

2 5 0
7 6 E L

AGENCE FINANCIERE DE BASSIN SEINE-NORMANDIE

10-12, rue du Capitaine Ménard - 75732 Paris Cédex 15

ELIMINATION DES NITRATES DES EAUX POTABLES

RAPPORT DE SYNTHÈSE

Association Française pour l'Etude des Eaux

21, rue de Madrid - 75008 Paris

1976

250-76EL

250
76 EL

313

LIBRARY
International Reference Centre
for Community Water Supply

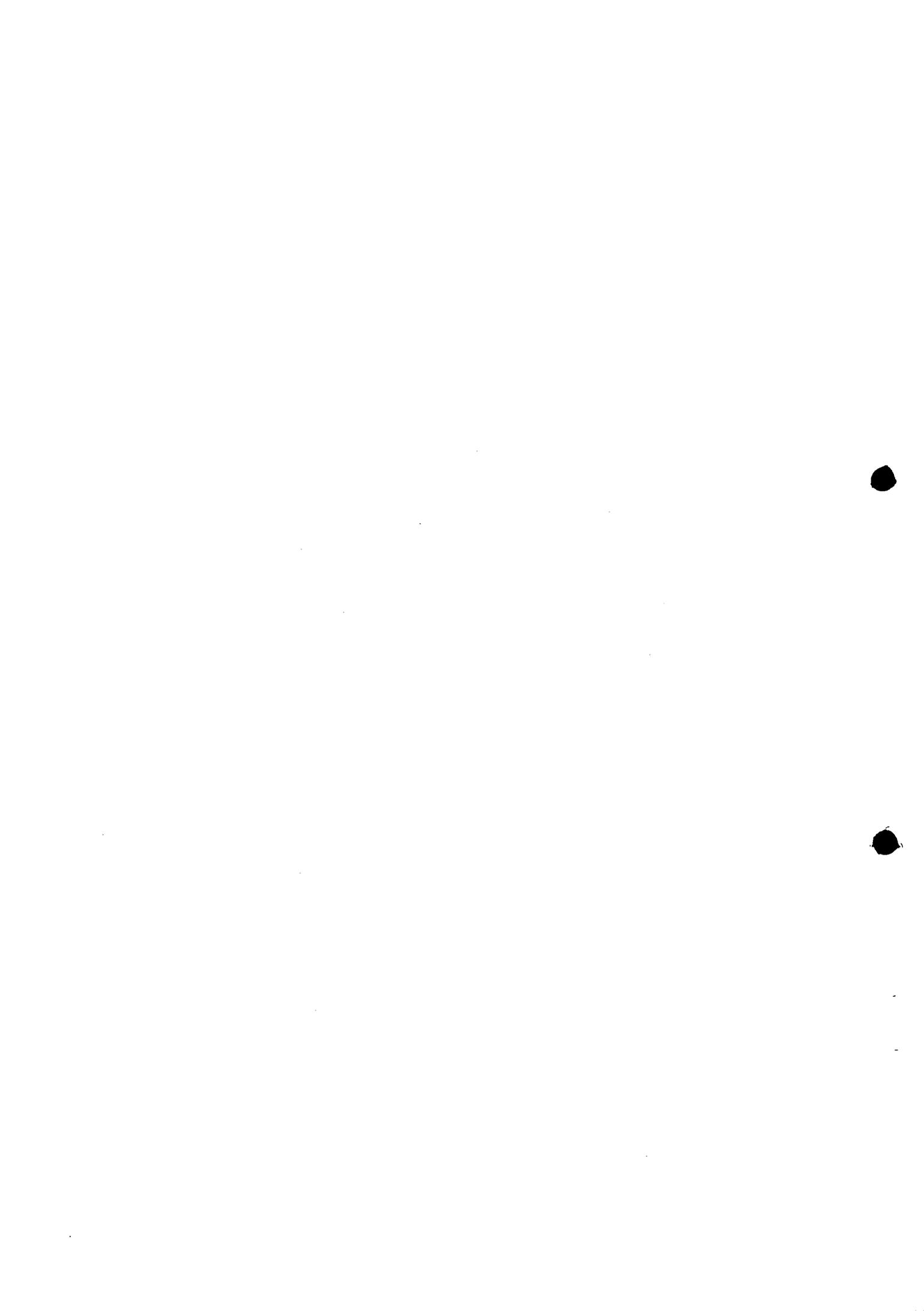
ELIMINATION DES NITRATES
DES EAUX POTABLES

réalisé par L. LEVESQUE



SOMMAIRE

	Pages
INTRODUCTION	i
<u>CHAPITRE I</u> : ORIGINES DES NITRATES DANS LES EAUX SOUTERRAINES	1
1 - Engrais chimiques	1
2 - Elevage. Engrais naturels	11
3 - Sylviculture	16
4 - Epandage d'eaux usées sur les sols	18
5 - Ordures ménagères	23
6 - Autres sources	25
Bibliographie	27
<u>CHAPITRE II</u> : TOXICITE DES NITRATES POUR L'HOMME	
1 - Aspects généraux de la méthémoglobinémie	35
2 - Pathogénie de la méthémoglobinémie	35
3 - Cas de méthémoglobinémie	37
4 - Traitement médical	38
5 - Nitrosamines	38
6 - Normes	40
Bibliographie	41
<u>CHAPITRE III</u> : POSSIBILITES DE TRAITEMENT POUR L'ELIMINATION DES FORMES AZOTÉES DANS L'EAU POTABLE	
1 - Nitrification - dénitrification biologiques	
A. Nitrification biologique (exemples pratiques)	43
B. Dénitrification biologique (exemples pratiques)	62
2 - Elimination de l'ammoniac par air-stripping (exemples pratiques)	88
3 - Elimination des nitrates par échange d'ions	
A. Résines cationiques (exemples pratiques)	102
B. Résines anioniques	109
4 - Chloration au break-point (exemples pratiques)	116
5 - Divers	
A. Dénitrification chimique à l'aide de fer	129
B. Osmose inverse	134
C. Lagunage	137
Bibliographie	145
CONCLUSION	155



CORRESPONDANCE UNITES ETRANGERES-UNITES FRANCAISES

1 foot (ft)	= 1 pied	= 0,305 mètres
1 square foot (sq.ft)	= 1 pied ²	= 0,0929 mètres ²
1 cubic foot (cu.ft)	= 1 pied ³	= 0,0283 mètres ³
1 mil	= 10 ⁻³ inch (pouce)	= 0,0254 mm
° F	= ° Fahrenheit	= 0,555(°F - 32) = °C
1 pound (lb)	= 1 livre	= 454 grammes
1 gallon per minute (gpm)	= 1 gallon par minute	= 3,79 l/mn
1 gallon per minute per square foot (gpm/sq.ft)	= 1 gallon par minute par pied carré	= 40,7 gpm/sq.ft = 1 l/mn/m ²

.oOo.

UNION
International Brotherhood of
Carpenters and Joiners



INTRODUCTION

La contamination des eaux souterraines par les nitrates ne semblait pas encore importante il y a quelques dizaines d'années. Mais, depuis 1960 environ, on a constaté en divers points du globe une augmentation parfois considérable des taux de nitrates dans les nappes. Ce type de pollution est le plus souvent localisé dans les zones agricoles.

Bien que le maximum de précautions soit apporté pour capter l'eau souterraine à une profondeur suffisante et à une distance respectable des zones de culture ou d'élevage, il n'en reste pas moins que la contamination des nappes souterraines par les nitrates pose à l'heure actuelle de sérieux problèmes, principalement du point de vue de l'hygiène publique, ceux-ci risquant de s'aggraver encore dans les années futures.

La présence des nitrates dans l'eau de consommation présente en effet de graves dangers pour l'homme, particulièrement pour les nourrissons qui peuvent souffrir de méthémoglobinémie, mais aussi pour les adultes qui peuvent être atteints de cancer de l'appareil digestif dû à la formation de nitrosamines.

Les nitrates présentent des dangers également pour le bétail. Ils peuvent être à l'origine d'avortements chez les bovins et d'intoxications mortelles chez les jeunes veaux.

Au niveau des industries, ils posent certains problèmes. Dans l'industrie alimentaire de la bière, par exemple, une eau contenant plus de 50 mg/l de nitrates peut altérer les processus de fermentation et faciliter la dégénérescence de la levure.

Des réglementations ont été établies dans de nombreux pays pour limiter les taux de nitrates dans l'eau destinée à la consommation humaine. Les normes O.M.S.* et U.S.P.H.S.** sont de 44 mg/l (NO_3^-) de nitrates pour l'eau potable.

Devant l'accroissement du nombre de nappes contaminées et l'importance que revêt parfois cette contamination, il devient nécessaire de traiter les eaux souterraines avec des méthodes éprouvées et conformes à la réglementation édictée par les responsables de l'hygiène publique. Ce dernier point sera l'objectif principal de notre rapport.

* O.M.S. = Organisation Mondiale de la Santé

** U.S.P.H.S. = United States Public Health Service

Dans un premier chapitre, nous rappellerons les sources de contamination des nappes souterraines par les nitrates, dans un deuxième chapitre seront abordées les conséquences de la présence des nitrates dans l'eau de consommation sur la santé de l'homme. Enfin, dans un troisième chapitre, qui sera le plus important, nous examinerons en détail les techniques de traitement appliquées, ou applicables, à l'élimination de l'azote nitrique et de l'azote ammoniacal dans les eaux potables. Dans notre conclusion, nous dégagerons celles spécifiques à l'élimination des nitrates, en insistant sur les réalisations existantes à l'heure actuelle et les travaux qui sont en cours, en France ou à l'étranger, concernant cet aspect du problème.

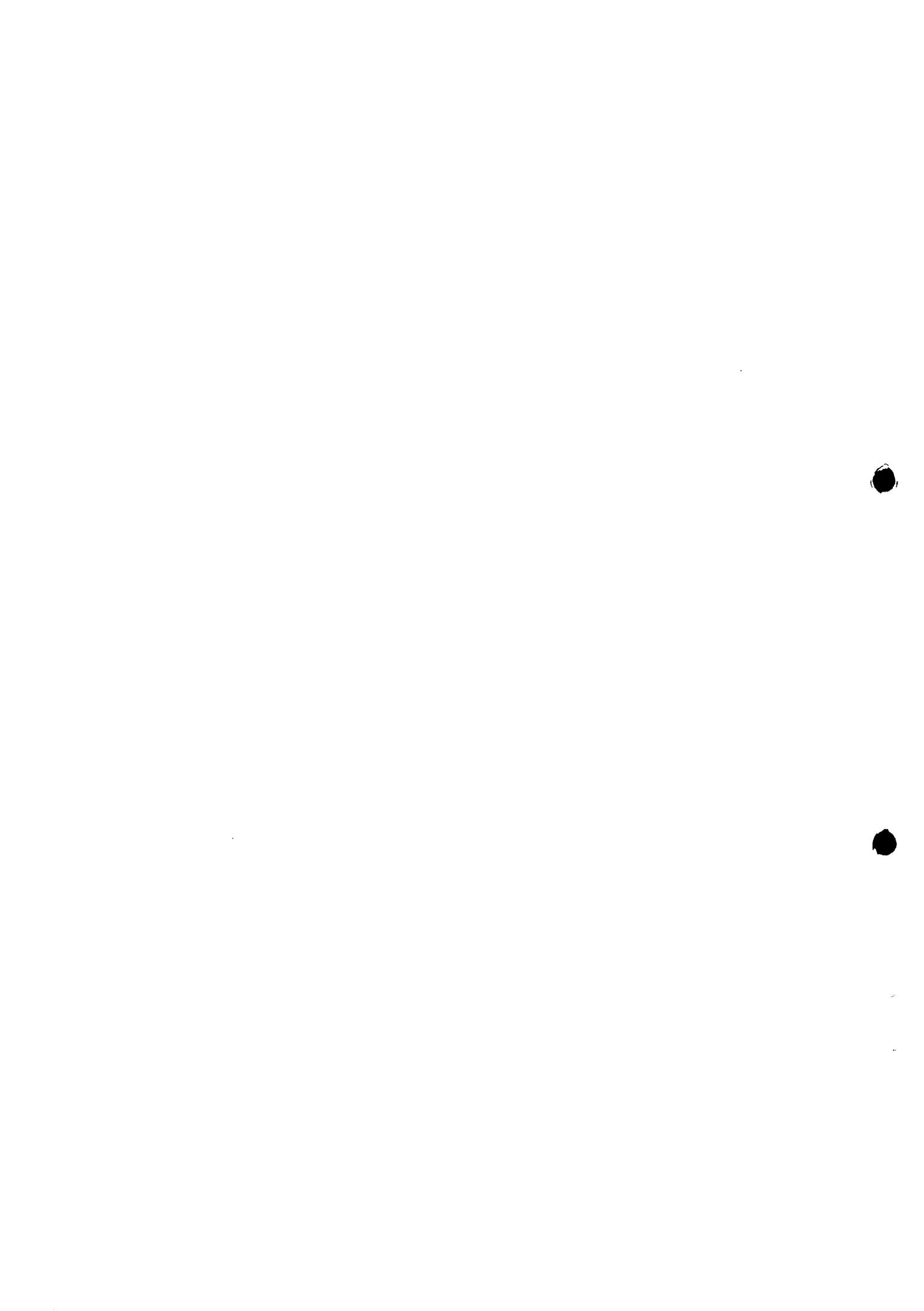
En fin de chaque chapitre est établie une liste bibliographique correspondant aux documents consultés et analysés pour l'établissement de ce rapport. Nous rappelons que tous ces documents existent dans la bibliothèque de l'A.F.E.E. et peuvent être consultés par les membres de notre Association, les numéros figurant devant chaque référence correspondant à une numérotation documentaire chronologique interne à l'A.F.E.E.

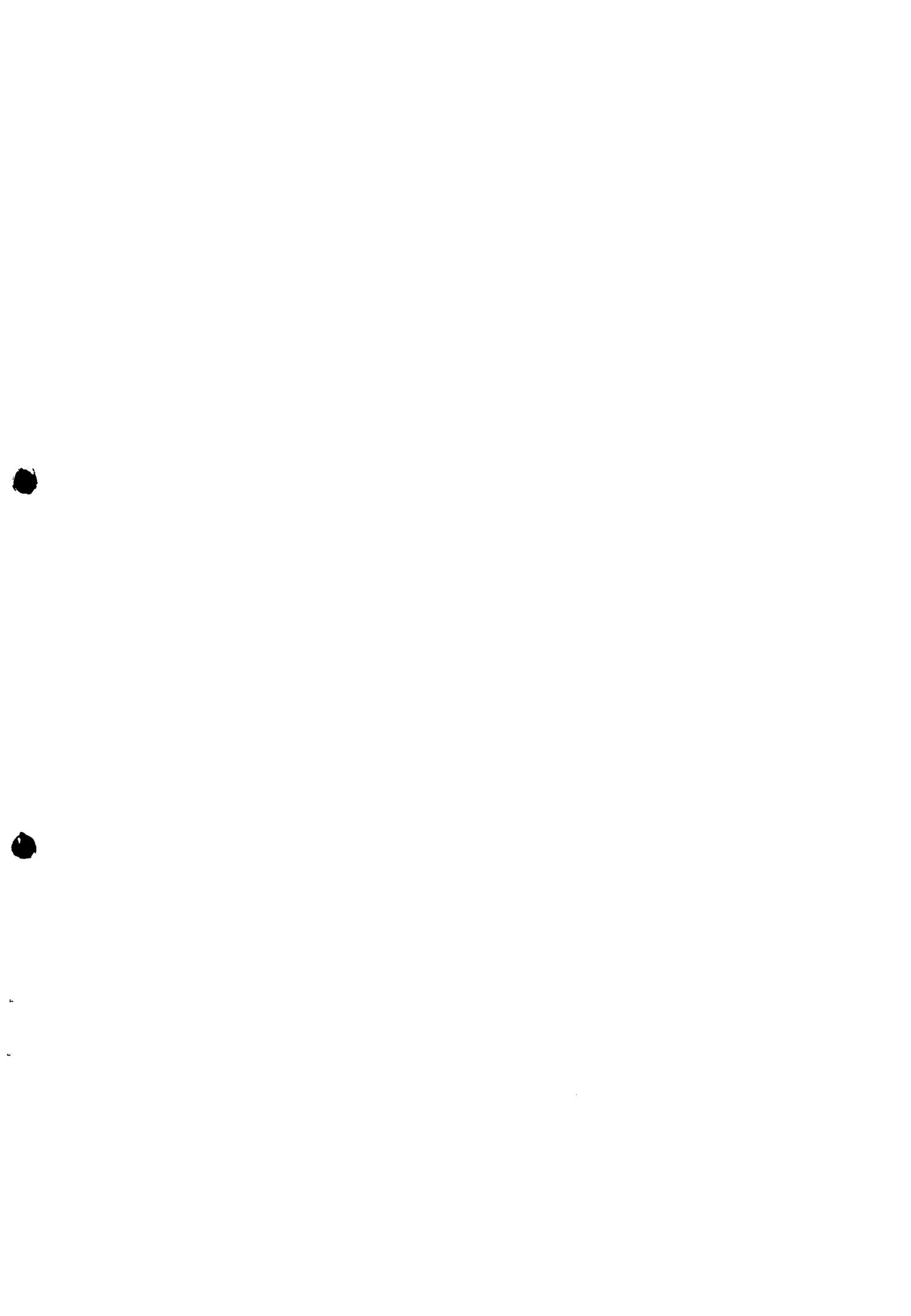
x

x x

- CHAPITRE 1 -

ORIGINES DES NITRATES
DANS LES EAUX SOUTERRAINES





Publication de l'A.F.E.E.
Association Française pour l'Etude des Eaux
21, rue de Madrid - PARIS 8°

(Tél : 522.14.67 et 99.61)

Les nitrates se trouvent naturellement dans les eaux souterraines du fait principalement du lessivage des sols. Cependant, depuis quelques décennies, leur concentration dans les eaux souterraines augmente dans certaines régions de manière inquiétante.

D'après STEP (1970), les sources potentielles de contamination des eaux souterraines par l'azote seraient les suivantes :

- . oxydation des dépôts de matière organique azotée;
- . engrais minéraux;
- . déchets liquides;
- . dépôts géologiques;
- . précipitation;
- . fixation bactérienne de l'azote atmosphérique.

Les auteurs, pour la grande majorité, s'accordent à dire que les trois principales sources d'apport des nitrates dans les nappes souterraines sont :

- . la minéralisation de la matière organique des sols cultivés ou non;
- . les engrais azotés de différente nature non consommés par les cultures et nitrifiés. Ils sont lessivés en arrière saison et quelquefois dans les sols peu profonds pendant la saison de végétation;
- . les rejets localisés d'engrais minéraux (lavage de locaux ou de citernes), de résidus animaux (jus de fumiers, purins ...) ou d'écoulements domestiques. Ces rejets sont d'autant plus graves qu'ils sont souvent accompagnés d'une pollution bactérienne.

Notre propos n'est pas de traiter de manière exhaustive toutes les sources de contamination des nappes par les nitrates. Nous nous limiterons à donner des indications et, dans la mesure des renseignements recueillis, des données chiffrées concernant les principales sources de contamination.

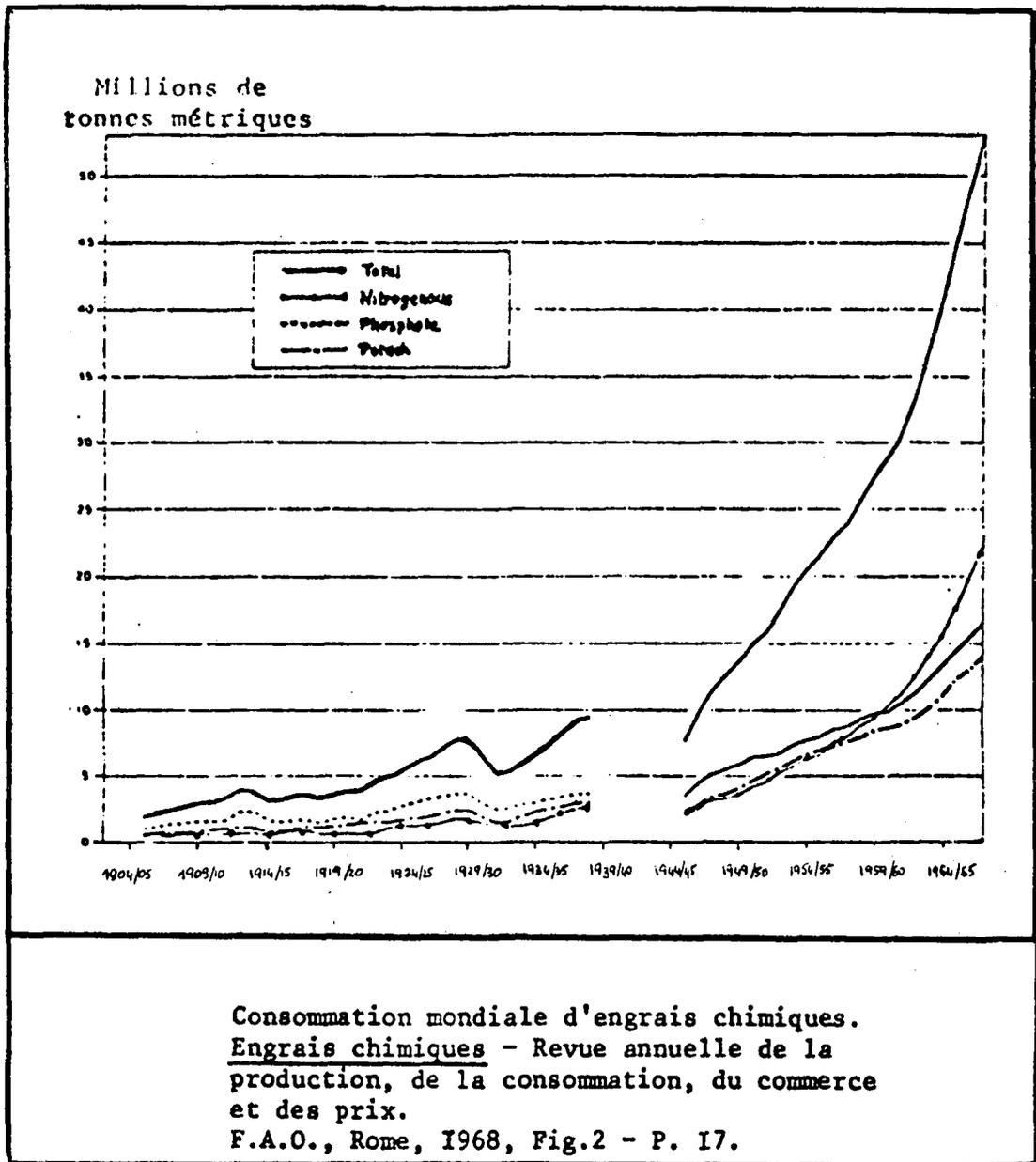
1 - ENGRAIS CHIMIQUES

Consommation

Du fait de l'augmentation de production exigée par l'accroissement démographique, les pratiques agricoles et particulièrement l'emploi d'engrais artificiels à base d'azote ou de phosphore se sont considérablement développées.

D'après le rapport F.A.O.* de 1968 sur les engrais chimiques, la consommation mondiale de 1946 à 1968, donc en 22 ans, s'est accrue de 607 %. La figure de la page suivante illustre l'ascension de cette consommation depuis le début du siècle.

* F.A.O. = Food and Agriculture Organization



(Extrait du document 56/01049)

La consommation annuelle d'engrais pour les terres arables varie considérablement selon les pays et dans les pays eux-mêmes. D'après un rapport de l'O.C.D.E.* (document 66/06297), elle s'est élevée en moyenne pour l'année 1967/1968 à 60 kg/ha/an d'azote. Au cours de cette même année, environ 65 % des terres arables reçurent de 0 à 80 kg N/ha/an, 25 % reçurent de 80 à 120 kg N/ha/an, tandis que 10 % recevaient de 120 à 160 kg N/ha/an. Dans la culture fourragère moderne, des quantités atteignant 175 à 225 kg N/ha/an ne seraient pas rares. Toutefois, dans les différents pays, d'importantes étendues de prairies ne reçoivent pas d'engrais.

* O.C.D.E. = Organisation de Coopération et de Développement Economiques.

Nous reportons page suivante un tableau donnant la quantité d'engrais azotés utilisée dans les différents pays de l'O.C.D.E.

La consommation française des engrais azotés de 1962 à 1971 a été la suivante, les chiffres du tableau étant exprimés en kg/ha :

Années	62/63	63/64	64/65	65/66	66/67	67/68	68/69	69/70	70/71
Consommation	20,0	23,2	25,2	25,5	29,8	34,2	37,5	37,5	42,9

(Extrait du document 66/02629)

D'après le rapport F.A.O., les tableaux de consommation d'engrais chimiques par continent et par pays montrent que la France a utilisé 1.333.068 tonnes d'engrais azotés (tonnes de N) en 1967/1968, contre 682.821 tonnes en 1962/1963 pour une consommation totale européenne s'élevant à 7.994.000 tonnes, et se trouve en tête des pays consommateurs.

Pour l'ensemble des pays de l'O.C.D.E., on estime que l'accroissement de l'emploi des engrais azotés pour les années 1974/1978 sera de 7 % par an, ce qui correspond à un accroissement moyen d'environ 20 kg N/ha/an, sans tenir compte des différences considérables de taux de croissance entre les différents pays.

Lessivage

Le destin des engrais est triple : fixation par le sol, utilisation par les plantes, ruissellement vers les eaux superficielles ou infiltration dans les nappes souterraines.

Les engrais azotés sont employés principalement sous la forme ammonium et nitrique, mais leur absorption par les plantes se fait essentiellement sous forme nitrique, puisque l'ammonium et la forme amide de l'urée sont transformés assez rapidement en NO_3 dans les sols.

De façon générale, les engrais azotés sont solubles. Ce sont surtout les nitrates qui sont très mobiles, les ions ammonium l'étant beaucoup moins. Toutefois, il convient de remarquer que certaines formes non solubles telles l'azote ammoniacal ont une solubilité potentielle car, après nitrification dans les sols, le produit est transformé en nitrite soluble.

Le véhicule des nitrates dans les sols est l'eau et l'entraînement se fait par les pluies drainantes, c'est-à-dire celles qui tombent après que le déficit hydrique du sol ait été comblé. L'ion nitrate, très mobile, est de ce

.../...

<u>Engrais azotés et phosphatés utilisés</u> <u>dans les pays de l'OCDE</u>				
Pays	Azote employé			
	1968-1969			1967/68
	Total x 10 ⁶ kg	kg/ hab.	kg/ha terres cult.	g/ha terres arables
1. Autriche	113	15	29	59
2. Belgique	165	17	103	190*
3. Canada	242	12	4	7
4. Danemark	249	51	83	86
5. Finlande	126	27	45	39
6. France	1243	25	37	56
7. Rep. Fed. d'Allemagne	933	15	69	116
8. Grèce	182	20	20	41
9. Islande	12	60*	5	-
10. Irlande	64	22	13	45
11. Italie	514	10	26	32
12. Japon	907	9	137	155
13. Luxembourg	9	30	65	119
14. Pays-Bas	339	26	154	100
15. Norvège	71	18	71	80
16. Portugal	101	11	20	23
17. Espagne	568	17	17	23
18. Suède	190	24	56	49
19. Suisse	32	5	15	78
20. Turquie	187	5	4	5
21. Royaume- Uni	952	17	50	123
22. Etats-Unis	6199	31	14	35

*Les terres arables sont les terres cultivées à l'exclusion des prairies permanentes.

Données: "Observateur de l'OCDE N° 50 - Février, 1971.

fait facilement entraîné.

Le lessivage des sols dépend de nombreux facteurs, en premier lieu du régime des pluies et de l'importance des précipitations, donc du climat de la région, mais aussi de la nature du sol, de son épaisseur, de la nature et de l'état physique des formations sous-jacentes. En effet, les sols lourds retiennent mieux les éléments nutritifs que les sols légers. Suivant leur profondeur et leur texture, les sols se laissent lessiver plus ou moins rapidement (30 mm de pluie lessivent 10 cm de limon mais 60 cm de sable). Les excès d'azote sont donc régulièrement perdus en sol sableux ou superficiel. Quant à la nature du substrat géologique, plus sa porosité fine est élevée, moins vite se fait le lessivage. Il se peut que l'azote y subisse certaines transformations faisant baisser la concentration en nitrates de l'eau. En revanche, dans les sous-sols fissurés, l'eau rejoint très rapidement la nappe.

Les nitrates ont d'autant plus de chances d'atteindre rapidement les nappes que celles-ci sont moins profondes, que le sol est moins épais et plus sableux, que le substrat géologique est plus fissuré.

Le couvert végétal présente également une influence importante sur le lessivage. Entrent en considération la nature du couvert végétal et sa densité. Il est reconnu que le lessivage est plus important sur les sols stériles.

Dans le document 66/02201 sont reportés les résultats d'expériences avec lysimètres réalisées par VOMEL en 1965-1966 pour déterminer l'incidence de la composition du sol sur les pertes d'azote par lessivage. Comme le montrent ces résultats, figurés ci-après, c'est surtout dans des sols légers, sans récolte sur pied, que l'on observe des pertes importantes d'azote.

SOL	Limburgerhof	Rauschholzhausen	Bromberg	Z.Cerlikon
. Sable	38 *	33	31	-
. Argile	20	27	26	16
. Argile + fumier	56	-	-	45
. Loess	-	16	-	-
. Sol de tourbe	-	-	137	-

* Tous les chiffres sont exprimés en kg N/ha.

(Extrait du document 66/02201)

.../...

En Suisse, GEERING a mesuré à l'aide de lysimètres les pertes d'azote par infiltration sur un sol en partie en friche, l'autre partie portant des céréales d'hiver. Les résultats sont figurés dans le tableau ci-après :

Expériences portant sur l'infiltration d'azote, mesurée avec lysimètre en Kg/N/ha (d'après Geering, 1943).			
expérience	sans végétation	seigle	blé
azote fourni sous la forme de fumier x)	92,0	92,0	92,0
pertes d'azote sous forme de $\text{NH}_4\text{-N}$, par infiltration	12,1	11,8	12,6
pertes d'azote sous forme de $\text{NO}_3\text{-N}$, par infiltration	92,7	15,4	36,5

x) Les engrais chimiques n'ont pas été utilisés.

(Extrait du document 66/022 01)

Comme le montrent ces résultats, c'est pour le sol ne portant pas de culture que les pertes de nitrates par infiltration sont les plus importantes.

N perdu par lessivage (Kg N/ha)		
	à partir de terre arable	à partir de prairie
Sol	41	7
Engrais	12 (sur 90 apporté)	2 (sur 200 ap.)
Fumier	5 (sur 100 apporté)	4 (sur 100 ap.)
Total	58	13

Sol hollandais, avec drainage de 350 mm/an (KOLENBRANDER, 1969).

Le tableau ci-contre montre la grande différence de lessivage de l'azote dans les terres cultivées et les prairies. Dans celles-ci, alors qu'il a été apporté 200 kg N/ha au lieu de 90 kg dans la terre cultivée, l'azote lessivé attribué à l'engrais est six fois moins important ; il en est de même de l'azote du sol.

(Extrait du document 66/04 015)

N percolé provenant des engrais azotés, comme pourcentage de l'azote total percolé (1964-65, Vömel, 1970)			
	N ajouté en kg/ha		
	59	117	176
Profondeur du sol 26 cm	6	10	16
Profondeur du sol 50 cm	4	7	10

Cet autre tableau montre l'influence de la profondeur du sol. La quantité d'azote lessivé est plus élevée pour un sol peu profond, et elle augmente pour des applications d'engrais azotés plus importantes.

(Extrait du document 66/04 015)

Le tableau suivant montre l'influence directe de la fertilisation azotée dans deux types de sols. On constate que même pour une fumure azotée très forte, l'engrais intervient relativement peu dans les pertes directes d'azote par rapport à l'action de la minéralisation de l'azote du sol.

Perte d'N par lessivage consécutive à l'accroissement des doses d'N apportées - Valeurs moyennes d'une expérience de 7 ans en lysimètre (Pfaff, 1963)						
		Perte d'azote				
		Sol sableux A.		Limon C		
	kg/ha N	Accroissement par rapport au témoin	en % de N apporté	kg/ha N	Accroissement par rapport au témoin	en % de N apporté
Sans azote	39			22		
2 x 40 = 80	37			21		
2 x 80 = 160	44	5	3	24		1
2 x 120 = 240	55	16	7	36	14	6
2 x 160 = 320	72	33	10	53	31	10

(Extrait du document 66/04015)

L'article de WOLLENWEIDER R.A. fait référence de mesures effectuées par RUEGG dans le cadre des recherches de l'E.A.W.A.G. dans l'Oberland de Zürich où les pertes d'azote par lessivage des sols varient de 2 à 145 kg/ha/an répartis de la façon suivante : 35 à 145 kg/ha/an pour les terres cultivées, 7 à 22 kg/ha/an pour les prairies et 2 à 9 kg/ha/an pour les terrains marécageux et bruyères. Les mesures effectuées par KLOTTER révèlent des teneurs des eaux souterraines de 110 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ (500 mg/l NO_3^-) en Rhénanie-Palatinat en raison du lessivage intense du sol cultivé pauvre en humus. SAWYER et SYLVESTER, toujours d'après les mêmes références, ont évalué que le lessivage de l'azote des sols normalement cultivés variait de 2 à 10 kg/ha/an.

COURPRON C. (document 66/06316) analyse les pertes en éléments fertilisants dans les sols sableux des Landes, ceux-ci ayant un très faible pouvoir de rétention. Sous culture de maïs, ces pertes sont évaluées à 47 kg/ha/an d'azote nitrique pour une application d'engrais de 216 kg/ha/an. Sous culture d'herbe, les eaux de percolation sont moins riches et correspondent à un entraînement de 10 kg/ha/an d'azote nitrique.

C'est pendant la période d'irrigation intensive que les percolats sont les plus riches.

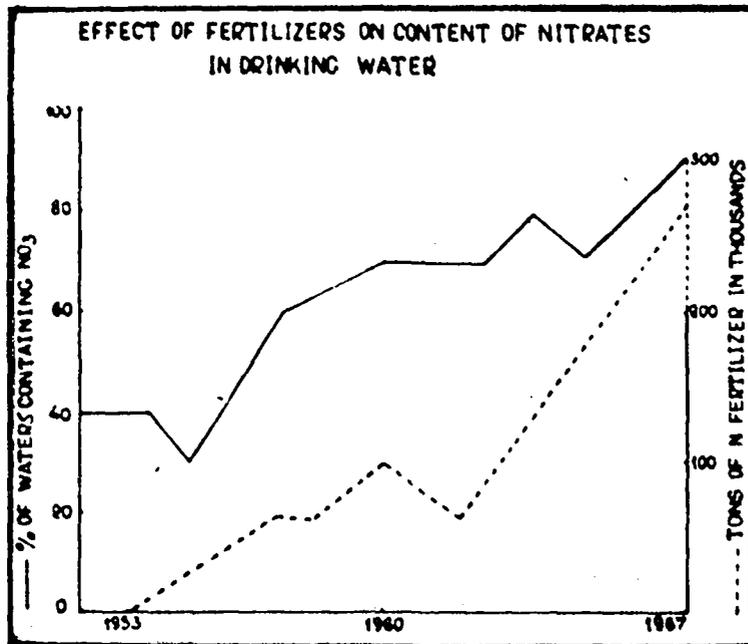
Cette étude a montré l'effet hautement bénéfique de l'occupation des sols durant la période hivernale et a indiqué que c'est surtout l'irrigation qui accélère les phénomènes de percolation, 1 mm d'eau correspondant à l'entraînement de 65 g d'azote.

Selon BUCKMANN et BRADY (1961), les pertes annuelles par lessivage d'un sol argileux représentatif d'une région humide seraient de l'ordre de 0,5 g/m² pour l'azote.

D'après KAUFMANN W.J (document 66/02696) l'application d'engrais sur les sols cultivés entraînerait un apport d'azote dans les eaux souterraines de 110 à 470 kg N/ha/an.

Quelques analyses de contamination de nappes par les nitrates

GARBOUCHEV I. et MITREVA N. (document 56/04017)



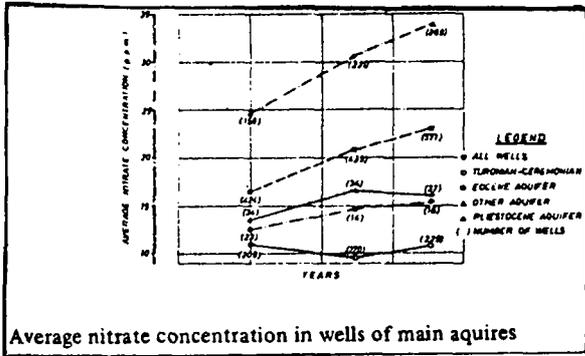
ont analysé l'effet de l'application d'engrais sur la qualité de l'eau de consommation en Bulgarie de 1953 à 1967. Leurs résultats, présentés dans la figure ci-contre, montrent l'évolution rapide de la consommation d'engrais et en conséquence le nombre croissant de sources d'eau contenant des nitrates.

(Extrait du document 56/04017)

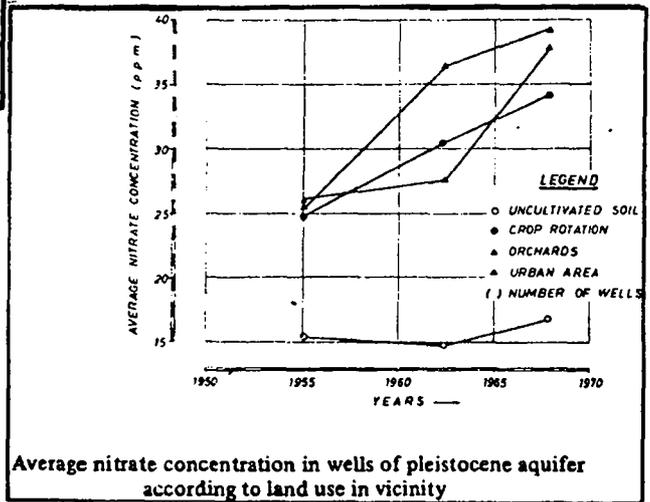
ALBINET M, CHAMAYOU J., SAMSON A. (document 66/06227) ont effectué un constat de la qualité chimique des eaux souterraines sous une exploitation agricole à culture de maïs dans la région des Landes. Cette étude révèle que la qualité chimique de la nappe souterraine n'a pas été profondément modifiée. Les auteurs pensent que ceci est dû à une bonne gestion des diverses opérations de l'exploitation agricole, particulièrement une application d'engrais en quantités bien proportionnées et à des périodes adéquates. Cependant, l'analyse de la qualité de la nappe a été effectuée peu de temps après la mise en place de l'exploitation et il semble nécessaire d'effectuer dans l'avenir d'autres analyses pour vérifier l'évolution de la qualité des eaux.

En République Démocratique Allemande, on a constaté une forte augmentation de la teneur en azote des eaux souterraines du fait de l'utilisation d'engrais azotés en agriculture. D'après POCH M. (document 56/05195), on est passé de 31,6 kg d'azote/ha en 1955 à 70,1 kg en 1967, ce taux ayant toujours tendance à augmenter.

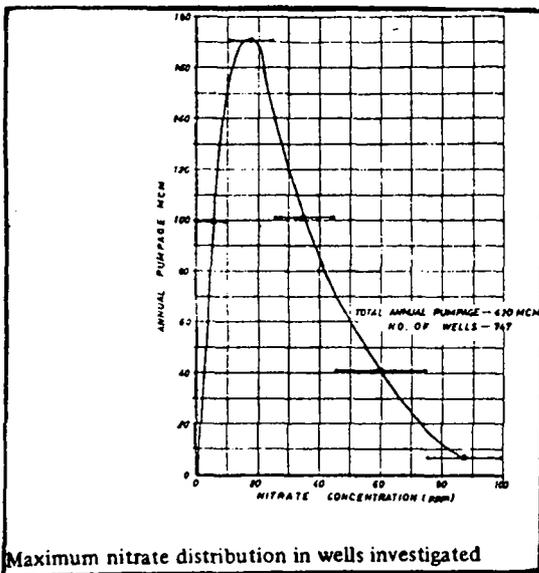
SALITERNIK C. (document 66/00824) analyse la contamination des puits en bordure de côte en Israël. Les tableaux ci-après donnent les résultats obtenus pour l'échantillonnage de 900 puits.



Average nitrate concentration in wells of main aquifers



Average nitrate concentration in wells of pleistocene aquifer according to land use in vicinity



Maximum nitrate distribution in wells investigated

(Extraits du document 66/00824)

Les teneurs en nitrates dans les eaux d'alimentation du département de l'Yonne n'ont cessé d'augmenter depuis une dizaine d'années. Nous reportons page suivante un tableau extrait de l'article de CHRETIEN J. (document 66/05390) donnant l'évolution de ces teneurs de 1962 à 1973.

*Evolution de la teneur en nitrates dans les eaux de consommation
au cours des 12 dernières années
(en mg/l : NO₃)*

	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973
Beine	5	10	11	11	3	3	7	14	22	40	32	30
Saint-Martin-sur- Armançon	11	2	20	9	7	8	5	11	40	56	46	64
Cruzy-Le-Chatel ..	13	1	4	2	8	2	16	17	48	56	42	52
Etivey	11	8	7	7	4	6	6	16	48	40	42	43
Dissangis		11	11	9	3,5	5	15	15	28	30	36	28
Lichères près Ai- gremont	12	9	7	4	5,5	7	6	15	28	24	28	28
Chevannes	9	9	9		2	4	5	19	28	36	24	32
Charentenay	5	9	4	7	4	3	12	16	28	28	42	28
Druyes-les-Belles- Fontaines	9	9	7	10	2	5	4	18	40	40	30	40
Chastenay(Moulin- Mignon)	7	7	9	7	5,5	4	4	18	36	44	28	40
Lalande (Moulin- Malot)	9	8	9	9	6	5	4	13	28	32	36	32
Toucy (Quille) ...	9		4	9	7	4	5	19	36	48	36	50
Pontigny	12		7	9	3	5	8	14	18	48	42	42
Champlost	10	9	9	11		3	5	16	24	16	16	16
Arneau	10	9	7	1	8	5	4	16	56	36	36	44
La Celle-Saint-Cyr				7	2	3,5	4	15	28	24	28	26
Villefranche	12	10	5	10	2	2	6	12	24	18	24	26
Laduz			9	1	3	5	16	16	40	36	32	40
Saint-Maurice (La Chaume)	9	7	12	3	4	11	7	16	36	64	50	52
Thorigny-s/Oreuse	10	8	2	4	6	5	5	15	24	30	21	24
La Chapelle-sur- Oreuse	7	8	9	4	6	6	4	13	36	32	32	36
Sergines	12	8	9	9	5	2	2	13	24	28	28	30
Vinneuf	8	11	10	5	3,5	2	5	16	64	72	42	50
Villenauche	7	10	9	8	6	7	10	12	36	32	36	28

(Extrait de l'article 66/05390)

Les auteurs sont, pour la plupart, unanimes pour dire que la contamination des nappes souterraines due à l'emploi d'engrais chimiques vient principalement du fait que leur application sur les terres arables est réalisée en trop importantes quantités par rapport à la capacité de rétention des sols, et à des époques parfois défavorables.

D'après HAURET M., rapporteur de l'exposé introductif sur "La pollution des eaux par les engrais chimiques utilisés dans l'agriculture" présenté à l'Assemblée Consultative du Conseil de l'Europe (10 Janvier 1973) : "la pollution des nappes souterraines due à l'application de fertilisants chimiques peut être réduite au minimum si toutes les mesures sont prises en vue d'une utilisation efficace des fertilisants. Le choix du moment ainsi que le dosage des fertilisants chimiques en fonction de la capacité de rétention d'eau du sol, de la couverture végétale, de la croissance et du rendement sont essentiels pour éviter les pertes d'azote dans le sol".

.../...

Des recommandations adressées aux agriculteurs ont été établies dans l'objectif de limiter l'enrichissement des nappes souterraines en éléments fertilisants. Pour les personnes désireuses de s'en informer, nous recommandons la lecture du document 66/06040.

2 - ELEVAGE. ENGRAIS NATURELS

Selon un rapport de l'O.C.D.E. de 1973 (document G.2454), les pertes dans les eaux de substances fertilisantes dues aux déchets animaux, et plus particulièrement aux exploitations ayant une très forte densité de bétail, provoquent les pollutions les plus sérieuses.

Le cheptel d'Europe apporterait en moyenne 8 fois plus d'azote que la population. (document 56/04340)

D'après l'article de VIVIER P. et LEYNAUD G. datant de 1970 (document 56/02352) le cheptel français donnerait annuellement par ses déjections un peu plus de 2 millions de tonnes d'azote, soit 10 fois plus que la population humaine.

En Suisse, on estime, d'après la surface des prairies et pâturages et le nombre de têtes de bétail, que les fumiers et purins apportent à l'hectare 100 kg d'azote. En supposant que l'azote parvenant aux nappes souterraines ou aux eaux superficielles est de 10 à 50 % de l'azote contenu dans les déchets animaux, la perte annuelle à l'hectare pourrait être de 10 à 50 kg.

Le mode de logement, d'élevage, d'alimentation, le métabolisme sont différents suivant les espèces et influencent la quantité et la nature des déchets. Les déchets animaux contiennent de l'azote, du phosphore, du potassium, des oligo-éléments ainsi que des facteurs de croissance. Les engrais naturels sont le fumier, le lisier et le purin.

. Le fumier : le fumier est un mélange de paille, de déjections animales et d'urines qui a plus ou moins fermenté. Les pailles sont souvent des céréales; cependant, dans certains cas particuliers, on emploie la sciure de bois, la tourbe ou d'autres pailles (joncs, roseaux etc...).

Une tonne de fumier de ferme est composée des éléments suivants :

700 à 800 kg d'eau	5,5 à 6,5 kg de potasse
200 à 300 kg de matière sèche	4,0 à 5,0 kg de chaux
4,5 à 5,5 kg d'azote	2,0 kg environ de magnésie
2,0 à 3,0 kg d'acide phosphorique	0,5 kg environ de soufre
en quantité plus réduite : manganèse (30 à 50g), bore (4g), cuivre (2g) .	

.../...

Il existe des variations notables suivant les espèces : un fumier de cheval ou de mouton est plus riche qu'un fumier de bovin ou de porc. Le fumier de volaille est également très riche.

.Le lisier : le lisier est le mélange intégral des déjections animales. Sa composition varie avec les conditions de stockage et le temps, avec le régime alimentaire et le processus métabolique. C'est ainsi qu'il existe chez les bovins une vingtaine de lisiers différents.

FICHE D'IDENTITE DU LISIER	
- aspect : liquide épais, hétérogène, brun	
- odeur : souvent nauséabonde	
- teneur en matière sèche : 8 15 %	
COMPOSITION	EN % DU PRODUIT FRAIS
. azote total dont azote ammoniacal	0,46 0,22
. P ₂ O ₅	0,22
. K ₂ O	0,63
. CaO	0,36
. MgO	0,15
. pH = 6,5 à 7	

Le tableau ci-contre donne les caractéristiques essentielles d'un lisier de vaches laitières.

(Extrait du document G.2238)

.Le purin : c'est un mélange d'urines, de matières organiques plus ou moins en suspension, et d'eau. Ces éléments sont en proportions variables; c'est un produit très fermentescible dégageant une masse importante d'ammoniac. Sa richesse en N, P, K sera donc très variable et on admet généralement les proportions suivantes :

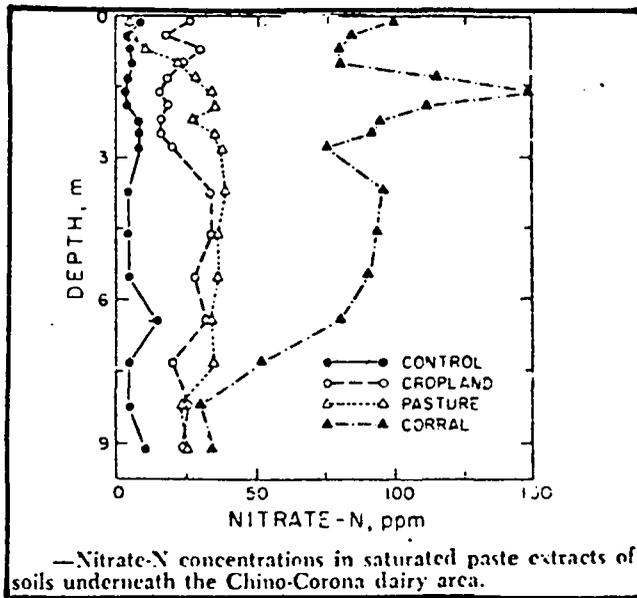
1,5 % en azote (parfois 4 à 5 %)
0,1 % en acide phosphorique (parfois 0,25 à 0,30 %)
5,0 % en potasse
hormones également.

D'autre part, les écoulements des silos représentent également un apport d'azote. Ils sont égaux à 20 % environ du poids du fourrage stocké (herbe, trèfle), avec une DBO₅ de 50 000 à 100 000 mg/l. L'azote total est égal à 3000 mg/l dont environ 1/3 est constitué par NH₄ et le reste par des acides aminés et des protéines libres. En Suède, sur 200 tonnes de fourrage en silos, il y a 40 tonnes d'écoulements comprenant 130 kg d'azote.

Alors que les engrais chimiques peuvent être assimilés directement par les plantes, le fumier et les autres matières organiques ne contiennent qu'une petite partie de substances nutritives solubles. La plus grande partie des composants doit être minéralisée avant de pouvoir être assimilable par les plantes.

D'après LOEHR (document 66/02696), le drainage de terrains d'élevage entraîne de 200 à 600 mg/l d'azote organique, de 75 à 300 mg/l d'azote ammoniacal et plus de 11 mg/l de nitrates.

ADRIANO et ses collaborateurs (document 66/00898) ont estimé que la quantité d'engrais animaux déposée sur les terrains de culture dans la Californie du Sud s'élevait à 1500 kg N/ha/an. Sur cette quantité, 40 % seraient utilisés par les cultures et le reste, environ 1000 kg/ha/an, serait soit entraîné dans les eaux souterraines, soit libéré dans l'atmosphère, soit entraîné par érosion éolienne superficielle.

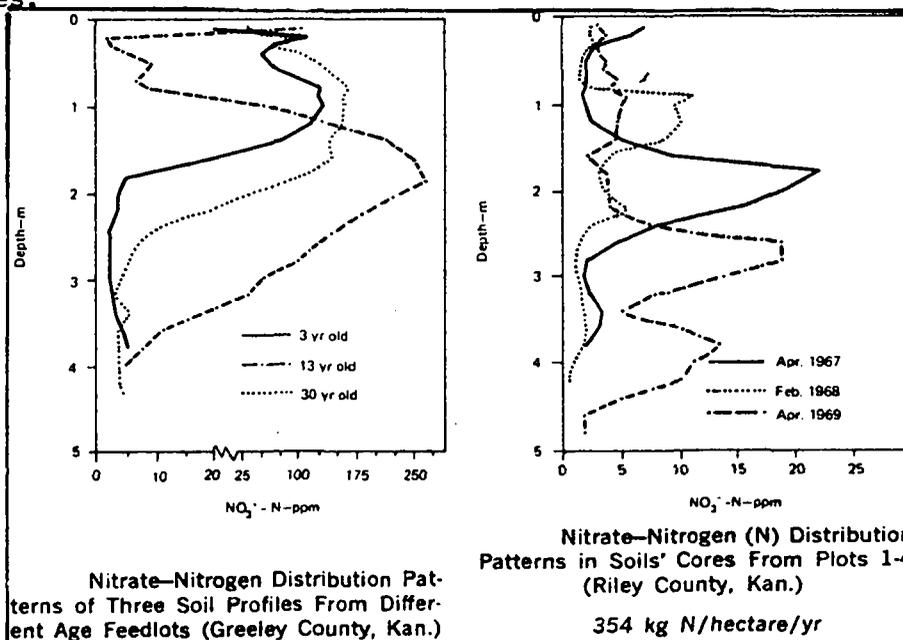


Des analyses lysimétriques réalisées par ces chercheurs ont montré que la concentration en nitrates dans les 9 mètres superficiels de sols de corals était trois fois plus élevée que pour des sols d'herbage et 3,5 fois plus élevée que pour des terrains de culture.

Nous reportons ci-contre une figure illustrant ces résultats.

(Extrait du document 66/00898)

MURPHY et GOSCH ont étudié l'accumulation des nitrates dans les eaux souterraines du Kansas en 1970. Les deux figures suivantes donnent, l'une les profils de la concentration en NO_3^- dans des sols de terrains d'élevage d'âges variés, l'autre les variations se produisant dans un sol durant une période de 2 années.

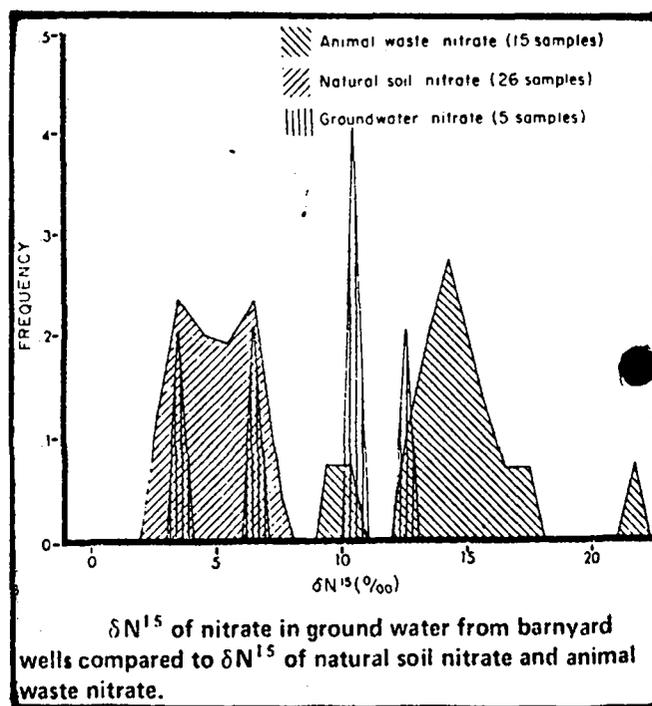
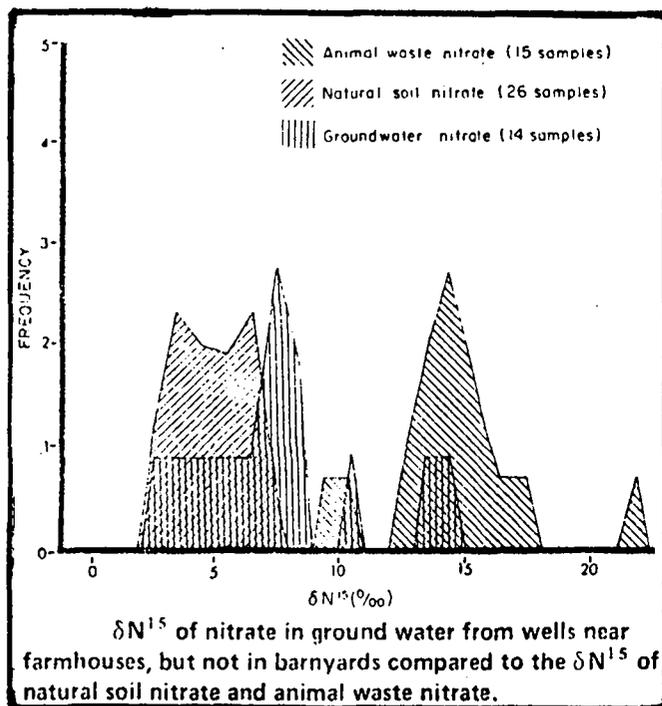


(Extrait du document 66/02696)

D'après GILHAM R.W. et WEBBER L.R. (document 56/O1279), une vache de 454 kg produit 54,5 kg de fumier (liquide + solide) par jour, la concentration en azote dans celui-ci étant de 0,33 %. Ainsi, le fumier produit par une vache durant une période de 6 mois contribuerait à l'apport par lessivage de 16,8 kg d'azote dans la nappe souterraine.

