdot F \cdot V \text{ (mg } O_2/1 \text{) .}$$

V : Volume de titration.

F : Facteur ou titre de thiosulfate de sodium.

Bibliographie des annexes:

- Standards methods for the examination of water and wastewater. 13^e ed pub, Amer. Public Health Ass. New - York 1971. (P.04)

- J. Rodier L'analyse de l'eau
7^e éd. Dunod Paris 1984 DCO, oxygène dissous.
- AFNOR (NFT 90 - 012) dosage des nitrites
- AFNOR (NFT 90 - 013) dosage des nitrites
- AFNOR (NFT 90 -) dosage de l'ammonium
- AFNOR (NFT 90 - C36) T.A.C

Tableau N°4 variations des paramètres mesurés en culture des bactéries nitrifiantes

Concentration Date	[NH ₄ ⁺] mg/l	[NO ₂ ⁻] mg/l	[PO ₄ ³⁻] mg/l	pH	T° C	[NO ₃ ⁻] mg/l
27. 10. 87	1537	0,87	1307	7,9	/	/
28. 10. 87 ***	930	54	950	8	/	/
2. 11. 87 **	1150	19	805	7,8	/	/
3. 11. 87 *	230	440	1230	6,5	/	/
5. 11. 87 *	190	162	975	6,3	25	/
7. 11. 87 *	192	575	575	6,3	25	/
8. 11. 87	105	525	735	8	22	/
9. 11. 87 *	67	675	569	6,4	22	/
10. 11. 87	19	725	668	6	20	/

*** le volume du milieu renouvelé est 6 litres avec 2 [NH₄⁺].
 ** " " " " " " " 2 " " 2 [NH₄⁺].
 * " " " " " " " 2 " " 1 [NH₄⁺].

Tableau N°6: variations des paramètres mesurés durant l'adaptation des bactéries nitrifiantes

Concentration Date	[NH ₄] mg/l	[NO ₂] mg/l	[NO ₃] mg/l	[PO ₄] mg/l	pH	t °C
12-11-87	22,6	31,54	3,25	48,36	8,7	21
14-11-87	14,0	45,01	3,52	39,07	8,2	20
15-11-87	10,2	93,16	2,33	34,15	8,3	21
16-11-87	7,8	55,01	1,39	36,20	8,2	20
17-11-87	9	27,45	3,40	19,97	8,2	20
18-11-87	6,2	40,82	3,17	16,73	8,2	20
19-11-87	5,6	133,53	6,52	5,21	8,2	20
21-11-87	5	105,11	8,21	3,56	8,3	18
22-11-87	6,2	116,72	10,35	4,38	/	18
23-11-87	5,6	9,04	16,92	2,54	/	17
24-11-87	5,2	43,86	9,20	6,22	/	17
25-11-87	3	21,57	27,57	3,18	/	14
26-11-87	2,8	18,30	17,20	4,13	/	15
28-11-87	1,2	6,59	33,25	2,89	/	14

Tableau N°7: variations des paramètres mesurés durant
l'adaptation des bactéries dénitrifiantes

Concentration Date	[NO ₂] mg/l	[NO ₃] mg/l	[PO ₄] mg/l	TC
21-11-87	1,92	60,71	53,25	18
23-11-87	32,92	57,72	4,07	18
24-11-87	33,59	52,44	14,08	14
25-11-87	14,59	43,97	10,72	14
26-11-87	12,26	09 < 1	6,69	15
28-11-87	13,17	06 < 1	8,5	11

Tableau N°8. variations des paramètres, mesurés durant la nitrification-dénitrification.

Concentration Date	ALIMENTATION					NITRIFICATION (sortie)					DENITRIFICATION (Sortie)				
	[NH ₄ ⁺] mg/l	[NO ₂ ⁻] mg/l	[NO ₃ ⁻] mg/l	[PO ₄ ³⁻] mg/l	[NH ₄ ⁺] mg/l	[NO ₂ ⁻] mg/l	[NO ₃ ⁻] mg/l	[PO ₄ ³⁻] mg/l	O ₂ dissous mg/l	DCO mg/l	[NO ₂ ⁻] mg/l	[NO ₃ ⁻] mg/l	[PO ₄ ³⁻] mg/l	O ₂ dissous mg/l	DCO mg/l
28/11	-				1,8	5,00	69,20	6,01	2,9	/	1,50	<1	5,52	0,2	/
30/11	-				3,2	3,36	57,23	7,50	/	591	6,65	13,73	7,02	/	360
1/12	-				1,6	0,41	28,16	6,56	1,9	576	4,32	32,55	13,19	0,5	264
2/12	-				1,4	0,25	19,60	3,51	/	523	1,25	34,54	15,83	/	192
3/12	-				1,2	0,12	5,89	2,07	2,4	486	0,39	5,90	4,19	0,6	88
5/12	-				1,2	0,24	17,87	7,79	/	/	0,90	2,80	7,68	/	/
6/12	25,3	<<1	5,01	3,42	1,8	0,34	33,42	5,01	/	376	0,78	<1	10,61	/	176
7/12	24,7	<<1	3,51	2,09	1,2	0,80	27,19	2,66	2,3	/	0,85	<1	5,10	0,3	/
8/12	23,8	<<1	4,32	1,95	0,6	0,97	43,52	5,21	/	152	1,53	<1	13,21	/	129
9/12	25,4	<<1	4,26	2,50	0,8	1,21	57,51	3,35	/	84	1,03	<1	10,18	/	56
10/12	22,3	<<1	3,05	3,20	0,6	1,07	53,10	1,25	1,8	/	<<1	<1	3,75	0,2	/
12/12	25,6	<<1	4,11	4,04	1,0	0,92	43,29	2,41	/	/	<<1	<1	5,81	/	/
13/12	24,7	<<1	2,30	2,30	0,8	0,97	56,51	2,04	1,7	/	0,96	<1	6,02	0,2	/

Tableau N°9: résultats de la cinétique de nitrification à 0°F

concentration Temps (h)	[NH ₄ ⁺] mg/l	[NO ₂ ⁻] mg/l	[NO ₃ ⁻] mg/l	[PO ₄ ³⁻] mg/l	pH	TAC °F
0	28,9	2,03	1,21	15,23	7,6	0,93
0,5	25,8	4,70	2,47	14,57	7,1	0,80
1	24,2	7,21	2,26	16,25	7,0	0,75
2	23,1	7,72	5,79	17,03	6,7	0,32
3	21,6	9,34	14,53	18,86	6,5	0,31
4,5	22,6	9,90	22,65	17,94	6,4	0,25

3

Tableau N°10: résultats de la cinétique de nitrification à 3°F

concentration Temps (h)	[NH ₄ ⁺] mg/l	[NO ₂ ⁻] mg/l	[NO ₃ ⁻] mg/l	[PO ₄ ³⁻] mg/l	pH	TAC °F
0	29,1	2,24	1,62	15,16	7,9	3,67
0,5	25,8	5,56	3,10	13,92	7,6	3,1
1	23,4	8,16	3,71	11,46	7,7	3,5
2	21,4	9,45	10,07	8,99	7,3	3,1
3	19,8	9,65	18,86	12,86	6,6	2,8
4,5	18,8	12,35	27,41	13,02	6,4	2,1

Tableau N° 11: résultats de la cinétique de nitrification à 5°F

concentration Temps (h)	$[NH_4^+]$ mg/l	$[NO_2^-]$ mg/l	$[NO_3^-]$ mg/l	$[PO_4^{3-}]$ mg/l	pH	TAC °F
0	28,5	2,04	1,57	14,8	7,7	5,42
0,5	24,3	6,79	3,75	13,62	7,5	4,4
1	22,6	9,44	4,48	12,61	7,4	4,1
2	19,5	10,88	15,60	10,03	6,8	3,7
3	18,4	9,54	16,01	15,75	6,5	2,5
4,5	15,1	7,65	39,28	13,45	6,1	2,3

Tableau N° 12: résultats de la cinétique de nitrification à 10°F

concentration Temps (h)	$[NH_4^+]$ mg/l	$[NO_2^-]$ mg/l	$[NO_3^-]$ mg/l	$[PO_4^{3-}]$ mg/l	pH	TAC °F
0	29,0	1,69	1,86	16,03	7,8	10,22
0,5	24,6	4,64	2,41	14,75	7,5	9,3
1	22,8	8,50	4,78	15,48	7,4	7,9
2	18,0	13,43	7,50	14,36	6,6	7
3	13,7	14,32	9,07	12,72	6,3	5,1
4,5	11,6	11,92	34,94	12,66	6,2	4,3

Tableau N° 13: résultats de la cinétique de nitrification à 12°F

concentration Temps	[NH ₄ ⁺] mg/l	[NO ₂] mg/l	[NO ₃] mg/l	[PO ₄ ³⁻] mg/l	pH	TAC °F
0	27,5	1,92	2,85	15,02	7,8	12,04
0,5	24,4	4,61	4,20	16,73	7,6	10,6
1	21,5	6,86	5,03	14,89	7,6	8,1
2	19,3	10,61	6,92	15,42	6,9	6,4
3	15,5	12,19	11,64	13,77	6,7	6,1
4,5	13,4	14,76	29,38	13,60	7,1	4,9

1 BEB J. BEBIN

- Origine des pollutions azotées dans les eaux superficielles et les eaux usées développements récents des procédés permettant l'élimination de ces nuisances : AOUT - SEPT - 76. T.S.M. L'eau n°8.9 P : 347-362

2 BEN

- H Benmoussa G.MARTIN F. TONNARD . Y RICHARD et A. LEBRINCE
inhibition study of the nitrification by organic compounds .
water Research vol 20, n°12.P.1465-1470.1986 printed great Britain.