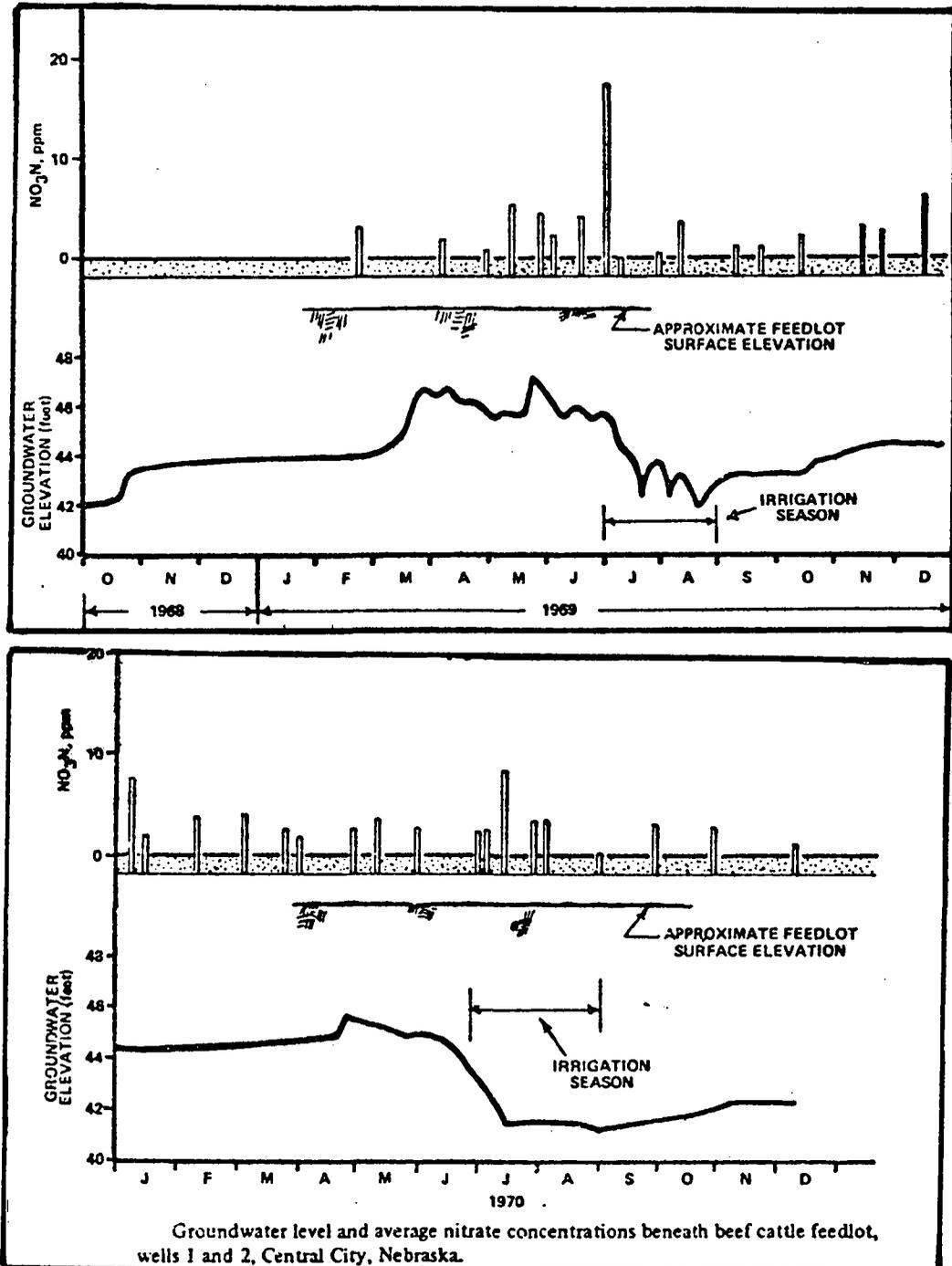
Ces mêmes auteurs ont étudié sur le terrain la quantité d'azote apportée à l'eau souterraine par un élevage de vaches. Ils ont déterminé qu'elle était de l'ordre de 2 kg pour une période d'étude de 5 mois. Cette valeur semble extrêmement faible par rapport à la quantité totale d'azote dans le fumier telle qu'elle a été déterminée précédemment. Néanmoins, il faut près de 4000 m³ d'eau "propre" pour diluer cette quantité d'azote afin d'atteindre une concentration acceptable de 5 mg N/l dans la nappe.

KREITZER C.W. et JONES D.C. (document 66/06340) déterminent à l'aide des isotopes radioactifs de l'azote la contribution des pratiques d'élevage à l'apport de nitrates dans les nappes souterraines. D'après leurs résultats figurés ci-après, la source la plus importante de nitrates dans les puits à proximité des fermes est principalement représentée par les nitrates du sol, alors que pour les nappes situées sous les terrains d'élevage, la contribution des nitrates des déchets animaux est beaucoup plus importante.



(Extraits du document 66/06340)

LORIMOR J.C. et ses collaborateurs (document 56/03855) ont analysé la contamination des nappes sous les terrains d'élevage dans le Nebraska, près de Central City. Les deux figures suivantes donnent les résultats de leur étude. La concentration des nitrates dans la nappe est relativement faible, et ne semble pas être changée de manière significative quand on pompe l'eau pour l'irrigation des terrains. On constate néanmoins un très léger accroissement des concentrations.



(Extraits du document 56/03855)

Nous reportons ci-après un tableau donnant les résultats d'analyses effectuées par GILBERSTON C.B. et ses collaborateurs (document 56/01511) pour déterminer les concentrations en nitrates dans les sols de terrains d'élevage.

-Soil Core Analyses of Unpaved Feedlots and Adjacent Soil Areas							
Analysis	Depth (ft)	Value for Given Conditions					
		Buffer Strips		200 sq ft/head		100 sq ft/head	
		1969	1968	1969	1968	1969	1968
NO ₃ N (mg/l)	0-1	17.5	45.0	18.2	37.2	9.3	23.6
	1-2	18.9	23.0	21.0	17.7	9.7	8.3
	2-3	24.2	5.5	9.2	6.1	10.3	4.7
	3-4	33.3	3.0	5.3	1.8	7.7	2.8
	4-5	15.5	2.5	4.1	1.3	8.1	1.9
	5-6	16.9	3.0	3.9	2.0	6.2	1.7
	6-7	12.8	3.5	4.1	1.4	5.8	2.7
	7-8	8.2	5.0	3.4	0.9	2.6	2.1
	8-9	12.2	1.5	10.1	2.6	6.7	2.2
	9-10	2.7	2.0	1.9	2.9	2.6	2.2
	Average	16.2	9.4	8.1	7.4	7.9	5.2
Total N (mg/l)	0-1	1,624	1,100	1,900	1,061	1,954	977
	1-2	1,248	700	785	661	1,022	732
	2-3	458	600	677	408	374	434
	3-4	350	546	375	486	341	422
	4-5	257	400	302	320	329	415
	5-6	211	350	247	332	326	328
	6-7	143	525	308	401	268	322
	7-8	203	300	251	398	253	400
	8-9	388	400	291	280	261	323
	9-10	278	450	283	319	245	342
	Average	516	537	523	447	537	470

(Extrait du document 56/01511)

3 - SYLVICULTURE

Pour la fertilisation des forêts croissant sur sols minéraux des engrais sont également appliqués, les principaux étant les engrais azotés comme l'urée et le nitrate d'ammonium.

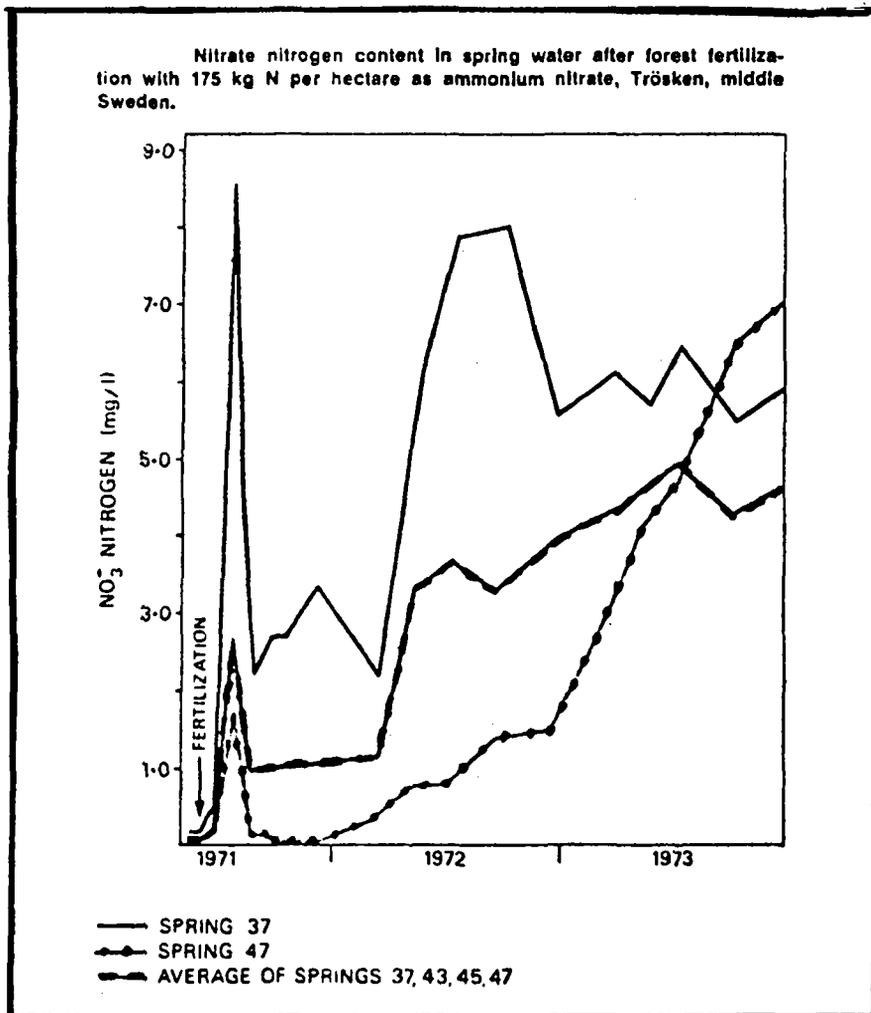
Dans le sol, l'ion ammonium est facilement adsorbé sur les colloïdes, donc moins facilement lessivé. Dans la marge de pH des sols naturels, l'ion nitrate n'est pas adsorbé, le seul mécanisme de rétention est l'absorption active par les racines des plantes.

Beaucoup d'agronomes pensaient que les pertes de nitrates sont faibles en

.../...

forêt parce que les racines des cultures absorbent ces nitrates. Ceci était vrai tant que la dose d'azote ajoutée était modérée, mais à l'heure actuelle, les doses employées sont très fortes. L'application est souvent faite une seule fois par an, pendant 5 à 8 ans. Ceci veut donc dire qu'à chaque fois la dose est relativement élevée (en Suède, en 1974, environ 150 kg d'azote par hectare).

La figure ci-après donne l'augmentation des teneurs en nitrates dans les eaux de plusieurs sources après fertilisation d'une forêt par du nitrate d'ammonium.



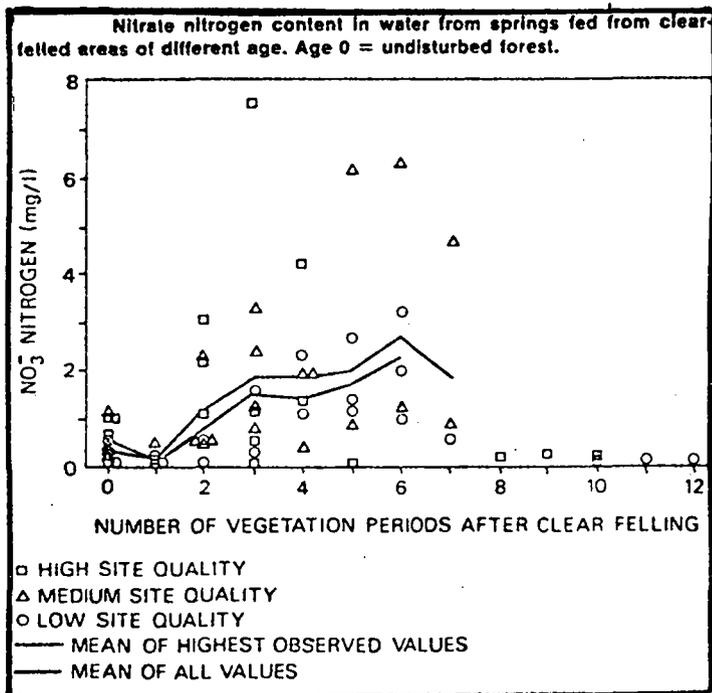
(Extrait du document 56/06004)

Un autre problème associé aux pratiques forestières est la coupe à blanc. Celle-ci est pratiquée depuis de nombreuses années pour stimuler la nitrification des sols.

Des études ont été réalisées en Suède pour déterminer l'impact des coupes

.../...

à blanc sur la concentration en nitrates des eaux souterraines.



La figure ci-contre donne les résultats des analyses effectuées juste après la coupe et à différents âges de la forêt. Comme le montre cette figure, il y a un maximum de concentration des nitrates quelques années après la coupe.

(Extrait du document 56/06004)

4 - EPANDAGE D'EAUX USEES SUR LES SOLS

Les eaux usées domestiques ainsi que celles de certaines industries, principalement les industries alimentaires, peuvent, après traitement, être épanchées sur les sols ou servir d'eaux d'irrigation pour les cultures. Ce type de pratiques peut contribuer à l'apport de nitrates dans les eaux souterraines.

Eaux usées domestiques

Les excréments humains sont une source non négligeable d'azote. Il y a deux façons d'analyser de manière quantitative cette source d'apport :

. soit en déterminant les quantités d'azote apportées par la nourriture. On examine alors les besoins individuels ou collectifs moyens. D'après le tableau de la page suivante, l'azote consommé par personne et par jour s'élèverait à 13,5 g. Cette quantité est ensuite éliminée avec les excréments.

.../...

Valeurs indicatives sur la consommation des matières nutritives les plus importantes pro capite et jour (1) et leur teneur en azote et en phosphore sur la base de la composition des aliments (2)

Poids frais/jour	en g	% N	% P	g N/E.jour*	g P/E.jour*
Pain (3)	300	1,12	0,145	3,36	0,44
Pommes de terre	390	0,32	0,065	1,25	0,25
Sucre	30	-	-	-	-
Légumes (4)	128	0,32	0,068	0,41	0,09
Fruits et primeurs	270	0,064	0,010	0,17	0,03
Viande (sans graisse) (avec graisse)	146 16 ¹⁶²	3,04	0,150	4,92	0,24
Poissons (poids du filet)	18	1,12	0,195	0,20	0,04
Lait entier	308	0,55	0,095	1,69	0,29
Lait maigre	30	-	-	-	-
Lait condensé	17	-	-	-	-
Fromage	12,3	5,77	0,400	0,71	0,05
Fromage blanc	6	2,72	0,190	0,16	0,01
Oeufs (sans coquille) (5)	30	1,92	0,210	0,58	0,06
Beurre	21,4	0,16	0,015	0,03	0,01
Margarine	32	0,16	-	0,05	-
Huile comestible	8	-	-	-	-
<u>TOTAL</u>	1812,7			13,53	1,50

(extrait du document 56/04340)

Composition relative des dérivés du phosphore (d'après Hoppe-Seiler)

Quantités absolues

75 % de phosphate soluble (urine)	=	1,13 g/E.jour*
10 % de protéides non solubles	=	0,15 "
15 % de phosphate soluble dans l'acide (part des excréments)	=	0,22 "

1,50 g/E.jour*

- 1) Annuaire statistique de la République Fédérale d'Allemagne 1960
- 2) Flaschenträger et Lehnartz, Chimie Physiologique, Tome II, 526, 1959
- 3) Autres céréales suivant leur teneur en farine (1 kg farine = 1,3 kg pain)
- 4) Y compris la consommation des légumes traités et des quantités non vendues
- 5) 0,6 pièce par jour.

* E. Jour = par habitant par jour.

. soit par l'analyse des excréments. Selon SPEVTOR (document 56/04340), les chiffres seraient les suivants :

Matières fécales :	15 %	d'azote
Urines :	85 %	d'azote (données valables pour 1956)

La plupart des eaux usées municipales contiennent 30 à 40 mg/l d'azote total; il n'est pas surprenant que la recharge d'eaux usées résulte en une augmentation des taux d'azote dans les eaux souterraines.

La recharge de nappe à un taux de 0,15 m/jour d'une eau usée contenant 20 mg/l de $\text{NH}_3\text{-N}$ peut contribuer à l'apport de 12 000 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha/an}$, quand les opérations de recharge sont menées de manière intermittente et sur un sol bien aéré. (document 66/02696)

Les eaux usées ayant subi un traitement secondaire contiendraient des taux d'azote total de l'ordre de 16 à 24 mg/l. Sur cette quantité, 10 % seraient entraînés en dehors de la région des racines, durant les pratiques d'épandage et risquent donc d'arriver jusqu'aux nappes souterraines. (document 66/02721)

Effluents industriels

Beaucoup d'eaux usées industrielles contiennent des quantités plus ou moins importantes d'azote, surtout quand il s'agit d'industries alimentaires ou d'industries similaires.

Le tableau de la page 21 figure ces apports.

Les apports en azote les plus importants proviennent des usines de levure, de sucre et d'amidon, des usines d'exploitation des déchets d'abattoirs, des distilleries, mais aussi des usines textiles et de fibres synthétiques. Pour les pays nordiques, il convient de mentionner également les industries de traitement du bois. Sur le plan local, de telles eaux constituent des foyers de pollution extrêmement graves.

GRAFFIN P et HUBERT A. (document 66/05819) ont étudié les conséquences de l'épandage d'eaux résiduares de conserveries de légumes sur la contamination potentielle des nappes souterraines par les nitrates. Des séries de profils hydriques et de profils d'éléments solubles ont été déterminées sur un dispositif expérimental implanté sur sol de limon et mis en herbe (fétuque), les eaux usées étant dégrillées avant épandage. Nous reportons page 22 un tableau donnant la composition des effluents et les quantités d'éléments apportées par épandage, ainsi qu'une figure donnant les profils du sol en azote nitrique et azote ammoniacal.

.../...

TENEUR EN SUBSTANCES NUTRITIVES DES DECHETS INDUSTRIELS - Extrait du Rapport O.C.D.E. 1966

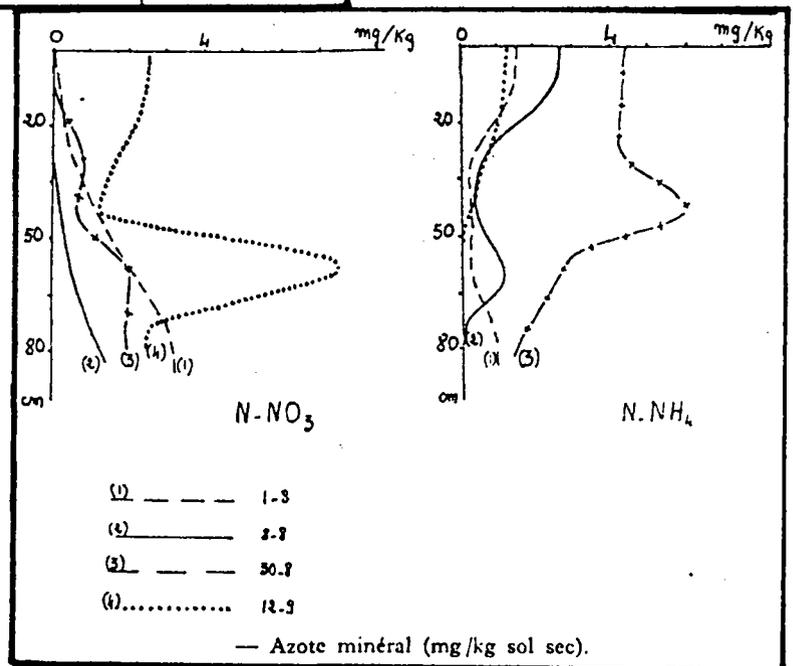
Nature des déchets	DBO ₅ mg/l	N mg/l	P ₂ O ₅ mg/l	P	DBO ₅ /N	DBO ₅ /P
Usine de sucre	I 180	21-70	6-30	2,6-13	56 :	356 :
Eau de lavage	4 630	-	-	-	66 :	455 :
Jus pressé	I3 900 39 000	28-712	71-629	31-274	55 :	I42 :
Amidons de pommes de terre	3 120	89-196	63-184	27-80,5	488 :	448 :
Laiterie	- 200 6 000	- 30 -	- 2-3 -	- 0,9-1,3 -	16,8 :	38,7 :
Grenier de malt	I 621	29	30	13	35 :	I15 :
Brasserie	611	I59,4	46,5	20,2	6,7 :	222 :
Levure	3 042	858	-	-	200 :	4 600 :
Abattoirs	838	I45	I8,7	8,2	56 :	I25 :
Dépouillage d'animaux	I 000 6 000	400 I 500	I00 -	43,7 -	3,9 :	30,2 :
Planches de paille comprimée	(a) 3 900 (b) 2 500	I65 50	- -	- -	3,5 :	-
Lin	2 500	40	60	26,1	5,8 :	I02 :
Amidon	3 000	319	I75	76,5	2,5 :	22,9 :
Lavage de laine	I0 000	I 400	-	-	4 :	I37 :
Teinturerie (couleurs du chrome)	I 020 3 700	7-22 -	- -	- -	23,6 :	-
Tannage	296	57	-	-	50 :	-
Autres	622	51	-	-	62,5 :	96 :
Distillerie d'alcool	I5 000	I 900	-	-	9,4 :	39,2 :
Usine de Pénicilline	4 030	400	-	-	7,2 :	-
Laiterie (volume des eaux usées 4x le vol. laitier traité).	400	40	20	8,7	I0,1 :	46 :

(Extrait du document 56/04340)

.../...

COMPOSITION DES EFFLUENTS — QUANTITÉS APPORTÉES PAR ÉPANDAGE						
ÉPANDAGE	JUILLET		AOUT		NOVEMBRE	
	70 mm mg/l	700 m ³ /ha kg/ha	40 mm mg/l	400 m ³ /ha kg/ha	90 mm mg/l	900 m ³ /ha kg/ha
Hauteur moyenne . . .	70 mm	700 m ³ /ha	40 mm	400 m ³ /ha	90 mm	900 m ³ /ha
Unités . . .	mg/l	kg/ha	mg/l	kg/ha	mg/l	kg/ha
D.C.O. . . .	12 400	8 680	6 000	2 400	700	630
NH ₃ (en N). . .	75	52	82	33	3	3
NO ₂ (en N). . .	26	18	17,6	7	0,5	
NO ₃ (en N). . .	30	21			0	
N Kjeldhal . . .	< 112	< 78	< 107	43	18	14
N total . . .	< 168	< 117	< 125	50	18	14
Cl ⁻	107	75			20	18
K ⁺	653	457			37	33
Na ⁺	455	318			45	40
Ca ⁺⁺					123	111
Mg ⁺⁺					15	13
D.C.O/N . . .	73		48		37	

(Extraits du document
66/05819)



Le pouvoir épurateur du sol pour ce type d'effluent est élevé puisqu'il se minéralise en moyenne de 300 à 400 kg/ha/j en période estivale, avec des pointes de 700 kg/ha/j. Cette activité microbienne intense a pour conséquence une libération d'azote nitrique. On n'évitera donc réellement la pollution des nappes que dans la mesure où la végétation installée sur le sol sera suffisamment active pour absorber les nitrates formés. Les plantes qui remplissent le mieux ces conditions sont les graminées fourragères. Le choix de plantes moins exigeantes obligerait à adapter le rythme des apports au rythme végétatif de celles-ci et à accroître la surface d'épandage.

.../...

5 - ORDURES MENAGERES

Le dépôt d'ordures ménagères peut entraîner une pollution des eaux souterraines, soit directement si les dépôts sont réalisés dans un affleurement de la nappe (gravière en eau, par exemple), soit indirectement par lessivage du dépôt par la pluie. La pollution des nappes par contact direct serait beaucoup plus notable que celle entraînée par infiltration des eaux.

Le tableau ci-après donne des mesures de la quantité d'éléments extractibles des ordures par lessivage.

	Quantité relative (en kg/kg) dans 4 cas différents			
DBO	0,226			0,515
Carbone organique	0,147			0,285
Azote organique	0,065			0,075
Azote ammoniacal	0,034		0,09	0,055
Chlorures (Cl ⁻)	0,114	0,19	0,010	0,105
Sulfates (SO ₄ ⁻⁻)	0,076	1,68	0,55	0,13

Extrait du document 01/40643 (G.1760)

La production de lessivat serait favorisée par des conditions anaérobies.

Dans une étude S.P.E.P.E.* (document G.1760) sur la pollution des eaux souterraines par les dépôts d'ordures ménagères, des calculs ont été réalisés pour déterminer la quantité d'éléments libérés par un volume d'ordures de 1200 m³. Comme le montre le tableau de la page suivante, la quantité d'éléments lessivés est d'autant plus importante que le dépôt d'ordures ménagères est étalé. La quantité d'azote ammoniacal lessivé est de 0,53 tonnes N/an pour une épaisseur de dépôt de 0,75 mètres, de 0,48 tonnes N/an pour une épaisseur de 2 mètres, de 0,44 tonnes N/an pour une épaisseur de 3 mètres, les valeurs correspondantes du lessivage de l'azote organique étant respectivement de 0,29 - 0,30 - 0,33 tonnes N/an.

* S.P.E.P.E = Secrétariat Permanent pour l'Etude des Problèmes de l'Eau.

Substances analysées	Epaisseur de la couche d'ordures		
	0,75 m	2 m	3 m
Calcium (Ca)	3,6 *	2,3	1,3
Magnesium (Mg)	0,23	0,21	0,17
Sodium (Na)	0,71	0,60	0,47
Potassium (K)	1,4	1,1	1,6
Bicarbonates (HCO ₃)	15,5	11,8	9,6
Chlorures (Cl)	1,0	0,83	0,80
Sulfates (SO ₄)	0,68	0,44	0,28
Azote ammoniacal (N)	0,53	0,48	0,44
Azote organique (N)	0,29	0,30	0,33
Phosphate (PO ₄)	0,16	0,02	0,05
Fer total (Fe)	0,20	0,30	0,37
DBO5 (20°C)	17,2	14,4	12,3
Solide total	29,9	22,6	19,6
Solide organique	16,8	14,2	12,3

* : tous les chiffres sont exprimés en tonnes/an

Extrait du document 01/40643 (G.1760)

L'analyse par WOLKSFEL (1966) des cendres d'ordures de Lausanne (S) et des composts d'ordures de Bad-Kreuznach (K) donne les résultats figurés dans le tableau de la page suivante, les chiffres étant exprimés en mg/l.

WILLIAMS et WALLACE (1970) considèrent que la libération des produits azotés des ordures ménagères est de l'ordre de 0,002 % (en poids des produits lessivés/ordures ménagères) pour les nitrates, de 0,04 % pour l'azote ammoniacal et de 0,007 à 0,016 % pour l'azote organique. (document G.1760)

.../...

Eléments	Extrait à l'eau distillée pure		Eau distillée saturée de CO ₂	
	S	K	S	K
pH	8	6,6	5,8	6,6
Consommation de MnO ₄ K	19	948	320	1.661
Résidu sec	140	832	101	700
CaO	28	241	14	78
MgO	4	35	7	0,4
Fe ⁺⁺	0,7	0,4		
Al ⁺⁺⁺	0,4	0,0		
SiO ₂	2,5	7,5	2,5	7,5
NO ₃ ⁻	< 1	12		
NO ₂ ⁻	0,3	0,3		
NH ₃ ⁺	0,1	0,75		
NH ₄	0,1	0,79		
SO ₄ ⁻⁻	13	420		
Cl ⁻	3	180		

Extrait du document 01/40463 (G.1760)

6 - AUTRES SOURCES

Précipitations

Ce sont les précipitations liquides (pluies, trombes et condensations) et les précipitations solides (grêle, neige, particules sèches, poussières atmosphériques, volcaniques ...).

La majeure partie de l'azote atmosphérique se trouve sous la forme moléculaire N₂. On y trouve aussi un peu d'ammoniac, attribué en grande partie à la pollution de l'air par l'industrie, ainsi que divers oxydes dont l'hydratation produit de l'acide nitrique.

Les aérosols stables composés de sulfate et de persulfate d'ammonium se trou-

.../...

vent à des altitudes comprises entre 15 et 25 km au dessus de la terre. Les particules tombent constamment vers les couches basses de l'atmosphère où elles s'incorporent aux pluies ou à la neige.

La teneur en azote de l'eau de pluie varie de moins de 1 mg/l à plusieurs mg/l, mais, en général, elle ne dépasse pas les 2 mg/l.

Aux Etats-Unis, les précipitations atmosphériques déposeraient de 0,8 à 16 kg d'azote par hectare et par année. (document 66/02696)

D'après WILLRICH T.L. et SMITH G.E. (document 56/02807), la contribution de l'eau de pluie à l'apport d'azote sur les sols serait de l'ordre de 3,36 kg/ha/an.

FETH indique une précipitation de nitrates dans la région du désert de Mojave, Californie, qui se serait déroulée entre Mars 1965 et Mars 1966. Les concentrations de nitrates dans l'eau de pluie variaient entre 0 et 16 mg/l, dépendant de l'époque de l'année et du lieu.

Une autre source d'azote est l'entraînement par le vent de pollen. MAC GAUHEY a montré que la quantité d'azote apportée par le pollen pouvait être aussi élevée que 2 à 5 kg/ha/an dans les régions forestières.

Des analyses réalisées depuis 1970 sur les pluies du Nebraska ont montré que leur concentration en azote variait de 6 à 16 kg/ha/an. (document 66/01593)

Sources géologiques

Citons par exemple les millions de tonnes de nitrate de soude du plateau de Tarapaca au Chili ou les nitrates de la vallée d'Amargosa en Californie. Aux Etats-Unis, des dépôts de nitrates dans les sols ou les formations géologiques ont été découverts dans onze états de l'Ouest.

Les autres sources géologiques de nitrates sont les roches éruptives, le charbon, les terrains tourbeux, etc... Les concentrations d'azote semblent les plus élevées dans les roches jeunes et dans l'argile, les schistes ardoisiers ou argileux; par contre, elles sont basses dans les roches métamorphiques. L'eau relâchée lors du métamorphisme est très riche en ammoniac. Les roches éruptives et sédimentaires peuvent contenir entre 40 et 500 mg/kg d'azote, mais les schistes riches en matières organiques en contiennent beaucoup plus.

x

x x

.../...

BIBLIOGRAPHIE

DOCUMENTS D'ORDRE GÉNÉRAL

- 56/02807 GOLDBERG M.C.
 "Sources of nitrogen in water supplies"
 Extrait de F.2043 "Agricultural practices and water quality" 1970 chapitre 7 pages 94-124
- 56/02938 LE GRAND H.E.
 "Movement of agricultural pollutants with groundwater"
 Extrait de F.2043 "Agricultural practices and water quality" 1970 chapitre 22 pages 303-313
- 56/03083 SCHMIDT K.D.
 "Nitrate in ground water of the Fresno-Clovis Metropolitan Area, California"
 Ground Water Vol.10, N°1, Janvier-Février 1972 pages 50-64
- 56/03483 PREUL H.C.
 "Underground pollution analysis and control"
 Water Research 1972, Vol.6 pages 1141-1154
- 66/00370 SCALF M.R., HAUSER V.L., McMILLION L.G.
 "Fate of DDT and nitrate in ground water"
 Extrait de G.1456 Avril 1968 43 pages
- 66/01591 SCHMIDT K.D.
 "Groundwater quality in the Cortaro Area, Northwest of Tucson, Arizona"
 Water Resources Bulletin Vol.9, N°3, Juin 1973
 pages 598-606
- 66/02696 KAUFMAN W.J.
 "Chemical pollution of ground waters"
 Water Technology/Quality Mars 1974 pages 152-159
- 66/02812 FOSTER S.S.D., CREASE R.I.
 "Nitrate pollution of chalk groundwater in East Yorkshire. A hydrogeological appraisal"
 Journal of the Institute of Water Engineers
 Vol.28, N°3, Mai 1974 pages 178-194
- 66/03312 SCHMIDT K.D.
 "Nitrates and ground water management in the Fresno Urban Area"
 Water Technology/Quality Mars 1974 pages 146-148

- 66/04588
G.2002
X...
"Qualité des eaux de la nappe phréatique d'Alsace"
Commission interministérielle d'étude de la nappe
phréatique d'Alsace
Juin 1974 7 pages + cartes
- 66/05029
F 1988/II
FRITS VAN DER LEEDEN
"Ground water : a selected bibliography"
1971 116 pages
- 66/05817
G.2458/1
AUROUZE J.
"La pollution des eaux souterraines"
Stage A.D.E.R.A. Bordeaux 1974 11 pages
- PHELIPPOT S.
"L'eutrophisation des cours d'eau"
Rapport A.F.E.E. 1975 130 pages
- X...
"Conference on nitrogen as a water pollutant. Volume 2.
Pollution"
Conférence I.A.W.P.R. Copenhague Août 1975 200 pages

1 - ENGRAIS CHIMIQUES

- 56/01049
SCHORBON M.
"Les engrais chimiques et la pollution de l'eau"
Rapport A.F.E.E. 1970 24 pages
- 56/02463
G.1544
X...
"La pollution et les engrais"
S.C.P.A. 77 pages
- 56/04017
GARBOUCHEV I., MITREVA N.
"Effect of fertilizers on human environment in Bulgaria"
Qual.Plant.Mater.Veg.XXII, N°1 1972 pages 55-64
- 56/04120
SCHERB K.
"Die Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft"
Berichte der Abwassertechnischen Vereinigung E.V.
N°25 1971 pages 117-136
- 56/05195
POCH M.
"Der Einfluss der zunehmenden Stickstoffdüngung auf das
Grundwasser"
Les eaux résiduaires des industries agricoles et alimen-
taires. 12ème Symposium International. Budapest mars 1970.
pages 187-192

- 56/05671 AMBERGER A.
 "Dynamik des Stickstoffs im Boden im Hinblick auf Festlegung und Auswaschung"
 Wasser und Abwasser Forschung Janvier-Février 1974
 pages 14-18
- 66/00688 MARTIN W.P., FENSTER W.E., HANSON L.D.
 "Fertilizer management for pollution control"
 Extrait de "Agricultural practices and water quality"
 (F.2043) 1970 chapitre 9 pages 142-158
- 66/00783 STANFORD G., ENGLAND C.B., TAYLOR A.W.
 "Fertilizer use and water quality"
 United States Department of Agriculture Octobre 1970
 19 pages
- 66/00824 SALITERNIK C.
 "Groundwater pollution by nitrogen compounds in Israël"
 6th International Water Pollution Research Conference
 18-23 Juin 1972 9 pages
- 66/01593 OLSON R.A., SEIM E.C., MUIR J.
 "Influence of agricultural practices on water quality
 in Nebraska : a survey of streams, groundwater and precipitation"
 Water Resources Bulletin Vol.9, N°2, Avril 1973
 pages 301-311
- 66/02024 BRUGERE D.
 G.1832 "Fumure et pollution"
 I.N.R.A. Novembre 1973 16 pages
- 66/02201 HAURET M.
 "Rapport introductif sur la pollution des eaux par les engrais chimiques utilisés dans l'agriculture"
 Conseil de l'Europe. 10 Janvier 1973 16 pages
- 66/02629 X...
 G.1879/1 et 2 "La pollution des eaux par l'agriculture et la sylviculture"
 Conseil Economique et Social des Nations-Unies
 Vienne 15-20 Octobre 1973 Vol.II pages 137-336
- 66/04015 COIC Y.
 "Engrais, environnement et production"
 Nuisances et Environnement Août-Septembre 1974 pages 41-46
- 66/05390 CHRETIEN J., CONCARET J., MERE C.
 "Evolution des teneurs en nitrates dans les eaux d'alimentation"
 Annales Agronomiques 1974, Vol.25(2-3) pages 499-513

- 66/06040 HEBERT J.
"Recommandations aux agriculteurs pour limiter l'enrichissement des nappes d'eau en éléments fertilisants"
Bulletin Technique d'Information. Décembre 1974
pages 851-854
- 66/06227 ALBINET M, CHAMAYOU J., SAMSON A.
G.2504 "Qualité chimique de l'eau souterraine sous une exploitation agricole : constatation, évolution"
B.R.G.M. Décembre 1974 34 pages
- 66/06297 X...
G.2454 "Impact des engrais agricoles et déchets d'élevage sur la qualité des eaux"
O.C.D.E. Paris 1973 77 pages
- 66/06316 COURPRON C.
"Pertes en éléments fertilisants dans les sols sableux des Landes soumis à une fertilisation et une irrigation intensives"
Annales Agronomiques 1975 Vol.25 (2-3) pages 467-482
- 66/07328 KOLENBRANDER G.J.
"Nitrogen in organic matter and fertilizer as a source of pollution"
Extrait de G.2683 : "Conference on nitrogen as a water pollutant" Copenhague (Danemark) 18-20 Août 1975 13 pages
- WOLLENWEIDER R.A.
"Recherches sur l'aménagement de l'eau. Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation"
Rapport O.C.D.E. Paris 1968

2- ELEVAGE, ENGRAIS NATURELS

- 56/01279 GILLHAM R.W., WEBBER L.R.
"Nitrogen contamination of groundwater by barnyard leachates"
J.W.P.C.F. Vol.41, N°10, Octobre 1969 pages 1752-1762
- 56/01418 DAGUE R.R., PAULSON W.L., KLINE K.J.
"Hydrologic aspects of feedlot waste control"
Engineering Bulletin of Purdue University
1969 N°135 pages 998-1016

.../...

- 56/01511 GILBERTSON C.B, McCALLA T.M., ELLIS J.R.
 "Runoff, solid wastes, and nitrate movement on beef feedlots"
 J.W.P.C.F. Vol.43, N°3, Mars 1971 pages 483-493
- 56/02352 VIVIER P., LEYNAUD G.
 "Influence des plantations ligneuses, des engrais et des pesticides utilisés par l'agriculture sur la qualité de l'eau"
 Société Hydrotechnique de France. XIèmes journées de l'Hydraulique. Paris 1970. Question 3. Rapport 10. 8 pages
- 56/02991 MILLER W.D.
 "Subsurface distribution of nitrates below commercial cattle feedlots, Texas High Plains"
 Water Resources Bulletin. Vol.7, N°5, Octobre 1971 pages 941-950
- 56/03855 LORIMOR J.C., MIELKE L.N., ELLIOTT L.F.
 "Nitrate concentrations in groundwater beneath a beef cattle feedlot"
 Water Resources Bulletin. Vol.8, N°5, Octobre 1972 pages 999-1005
- 66/00653 McCALLA T.M., FREDERICK L.R., PALMER G.L.
 "Manure decomposition and fate of breakdown products in soil"
 Extrait de F.2043 "Agricultural practices and water quality" Chapitre 17 pages 241-255
- 66/00898 ADRIANO D.C., PRATT P.F., BISHOP S.E.
 "Nitrate and salt in soils and groundwaters from land disposal of dairy manure"
 Soil Science Society of America Proceedings N°5 1971 pages 759-762
- 66/05278 McCALLA T.M.
 "Use of animal wastes as a soil amendment"
 Journal of Soil and Water Conservation
 Septembre-Octobre 1974 pages 213-216
- 66/06340 KREITLER C.W., JONES D.C.
 "Natural soil nitrate : the cause of the nitrate contamination of groundwater in Runnels County, Texas"
 Groundwater Vol.13, N°1 Janvier-Février 1975 pages 53-62
- G.2238 X...
 "Les déjections animales indésirables ou rentables?"
 L'élevage. Numéro hors-série F.16 1974 12 pages

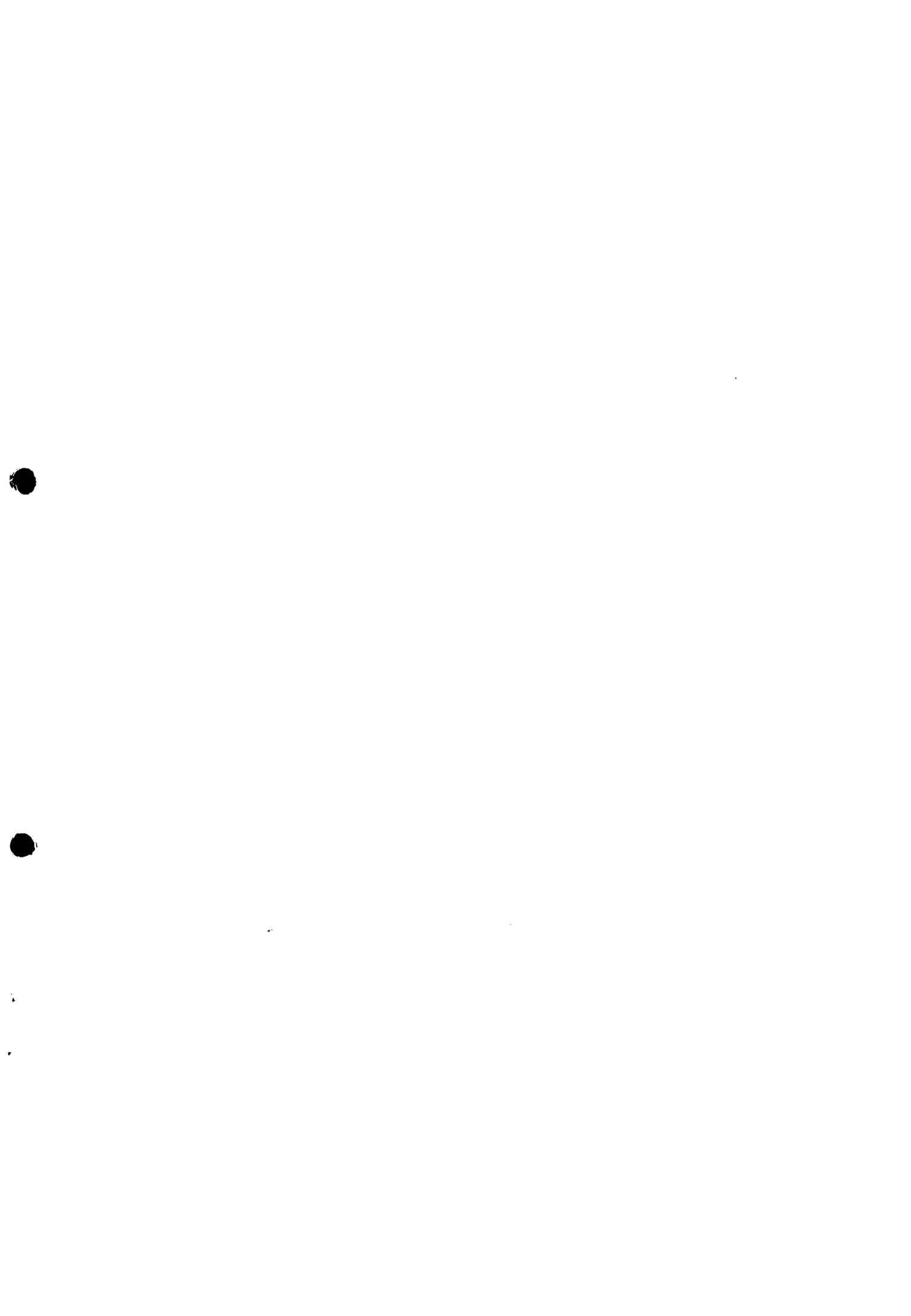
.../...

3 - SYLVICULTURE

- 56/06004 Tamm C.O., HOLMEN H., POPOVIC B.
 "Leaching of plant nutrients from soils as a consequence
 of forestry operations"
 Ambio, Vol.3, N°6, 1974 pages 211-221
- 66/02629 X:..
 G.1879/1 et 2 "La pollution des eaux par l'agriculture et la sylviculture"
 Conseil Economique et Social des Nations-Unies. Vienne.
 15-20 Octobre 1973 Vol.II pages 137-336
- 66/03793 KREUTZER K., WEIGER H.
 "Untersuchungen über den Einfluss forstlicher Düngungs-
 massnahmen auf den Nitratgehalt des Sickerwassers im Wald"
 Forstw. Chl. 93 (1974) pages 57-74

4 - EPANDAGE D'EAUX USÉES

- 56/00870 SCALF M.R., DUNLAP W.J., McMILLION L.G.
 "Movement of DDT and nitrates during groundwater recharge"
 Water Resources Research Vol.5, N°5, Octobre 1969
 pages 1041-1052
- 56/03372 LANCE J.C.
 "Nitrogen removal by soil mechanisms"
 J.W.P.C.F. Vol.44, N°7, Juillet 1972 pages 1352-1361
- 56/04813 THOMAS R.E.
 "Land disposal II : an overview of treatment methods"
 J.W.P.C.F. Vol.45, N°7, Juillet 1973 pages 1476-1484
- 66/01102 SOPPER W.
 "Spray irrigation of sewage effluent and sludge"
 1st Conference on Composting-Waste Recycling
 Denver, Colorado. 20-21 Mai 1971 pages 64-72
- 66/02696 KAUFMAN W.J.
 "Chemical pollution of ground waters"
 Water Technology/Quality Mars 1974 pages 152-159
- 66/02721 HINESLY T.D.
 "The land treatment process for wastewater renovation"
 Public Works Février 1974 pages 62-66



- 66/04688 MANN G.S., SINGH J., SOOD S.M.
 "The evaluation of the sewage sludge-nitrogen fraction"
 Journal of Research Vol.9, N°4, 1972 pages 627-630
- 66/05819 GRAFFIN Ph., HUBERT A.
 "Etude des conséquences de l'épandage d'eaux résiduaires
 de conserverie de légumes"
 Revue de l'Académie d'Agriculture de France N°13 1974
 pages 1026-1035
- TILSTRA J.R., MALJEG K.W., LARSON W.C.
 "Removal of phosphorus and nitrogen from wastewater
 effluents by induced soil percolation"
 J.W.P.C.F. Vol.44, N°5, Mai 1972 pages 796-805

5 - ORDURES MÉNAGÈRES

- 01/40643 X...
 G.1760 "Etude bibliographique de la pollution des eaux souterraines par les dépôts d'ordures ménagères en milieu alluvial"
 S.P.E.P.E. Septembre 1972 107 pages

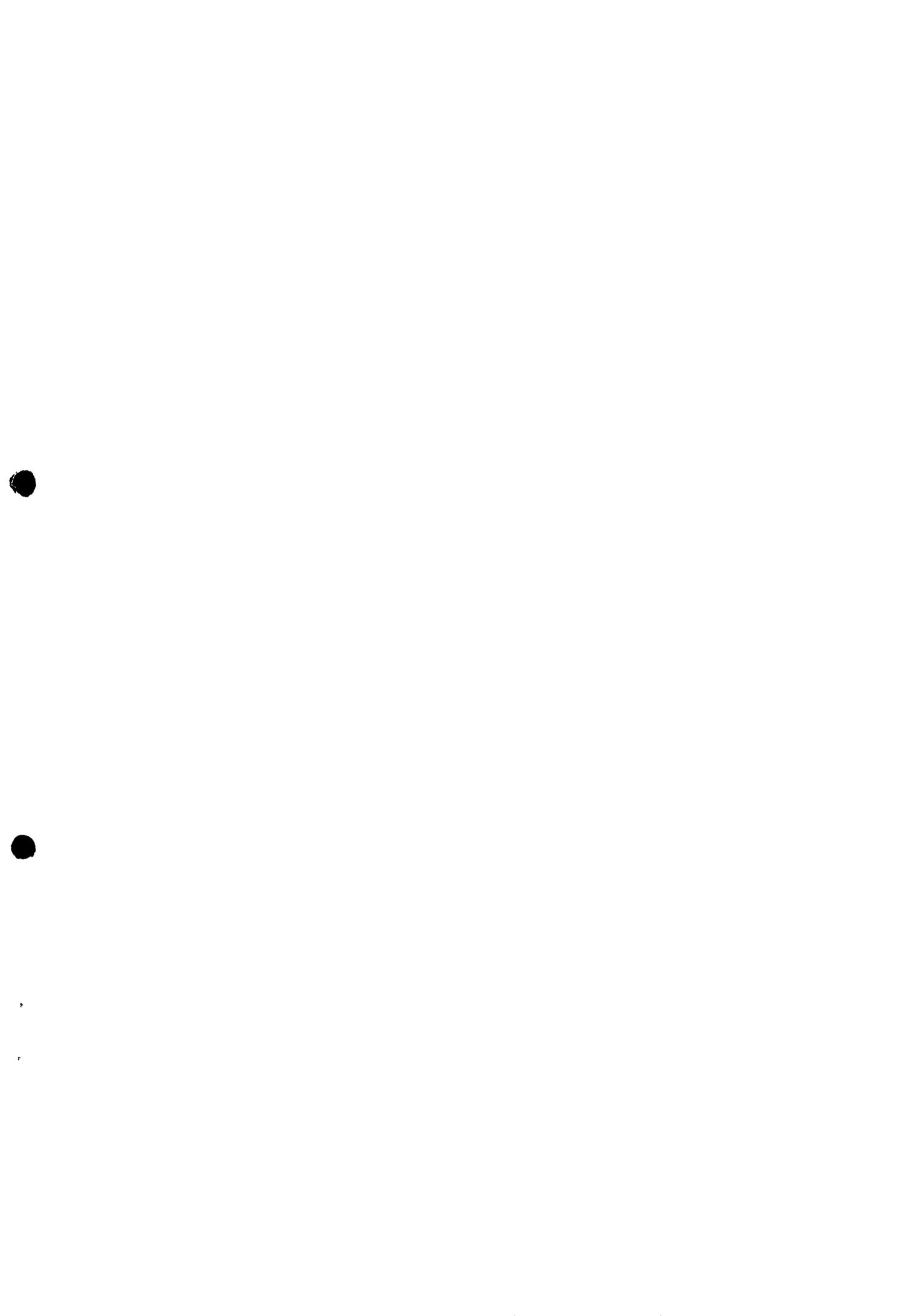
6 - AUTRES SOURCES

- 56/02807 GOLDBERG M.C.
 "Sources of nitrogen in water supplies"
 Extrait de F.2043 "Agricultural practices and water quality" 1970 chapitre 7 pages 94-124
- 66/01593 OLSON R.A., SEIM E.C.; MUIR J.
 "Influence of agricultural practices on water quality in Nebraska : a survey of streams, groundwaters and precipitations"
 Water Resources Bulletin Avril 1973 pages 301-311
- 66/02696 KAUFMAN W.J.
 "Chemical pollution of groundwaters"
 Water Technology/Quality Mars 1974 pages 152-159

x

x x

.../...



- CHAPITRE 2 -

TOXICITE DES NITRATES
POUR L'HOMME

Il est reconnu que la présence de nitrates en quantité excessive dans l'eau d'alimentation présente un danger pour l'homme. Cette présence constitue un risque de méthémoglobinémie chez les nourrissons.

1 - ASPECTS GÉNÉRAUX DE LA MÉTHÉMOGLOBINÉMIE.

Les nitrates en eux-mêmes sont relativement peu toxiques, étant facilement adsorbés et facilement excrétés par l'organisme. Néanmoins, la microflore intestinale, dans certaines conditions, réduit les nitrates en nitrites, ces derniers induisant la transformation de l'hémoglobine en méthémoglobine. Cette transformation est due à l'oxydation des ions ferreux des noyaux hémiques des protéines de l'hémoglobine en ions ferriques. Du fait de la différence de poids moléculaire entre les nitrites et l'hémoglobine, de petites quantités de nitrites produisent de grandes quantités de méthémoglobine : 1 gramme de nitrite suffirait à produire 1850 grammes de méthémoglobine. (66/O2698)

La méthémoglobine ainsi formée est incapable de se combiner à l'oxygène, et, de ce fait, le transport de l'oxygène dans le sang est bloqué, ce qui résulte en une asphyxie progressive de l'organisme ou cyanose.

Le signe le plus caractéristique de la méthémoglobinémie est la teinte très particulière de la peau qui devient gris "ardoise" au lieu de rosée.

Dans des conditions normales, moins de 2% de l'hémoglobine existe sous forme de méthémoglobine. Aucun symptôme n'est observé pour des taux de méthémoglobine inférieurs à 5%. Les premiers risques de cyanose ou "maladie bleue" se manifestent pour des taux compris entre 5 et 10%. (G 2683). La mort surviendrait quand les taux de méthémoglobine dans le sang atteignent des valeurs comprises entre 50 et 75%. (66/O2698)

2 - PATHOGÉNIE DE LA MÉTHÉMOGLOBINÉMIE.

La méthémoglobinémie est une maladie caractéristique des jeunes enfants. La plupart des cas de méthémoglobinémie infantile observés dans le monde ont touché des enfants qui n'avaient pas encore atteint leur première année. Des études réalisées par ROSENFELD et HUSTON en 1950 dans le Minnesota ont montré que sur 146 cas de méthémoglobinémie, 90% avaient touché des enfants âgés de huit semaines. (G 2683)

Il est certain que la présence de fortes concentrations de nitrates dans l'eau est le principal facteur déterminant l'apparition de méthémoglobine chez les enfants. On estime que la teneur des eaux en nitrates devient dangereuse pour le nourrisson à partir de 50 ou 100mg/l. (56/O2450) Néanmoins, d'autres facteurs entrent en cause qui expliquent la sensibilité des nourrissons à la toxicité des nitrates.

p H

La microflore gastro-intestinale joue un très grand rôle puisque c'est elle qui transforme les nitrates en nitrites. Tous les micro organismes présents dans la bouche et le tractus gastro-intestinal sont capables d'effectuer la réduction des nitrates, et se développent pour des pH compris entre 5 et 7.

L'examen du suc gastrique d'enfants atteints de méthémoglobinémie a révélé que le pH de celui-ci était généralement supérieur à 4. Ce pH, dans des conditions normales, est compris entre 2 et 5, mais quand l'enfant souffre de diarrhée, il augmente jusqu'à des valeurs de 4,6 à 6,5, domaine favorable au développement des micro organismes réducteurs des nitrates. Pour des pH inférieurs à 4,6, le suc gastrique des enfants est stérile. (56/O2770)

Hémoglobine foetale

L'hémoglobine foetale est beaucoup plus facilement oxydable que l'hémoglobine des adultes. Or, le sang des bébés nouveaux-nés est constitué à 80% d'hémoglobine foetale. Ce n'est que trois à quatre mois après la naissance que l'hémoglobine foetale est remplacée, en grande partie, par l'hémoglobine des adultes.

Réduction de la méthémoglobine.

Des systèmes enzymatiques existent chez l'adulte, qui permettent de réduire la méthémoglobine en hémoglobine. Ces systèmes existent également chez l'enfant, mais ne sont pas suffisamment développés pour être très efficaces. La plus faible vitesse de réduction de la méthémoglobine dans le sang de l'enfant est expliquée par une déficience temporaire de DPNH, le cofacteur de la méthémoglobine réductase.

Nutrition de l'enfant.

L'alimentation des enfants est également un facteur qui tend à favoriser l'apparition de méthémoglobinémie.

Certains laits en poudre contiennent en effet des spores de *B. subtilis*,

.../....

bactérie qui réduit les nitrates. Plusieurs cas de méthémoglobinémie apparus en Tchécoslovaquie ont été imputés à l'absorption régulière par les enfants de biberons préparés avec ce type de lait en poudre. L'alimentation des enfants par lait maternel ou par lait de vache ne semble pas présenter de danger. Des analyses réalisées par DAVISON en 1964 ont montré qu'on ne trouvait que de très petites quantités de nitrates dans le lait de vaches abreuvées d'eau contenant 800 mg NO_3 /l. (56/O2770)

De plus, pour un même volume de liquide, les enfants ingèrent plus de nitrates par gramme d'hémoglobine qu'un adulte, ceci étant dû à leur plus grande absorption de liquide par unité de poids corporel. BURDON, en 1961, en supposant que tous les nitrates sont réduits en nitrites, détermine un taux permissible des nitrates pour les adultes de 1056 mg/l, pour l'Angleterre, et 198 mg/l pour les pays tropicaux; pour les enfants, ces taux permisibles sont respectivement de 88 mg/l et 26 mg/l. Ces estimations sont basées sur une absorption quotidienne maximale de 13,2 mg NO_3 /kg, dose qui semble ne pas entraîner d'effets toxiques. La quantité de liquide absorbée par les enfants est de 0,5 litre en Angleterre et 2,0 litres dans les pays tropicaux. (56/O2770)

D'autre part, la concentration de nitrates dans l'eau augmente quand celle-ci subit une ébullition prolongée. Un exemple nous est donné dans l'article 66/O2698 : une eau contenant au départ 110 mg/l de nitrates, qu'on laisse bouillir pendant 20 à 30 minutes, a, en fin d'ébullition, une concentration en nitrates de 155 mg/l.

La composition de la nourriture pour des enfants qui ne sont plus strictement alimentés avec du lait, peut avoir un effet positif ou négatif, pour le développement de la méthémoglobinémie. Certains composés, tels que la vitamine C, peuvent guérir ou prévenir la maladie. Par contre, certains aliments, et particulièrement les légumes (épinards, rhubarbe, carottes ...), qui contiennent de grandes quantités de nitrates ne peuvent que favoriser l'apparition de la méthémoglobinémie. Des analyses réalisées par le Docteur E. WIESENBERG à Jérusalem sur divers légumes, ont montré que la concentration en nitrates était de 1330 ppm dans les épinards, 1050 ppm dans la rhubarbe, 500 ppm dans les carottes. (56/O2770)

3 - CAS DE MÉTHÉMOGLOBINÉMIE.

Plusieurs cas de méthémoglobinémie infantile ont été mentionnés pour être apparus durant les années 1947 à 1950. En Angleterre, les premiers cas ont eu lieu durant l'année 1950. Un enfant âgé de quatre semaines et nourri avec du lait en poudre dilué dans de l'eau du robinet contenant 200 mg NO_3 /l est décédé durant son transfert à l'hôpital. Trois autres enfants âgés de 4 à 6 semaines et nourris également avec des biberons préparés à partir d'eau du robinet contenant de 95 à 250 mg NO_3 /l, ont été atteints de cyanose

mais ont pu être heureusement sauvés en quelques jours par un traitement à base de vitamine C et d'eau contenant peu de nitrates. (Water treatment and examination 24 N° 3 1975).

Durant l'année 1950, 200 cas de méthémoglobinémie infantile ont été enregistrés pour la Belgique, le Canada et les Etats-Unis. (66/O2698)

D'après SOUCHON, en 1956, 280 cas de méthémoglobinémie auraient été enregistrés pour les Etats-Unis, la France, les Pays-Bas et la Hongrie. Sur ces 280 cas, 29 auraient été mortels. (66/O2698)

Les dernières estimations réalisées par SHUVAL et GRUENER en 1972 ont donné un total de 2000 cas de méthémoglobinémie infantile dans le monde. Aux Etats-Unis, 335 cas auraient été enregistrés, dont 39 mortels. En Europe, on aurait dénombré approximativement 1000 cas de méthémoglobinémie, dont 80 mortels. La plupart des cas de méthémoglobinémie seraient apparus durant la période 1945 à 1960. (66/O2698)

4 - TRAITEMENT MEDICAL.

L'absorption d'acide ascorbique est le traitement médical le plus approprié pour réduire la méthémoglobinémie. Une autre forme de traitement est l'injection intraveineuse de bleu de méthylène.

L'action de l'acide ascorbique sur l'organisme est double; elle peut avoir un effet direct ou indirect. Il est prouvé expérimentalement que l'absorption d'acide ascorbique réduit directement les taux de méthémoglobine dans le sang, mais ce processus est relativement lent. L'acide ascorbique agit indirectement en augmentant l'activité de la méthémoglobine réductase, bloquant les sites actifs de l'enzyme qui reçoivent les nitrites et diminuant les taux de nitrites dans le sang. (G.2348)

L'absorption de grandes quantités d'acide ascorbique ne prévient pas totalement la méthémoglobinémie, mais offre, toutefois, une assez bonne protection.

5 - NITROSAMINES.

Les nitrates présentent un autre danger pour la santé humaine, en ce sens qu'ils peuvent donner lieu à la formation de nitrosamines. Ceci risque de se produire chez des personnes qui ont une faible acidité gastrique, ce qui entraîne la prolifération de la flore gastro-intestinale qui réduit les

nitrate en nitrite. Ces derniers se combinent aux amines secondaires apportées par la nourriture, formant ainsi des nitrosamines. (66/O4452)

Les nitrosamines sont reconnues pour avoir des effets cancérigènes, mutagènes et tératogènes. Des expériences réalisées sur des rats ont montré que les nitrosamines induisaient principalement des cancers de l'estomac, de l'oesophage et du nasopharynx.

Des études réalisées par M.J.HILL, G.HAWKSWORTH et G.TATTERSALL (66/O4452) dans une ville anglaise, Worksop, ont montré une corrélation entre le nombre de personnes atteintes d'un cancer de l'estomac et le taux de nitrates dans l'eau d'alimentation, qui était de l'ordre de 90 mg NO₃/l. Le nombre de personnes mourant d'un cancer de l'estomac s'est révélé plus élevé que les estimations le supposaient (92 cas au lieu de 70 prévus). Les mêmes constatations ont été faites pour les cancers de l'oesophage (14 décès au lieu de 10,4 prévus), et les cancers du foie (10 décès au lieu de 1,8 prévus).

Comme le montre le tableau ci-dessous, qui fait la comparaison du taux de nitrates absorbés hebdomadairement par la population de Worksop et celle de villes voisines, la seule différence réside dans le taux de nitrates apportés par l'eau de consommation. Une personne de Worksop absorbe 645 mg de nitrates en une semaine par l'eau de boisson, alors qu'une personne des autres villes n'en absorbe que 105 mg.

—Estimated Weekly Nitrate Consumption of People Living in Normal Control Towns and in Worksop

Source	Weekly intake*	Control towns		Worksop	
		Nitrate (parts/10 ⁶)	Weekly nitrate intake (mg)	Nitrate (parts/10 ⁶)	Weekly nitrate intake (mg)
Meat	220 g	500	110	500	110
Vegetables (excluding potatoes)	450 g	500	225	500	225
Water	7 l	15	105	93	645
Total			440		980

* Ashton (1970).

(Extrait du document 66/O4452)

6 - NORMES.

Devant le danger représenté par les nitrates pour l'hygiène publique, des réglementations ont été établies dans différents pays pour sauvegarder la qualité des eaux.

En France, aucune limite n'est imposée pour les eaux d'adduction publique, mais la réglementation française précise qu'une teneur supérieure à 44 mg NO₃/l (soit 10 mg N/l) doit être considérée comme exagérée.

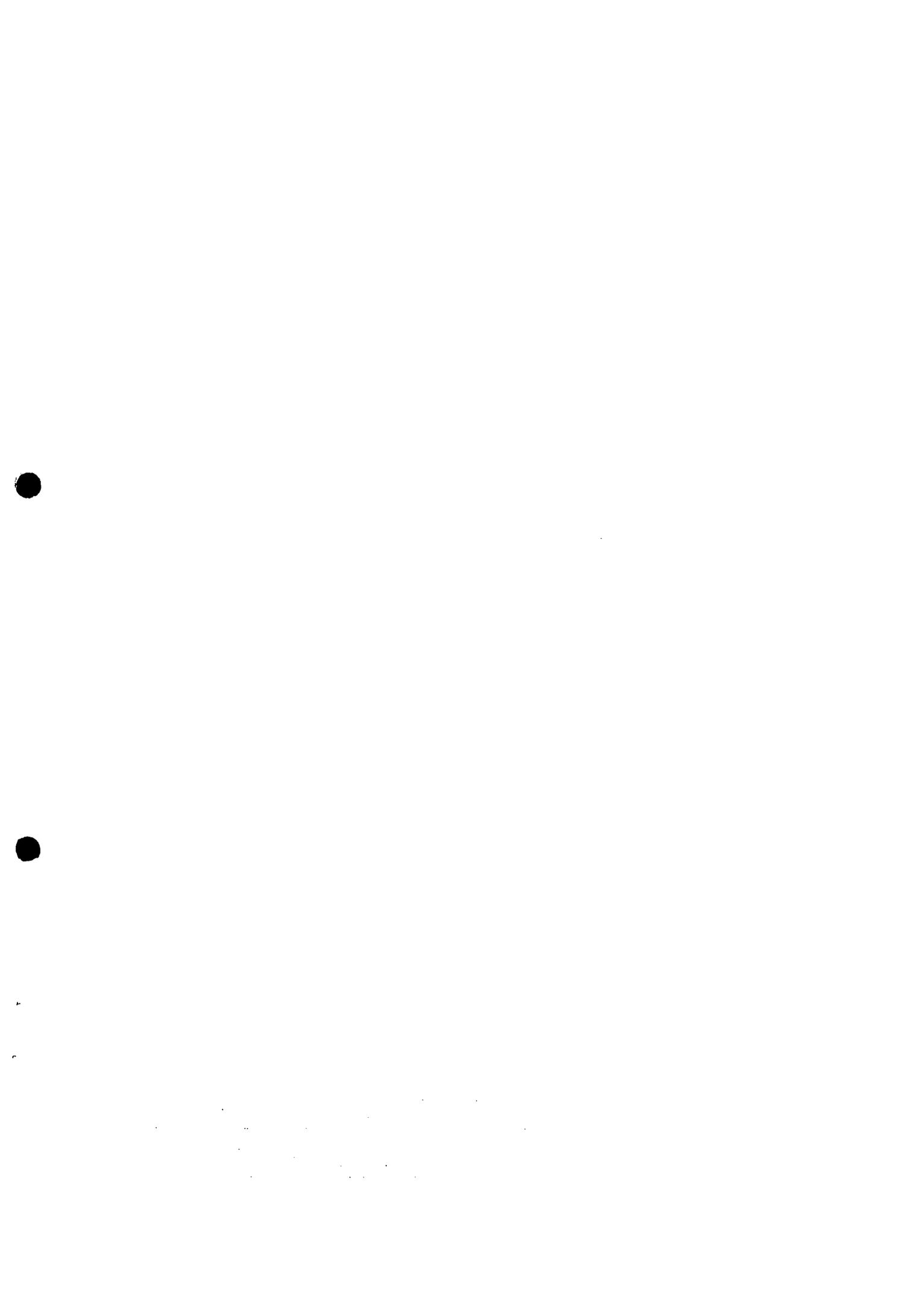
Par contre, pour les eaux embouteillées, cette concentration de 44 mg NO₃/l est une limite impérative. En République Fédérale Allemande, cette teneur est de 40 mg/l, en République Démocratique d'Allemagne de 30 mg/l, en Suisse de 20 mg/l, en Autriche de 40 mg/l, en Tchécoslovaquie de 35 mg/l.

Le Service d'Hygiène Publique Américain (USPHS) et l'OMS recommandent la concentration de 45 mg NO₃/l comme valeur limite à ne pas dépasser pour l'eau de boisson, particulièrement quand celle-ci doit être donnée à des enfants. L'OMS considère néanmoins comme acceptable une eau contenant de 50 à 100 mg NO₃/l et déconseille une eau contenant plus de 100 mg NO₃/l. (document 56/06105)

BIBLIOGRAPHIE

- 56/01049 SCHORBON M.
"Les engrais chimiques et la pollution des eaux"
Rapport A.F.E.E. 1970 24 pages.
- 56/02450 GOUNELLE DE PONTANEL H., ASTIER-DUMAS M.
"Eau d'alimentation et nitrates"
Ann.Hyg.L.Fr. Tome 8 N°1 pages 71-76.
- 56/02770 GRUENER N., SHUVAL H.I.
"Health aspects of nitrates in drinking water"
Extrait de F.1964 "Developments in water quality
research". 1971 pages 89-106.
- 56/03159 SHUVAL H.I., GRUENER N.
"Epidemiological and toxicological aspects of nitrates
and nitrites in the environment".
American Journal of Public Health N°8 1972
pages 1045 - 1052.
- 56/03358 FESTY B.
"Généralités sur la pollution des eaux"
1er stage d'étude des problèmes de l'eau. Centre de
perfectionnement technique 1972 10 pages.
- 56/04016 SHEARER L.A., GOLDSMITH J.R., YOUNG C.
"Methemoglobin levels in infants in an area with high
nitrate water supply".
American Journal of Public Health N°9 1972
pages 1174 - 1180.
- 56/05714 MASSON R.
"Importance et rôle des nitrites et des nitrates du
sol dans le domaine de la pollution"
Presse thermale et climatique. 2ème trimestre 1974
pages 109 - 111.
- 56/06105 DEVILLIERS G.
"Pollution des eaux par les résidus d'engrais.Problèmes
et solutions".
Informations Chimie N°149. Nov.1975 pages 201 - 207.

- 66/01916 GRUENER N., SHUVAL H.I.
 "Studies on the toxicology of nitrites"
 Extrait du document F 2201 "EQS Environmental Quality
 and Safety"
 Georg Thieme Verlag Stuttgart. 1973 pages 219-229.
- 66/02698 X...
 "Nitrates in water supplies"
 Aqua N°1 1974 pages 5 - 25.
- 66/04452 HILL M.J., HAWKSWORTH G., TATTERSALL G.
 "Bacteria, nitrosamines and cancer of the stomach".
 Br.J.Cancer 1973 pages 562 - 567.
- 66/05161 SHUVAL H.I., GRUENER N.
 G.2348 "Health effects of nitrates in water"
 U.S. E.P.A. Octobre 1974 151 pages.
- 66/07346 SHUVAL H.I., GRUENER N.
 " Infant methemoglobinemia and other health effects
 of nitrates in drinking water"
 Extrait de G.2683 "Conference on Nitrogen as water
 pollutant". Copenhagen Août 1975 pages 115 - 124.
- 66/07347 MIRVISH S.S.
 "N.nitroso compounds, nitrite and nitrate : possible
 implications for the causation of human cancer".
 Extrait de G.2683 "Conference on Nitrogen as water
 pollutant". Copenhagen Août 1975 pages 124 - 131.
- GARNETT P.H.
 "Problems of nitrates in public water supplies".
 Water treatment and examination. Volume 24 N°3 1975
 pages 143 - 156.
- TAYLOR N.
 "Medical aspects of nitrate in drinking water"
 Water treatment and examination. Volume 24 N°3 1975
 pages 194 - 205.



- CHAPITRE 3 -

POSSIBILITES DE TRAITEMENT POUR L'ELIMINATION
DES FORMES AZOTEES DANS L'EAU POTABLE

1 - NITRIFICATION - DÉNITRIFICATION BIOLOGIQUES

De tous les traitements applicables à l'élimination des formes azotées dans l'eau, c'est certainement le procédé par nitrification et dénitrification biologiques qui est le plus employé. Ce traitement consiste en l'oxydation de l'ammoniac en nitrates (nitrification) suivie de la réduction des nitrates en azote gazeux (dénitrification), qui est relâché dans l'atmosphère.

La nitrification biologique se fait en deux étapes : conversion de l'ammoniac en nitrites, puis conversion des nitrites en nitrates. La conversion de l'ammoniac en nitrites est accomplie par *Nitrosomonas*, et, à un degré moindre, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosocystis* et *Nitrosogloes*. Ces groupes de bactéries chemautotrophes utilisent le CO₂ comme source de carbone et tirent leur énergie de l'oxydation de substrats inorganiques. Les relations chimiques simples des deux étapes de nitrification sont les suivantes :



La dénitrification biologique est un processus anaérobie où les ions nitrites jouent le rôle normalement tenu par l'oxygène dans la respiration aérobie. Durant le processus, les ions nitrates sont réduits en azote gazeux et les composés carbonés sont oxydés. Les organismes impliqués dans le processus de dénitrification sont les suivants : *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Bacillus* et *Micrococcus*. Il est le plus souvent nécessaire d'ajouter une source de carbone supplémentaire à l'effluent nitrifié pour stimuler les bactéries à réduire les nitrates et les nitrites dans les conditions anaérobies. Le méthanol est la source de carbone la plus couramment utilisée pour le traitement des eaux résiduaires. Pour le traitement des eaux potables, l'addition d'un tel produit est à proscrire, en ce sens que le méthanol peut être toxique pour l'homme.

A - NITRIFICATION BIOLOGIQUE

De nombreuses études ont été entreprises pour déterminer l'ordre de la réaction de nitrification. A cet effet, nous signalons particulièrement un document (66/03087) qui présente une importante bibliographie sur le sujet. Des divergences existent encore quant à l'interprétation des résultats obtenus. Selon les auteurs, la nitrification biologique serait une réaction d'ordre zéro ou d'ordre un, par rapport à la concentration initiale en azote ammoniacal. D'après CHIN-SAN HUANG et N.E.HOPSON (document 66/03087), la réaction serait d'ordre zéro pour des concentrations initiales en ammoniac comprises entre 2,5 et 673 mg/l.

.../...

Tous les chercheurs sont cependant unanimes pour reconnaître que de nombreux facteurs influencent la réaction de nitrification, dont principalement la concentration en oxygène dissous, le pH, la température de l'eau traitée, le temps de rétention et la présence d'inhibiteurs.

1) Facteurs influençant la nitrification biologique.

Concentration en oxygène dissous

La demande théorique en oxygène, basée sur les équations biochimiques de nitrification, a été estimée être de 4,57 g d'O₂ par gramme d'ammoniac nitrifié (document 56/04593). Généralement, cette demande en oxygène peut être satisfaite par l'oxygène atmosphérique fourni par le système d'aération.

Cependant, du fait que les bactéries nitrifiantes sont autotrophes et obtiennent leur carbone à partir de composés tels que les bicarbonates, par exemple, l'oxygène contenu dans ces composés peut être disponible pour la réaction de nitrification. De ce fait, la concentration d'oxygène à fournir au système peut être plus faible que celle théorique.

Les bactéries nitrifiantes peuvent également utiliser une fraction de l'azote disponible pour la synthèse de composés cellulaires. Cette quantité est estimée être égale à 0,7 équivalents oxygène, ce qui réduit d'autant la quantité d'oxygène à fournir au système de nitrification.

En général, la concentration minimale d'oxygène dissous requise pour la nitrification est de l'ordre de 2 à 4 mg/l. D'après ADAMS C.E.Jr. (document 56/04593) l'efficacité de la nitrification serait réduite pour des concentrations en oxygène dissous inférieures à 3 mg/l, la taille du floc présentant une importance pour cette inhibition.

Selon STANKEWICH (document 56/06124), on atteint un rendement de 80 % par rapport au rendement maximal de nitrification pour une concentration en oxygène dissous de 2mg/l, et un rendement de 50 % seulement pour un taux d'oxygène dissous de 0,4 mg/l.

Temps de rétention

Le temps de rétention doit être suffisamment long pour que les organismes nitrificateurs aient le temps de se développer. Si le temps de rétention tombe en dessous d'une valeur minimale, il risque de se produire des "lâchures" du film biologique entraînant ainsi un arrêt de la nitrification. Le temps de rétention dépend de la température, comme le montre le tableau ci-contre;

(Extrait du document 56/06124)

APPROXIMATE MINIMUM SRT FOR NITRIFICATION		
Temperature (°C)	(°F)	SRT* min (Days)
5	41	20
10	50	10
15	59	6
20	68	3
25	77	2

*Inverse of growth rate of nitrosomonas, rounded to nearest higher day (after Stankewich)

Durant l'été, un temps de rétention de cinq à six jours peut être suffisant. Par contre, en période hivernale, le temps de rétention requis peut augmenter jusqu'à 12 jours ou même davantage. De plus, en présence d'agents inhibiteurs tels les métaux lourds, ce temps de rétention peut être encore plus long.

. pH

D'après ADAMS C.E.Jr. (document 56/04593), l'efficacité de la nitrification serait maximale pour des valeurs de pH comprises entre 7,8 et 8,3. Pour WONG-CHONG G.M. (Water Research 1975 - 9 N°12), le pH optimal serait de 7,0 à 7,5 et d'après SAWYER (document 56/05215) celui-ci serait de 8,4.

L'article de CHING-SAN HUANG et HOPSON N.E. (document 66/03087) fait référence d'expériences pour lesquelles l'efficacité de la nitrification était maximale à pH 8,5 et une diminution de pH jusqu'à des valeurs de 7 et 6,5 entraînait une réduction de l'efficacité du traitement respectivement de 30 et 50 %.

Par contre, Mac HARNESS et Mac CARTY (document 56/06124) ont trouvé que, pour un système acclimaté, il n'y avait pas de réduction significative de l'efficacité de la nitrification pour des diminutions de pH jusqu'à une valeur de 6,0.

. Alcalinité

La perte d'alcalinité durant le processus de nitrification est un autre facteur important. La nitrification biologique consomme légèrement plus de 7,0 mg/l d'alcalinité par mg/l d'ammoniac nitrifié (document 56/06124). De ce fait, il est très important que l'eau brute entrant dans l'unité de nitrification ait suffisamment d'alcalinité pour répondre à cette demande et ainsi prévenir une diminution de pH trop conséquente, ce qui aurait pour effet d'inhiber la nitrification, comme nous l'avons vu précédemment.

Si l'alcalinité de l'eau brute traitée est insuffisante, il faut prévoir l'addition de chaux ou de toute autre source d'alcalinité, tel l'hydroxyde de sodium par exemple, pour parer à cette déficience.

. Température

D'après ADAMS C.E.Jr. (document 56/04593), l'efficacité de la nitrification serait optimale pour des températures comprises entre 28°C et 32°C. Celle-ci serait fortement diminuée pour des températures de 12 à 15°C, et la réaction de nitrification cesserait totalement pour des températures inférieures à 5°C.

.../...

. Inhibiteurs

Les microorganismes de la nitrification sont très sensibles à des doses relativement faibles de polluants tels les métaux lourds (chrome, zinc, cadmium, plomb, baryum ...), et certains composés organiques azotés, sulfurés ou chlorés. Il faut donc, par des traitements appropriés, éviter que de tels composés puissent pénétrer dans l'unité de nitrification. Si de telles précautions ne sont pas prises, et si les microorganismes nitrifiants meurent, il faut compter plusieurs semaines pour restaurer l'unité de nitrification.

Il faut noter de plus, qu'une diminution de pH peut entraîner le relargage des métaux lourds adsorbés sur les solides en suspension, à des taux suffisants pour être toxiques pour les microorganismes. Cet effet secondaire du pH montre l'importance du contrôle de ce facteur.

2) Systèmes de nitrification biologique

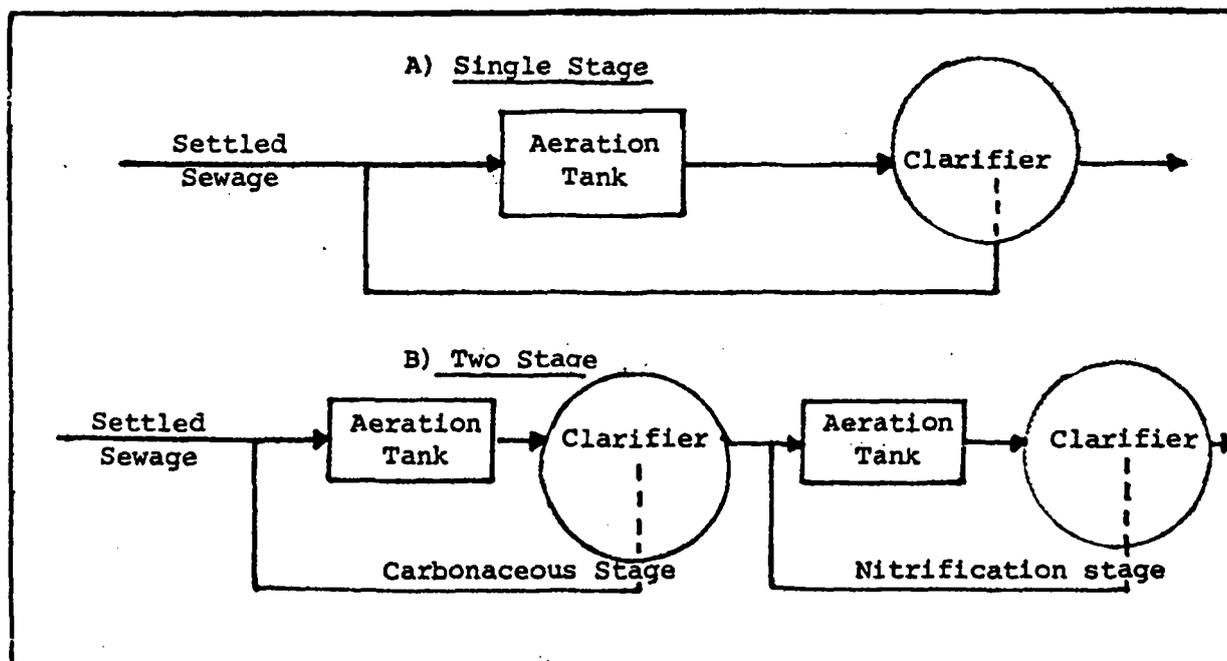
Il existe deux grandes catégories de système de nitrification biologique : système à culture bactérienne en suspension et système à culture bactérienne fixée. Pour le premier cas, la nitrification est réalisée dans des bassins de boues activées qui doivent être pourvus d'un système d'aération pour apporter l'oxygène atmosphérique, et pour lesquels doit être assurée le maintien de la suspension microbiologique par recyclage des boues. Pour le deuxième cas, la nitrification est réalisée dans des filtres biologiques où la culture biologique est attachée sur un support fixe, et pour lesquels aucun recyclage de boue n'est nécessaire.

Les systèmes à culture en suspension ont été les plus couramment utilisés depuis 5 à 10 ans, mais la tendance actuelle semble être en faveur des disques biologiques à culture fixée.

a) Systèmes à culture bactérienne en suspension

La nitrification par système de boues activées peut être réalisée soit en une seule étape, soit en deux étapes. La figure de la page suivante illustre ces deux types de traitement.

Les systèmes de traitement à une seule étape, ou "systèmes de boues combinées", sont couramment rencontrés en Europe. D'un point de vue pratique, ils sont identiques au système de traitement conventionnel par boues activées. Les bassins d'aération sont cependant plus grands, les temps de rétention variant de 12 à 24 heures, alors que pour le traitement conventionnel par boues activées celui-ci n'est que de 8 heures. Ce type de système à une seule étape est suffisant pour éliminer la DBO et réaliser la nitrification. Une concentration



(Extrait du document 56/06124)

d'ammoniac dans l'effluent traité de moins de 10 mg/l peut être aisément atteinte par un tel système de traitement.

En présence d'inhibiteurs dans l'eau brute, ou lorsque les taux d'ammoniac dans l'effluent traité ne doivent pas dépasser 5 mg/l de N-NH₃, un système de traitement à deux étapes est nécessaire. Celui-ci consiste en deux unités de traitement, la première prévue pour l'élimination de la DBO et la deuxième étant réservée au procédé de nitrification. La taille de chaque bassin de boues activées est comparable à celle d'un bassin de traitement conventionnel. Ce système de traitement semble plus efficace pour la nitrification mais engendre néanmoins des coûts d'investissement plus importants puisqu'il faut prévoir deux bassins d'aération. Cette méthode de traitement appelée "système de boues séparées" est très courante aux U.S.A.

De plus, il est très souvent nécessaire de prévoir une étape préalable de minéralisation de l'azote organique présent dans l'eau brute avant de réaliser la nitrification proprement dite. En effet, l'azote présent dans les eaux brutes est principalement sous forme réduite, azote organique et azote ammoniacal. En vue de convertir tout l'azote présent en azote ammoniacal, on réalise généralement en premier lieu un traitement biologique conventionnel.

- Nous avons sélectionné deux documents présentant les résultats obtenus pour l'élimination de l'ammoniac dans l'eau de rivière, la nitrification étant réalisée sur des décanteurs contenant des boues activées.

MILLINER R., BOWLES D.A. et BRETT R.W. (document 56/03913) décrivent le procédé appliqué à Tewkesbury pour le traitement de l'eau de la Severn.

.../...

Les décanteurs sont à courant ascendant. Ils ont une forme pyramidale dont la section carrée à la base est de 0,6 m² et au sommet de 6,1 m². Ils ont une profondeur totale de 6,25 m et une capacité de 120 m³. La conduite d'arrivée d'eau a un diamètre de 0,3 m et est située à 0,6 m au dessus de la base du réservoir. Chaque réservoir est équipé de quatre conduites pour l'évacuation de l'effluent nitrifié.

L'eau est pompée directement de la rivière aux réservoirs; l'air est éliminé par des valves dans la canalisation d'arrivée d'eau. Des expériences préliminaires ont montré en effet que de l'air entrant avec l'eau causait très rapidement des perturbations dans la boue et une perte totale du voile de boue, d'où la nécessité d'éliminer l'air.

Il est intéressant, d'autre part, d'ensemencer les réservoirs avec de la boue provenant d'un bassin de boues activées. Le voile de boue se forme en effet plus rapidement et l'activité biologique, donc la vitesse de formation de boue, est de loin très supérieure à ce qui se passerait dans un réservoir non pré-ensemencé.

Durant un traitement expérimental, on s'est rendu compte que l'addition de sulfate d'aluminium avait un effet néfaste sur l'activité des boues et sur la stabilité du voile. De ce fait, aucune addition de sel d'aluminium n'est faite à l'eau brute avant le traitement sur décanteurs.

Le débit minimum suffisant pour prévenir la déposition de particules d'argile plus lourdes à la base du réservoir est de l'ordre de 6m/h. Le débit maximum est de l'ordre de 11 m/h. Un traitement réalisé avec un débit de 11,5 m/h a produit quelques perturbations dans le voile de boue, celles-ci n'étant cependant pas suffisantes pour causer une complète perte du voile.

L'enlèvement des boues à la base des réservoirs n'a pas été nécessaire durant les trois années où les réservoirs ont été en service.

La boue est transférée de réservoir à réservoir par pompage. A condition que la vitesse de pompage ne soit pas excessive, aucune perte de boue ne se produit. La vitesse de pompage conseillée est de 250 l/h.

Les résultats obtenus quant aux changements de la qualité de l'eau sont donnés dans le tableau de la page suivante. Comme le montre ce tableau, excepté pour de courtes périodes, Janvier et Juin, l'oxydation complète des ions ammonium est maintenue. L'oxydation incomplète observée en Janvier est due à de faibles températures et à un manque de boue. Dans l'eau brute, les concentrations maximales en ions ammonium étaient de 0,83 mg/l. La quantité d'ions ammonium dans l'eau traitée a pu être réduite jusqu'à 0,01 mg/l.

L'oxydation des nitrites concomitante à celle de l'ammoniac semble être légèrement plus faible que celle de l'ammoniac. L'oxydation des nitrites serait sensiblement affectée par de basses températures.

L'augmentation des nitrates observée dans l'eau traitée correspond à la disparition de l'azote ammoniacal et des nitrites.

.../...

Changes in water quality during pre-treatment, 1971

Parameter		No. of Determinations	Raw water			Pre-treated water			Average Change Per Cent
			Maximum	Minimum	Average	Maximum	Minimum	Average	
Free Ammonia	N	353	0.83	Nil	0.24	0.26	Nil	0.003	-99
Nitrite	N	295	0.14	0.018	0.059	0.055	Nil	0.005	-92
Nitrate	N	242	6.6	1.8	4.6	6.9	2.0	4.9	+ 7
pH		291	8.95	7.40	7.95	8.70	7.20	7.75	—
Manganese (Soluble) (Filtered through Whatman No. 3 paper)	Mn	238	0.09	<0.01	0.033	0.02	Nil	0.002	-94
Albuminoid Ammonia	N	142	0.85	0.12	0.28	0.83	0.11	0.25	-11
Oxygen Absorbed	O	6	7.80	1.88	3.59	7.76	1.84	3.42	- 5
B.O.D.	O	30	5.2	1.6	2.8	4.6	1.1	2.0	-29
Dissolved Oxygen	O	91	13.8	6.2	8.7	11.9	1.3	5.9	-32
Coliforms MPN/100 ml		67	160 000	790	37 500	55 000	170	8 200	-78
<i>E. coli</i> MPN/100 ml		67	160 000	170	17 400	17 000	55	2 900	-83
Plate Count 37°C, 48h/ml		67	12 300	850	3 900	7 300	260	1 600	-59

Chemical results expressed as mg/l

(Extrait du document 56/03913)

- Un même type de traitement a été réalisé à Strensham (document 56/03838). La station est équipée de 18 décanteurs à circulation ascendante de section carrée (5,2 m2 en haut) et de 4,6 m de profondeur.

Dans des conditions normales, 90 % de l'azote ammoniacal et des nitrites sont éliminés, la réaction de nitrification étant cependant fortement inhibée pour des températures inférieures à 5°C.

Un traitement similaire est appliqué à Ryton pour le traitement de l'eau de la rivière Avon (document 56/05715)

b) Systèmes à culture bactérienne fixée

Les systèmes à culture bactérienne fixée sur des supports peuvent être séparés en deux grandes catégories :

- . les filtres biologiques percolateurs
- . les disques biologiques rotatifs.

D'une manière générale, les systèmes à culture fixée sont moins utilisés à l'heure actuelle que les systèmes à culture en suspension. Ils offrent cependant suffisamment d'avantages (facilité d'opération, plus grande stabilité, aucune dépendance des propriétés de sédimentation de l'effluent traité) pour être certainement utilisés plus généralement dans l'avenir.

.../...

. Filtres biologiques percolateurs

Les filtres biologiques sont généralement équipés de supports en plastique. Ils ont le plus souvent une profondeur de 4,3 à 6,4 m et sont de section rectangulaire. Le recyclage de la suspension ou de l'effluent final est généralement réalisé pour maintenir une charge hydraulique de 1,2 à 12,2 m/h (0,5 à 5 gpm per square foot). Les conditions aérobies sont maintenues par passage d'air dans le filtre.

DUDDLES G.A. et RICHARDSON S.E (document 56/04620) décrivent les opérations de nitrification menées sur un pilote comportant des filtres biologiques percolateurs équipés de support en plastique. Les essais ont été réalisés pour le traitement de l'effluent final non chloré de la station de Midland (Michigan), celui-ci ayant une faible DBO₅ (15-30 mg/l) et une concentration en azote ammoniacal de l'ordre de 10 à 20 mg/l de NH₃-N.

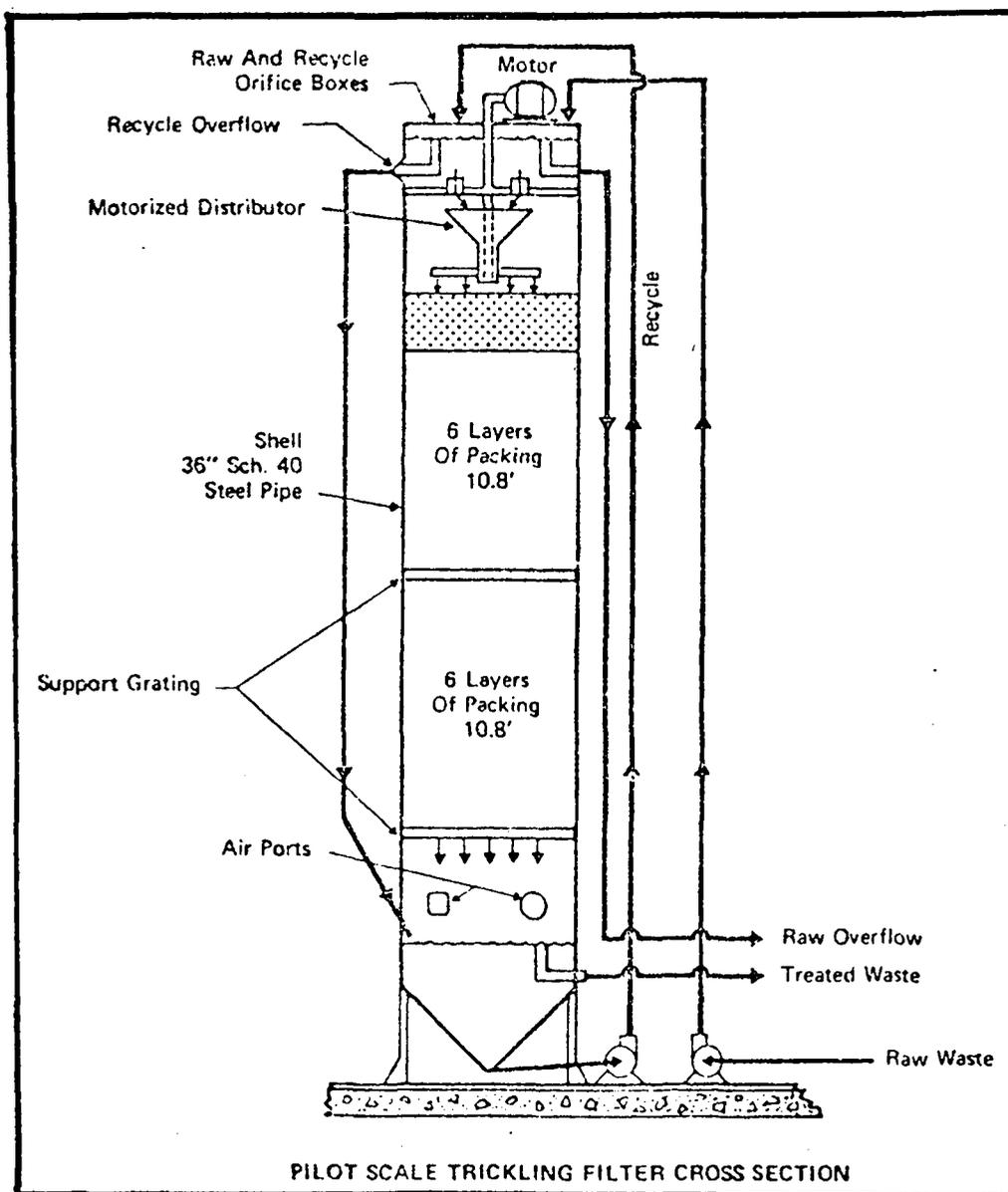
L'unité de nitrification consiste en une tour de 1 m de diamètre environ garnie sur une hauteur de 6,5 m d'un filtre biologique en plastique. Nous reportons ci-après un tableau donnant les caractéristiques physiques du filtre en plastique, ainsi qu'une figure montrant une coupe de la tour de nitrification.

CARACTERISTIQUES DU FILTRE EN PLASTIQUE

Surface disponible	88 m ² /m ³	(27 sq ft/cu ft)
Espace vide	94 %	
Epaisseur du filtre	0,75 mm	(30 mil)
Poids	42 kg/m ³	(2,6 lb/cu ft)
Matériau	Chlorure de polyvinyle	

Extrait du document 56/04620
(G.1681/121)

.../...



Extrait du document 56/04620 (G.1681/121)

.../...

L'effluent nitrifié subit ensuite une clarification et une ultime filtration sur filtre simple. Les résultats obtenus par ce système de traitement sont donnés dans le tableau ci-après :

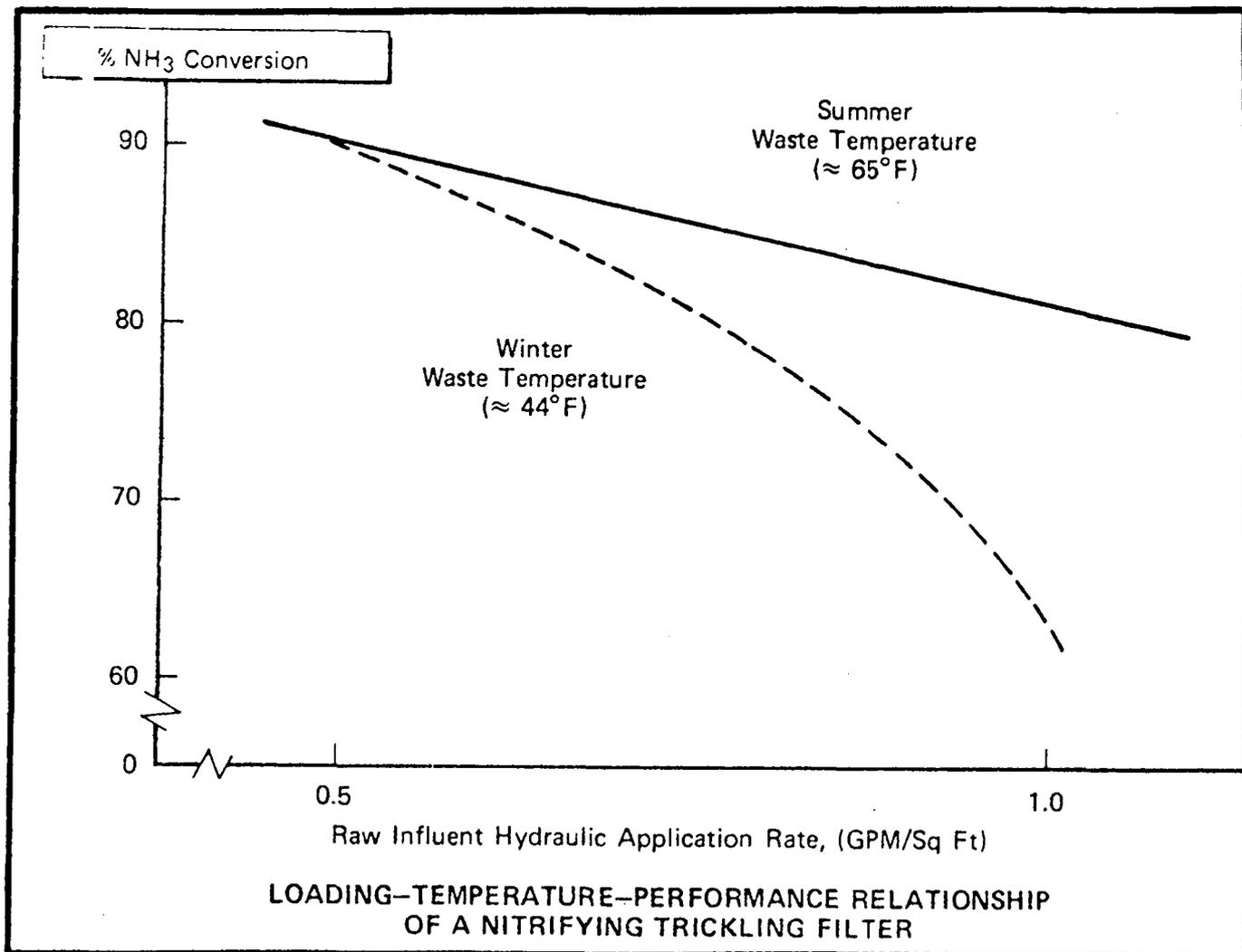
REPRESENTATIVE DATA - PERIOD VIII			
Conditions: 9/10 to 10/29, 1971			
Feed:	0.5 gpm/sq ft		
Recycle:	1.0 gpm/sq ft		
	Concentration, mg/l		
	Tower Influent	Tower Effluent	Filter Effluent
NH ₃ -N	16.8	1.4	1.4
NO ₃ -N	0.4	14.9	14.4
NO ₂ -N	0.2	0.5	0.3
Organic-N	4.3	2.7	2.0
Total Nitrogen	21.7	19.5	18.1
TOC	18.8	14.0	12.4
Inorganic Carbon	44.2	18.6	19.0
Suspended Solids	19.6	18.0	3.3
Temperature	65°F	61°F	

Extrait du document 56/04620 (G.1681/121)

L'élimination de l'ammoniac est de l'ordre de 92 %, les concentrations dans l'effluent final n'étant que de 1 à 2 mg/l.

Le pilote a fonctionné de manière continue pendant une période de 18 mois pour évaluer l'effet des températures saisonnières. En effet, comme nous l'avons déjà rappelé, les basses températures affectent de manière significative l'efficacité de la nitrification. La figure de la page suivante montre l'effet de la température sur le rendement de l'élimination de l'ammoniac par le filtre biologique.

.../...



Extrait du document 56/04620 (G.1681/121)

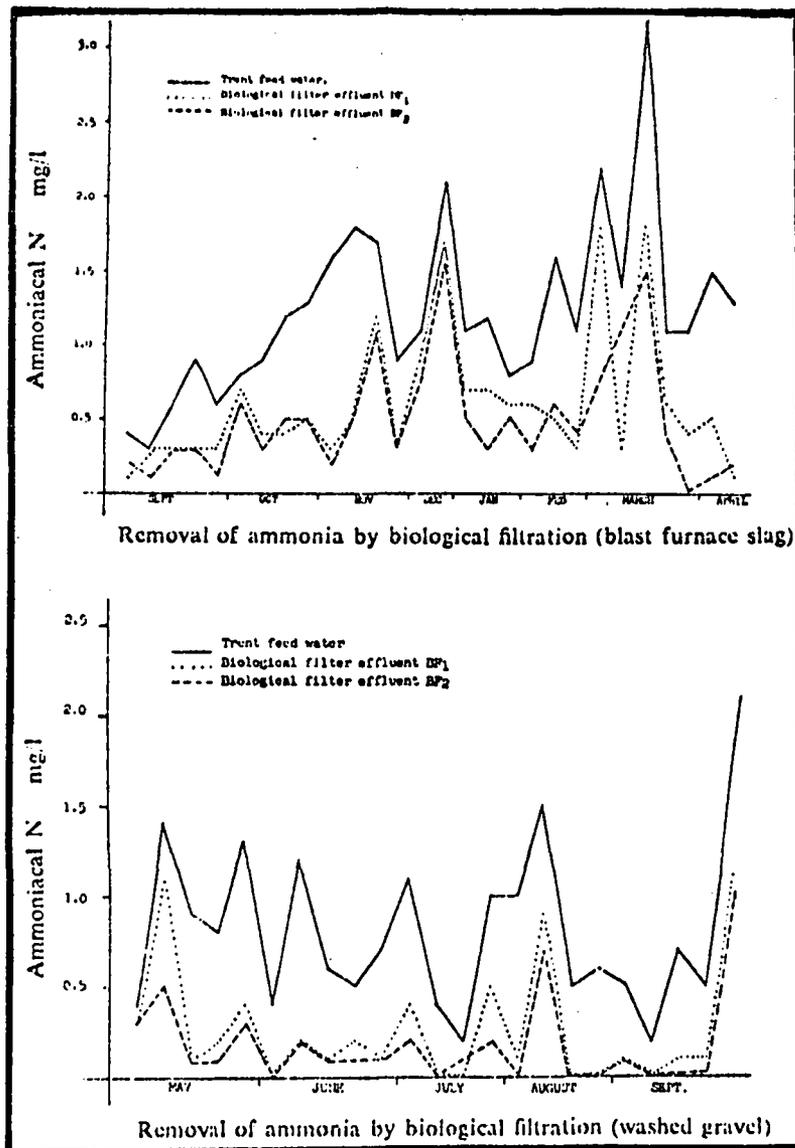
Comme le montre cette figure, l'efficacité du système de traitement est fortement diminuée pour des températures hivernales de 7°C (44°F) par rapport à l'efficacité obtenue pour des températures estivales de 18°C (65°F).

Cette diminution, si elle est très importante pour des débits relativement élevés est cependant beaucoup moins évidente pour de faibles débits. De ce fait, pour maintenir une efficacité optimale du traitement durant la période hivernale, il est conseillé de faire parvenir l'effluent à l'unité de nitrification à un débit minimal. Le pilote a pu fonctionner ainsi dans des conditions optimales pour des températures aussi faibles que 3°C (37°F).

.../...

L'article de FOSTER J.D. (document 56/03912) donne les résultats obtenus pour le traitement de la rivière Trent sur des filtres biologiques percolateurs. L'unité de traitement comporte deux filtres biologiques de forme cylindrique de 1,83 mètres de hauteur et 0,37 m² de section. Ces filtres sont garnis de scories de hauts fourneaux de 50 à 75 mm de dimension pendant les huit premiers mois des tests de traitement, puis avec des graviers de 20 à 40 mm de dimension pour les quatre mois suivants. Les débits appliqués aux deux filtres sont de deux ordres de grandeur : 0,20 l/sec (filtres BF1) et 0,13 l/sec (filtres BF2).

Les résultats obtenus pour l'élimination de l'ammoniac sont donnés dans les deux figures suivantes.



(Extrait du document 56/03912)

Ces résultats indiquent que l'efficacité des filtres biologiques pour l'élimination de l'ammoniac est sensiblement plus importante pour les filtres garnis de graviers (75 % pour un débit de 0,20 l/sec et 81 % pour un débit de 0,13 l/sec), que pour ceux garnis de scories (50 % et 61 %). Cependant, du fait de la diminution de l'efficacité de la nitrification en période hivernale, il semble que les scories de hauts fourneaux seraient plus appréciables.

Comme le montre le tableau ci-après, le traitement ainsi appliqué n'a pas permis une diminution appréciable du carbone organique total dans l'eau traitée.

Reduction in P.V. and T.O.C. during biological filtration mg/l						
Medium in use	Trent feed water		Biological filter BF ₁ (0.20 l/s)		Biological filter BF ₂ (0.13 l/s)	
	P.V.	T.O.C.	P.V.	T.O.C.	P.V.	T.O.C.
Blast furnace slag	5.2	9.0	5.1	8.8	5.0	8.4
Washed gravel	5.5	10.6	5.5	9.9	4.8	9.7
Average of both media	5.3	9.7	5.3	9.2	4.9	8.9

(Extrait du document 56/03912)

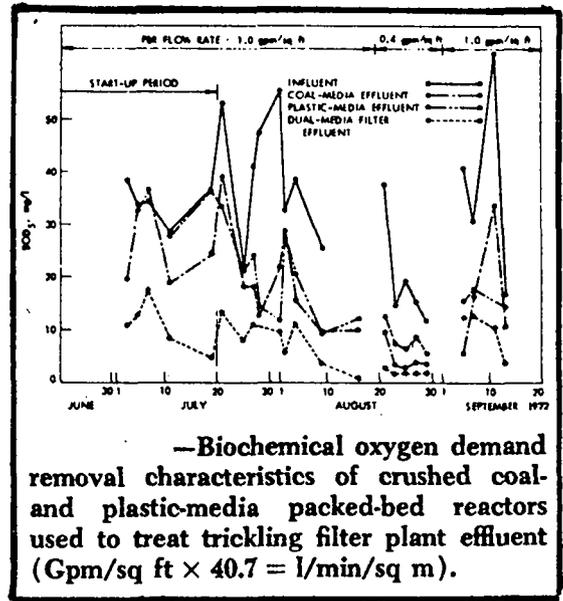
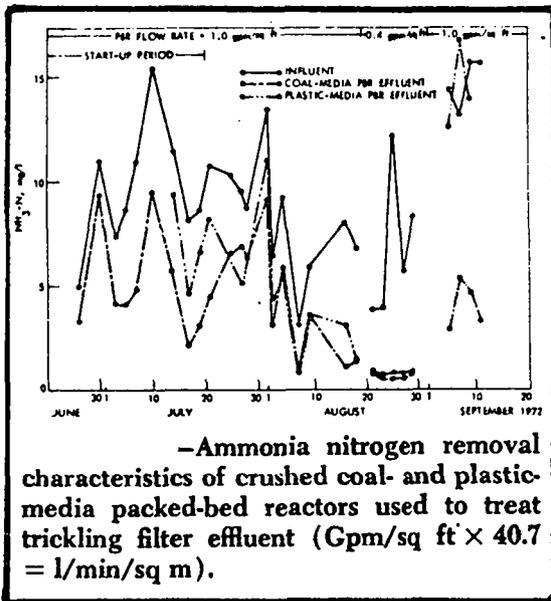
Des études bactériologiques de l'effluent traité ont montré qu'on obtenait une réduction appréciable des coliformes, celle-ci étant plus importante pour les filtres garnis de scories de haut fourneaux (42 % pour un débit de 0,20 l/sec et 46 % pour un débit de 0,13 l/sec) que pour les filtres garnis de graviers (27 % pour un débit de 0,20 l/sec et 38 % pour un débit de 0,13 l/sec).

D'après SHORT C.S. (document 56/05715), les seules expériences réalisées pour la nitrification d'eau de rivière par filtres biologiques gravitaires ont été menées sur la rivière Trent, comme nous l'avons rappelé ci-dessus, mais aussi sur la rivière Avon durant la deuxième guerre mondiale. Nous n'avons cependant pas trouvé de documents relatifs à cette expérience.

YOUNG J.C., BAUMANN E.R. et WALL D.J. (document 66/06946) étudient sur pilote l'efficacité de filtres biologiques percolateurs garnis de charbon concassé ou de plastique pour le traitement de l'effluent final d'une station d'épuration. Ce pilote est situé à Ames, Iowa (U.S.A.); il est constitué de 2 filtres biologiques de 1,52 m de diamètre et 3,65 m de hauteur, suivis de 2 filtres conventionnels de dimension 0,6 m x 0,76 m.

.../...

Comme le montrent les deux figures suivantes qui donnent les résultats des expériences menées en 1972, l'efficacité du traitement (nitrification, élimination de la DBO) semble identique pour les deux types de filtres, celle-ci étant cependant étroitement dépendante du débit. En effet, pour un débit d'eau de 41 l/mn/m² (Juin, Juillet, Septembre) la nitrification est faible et la concentration en DBO dans l'effluent traité relativement importante; pour un débit de 16 l/mn/m² (Août), la nitrification augmente considérablement, le taux d'ammoniac dans l'effluent traité n'étant plus que de 1 mg/l, et la DBO est réduite à 3 mg/l.



(Extraits du document 66/06946)

En période hivernale, l'efficacité du pilote a pu être maintenue jusqu'à des températures de l'ordre de 8°C, à condition de maintenir le débit d'eau à une valeur peu importante, de l'ordre de 20 l/mn/m².

• Disques biologiques rotatifs

Les unités de disques biologiques rotatifs consistent en réservoirs contenant de grands disques (diamètre de l'ordre de plusieurs mètres) montés sur un axe. Une biomasse semblable à celle des filtres gravitaires est établie sur la surface des disques. Quand ces derniers tournent, ils emportent la biomasse saturée d'eau brute dans l'air qui apporte l'oxygène nécessaire à l'activité biologique aérobie.

L'axe sur lequel sont fixés les disques peut atteindre une longueur de 7 à 8 mètres avec un garnissage de disques en polyéthylène ou en polystyrène sur toute sa longueur.

.../...

Aucun recyclage d'aucune sorte n'est à réaliser avec ce type de système.

La vitesse de rotation des disques est de l'ordre de 1,6 tours par minute pour un disque de 3,6m de diamètre. (d'après WILSON T.E. doc.56/06124)

CHENG-NAN WENG et MOLOF A.H. (document 66/05694) étudient l'effet de diverses variables opérationnelles sur l'élimination de l'ammoniac dans une unité de traitement comportant des disques biologiques rotatifs. Les essais ont été réalisés sur une eau synthétique dont nous reportons ci-contre la composition.

—Synthetic Wastewater Substrate	
Material	Amount*
Trace salt solution, † ml	16.66
(NH ₄) ₂ SO ₄ , g	0.264
NH ₄ Cl, g	2.537
CaCl ₂ ·2H ₂ O, g	0.294
MgCl ₂ ·6H ₂ O, g	0.407
CaSO ₄ ·2H ₂ O, g	1.350
MgSO ₄ ·7H ₂ O, g	3.650
Na ₂ PO ₄ ·12H ₂ O, g	3.650
KH ₂ PO ₄ , g	6.434
K ₂ HPO ₄ , g	16.430
Na ₂ HPO ₄ ·7H ₂ O, g	1.500
Nutrient broth, ‡ g	9.000
Glucose, g	3.798
Sodium oleate, g	0.603
COD, mg/l	360

* Diluted to 45 l with deionized tap water.
 † Dilute 5.0 g of FeCl₃·6H₂O, 0.672 g of AlCl₃·6H₂O, 0.312 g of CoCl₂·6H₂O, 0.15 g of MnSO₄·H₂O, 0.06 g of (NH₄)₆Mo₇O₂₄·4H₂O, and 0.01 g of ZnCl₂ to 1 l with distilled water.
 ‡ Bio-Ceri™ Nutrient Broth, Dehydrated, J-1089-C, Fisher Scientific Company, Pittsburgh, Pa.

L'unité de traitement comporte six compartiments, chacun d'eux contenant 1 ou 2 disques biologiques en plastique, la surface active de chaque disque étant de 410 cm². D'après les auteurs en effet, et à partir de considérations diverses, un traitement en plusieurs étapes avec des réacteurs à un seul disque semblerait plus efficace pour la réaction de nitrification qu'un traitement avec un réacteur comportant plusieurs disques, pour une surface identique des disques biologiques.

Débit : l'influence du débit a été étudiée pour trois valeurs, 21, 42 et 63 l/jour, pour un effluent ayant une DCO de 360 mg/l et une concentration en NH₃-N de 16 mg/l. Aucune réaction de nitrification ne s'est produite dans les six réacteurs pour un débit de 63 l/jour. Pour un débit de 42 l/jour la nitrification se produit dans le dernier réacteur et pour un débit de 21 litres par

(Extrait du document 66/05694)

jour, elle se produit dans les deux derniers réacteurs. Les résultats montrent que la nitrification sur disques biologiques serait d'autant plus importante que le débit est faible.

Temps de rétention : le fait de diminuer le temps de rétention de 96 à 24 minutes par réacteur ne semble pas avoir d'effet significatif sur l'efficacité de la nitrification.

Concentration initiale : pour un débit constant, une augmentation de la concentration initiale résulterait en une diminution de l'efficacité de la nitrification.

Surface des disques : une augmentation de la surface des disques conduit évidemment à une augmentation de l'efficacité de la nitrification.