3 BEN

- J.P Benneton :
Eutrophisation des plans d'eau inventaires des principales sources
de substances nutritives azotées et phosphores. Etude bibliographique
La tribune cebedeau . Eau pollution environnement janvier 86.P.16.à.26

4 BER

- G.Bertru
l'eutrophisation des eaux et ses conséquences sur les traitements
1) Les phénomènes d'eutrophisation
T.S.M L'eau page 263:264 Juin 85 n°05

5 BLE

- G. Blecom M. Gillet - G.Martin - JM. Philipot.
Autotrophic denitrification process by thiobacillus denitrificans on
sulfur maerl.
Revue Française des sciences de l'eau, 2 (1983) 267 - 271.

6 BOU

- P. Boutin ; A. Vachon; J.P Bechac; B. Lopez.
mesure de la capacité d'oxygénation dans les stations de traitement
à boues activées en mélange intégral.
T. S.M L'eau ; Novembre 1975 n° 11 . P 493- 501

7 BRO

- P. Brouzes
Précis d'épuration biologique par boues activées Techniques + documenta-
tion PARIS 1977.

8 Car

- P.L MC Carty
Biological denitrification of waste waters by addition of organic material
proc 24 th industrial waste conférence west lagayette. Indiana. Purdu
university 1969.

9 CHA

10 CHA CHARACKLIS W.

- Fouling biolilm développement : A process analysis biotechnology and bioengineering , 23 - 1923 - 1960 (1980)

11 CHA M. CHARTRAIN , M. RIZET

- Isolement et caractérisation serologiques et physiologique de nitrobacter présent dans les installations de nitrification d'eaux potables et d'eaux usiduares TSM. L'eau mars 83.N°3 P89-94

12 COF I. COFMAN ANDERSON AND J. STEVINE

- Relative rates of nitric oxide and nitrous oxide production by nitrifiers. Denitrifiers and nitrate respirons vol 51 may 86.N° 5.P938-945 Applied and environmental microbiology by the AMERICAN society of microbiology.

13 DRA A.J DRAPEAU ; S. JANKOVIC

- manuel de microbiologie de l'environnement PMS GENEVE 1977

14 DRI CH.T DRISCOLL; J.J BISOGNI

- The use of sulfur and sulfide in packed bed reactors for autotrophic denitrification . P 569- 577 Journal of water pollution control Federation 1978, 50 N°3

15 ECAR F. EARNEST GLOYNA

- Bassins de stabilisation des eaux usées OMS GENEVE 1972

16 ECK W . W Eckenfelder

- Gestion des eaux usees, urbaines et industrielles technique et documentation lavoisier 1982

17 EDE F . EDELINE

- l'epuration biologique des eaux usiduares theories et technologies technique et documentation 1979

18 FAU G.M . FAUP ; M.PICARD

- Modelisation de la nitrification denitrification par boues activées avec zone anoxique en tête T.S.M L'eau Janvier 1982. N° 1 P. 35.41

19 FAU G.M FAUP

- Techniques et procedés délimination des produits azotés dans les eaux usées technique de l'eau et de l'assainissement . 1983 P.442 - 443 - N° 37 . 40.