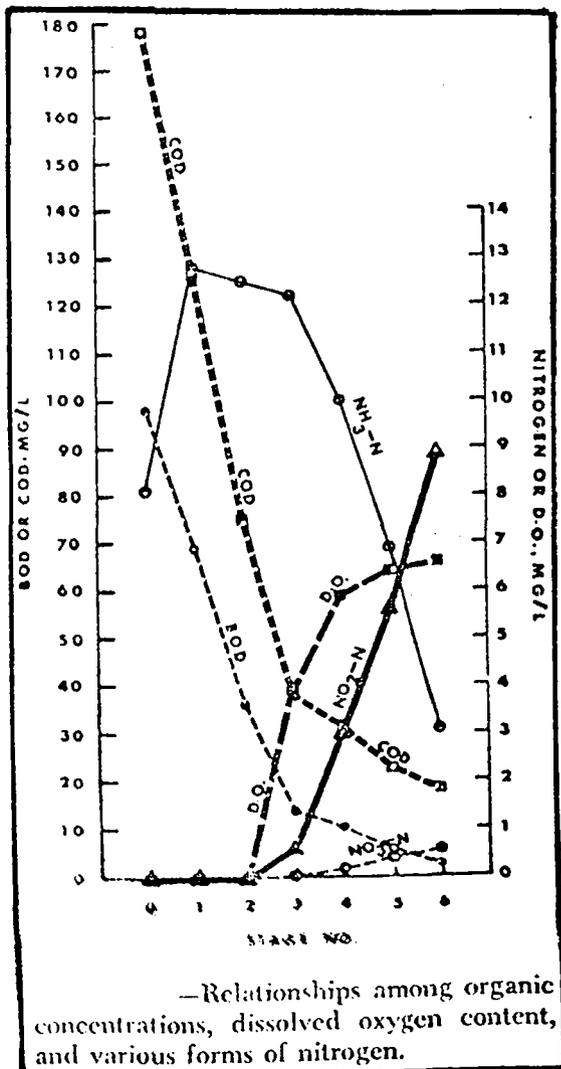
Température : les disques biologiques sont tout aussi sensibles à des températures basses que tous les autres systèmes de nitrification.

.../...

Vitesse de rotation : une augmentation de la vitesse de rotation améliorerait le rendement de la nitrification. Des essais ont été réalisés pour des vitesses de rotation variant entre 10,5 et 42 tours par minute pour un débit de 42 l/jour. La nitrification ne se produit pas pour des vitesses de rotation de 10,5 à 20 tours par minute. Pour une vitesse de rotation de 30 tours par minute, la concentration d'ammoniac est réduite de 26,6 à 22,7 mg/l dans le dernier réacteur. Quand la vitesse de rotation est augmentée jusqu'à 42 tours par minute, la concentration en NH_3 diminue de 27,4 mg/l dans le quatrième réacteur à 22,4 mg/l dans le cinquième réacteur et à 17,1 mg/l dans le dernier réacteur.

Sens de rotation : le sens de rotation aurait également un effet sur l'efficacité de la nitrification : une rotation à contre-courant semblerait apporter une plus grande efficacité qu'une rotation à co-courant.

Profondeur de disque submergé : l'effet de la profondeur de disque submergé a été étudié pour trois valeurs : 2,54 - 3,81 et 6,35 cm qui équivalent à 16,7 25 et 41,7 % du diamètre du disque. On a observé que les surfaces des disques rotatifs étaient complètement couvertes par un film liquide pour les trois valeurs étudiées, ce qui montre que la profondeur de disque submergé n'a pas d'effet sur l'efficacité de la nitrification.

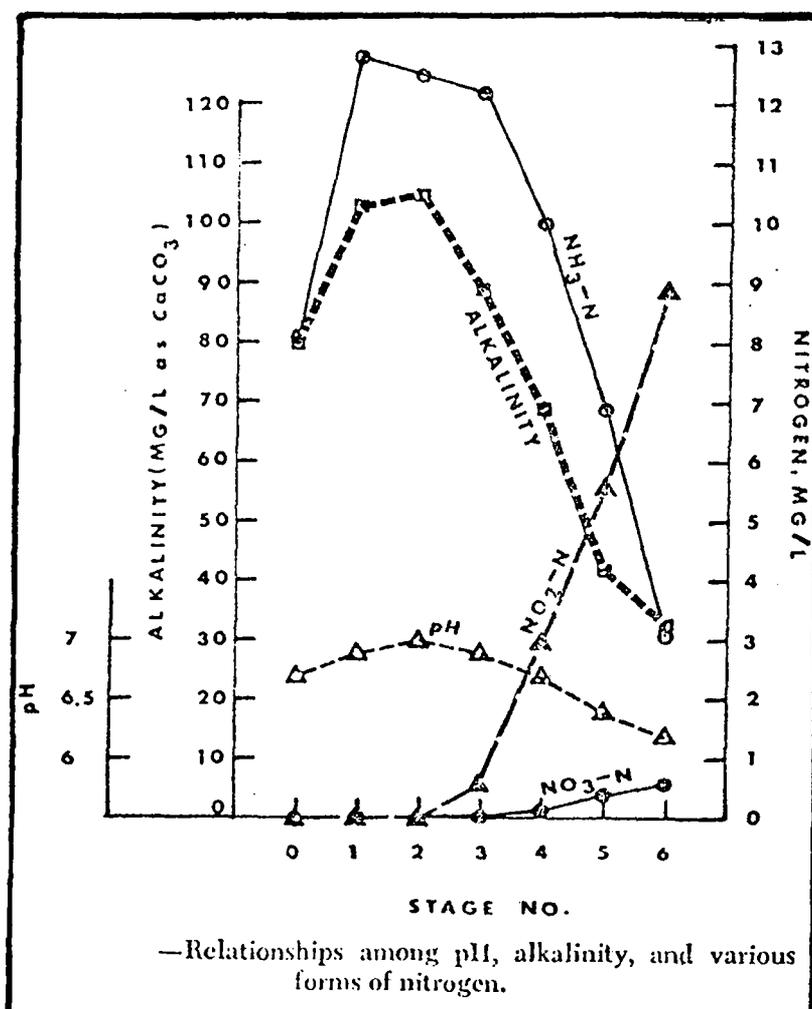


Les changements survenus dans l'eau traitée sont schématisés dans la figure ci-contre et celle de la page suivante, les expériences étant réalisées avec un seul disque biologique par réacteur, un débit de 42 l/jour, une vitesse de rotation des disques de 30 tours par minute, un temps de rétention de 48 minutes par réacteur, une profondeur de disque submergé de 6,35 cm et pour une température de l'effluent de 20,6°C.

Comme le montre la figure ci-contre, la concentration en ammoniac augmente de 60 % dans le premier réacteur, cette augmentation correspondant à l'hydrolyse des composés organiques azotés. Dans les deuxième et troisième réacteurs cette concentration en NH_3 diminue légèrement, cette diminution étant beaucoup plus accentuée dans les réacteurs suivants, la concentration finale n'étant plus que de 3 mg/l. La nitrification commencerait donc au niveau du troisième réacteur. La concentration des nitrates et des nitrites augmente, du fait de l'amorçage de la nitrification, à partir du troisième réacteur.

Cette figure montre également que la nitrification ne se produit que lorsque la concentration

(Extrait du document 66/05694)



(Extrait du document 66/05694)

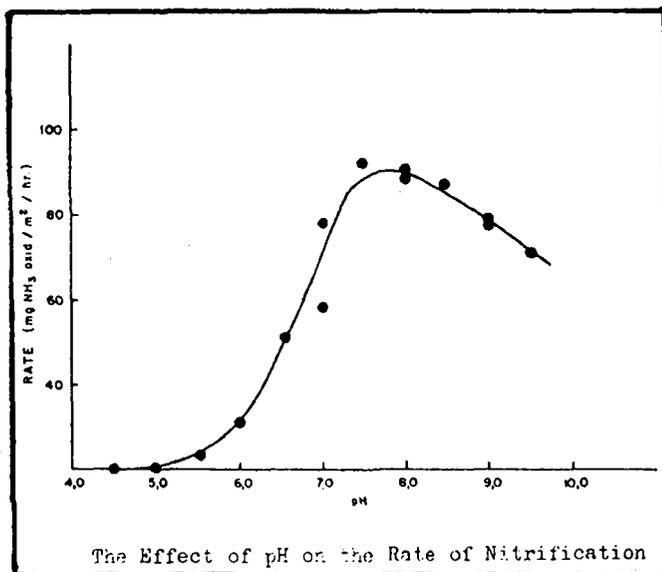
tration en oxygène dissous dans les réacteurs est supérieure à 2 mg/l. Les premiers réacteurs ont un taux d'oxygène dissous insignifiant, celui-ci atteignant une valeur de l'ordre de 3,9 mg/l dans le troisième réacteur où débute la nitrification, et de 6,6 mg/l dans le dernier réacteur.

La deuxième figure montre les relations existant entre le pH, l'alcalinité et les formes d'azote. Le pH augmente légèrement de 6,7 à 7 dans le deuxième réacteur et après diminue progressivement jusqu'à 6,2 dans le dernier réacteur. L'alcalinité augmente de 80 mg/l de CaCO₃ à 105 mg/l dans le deuxième réacteur et ensuite décroît progressivement jusqu'à 33 mg/l dans le dernier réacteur, du fait de la production d'acides nitreux et nitrique.

.../...

L'effet du pH sur l'efficacité des disques biologiques rotatifs pour la nitrification a été étudié par PRETORIUS W.A. (document 66/04074) sur un pilote. Celui-ci comporte une unité de nitrification composée d'un seul réservoir de volume égal à 30 litre et contenant 17 disques rotatifs d'une surface totale humide de 5426 m², ce qui offre un rapport surface disque/volume liquide de 180 m²/m³.

Le traitement a été appliqué à l'effluent secondaire de la station de Daspoort auquel on a ajouté du bicarbonate d'ammonium pour obtenir une concentration finale de 60 mg NH₃-N par litre.



(Extrait du document 66/04074)

Comme le montre la figure ci-contre le taux de nitrification est maximal pour un pH compris entre 7 et 8. La nitrification est cependant plus sévèrement affectée par des pH acides que par des pH basiques : le taux de nitrification à pH 9 est en effet sensiblement le même qu'à pH 7, alors qu'à pH 5 la nitrification ne se produit pas. Durant l'étape de nitrification, il se forme de l'acide nitrique qui risque par sa présence d'abaisser le pH. Il est nécessaire dans ce cas d'alcaliniser la solution traitée pour éliminer l'effet inhibiteur dû à l'acide. Environ 7 mg d'alcalinité (CaCO₃) sont nécessaires pour neutraliser l'acide nitrique formé au cours de l'oxydation de 1 mg de NH₃-N.

Un autre article de PRETORIUS W.A. (document 56/02122) présente les résultats obtenus sur un pilote pour l'élimination de l'ammoniac dans un effluent ayant subi un prétraitement anaérobie. L'unité de nitrification est constituée de 9 disques biologiques en PVC disposés en parallèle, chaque disque ayant 40 cm de diamètre. Pour augmenter la surface des disques, ceux-ci sont perforés (1335 perforations de 0,6 cm de diamètre par disque). La surface totale des disques perforés est de 3360 cm², contre 2605 cm² pour les disques non perforés. La vitesse de rotation des disques est constante et de 6,75 tours par minute. Les opérations sont menées pour une température constante de 20°C.

Un film biologique se développe au bout de 21 jours sur tous les disques, la nature de la population biologique étant cependant différente selon les disques. Le premier disque et, à un moindre degré, le second disque, sont couverts d'une population filamenteuse épaisse, constituée de *Sphaerotilus* et *Beggiatoa*. Des protozoaires sont également présents ainsi que des nématodes. Les autres disques sont couverts d'une population filamenteuse beaucoup plus fine ainsi que de zooglées. Se développent également des champignons, ainsi qu'une espèce carnivore *Athrobotrys*.

.../...

Le tableau suivant montre que pratiquement toute la biomasse est produite dans les premiers disques.

DRY WEIGHTS OF BIOMASS PRESENT IN THE ROTATING DISC UNIT									
	Disc number								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Biomass on discs (g)	6.8	11.8	11.8	8.0	5.4	3.6	3.0	2.4	1.6
% Volatile	94.1	88.1	80.0	82.5	85.2	78.0	80.0	75.0	75.0
Biomass settled in compartment (g)	0.8	7.5	3.5	1.4	1.4	1.8	1.4	0.6	0.6
% Volatile	93.8	89.3	85.7	85.7	71.4	77.8	71.4	66.7	75.0

(Extrait du document 56/02122)

Les résultats obtenus sur le pilote sont reportés dans le tableau ci-après.

RATES OF COD REMOVAL AND NITROGEN CONVERSIONS									
Removals and transformation rates	Disc number								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
g COD g ⁻¹ cells day ⁻¹	0.49	0.17	0.09	0.04	0.07	0.06	0.07	—	—
g COD m ⁻² day ⁻¹	12.7	7.7	4.1	1.18	1.43	0.84	0.84	—	—
g NH ₃ -N g ⁻¹ cells day ⁻¹	0.016	0.0124	0.043	0.042	0.0896	0.0414	0.033	0.006	0
g NO ₃ -N g ⁻¹ cells day ⁻¹	0.005	0.014	0.032	0.035	0.138	0.04	—	—	—

(Extrait du document 56/02122)

Comme le montre ce tableau, le taux maximal d'élimination de la DCO, 0,49 g DCO/g cellules/jour, est obtenu sur le premier disque. Pratiquement tout l'azote présent est converti en nitrates; le taux de nitrification maximal est de 0,138g NO₃-N/g de biomasse/jour.

Le poids maximal de biomasse qui peut être maintenu sur un disque est de 45g/m², ce qui correspond pour cette unité de traitement à une concentration de solides en suspension de 3,7g/l dans le mélange.

x
x x

.../...

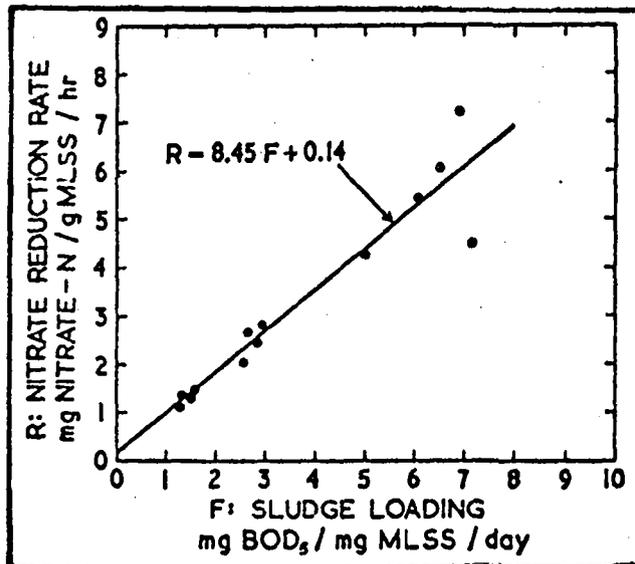
B - DENITRIFICATION BIOLOGIQUE

La dénitrification biologique est le phénomène inverse de la nitrification en ce sens que la réaction consiste en une réduction ramenant l'azote nitrrique à un état plus faible d'oxydation, le produit final étant l'azote gazeux. Ce processus de réduction se produit en anaérobiose. L'accepteur d'oxygène est soit une substance organique, soit quelquefois une substance minérale comme le soufre ou l'hydrogène.

Les organismes responsables de la dénitrification sont des bactéries hétérotrophes telles *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Dénitrobacillus*, *Spirillum*, *Achromobacter*.

Le processus de dénitrification, tout comme le processus de nitrification, est considéré par plusieurs auteurs comme étant une réaction d'ordre zéro, indépendante de la concentration en nitrates dans l'eau brute. D'autres auteurs, néanmoins, considèrent que la réaction de dénitrification dépend de la concentration en nitrates ainsi que de la concentration en carbone (document 66/02856).

JOHNSON W.K. (document 56/03414) étudie la cinétique de la réaction de dénitrification, pour une unité fonctionnant en continu. Les résultats obtenus ont montré que le taux de réduction des nitrates était fonction du taux d'élimination du substrat et du poids des solides en suspension dans le mélange, la contribution du second terme étant cependant faible par rapport à la contribution du premier terme. De ce fait, une importante réduction des nitrates nécessite un taux important d'élimination du substrat. Celui-ci est obtenu quand la charge en boues est importante; ainsi la réduction des nitrates peut être exprimée en fonction de la charge en boues.



La figure ci-contre montre que le taux de réduction des nitrates est une fonction linéaire du taux de charge en boues pour un système de dénitrification à flux continu utilisant des composés lactés comme source de carbone.

(Extrait du document 56/03414)

NITRATE REDUCTION RATE IN CONTINUOUS FLOW
DENITRIFICATION

.../...

La dénitrification biologique est sensible à différents facteurs, cette sensibilité étant considérée néanmoins comme plus faible que pour la réaction de nitrification. Les facteurs présentant une influence sont les suivants (d'après PAINTER) : concentration en oxygène dissous, pH, concentration des organismes dénitrifiants, type d'organismes dénitrifiants, rapport carbone/nitrate, type de source de carbone, concentration en nitrates, température, présence de produits toxiques.

1) Facteurs influençant la dénitrification biologique.

. Concentration en oxygène dissous

Contrairement à la nitrification, la dénitrification biologique est un processus anaérobie et, de ce fait, la concentration en oxygène dissous doit être maintenue suffisamment basse pour ne pas entraver l'activité des micro-organismes.

D'après BAUMANN R.E. (document 56/05215), l'une des conditions nécessaires pour que la dénitrification se déroule de manière optimale est que la concentration en oxygène dissous soit inférieure à 0,5 mg/l. D'autres auteurs donnent 0,6 mg/l.

Pour des valeurs plus élevées, la réaction de dénitrification risque d'être inhibée, l'inhibition due à l'oxygène dissous faisant intervenir deux mécanismes :

- compétition avec les nitrates en tant que donneurs d'électrons
- inhibition de la synthèse d'enzymes catalysant la dénitrification

(document 56/06100).

Du point de vue technologique, il est impossible d'avoir une anaérobiose stricte puisque l'eau quittant l'unité de nitrification contient des quantités appréciables d'oxygène. Heureusement, cet oxygène est utilisé rapidement pour la respiration endogène de la boue.

. pH

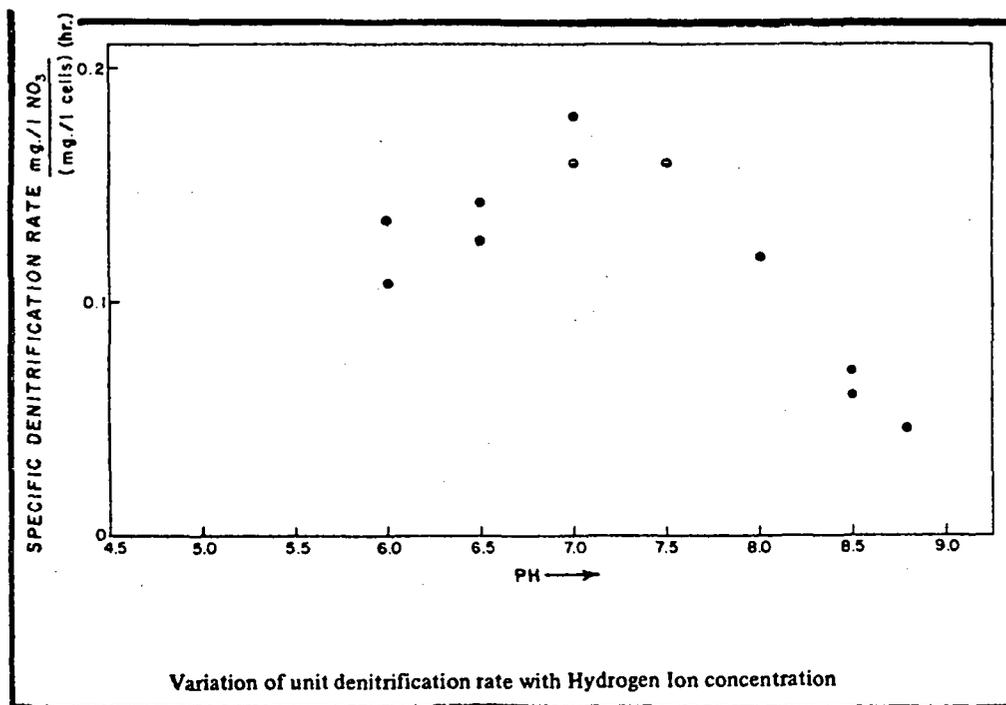
Le pH affecte la vitesse de dénitrification ainsi que la qualité des produits formés en fin de réaction.

Des expériences réalisées avec des cultures de *Pseudomonas aeruginosa* ont montré que la dénitrification s'accomplissait pour des valeurs de pH comprises entre 5,8 et 9,2, avec un optimum pour des pH de l'ordre de 7,0 à 8,2.

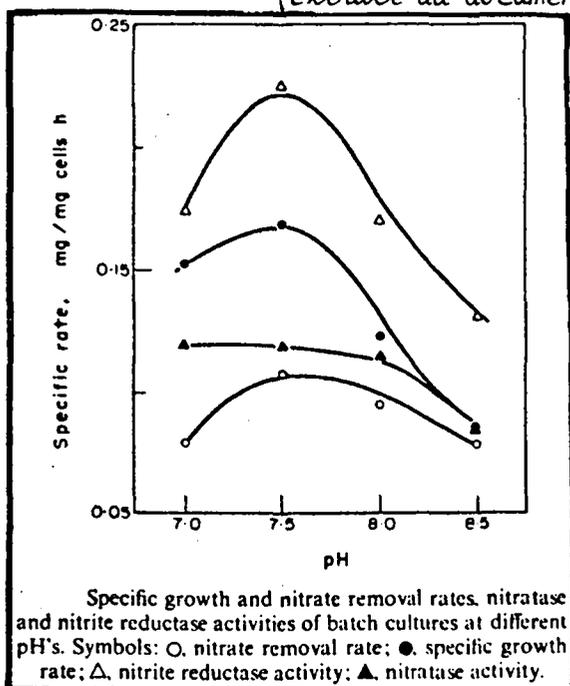
Pour un pH supérieur à 7,3, le principal produit formé est l'azote gazeux alors que pour un pH inférieur, la production d'oxyde nitreux augmente considérablement.

Des divergences existent parmi les chercheurs quant au pH optimal requis pour la dénitrification; néanmoins, dans l'ensemble, on considère que c'est un pH neutre ou très légèrement alcalin qui est le plus favorable à la réaction.

DAWSON R.N. et MURPHY (document 66/02856) ont montré au cours d'expériences menées avec *Pseudomonas denitrificans* que la dénitrification était optimale à pH 7,0 (taux de conversion des nitrates égal à 0,16-0,18 mg NO₃-N/mg d'organismes/heure), la température étant maintenue à 27°C et le rapport C/NO₃- étant de 5/1. La figure ci-dessous illustre les résultats obtenus.



(Extrait du document 66/02856)



DODD D.J.R. et BONE D.H. (document 56/01600) ont montré, au cours d'expériences de dénitrification avec des cultures en suspension, que le pH optimal pour la dénitrification, l'activité des enzymes nitratase et nitrite réductase et la croissance des microorganismes était de 7,5, comme le montre la figure ci-contre.

(Extrait du document 56/06100)

.../...

. Température

DAWSON R.N. et MURPHY K.L. ont étudié l'influence de la température sur l'activité dénitrifiante d'une culture de *Pseudomonas denitrificans*. Les résultats obtenus ont montré que l'élimination des nitrates était linéaire après un certain temps de latence, celui-ci augmentant quand la température diminue. Sa durée est en effet de 5 heures pour une température de 27°C alors qu'elle est de 8 jours pour une température de 5°C. Durant ce laps de temps, les nitrites s'accumulent. D'après Mac CARTY, la quantité de nitrites produite serait déterminée par la source de carbone utilisée. (document 66/02856)

Nous reportons ci-après un tableau donnant les taux de dénitrification obtenus pour diverses cultures en fonction de la température.

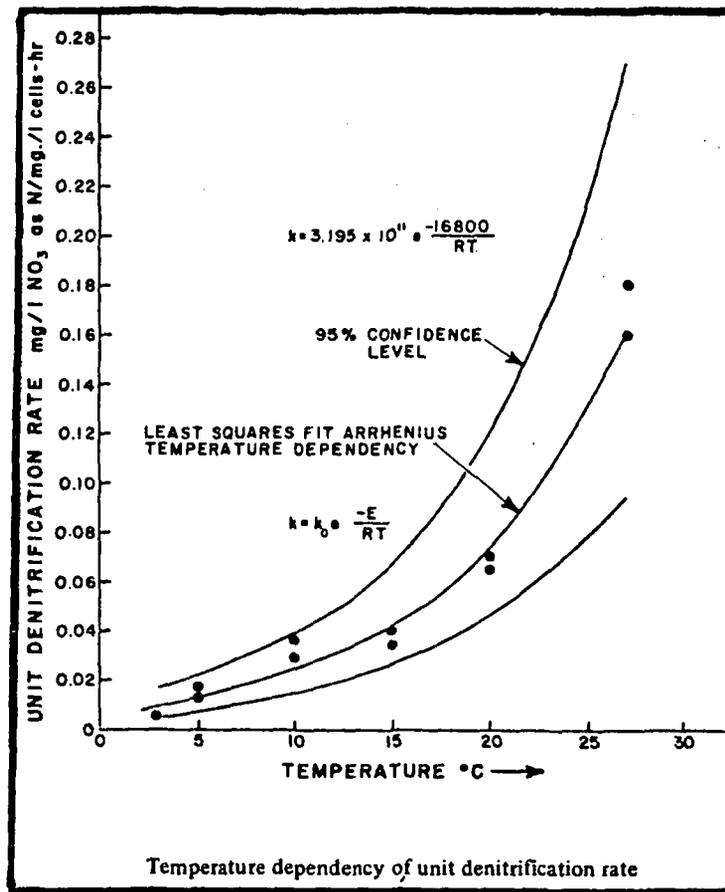
Review Unit Denitrification Rate Data			
Source	Organism	Temperature °C	Unit Denitrification Rate mg/l NO ₃ as N/mg/l cells-hr
Chang & Morris (1962)	<i>Micrococcus denitrificans</i>	32	0.056*
Pichinoty & D'Orano (1961)	<i>Micrococcus denitrificans</i>	32	0.059*
Eckenfelder & Balakrishnan (1968)	Activated Sludge	20	0.0007 to 0.011**
Johnson & Schroepner (1964)	Activated Sludge	20	0.0005 to 0.009**
Meschner & Wuhrmann (1965)	6 Bacterial species	25	0.120
Moore & Schroeder (1970)	Activated Sludge	20	0.0355
Mulbarger <i>et. al.</i> (1970)	Activated Sludge	8	0.0013
		11	0.0008 to 0.014
		25	0.0136 to 0.024
Barth <i>et. al.</i> (1968)	Activated Sludge	20	0.0017
Dawson & Murphy (1972)	<i>Pseudomonas denitrificans</i>	5	0.0135 to 0.0175
		20	0.0656 to 0.0716

* calculated from gas production ** calculated from experimental data

(Extrait du document 66/02856)

Ces mêmes auteurs ont montré que la dépendance du taux de dénitrification vis-à-vis de la température pouvait être exprimée approximativement par une relation d'ARRHENIUS pour un intervalle de température compris entre 3°C et 27°C. Les résultats d'une série d'expériences menées avec *Pseudomonas denitrificans* pour un rapport C/NO₅ égal à 3/1 et pour un pH de 7,0 sont reportés dans la figure de la page suivante.

.../...



(Extrait du document 66/02856)

BOLLAG J.M. (document 66/03309) a étudié l'influence de la température sur divers organismes dénitrifiants. Nous reportons page suivante un tableau donnant les résultats de cette étude. Comme on peut le constater, la meilleure croissance bactériologique et la meilleure élimination de nitrates ont été obtenues pour une température de 30°C.

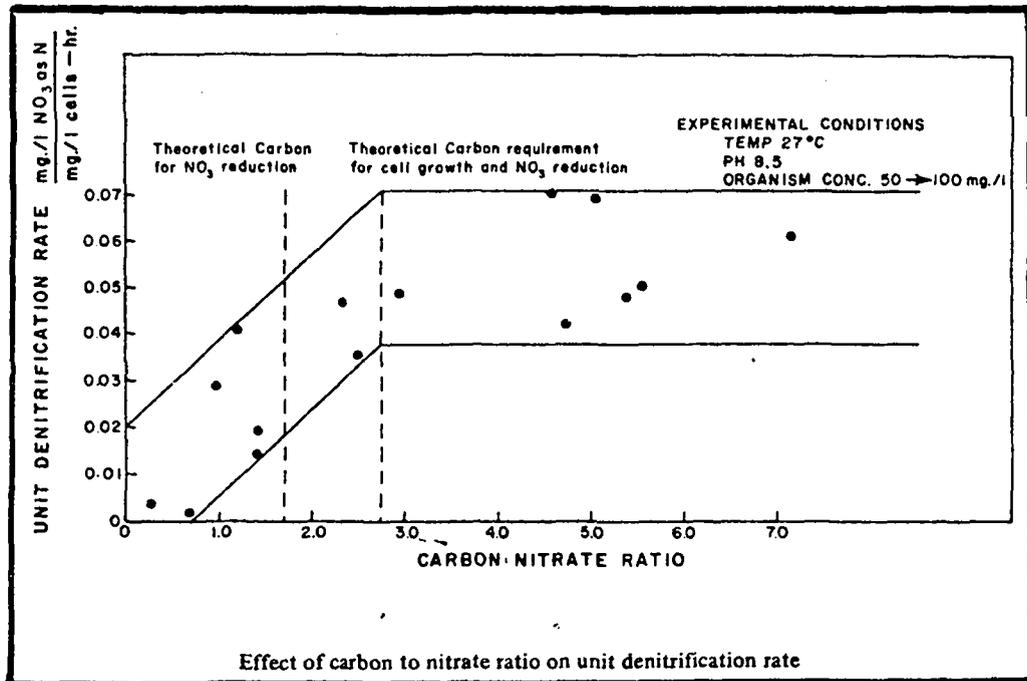
• Rapport Carbone/Nitrates

Les expériences réalisées par DAWSON R.N. et MURPHY K.L. (document 66/02856) avec une culture de *Pseudomonas denitrificans* ont montré que le rapport Carbone/Nitrates avait une grande influence sur la dénitrification. D'après leurs résultats présentés dans la figure de la page 68, on constate que pour un rapport C/NO₃ égal à 5, l'élimination des nitrates est complète, l'élimination du carbone cessant quand la dénitrification s'achève. Pour un rapport C/NO₃ égal à 1 seulement, l'élimination des nitrates est incomplète alors que le carbone est réduit à une faible valeur (10 mg/l), insuffisante pour que les organismes puissent l'utiliser plus longtemps.

.../...

EFFECT OF TEMPERATURE ON DENITRIFICATION BY ANAEROBICALLY GROWN ISOLATES.				
Temperature	Incubation period	Growth, optical density at 550 m μ	Nitrate concentration	Nitrite concentration
$^{\circ}$ C	days		ppm N	ppm N
<u>Isolate A</u>				
22	1	0.00	110	0.0
	2	0.02	110	0.0
	3	0.22	96	3.4
	7	0.54	0	0.0
30	1	0.00	110	0.0
	2	0.34	33	0.0
	3	0.46	6	1.2
	7	0.47	0	0.0
37	1	0.00	110	0.0
	2	0.00	110	0.0
	3	0.00	110	0.0
	7	0.00	110	0.0
<u>Isolate D</u>				
22	1	0.00	110	0.0
	2	0.05	110	0.0
	3	0.21	36	9.3
	7	0.23	0	0.0
30	1	0.04	110	0.0
	2	0.27	12	0.0
	3	0.28	0	0.0
	7	0.32	0	0.0
37	1	0.02	110	0.0
	2	0.36	16	0.0
	3	0.39	0	6.4
	7	0.41	0	0.0
<u>Isolate G</u>				
22	1	0.00	110	0.0
	2	0.04	102	7.5
	3	0.24	66	28.0
	7	0.85	0	0.0
30	1	0.00	110	0.0
	2	0.21	24	41.0
	3	0.57	0	16.5
	7	0.82	0	0.0
37	1	0.00	110	0.0
	2	0.00	110	0.0
	3	0.04	82	16.3
	7	0.09	70	7.2
<u>Isolate H</u>				
22	1	0.17	96	2.5
	2	0.43	40	39.0
	3	0.66	21	65.0
	7	0.67	8	76.0
30	1	0.40	43	48.0
	2	0.57	31	51.0
	3	0.74	25	58.0
	7	1.05	17	71.0
37	1	0.00	110	0.0
	2	0.15	102	5.2
	3	0.19	96	8.9
	7	0.22	92	10.2

Extrait du document 66/03309 (G.1681/162)



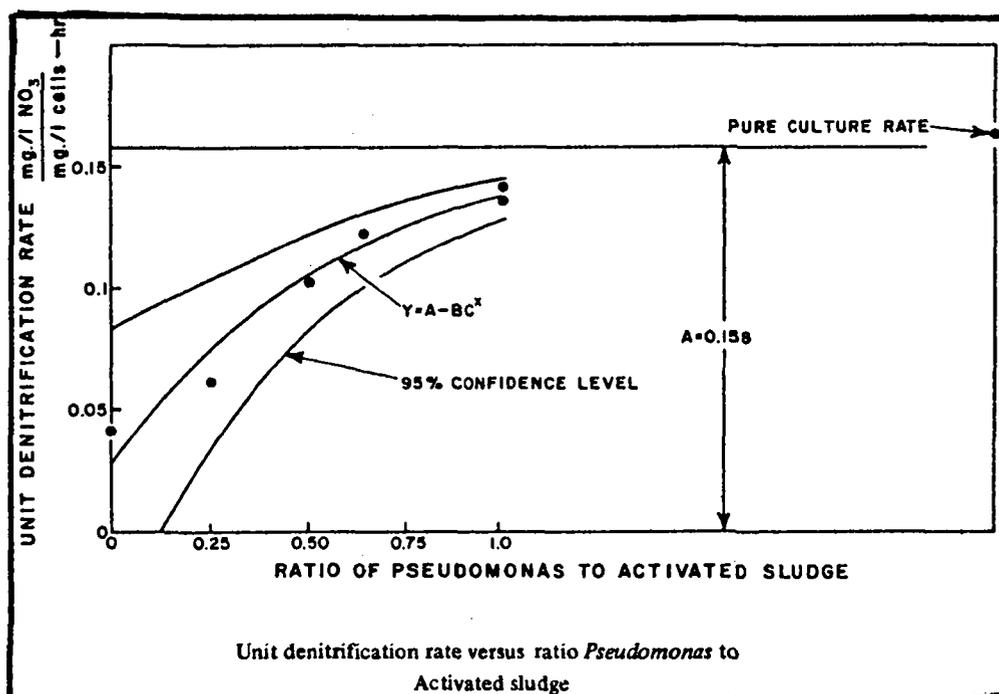
(Extrait du document 66/02856)

Il faut donc ajouter suffisamment de carbone à l'unité de dénitrification pour que la réaction s'accomplisse. Le taux de dénitrification augmente quand on augmente la concentration de carbone jusqu'à une valeur maximale au delà de laquelle une augmentation de l'apport de carbone n'affecte plus la dénitrification.

. Concentration des organismes dénitrifiants.

Les expériences réalisées par DAWSON R.N. et MURPHY K.L. (document 66/02856) ont montré qu'on obtient une meilleure efficacité de la dénitrification quand on augmente le rapport *Pseudomonas denitrificans*/boues activées. La figure de la page suivante illustre ces résultats, les expériences étant menées à 27°C, pour un rapport C/NO₃ supérieur à 3, et à un pH de 7,5.

.../...



(Extrait du document 66/02856)

. Temps de rétention

MOORE S.F. et SCHROEDER E.D. (document 56/01600) étudient en laboratoire l'influence du temps de rétention pour la dénitrification d'eaux de drainage agricoles. Les opérations de traitement ont été menées en continu et sans recyclage. Le temps optimal de rétention pour une dénitrification maximale a été estimé, d'après les résultats, être de 6 jours quand le traitement est réalisé à pH 6,5-7,0 et pour une température de 20°C.

. Source de carbone

Le méthanol est la source de carbone la plus communément utilisée, mais, comme nous l'avons déjà rappelé, du fait de la toxicité de ce composé pour l'homme, son utilisation est à proscrire pour le traitement de l'eau potable.

Tout autre composé soluble, tels le sucre, les composés lactés, peut être utilisé. La dose à appliquer doit être étroitement surveillée pour prévenir le dégagement d'odeurs qui pourrait survenir, dû à la conversion des sulfates en hydrogène sulfureux.

Dans certains cas, il est possible de laisser passer une certaine quantité d'eau brute dans l'unité de dénitrification, celle-ci servant de

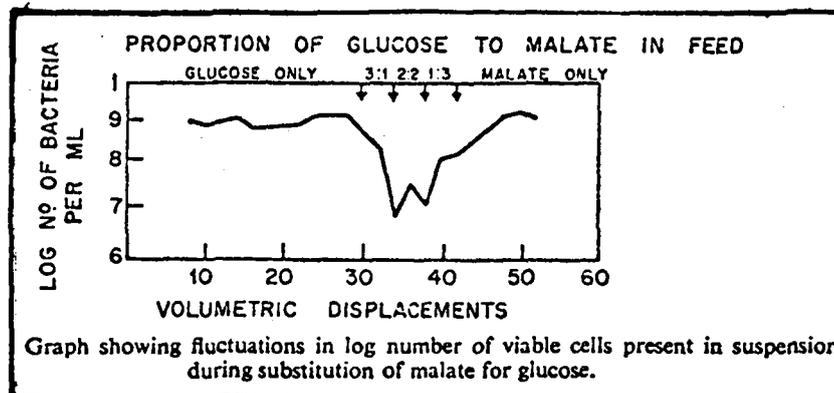
.../...

source de carbone. Néanmoins, du fait de l'effet que cette addition peut avoir sur la qualité de l'eau traitée, cette solution est à éviter pour le traitement d'eau potable et est plutôt réservée pour le traitement d'eaux usées industrielles.

DU TOUT P.J. et DAVIES T.R. (document 56/04160) déterminent le rendement de la dénitrification d'eaux usées domestiques décantées réalisée par des cultures en suspension et des cultures fixées, celles-ci recevant du lactate de sodium comme source de carbone. Les résultats obtenus ont montré que la dénitrification était maximale (95,5% pour cultures en suspension et 98% pour cultures fixées sur colonne de graviers) pour des concentrations en nitrates relativement faibles (75 mg/l N), en présence de 300 mg/l de lactate.

DAVIES T.R. et TOERIEN D.F. (document 56/01756) ont réalisé des expériences de dénitrification en flux continu en utilisant du glucose et du malate comme source de carbone. D'après leurs résultats, 90,5% des nitrates seraient éliminés quand la source de carbone est le malate, alors que seulement 11,5% seraient éliminés quand la source de carbone est le glucose. Ces chercheurs ont analysé la population bactérienne à différentes étapes du traitement pour établir si les changements métaboliques sont dus à un réarrangement de l'activité enzymatique de la population primaire, ou bien s'ils sont dus au développement de nouveaux types de bactéries ayant une plus grande capacité d'utiliser le substrat changé.

La figure ci-dessous indique la fluctuation du nombre d'organismes vivants au fur et à mesure du remplacement du glucose par le malate comme source de carbone.



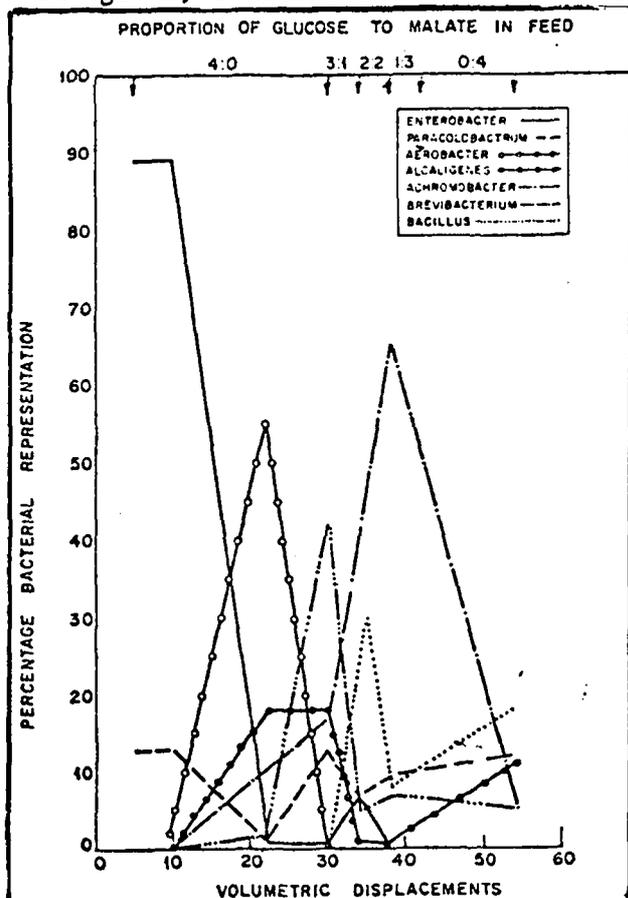
(Extrait du document 56/01756)

Cette courbe indique certainement un changement de la population bactérienne : disparition de la population adaptée spécifiquement au glucose, naissance d'une population spécifiquement adaptée au malate.

La figure suivante donne les fluctuations de la composition des populations bactériennes au cours du remplacement du glucose par le malate. Comme le montre cette figure, quand le glucose est la seule source de carbone, la popula-

.../...

tion est d'un type spécifique, comprenant principalement *Paracolobactrum*, *Alcaligenes*, *Brevibacterium* et *Achromobacter*.



Fluctuations in the percentage representation of various bacterial population groups during substitution of malate for glucose as carbon source.

Des fluctuations apparaissent dans la population, même lorsque le glucose est la seule source de carbone. L'augmentation d'*Aerobacter* durant cette étape illustre ce point. Cela peut être dû à une adaptation lente de la culture.

L'introduction de malate cause une augmentation des enzymes du cycle des acides tricarboxyliques. Quelques groupes, particulièrement *Brevibacterium*, "fleurissent" du fait de l'augmentation des produits des enzymes de fermentation.

Quand le glucose cesse d'être ajouté, des groupes, tels *Brevibacterium*, augmentent rapidement, et il se maintient un mélange de nouveaux types sélectionnés et adaptés, différents de la population initiale. Les groupes les plus importants sont *Achromobacter*, *Bacillus*, *Alcaligenes*, *Paracolobactrum*, *Brevibacterium*.

Extrait du doc. 56/01756)

2) Systèmes de dénitrification

La dénitrification est, dans la majeure partie des cas, appliquée dans un système combiné nitrification-dénitrification. Néanmoins, ce traitement peut être appliqué seul, quand l'eau à traiter contient presque exclusivement des nitrates.

Quand la dénitrification est appliquée après un traitement de nitrification, le contrôle du pH n'est généralement pas nécessaire dans l'unité de dénitrification car le contrôle du pH dans l'unité de nitrification et le CO_2 produit par les organismes dénitrifiants sont généralement suffisants pour maintenir le pH à des valeurs acceptables. L'effet de la température, d'autre part, est moins important que pour la réaction de nitrification, du fait de la plus

.../...

grande variété d'organismes assurant la dénitrification. Il est malgré tout recommandé de maintenir la température aux environs de 30°C, comme pour la nitrification, pour assurer un rendement optimal de l'étape de dénitrification.

Le dosage de la source de carbone est par contre d'un intérêt primordial. En effet, si on ajoute trop de carbone, on obtient dans l'effluent final une DBO résiduelle indésirable. Par contre, si on en ajoute trop peu, l'efficacité de l'étape de dénitrification risque d'être fortement diminuée.

La dénitrification biologique peut être réalisée, comme la nitrification, soit dans des bassins où les cultures de microorganismes sont en suspension, soit dans des filtres sur lesquels est fixé le film bactérien.

a) Systèmes à culture bactérienne en suspension.

La dénitrification biologique est réalisée dans un bassin de boues activées indépendant du ou des bassins de nitrification. Selon que la nitrification est réalisée dans un seul bassin ("système de boues combinées"), ou dans 2 bassins séparés ("système de boues séparées"), l'unité complète du traitement par nitrification-dénitrification biologiques comprendra en tout deux ou trois bassins de boues activées.

D'après ADAMS C.E. (document 56/04593), le système le plus communément employé aux Etats-Unis est celui des "boues combinées", le "système des boues séparées" présentant certainement une meilleure efficacité mais nécessitant des coûts d'investissement plus élevés. Ces systèmes peuvent être appliqués avec ou sans recirculation des boues après chaque bassin.

D'autres systèmes de traitement ont également été testés récemment, mais, comme nous n'avons pas trouvé de documents donnant des informations complémentaires quant à ces réalisations, nous nous contenterons de les citer à titre d'information :

- systèmes de boues combinées avec recirculation, une unité de dénitrification précédant l'unité de nitrification (fig.4)
- systèmes de boues combinées où l'élimination de la DBO, la nitrification et la dénitrification se font dans une seule et même unité (fig.5)

Nous reportons ci-après des figures illustrant ces différents systèmes de traitement, toutes ces figures étant extraites du document 56/04593.

Ces figures nous ont paru intéressantes pour l'illustration des différents systèmes de traitement, mais, comme on peut le voir sur les deux premières, le produit ajouté à l'unité de dénitrification est du méthanol. Toute autre source de carbone peut néanmoins être ajoutée à la place de ce produit, dans le cas d'un traitement d'eau potable.

FIGURE 1.
Two sludge system

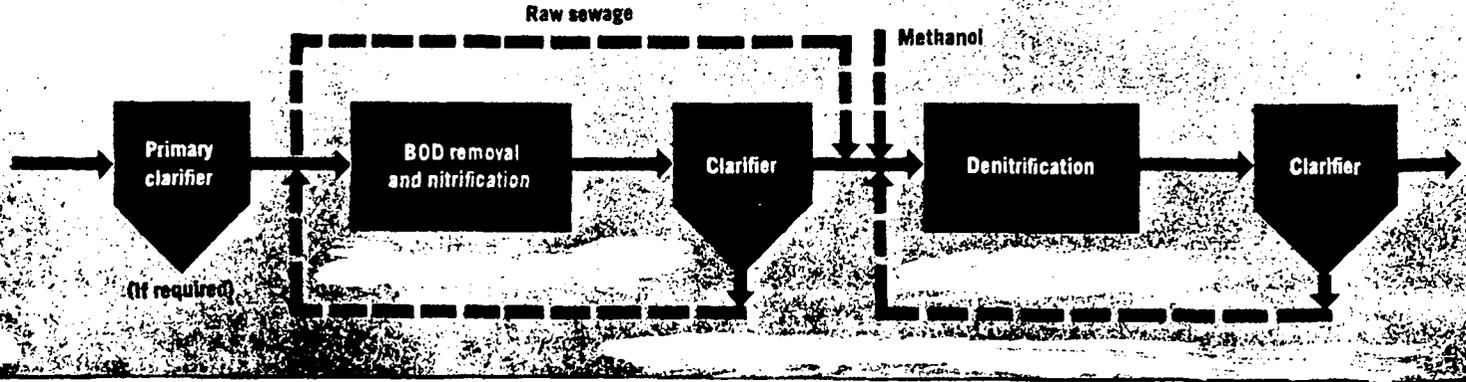


Figure 1 - Système de boues combinées

FIGURE 2.
Three sludge system

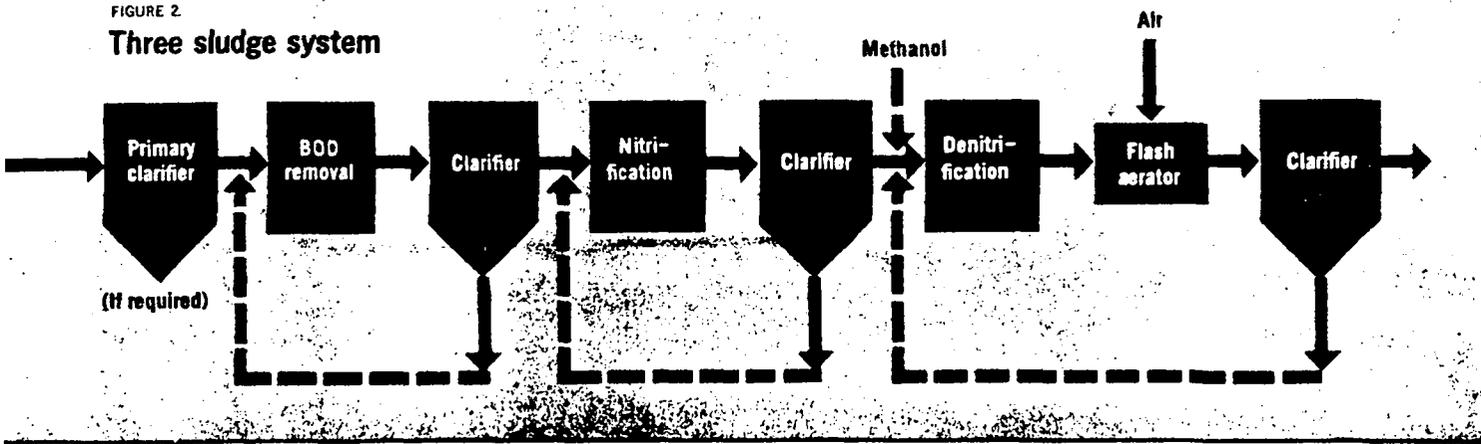


Figure 2 - Système de boues séparées

FIGURE 3.
Combined sludge systems

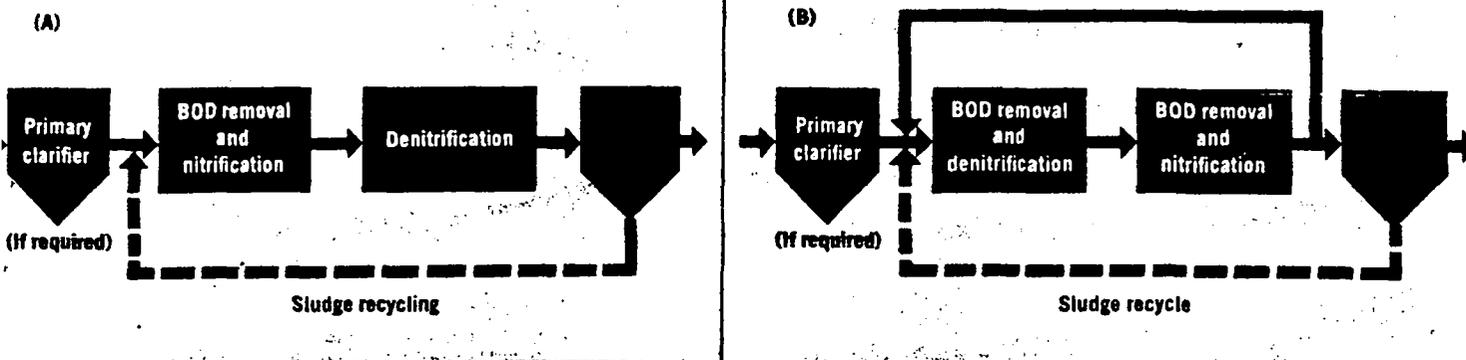


Figure 3 - Système de boues combinées avec recyclage

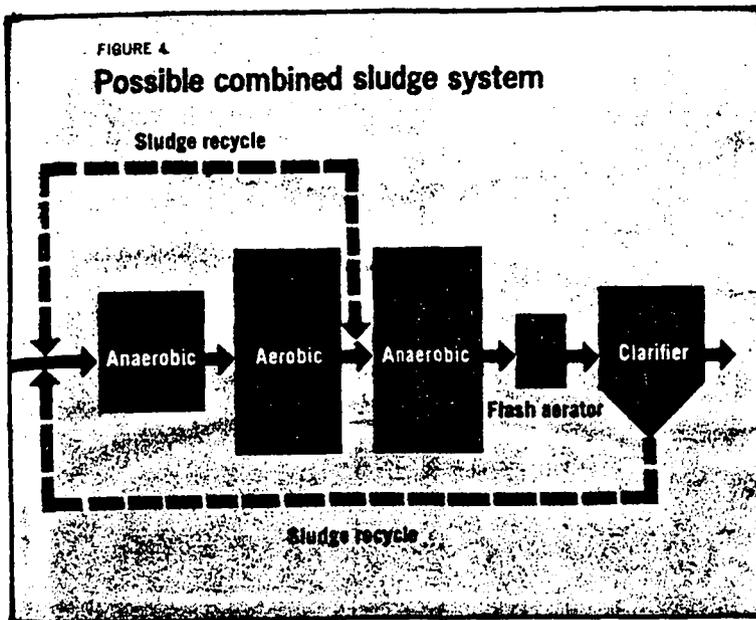
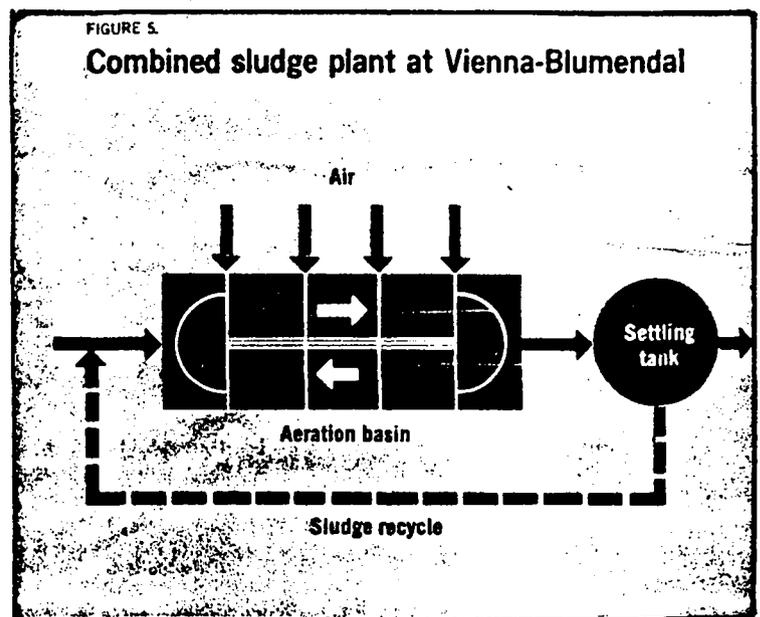


Figure 4.

Système de boues combinées avec recyclage des boues, comportant une étape préliminaire de dénitrification.

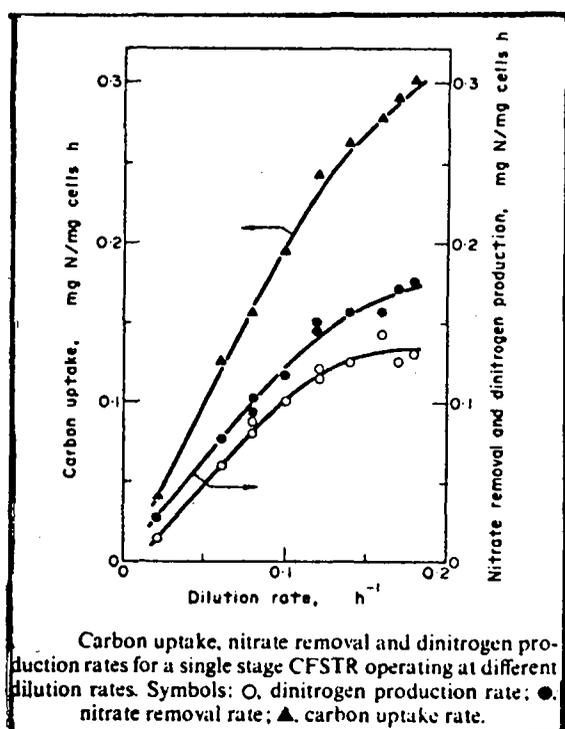
Figure 5.

Système de boues combinées avec recyclage des boues, l'élimination de la DBO, la nitrification et la dénitrification étant réalisées dans une seule et même unité.



L'équipement nécessaire pour le traitement par boues activées anaérobies est semblable à celui des boues activées aérobies, exception faite du système d'aération qui, dans ce cas, n'est pas nécessaire. Pour que le traitement par boues activées anaérobies soit efficace, d'importantes concentrations de solides en suspension volatiles sont requises. Ces concentrations peuvent varier entre 1000 et 8000 mg/l, celles permettant la plus grande efficacité du traitement étant comprises entre 4000 et 6000 mg/l.

- DODD D.J.R. et BONE D.H. (document 56/06100) ont étudié la dénitrification d'une eau synthétique contenant 1000 mg $\text{NO}_3^- \text{N}$ /l dans des bassins de boues activées à flux continu, le traitement étant réalisé soit dans un seul bassin, soit dans deux bassins. Les opérations sont menées à 30°C, pour un pH de 7,5, les organismes dénitrifiants recevant de l'acétate comme source de carbone.



(Extrait du document 56/06100)

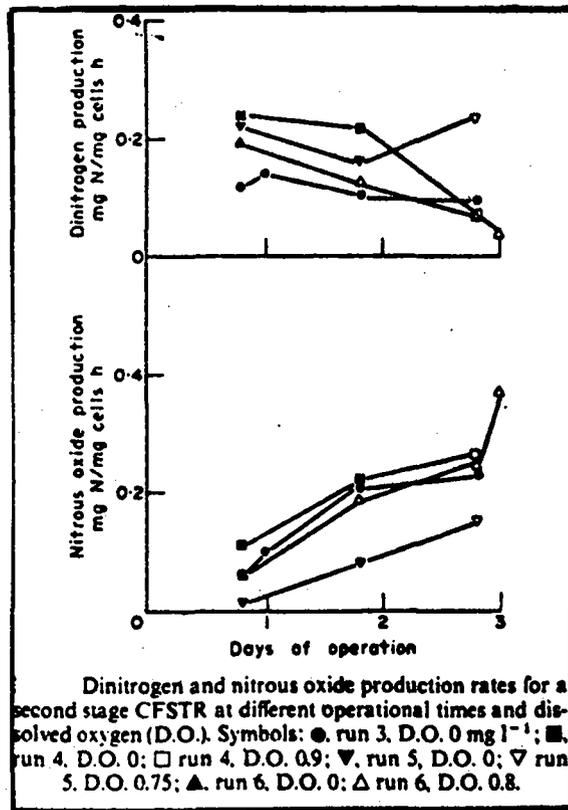
Les résultats obtenus ont montré que le traitement de dénitrification en une seule étape permettait un taux de réduction maximal des nitrates de 0,13 mg $\text{NO}_3^- \text{N}$ /mg de bactéries/heure, pour un temps de rétention de 8 heures, le rapport acétate/nitrate étant de 1,7. Le produit final de réduction est l'azote gazeux.

Nous reportons ci-contre une courbe donnant les taux de réduction des nitrates, de formation d'azote gazeux et de consommation de carbone pour ce type de traitement.

Pour un traitement en deux étapes, les résultats ont montré qu'on obtenait pour le deuxième bassin un taux de réduction des nitrates de l'ordre de 0,24 mg $\text{NO}_3^- \text{N}$ /mg de bactéries/heure. La composition du gaz produit change en fonction du temps d'application du traitement, l'azote gazeux étant progressivement remplacé par l'oxyde nitreux, comme le montre la figure de la page suivante.

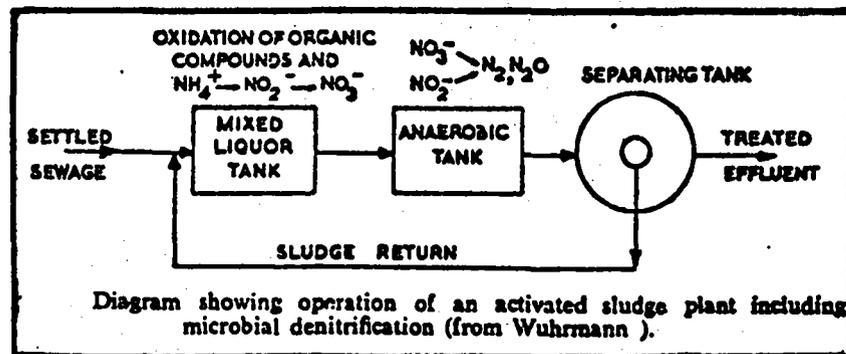
D'autre part, les chercheurs ont constaté qu'une concentration en oxygène dissous aussi importante que 9,5 mg/l n'aurait pas affecté l'efficacité de la dénitrification dans le second bassin.

.../...



(Extrait du document 56/06100)

- Les travaux de DAWSON R.N. et MURPHY K.L. (document 66/02856), sur des cultures de *Pseudomonas denitrificans* ont montré qu'on obtenait des taux de réduction des nitrates de l'ordre de 0,16 à 0,18 mg NO₃⁻ N/mg d'organismes/heure, pour une température de 27°C et un pH de 7,0, les organismes dénitrifiants recevant du citrate comme source de carbone.
- BAYLEY R.W. (document 56/04569) rapporte dans son article les résultats de l'efficacité de la dénitrification obtenus sur un pilote ayant opéré durant une année. Nous reportons ci-après une figure donnant les différentes étapes du traitement.



(Extrait du document 56/04569)

.../...

	Average	Minimum	Maximum
Retention time of mixed liquor in aeration tank (h)	1.75	—	—
Retention time of mixed liquor in anaerobic tank (h)	2.0	1.5	2.3
Concentration of mixed liquor (mg/l)	5500	2000	6500
Ratio of returned sludge flow to that of sewage	1:1	—	—
Concentration of dissolved oxygen in aeration tank (mg/l)	4.0	1.7	7.0
Temperature of mixed liquor (°C)	15.0	9.0	19.0
Concentration of total nitrogen in liquors entering anaerobic tank (mg/l)	20.0	13.0	30.0
Concentration of total nitrogen in liquor leaving final separating tank (mg/l)	5.0	3.0	10.0

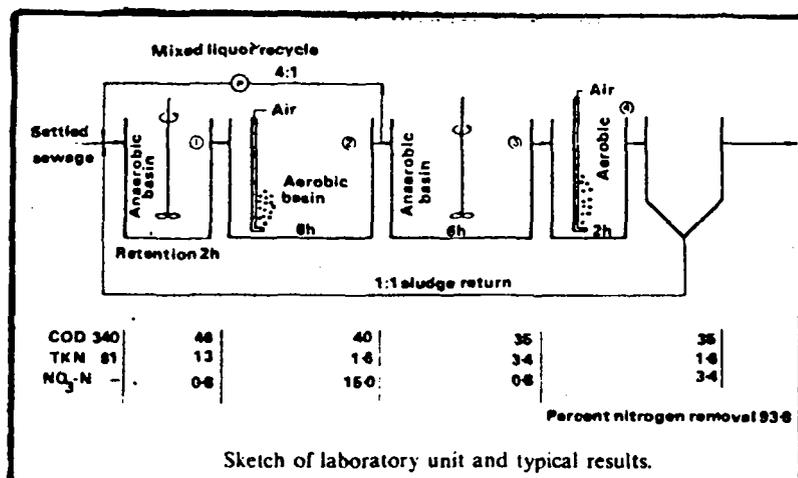
Summary of five-months operating conditions for a pilot activated-sludge and denitrification plant (Wuhrmann)

(Extrait du document 56/04569)

Durant l'hiver, le pilote n'a pas fonctionné du fait des trop basses températures. Par contre, durant les 5 mois précédents, le pilote a permis une réduction des nitrates de l'ordre de 75%. Nous reportons ci-contre un tableau donnant le détail des conditions opératoires.

L'effluent final contient encore une quantité assez importante d'azote (10 mgN/l) dont 30% seraient des composés organiques. Pour obtenir une meilleure qualité de l'eau traitée, il est recommandé d'effectuer une filtration finale de l'effluent sur sable.

- BARNARD J.L. (document 66/06330) a expérimenté à Pretoria (Afrique du Sud) une station pilote pour le traitement d'eaux usées domestiques en vue de réutiliser l'eau traitée à des fins industrielles et récréatives. Cet article est en dehors du sujet de notre rapport puisque le pilote n'est pas prévu pour le traitement d'eau potable. Nous avons cependant jugé intéressant de l'introduire ici en ce sens qu'il présente un système de nitrification-dénitrification particulier et qu'il offre une efficacité pour la réduction des nitrates suffisamment importante pour rendre ce système applicable au traitement des eaux destinées à la consommation.



Sketch of laboratory unit and typical results.

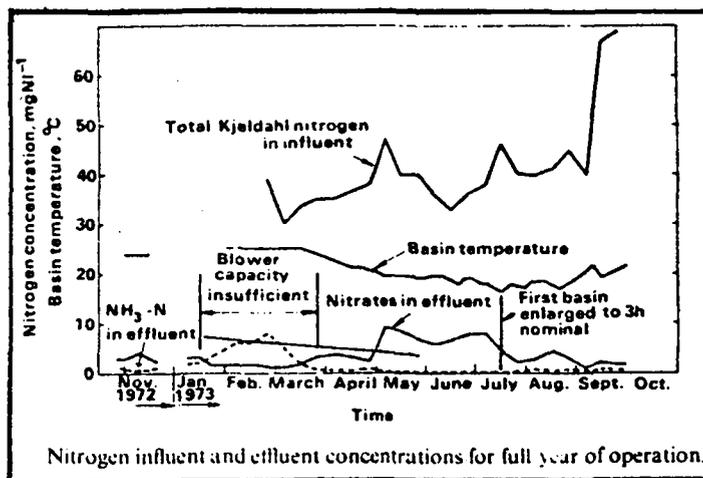
(Extrait du document 66/06330)

Le pilote a été construit pour traiter 100m³ d'eau usée par jour selon un système de traitement étudié expérimentalement en laboratoire et dont nous reportons ci-contre le diagramme.

Le système consiste en 4 bassins disposés en série, le premier et le troisième étant maintenus en anaérobiose, le deuxième et le quatrième en aérobiose.

.../...

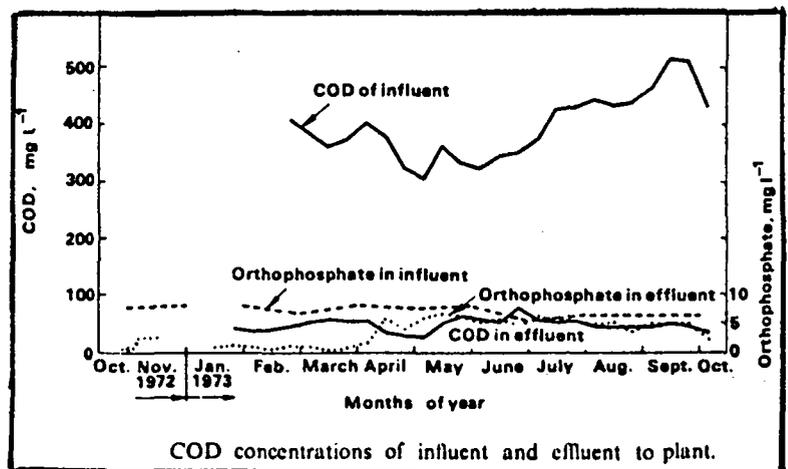
Un recyclage du mélange est effectué du second bassin au premier, la vitesse de cette opération étant de 3 à 4 fois supérieure à la vitesse d'entrée d'eau dans le système. Au niveau des deux premiers bassins, on obtient une élimination de l'azote total de l'ordre de 70 à 80%, le reste des nitrates étant éliminé par la respiration endogène dans le troisième bassin. L'effluent passe ensuite dans un quatrième bassin qui est aéré, avant de subir une ultime clarification. Du fait de la vitesse de recyclage de l'effluent dans le premier bassin et du recyclage de boue du clarifieur au premier bassin, le temps de rétention requis pour le premier bassin est court. Des essais en laboratoire ont montré qu'on pouvait obtenir une élimination de l'azote total de l'ordre de 94%, sans aucune addition de produit chimique comme apport supplémentaire de carbone.



(Extrait du document 66/06330)

gramme de solides en suspension dans le mélange par heure, pour le premier et le troisième bassin respectivement.

L'élimination de la DCO est de l'ordre de 90%. Les phosphates sont éliminés dans l'unité finale de clarification et leur concentration dans l'effluent final peut être réduite à moins de 1 mg P/l à condition d'opérer à un faible temps de rétention des solides dans le clarifieur, afin de minimiser le taux de solides en suspension. Nous reportons ci-contre une figure donnant les résultats obtenus quant à l'élimination de la DCO et des phosphates.



(Extrait du doc. 66/06330)

- KLOTTER H.E. (document 56/01610) donne les résultats obtenus pour la dénitrification des eaux souterraines à Mayence.

Des essais préalables ont été réalisés en laboratoire pour le traitement de l'eau potable de Mayence contenant 10 à 12 mg/l d'azote. On ajoute à cette eau du nitrate de calcium de telle manière à obtenir une concentration finale de 200 mg/l de nitrates. De la poudre de lait écrémé est apportée comme source de carbone au système de dénitrification, 1 gramme de cet apport occasionnant une demande en KMnO_4 de 1480 mg/l et une DBO_5 de 680 mg.

Les expériences ont été réalisées avec un litre d'eau. L'eau brute, tel que le montre le schéma ci-dessous, est en premier lieu nitrifiée (3h) puis passe dans un bassin de dénitrification (3 heures), avant de subir une décantation finale (2 heures).

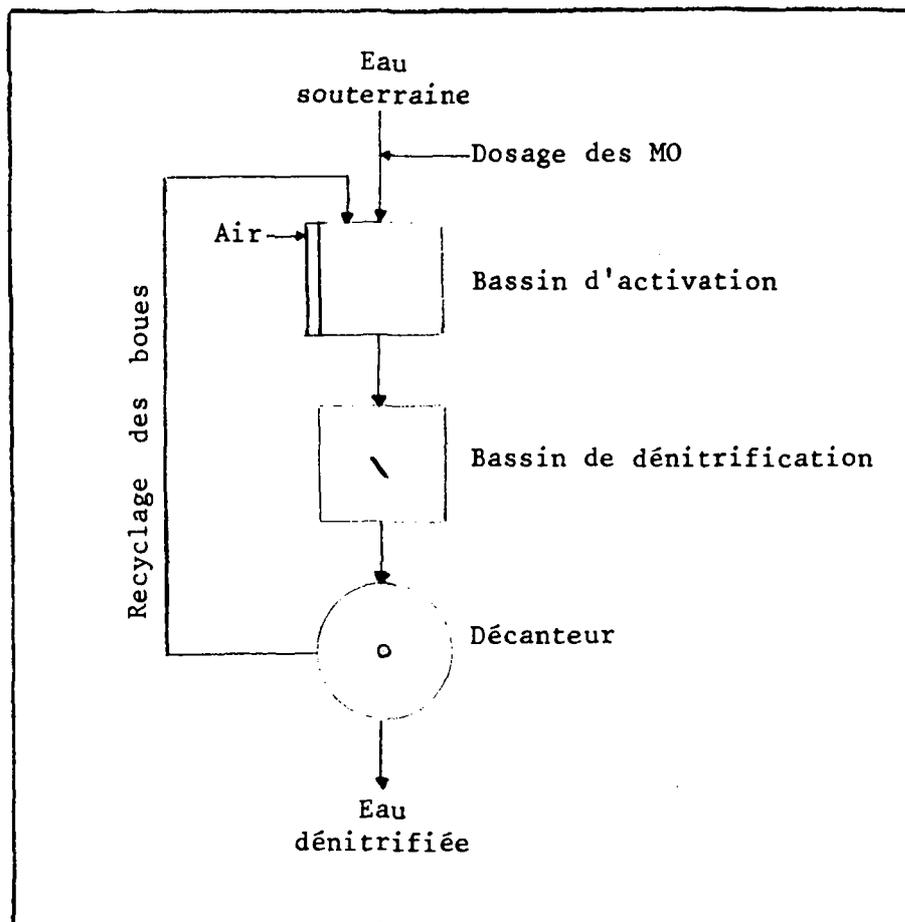
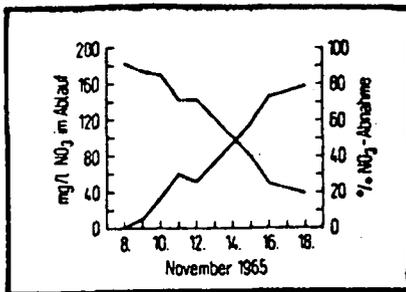


Schéma du traitement pour la dénitrification des eaux souterraines. (Extrait du document 56/01610)



Courbe de dégradation des nitrates avec 344 mg/l de poudre de lait.

(Extrait du document 56/01610)

La figure ci-dessus donne les résultats obtenus quant à l'élimination des nitrates pour un apport de 344 mg/l de poudre de lait.

Les essais sur pilote ont été réalisés avec le procédé d'aération INKA, le traitement étant prévu pour la consommation en eau potable de 500 à 600 personnes. Nous reportons ci-dessous un tableau donnant les caractéristiques de l'eau souterraine.

Caractéristiques de l'eau	claire, sans goût, odeur ni couleur
Température	10,5 °C
O ₂ dissous	6,2 mg/l
Dureté totale	34,0 °d
Dureté carbonatée	15,7 °d
Dureté non carbonatée	18,3 °d
CO ₂ libre	49,0 mg/l
pH	7,0
Ammonium (NH ₄ ⁺)	0 mg/l
Nitrites (NO ₂ ⁻)	0 mg/l
Nitrates (NO ₃ ⁻)	135 mg/l
Orthophosphates (P ₂ O ₅)	0,11 mg/l
Phosphates hydrolysés (P ₂ O ₅)	0,01 mg/l
Chlorures (Cl ⁻)	92 mg/l
Sulfates (SO ₄ ⁻)	230 mg/l
Fer	0 mg/l
Manganèse	0 mg/l
Détergent (en ABS)	0 mg/l
Demande en KMnO ₄	7,6 mg/l

(Traduit du document 56/01610)

.../...

Après 17 jours de traitement, la décantation des boues ayant donné une concentration en boues de 5 ml/l en 30 minutes avec une teneur en matières en suspension de 187 mg/l, les opérations étant menées avec une teneur en oxygène dissous de 10 mg/l dans le bassin d'activation et 2 mg/l dans le bassin de dénitrification, la teneur en nitrates de l'eau a diminué de 24 % (de 122 à 93 mg/l).

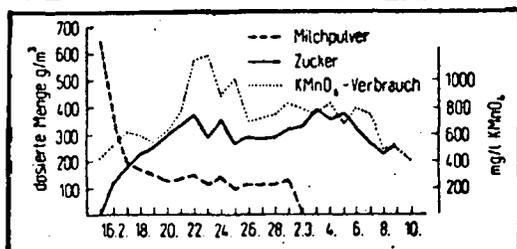
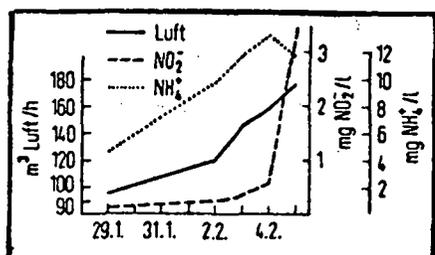
Le tableau suivant donne les résultats obtenus au cours d'essais sur une eau contenant 50 mg/l de nitrates, les conditions opératoires étant les suivantes :

- boues : 220 ml/l avec une teneur en MS de 4,05 g/l
- débit de passage de l'eau : 3 m³/h
- débit de l'air : 137 m³/h
- concentration en O₂ dissous : 4 mg/l dans le bassin de nitrification
0,2 mg/l dans le bassin de dénitrification

	Entrée mg/l	Sortie mg/l
Demande en KMnO ₄	38	66
Nitrates	50	20
Nitrites	0,04	0,15
Ammonium	7,3	9,9

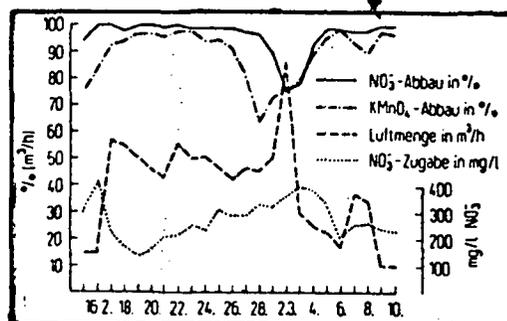
(Traduit du document 56/01610)

Les auteurs ont étudié l'influence de divers facteurs sur l'efficacité du système pour l'élimination des nitrates. Nous reportons ci-après plusieurs figures montrant l'influence de la quantité d'air, de l'addition de sucre et de lait en poudre ainsi que de l'addition de phosphate d'ammonium sur la réduction des nitrates.



Influence de l'addition de sucre et de lait en poudre

Influence de l'addition de phosphate d'ammonium



(Extraits du document 56/01610)

Plusieurs types de sucre ont été étudiés pour ce système. Nous reportons ci-après deux tableaux, le premier donnant les divers sucres testés ainsi que la DBO₅ correspondante, le second donnant la quantité de sucre à ajouter en fonction de la concentration en nitrates dans l'eau traitée, ainsi que les taux d'oxygène à fournir à l'unité de nitrification.

Sucre	Mg DBO ₅ /g	DBO ₅ en % de la valeur théorique d'O ₂ nécessaire à la combustion
Hannitol	680	60
Glucose	580	60
Lactose	580	54
Dextrine	520	44
Saccharose	485	43

Mg/l NO ₃ ⁻	Besoin en sucre	Besoin en O ₂	O ₂ fourni par NO ₃	Déficit en O ₂
	mg/l	mg/l	mg/l	mgL/l
100				
100	128	144	77	67
200	256	288	155	135
300	384	432	232	200
400	512	576	310	266

(Traduits du document 56/01610)

Le tableau suivant donne la quantité d'air à apporter au système de traitement selon le taux d'élimination des nitrates désiré.

% d'élimination de NO ₃ désiré	Concentrations en nitrates de l'eau (en mg NO ₃ /l)			
	100	200	300	400
Quantité d'air nécessaire (en m ³ /m ³ d'eau à traiter)				
10 (*)	2,4	4,7	7,2	9,5
20	1,2	2,4	3,6	4,8
30 (**)	0,8	1,6	2,4	3,2
40	0,6	1,2	1,8	2,4
50	0,5	1,0	1,4	1,9

(*) aération classique (**) aération de surface

Des estimations de coût ont été faites pour un tel type de traitement. Nous reportons ci-après un tableau donnant les coûts d'exploitation pour la dénitrification de 1 m³ d'eau.

Teneur en NO ₃ (en mg/l)	Coût d'exploitation pour la dénitrification d'1m ³ en Pfennig /m ³			
	Sucre	Phosphate	Air + circulation de l'eau	Coût total
100	12,8	0,92	0,30	14,02
200	25,6	0,92	0,50	27,02
300	38,4	0,92	0,70	40,02
400	51,2	0,92	1,00	53,12

(Traduit du document 56/01610)

b) Systèmes à culture bactérienne fixée.

Comme pour la nitrification, la dénitrification peut être accomplie dans des filtres sur lesquels sont fixés les microorganismes. Pour maintenir les conditions anaérobies nécessaires au développement de la réaction de dénitrification, les filtres sont submergés.

Les systèmes à culture fixée présenteraient un avantage par rapport aux systèmes à culture en suspension, en ce sens qu'ils sont moins sensibles à la température et que la demande en carbone est moins importante. De plus, ce système serait moins onéreux que le traitement par boues activées anaérobies. D'après BAUMANN cependant (document 56/05215), ces deux types de traitement, filtres et boues activées, entraîneraient des dépenses de même ordre de grandeur. Les coûts d'investissement seraient de l'ordre de 6,61 dollars pour 1000 m³ d'eau traitée; les coûts d'exploitation, comprenant opérations, maintenance, énergie, produits chimiques, varieraient de 2,64 à 6,61 dollars pour 1000 m³ d'eau traitée. Ces coûts seraient égaux ou légèrement supérieurs à ceux relatifs à un traitement conventionnel par boues activées.

Les filtres anaérobies ont été jusqu'à maintenant à courant descendant, mais, récemment, ont été mis au point des filtres à courant ascendant.

Les filtres à courant descendant sont fortement sujets au phénomène d'engorgement. Généralement, on emploie un matériau fin, sable, ou gravier de diamètre de l'ordre de 2 cm. L'emploi de sable permet un temps de rétention plus court mais entraîne des problèmes d'engorgement plus importants. Une

.../...

réduction de nitrates de plus de 90 % a pu être obtenue en 10 minutes sur du sable et en 30 minutes seulement sur du gravier pour des températures de l'ordre de 25 à 27 °C. Les filtres à courant descendant nécessitent de fréquents lavages ainsi que des "bumpings" pour éliminer l'azote gazeux qui a pu s'accumuler dans le filtre. Le procédé de "bumping" consiste en un lavage à contre-courant de 2 minutes qui déloge l'azote gazeux. Celui-ci doit être réalisé toutes les 48 heures et un lavage complet est nécessaire toutes les semaines. L'efficacité du filtre est temporairement réduite à la suite des lavages.

Les filtres à courant ascendant sont légèrement moins efficaces mais présentent un avantage par rapport aux filtres à courant descendant en ce sens qu'ils sont moins sujets à l'engorgement et, de ce fait, ne nécessitent pas de lavages ni de "bumping". Les temps de rétention sont de l'ordre de 1/2 à 2 heures, les matériaux employés étant les mêmes que pour les filtres à courant descendant mais d'une structure plus grossière (diamètre de 2,5 à 5 cm). Une réduction des nitrates de 90 % a pu être obtenue sur des filtres contenant du gravier de diamètre égal à 2,5 cm, pour un temps de rétention de 1 heure, à 12°C. Pour du gravier de 5 cm de diamètre, le temps de rétention est doublé.

Les filtres anaérobies semblent plutôt destinés au traitement d'effluents solubles, ce qui n'entraîne pas de lavages fréquents.

- DU TOIT P.J. et DAVIES T.R. (document 56/O4160) ont montré dans leurs expériences que la dénitrification sur filtres était légèrement plus importante que la dénitrification en bassins de boues activées anaérobies (les organismes recevant du lactate comme source de carbone). En effet, pour des eaux brutes contenant 75 mgN/l, l'efficacité de la réduction des nitrates était de 98 % pour les filtres et de 95,5 % pour les boues activées.
- Dans leur article, CASTALDI F. et JERIS J.S. (document 56/O1649) mentionnent les résultats obtenus par divers chercheurs au cours d'expériences de dénitrification sur des filtres biologiques anaérobies. Nous reportons ci-après quelques-uns de ces résultats.

SMITH et ses collaborateurs ont étudié la dénitrification sur des filtres biologiques à courant gravitaire, ceux-ci étant constitués de sable et de gravier. Une dénitrification effective est obtenue pour des taux de charge superficielle de 285,6 l/m²/mn (7 gpm per sq ft) dans les 3 à 4 mètres du filtre. L'élimination des nitrates est obtenue pour des températures comprises entre 25 et 27°C et pour des concentrations en oxygène dissous de l'ordre de 2,5 à 6,2 mg/l. Le temps de contact requis pour une élimination de 90 % des nitrates dans une eau contenant initialement de 8 à 12 mg/l NO₃-N, est de 5 minutes pour du sable et 15 minutes pour du gravier de 2 cm de diamètre environ. Les filtres doivent être lavés à contre-courant assez fréquemment pour maintenir leur efficacité. Nous reportons, page suivante, un tableau donnant la fréquence et la durée des lavages pour des filtres composés de divers matériaux.

.../...

EFFECT OF BACKWASHING DENITRIFICATION REACTORS			
Medium	Frequency of backwash (days)	Duration of backwash (min)	Change in NO ₃ -N removal efficiency
Coarse sand and gravel 3.40 to 14.50 mm	1.5 to 3.0	45 to 88	None
Sand and activated carbon 0.30 to 4.17 mm	30	—	50% dec.
Sand and activated carbon 0.90 mm	0.5	—	None
Activated carbon 0.85 mm	0.5	25	None
Activated carbon 1.0-3.0 mm sand	5.0	—	Dec. for 3 hr

(Extrait du document 56/01649)

ENGLISH et ses collaborateurs ont réalisé des expériences de dénitrification sur des filtres contenant du charbon actif. Une élimination de 85 % des nitrates a pu être obtenue en 10 minutes pour une eau contenant initialement 22 à 26 mg/l de NO₃-N. Un traitement sur pilote comprenant 4 filtres de charbon actif en série a permis une élimination des nitrates de l'ordre de 92 %, le premier filtre éliminant à lui seul 80 % des nitrates présents dans l'eau.

Des essais sur un autre pilote comportant également 4 filtres de charbon actif en série ont permis une élimination des nitrates de l'ordre de 95 % pour une eau contenant initialement 3,4 mg/l de NO₃-N. Les filtres avaient une hauteur de 3,6 m et contenaient chacun 1,8 m de hauteur de charbon actif.

Les expériences de TAMBLYN et SWORD ont porté sur des filtres à courant ascendant contenant divers matériaux, sable, gravier, charbon... Ce type de traitement a permis une élimination maximale des nitrates de l'ordre de 99 % pour une eau contenant initialement 20 mg/l NO₃-N. Les temps de contact varient suivant le matériau utilisé de 2 à 6 heures. Des lavages à contre-courant sont nécessaires pour maintenir l'efficacité des filtres; néanmoins, contrairement aux filtres à courant gravitaire, les lavages sont beaucoup moins fréquents. Un nettoyage mensuel serait suffisant.

- JERIS J.S., BEER C. et MUELLER J.A (document 56/05924) ont étudié de manière approfondie la dénitrification sur filtres à charbon. Néanmoins, du fait qu'on utilise le méthanol comme source de carbone, nous ne jugeons pas utile de rapporter ici les résultats obtenus et nous nous contentons de mentionner l'article pour les personnes intéressées.

.../...

Le système de traitement par nitrification-dénitrification biologiques est le procédé le plus généralement employé jusqu'à maintenant pour l'élimination des formes azotées dans l'eau.

De nombreux facteurs présentent une influence pour ces deux types de réaction, particulièrement la concentration en oxygène dissous, le pH, la température et la présence de composés toxiques.

La nitrification, qui est une réaction aérobie, nécessite une concentration minimale en oxygène dissous de l'ordre de 2 à 4 mg/l. Le pH optimal est variable selon les auteurs et est compris dans une marge allant de 6 à 8,5. L'efficacité de la nitrification est maximale pour des températures de 28 à 32°C, des températures basses, de l'ordre de 5°C, interrompant le système.

La dénitrification, qui est au contraire une réaction anaérobie, ne peut se dérouler dans des conditions optimales que pour des concentrations en oxygène dissous inférieures à 0,5-0,6 mg/l. Des divergences existent également parmi les auteurs quant au pH optimal requis pour cette réaction; néanmoins, dans l'ensemble, on considère que c'est un pH neutre ou légèrement alcalin qui est le plus favorable. La dénitrification, comme la nitrification, nécessite une température élevée, de l'ordre de 30°C. Pour que la réaction de dénitrification s'accomplisse, il est nécessaire d'apporter au système une source de carbone complémentaire. Le méthanol est à proscrire pour le traitement des eaux potables et l'on ajoute le plus souvent des sucres ou du lait en poudre. Le rapport C/NO₃ doit être suffisamment élevé pour un rendement optimal de la réaction.

Les organismes responsables de la nitrification et de la dénitrification sont particulièrement sensibles aux composés toxiques. Un traitement préalable en vue de leur élimination sera donc nécessaire quand de tels produits seront présents dans l'eau à traiter.

L'application d'un tel système de traitement permet l'élimination quasi totale de l'ammoniac et des nitrates présents dans l'eau.

Il existe deux grandes catégories de systèmes de traitement par nitrification-dénitrification biologiques : les systèmes à culture en suspension et les systèmes à culture fixée.

Pour les systèmes à culture en suspension, on distingue encore deux types de traitements, le système à "boues combinées" comportant deux bassins de boues activées, le premier servant à l'élimination de la DBO et à la nitrification, le deuxième servant à la dénitrification, et le système à "boues séparées" où l'élimination de la DBO, la nitrification et la dénitrification se déroulent respectivement dans trois bassins de boues activées différents.

Les systèmes à culture fixée comprennent les disques biologiques rotatifs pour la nitrification et les filtres gravitaires qui, selon qu'on opère

dans des conditions aérobies ou anaérobies, servent pour la nitrification et la dénitrification.

Jusqu'à maintenant, ce sont les systèmes à culture en suspension qui sont le plus couramment utilisés, mais il semble qu'on s'oriente à l'heure actuelle de plus en plus vers les systèmes à culture fixée : disques biologiques pour la nitrification et filtres anaérobies à courant ascendant pour la dénitrification.

D'un point de vue économique, le système par nitrification-dénitrification serait d'un coût relativement peu élevé.

x
x x

2 - ÉLIMINATION DE L'AMMONIAC PAR AIR-STRIPPING

Le stripping à l'air est un traitement qui s'applique plus spécifiquement à l'élimination de l'ammoniac de l'eau. C'est en fait une modification des procédés d'aération utilisés pour l'élimination des gaz de l'eau.

L'ammoniac peut être éliminé en mettant en contact étroit la solution à traiter avec d'importants volumes d'air. Cependant, du fait de la très grande solubilité de l'ammoniac, il est nécessaire d'élever le pH de la solution à traiter à des valeurs de l'ordre de 10,5 à 11,5. Cette élévation de pH est généralement obtenue par addition de chaux, ce qui entraîne concomitamment la précipitation des phosphates présents dans la solution. Des concentrations de chaux de l'ordre de 400mg/l (exprimés en CaO) sont nécessaires pour élever le pH aux valeurs désirées, cette quantité de chaux étant suffisante pour obtenir l'élimination de 95 % du phosphore présent dans l'eau brute. Le stripping, de ce point de vue, présente un avantage puisqu'il permet d'éliminer les phosphates en même temps que l'ammoniac.

D'autre part, la volatilité de l'ammoniac diminuant quand la température diminue, le traitement par stripping doit être effectué sous température chaude pour être efficace.

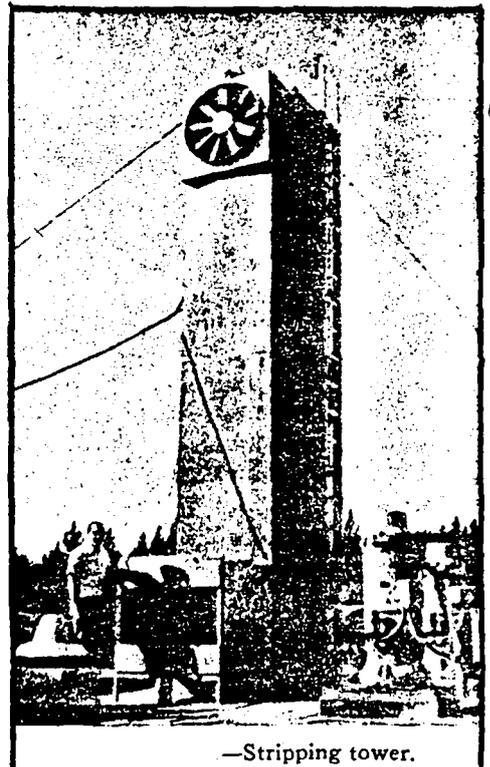
- Le stripping est réalisé dans des tours où l'eau, généralement, passe de haut en bas, alors que l'air est insufflé par le bas de la tour. L'air peut également, comme nous le verrons plus loin, être insufflé latéralement, cette méthode étant toutefois moins développée. Du fait de l'importance du contact entre l'eau et l'air, il est nécessaire que la tour de stripping présente le moins possible de résistance au flux d'air.

SLECHTA et CULP (J.W.P.C.F.*Mai 1967) décrivent la tour de stripping utilisée à la station du Lac Tahoe (U.S.A.), et dont nous reportons ci-contre la photo.

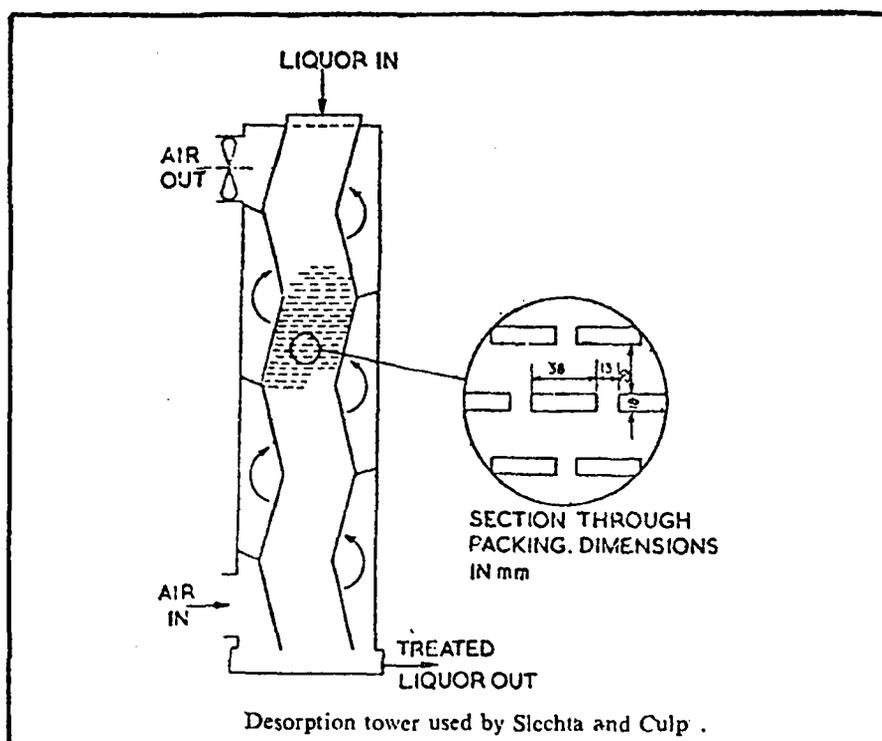
Cette tour est prévue pour traiter 4,5 m³/h d'eau et elle comporte des claies en bois disposées horizontalement, comme le montre la figure de la page suivante.

(Extrait du document 56/04569)

* J.W.P.C.F. = Journal of Water Pollution Control Federation



—Stripping tower.



(Extrait de J.W.P.C.F. Mai 1967)

Des opérations sur le pilote ont montré qu'on pouvait obtenir une élimination de l'ammoniac de l'ordre de 95 % sur une tour de 7,3 mètres de hauteur et 0,93 m² de section horizontale, chaque volume d'eau brute traitée nécessitant 3000 volumes d'air. La consommation d'énergie par volume d'eau traitée est de l'ordre de 0,106 kWh/m³.

Des estimations de coût ont été réalisées; le tableau ci-contre donne le détail des coûts de l'utilisation d'une telle tour de stripping pour l'élimination de 95% d'ammoniac.

(Extrait du document
56/04569)

Estimated cost of removing 95 per cent of ammonia in a desorption tower per unit volume of liquor treated		Cost (p/m ³)
Capital charges (loan repayment and interest)	0.084
Power*	0.13
Maintenance	0.003
Labour	0.022
Total (excluding cost of lime)	0.239
Cost of 400 mg/l lime (£6/tonne)	0.24
Total (including cost of lime)	0.479

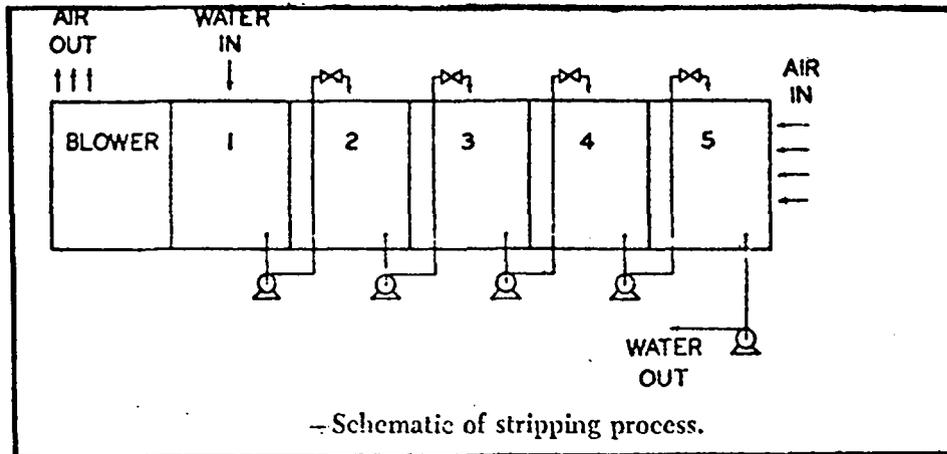
* For a motor and blower having an efficiency of 50 per cent and for electricity at 0.6 p/kWh.
Costs of maintenance and labour have been taken from Slechta and Culp .

† Here it may be pointed out that even in an ideal tower operating under similar conditions, where air leaving and liquor entering are at equilibrium with respect to the distribution of ammonia, about 2500 to 2600 volumes of air would be required for each volume of liquor

.../...

- O'FARRELL T.P. et ses collaborateurs (document 56/03144) étudient sur un pilote situé dans le district de Columbia les effets de la température, du pH et de l'entartrage des tours sur l'efficacité du stripping.

L'unité de stripping comporte cinq tours avec circulation d'air ascendante et également latérale. Chaque tour comporte 40 claies en polypropylène de dimensions 1,2m x 1,5m x 1,3cm, chaque couche de claies étant espacée de 6,4cms. La figure ci-dessous illustre l'unité de stripping.



(Extrait du document 56/03144)

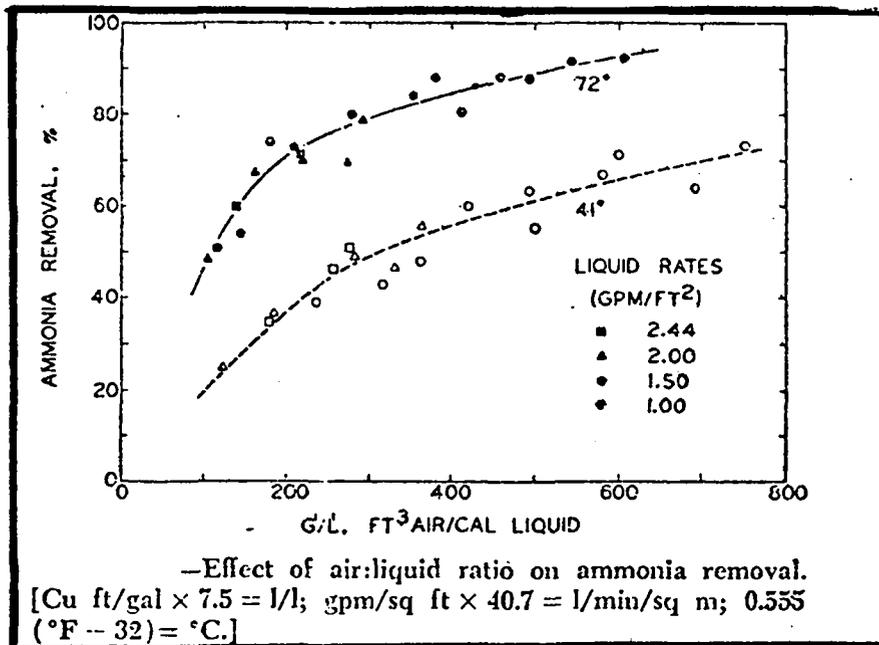
Les expériences ont été réalisées sur des effluents secondaires ayant subi une précipitation à la chaux réalisée en deux étapes avec recarbonatation intermédiaire. Nous reportons ci-après un tableau donnant les caractéristiques des effluents traités.

-Secondary Effluent Characteristics					
Effluent	SOD (mg/l)	SS (mg/l)	TKN-N (mg/l)	NH ₃ -N (mg/l)	NO ₃ + NO ₂ -N (mg/l)
District of Columbia (modified)	48.0	68	20.4	12.0	0.14
EPA-DC (Step, non-nitrified)	13.4	27	10.9	9.5	0.9
EPA-DC (Step, nitrified)	20.7	44	5.3	2.0	10.0

(Extrait du document 56/03144)

• Température

L'efficacité du stripping pour l'élimination de l'ammoniac est directement dépendante de la température de l'air et de l'eau. Comme le montre la figure ci-dessous, quand la température de l'eau sortante est de 22,3°C (température de l'air entrant 25,6°C, température de l'eau entrante 26,2°C), l'ammoniac est éliminé à 90 % pour un rapport air liquide de 3750 l/l, alors que lorsque la température de l'eau sortante n'est que de 5°C (température de l'air entrant 6,1°C, température de l'eau entrante 16,2°C) l'efficacité de l'élimination de l'ammoniac est réduite à 60 %.



(Extrait du document 56/03144)

Quand le rapport air/liquide n'est que de 750 l/l l'efficacité de l'élimination de l'ammoniac est de 50 % quand la température de l'eau sortante est de 22,3°C, et de 20 % quand la température de l'eau sortante est de 5°C.

La diminution de l'efficacité du procédé d'une température de 20-28°C à une température de 5°C est de l'ordre de 30 % pour toute la gamme du rapport air/liquide.

Les températures froides sont défavorables pour le stripping puisqu'elles entraînent une diminution significative de l'efficacité du traitement pour l'élimination de l'ammoniac. De plus, en période très froide, s'ajoute le risque d'interruption du fonctionnement de l'unité de stripping par gel des tours.

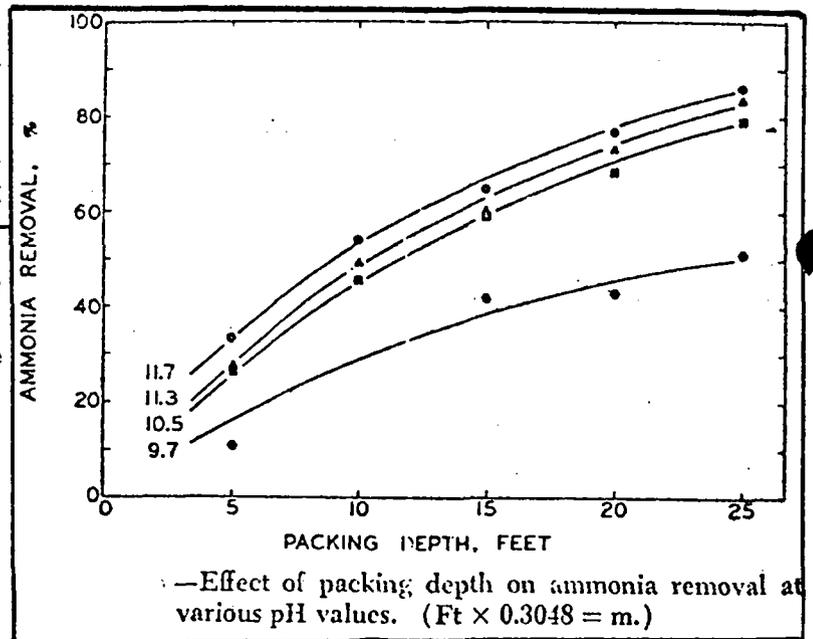
.../...

. pH

L'effet du pH sur l'efficacité de l'élimination de l'ammoniac a été déterminé durant l'été pour une température de l'eau entrante et de l'air entrant de 25,0°C et 24,4°C respectivement. Durant le stripping l'eau est refroidie, sa température à la sortie des tours étant de 20,6°C. Les résultats du traitement à différents pH sont donnés dans la figure ci-dessous.

La plus importante élimination d'ammoniac, 86,2%, est obtenue pour un pH de 11,7 pour une profondeur du garnissage de 7,6m. Pour un pH de 10,5, la diminution d'efficacité n'est que de 6%, alors que pour un pH de 9,7 la diminution est beaucoup plus importante, de l'ordre de 30 à 35%.

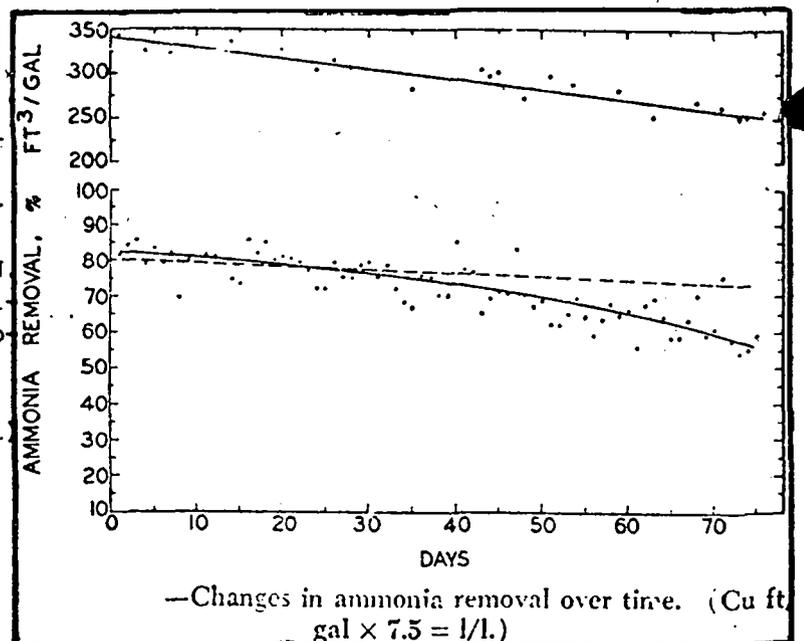
(Extrait du document
56/03144)



. Effets d'entartrage

Pour déterminer les effets dus à l'entartrage, le système a été maintenu en fonction pendant 75 jours avec un pH de 11,5. La concentration d'ammoniac dans l'eau brute était de 11,5mg/l NH₃N. Comme le montre la figure ci-contre l'efficacité du stripping a diminué de 80% à 55% au bout de 75 jours (NH₃-N résiduel : 2,5mg/l à 4,5mg/l).

(Extrait du document
56/03144)



Cette diminution de l'efficacité du système est due au dépôt de CaCO_3 dans la tour, celui-ci étant formé à partir du CO_2 de l'air servant au stripping et d'un excès d'ions calcium dans l'eau.

A la fin de cette expérience de 75 jours à pH élevé, les tours sont ouvertes pour inspection.

Le poids moyen de chaque claie augmente de 0,9 kg à 10 kg, ce qui correspond à un dépôt de 9,1 kg. Le dépôt (0,64 x 0,95 cm) contient plus de 99 % de carbonate de calcium avec des traces de carbone organique et de phosphore. Le dépôt est cristallin, dur, et ne peut être éliminé par courant d'eau à haute pression, ce qui oblige à nettoyer chaque claie manuellement... Avec 40 claies par tour, l'accumulation totale du dépôt dans les 5 tours est approximativement de 1820 kg. Cette valeur correspond à un taux de dépôt de 125 mg de CaCO_3 par litre d'eau traitée.

Ce dépôt obstrue les tuyaux de connection et les valves de contrôle, ce qui entraîne une diminution de la capacité d'entrée d'air.

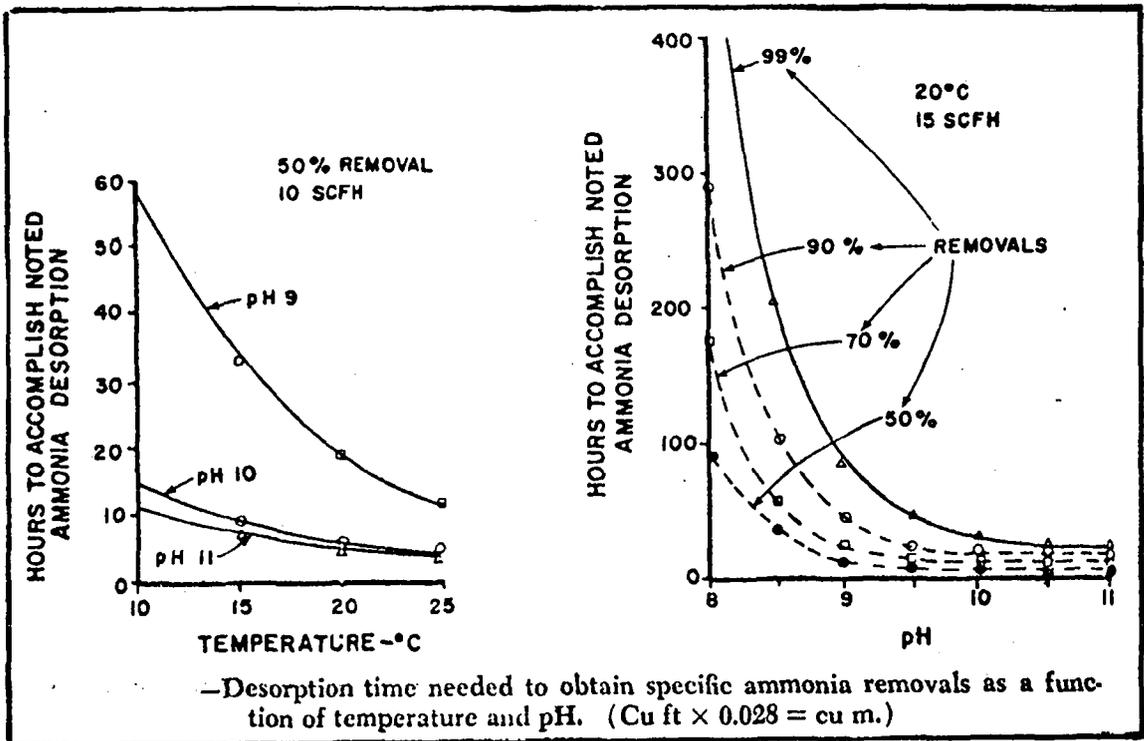
Une étude identique menée pendant 112 jours, mais cette fois sur un effluent de pH 10,5, a permis de montrer que la formation de dépôt de CaCO_3 était beaucoup moins importante que pour l'expérience menée à pH 11,5. Le taux de déposition du CaCO_3 ne serait que de 16 mg/l.

D'après ces résultats, il semblerait que le traitement par stripping soit plus intéressant à pH 10,5, car pour une efficacité du procédé sensiblement égale (différence de 6 % seulement par rapport aux opérations menées à pH 11,5), le taux de déposition de CaCO_3 est beaucoup plus faible, permettant ainsi une meilleure exploitation des tours et un entretien beaucoup moins fréquent.

- SRINATH E.G. et LOEHR R.C (document 56/05884) ont déterminé les relations mathématiques applicables à l'élimination de l'ammoniac par stripping pour des conditions variables de température et de pH. Nous n'entrerons pas dans le détail de ces relations mais nous retiendrons néanmoins les résultats qu'ils ont obtenu quant au temps nécessaire à l'élimination de l'ammoniac par stripping.

On constate, d'après les deux figures de la page suivante, que la différence pour les temps de désorption est faible pour des pH de 10 à 11. Par contre, pour des pH inférieurs à 10, le temps nécessaire pour l'élimination de l'ammoniac augmente rapidement.

.../...



(Extrait du document 56/05884)

Des changements de température ont un effet important sur le temps de désorption. Pour un pH de 10-11, une baisse de température de 10°C double le temps nécessaire pour obtenir une élimination spécifique donnée. Pour un pH de 8-9 une diminution de température de 5°C seulement double le temps nécessaire pour obtenir le taux d'élimination désiré.

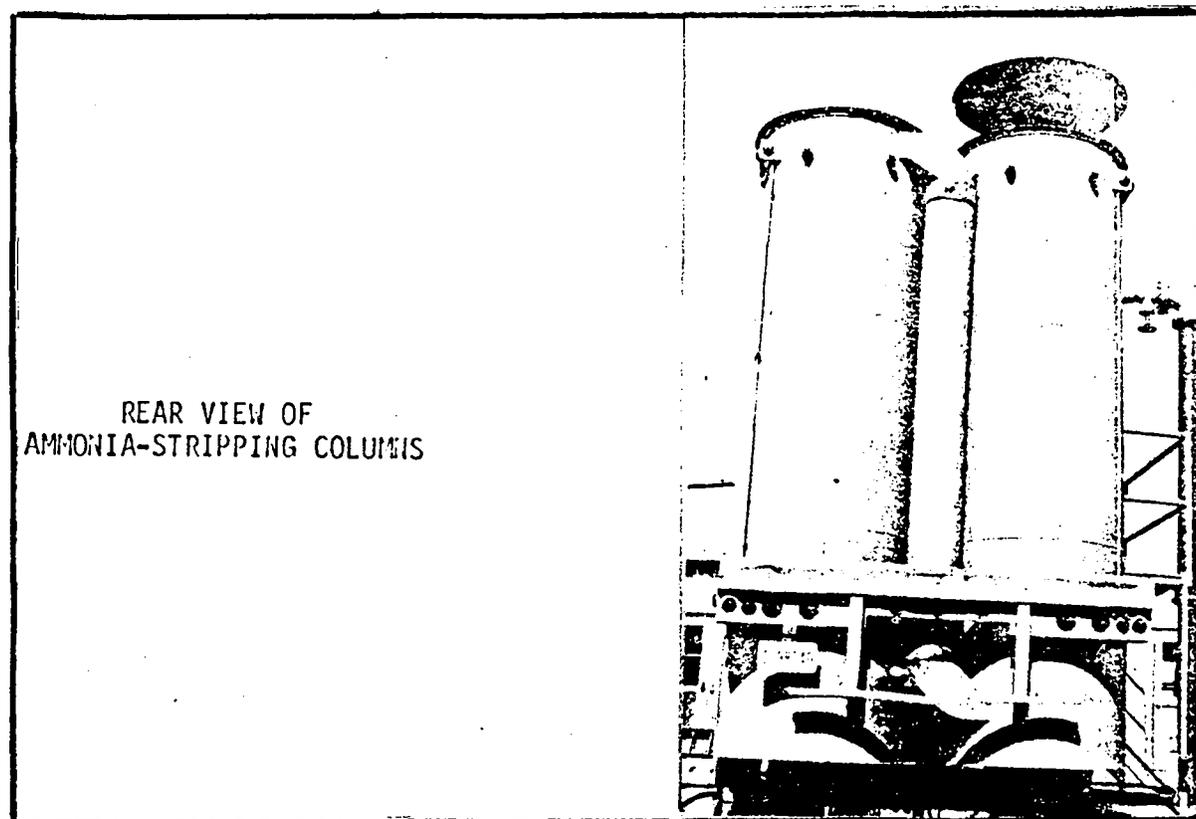
Un taux d'élimination plus important demande un temps de traitement plus long. Le temps nécessaire à l'élimination de 75 % d'ammoniac est double de celui nécessaire à l'élimination de 50 % à 20°C. De même, un temps deux fois plus long est nécessaire pour l'élimination de 99 % d'ammoniac que pour une élimination de 90 %.