- (20 FOC) D . D. FOCHT ET W . VERSTRACTE .
 Biological ecology of nitrification and denitrification
 advanced in microbial ecology . 1977 , vol 1 P . 135 - 214
- (21 GAI) A . GAID et G.R. MARTIN .
 Possibilité délimination de l'ammoniaque aux hautes concentrations
 contenues dans les eaux résiduaires industrielles.
 T.S.M. l'eau Février 1975 N°02 P.79 - 82.
- (22 CAI) A. GAID.
 Épuration biologique des eaux usées urbaines tome I et II
 Office des publications universitaires Alger 1984.
- (23 GAI) A. GAID, Le Cloirec P., G. MARTIN,
 Des exemples de systèmes de filtres biologiques utilisables en
 épuration des eaux usées urbaines.
 T.S.M. l'eau 77 N°05 P.251 - 257 1982.
- (24 GAI) A. GAID et G.R. MARTIN
 Conditions de nitrification et de dénitrification dans le cas
 d'eaux résiduaires peu chargées en azote (Moins de 100 mg/L)
 T.S.M. l'eau Janvier 1975 - P.39 N° 01
- (25 GOD) P. GODIM
 Les biotechnologies au service de l'environnement intérêt et
 limites. Biotutur Décembre 1984 - P.123 - 128 N° 30
- (26 GOM) C. GOMELLA
 Nitrification biologique, le point après 40 mois d'exploitation
 de l'usine de Rouen la Chapelle.
 T.S.M. l'eau 1980.
- (27 GOU) Gourgond, Hermann, J.P. Larpent et M. LARPENT
 Elements de microbiologie .
 Edition des sciences et des arts.
 Paris 1985.
- (28 HAR) J.E. HART, R. DEFORE, C. STEVEN, CHIESA.
 Activated sludge control for seasonal nitrification
 J.W.P.C.F. May 1986, Vol 58 N°05 P.358 - 363 USA.
- (29 IMH) IM . HAFF.
 Manuel de l'assainissement urbain.

- (30 JON) P.H. JONES, A.D. TADWALKAR AND C.L. HSU
Enhanced uptake of phosphorus by activated sludge,
effect of substrate addition.
- (31 KEN) M.S. KENNEDY, O. RICHARD MINES, JOANN SILVERSTEIN.
J. H. SHERRARD, A.S. WEBER.
Activated sludge.
J.W.P.C.F. P. 388 - 393 Vol 59 JUNE 1987.
- (32 LAB) P. LABOUREUR
La biodegradabilité et les procédés de dépollution biologique des effluents.
T.S.M. l'eau Février 1976 P.45 - 51 N° 02.
- (33 LAR) J.P. LARPENT, M. LARPENT, GOURGAND.
Memento technique de microbiologie technique et documentation Lavoisier.
PARIS 1975.
- (34 LEC) H. LECLERC, D. IZARD, MO. HUSSAN, P. WATTRE, E. JAKUBEZAK
Microbiologie générale
doin editeurs. PARIS 2^{ème} TIRAGE
- (35 LEW) Z. LEWANDOWSKI
Nitrification process in activated sludge with suspended marble particles
Water research . P. 535 Vol 19 N°04 1985.
- (36 LEW) Z. LEWANDOWSKI .
Behaviour of biological reactors in the presence of toxic compounds.
Water research. Vol 21 N°02 P.147 - 153 FEB 1987.
- (37 LIN) S.R. LINNE, C.STEVEN. CHIESA.
Operational variables affecting performance of the selector complete
mix activated sludge process.
J.W.P.C.F. Vol 50 JULY 87 P. 716 - 721
- (38 LOV) D. LOVET, B. KAVANAGH et L. HERBERT
Effect of sludge age and substrate composition on the settling
and dewatering characteristics of activated sludge.
Water research. Vol 17 N°11 1511 - 1515 1983.
- (39 MA) G. MARTIN ET J. BOUTOUX.
La dénitrification
tribune de la pollution N° 457 34 P. 527 - 535 - 1981
liege Belgique.
- (40 MAR) G. MARTIN, C. LEBLANC, A. DEBOUCHAND.
Etude de la cinétique de la dénitrification biologique à l'aide

- (40 MAR) G. MARTIN ; C. le blanc ; A. Deboussand.
Etude de la cinétique de la dénitification Biologique à l'aide de l'éthanol.
Journal Français d'hydrologie 1977. 8 fasc 3 N° 24 P123-132
- (42 MAR) G. MARTIN .
Point sur l'épuration et le traitement des effluents (eau, air)
2-1 Bactériologie des milieux aquatiques volume 2.
Technique et documentation LAVOISIER Paris 1975.
- (42 MAU) J. MAURIN et R. Demillac.
Nitrates et eaux potables. La station pilote de dénitification de Elisabeth
ville. TSM. l'eau N° 3 P146 Mars 1981.
- (43 MEI) F/ Meinck ; H. stoof et H. Kohlschustter.
Les eaux résiduaires industrielles.
Ed Masson Paris 1970.
- (44 MOR) H. MOREAUD et P. BILLE
L'élimination de l'azote dans les eaux usées.
T.S.M l'eau Avril 1979. P. 241-250 N° 4.
- (45 MOR) H. Moreaud.
L'élimination biologique de l'azote, Etude sur pilote semi-industriel.
T.S.M l'eau Oct 1976. P 435. N° 535. N° 10.
- (46 Par) J. Parotos ; Y. Richard
Dénitrification d'eau potable par cultures fixées mise en route de la station
de chateau laudon.
37 international conférence cebedeau-liège du 23-25 may 84.
- (47 PAV) G. Pavid et J. charpentier.
Un graphique pour l'utilisation optimale de l'énergie en liaison, avec l'élim-
ination de la pollution carbonée et azotée.
T.S.M. l'eau Février 84 N°2 P. 63 - 72.
- (48 Pes) P. PESSON.
La pollution des eaux continentales incidence sur les biocénoses aquatiques.
Bordas. Paris 1980 2eme édition.
- (49 Pic) M. Picard
Nitrification et dénitification des eaux résiduaires urbaines avec zone
d'anoxie.
TS.M. L'eau Mars 1980 P 131-134 N° 3)