- La valeur du rapport volume air/volume eau a une très grande importance pour l'efficacité du stripping. D'après BENNEWORTH N.E. et MORRIS N.G. (document 56/04289), un rapport théorique minimal de 1400 est nécessaire pour l'élimination de 90 % d'ammoniac.

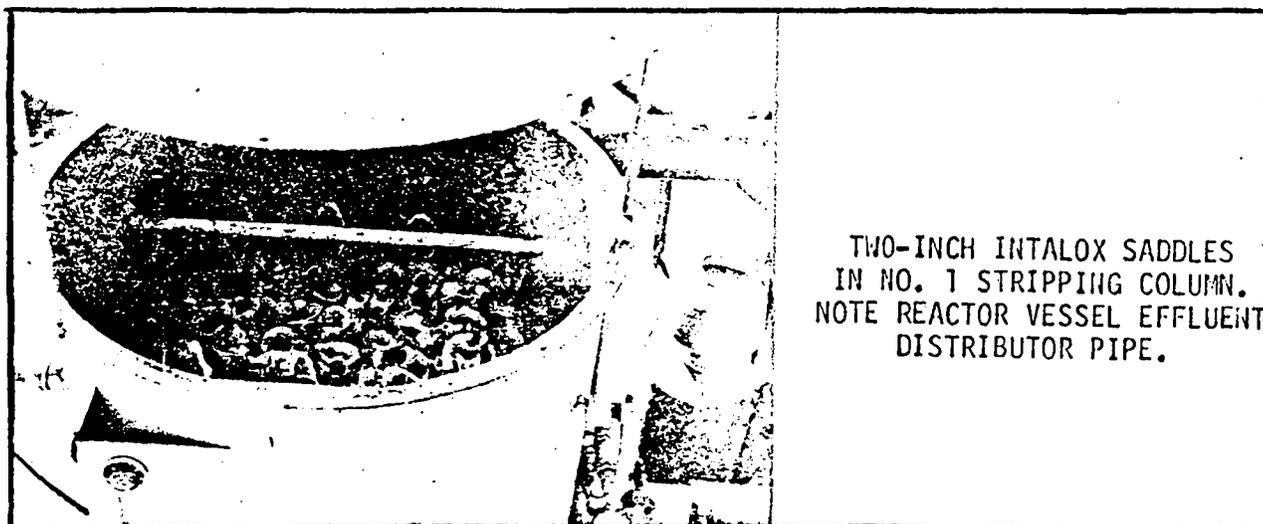
BENNETT G.E. (document 56/02856) rapporte les résultats de tests effectués sur pilote pour l'élimination de l'ammoniac sur des effluents secondaires ayant subi une digestion anaérobie. Le pilote a fonctionné pendant deux mois. L'unité de stripping est composée de deux tours opérant à contre-courant (flux d'eau descendant, flux d'air ascendant). Chaque tour a un diamètre de 1 mètre, une hauteur totale de 3,60 mètres et contient environ 2,3m³

.../...

de "croissants" en plastique Intalox, comme le montrent les figures ci-après.



Extraits du document 56/02856 (G.1489/1)



TWO-INCH INTALOX SADDLES
IN NO. 1 STRIPPING COLUMN.
NOTE REACTOR VESSEL EFFLUENT
DISTRIBUTOR PIPE.

Le pilote a été réalisé pour traiter 7850 litres de surnageant à la fois, celui-ci contenant 853 mg/l d'azote ammoniacal. Les résultats obtenus sont donnés dans le tableau ci-après.

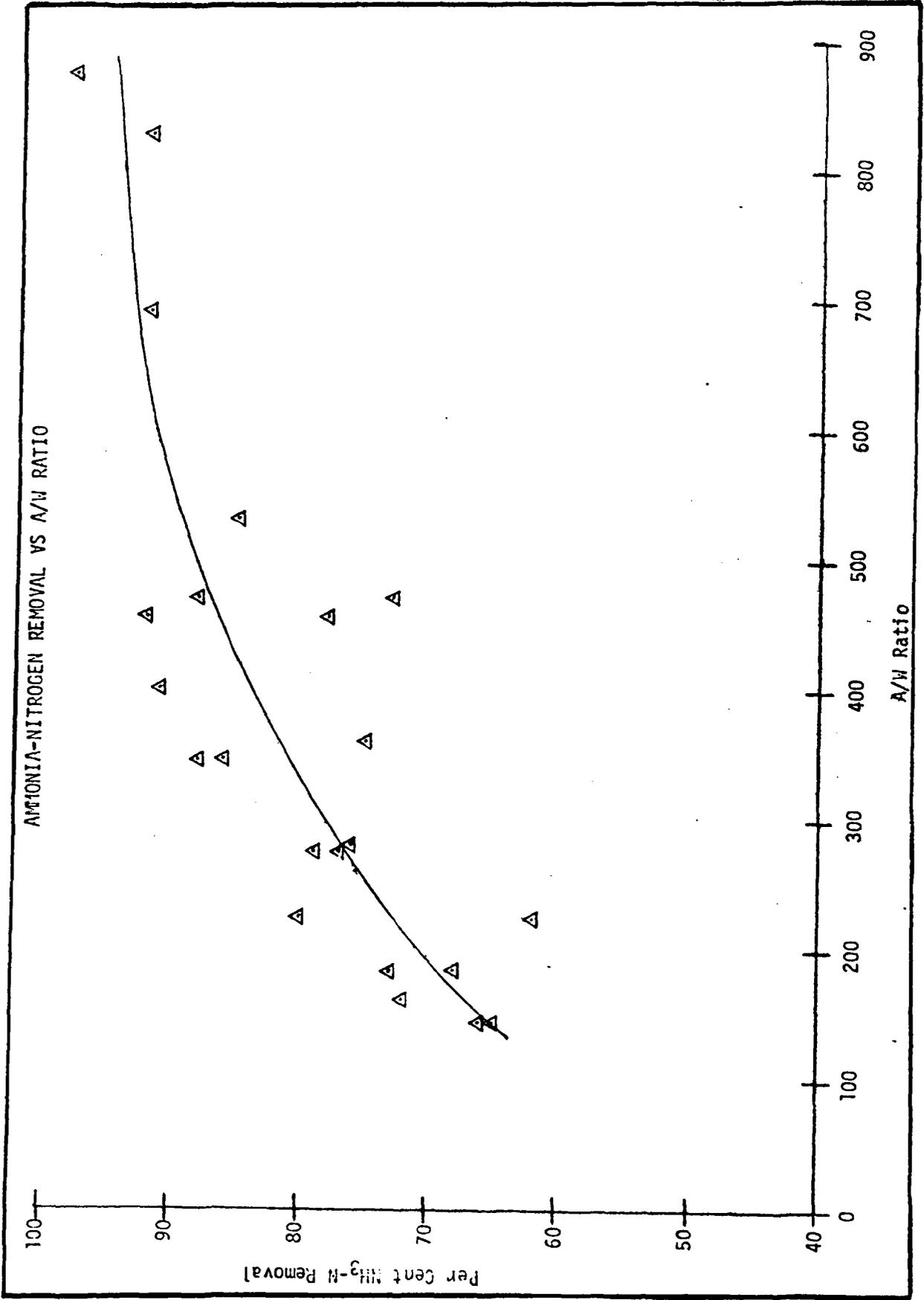
AMMONIA NITROGEN REMOVAL SUMMARY										
Test No.	Influent Supernatant pH	Influent Supernatant Concentration (mg/liter)	Stripping Column Influent pH	Column No. 1 Effluent Concentration (mg/liter)	Percent Removal	Pilot Plant Effluent pH	Pilot Plant Effluent Concentration (mg/liter)	Percent Removal	Column Liquid Flow Rate (gpm)	A/V Ratio
A. Tests Made Under Representative Conditions*										
2	7.3	830	11.7	466	44	11.8	282	66	13.5	145
16	7.1	925	10.8	452	51	10.5	255	72	11.6	163
3	7.3	822	11.4	515	37	11.3	315	62	10.1	211
7	7.2	794	11.4	343	57	11.2	158	80	10.1	225
18	7.3	874	11.2	426	51	10.8	212	76	13.0	280
8	7.3	824	11.4	308	63	11.1	210	75	14.4	360
15	7.3	854	11.2	247	71	10.5	67	92	10.1	455
4	7.4	839	11.4	278	67	11.3	99	88	10.1	470
6	7.2	829	10.8	285	66	10.2	125	85	10.1	530
22	7.2	879	11.0	80	91	9.5	71	92	6.1	690
23	7.2	862	10.9	68	92	9.6	70	92	5.1	925
11	7.3	871	11.6	39	96	10.9	18	98	5.1	1070
AVERAGES FOR REPRESENTATIVE RUNS:										
	7.3	850	11.2	292	66	10.7	157	82	10	437

Extrait du document 56/02856 (G.1489/1)

Comme le montrent ces résultats, une élimination maximale de 98 % a été obtenue pour un pH de 11,6 et pour un rapport volume air/volume eau de 6500 m³/m³ (870 cu.ft./gal). D'un façon plus générale, l'élimination de l'azote ammoniacal peut être réalisée entre 80 et 95 % pour un pH compris entre 11,2 et 11,4 et pour un rapport volume air/volume eau de 2600 à 3360 m³/m³ (350 cu.ft./gal).

La figure de la page suivante indique l'augmentation de l'efficacité de l'élimination d'ammoniac en fonction de l'augmentation des rapports volume air/volume eau.

.../...



Extrait du document 56/02856 (G.1489/1)

A la station de South Lake Tahoe (J.W.P.C.F. Mai 1967), le stripping a été réalisé sur des tours à garnissage de différentes hauteurs, l'une de 6,1 mètres, l'autre de 7,3 mètres. Pour la même efficacité d'élimination de l'ammoniac, il est possible d'utiliser moins d'air et d'obtenir un débit plus important sur la tour de 7,3 mètres de hauteur.

Pour cette tour, on constate, d'après le tableau rapporté ci-contre, qu'il est possible d'obtenir une élimination de 90 % d'ammoniac avec approximativement 1870 m³ d'air par m³ d'eau traitée, alors que la quantité d'air requise pour une élimination plus poussée augmente rapidement (2990 m³ d'air/m³ d'eau traitée pour une élimination de 95 % et presque 6000 m³ d'air/m³ d'eau traitée pour une élimination de 98 %)

Percent Ammonia Nitrogen Removal	20-ft Depth, 1.5- by 2-in. Packing		24-ft Depth, 1.5- by 2-in. Packing	
	Air Supply (cu ft/gal)	Hydraulic Loading (gpm/sq ft)	Air Supply (cu ft/gal)	Hydraulic Loading (gpm/sq ft)
80	200	3.6	200	3.9
85	250	3.2	210	3.55
90	280	2.5	250	3.0
95	400	---	400	2.0
98	800	---	800	0.8

Note: Ft \times 0.305 = m; in. \times 2.54 = cm; cu ft/gal \times 7.4 = cu m/cu m; gpm/sq ft \times 40.7 = l/min/sq m.

(Extrait de J.W.P.C.F. Mai 1967)

Le stripping serait donc limité, d'un point de vue économique, à un taux d'élimination de l'ammoniac de l'ordre de 90 %. Une meilleure efficacité est possible mais nécessite néanmoins une trop importante quantité d'air, donc une consommation d'énergie particulièrement élevée et, de ce fait, des frais d'exploitation importants.

Des estimations de coût ont été faites pour la station de South Lake Tahoe dont nous avons déjà parlé précédemment. Nous reportons ci-après plusieurs tableaux donnant les coûts d'investissement et d'exploitation relatifs à l'unité de stripping, celle-ci étant prévue pour traiter 28.400 m³ d'eau brute par jour.

Percent Ammonia Removal	Cost per Volume Treated (\$/mil gal)									
	20-ft Tower					24-ft Tower				
	Capital	Power	Maintenance	Labor	Total	Capital	Power	Maintenance	Labor	Total
80	2.70	4.00	0.20	2.00	8.90	2.85	3.75	0.20	2.00	8.80
90	3.65	4.70	0.20	2.00	10.55	3.60	4.40	0.20	2.00	10.20
95	—	—	—	—	—	5.10	6.50	0.25	2.00	13.85
98	—	—	—	—	—	11.80	10.90	0.30	2.00	25.00

* 7.5-mgd (28,400-cu m/day) plant.
Note: \$/mil gal \div 3.785 = \$/1,000 cu m; ft \times 0.305 = m.

(Extrait de J.W.C.P.F. Mai 1967)

—Actual Operating and Capital Cost for Ammonia Stripping at 7.5 mgd under Intermittent Conditions*

Item	Cost (\$/day)
Electricity*	39.73
Operating labor	5.08
Maintenance labor	5.50
Repair material	1.38
Instrument maintenance	1.61
Total operating cost	53.30
<hr/>	
Cost Division	Cost (\$/mil gal)
Operating	7.10
Capital	8.00
Total	15.10

* Intermittent conditions caused by air temperatures below 32°F (0°C) at which the tower freezes. Only electricity is affected.
 Note: Mil gal × 3,785 = cu m.

—Assumed Operating Costs for Ammonia Stripping at 7.5 mgd for Continuous Operation

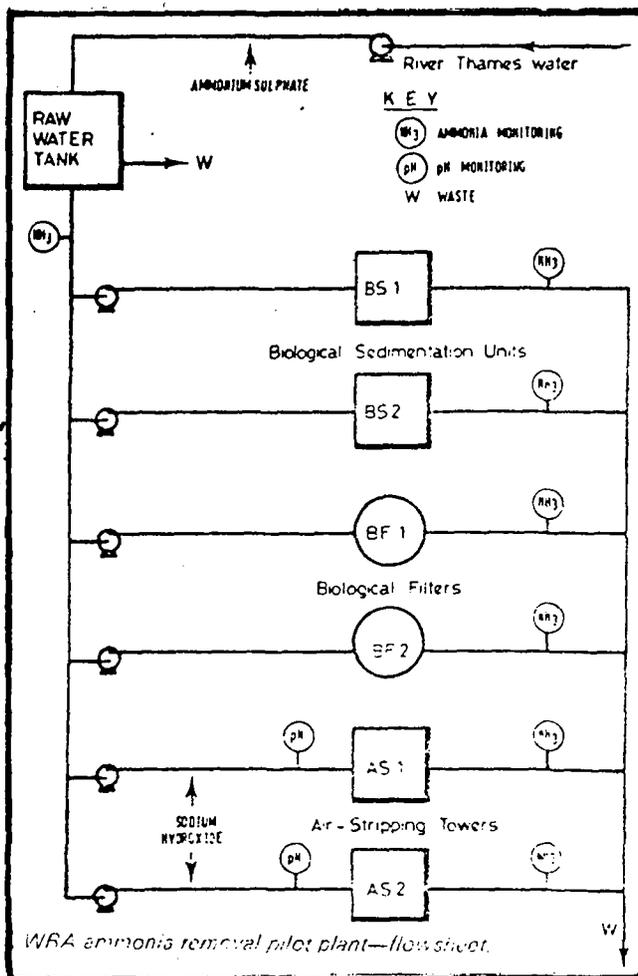
Item	Cost (\$/day)
Electricity*	61.00
Operating labor	5.08
Maintenance labor	5.50
Repair material	1.38
Instrument maintenance	1.61
Total operating costs	74.57
<hr/>	
Cost Division	Cost (\$/mil gal)
Operating	9.96
Capital	8.00
Total	17.96

* Average cost per day at 7.5 mgd from months of continuous operation, May–September 1969.
 Note: Mil gal × 3,785 = cu m.

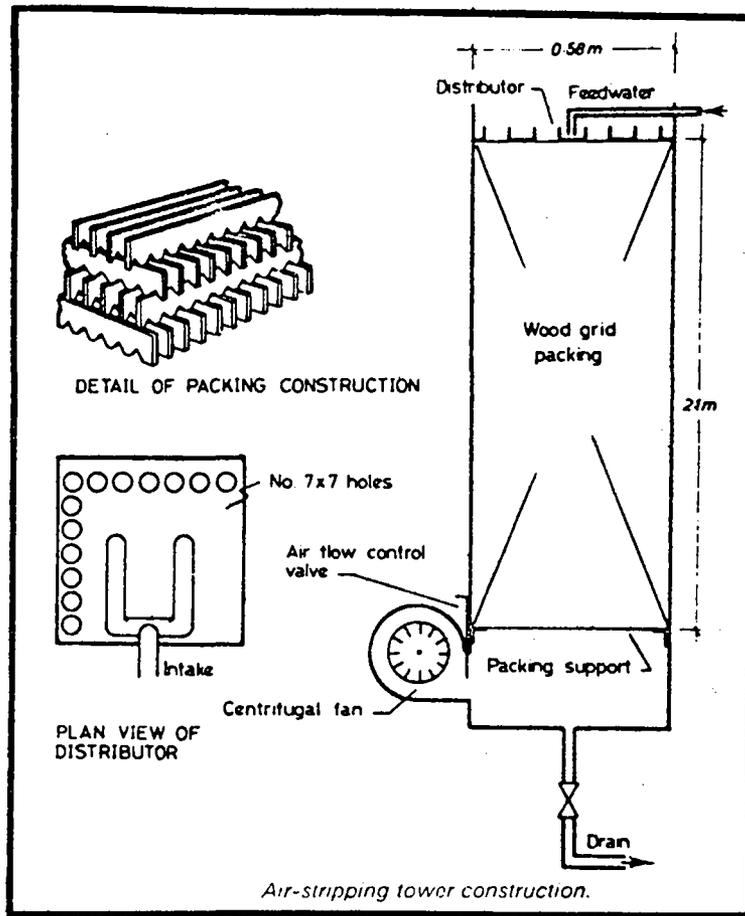
(Extraits du document 56/02230)

Des essais ont été réalisés sur pilote pour le traitement d'eau de rivière. Nous reportons ci-contre une figure illustrant les différentes étapes du procédé de traitement, celui-ci étant appliqué à l'eau de la Tamise additionnée d'azote ammoniacal, de telle façon que la concentration finale soit de 4mg N/l.

L'unité de stripping se compose de 2 tours, chacune ayant une section carrée de 0,58 m², et contenant un garnissage en lattes de bois (10 x 50 mm) sur une profondeur de 2,1m. L'eau entre par le haut de la tour et l'air est insufflé par le bas. Nous reportons ci-après des figures donnant en détail la description des tours de stripping.



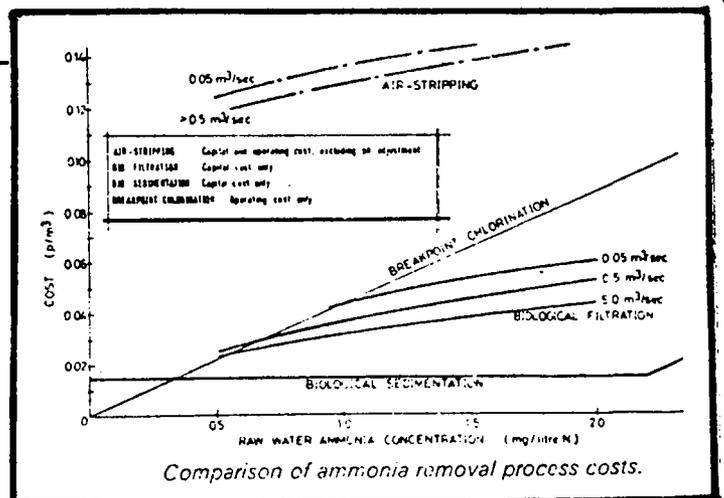
(Extrait du document 56/05715)



(Extrait du document 56/05715)

Aucun résultat précis n'est fourni quant à l'efficacité du traitement pour l'élimination de l'ammoniac. Il nous a cependant paru utile de mentionner le document car c'est le seul parmi la documentation consultée qui s'intéresse au traitement d'eau de rivière.

La figure ci-contre donne les estimations de coût relatives au traitement. Les coûts pour le stripping sont les plus élevés mais ceux-ci incluent les frais d'investissement et d'exploitation, alors que pour les autres méthodes, ne sont considérés que les coûts d'investissement.



(Extrait du document 56/05715)

Le stripping à l'air est une méthode efficace pour l'élimination de l'ammoniac de l'eau. Le rendement de cette méthode de traitement est cependant étroitement dépendant du pH de l'eau traitée, de la température et du rapport volume air/volume eau.

Les valeurs de pH les plus favorables à l'élimination de l'azote ammoniacal sont comprises entre 10,5 et 11,5. L'addition de chaux effectuée pour l'ajustement du pH a pour effet la précipitation de la majeure partie des phosphates présents dans l'eau traitée (95 % d'élimination des phosphates par addition de 400 mg/l de chaux). L'addition de chaux en telle quantité a cependant un effet défavorable en ce sens qu'elle occasionne des dépôts relativement importants de CaCO_3 dans les tours, ce qui a pour conséquence une diminution significative de l'efficacité du traitement.

Ces dépôts sont bien plus importants quand le traitement est effectué à pH 11,5 que lorsque celui-ci est effectué à pH 10,5. De plus, l'incrustation de carbonate de calcium dans les tours oblige à réaliser de fréquents lavages qui doivent être faits manuellement quand le dépôt est trop important, ce qui entraîne des arrêts prolongés dans la marche du procédé de traitement. La possibilité d'utiliser des claies en plastique pourrait réduire le problème de déposition de CaCO_3 et faciliter ainsi les opérations de nettoyage des tours.

La température a une importance primordiale. Le traitement par stripping doit être effectué à des températures chaudes (de l'ordre de 20 à 25°C) pour être efficace. Pour de températures inférieures à 15°C, l'efficacité du traitement est diminuée, cette diminution étant d'autant plus importante que les températures sont plus basses. De plus, s'ajoute le risque de gel des tours qui a pour conséquence une interruption du traitement.

Le rapport volume air/volume eau doit être suffisamment élevé pour que l'élimination de l'ammoniac soit importante. Néanmoins, les frais d'exploitation engendrés pour des valeurs très grandes de ce rapport sont trop conséquents et rendent ainsi le procédé peu économique quand l'élimination de l'ammoniac est poussée au maximum. Pour un taux d'élimination de l'ordre de 90 %, le traitement par stripping est considéré cependant comme étant d'un coût relativement peu élevé.

Le stripping se présente donc comme un traitement relativement économique qui permet l'élimination de 90 % de l'azote ammoniacal présent dans l'eau, le traitement étant réalisé à pH alcalin (10,5-11,5) et pour une température assez élevée ($> 20^\circ\text{C}$). Les seules stations équipées d'une unité de stripping sont celles de South Lake Tahoe (Californie), celle-ci étant réalisée pour traiter les eaux municipales, et celle située à Windhoek, en Afrique du Sud. (document 56/05 715)

x
x x

.../...

3 - ELIMINATION DES NITRATES PAR ÉCHANGE D'IONS

Comme nous l'avons vu précédemment, les méthodes de nitrification-dé-nitrification et de stripping sont très sensibles à la température, leur efficacité pour l'élimination de l'azote étant sensiblement réduite pour des températures $< 15^{\circ}\text{C}$. L'échange d'ions, par contre, ne semble pas être sensible à la température et, de ce fait, présente un avantage certain par rapport aux autres méthodes quand il s'agit de mener les opérations d'élimination des nitrates à basse température.

Cette technique est cependant encore très peu développée pour l'élimination des nitrates dans l'eau potable et les documents que nous avons pu rassembler sur le sujet présentent le plus souvent des résultats d'essais en laboratoire ou sur pilote.

De plus, ces documents sont en majeure partie d'origine américaine et les résultats qu'ils fournissent concernent le traitement sur résines échangeuses d'anions. Or, l'emploi de résines anioniques est strictement interdit en France pour le traitement d'eaux destinées à la consommation, ce qui fait que ces documents sont à priori inexploitable dans l'objectif de notre rapport.

Nous les retiendrons cependant car, si l'expérience américaine ne peut être utilisée pour la France actuellement, il n'en reste pas moins qu'elle peut apporter des renseignements utiles aux chercheurs travaillant dans le domaine du traitement des eaux potables.

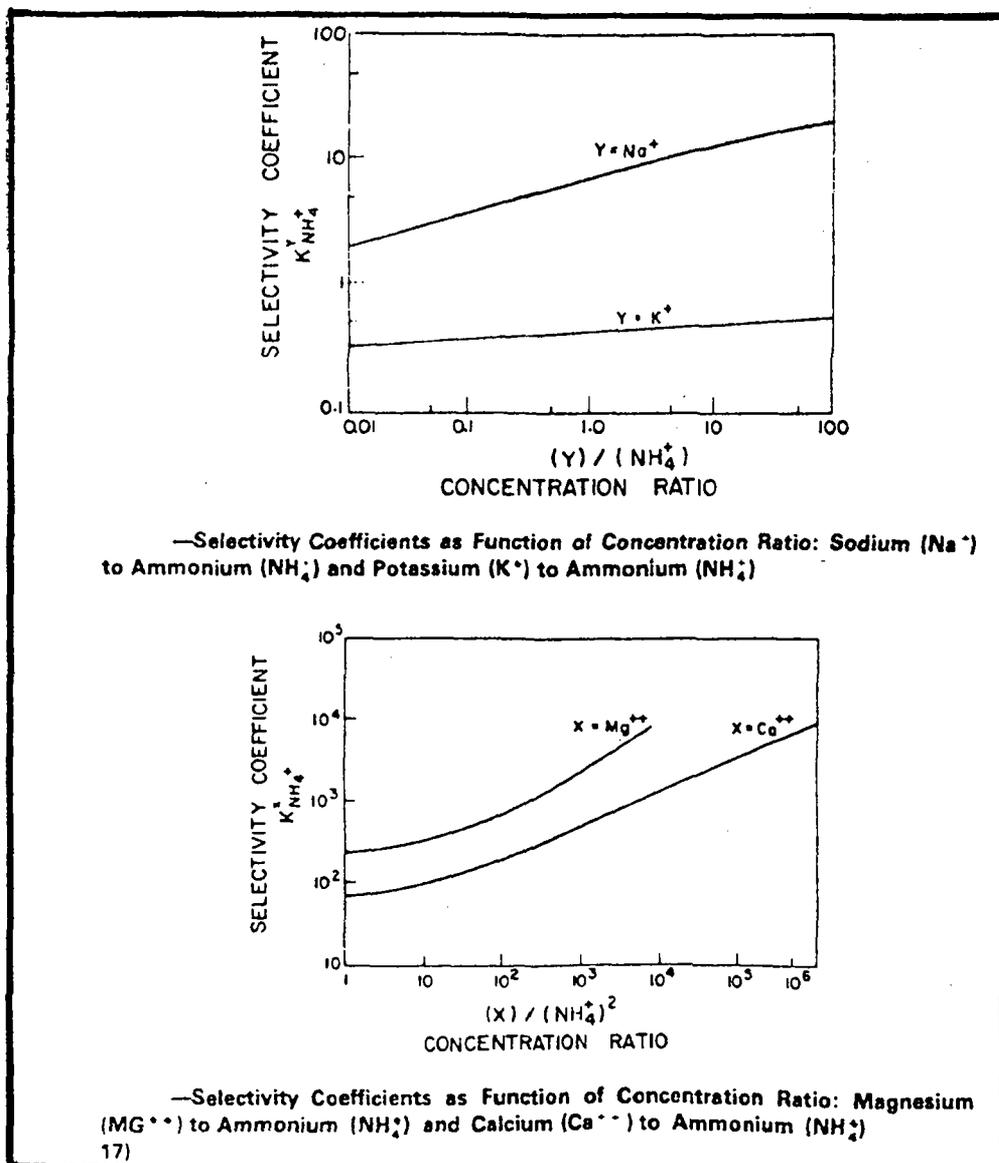
A - RESINES CATIONIQUES

- Mac LAREN J.R. et FARQUHAR G.J. (document 56/OE03 6) ont étudié de manière théorique les facteurs influençant l'efficacité de la clinoptilolite pour l'élimination des ions ammonium dans l'eau.

L'utilisation de la clinoptilolite pour l'élimination des ions ammonium semble très prometteuse en ce sens que, contrairement aux résines synthétiques normales qui préfèrent les cations métalliques divalents, la clinoptilolite permet l'élimination sélective des ions ammonium en présence de magnésium, calcium et sodium. La sélectivité de la clinoptilolite ferait intervenir trois mécanismes : l'action de tamis, l'hydratation des espèces cationiques et la séparation des sites anioniques.

.../...

Les coefficients de sélectivité $K_{\text{NH}_4^+}^{\text{cation}}$ varient en fonction du rapport des concentrations des cations présents dans la solution à traiter. Nous reportons ci-après deux figures montrant cette variation, les expériences étant réalisées à 23°C.



(Extraits du document 56/05036)

La capacité de la clinoptilolite pour l'élimination de l'ammoniac dans l'eau serait fortement influencée par la concentration initiale des ions ammonium. Des expériences ont été réalisées sur une colonne contenant 750 g de clinoptilolite et les résultats rapportés dans les tableaux de la page suivante montrent que la capacité de la clinoptilolite pour l'élimination de l'ammoniac est d'autant plus grande que la concentration initiale des ions ammonium est élevée. Pour une concentration en ions ammonium de 14,1 mg/l, la

.../...

capacité de la clinoptilolite est de 0,4640 méq/g, alors qu'elle est de 0,9969 méq/g pour une concentration en ions ammonium de 70,55 mg/l, la température et le débit étant identiques pour les deux tests -

Description of experimental conditions							Experimental results			
Experimental conditions	Column Study Number for Replicate		Flow rate, in bed volumes per hour	Ammonium Ion Concentration, in milligrams per liter, for Replicate		Temperature, in degrees centigrade	Observed Ammonia Capacity, in milliequivalents per gram, for Replicate		Theoretical Ammonia Capacity Predicted from 23° C Isotherm for Replicate	
	1	2		1	2		1	2	1	2
	l	3*		5	13.33		14.1	13.9	2	0.4857
a	4	6	26.67	14.3	13.9	2	0.4133	0.4073	0.4724	0.4724
b	4	6	13.33	70.55	69.7	2	0.8077	0.8975	0.9521	0.9521
ab	3	5	26.67	71.0	69.0	2	0.8199	0.6829	0.9521	0.9521
c	7	9	13.33	14.1	14.1	12	0.4640	0.4175	0.4724	0.4724
ac	8	10	26.67	13.8	14.3	12	0.4492	0.4423	0.4724	0.4724
bc	8	10	13.33	70.55	70.1	12	0.9969	1.0563	0.9521	0.9521
abc	7	9	26.67	68.8	70.0	12	0.8892	0.8030	0.9521	0.9521
h	2		13.3	68.0		2	-	-	-	-
ab	2		26.67	68.0		2	-	-	-	-

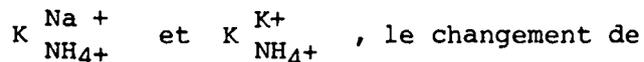
* Each column study with its two ion exchange column systems allowed the investigation of two experimental conditions at a time.

(Extrait du document 56/05036)

D'après les auteurs, la température aurait peu d'effet sur l'efficacité de la clinoptilolite. Malgré tout, comme le montre la figure ci-dessous, la diminution de la température aurait pour effet une augmentation de la capacité de la clinoptilolite pour l'élimination de l'ammoniac cette augmentation n'étant cependant notable que lorsque les coefficients de sélectivité sont élevés tels que pour

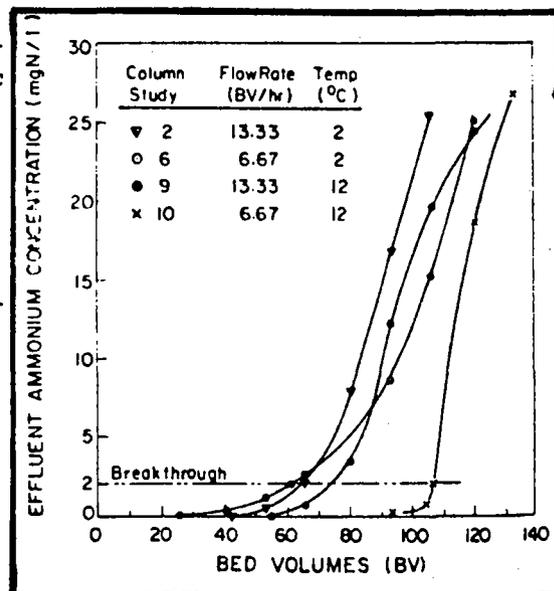


Pour des coefficients de sélectivité proches de l'unité, tels que



la capacité dû à la diminution de la température est insignifiant.

(Extrait du document 56/05036)



.../...

Cette influence de la température, même faible, ne peut être qu'appréciable puisque, contrairement aux méthodes de nitrification-dénitrification et de stripping, un abaissement de la température augmente l'efficacité de la clinoptilolite pour l'élimination de l'ammoniac.

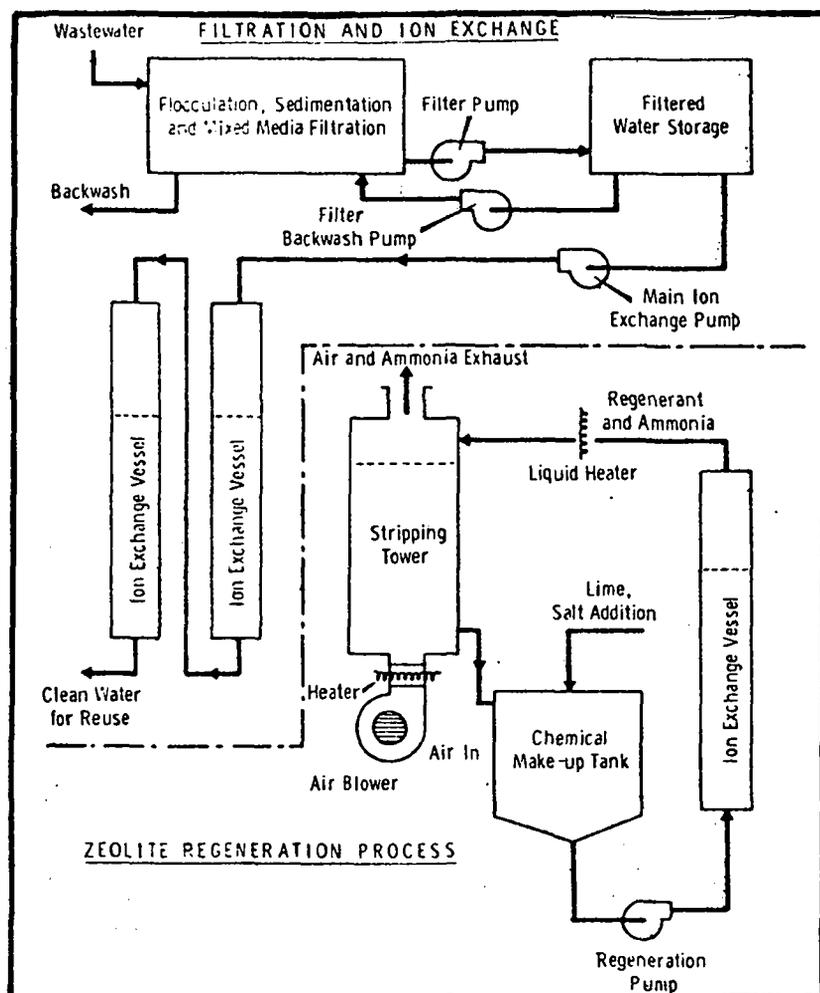
D'autre part, les auteurs ont montré que l'interaction des facteurs température et concentration initiale des ions ammonium avait un effet sur la capacité de la clinoptilolite. Cette capacité serait augmentée quand les deux facteurs sont élevés.

D'importants débits auraient pour effet une diminution de la capacité de la clinoptilolite.

- L'élimination de l'ammoniac sur clinoptilolite a été réalisée sur pilote à Richland, dans l'état de Washington (article de MERCER B.W. J.W.P.C.F. de Février 1970). Bien que ce pilote ait été réalisé pour le traitement d'eaux usées urbaines, nous avons pensé utile de rapporter ici les résultats obtenus pour donner une idée de l'efficacité de la clinoptilolite pour le traitement des eaux. La figure ci-après montre les différentes étapes du traitement.

"Flowsheet for ammonia-selective ion-exchange process"

(Extrait de J.W.P.C.F. Fév. 1970 p.R.101)



Les deux colonnes de clinoptilolite peuvent fonctionner seules ou en série. Elles sont régénérées par pompage ascendant d'une solution de chlorure de sodium et de chaux, pour convertir les ions ammonium en ammoniac libre. La solution usée de régénérant est traitée par stripping pour éliminer l'ammoniac, ce qui permet une réutilisation du régénérant pour des opérations ultérieures de régénération des colonnes.

Une élimination de 97 % d'azote ammoniacal a été obtenue avec deux colonnes de clinoptilolite de 1 893 litres quand le traitement a été appliqué à un effluent secondaire ayant subi une clarification préalable et contenant 16 mg/l d'azote ammoniacal. Le débit était de l'ordre de 244 l/mn/m² pour un total de 265 000 l/jour.

Le traitement réalisé avec deux colonnes de clinoptilolite de 1 250 litres sur un effluent secondaire ayant subi simplement une filtration et contenant 15 mg/l d'azote ammoniacal a permis l'élimination de 93 % des ions ammonium. Bien que l'effluent secondaire n'ait pas subi de coagulation, aucun problème d'encrassement de la colonne n'a été signalé. Le débit était de 341 l/mn/m² pour un total de 379 000 l/jour.

- Une étude sur pilote a été réalisée à Bethpage, Long Island (New York) pour l'élimination des nitrates dans l'eau de la nappe servant à l'approvisionnement de la ville (document 56/O1764).

Un programme de recherche a été en effet entrepris durant l'année 1970 à la suite d'une contamination assez inquiétante de la nappe par les nitrates. Dans les deux puits les moins profonds (≈ 70 mètres) les taux de nitrates avaient augmenté de 3 à 14 et de 7 à 19 mg/l, exprimés en N, dans une période de quelques mois, alors que la norme du Département de New York est de 10 mg N/l.

Plusieurs tests préliminaires ont été effectués, les traitements ayant été réalisés sur une résine échangeuse d'ions opérant en continu. La figure de la page suivante illustre ce procédé.

Le système d'échange d'ions en continu diffère du système à lit fixe en ce sens que la résine est déplacée physiquement de la section de régénération à la section de traitement où elle commence à être chargée. Quand elle atteint le haut de la section de traitement, la résine chargée est déplacée et rentre dans la section de régénération. Ainsi la résine est alternativement régénérée et chargée suivant son parcours dans la boucle. Le traitement et la régénération s'effectuent simultanément dans différentes sections de la boucle, ces deux traitements se faisant continuellement.

Le système d'échange d'ions en continu semblerait présenter certains avantages par rapport au système sur lit fixe. D'après GAUNTLETT R.B. (document 66/O7572), la performance des deux traitements pour l'élimination des nitrates dans l'eau serait équivalente. Néanmoins, deux considérations pratiques importantes seraient en faveur du traitement en continu. D'une part, la profondeur de résine nécessaire pour que le traitement soit efficace serait

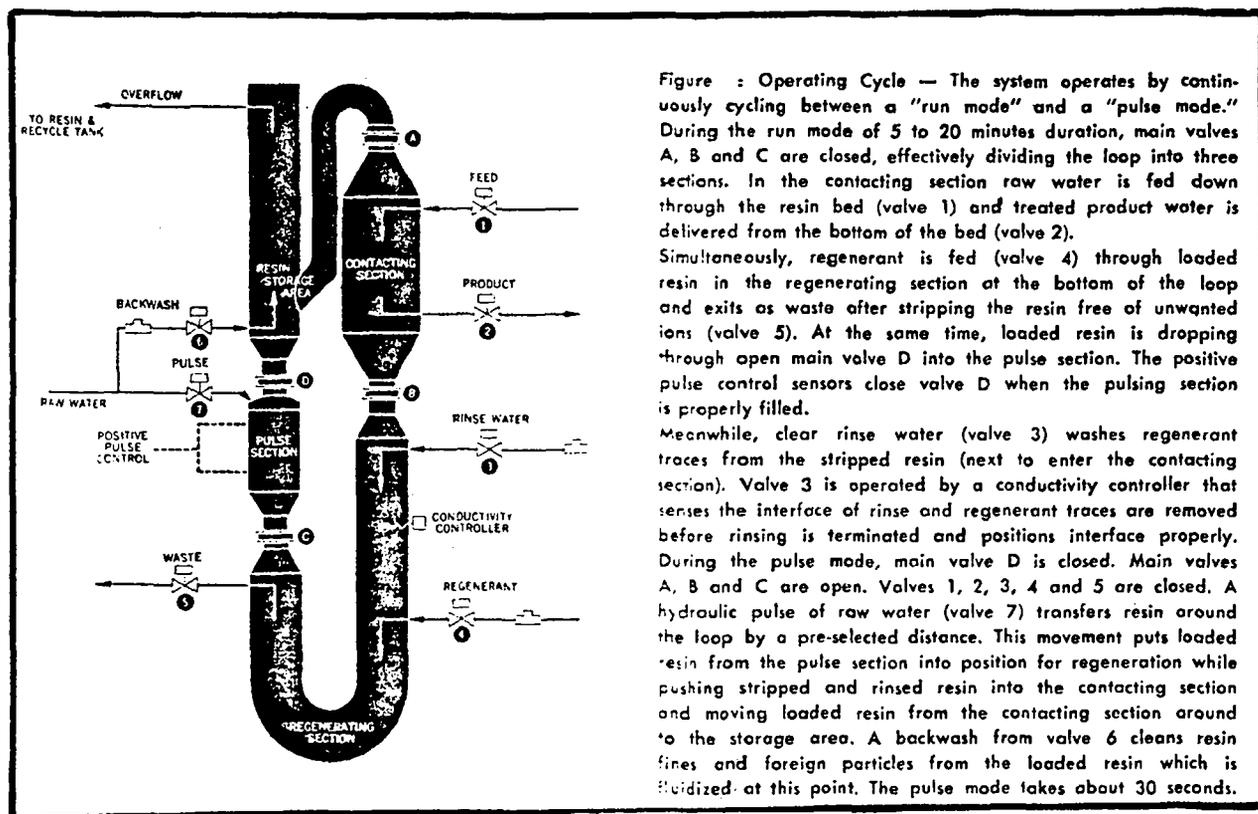


Figure : Operating Cycle — The system operates by continuously cycling between a "run mode" and a "pulse mode." During the run mode of 5 to 20 minutes duration, main valves A, B and C are closed, effectively dividing the loop into three sections. In the contacting section raw water is fed down through the resin bed (valve 1) and treated product water is delivered from the bottom of the bed (valve 2).

Simultaneously, regenerant is fed (valve 4) through loaded resin in the regenerating section at the bottom of the loop and exits as waste after stripping the resin free of unwanted ions (valve 5). At the same time, loaded resin is dropping through open main valve D into the pulse section. The positive pulse control sensors close valve D when the pulsing section is properly filled.

Meanwhile, clear rinse water (valve 3) washes regenerant traces from the stripped resin (next to enter the contacting section). Valve 3 is operated by a conductivity controller that senses the interface of rinse and regenerant traces are removed before rinsing is terminated and positions interface properly. During the pulse mode, main valve D is closed. Main valves A, B and C are open. Valves 1, 2, 3, 4 and 5 are closed. A hydraulic pulse of raw water (valve 7) transfers resin around the loop by a pre-selected distance. This movement puts loaded resin from the pulse section into position for regeneration while pushing stripped and rinsed resin into the contacting section and moving loaded resin from the contacting section around to the storage area. A backwash from valve 6 cleans resin fines and foreign particles from the loaded resin which is fluidized at this point. The pulse mode takes about 30 seconds.

(Extrait du document 56/01764)

moins importante pour le système en continu que pour le système à lit fixe. D'autre part, les importantes fluctuations des concentrations en chlorures et de l'alcalinité qui s'opèrent dans l'eau traitée dureraient plusieurs heures pour une colonne de résine et seulement 20 minutes pour le système en continu, l'amplitude des fluctuations étant, de plus, moins importante que pour un système à lit fixe.

Les traitements ont été appliqués à différents types d'eau :

- . eau des puits de Bethpage
- . eau des puits de Bethpage avec addition supplémentaire de NaNO_3 pour simuler un taux de contamination plus élevé.
- . eau du robinet de Oak Ridge, ville voisine ayant les mêmes problèmes de contamination de nappe par les nitrates, avec addition supplémentaire de NaNO_3 .

Le tableau ci-après donne les résultats obtenus, les taux d'élimination les plus favorables étant de l'ordre de 99 % (eau des puits de Bethpage et eau des puits additionnée de NaNO_3), l'élimination des nitrates dans l'eau du robinet de Oak Ridge additionnée de NaNO_3 n'étant cependant que de 60 %.

.../...

Nitrate removal test runs					
Nitrate nitrogen (NO ₃ -N) levels—MG/L					
Water used	Code no.	Feed water		Treated water	
		Electrode	Chemical	Electrode	Chemical
			analysis		analysis
Bethpage well	61-64	29	16.0	3.1	0.14
Bethpage—with NaNO ₃ added	129-134	47	26.0	4.4	0.38
Oak Ridge with NaNO ₃ added	219	62	88.0	18	14.7
Oak Ridge with NaNO ₃ added	45-54	29	Na	4	Na
Oak Ridge with NaNO ₃ added	242-246	37	26.4	11	4.2
Oak Ridge with NaNO ₃ added	225	43	30.8	19.0	12.4

(Extrait du document 56/01764)

Une analyse technico-économique a été réalisée pour la mise en place d'une station de traitement opérant selon ce procédé. Le projet comprendrait deux unités d'échange d'ions de 316 m³/heure (2 MGD), les caractéristiques du traitement étant les suivantes :

- . flux de 189,5 l/mn/m²
- . utilisation d'une résine de 0,4 éq/l
- . consommation de sel pour la régénération des résines, en g/l d'eau traitée (lb/1000 gal), comme suit :

Elimination NO ₃ -N (mg/l)	Consommation de sel	
	en g/l	en lb/1000 gal
10 (de 15 à 5)	0,12	1,0
20 (de 25 à 5)	0,30	2,5
50 (de 50 à < 10)	0,60	5,0

Les coûts d'investissement pour la réalisation d'une telle installation ont été estimés à 405.000 \$, ces estimations étant basées sur un système capable d'éliminer 40mg/l (N) de nitrates. En ce qui concerne les coûts d'exploitation, nous reportons ci-contre un tableau donnant les coûts relatifs à l'élimination de 20 et de 40 mg/l (N) de nitrates pour une utilisation de la station de 20 et 40% de sa capacité totale.

GREGG J.C., dans un article de Septembre 1972, confirme la réalisation d'une telle installation à Long Island, la seule, à son avis, existant à l'époque pour le traitement des eaux municipales. La station opérerait en débit continu de 1200gpm (4548 l/mn)

(Extrait du document 56/01764)

Item	Daily operating costs			
	Removal = 20 mg/l		Removal = 40 mg/l	
	20 percent uf	40 percent uf	20 percent uf	40 percent uf
Salt @ 1¢/lb	\$16.80	\$ 33.60	\$ 43.20	\$ 86.40
Power @ 2¢/kwh				
Ion exchange system	3.00	4.00	3.00	4.00
Booster pumps	7.20	14.40	7.20	14.40
Labor				
Operating 4 M.H./day @ \$4/M.H. + 50 percent				
Supervision	12.00	24.00	12.00	24.00
Maintenance 26 M.D./yr @ \$5/M.H. + 50 percent				
Supervision	4.30	4.30	4.30	4.30
Resin — 5 yr life @ 50 percent uf	10.50	21.00	15.50	31.00
Maintenance material	14.80	14.80	15.60	15.60
Waste brine disposal \$44/3600 gal	15.15	30.31	40.57	81.15
	<u>\$83.75</u>	<u>\$125.41</u>	<u>\$141.37</u>	<u>\$260.85</u>
Operating cost/ 1000 gal	\$ 0.10	\$ 0.07	\$ 0.17	\$ 0.16
Annual operating cost	\$30,570.	\$45,775.	\$51,600.	\$95,210.

Note: uf = utilization factor

.../...

B - RESINES ANIONIQUES

- WALITT A.L. et JONES H.L. ont étudié en laboratoire l'efficacité d'une dizaine de résines échangeuses d'anions pour l'élimination des nitrates dans l'eau potable et les eaux résiduaires. Ces résines ont été élaborées en faisant réagir des amines primaires avec du polystyrène chlorométhylé de manière à obtenir des amines secondaires. (document 56/02169)

La capacité de ces résines et leur sélectivité pour éliminer les ions nitrates ont été mesurées. Comme le montre le tableau ci-après, la capacité selon les résines varie de 0,98 à 2,67 méq/g et leur sélectivité pour les nitrates par rapport aux chlorures de 1,4 à 14.

Capacities and Selectivity Coefficients for Nitrate Over Chloride of Resins Derived From Chloromethylated Polystyrene and Selected Primary Amines

Primary Amine	Capacity, meq/g	Selectivity Coefficient, S
Benzyl	2.25	2.7
4-Chlorobenzyl	1.69	7.6
4-Methoxybenzyl	2.17	3.1
1-Naphthylmethyl	1.85	14.0
Isopropyl	2.59	7.0
n-Butyl	2.67	1.4
t-Butyl	2.51	7.0
n-Hexyl	0.98	6.4
Cyclohexyl	2.21	6.7
n-Octyl	1.07	4.3
Duolite A7	7.00	3.8
Rexyn 203	4.94	4.7

(Extrait du document 56/02169)

La résine possédant le plus fort coefficient de sélectivité est la résine 1-naphthylaminométhyl dérivée du polystyrène (résine 1-NMA).

La sélectivité de cette résine pour l'élimination des nitrates a été étudiée plus en détail. Celle-ci varierait de 7,5 à 14 selon la force ionique de la solution à traiter, comme le montre le tableau suivant.

.../...

Selectivity Coefficient of 1-NMA Resin at Various, Initial,
Nitrate and Chloride Ion Concentrations

$[\text{NO}_3^-]_{\text{initial}}$, mol/l	$[\text{Cl}^-]_{\text{initial}}$, mol/l	S
0.031	0.1	8.7
0.032	0.05	7.5
0.017	0.05	12.5
0.057	0.05	14.0

(Extrait du document 56/02169)

La résine 1-NMA peut être régénérée avec des solutions d'acide chlorhydrique, plusieurs cycles de régénération pouvant être effectués sans altérer la capacité de la résine.

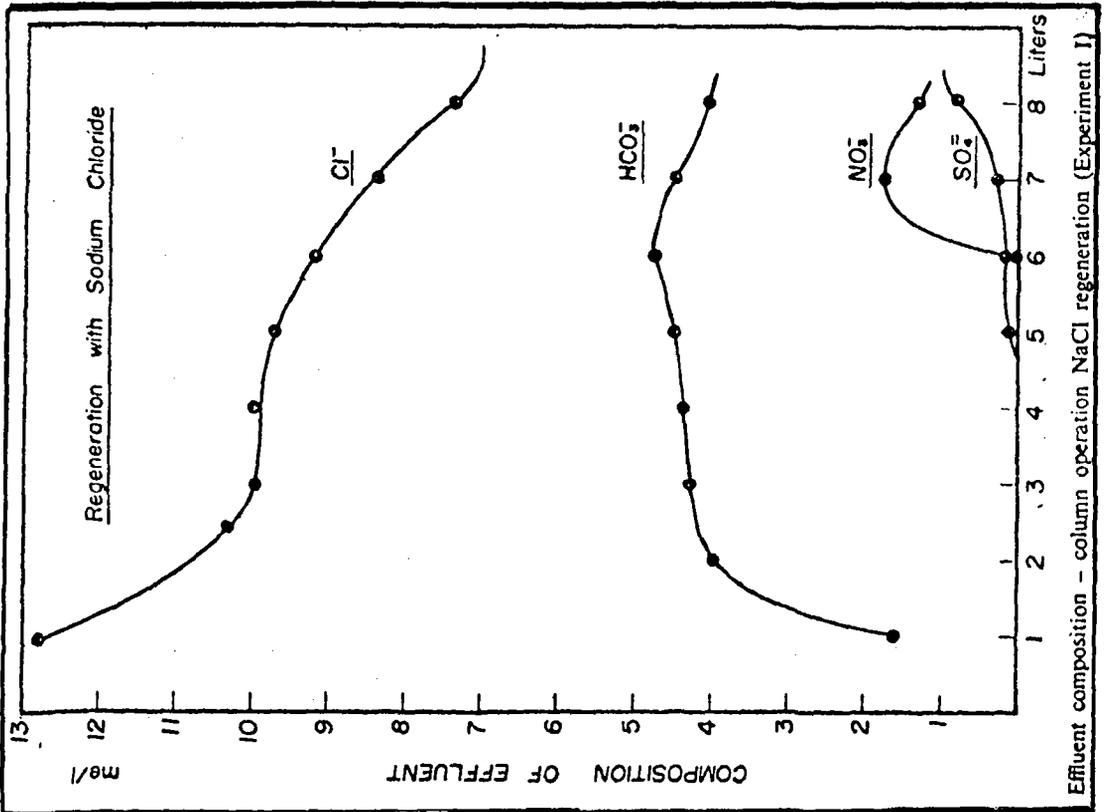
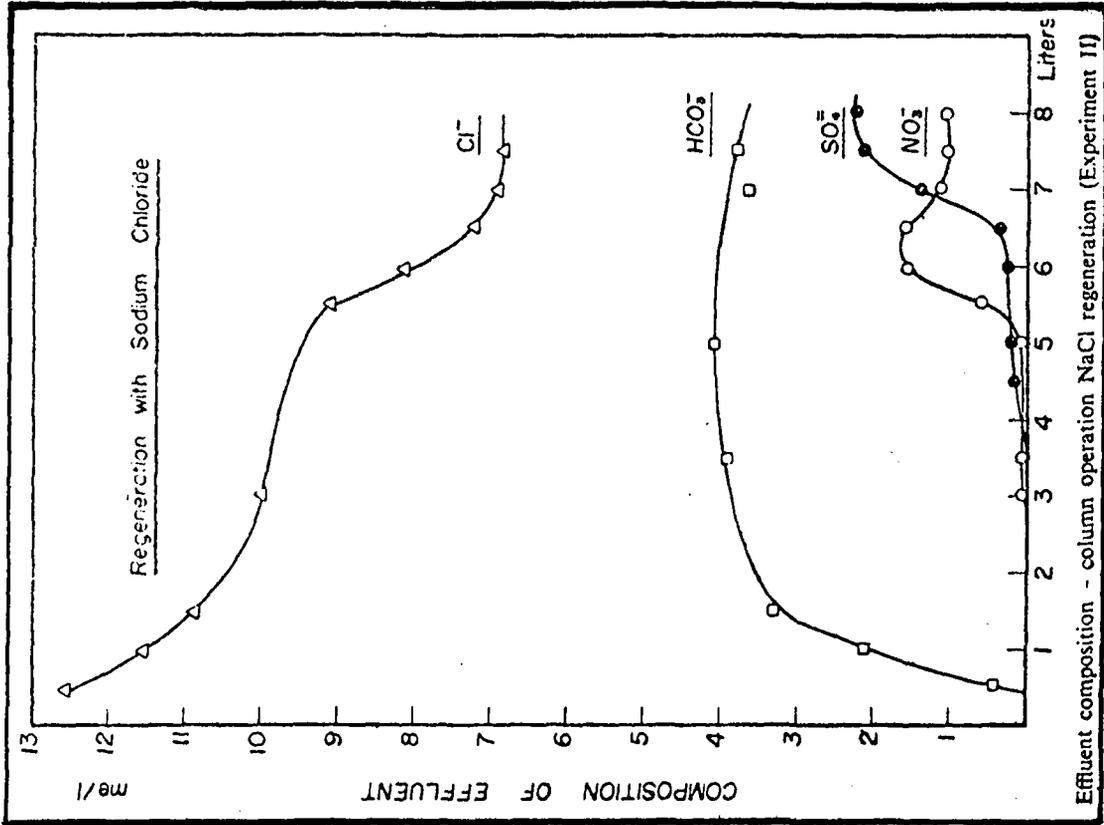
- KORNGOLD E. (document 56/04281) étudie l'efficacité d'une résine fortement anionique, l'Amberlite 400 pour l'élimination des nitrates dans l'eau potable. Les expériences ont été réalisées sur une colonne contenant 18 cm³ d'Amberlite 400 (hauteur de la résine 30 cm), la composition des eaux synthétiques traitées étant donnée dans le tableau ci-après.

Raw water analysis-column experiments		
Ion	Concentration, me l ⁻¹	
	Experiment I	Experiment II
Cl ⁻	6.8	6.8
HCO ₃ ⁻	4.0	3.9
SO ₄ ⁻	1.1	2.2
NO ₃ ⁻	1.1	1.1

(Extrait du document 56/04281)

Les résultats obtenus pour le traitement de 8 litres d'eau sont donnés dans les figures de la page suivante.

.../...



(Extraits du document 56/04281)

Ces figures montrent les fluctuations des concentrations en chlorures, nitrates, sulfates et de l'alcalinité qui s'opèrent dans l'eau traitée. Après un échange initial des chlorures par les bicarbonates, les concentrations des bicarbonates et des chlorures se maintiennent constantes jusqu'à l'apparition simultanée des nitrates et des sulfates.

L'Amberlite 400 se révèle d'après ces résultats efficace pour l'élimination des nitrates, la capacité de la résine subissant néanmoins une légère diminution dans l'expérience II, pour laquelle la concentration des sulfates dans l'eau est plus importante.

Plusieurs auteurs ont analysé l'influence des taux de sulfates dans l'eau à traiter sur la capacité des résines anioniques. Parmi eux, RUMMEL a montré que la capacité d'une résine pour de l'eau contenant 56 mg/l de nitrates et 470 mg/l de sulfates était de l'ordre de 0,05 méq/ml, alors qu'elle était de 0,15 méq/ml pour une eau contenant 100 mg/l de nitrates et 180 mg/l de sulfates.

La résine peut être régénérée par des solutions de chlorure de sodium ou par de l'eau de mer, les concentrations de régénérant à utiliser devant être suffisamment importantes pour éviter un rechargement excessif ultérieur des ions nitrates. Nous reportons ci-contre un tableau donnant le pourcentage de rechargement des ions nitrates en fonction des taux de régénérants appliqués.

(Extrait du document 56/04281)

Regeneration level	
Liter of sea water l ⁻¹ of resin	Percent NO ₃ ⁻ leakage
11	6
8.3	15
5.5	35

Des estimations préliminaires de coût, calculées pour une station opérant à un débit de 300 m³/h, employant le chlorure de sodium comme régénérant, pour obtenir une diminution de la concentration en nitrates de 60 mg/l à 40 mg/l, montrent que le coût d'exploitation d'une telle résine serait de 4,5 à 7,5 centimes le mètre cube (0,7 à 1,5 cents).

- FRESSENIUS W. (Gas und Wasserfach 1966 107 N°12) a réalisé des expériences d'élimination des ions nitrates dans les eaux potables à l'aide d'un échangeur d'anions sous la forme chlorure, dans une installation semi-industrielle pour un débit de 5 m³/h. Les résultats obtenus ont montré qu'on réalisait une élimination pratiquement totale des ions nitrates et une élimination extrêmement poussée des ions sulfates avec accroissement correspondant de la teneur en ions chlorures et des fluctuations variables de la teneur en ions bicarbonates. Au début, il passe apparemment des amines de l'échangeur d'anions dans l'eau. Ceci se traduit par une légère action sur la saveur qui, toutefois, disparaît au cours du rodage de l'échangeur d'anions.

Ce procédé permet d'éliminer quasi totalement l'ion nitrate de l'eau; cepen-

dant, du fait des fortes variations qui se produisent dans la composition chimique de l'eau potable, il est recommandé d'éliminer les nitrates sur un courant partiel. Les frais de traitement pour l'élimination des nitrates dans l'eau sont estimés à 0,15-0,25 DM/m³ (données valables pour 1966).

- ROHMER R. et LEMAIRE O. (L'eau Septembre 1960) présentent les résultats obtenus pour le traitement par échange d'ions de l'eau de Lateilla (Relizane), cette eau se caractérisant par une teneur excessive en nitrates, ce qui la rend impropre à la consommation humaine. La composition chimique de l'eau est présentée dans le tableau ci-contre.

	Ca	Mg	Na	Cl	SO ₄	CO ₃	NO ₃	DH	Résidu sec
mg/l. .	97	116	234	389	108	179	310	72	1480
d°F.	24	48	50	55	11	30	25		

(Extrait de l'Eau. Septembre 1960)

La résine utilisée pour le traitement est une résine anionique fortement basique; elle a été régénérée à l'aide d'une solution de CO₃Na₂ à 6 % puis rincée à l'eau distillée.

Le pH de l'eau après traitement étant de 10, a été ramené à la valeur de 7,5 par barbotage de CO₂. La composition de l'eau après traitement est la suivante :

	Ca	Mg	Na	Cl	SO ₄	CO ₃	NO ₃	DH	Résidu sec
mg/l. .	6	6	124	194	19	91	2	4	360
d°F. .	1,5	2,5	30	16	2	15	0,2		

(Extrait de l'Eau. Septembre 1960)

La concentration des nitrates a pu être réduite de 310 mg/l à seulement 2 mg/l.

- EVANS S. (J.W.P.C.F. Avril 1973) présente un nouveau procédé, le procédé DUCOL, qui consiste à faire passer l'eau brute d'abord à travers un lit de résine fortement acide et ensuite à travers un lit de résine faiblement basique. Les cations et les anions sont éliminés dans le premier et le deuxième lit respectivement. Les nitrates et les sulfates sont éliminés préférentiellement dans le lit de résine anionique avec un relargage concomitant d'ions chlorures. Le tableau ci-contre donne les résultats obtenus sur pilote pour le traitement d'eau du robinet additionnée de NaNO₃ (70mg/l NO₃). La première colonne contient 1 litre de résine SRAFION C.10 (acide sulfonique), la seconde colonne contenant 900 cm³ d'une résine faiblement basique, l'Amberlite IR.45.

Ion	Concentration (mg/l)*		
	Feed Water	Product Water, Demineralization	Product Water, Softening
Ca ²⁺	83	7	tr
Mg ²⁺	33	tr	tr
Na ⁺	176	36	325
HCO ₃ ⁻	250	12	4
Cl ⁻	248	53	500
SO ₄ ²⁻	110	10	12
NO ₃ ⁻	70	0.1	0.7
TDS	970	118	842

* tr = less than 2 mg/l.

"Analyses of feed water and product waters"
(Extrait de J.W.P.C.F. Volume 45 N°4. Avril 1973. Article de EVANS S.)

.../...

Des estimations de coût ont été réalisées à partir des résultats obtenus expérimentalement. Nous reportons ci-après deux tableaux donnant le détail des coûts d'investissement et d'exploitation, 4 heures par jour étant réservées à la régénération des résines, celle-ci étant réalisée avec de l'acide chlorhydrique pour la première résine et de la chaux pour la seconde.

—Plant Design Basis	
Design Parameter	Value
Raw water TDS (mg/l) (Beersheba tap water +70 mg/l NO_3^-)	970 (70 mg/l NO_3^-)
Product water TDS (mg/l) Demineralization- blending	544 (35 mg/l NO_3^-)
Demineralization-soft- ening-blending	667 (35 mg/l NO_3^-)
Plant size (cu m/day)	2,000
Rate of product water (cu m/hr)	100
Number of ion exchange tanks	2
Operational cycle (hr)	20
Regeneration cycle (hr)	4
Water produced (cu m/yr)	700,000
Assumed length of year (days)	350

—Cost Estimate Exclusive of HCl Cost*		
Item	Demineral- ization	Demineral- ization and Softening
Capital costs (\$):		
Sulfonic acid resin	4,800	3,250
Weak base resin	11,484	7,610
Tanks, piping, plumbing	35,700	28,600
	—	—
Total capital costs	51,984	39,460
Operating costs (\$/1,000 gal):		
Amortization and interest (13% of capital cost)		
	0.04	0.03
Lime	0.01	0.006
Labor	0.03	0.03
Pumping	0.005	0.005
	—	—
Total	0.085	0.071

*Based on 2,000 cu m/day.
Note: \$/1,000 gal ÷ 3.785 = \$/cu m.

(Extraits de J.W.P.C.F. Avril 1973)

L'échange d'ions apparaît donc comme une technique applicable à l'élimination des nitrates dans l'eau potable. La plupart des études réalisées à l'heure actuelle n'étant qu'au stade expérimental, des recherches ultérieures sont encore à entreprendre. Les conclusions que nous pouvons déjà retenir des études présentées dans ce rapport sont les suivantes :

- . il existe des résines sélectives qui permettent l'élimination quasi totale des nitrates dans l'eau (de 95 à 99 % d'élimination);
- . le traitement par échange d'ions est très peu sensible aux basses températures;
- . d'importants débits diminuent la capacité des résines;
- . la présence d'importantes quantités de sulfates dans l'eau brute inhibe partiellement la capacité des résines;
- . le traitement en continu présente des avantages pratiques par rapport au traitement en lit fixe (profondeur du lit de résine moins importante, temps plus court des fluctuations de la qualité de l'eau traitée);
- . le coût de ce type de traitement serait assez important, du fait principa-

.../...

lement de l'obligation de régénérer assez fréquemment les résines de manière à maintenir leur capacité d'élimination des nitrates. De plus, des opérations supplémentaires sont généralement nécessaires pour traiter les saumures résultant de la régénération des résines. D'après J.R. Mac LAREN (document 56/05036), des estimations de coût ont montré que le traitement par échange d'ions (sur clinoptilolite) serait de l'ordre de cinq fois plus cher que le traitement par stripping.

De ce fait, il semble que l'emploi de résines échangeuses d'ions sélectives soit limité pour le traitement des eaux potables à basse température ou pour les cas où une élimination totale des nitrates est nécessaire.

x
x x

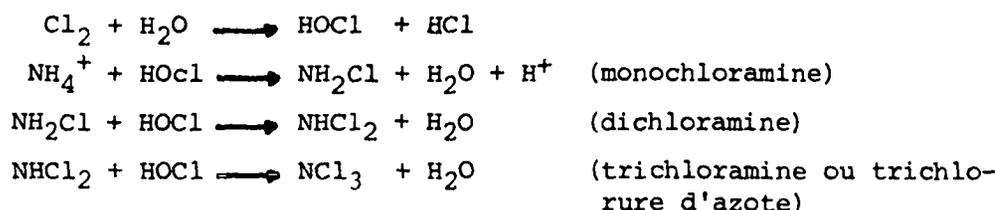
.../...

4 - CHLORATION AU BREAK-POINT

La chloration au breakpoint est une méthode de traitement très largement répandue qui permet l'élimination dans l'eau de l'ammoniac mais aussi des composés organiques azotés.

Le produit final de la chloration au break-point est l'azote gazeux mais peuvent se former également du dioxyde d'azote et des nitrates.

Au cours de la réaction, l'ammoniac réagit avec le chlore pour former des composés intermédiaires, les chloramines :



En règle générale, un pH faible et une teneur initiale chlore/ammoniac élevée favorisent la formation des produits les plus chlorés.

D'après STASIUK W.N., HETLING L.J. et SHUSTER W.W. (document 66/O3923), 1 mg/l d'azote ammoniacal nécessite 5,07 mg/l d'acide hypochloreux exprimé en Cl pour former la monochloramine, ce qui correspond à un rapport Cl/NH₃ de 5,07. Pour la dichloramine et la trichloramine, les rapports Cl/N sont respectivement de 10,14 et 15,21.

Les réactions de formation de ces trois composés sont des réactions consécutives, compétitives. On considère généralement que la monochloramine prédomine à des pH élevés, la trichloramine à des pH faibles et la dichloramine à des pH moyens.

D'après CHAPIN, CORBETT et PALIN (document 56/O2948), les monochloramines se formeraient avant le break point préférentiellement pour des valeurs de pH comprises entre 7 et 8,5, les dichloramines pour des pH de 4,5 à 5,0 et le trichlorure d'azote pour des pH inférieurs à 4.

D'un point de vue stoechiométrique, l'oxydation de l'ammoniac en N₂ avec formation intermédiaire de monochloramines nécessite un rapport Cl/NH₃ de 7,6/1. Différents auteurs suggèrent qu'on obtient d'autres produits finaux, notamment les nitrates et le trichlorure d'azote.

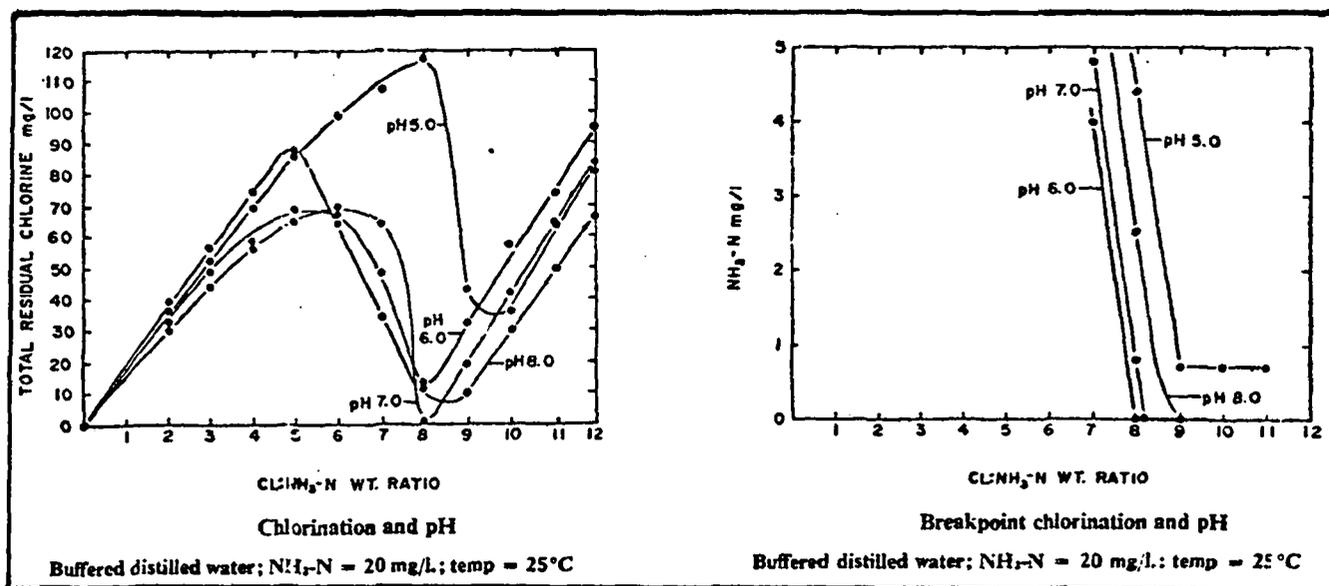
- PRESSLET T.A., BISHOP D.F. et ROAN S.G. (document 56/O2948) ont étudié en laboratoire la réaction de chloration au break-point. Leurs expériences ont été réalisées sur des échantillons d'eau contenant 20 mg/l NH₃-N, le chlore étant fourni par de l'hypochlorite de sodium.

Pour des pH de l'ordre de 6-7, la quantité minimale de chlore à fournir pour atteindre le break-point est obtenue pour un rapport Cl/NH₃ approximativement de 8/1.

L'analyse des produits formés a révélé qu'au niveau du break-point on obtenait une disparition totale du chlore combiné et la formation d'azote gazeux pour un pH de l'ordre de 6 à 8. La concentration des monochloramines augmente linéairement avec une augmentation d'apport en chlore jusqu'à un rapport Cl/NH₃ de 5/1, puis diminue ensuite jusqu'à devenir nulle pour un rapport Cl/NH₃ de 7,6/1. Concomitamment à la disparition des monochloramines, on constate une augmentation progressive du chlore libre. Des nitrates sont également produits pour un rapport Cl/NH₃ de 7,5/1, leur concentration augmentant linéairement avec l'apport de chlore jusqu'à un rapport Cl/NH₃ de 12/1. En résumé, durant la réaction d'oxydation se produisent la formation puis la disparition des monochloramines jusqu'au break-point, la formation graduelle de nitrates et l'apparition de chlore libre après le break-point.

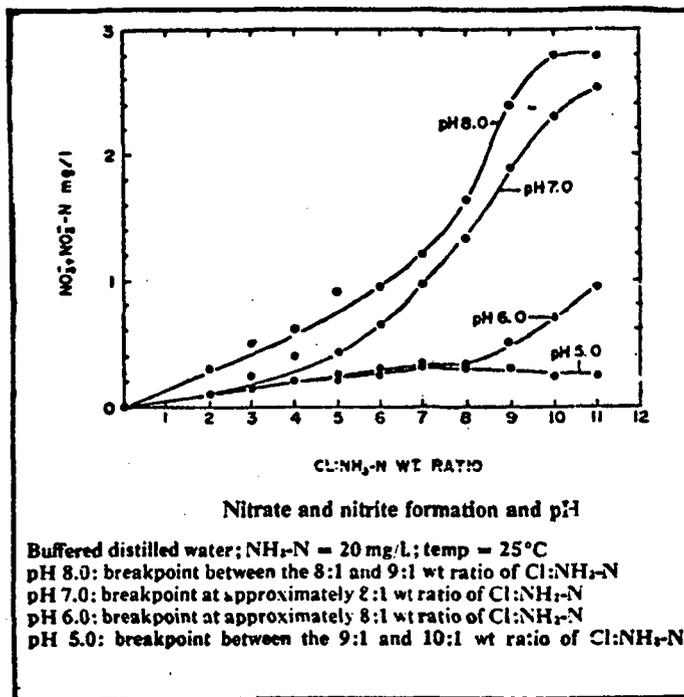
Ces mêmes auteurs ont étudié l'influence du pH et de la température sur la formation des nitrates et du trichlorure d'azote au cours de la réaction de chloration au break-point.

L'addition de chlore aux échantillons à pH 7,0 produit une courbe typique avec élimination complète de l'ammoniac et une concentration minimale de chlore résiduel de l'ordre de 0,6 mg/l pour un rapport Cl/NH₃ de 8/1. Pour tous les tests réalisés pour des pH compris entre 6 et 7, le break-point est obtenu pour un rapport Cl/NH₃ de l'ordre de 8/1. Pour des pH supérieurs ou inférieurs à cette marge, la dose de chlore nécessaire pour atteindre le break-point augmente, comme le montrent les figures ci-dessous.



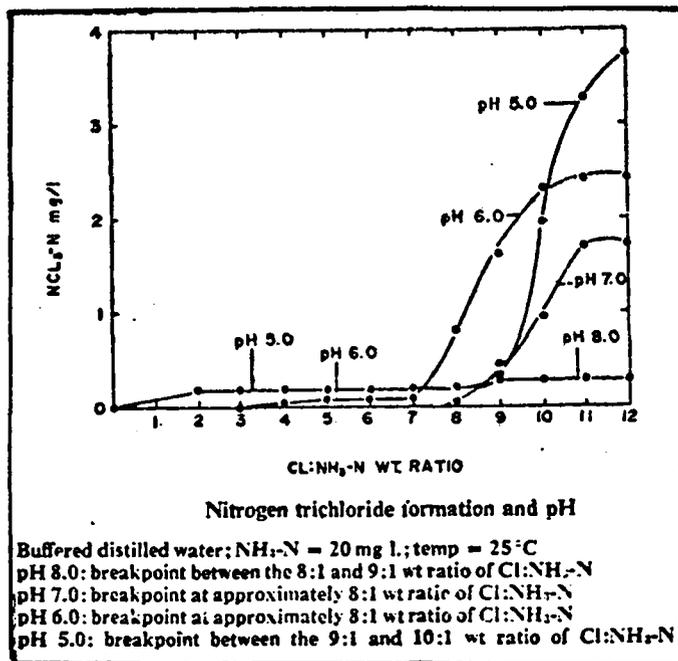
(Extraits du document 56/02948)

.../...



La production de nitrates au break-point augmente quand on élève le pH. Comme le montre la figure ci-contre pour un pH de 5,0 la concentration des nitrates formés est de 0,3 mg/l (1,5 % du NH_3), alors que pour un pH de 8,0, cette concentration atteint 2 mg/l (10 % du NH_3). En augmentant l'apport de chlore, la formation des nitrates augmente fortement pour des valeurs de pH supérieures ou égales à 6, alors que pour des pH de l'ordre de 5-6, cette augmentation est très peu prononcée. Une production minimale de nitrates est donc favorisée par de faibles pH (5-6).

(Extrait du document 56/02948)

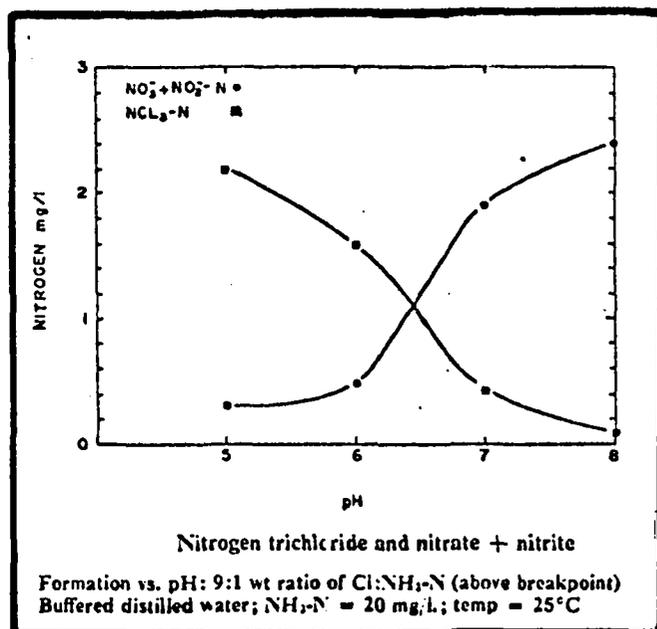


La formation de trichlorure d'azote au break-point diminue par contre quand on augmente le pH. Comme le montre la figure ci-contre, la concentration de trichlorure d'azote est de 0,3 mg/l pour un pH de 5,0, alors qu'elle n'est que de 0,05 mg/l pour un pH de 7,0. Quand on augmente l'apport de chlore, la production de NCl_3 augmente rapidement pour des valeurs de pH inférieures ou égales à 7; pour un pH 8, on constate également une augmentation mais le taux de NCl_3 n'excède jamais 0,3 mg/l pour des rapports Cl/NH_3 allant jusqu'à 12/1.

(Extrait du document 56/02948)

De ce fait, une chloration réalisée pour un rapport Cl/NH_3 de 9/1 (légèrement supérieur au break-point) et à pH 8 minimisera la concentration en trichlorure d'azote, mais augmentera la formation de nitrates, comme le montre la figure de la page suivante.

.../...



(Extrait du document 56/02948)

L'influence de la température a été étudiée au cours de tests réalisés à pH 6. Le tableau ci-contre donne les résultats obtenus pour des températures de 5, 15 et 40°C. Comme le montrent ces résultats, aucun changement n'est constaté dans la formation des produits au bout de deux heures de réaction.

(Extrait du document 56/02948)

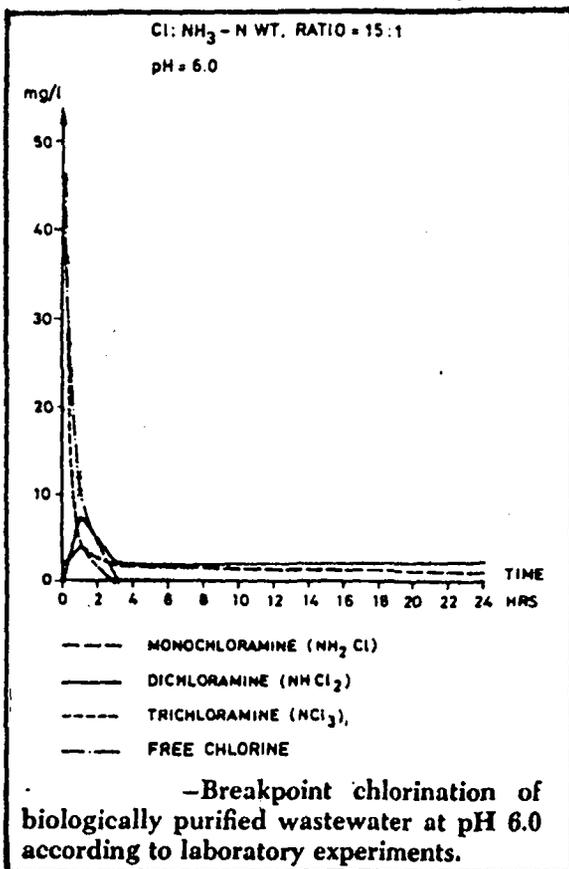
Breakpoint Chlorination Temperature Studies
Contact time = 2 hr., pH 6.0

Temp. °C	Cl:N wt ratio	NH ₂ -N, mg/l.	NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻ -N, mg/l.	NCl ₃ -N mg/l.
5	0	20.0	0.00	0.00
	5:1	9.20	0.10	0.00
	6:1	6.10	0.18	0.00
	7:1	1.19	0.27	0.00
	8:1	0.00	0.43	1.10
	9:1	0.00	0.50	1.89
	10:1	0.00	0.60	3.91
15	11:1	0.00	0.70	5.67
	0	20.0	0.00	0.00
	5:1	9.69	0.05	0.00
	6:1	6.00	0.05	0.00
	7:1	1.22	0.16	0.00
	8:1	0.00	0.30	1.10
	9:1	0.00	0.43	1.90
40	10:1	0.00	0.52	3.90
	11:1	0.00	0.60	5.67
	0	20.0	0.00	0.00
	5:1	9.20	0.00	0.00
	6:1	6.70	0.10	0.00
	7:1	3.90	0.15	0.00
	8:1	0.00	0.42	1.10
9:1	0.00	0.47	1.92	
10:1	0.00	0.55	4.00	
11:1	0.00	0.66	5.70	

.../...

- ERICSSON B. (document 66/06708) indique les résultats obtenus en laboratoire pour le traitement par chloration au break-point d'échantillons d'eau collectés à la sortie de la station de traitement de KÄPPALA.

La concentration en azote ammoniacal des échantillons est ajustée à deux valeurs 12 mg/l et 30 mg/l. Le chlore est ajouté aux solutions pour différentes valeurs du rapport Cl/NH₃ : 5/1, 10/1, 12,5/1, 15/1.



(Extrait du document 66/06 708)

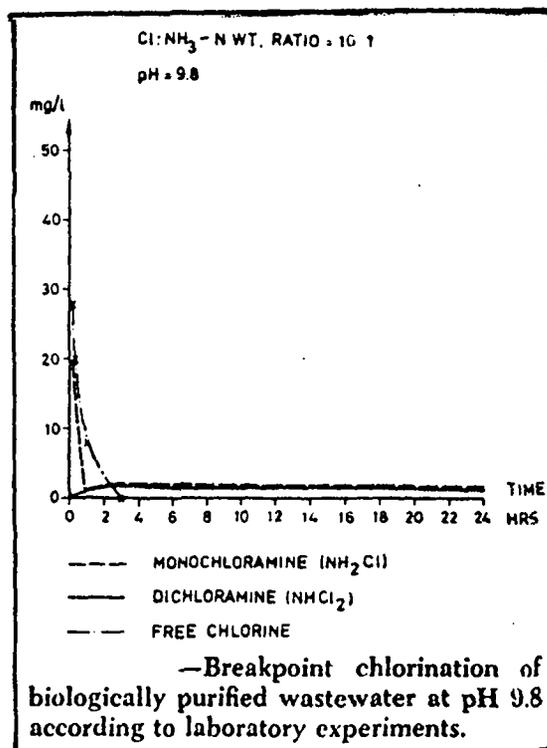
Les break-points, pour une concentration initiale de 30 mg/l NH₃-N, correspondant à une élimination > 90% en une heure sont obtenus avec un rapport Cl/NH₃ de 15/1 à pH 6 et 10/1 à pH 9,8. Le pH est donc important pour la réaction, non seulement pour la quantité de produits intermédiaires formés, mais aussi pour la quantité de chlore requise pour atteindre le break point.

(Extrait du document 66/06 708)

A pH 6,0-6,5, les concentrations résiduelles des monochloramines sont de 1,5 à 2 mg/l (Cl/NH₃ = 10/1) et de 2 à 4 mg/l (Cl/NH₃ = 15/1) après une heure de traitement, et respectivement de 0,5 mg/l et de 0,5 à 1 mg/l après 24 heures.

L'augmentation de la concentration des monochloramines pour un apport de chlore plus important dépendrait de la formation initiale de trichloramine, qui après 3 heures au moins disparaît totalement, comme le montre la figure ci-contre.

Des expériences semblables menées à pH 9,8 montrent que la concentration en dichloramine n'excède pas 2 mg/l pour tous les temps de rétention testés, comme le montre la figure ci-dessous. Pour un rapport Cl/NH₃ de 5/1 (pH 9,8) aucune trace de dichloramine n'est détectée.

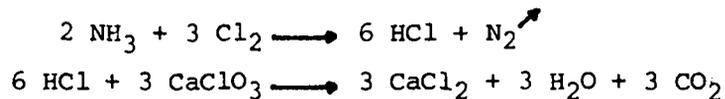


.../...

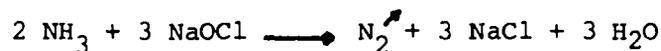
- STASIUK W.N., HETLING L.J. et SHUSTER W.W. (document 66/03923) rappellent les problèmes techniques posés par le traitement par chloration au break-point.

. Le pH doit être contrôlé de telle manière à ce qu'il soit maintenu dans une marge de valeurs allant de 5 à 9; autrement, le temps de réaction peut demander deux heures et des produits finaux indésirables tels le trichlorure d'azote et les nitrates peuvent se former.

. Une neutralisation est nécessaire en fin de traitement. En effet, si du chlore gazeux est utilisé, 214 mg/l d'alcalinité (exprimés en CaCO_3) sont nécessaires pour neutraliser l'acide chlorhydrique produit pour l'élimination de 20 mg/l d'azote ammoniacal.



Quand l'hypochlorite de sodium ou de calcium est utilisé en tant qu'agent de chloration, une neutralisation n'est pas nécessaire.



. Une déchloration est également nécessaire en fin de traitement. En effet, à moins d'ajouter l'exacte quantité de chlore nécessaire à la réaction, ce qui est rarement le cas en pratique, certains produits tels le chlore résiduel libre (formé pour des rapports Cl/N élevés) ou les chloramines (formées pour des rapports Cl/N faibles) doivent être éliminés.

. Le trichlorure d'azote pose également des problèmes en ce sens que, même à très faible concentration, il donne à l'eau une odeur chlorée fort désagréable. L'élimination de ces odeurs peut exiger un traitement spécial, aération ou déchloration.

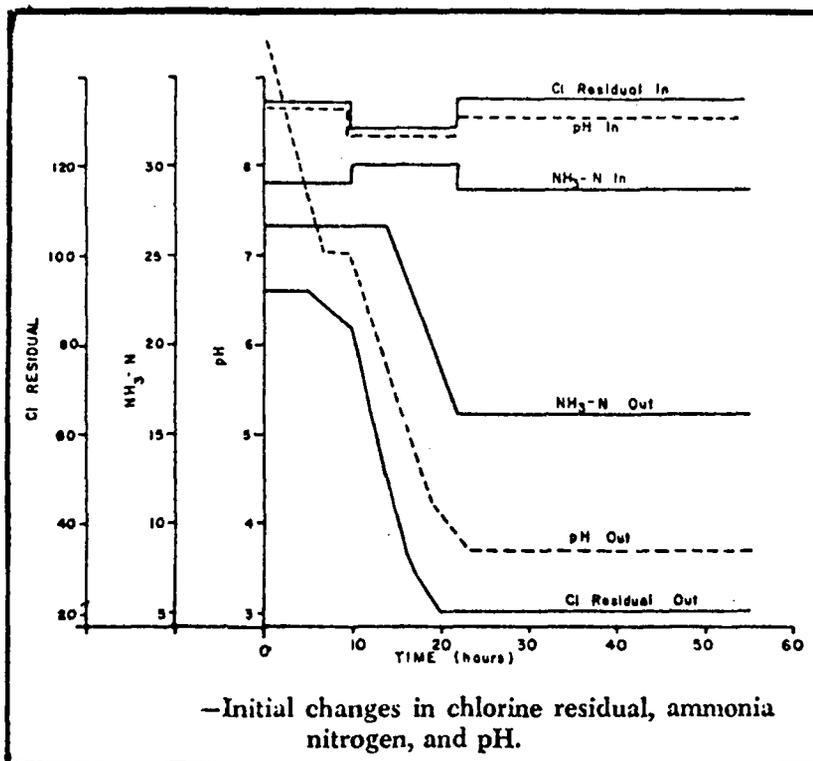
. La chloration au break-point résulte finalement en une augmentation de solides dissous. Si du chlore gazeux est utilisé pour traiter une eau contenant 20 mg/l d'azote ammoniacal, les solides dissous augmentent de 125 mg/l. Une neutralisation à la chaux résulte en une augmentation totale de 245 mg/l de solides dissous. Quand l'agent de chloration est l'hypochlorite de sodium, l'augmentation des solides dissous est de 141,5 mg/l.

D'après ces auteurs, l'application de la réaction de chloration sur des colonnes de charbon actif présenterait un avantage certain en ce sens que les chloramines formées au cours de la réaction s'adsorbent sur le charbon actif, évitant ainsi de prolonger la réaction jusqu'à l'obtention du break-point et diminuant donc la quantité de chlore à apporter au système de traitement. En effet, pour une élimination de 100 % de l'azote ammoniacal, un rapport Cl/N de 7,6/1 est nécessaire pour atteindre le break-point, alors qu'un rapport de 5/1 est suffisant pour obtenir la formation des chloramines. La formation de solides dissous et les taux d'alcalinité à apporter en fin de traitement sont, de ce fait, sensiblement réduits.

.../...

Ces auteurs ont réalisé des expériences de chloration-déchloration sur une colonne en pyrex de 2,54 cm de diamètre contenant 25 g de charbon actif (Calgon Filtrasorb 400). Cette colonne fonctionne en courant ascendant, le débit d'arrivée d'eau sur la colonne est de 0,16 m³/j/m², le temps de rétention superficielle sur le lit de charbon étant de 1,3 minutes. Les solutions traitées sont des mélanges d'hypochlorite de sodium, de chlorure d'ammonium et d'eau du robinet.

La figure ci-dessous donne les résultats obtenus au cours de cette expérience.



(Extrait du document 66/03923)

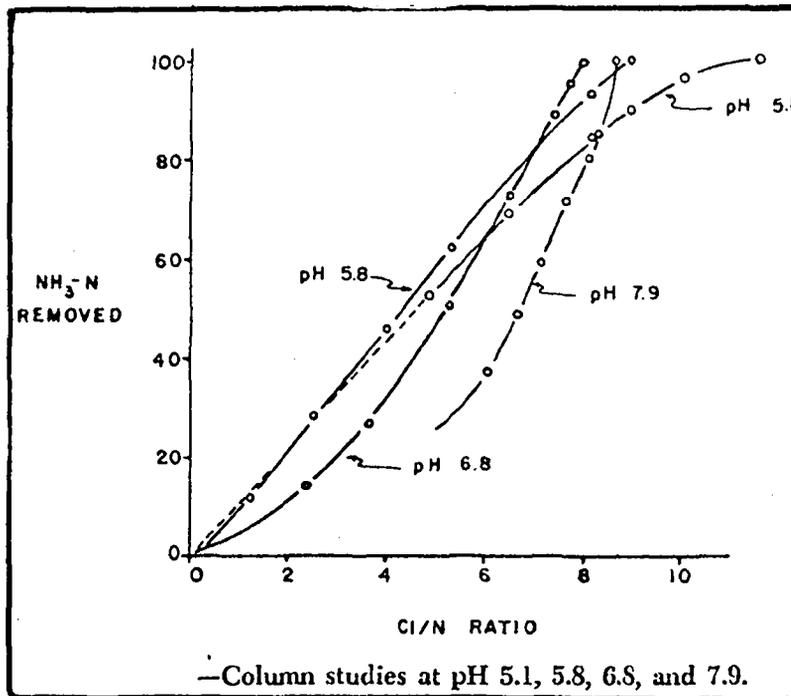
La qualité de l'effluent traité atteint un état de stabilité au bout de 23 heures. La concentration de NH₃ est de 16 mg/l (concentration initiale 29 mg/l), la concentration en chlore résiduel de 20 mg/l (concentration initiale 135 mg/l) et le pH de 3,7 (pH initial 9,5).

L'analyse de l'effluent au bout de 24 heures de traitement a montré la présence de monochloramine et de dichloramine dans un rapport 50%-50%, alors qu'au bout de 13,5 heures de traitement, quand la concentration de chlore résiduel était de 47 mg/l et le pH de 6, l'effluent ne contenait que de la monochloramine. La monochloramine se convertirait certainement en dichloramine quand le pH diminue.

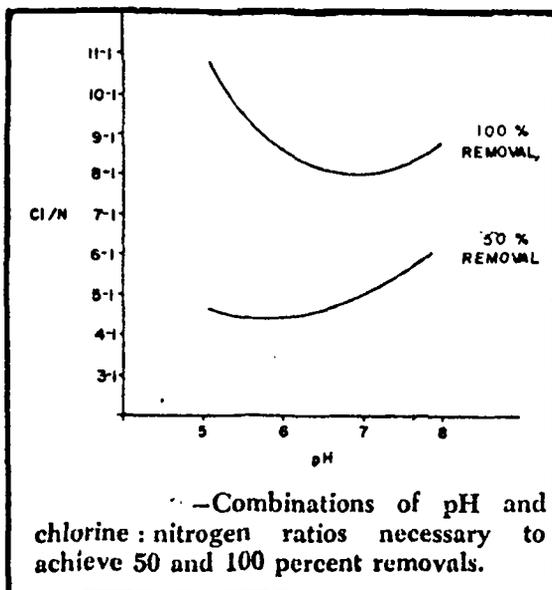
Des tests ont été réalisés pour déterminer l'influence du pH et du rapport Cl/NH₃. La réaction de chloration-déchloration a été étudiée dans une colonne en plexiglas de 2,54 cm de diamètre contenant 13,7 g de charbon Columbia L.C

de maille 30-40. La colonne fonctionne à courant ascendant, le temps nécessaire pour que le système soit stabilisé étant d'une heure approximativement. Le temps de rétention superficielle sur le lit de charbon est de 1,4 à 2,0 minutes, le débit d'application varie de 0,06 à 0,08 m³/j/m².

Quatre valeurs de pH ont été étudiées : 5,1; 5,8; 6,8; 7,9. La figure ci-dessous illustre les résultats obtenus. A pH 5,1 le rapport Cl/N nécessaire pour obtenir 100 % d'élimination de l'azote ammoniacal est de 11,4; à pH 6,8 de 8,1 et à pH 7,9 de 8,6.



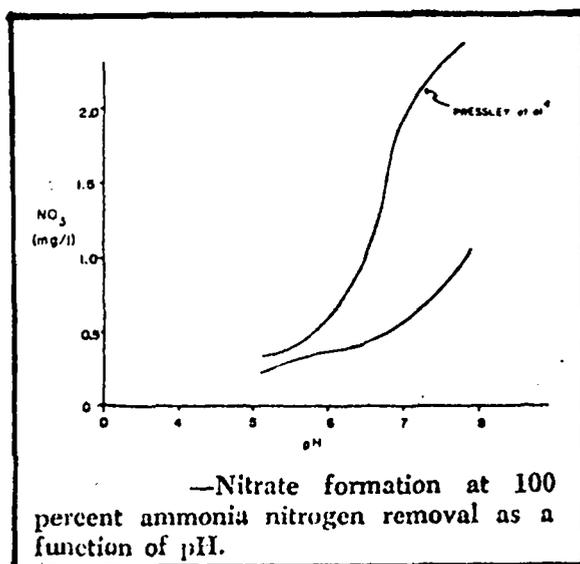
(Extrait du document 66/03 923)



Le pH optimal nécessitant le moins d'apport en chlore pour obtenir une élimination d'ammoniac de 100 % se situe donc au niveau de la neutralité. Pour une élimination seulement de 50 %, ce pH serait plus faible, de l'ordre de 6, comme le montre la figure ci-contre.

(Extrait du document 66/03 923)

.../...



La formation des nitrates au cours de la réaction a été également étudiée et les résultats présentés dans la figure ci-contre montrent que pour une élimination de l'ammoniac de 100 %, c'est pour des pH faibles, de l'ordre de 5-6, que les taux de nitrates formés sont les plus faibles.

L'analyse des gaz formés dans la colonne a montré qu'en fin de réaction on obtenait un mélange d'azote gazeux et de CO₂ dans les proportions suivantes :

99 % de N₂
1 % de CO₂

avec possibilité de présence de traces de NO₂.

(Extrait du document 66/03923)

- BARNES R.A., ATKINS P.F. et SCHERGER D.A. (document 56/03790) ont étudié sur un pilote l'élimination de l'ammoniac par chloration suivie d'une déchloration sur charbon actif. Le pilote situé à la station d'Owosso, Michigan, traite les eaux usées domestiques ayant subi une clarification préalable, ainsi qu'un passage sur charbon actif pour éliminer les matières organiques. L'effluent passe ensuite dans un bassin de chloration qui reçoit du chlore gazeux, le temps de contact étant de 15 minutes. La chloration est suivie d'une déchloration pendant 10 minutes dans deux réacteurs contenant du charbon actif.

Une élimination de l'azote ammoniacal de 50 % est obtenue pour un rapport Cl/NH₃ de 4/1, une élimination totale nécessitant un rapport de 9/1. Le charbon élimine toutes les chloramines et le chlore libre et permet ainsi d'obtenir un effluent libre de toute trace de chlore. Ce traitement permet également une réduction importante des coliformes, la concentration en coliformes totaux n'excédant pas 100 pour 100 ml d'eau après 15 minutes de contact.

Le traitement tend à diminuer le pH et il semble nécessaire de réajuster le pH dans l'effluent final.

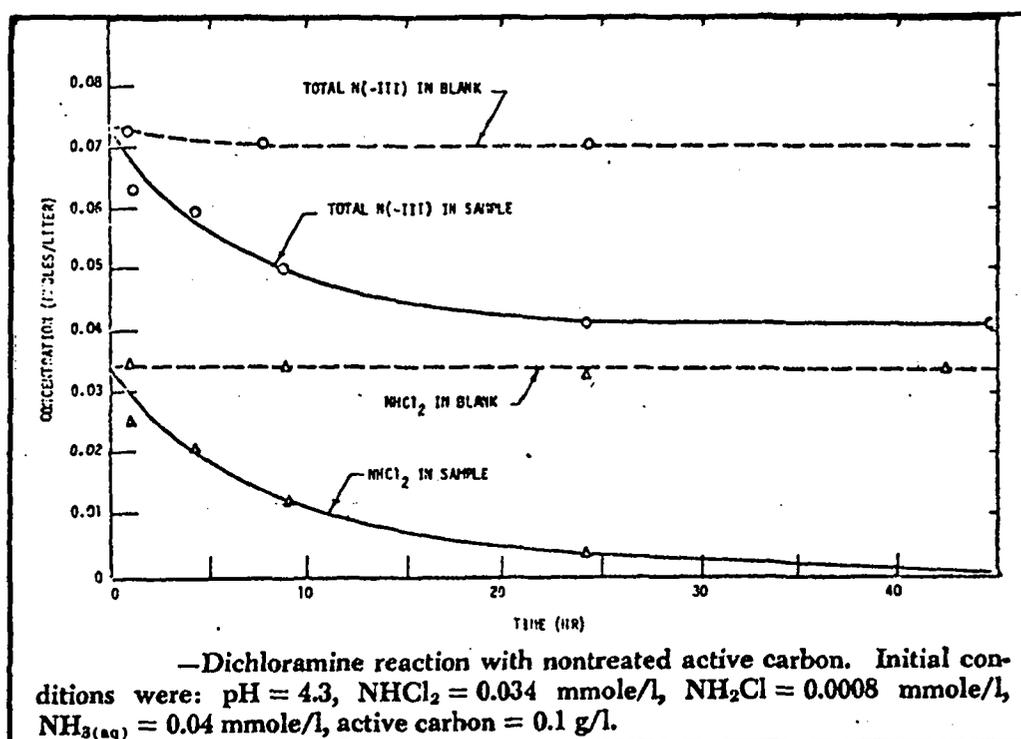
La concentration des solides en suspension dans l'effluent traité est faible, leur concentration n'excédant pas 20 mg/l, la DBO étant de 7 mg/l.

La concentration en oxygène dissous dans l'effluent final varie de 1 à 2 mg/l; une étape de réaération semble nécessaire dans le cas où une concentration en oxygène dissous plus importante est souhaitée.

.../...

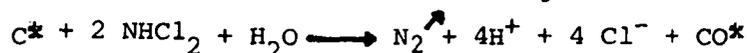
- BAUER R.C. et SNOEYINK V.L. (document 56/05591) étudient en détail les réactions des chloramines avec le charbon actif. Les expériences ont été réalisées sur des mélanges de solution de chlore libre et de chloramines, le charbon actif étant ajouté sous forme de poudre dans ces mélanges.

Les expériences réalisées avec les solutions de dichloramines ont été menées pour un rapport Cl/N de 5/1, à pH 4,3, et pour une concentration initiale en dichloramine de 0,034 m moles/l. La figure ci-après donne les résultats obtenus.



(Extrait du document 56/05591)

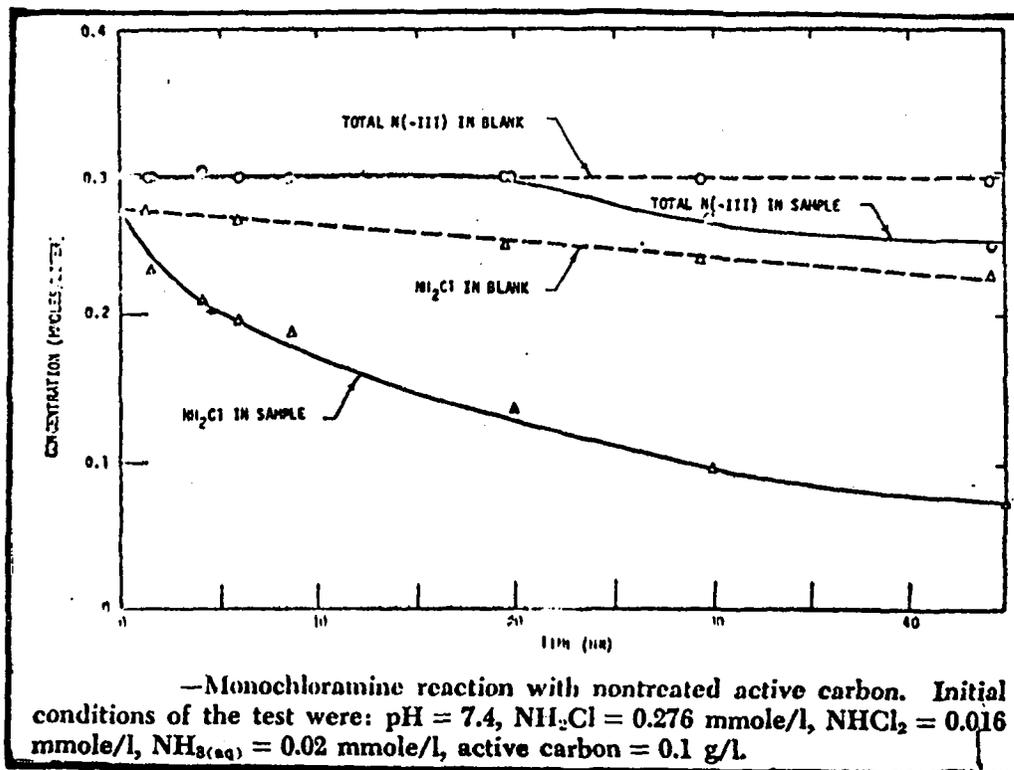
Comme le montre cette figure, il y a une destruction immédiate des dichloramines avec une diminution concomitante de la concentration en azote total. Le produit final de cette réaction est l'azote gazeux :



D'après les relations stoechiométriques 1 mole d'azote serait oxydée par une mole de dichloramine détruite. Le pH de la solution diminuerait au fur et à mesure de la réaction, le pH final étant de 4,0 (pH initial 4,3). D'après les auteurs, un rapport Cl/N de 10/1 serait nécessaire pour oxyder l'ammoniac par le procédé.

La réaction de la monochloramine avec le charbon actif est plus complexe. Les expériences ont été réalisées pour un rapport Cl/N de 5/1, les solutions testées contenant 95 % de monochloramine et 5 % de dichloramine. Comme le montre la figure de la page suivante, on constate une destruction immédiate de la monochloramine.

.../...



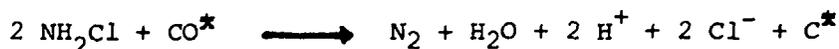
(Extrait du document 56/05591)

Durant les 20 premières heures du traitement, il n'y a pas apparition d'autres composés chlorés; au fur et à mesure que NH₂Cl disparaît, la concentration en NH₃ augmente, ce qui maintient la concentration totale d'azote au même niveau.

Durant cette étape, la réaction peut être décrite comme suit :

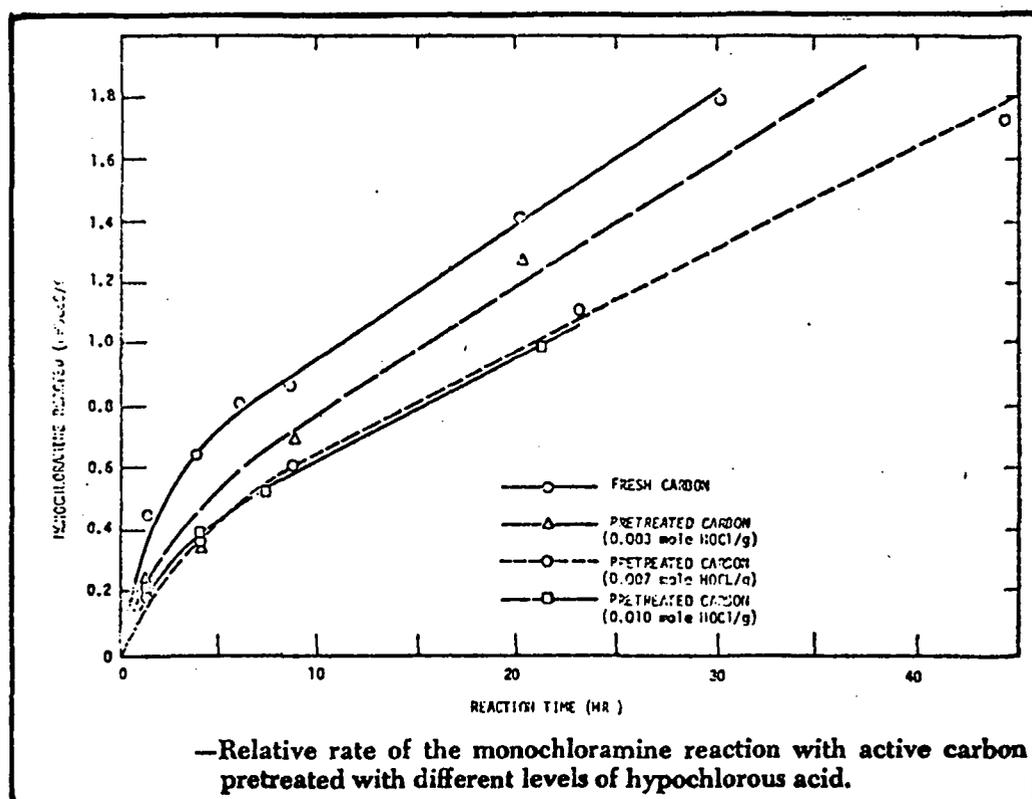


Après 20 heures, 1420 mmole de NH₂Cl ont réagi avec chaque gramme de charbon. A partir de ce temps, la concentration en azote total commence à diminuer indiquant une conversion de NH₂Cl en un autre produit que NH₃. L'explication fournie par les auteurs, et confirmée par des expériences complémentaires, est que la monochloramine réagit avec les oxydes formés à la surface du charbon selon la réaction suivante :



Comme pour la réaction avec les dichloramines, un rapport Cl¹/N de 10/1 est nécessaire pour l'oxydation de l'ammoniac en azote gazeux. Cependant, si on fait subir au charbon un pré-traitement, de telle manière à l'oxyder en surface, la quantité de chlore à apporter au système pour oxyder l'ammoniac en azote gazeux sera diminuée. Nous reportons page suivante une figure donnant les taux de réaction des monochloramines avec le charbon actif selon le pré-traitement apporté à ce dernier.

.../...



(Extrait du document 56/05591)

Le contrôle du pH permet de limiter l'apport de chlore pour un tel système de traitement. En effet, à pH 4,5, ce sont les dichloramines qui prédominent nécessitant un apport de chlore d'un rapport Cl/NH₃ de 10 pour obtenir l'élimination complète de l'azote ammoniacal. Pour des pH légèrement plus élevés et en utilisant du charbon actif pré-traité, un rapport Cl/NH₃ de 7,6 est suffisant pour obtenir l'élimination complète de l'azote ammoniacal.

La chloration au break-point permet d'éliminer totalement l'azote ammoniacal présent dans l'eau, le temps nécessaire à la réaction pouvant dans certains cas être assez court. L'efficacité du traitement et la formation des chlora-mines dépendent étroitement des valeurs du rapport Cl/NH₃ et du pH.

Du fait des quantités importantes de chlore à ajouter au système de traitement et de la formation d'acide chlorhydrique au cours de la réaction, il est important de déchlorer et d'alcaliniser l'eau en fin de traitement afin de pouvoir l'utiliser comme eau de distribution.

.../...

De plus, des produits finaux autres que l'azote gazeux, particulièrement les nitrates et le trichlorure d'azote peuvent être présents dans l'eau traitée et nécessiter ainsi un traitement supplémentaire pour les éliminer.

Le système de traitement par chloration-déchloration sur charbon actif oxydé en surface semble présenter des avantages certains en ce sens qu'il permet l'oxydation de l'ammoniac en azote gazeux avant le break-point, les chlora-mines formées étant adsorbées directement sur le charbon actif.

x
x x

5 - DIVERS

A - DENITRIFICATION CHIMIQUE A L'AIDE DE FER

- Un rapport de l'Environmental Pollution Agency (document 56/O3261) présente une méthode de réduction des nitrates dans l'eau à l'aide de sulfate ferreux.

Les ions nitrates sont réduits par le sulfate ferreux dans des conditions anaérobies en présence de cuivre en tant que catalyseur. Les nitrates sont transformés en azote gazeux et en oxyde nitreux avec des quantités très faibles de nitrites et d'ions ammonium.

Des expériences ont été réalisées en laboratoire pour déterminer l'influence de divers paramètres sur la réaction. Les tests ont été faits sur des solutions contenant 10 ppm $\text{NO}_3\text{-N}$ et à température constante de 29°C approximativement (85°F).

Dans des conditions optimales, la formation des produits gazeux est de l'ordre de 70 % ($\text{N}_2 + \text{N}_2\text{O}$), correspondant à la réduction de 70 % des nitrates présents dans les échantillons. Les conditions optimales pour un tel traitement sont les suivantes :

- . un pH initial proche de 8 (rapport molaire $\text{OH}^-/\text{Fe}^{++} = 1,5$)
- . un rapport molaire $\text{Fe}^{++}/\text{NO}_3^- = 8$
- . une concentration en catalyseur (cuivre) de l'ordre de 1 à 5 ppm de Cu^{++}
- . la réaction doit se faire en milieu anaérobie, l'ajustement du pH est réalisé avec de la soude et la solution doit être prétraitée pour éliminer les phosphates et réduire les teneurs en carbonates.

On peut substituer la chaux à la soude pour l'ajustement du pH, mais cela entraîne une légère diminution dans la conversion des ions nitrates en produits azotés gazeux (à peu près 15 % de moins avec $\text{Ca}(\text{OH})_2$ par rapport à NaOH).

Nous reportons dans les pages suivantes des tableaux montrant l'influence du pH, du rapport molaire $\text{Fe}^{++}/\text{NO}_3^-$ et de la concentration en catalyseur sur l'efficacité du traitement.

.../...