- (50 PIC) F. PICHINOTY.
La reduction bacterienne des composes oxygenes mineraux de l'azote
Bulletin de l'Institut. PASTEUR PARIS 1983
- (51 PHI) J. M. PHILIPOT.
La denitrification des eaux par voie biologique
T.S.M. L'eau AVRIL 1982. N° 5 P.215- 225.
- (52 PHI) J. M. PHILIPOT. O.T.V.
La station de denitrification biologique DERAGNY .
37th international conference cebedau liege du 23 -25 MAI 1984
- (53PON) D. PONCELET; M. CONSTANT ; F. DEPAOLI; E.J. NYNS et H. NAVEAU
Morphologies et performances des boues en biomethanisation en lit
fluidise de cellules immobilisées sur micro-support.
37th international conference cebedau-liege FRANCE 23-25 MAI 1984
- (54 POT) M. POTH.
Denitrogen production from nitrite by a nitrosomonas isolate
P. 957-959. VOL 52. NOV1986 N°5.
Applied and environmental microbiology by the American society
for microbiology.
- (55ROQ) H. ROQUES et B. CAPDEVILLE.
Oxygenation des biomasses fixees utilisées en traitement biologique
des effluents.
37th international conference cebedau liege-from 23-25 MAI 1984.
- (56 ROQ) H. ROQUES .TOME 1et2
Fondements theoriques du traitement biologique. des eaux technique
et documentation 2^eedi 1980.
- (57 ROQ) J. ROQUE.
Les biotechnologies dans les traitements des eaux biofutur N°27
SEPT 1984 P. 35-43
mensuel EUROPEEN de biotechnologie.
- (58 RUJ) P. RUJOL.
La zone de contact , premiers resultats dans la lutte contre le
foisonnement des boues activées.
T.S.M. L'eau P.199-205. N°4 AVRIL 1982.

- (SHA 59) A. S. HAFKAT ; BE6 and M. MHASSAN.
Effects of inhibitors on nitrification in a packed bed.
Biological flou reactor.
Water reseach vol 21. N°2 FEBRIARY 1987 P.191.
- (60 SHA) B. SHARMA et A.C. AHBERT.
Nitrification and nitrogen removal.
Water research N°11. 1977. P.897-925.
- (61-STE) E.W. STEEL and terence. J. MC. GHEE.
Water supply and sewerage.
15ed. international student edition.
MC GRAW HILL international book campany 1984.
- (62 TAB) O. tabasaram; B. Hanish; W.R. Muller.
Cours d'assainissement urbain à l'universite des sciences
et des techniques d'ALGER.
2^{ème} ED. 1980 STUTTGART .
- (63 VAL) F. VALIRON.
La reutilisation des eaux usées.
Technique et documentation. Lavoisier. ED du BRGM 1983.
- (64 VAN) L. VANDEVENNE cebedeau.
Problemes lies à la modelisation et au dimensionnement de
l'epuration par lit bacterien aerobie.
37th international conference cebedeau-liege from -23-~~25~~-MAI 1984
- (65 VER) J. VERNEAU; J.P. VERGON; M. LARINIER.
Aspects ecologiques des travaux d'amenagement des cours d'eaux
orientations et principes generaux.
La nouille blanche N°2-3 P.127-132 1975
- (66 WEZ) C.T. WEZARNACK et J.J. GANNON.
Oxygen-Nitrogen relation ships in autotrophic nitrification.
Applied microbiology. P.1211-1215. N°15 1977
- (67 WIL) P.A. WILDERER; WARREN; L. JONES and U. DAN.
Competition in denitrification systems affectng reduction rate
and accumulation of nitrate.
Water research vol21- N°2 FEBRUARY87 P.239+245 GRAT BRITAIN.