EFFECT OF INITIAL pH ON DENITRIFICATION

Experiment No.	Volume 0.52N HCl Solution, ml/200ml	OS ⁺ /Fe ⁺⁺ Mole Ratio	pH		Nitrogen Material Balance, ppm			Gaseous-N, Percent Yield	Final SO ₄ ⁻ Concentration, ppm	
			Initial	Final	NH ₃ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N (by difference)			
1	1.130	0.97	8.20	5.60	1.4	5.6	-0.4	3.4	77	--
2	1.293	1.11	8.00	5.41	1.8	3.7	0.1	4.4	70	--
3	1.550	1.67	9.50	5.66	3.8	2.1	1.9	2.2	28	--
4	1.850	1.67	8.45	5.60	4.3	1.5	0.1	4.1	48	--
19	2.403	2.05	10.95	10.70	4.0	0.0	5.9	0.1	1	--
20	2.400	2.05	10.94	10.78	4.5	0.0	5.3	0.2	2	--
21	2.400	2.05	10.97	10.79	4.6	0.0	5.0	0.4	4	--
5	2.200	1.89	10.46	7.81	4.9	0.5	4.5	0.1	1	541
6	2.200	1.89	10.60	8.62	5.2	0.4	6.1	-1.7	--	542
13	2.200	1.89	8.92	8.84	5.1	0.1	2.4	2.4	24	543
14	2.200	1.89	8.57	8.72	4.9	0.1	4.8	0.2	2	545
15	2.200	1.89	8.77	8.56	5.1	0.0	4.3	0.6	6	545
219	2.00	1.72	8.50	3.96	4.6	1.1	4.2	0.1	1	--
220	1.95	1.67	8.25	5.02	3.9	0.8	0.5	4.8	52	--
10	1.950	1.67	8.40	5.66	3.2	0.6	0.7	5.5	59	536
11	1.950	1.67	8.30	5.29	3.4	0.8	2.0	3.8	41	536
12	1.950	1.67	8.30	5.10	3.1	0.6	0.3	6.1	65	536
7	1.700	1.46	8.15	5.30	1.9	0.8	-0.3	7.7	84	525
8	1.700	1.46	8.00	5.30	1.8	0.7	0.3	6.2	67	528
9	1.700	1.46	8.04	5.53	1.9	0.7	0.5	6.9	74	528
273	1.20	1.03	7.40	5.20	0.8	3.9	0.0	5.3	87	--

Fixed Conditions:

Initial NO₃⁻-N concentration (1.032M NO₃⁻/200ml) 10 ppm
 Fe⁺⁺/OS⁺ Mole ratio (2.032M FeSO₄ + 0.032M H₂SO₄/200ml) 8
 Catalyst concentration (1.032M 0.0157M CuSO₄/200ml) 5 ppm Cu⁺⁺
 Reaction Time 24 hours
 Temperature 85°F
 Atmosphere Helium

(a) Initial SO₄⁻ = concentration, 558 ppm

EFFECT OF $\text{Fe}^{++}/\text{NO}_3^-$ MOLE RATIO USING FeSO_4

Experiment No.	$\text{Fe}^{++}/\text{NO}_3^-$ Mole Ratio	Volume 0.98M NaOH, ml	$\text{OH}^-/\text{Fe}^{++}$ Mole Ratio	pH		Nitrogen Material Balance, ppm				Gaseous-N, Percent Yield
				Initial	Final	$\text{NH}_3\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	$\text{NO}_2^-\text{-N}$	Gaseous-N (By Difference)	
198	16	4.56 ^(a)	1.96	8.21	8.07	9.4	0.2	0.1	0.3	3
199	16	4.72 ^(a)	2.02	8.39	8.62	8.4	0.1	0.0	1.5	15
38	12	1.80	1.03	8.04	5.24	2.2	1.1	0.2	6.5	73
39	12	1.80	1.03	8.10	5.08	2.2	1.6	0.1	6.1	73
32	10	1.70	1.17	8.34	5.35	2.4	1.5	0.4	5.7	67
33	10	1.70	1.17	8.17	5.35	2.0	1.5	0.2	6.3	74
271 ^(b)	8	1.85	1.59	7.72	5.42	3.0	0.7	0.2	6.1	66
7	8	1.700	1.46	8.15	5.30	1.8	0.8	-0.3	7.7	84
8	8	1.700	1.46	8.00	5.30	1.8	0.8	0.3	6.2	78
9	8	1.700	1.46	8.04	5.53	1.9	0.7	0.5	6.9	74
145	8	1.70	1.46	8.42	5.35	2.1	0.4	0.3	7.2	75
146	8	1.70	1.46	8.34	5.31	2.1	0.4	0.3	7.2	75
156	8	1.66 ^(a)	1.45	8.23	5.02	1.5	2.0	0.3	6.2	78
157	8	1.66 ^(a)	1.45	8.31	5.45	1.7	1.6	0.1	6.6	79
155	8	0.88	0.50	8.17	5.28	0.8	7.7	0.7	0.8	35
34	6	1.60	1.83	8.82	4.12	2.0	1.4	5.0	1.6	19
37	6	1.60	1.83	8.64	5.78	2.7	0.6	3.3	3.4	36
41	6	1.60	1.83	8.60	5.30	2.7	0.6	5.2	1.5	16
60	6	1.60	1.83	8.80	5.69	2.8	2.1	2.0	3.1	39
61	6	1.60	1.83	8.78	6.20	2.9	1.7	3.2	2.2	27
40 ^(c)	6	1.60	1.83	8.76	6.12	2.6	0.4	6.3	0.7	7
36 ^(d)	6	1.60	1.83	8.71	7.90	1.7	0.3	7.3	0.5	5
37 ^(d)	6	1.60	1.83	8.79	6.40	2.6	0.2	6.9	0.3	3
35	6	1.50	1.72	8.40	5.35	2.4	1.9	0.5	5.3	68
36	6	1.50	1.72	8.32	5.40	2.3	1.3	0.4	6.0	69
63	5	1.25	1.72	8.48	4.44	1.9	2.1	1.6	4.4	36
69	5	1.25	1.72	8.32	5.22	1.9	1.6	0.9	5.6	67
64	4	1.00	1.72	8.48	5.31	0.8	2.3	1.6	5.3	69
65	4	1.00	1.72	8.45	4.26	1.1	2.6	1.4	4.9	68
70	3	0.78	1.72	8.30	4.18	0.6	4.5	1.2	3.7	67
71	3	0.78	1.72	8.29	4.34	0.6	4.4	2.6	2.4	43
66	2	0.80	1.72	8.58	5.04	0.2	6.1	1.6	2.1	84
67	2	0.80	1.72	8.26	3.43	0.2	7.2	2.8	0.1	4

Fixed Conditions:

Initial NO_3^- -N concentration (1.000 ml 0.1422M $\text{KNO}_3/200$ ml)

10 ppm

 Fe^{++} concentration (0.230 ml 0.8712 M $\text{FeSO}_4 + 0.0022\text{M H}_2\text{SO}_4/200$ ml for each unit value of $\text{Fe}^{++}/\text{NO}_3^-$ mole ratio)Catalyst concentration (1.000 ml 0.0187M $\text{CuSO}_4/200$ ml)5 ppm Cu^{++}

Reaction time

24 hours

Temperature

65 F

Atmosphere

Helium

(a) 1 percent $\text{Ca}(\text{OH})_2$ slurry used; calculated ml 0.98 M NaOH derived by multiplication of ml 1 percent $\text{Ca}(\text{OH})_2$ by 0.208

(b) 18.8 hour reaction time

(c) 1.5 hour reaction time

(d) 1.0 hour reaction time

CATALYST CONCENTRATION EFFECT

Experiment No.	Cu ⁺⁺ Concentration, ppm (a)	pH		Nitrogen Material Balance, ppm			
		Initial	Final	NH ₃ -N	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	Gaseous-N (by difference)
7	5	8.15	5.30	1.8	0.8	-0.3	7.7
8	5	8.00	5.30	1.8	0.7	0.3	6.2
9	5	8.04	5.53	1.9	0.7	0.5	6.9
42	4	8.46	5.41	2.0	1.0	-0.2	7.2
43	4	8.36	5.35	2.1	0.6	0.2	7.1
44	3	8.30	3.84	1.8	1.2	0.5	6.5
45	3	8.30	5.52	2.1	1.0	0.0	6.9
46	2	8.32	5.38	1.1	0.6	0.6	7.7
47	2	8.30	5.44	2.1	0.4	0.2	7.3
50	1	8.32	5.66	2.2	1.0	0.3	6.5
51	1	8.33	5.45	2.2	1.2	0.1	6.5
52	0.5	8.44	5.73	1.9	3.3	0.0	4.8
53	0.5	8.24	7.50	2.4	3.7	1.2	2.7
54	0.05 (b)	8.36	7.64	0.5	9.5	0.0	0.0
55	0.05 (b)	8.33	7.74	0.5	9.5	0.5	-0.5
48	(c)	8.34	7.28	1.1	8.8	-0.2	0.3
49	(c)	8.35	7.91	1.2	8.1	0.5	0.2

Fixed Conditions:

Initial NO ₃ ⁻ -N concentration (1.000 ml 0.1428 M KNO ₃ /200 ml)	10 ppm
Fe ⁺⁺ /NO ₃ ⁻ mole ratio (2.000 ml 0.5712 M FeSO ₄ + 0.0022 M H ₂ SO ₄ /200 ml)	8
OH ⁻ /Fe ⁺⁺ mole ratio (1.70 ml 0.98 M NaOH/200 ml)	1.46
Reaction time	24 hours
Temperature	85 F
Atmosphere	Helium

(a) For each ppm Cu⁺⁺ 0.200 ml 0.0157 M CuSO₄/200 ml was used

(b) Calculated concentration from the copper impurity in the FeSO₄

(c) 16.3 ppm Pb⁺⁺ (molar equivalent of 5 ppm Cu⁺⁺) added as 0.0472g solid PbSO₄

(Extrait du document 56/03261)

.../...

On peut également utiliser l'argent comme catalyseur, mais, pour des raisons économiques, il est rarement employé. La formation des produits gazeux ne semble pas varier de manière significative pour des teneurs en cuivre de 1 à 5 ppm.

Les phosphates et les carbonates sont des inhibiteurs de la réaction. L'inhibition due aux phosphates peut être causée soit par la précipitation ou la complexation du catalyseur au cuivre ou de l'agent réducteur, soit par une modification du pH (solution tampon et sulfate ferreux).

Cette inhibition peut être levée soit en augmentant le rapport Fe^{++}/NO_3^- , soit en remplaçant le cuivre par l'argent. Pour éviter l'emploi de trop importantes quantités de fer, la solution adoptée pour éliminer cette interférence est de prétraiter l'eau par addition de sulfate d'aluminium ou de sulfate ferrique.

La présence de carbonate inhibe également la réaction. L'emploi de chaux au lieu de soude pour l'ajustement du pH diminue le rendement de la réaction de 15 %. Pour une concentration de 200 ppm de carbonate, seulement 25 % des nitrates sont réduits, pour 300 ppm, la quantité de nitrates réduits tombe à 16 %. On peut éliminer l'inhibition due à la présence de carbonate par prétraitement des échantillons à la chaux.

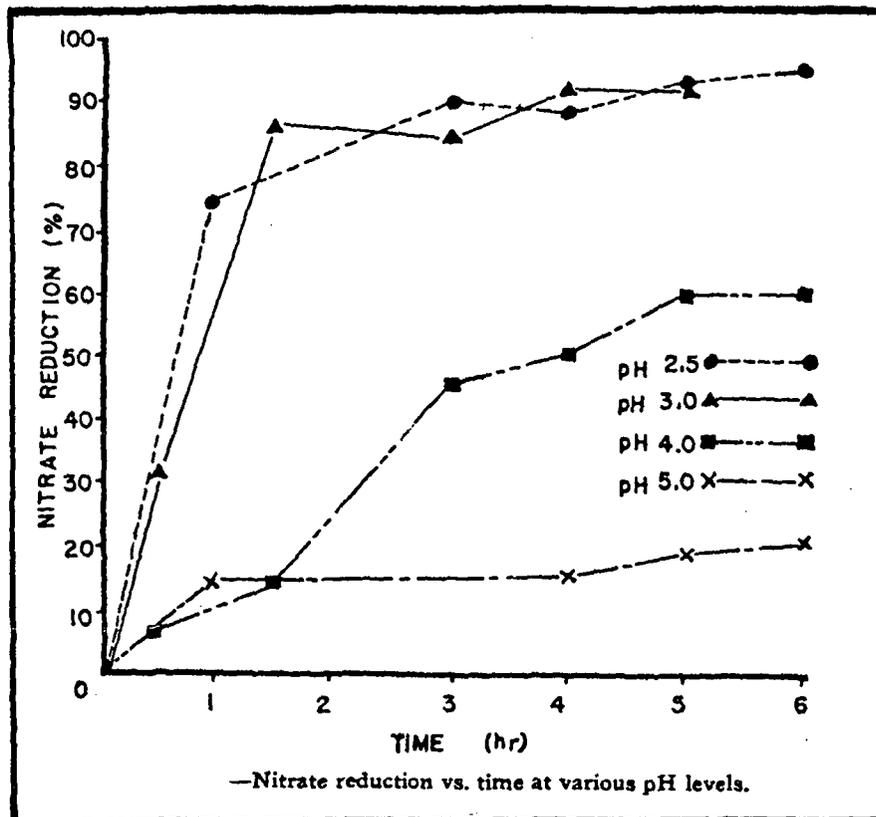
- YOUNG G.K. et ses collaborateurs (J.W.P.C.F. Mars 1964) étudient en laboratoire la réaction de dénitrification avec de l'hydroxyde ferreux et du fer en suspension.

. Réduction des nitrates avec l'hydroxyde ferreux : les expériences sont réalisées à la température de la pièce sur une solution contenant initialement 100 mg/l de nitrates (exprimés en N). Les essais sont effectués avec des pH variant de 7,0 à 10,3 et un rapport molaire Fe^{++}/NO_3^- variant entre 12/1 et 16/1. Les meilleurs résultats ont été obtenus pour une réduction de 90 % des nitrates en 4 heures à pH 10,3, avec une solution d'hydroxyde de cuivre employée comme catalyseur, à une concentration de 25 mg/l (exprimés en Cu). La réduction est plus lente et moins complète pour des pH plus bas. Les nitrates sont réduits en ammoniac. En fin de traitement, on obtient une production d'importantes quantités de boues contenant des hydroxydes ferreux et ferrique.

. Réduction des nitrates avec du fer en suspension : les expériences sont réalisées sur une solution d'eau distillée contenant 100 mg/l d'azote (addition de nitrate de potassium). La réaction maintenue en milieu anaérobie, sous atmosphère d'azote pour éviter que l' O_2 atmosphérique ne participe à la réaction. On ajoute du fer en poudre, la solution étant vivement agitée pour maintenir le fer en suspension.

Les résultats des expériences avec 2g/l de fer en poudre menées à différents pH sont donnés dans la figure de la page suivante.

.../...



Extrait de J.W.P.C.F.
Mars 1964
(article de YOUNG G.K.
et collaborateurs)

Les meilleurs résultats sont obtenus pour un pH de l'ordre de 2,5-3,0 :

94 % de réduction des nitrates en 5 heures à pH 3,0
93 % " " " " " " à pH 2,5

L'ammoniac est le principal produit final de la réduction des nitrates.

Cette méthode de traitement risque de poser certains problèmes pour son application aux eaux potables. En effet, du fait des pH très acides, il faut prévoir en fin de traitement une étape d'alcalinisation. De plus, les nitrates sont réduits en ammoniac, ce qui oblige à prévoir un traitement supplémentaire pour éliminer l'azote ammoniacal.

B - OSMOSE INVERSE

L'osmose inverse est citée par quelques auteurs comme pouvant être appliquée pour l'élimination des nitrates dans l'eau potable.

- D'après GOODMAN (Water Treatment and Examination 1975, 24, N°3), l'inconvénient présenté par cette méthode de traitement est qu'on obtient une eau considérablement adoucie qui peut être corrosive. Un traitement complémentaire devra donc être effectué pour rendre une certaine dureté à l'eau trai-

tée. Un autre inconvénient de cette méthode est que le pourcentage d'eau produite par rapport à l'eau fournie est faible. Des expériences réalisées sur une eau de puits de forage ont montré qu'on obtenait une récupération d'eau de l'ordre de 33 à 60 % et une élimination des nitrates de l'ordre de 80 à 75 %, ce qui correspond à une réduction des nitrates de 8 à 10 mg/l dans l'eau brute à 1,3-2,2 mg/l dans l'eau traitée. La dureté totale a été réduite de 280 mg/l à 8-16 mg/l et le pH a été réduit de 7,65 à 6,20.

D'autres expériences réalisées sur pilote pour le traitement d'eau de rivière ont montré que, pour un débit d'arrivée d'eau de 20 à 40 l/h, on obtenait une récupération d'eau de l'ordre de 50 %, la concentration en nitrates dans l'eau traitée étant diminuée de 7,6 à 2,9 mg/l, de 9,6 à 3,1 mg/l et de 8,4 à 2,8 mg/l.

Il est possible d'augmenter la quantité d'eau récupérée en réalisant un système de traitement à plusieurs étapes, mais ce type de traitement ne peut être appliqué tant qu'on n'a pas réussi à mettre au point des membranes résistantes à des flux plus importants, et moins sensibles à la contamination ou à la destruction par les différents constituants de l'eau. Des membranes capables d'opérer à des valeurs de pH en dehors de celles considérées comme acceptables pour les membranes en acétate de cellulose, et à des flux plus importants, font l'objet d'études mais ne sont pas encore commercialisées à l'heure actuelle.

- BAILEY D.A., JONES K. et MITCHELL C. (document 66/04344) donnent les résultats obtenus pour le traitement par osmose inverse d'eaux usées préalablement filtrées. La récupération d'eau est de l'ordre de 53 % et la composition de l'eau traitée est donnée

COMPOSITION OF SEWAGE-WORKS EFFLUENT
COMPARED WITH THAT OF WATER OBTAINED FROM IT
BY REVERSE OSMOSIS AND WITH THAT OF THE ORIGINAL
TAP WATER
(Concentrations are expressed in mg/l except where stated)

	Filtered sewage effluent	Reverse- osmosis product	Tap water
<i>Gross properties</i>			
Total solids	660	58	390
SS	6	0	0
Colour (Hazen units) ..	22	0	0
Turbidity (ATU)	9.4	3.6	0
Conductivity (μ mhos cm) ..	990	81	620
<i>Inorganic constituents</i>			
Ammonia (as N)	0.4	0.4	0
Nitrate (as N)	31.4	6.0	5.0
Nitrite (as N)	0.03	0.02	0
Chloride	75.3	5.3	17.0
Sulphate	66.8	2.0	14.8
Total phosphorus	2.75	0.07	0.03
Total hardness (as CaCO ₃)	262	13	280
<i>Organic constituents</i>			
PV	4	0.6	<0.3
COD	52	~1	~3
Organic carbon	8.5	0.5	<0.5
Anionic detergent (as Manoxol OI)	0.9	~0	0

tion de l'eau traitée est donnée dans le tableau ci-contre. La concentration en nitrates a diminué de 31,4 mgN/l à 6,0 mgN/l, celle des nitrites de 0,03 mgN/l à 0,02 mgN/l.

Bien que le traitement ait été appliqué à des eaux usées, nous avons pensé intéressant de noter ici les résultats car la qualité de l'eau traitée est sensiblement la même pour les composés azotés que celle de l'eau du robinet.

(Extrait du document 66/04344)

- Nous reportons également ci-après les résultats mentionnée par ALLARD J.J. (document 01/41863) pour l'obtention d'eau potable à partir d'eau saumâtre par traitement par osmose inverse.

L'unité de traitement a fonctionné pendant deux ans à un débit journalier de 600 m³, avec un facteur de charge de 55 %.

La concentration en nitrates dans l'eau traitée est de 0,05 ppm, alors que dans l'eau brute elle était de 0,9 ppm, ce qui correspond à une réduction de 94 % approximativement.

(Extrait du document 01/41863)

	Eau brute prétraitée ppm ion	Eau traitée ppm ion
Calcium	150	1,4
Magnésium	45	0,4
Sodium	474	38
Potassium	24	1,8
Bicarbonate	81	65
Sulfate	1 125	17,5
Chlorure	335	17,2
Fluorure	1	0,2
Nitrate	0,9	0,05
Silice	7	0,05
Fer	2,2	0,05
Phosphate	16,2	0,18
pH	5,7	7,5
TDS	2 250	142

— Résultats de fonctionnement pour une unité de 600 m³/j (membranes B9 après 12 mois de fonctionnement; P = 28 bars; Y = 67,5 %, pré-traitement : acidification H₂SO₄ + polyphosphates; post-traitement : dégazage et remontée de pH à la soude.

- Dans l'article de REEVES T.C. (document 56/05215) sont rappelés les problèmes posés par l'osmose inverse pour le traitement des eaux. Divers inconvénients en effet se présentent, concernant principalement la concentration de polarisation, l'encrassement des membranes et le passage de certains ions à travers les membranes.

Le problème posé par la concentration de polarisation peut être surmonté quand on équipe le système de traitement de telle manière à obtenir de fortes vitesses tangentielles à la surface de la membrane.

Pour éviter l'encrassement de la membrane, il est conseillé de prétraiter les eaux par filtration sur sable ou sur charbon.

D'autre part, des expériences réalisées pour l'élimination des nitrates dans des eaux ayant servi à l'irrigation ont montré qu'une certaine partie des ions nitrates passait à travers la membrane, ce qui semblerait limiter l'application de cette technique pour la dénitrification des eaux.

.../...

C - LAGUNAGE

Le lagunage est une technique très largement utilisée pour l'élimination des éléments nutritifs dans les eaux résiduaires. Pour ce qui concerne le traitement de l'eau potable, nous n'avons pas trouvé de document traitant spécifiquement de l'application de ce procédé. Néanmoins, comme nous le verrons plus loin, le "storage", procédé proche du lagunage, est appliqué pour l'épuration des eaux superficielles et peut présenter un intérêt pour l'épuration des eaux souterraines.

Algues.

L'azote est directement assimilable sous toutes ses formes minérales ionisées en solution (ammonium, nitrates, nitrites), et très lentement sous sa forme moléculaire N₂ par certaines algues bleues. Certaines algues utilisent également des composés organiques azotés. Toutes les formes d'azote sont donc utilisées.

En bassin de stabilisation, les algues utilisent surtout la forme ammoniacale parce que les nitrates sont en faible quantité. Mais, si le stade de lagunage est précédé d'un traitement secondaire (boues activées, filtre bactérien) les nitrates se trouvent en quantité importante.

Les formes et les quantités d'azote assimilées par les algues sont variables suivant les espèces. Certaines *Haematococcus* et certaines *Pandorina* préfèrent l'azote nitrique à l'azote ammoniacal; c'est le contraire pour *Chlorella vulgaris*, *Gonium* et *Scenedesmus*.

De nombreuses recherches ont été réalisées en laboratoire sur les possibilités d'utiliser les algues pour l'élimination des éléments nutritifs des eaux, c'est ce qu'on appelle les "algues activées".

Les familles d'algues utilisées se limitent à quelques espèces, surtout les *Scenedesmus* et les *Chlorella*. En fait, les algues activées sont produites de la même manière que les boues activées. Les chlorelles possèdent toute une série de capacités physiologiques qui permettent des productions importantes. Il conviendrait d'examiner les possibilités d'autres espèces d'algues, comme les *Euglena*, autotrophes mais pouvant vivre facultativement de façon hétérotrophe.

Plantes aquatiques.

Divers chercheurs ont proposé un certain nombre de plantes vasculaires à cultiver en bassin de maturation afin d'éliminer les éléments nutritifs des effluents secondaires.

. Jacinthes d'eau. (*Eichhornia crassipes*)

DYMOND (document 56/05592) préconise l'utilisation des jacinthes d'eau tout

en faisant remarquer que ces plantes ne supportent pas le froid.

BUCKSTEEG ("La culture des algues dans les eaux résiduaires en vue d'empêcher les pollutions secondaires dans les cours d'eau", CEBEDEAU N°36, 1957) pense que les jacinthes d'eau conviendraient assez bien car elles emmagasinent les substances nutritives, en particulier le potassium, et constituent donc un bon compost.

SCARSBROOK et DAVIS se sont aussi intéressés aux jacinthes d'eau, ainsi qu'à d'autres plantes : *Alternanthera philoxeroides*, *Potamogeton crispus*, *Egeria densa*, *Najas flexilis*. Ce sont les jacinthes d'eau qui ont donné les meilleurs résultats : pour un bassin expérimental donné, leur poids sec passa de 24,0g à 736,6g après 23 semaines dans les eaux usées. Pendant cette période elles absorbèrent 6,93 g d'azote ainsi que 2,87 g de phosphore et 8,73 g de potassium. (document 56/05592).

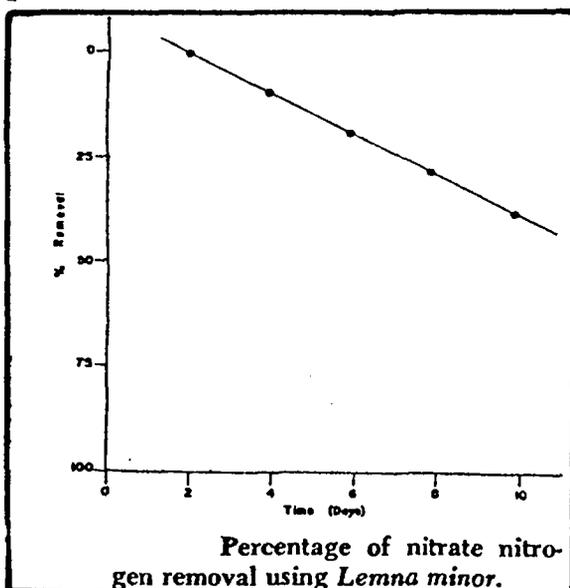
. Joncs.

DAGBALD a étudié l'action des Scirpes (*Scirpus lacustris*). Les plantes ont été cultivées dans un bassin de 1 Ha et devinrent vite une jonchaie impénétrable. Cette rapide croissance provoqua une épuration presque totale des eaux usées, tandis que l'eau de drainage possédait une forte teneur en oxygène. (document 56/05592)

SEIDEL et KICKUTH expérimentèrent les Scirpes ainsi qu'un certain nombre de plantes de la même famille pour traiter les eaux usées. Ils trouvèrent que 80 % de l'azote total pouvaient être éliminés. Ils observèrent par ailleurs une certaine dégradation des phosphates ainsi qu'une réduction des germes microbiens (coliformes en particulier).

. Lentilles d'eau

Dans un article paru en 1973 (document 56/05592), HARVEY et FOX ont étudié en laboratoire l'élimination des éléments nutritifs des eaux usées par la lentille d'eau *Lemna minor*. Nous reportons ci-après une figure donnant les pourcentages d'élimination des nitrates par *Lemna minor*, ainsi qu'un tableau donnant les pourcentages en divers éléments trouvés dans les lentilles après plus d'un mois de culture.



— <i>Lemna</i> Tissue Nutrient Content	
Nutrients	% Tissue Nutrients (Dry Matter Basis)
Macro	
Nitrogen	4.59
Phosphorus	0.80
Potassium	1.94
Micro	
Copper	0.0005
Magnesium	0.3375
Calcium	2.2500
Zinc	0.0130
Iron	0.1863
Sodium	0.3100
Manganese	0.0583
Aluminium	0.000

(Extrait du document 56/05592)

RASCHKE R.L. (document 56/00829) donne les résultats obtenus quant à l'élimination de l'azote par lagunage à la station d'épuration d'Ames (Iowa, USA).

Cette station comprend des décanteurs primaires, des filtres bactériens et des décanteurs secondaires. Environ 12,5 m³/j d'eaux usées passent par la station, leur temps de rétention est de 4 à 6 heures. Ensuite, les eaux subissent un traitement tertiaire en bassin de maturation (surface : 0,05 ha, profondeur moyenne : 0,77 m, temps de rétention : entre 3,7 et 4,2 jours).

Le tableau ci-dessous montre la réduction de l'azote ammoniacal et des nitrates. L'élimination de l'azote est la plus importante en été, quand les algues sont nombreuses.

Pendant l'été, la concentration en azote ammoniacal varie de 0 à 21 mg/l, et celle des nitrates de 0,5 à 1,8 mg/l.

Ames Tertiary Wastewater Stabilization Pond Performance		
Date	Removal of Substance (%)	
	Ammonia Nitrogen	Nitrate Nitrogen
6/26	24	100
6/27	37	100
6/28	8	65
6/29	41	63
7/11	55	82
7/17	100	69
7/18	90	79
7/19	69	71
7/20	87	69
7/21	100	61
7/24	93	71
7/25	35	43
7/26	43	71
7/27	87	64
7/31	-23	97
8/1	85	0
8/4	67	78
8/14	78	81
8/15	-60	84
8/18	67	87

(Extrait du document 56/00829)

Le tableau de la page suivante résume l'évolution des paramètres chimiques (en particulier celle des différentes formes d'azote) observée dans l'étude de l'épuration par lagunage de la Deûle. Le traitement de l'eau de cette rivière est assimilable, d'après les auteurs de l'étude (WALKER et LECLERC), à un traitement en bassin de maturation.

.../...

Les taux de réduction sont calculés par rapport aux concentrations à l'entrée du bassin.

EVOLUTION DES PARAMETRES CHIMIQUES (valeurs moyennes)					
Variables	Points de prélèvements				
	0	1 B	3 B	6 A	12 A
Temps de rétention approximatif	0 = entrée du bassin	5,5	16,5	33	66
Oxygène dissous (mg l ⁻¹)	0,75	2,25	3,25	4,75	6,75
Matières en suspension (mg l ⁻¹)	32,7	7,6	3,6	3,9	2,9
Taux de réduction (%)		76,6	88,9	87,9	90,9
D.B.O. ₅ , 20°C (mg l ⁻¹)	12,25	4,75	3,25	2,75	2,75
Taux de réduction (%)		61,2	73,4	77,5	77,5
Oxydabilité au KMnO ₄ (mg l ⁻¹)	9,32	6,76	5,59	5,09	4,64
Taux de réduction (%)		27,4	40	45,3	50,2
Azote organique (mg l ⁻¹)	2,32	1,67	1,26	1,16	1,08
Taux de réduction (%)		28	45,7	50	53,4
Ammoniaque (N) (mg l ⁻¹)	12,50	6,50	4,50	3,50	3,00
Taux de réduction (%)		48	64	72	76
Nitrites (N) (mg l ⁻¹)	0,63	0,54	0,53	0,34	0,27
Taux de réduction (%)		14,2	15,8	46	57,1
Nitrates (N) (mg l ⁻¹)	1,12	0,80	0,79	0,81	0,74
Taux de réduction (%)		28,5	29,4	27,6	33,9
Phosphates totaux (PO ₄) (mg l ⁻¹)	0,93	0,57	0,52	0,39	0,35
Taux de réduction (%)		38,9	44,5	57,6	62,6
Orthophosphates (PO ₄) (mg l ⁻¹)	0,53	0,30	0,24	0,21	0,16
Taux de réduction (%)		43,1	54,3	59,9	68,3
Détergents (mg l ⁻¹)	1,23	0,87	0,68	0,58	0,51
Taux de réduction (%)		29,2	44,7	52,8	58,5
Substances extractibles au chloroforme (mg l ⁻¹)	1,52	1,04	0,95	0,83	0,78
Taux de réduction (%)		31,5	37,5	45,4	48,6

(Extrait du document 56/04265)

A WINDHOEK (Afrique du Sud), une station de traitement a été mise au point durant les années 1955-1960 en vue de traiter les eaux usées domestiques, afin d'obtenir de l'eau potable. CILLIE G.G. et ses collaborateurs décrivent le système de traitement appliqué dans cette station ainsi que les résultats obtenus.

La station a une capacité de 6800 m³/jour et comprend un traitement primaire conventionnel, un traitement secondaire sur filtres aérobies, suivis d'un traitement tertiaire dans une série de bassins de maturation. Au cours de ce traitement, seulement 35 % de l'eau sont rejetés dans le milieu naturel, et de fait 65 % de l'eau traitée, sont recyclés à des fins domestiques.

Des expériences préliminaires en laboratoire ont montré qu'on obtenait une réduction des nitrates de 100 % et 40 % pour des mélanges de l'effluent des filtres biologiques et de l'eau usée dans un rapport de 1/1 et 5/1 respectivement. Bien que la dénitrification soit maximale pour un rapport 1/1, l'application sur pilote a été réalisée avec des rapports inférieurs à 25 %.

.../...

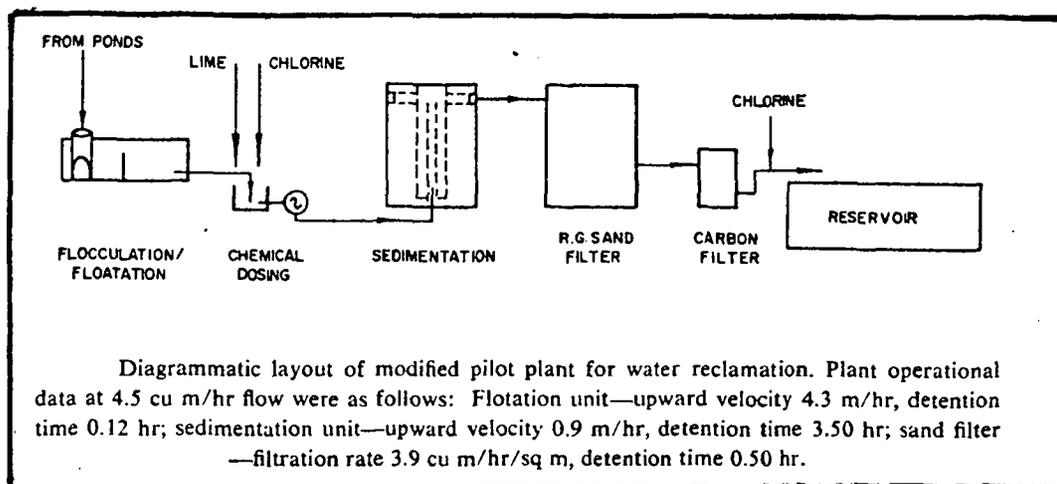
Pour une addition de seulement 10 % d'eau usée à l'effluent nitrifié des filtres biologiques, les meilleurs résultats relatifs à la dénitrification ont été obtenus pour un temps de rétention de 14 jours dans les bassins de maturation. Comme le montrent les résultats du tableau ci-après, la réduction des nitrates s'amorce déjà durant les sept premiers jours de rétention dans les bassins, alors que l'élimination de l'ammoniac ne se réalise qu'après une maturation prolongée de l'ordre de 14 jours.

Determination	Biofilter effluent	Settled sewage	Admixture (calculated)	Detention for 7 hr	Detention for 14 days
Total N (mg/l.)	35.4	43.4	36.3	31.6	13.4
Organic N (mg/l.)	4.6	10.0	5.2	4.4	2.5
Ammonia N (mg/l.)	6.2	33.4	8.9	8.4	2.2
Nitrate N (mg/l.)	23.3	Nil	21.0	15.0	6.8
Nitrite N (mg/l.)	1.3	Nil	1.2	3.8	1.9
Percent reduction obtained for					
Total N				12.9	63.1
Ammonia N				5.6	75.2
Nitrate N				28.6	67.6

(Extrait de l'article de CILLIE G.G. et ses collaborateurs)

Ce type de traitement a permis une élimination de 67,6 % des nitrates et 75,2 % de l'azote ammoniacal après 14 jours de rétention dans les bassins de maturation.

Pour rendre l'eau potable, l'effluent des bassins de maturation subit un ultime traitement, dont nous reportons ci-dessous le schéma, afin d'éliminer la microflore et la microfaune qui se sont développées dans les bassins, les détergents, et principalement les bactéries et virus.



(Extrait de l'article de CILLIE G.G. et ses collaborateurs)

Le tableau suivant donne la qualité de l'eau obtenue en fin de traitement, la concentration d'azote total n'étant plus que de 13 mg/l, celle de l'azote ammoniacal de 0,1 mg/l et celle de l'azote organique pratiquement nulle.

EFFLUENT QUALITY THROUGH PILOT WATER TREATMENT PLANT					
Determination	Raw water	Primary Rotation	Lime, chlorine, and sedimentation	Sand filtration	Activated carbon filtration
Total N (mg/l.)	35	32	15	14	13
Organic N (mg/l.)	3.2	1.3	0.9	0.7	Nil
Ammonia N (mg/l.)	14.9	14.0	0.2	0.3	0.1
Oxides of N (mg/l.)	17	17	14	13	13
Phosphates PO ₄ (mg/l.)	10	Nil	Nil	Nil	Nil
ABS (mg/l.)	8	7	4	4	0.7
P.V. (4 hr) (mg/l.)	12	7	1	1	0.4
BOD ₅ (mg/l.)	30	4	1	1	0.3
Sulphate SO ₄ (mg/l.)	108	228	220	220	220
pH	8.5	7.1	8.0	8.0	8.0

(Extrait de l'article de CILLIE G.G. et ses collaborateurs)

- Un nouveau procédé proche du lagunage, le "storage" ou emmagasinement d'eaux superficielles, est expérimenté pour l'élimination des éléments nutritifs des eaux superficielles.

L'emmagasinement d'eaux superficielles a pour but de créer des réserves d'eau claire utilisées soit pour l'alimentation en eau potable, soit comme bassins de loisirs, soit les deux à la fois.

Des études ont été effectuées à ce sujet sur des retenues de barrage et sur des plans d'eau (anciennes sablières) de la Région Parisienne.

Des essais expérimentaux ont été pratiqués sur une station pilote par M.RIZET, N.CAUHAPE et M.DERONS. La station comprend deux bassins A et B alimentés par de l'eau de Seine dégrillée, décantée 24 heures et emmagasinée pendant un mois. Chaque bassin a une capacité de 750 m³ et 2 mètres de profondeur maximum.

Dans un premier temps, les qualités de l'eau de Seine et de l'eau des bassins ont été comparées. Dans un deuxième temps, il s'agissait de définir les traitements à appliquer pour obtenir dans les bassins la qualité de l'eau désirée. Nous nous intéresserons à la première phase de ces études.

Les bassins fonctionnent en parallèle. Le bassin A est alimenté par une buse-lure de surface en queue de carpe qui assure une certaine aération de l'eau, tandis que le bassin B reçoit l'eau de la Seine par une conduite immergée et orientée de façon à provoquer une certaine turbidité tendant à limiter la production algale (car les particules en suspension interceptent une partie de la lumière).

Les résultats ont montré que ces deux types d'admission n'ont pas d'influence notable sur les bassins.

. Les températures ont été sensiblement les mêmes dans la Seine et les bassins.

. Le pH est plus élevé dans les bassins car les algues utilisent directement le CO₂ libre, d'où déplacement de l'équilibre carbonique. Le pH varie de 7,1 à 8 dans la Seine, de 7,4 à 9,0 dans le bassin A et de 7,9 à 8,8 dans le bassin B. Les amplitudes des variations du pH sont les moins importantes dans le bassin B.

. La teneur en oxygène dissous varie également. Dans l'eau de Seine, la teneur moyenne en oxygène varie de 35 à 78 % de la saturation, tandis qu'elle varie de 78 à 140 % dans le bassin A, et de 78 à 110 % dans le bassin B.

Nous reportons ci-après un tableau montrant l'évolution des teneurs en azote ammoniacal dans l'eau de la Seine et les bassins. Comme on peut le constater, les teneurs en ammoniac sont considérablement réduites dans les bassins, celles-ci variant de 0,1 à 1,1 mg/l, alors que dans l'eau de la Seine elles varient de 1,2 à 6,5 mg/l.

AMMONIAC - EAU BRUTE en mg/l.

M O I S	SEINE	DECANTEUR	Bassin A	Bassin B
Oct. - Nov. 73	6,5	4,5	1,1	0,7
Nov. - Déc. 73	3,6	3,3	0,7	0,8
Déc. - Janv. 74	3,3	-	0,5	0,5
Janv. - Fév. 74	1,8	1,8	0,4	0,3
Fév. - Mars 74	1,6	-	0,3	0,3
Mars - Avril 74	2,2	-	0,3	0,5
Avril - Mai 74	1,5	1,2	0,4	0,9
Mai - Juin 74	1,4	-	0,7	0,7
Juin - Juil. 74	4,8	2,6	0,2	0,5
Juil. Août 74	3,2	3,2	0,5	0,1
Août - Sept. 74	1,5	1,2	0,75	0,2
Sept. - Oct. 74	3,8	2,8	0,3	0,45

(Extrait de l'article de M. RIZET, N. CAUHAPE, M. DERONS)

.../...

De plus, l'emmagasinement modifie considérablement les caractères bactériologiques de l'eau. Entre la Seine et les bassins, *Escherichia coli* et les Streptocoques fécaux sont divisés approximativement par le facteur 1000, tandis que les *Clostridium* sulfitoréducteurs et les bactéries dénombrées à 20°C et à 37°C sont diminués dans la proportion de 100 à 1.

x
x x

BIBLIOGRAPHIE

1 - NITRIFICATION - DÉNITRIFICATION BIOLOGIQUES

A - NITRIFICATION

- 56/00914 DOWNING A.L., KNOWLES G.
 "Nitrification in treatment plants and natural waters :
 some implications of theoretical models"
 5th International Water Pollution Research Conference
 Juillet-Août 1970. pages I.8/1-I.8/8
- 56/02122 PRETORIUS W.A.
 "Some operational characteristics of a bacterial disc unit"
 Water Research. 1971. Vol.5 pages 1141-1146
- 56/03838 PARKER S.S.
 "Biological pre-treatment at Strensham"
 Water Treatment and Examination. N°4, vol.21, 1972
 pages 315-317.
- 56/03912 FOSTER J.D.
 "Biological treatment of River Trent water"
 Water Treatment and Examination. N°4, vol.21, 1972
 pages 327-333.
- 56/03913 MILLINER R, BOWLES D.A., BRETT R.W.
 "Biological pre-treatment at Tewkesbury"
 Water Treatment and Examination. N°4, vol.21, 1972
 pages 318-326.
- 56/04593 ADAMS C.E.Jr.
 "Removing nitrogen from waste water"
 Environmental Science and Technology. Vol.7, N°8, Août 1973
 pages 696-701
- 56/04620 DUDDLES G.A., RICHARDSON S.E.
 G.1681/121 "Application of plastic media trickling filters for biological
 nitrification systems"
 EPA R2-73-199. Juin 1973 117 pages
- 56/05215 REEVES T.G.
 "Nitrogen removal : a literature review"
 J.W.P.C.F. Vol.44, N°10, Octobre 1972. pages 1895-1908

- 56/05715 SHORT C.S.
"Removal of ammonia from river water"
Water Services. Mars 1974 pages 81-85
- 56/06124 WILSON T.E., RIDDELL M.D.R.
"Nitrogen removal : where do we stand?"
Water and Waste Engineering. Octobre 1974. pages 56-61
- 66/01992 STUHLMANN F.
"Studien zum Verhalten stickstoffhaltiger Wasserinhalts-
stoffe bei der Langsamandfiltration"
Dortmund 1972. 145 pages.
- 66/03087 CHING-SAN HUANG, HOPSON N.E.
"Nitrification rate in biological processes"
Journal of the Environmental Engineering Division
Avril 1974. pages 409-422
- 66/04074 PRETORIUS W.A.
"Nitrification on the rotating disc unit"
7th International Conference on Water Pollution Research
Pergamon Press. 1974. 8 pages
- 66/05694 CHENG-NAN WENG, MOLOF A.H.
"Nitrification in the biological fixed-film rotating disk
system"
J.W.P.C.F. Juillet 1974. pages 1674-1685
- 66/06163 BRAUER H.W.
"Erfahrung mit der Trockenfiltration von Wässern der nord-
deutschen Tiefebene"
Vom Wasser. N°43-74. pages 237-245
- 66/06946 YOUNG J.C., BAUMANN E.R., WALL D.J.
"Packed-bed reactors for secondary effluent BOD and ammonia
removal"
J.W.P.C.F. Janvier 1974. pages 46-55
- 66/07331 PAINTER H.A.
"Microbial transformations of inorganic nitrogen"
Extrait de G.2683 : "Conference on nitrogen as water pollu-
tant". Copenhagen Août 1975 22 pages
- WONG-CHONG G.M., LOEHR R.C.
"The kinetics of microbial nitrification"
Water Research 1975. Vol.9, N°12. pages 1099-1106.

B - DENITRIFICATION

- 56/01600 MOORE S.F., SCHROEDER E.D.
 "An investigation of the effects of residence time on anaerobic bacterial denitrification"
 Water Research 1970, Vol.4, pages 685-694
- 56/01610 KLOTTER H.E.
 "Möglichkeiten zur Denitrifikation von Grundwässern"
 (Possibilités de dénitrification des eaux souterraines)
 Vom Wasser, Vol.36, 1969, pages 93-140.
- 56/01649 CASTALDI F., JERIS J.S.
 "Still wanted : economical, controlled denitrification"
 Water and Wastes Engineering, Juin 1971, pages 36-41.
- 56/01756 DAVIES T.R., TOERIEN D.F.
 "Population description of a denitrifying microbial system"
 Water Research 1971, Vol.5, pages 553-564
- 56/03192 HARREMOES P.
 "Nitrogen removal by denitrification"
 Congrès International pour la Protection des Eaux : "Le monde, l'eau et nous"
 Jönköping (Suède) 23 Août-3 Septembre 1972. 12 pages
- 56/03414 JOHNSON W.K.
 "Process kinetics for denitrification"
 Journal of the Sanitary Engineering Division
 Août 1972, Pages 623-634.
- 56/04121 REIMANN K.
 "Untersuchungen zur Nitrifikation und Nitrifikationsgeschwindigkeit"
 Wasser und Abwasser Forschung.N°2, 1973. pages 49-62
- 56/04160 DU TOIT P.J., DAVIES T.R.
 "Denitrification studies with laboratory-scale continuous flow units"
 Water Research 1973, Vol.7, pages 489-500.
- 56/04569 BAYLEY R.W.
 "Nitrogen and phosphorus removal : methods and costs"
 Water Treatment and Examination 1970, Vol.19, N°3
 pages 294-319.
- 56/04593 ADAMS C.E.Jr.
 "Removing nitrogen from waste water"
 Environmental Science and Technology, Août 1973, pages 696-701

- 56/05215 REEVES T.G.
"Nitrogen removal : a literature review"
J.W.P.C.F. Vol.44, N°10, Octobre 1972, pages 1895-1905.
- 56/05924 JERIS J.S., BEER C., MUELLER J.A.
"High rate biological denitrification using a granular fluidized bed"
J.W.P.C.F. Vol.46, N°9, Septembre 1974, pages 2118-2128
- 56/06100 DODD D.J.R., BONE D.H.
"Nitrate reduction by denitrifying bacteria in single and two stage continuous flow reactors"
Water Research, 1975, Vol.9, pages 323-328.
- 56/06124 WILSON T.E., RIDDELL M.D.R.
"Nitrogen removal : where do we stand ?"
Water and Wastes Engineering, Octobre 1974, pages 56-61
- 66/02856 DAWSON R.N., MURPHY K.L.
"Factors affecting biological denitrification of wastewater"
6th International Water Pollution Research Conference
18-23 Juin 1972 10 pages.
- 66/03309 BOLLAG J.M.
G.1681/162 "Nitrate and nitrite volatilization by microorganisms in laboratory experiments"
EPA-660/2-73-002 Août 1973 65 pages
- 66/04070 CHRISTENSEN H.
"Denitrification of sewage by alternating process operation"
7th International Conference on Water Pollution Research
Paris. 9-13 Septembre 1974 13 pages
- 66/06330 BARNARD J.L.
"Biological nutrient removal without the addition of chemicals"
Water Research. Vol.9, Mai-Juin 1975 pages 485-490
- 66/06415 X...
G.2402 "Etude de la nitrification et de la dénitrification dans les stations d'épuration"
Rapport I.R.C.H.A. Janvier 1972 61 pages
- 66/06719 MIODUSZEWSKI D.
"Ammonia removal : what's best?"
Water and Wastes Engineering. Juillet 1975. pages 34-46
- GOODMAN A.H.
"Progress in methods of nitrate removal"
Water Treatment and Examination. Vol.24, N°3 1975. pages 157-171

2 - STRIPPING

- 56/02230 EVANS D.B. , WILSON J.C.
 "Capital and operating costs - AWT"
 J.W.P.C.F. Volume 44, N°1, Janvier 1972 pages 1 -13
- 56/02856 BENNETT G.E.
 G.1489/1 "Development of a pilot plant to demonstrate removal of
 carbonaceous, nitrogenous, and phosphorus materials from
 anaerobic digester supernatant and related process streams"
 U.S. Department of the Interior - Federal Water Quality
 Administration
 Mai 1970 74 pages.
- 56/03144 O'FARRELL T.P., FRAUSON F.P., CASSEL A.F.
 "Nitrogen removal by ammonia stripping"
 J.W.P.C.F. Volume 44, N°8, Août 1972 Pages 1527-1535
- 56/04289 BENNEWORTH N.E., MORRIS N.G.
 "Removal of ammonia by air stripping"
 Water Pollution Control 1972 pages 485-492
- 56/04569 BAYLEY R.W.
 "Nitrogen and phosphorus removal : methods and costs"
 Water Treatment Examination
 1970 Volume 19, N°3, pages 294-319
- 56/05715 SHORT C.S.
 "Removal of ammonia from river water"
 Water Services Mars 1974 pages 81-85
- 56/05884 SRINATH E.G. , LOEHR R.C.
 "Ammonia desorption by diffused aeration"
 J.W.P.C.F. Volume 46, N°8, Août 1974 pages 1939-1957
- SLECHTA A.F , CULP G.L
 "Water reclamation studies at the South Tahoe Public Utility
 District"
 J.W.P.C.F. Volume 33, N°5, Mai 1967 pages 787-814 .

3 - ECHANGE D'IONS

- 56/01095 X...
 "Ammonia removal from agricultural runoff and secondary effluents by selected ion exchange"
 U.S. Department of the Interior
 Federal Water Pollution Control Administration
 Cincinnati, Ohio, Mars 1969 Rapport N°TWRC-5 52 pages
- 56/01764 HOLZMACHER R.G.
 "Nitrate removal from a ground water supply"
 Water and Sewage Works. Juillet 1971 pages 210-213
- 56/02169
 G.1489/II WALITT A.L. and JONES H.L.
 "Basic salinogen ion exchange resins for selective nitrate removal from potable and effluent waters"
 U.S. Department of the Interior
 Federal Water Quality Administration
 Cincinnati, Ohio, Décembre 1969 88 pages
- 56/04281 KORNGOLD E.
 "Removal of nitrates from potable water by ion exchange"
 Water, Air and Soil Pollution. N°1 Mars 1973. pages 15-22
- 56/05036 McLAREN J.R. and FARQUHAR G.J.
 "Factors affecting ammonia removal by clinoptilolite"
 Journal of the Environmental Engineering Division
 Août 1973 pages 429-446
- 66/07572 GAUNTLETT R.B.
 "Nitrate removal from water by ion exchange"
 Water Treatment Examination, 1975, 24, N°3, pages 172-193
- EVANS S.
 "Nitrate removal by ion exchange"
 J.W.P.C.F. Volume 45, N°4, Avril 1973 pages 632-636
- FRESENIUS W., BIBO F.J., SCHNEIDER W.
 "Elimination des ions nitrates dans les eaux potables, au moyen d'échangeurs d'anions, dans une installation semi-industrielle" (titre traduit)
 Gas- u. Wasserfach, volume 107, N°12, 25 Mars 1966
 pages 306-309

.../...

GREGG J.C.

"Ion exchange system to treat high-nitrate well water"
Public Works Septembre 1972 page 81

MERCER B.W., AMES L.L., TOUHILL C.J.

"Ammonia removal from secondary effluents by selective ion exchange"
J.W.P.C.F. Volume 42, Février 1970, pages R.95-R.107.

ROHMER R., LEMAIRE O.

"L'élimination des nitrates d'une eau au moyen de résines échangeuses d'ions"
L'Eau. Septembre 1960. pages 229-230.

4 - CHLORATION

56/02948

PRESSLEY T.A., BISHOP D.F., ROAN S.G.
"Ammonia-nitrogen removal by breakpoint chlorination"
Environmental Science and Technology. Vol.6. N°7
Juillet 1972. pages 622-628.

56/03790
G.1681/39

BARNES P.A., ATKINS P.F., SCHERGER D.A.
"Ammonia removal in a physical-chemical wastewater treatment process"
U.S. E.P.A. R2-72-123 55 pages

56/04341

ATKINSON J.W., PALIN A.T.
"L'oxydation chimique dans le traitement de l'eau"
9ème Congrès de l'Association Internationale des distributions d'eau. New-York. 11-14 Septembre 1972. 9 pages.

56/05591

BAUER R.C., SNOEYINK V.L.
"Reactions of chloramines with active carbon"
J.W.P.C.F. Vol.45, N°11, Novembre 1973. pages 2290-2301.

66/03928

STASIUK W.N., HETLING L.J., SHUSTER W.W.
"Nitrogen removal by catalyst-aided breakpoint chlorination"
J.W.P.C.F. Vol.46, N°8, Août 1974. pages 1974-1983.

66/06708

ERICSSON BERNT
"Nitrogen removal in a pilot plant"
J.W.P.C.F. Vol.47. N°4. Avril 1975. pages 727-740.

5 - DIVERSA - DENITRIFICATION CHIMIQUE A L'AIDE DE FER

- 56/03261 GUNDERLOY F.C.Jr, WAGNER R.I., DAYAN V.H.
 "Development of a chemical denitrification process"
 E.P.A. Octobre 1970 63 pages
- YOUNG G.K., BUNGAY H.R, PARSONS W.A., BROWN L.M.
 "Chemical reduction of nitrate in water"
 J.W.P.C.F. Vol.36 Mars 1964 pages 395-398

B - OSMOSE INVERSE

- 01/39339 X...
 "Osmose inverse"
 Informations Chimie N°116 Janvier 1973 pages 81-85
- 01/41863 ALLARD J.J.
 "L'osmose inverse : état de la technique, applications"
 T.S.M. - L'eau. Février 1974 pages 49-57
- 56/05215 REEVES T.G.
 "Nitrogen removal : a literature review"
 J.W.P.C.F. Vol.44. N°10. Octobre 1972 pages 1895-1905
- 56/05889 ROVEL M.
 "Osmose inverse : état de la technique, applications"
 Informations Chimie. N°137 Novembre 1974 pages 77-94
- 66/04344 BAILEY D.A., JONES K., MITCHELL C.
 "The reclamation of water from sewage effluents by reverse osmosis"
 Water Pollution Control N°4, Vol.73, 1974 pages 353-366
- GOODMAN A.H.
 "Progress in methods of nitrate removal"
 Water Treatment and Examination 1975 24 N°3 pages 157-171

C - LAGUNAGE

- 56/00829 RASCHKE R.L.
 "Algal periodicity and waste reclamation in a stabilization pond ecosystem"
 J.W.P.C.F., Vol.42, N°4, Avril 1970 pages 518-530
- 56/02110 VOLLENWEIDER R.A.
 "Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation"
 La Technique de l'Eau et de l'Assainissement
 N° 292 Avril 1972 pages 43-59
 N° 293 Mai 1972 pages 55-64
 N° 294 Juin 1972 pages 43-49
 N° 295 Juillet-Août 1972 pages 23-39
- 56/03145 McGRIFF E.C., McKINNEY R.E.
 "The removal of nutrients and organics by activated algae"
 Water Research 1972, Vol.6 pages 1155-1164
- 56/04265 WALKER J., LECLERC H.
 "Traitement expérimental d'épuration d'une eau de surface par lagunage : aspects chimiques et microbiologiques"
 Water Research Mai 1973 pages 707-728
- 56/04699 X...
 G.1489/82 "Removal of nitrate by an algal system"
 California Department of Water Resources
 Juin 1971 107 pages
- 56/05592 HARVEY R.M., FOX J.L.
 "Nutrient removal using *Lemna minor*"
 J.W.P.C.F. Vol.45, N°9, Septembre 1973 pages 1928-1938
- 66/02831 BOYD C.E.
 "Vascular aquatic plants for mineral nutrient removal from polluted waters"
 Economic Botany 1970. Vol.24. pages 95-102
- 66/03006 McGRIFF E.C., McKINNEY R.E.
 "Nutrient removal by activated algae"
 Purdue University 2-3-4-Mai 1972 2ème partie N°141
 pages 817-823
- 66/03113 MICHEL T.M., MICHEL J.L
 "Nitrogen and phosphorus uptake by *Chlorella*"
 Water and Sewage Works Mars 1973 pages 76-79

66/03324

KOELLIKER J.K, MINER J.R.
"Desorption of ammonia from anaerobic lagoons"
Transactions, of the ASAE Janvier-Février 1973 pages 148-151

66/04523

TOETZ D.W.
"Uptake and translocation of ammonia by freshwater
hydrophytes"
Ecology, Vol.55, N°1, 1974, pages 199-201

BUCKSTEEG

"La culture des algues dans les eaux résiduaires en vue
d'empêcher les pollutions secondaires dans les cours d'eau"
CEBEDEAU N°36 1957 pages 83-89

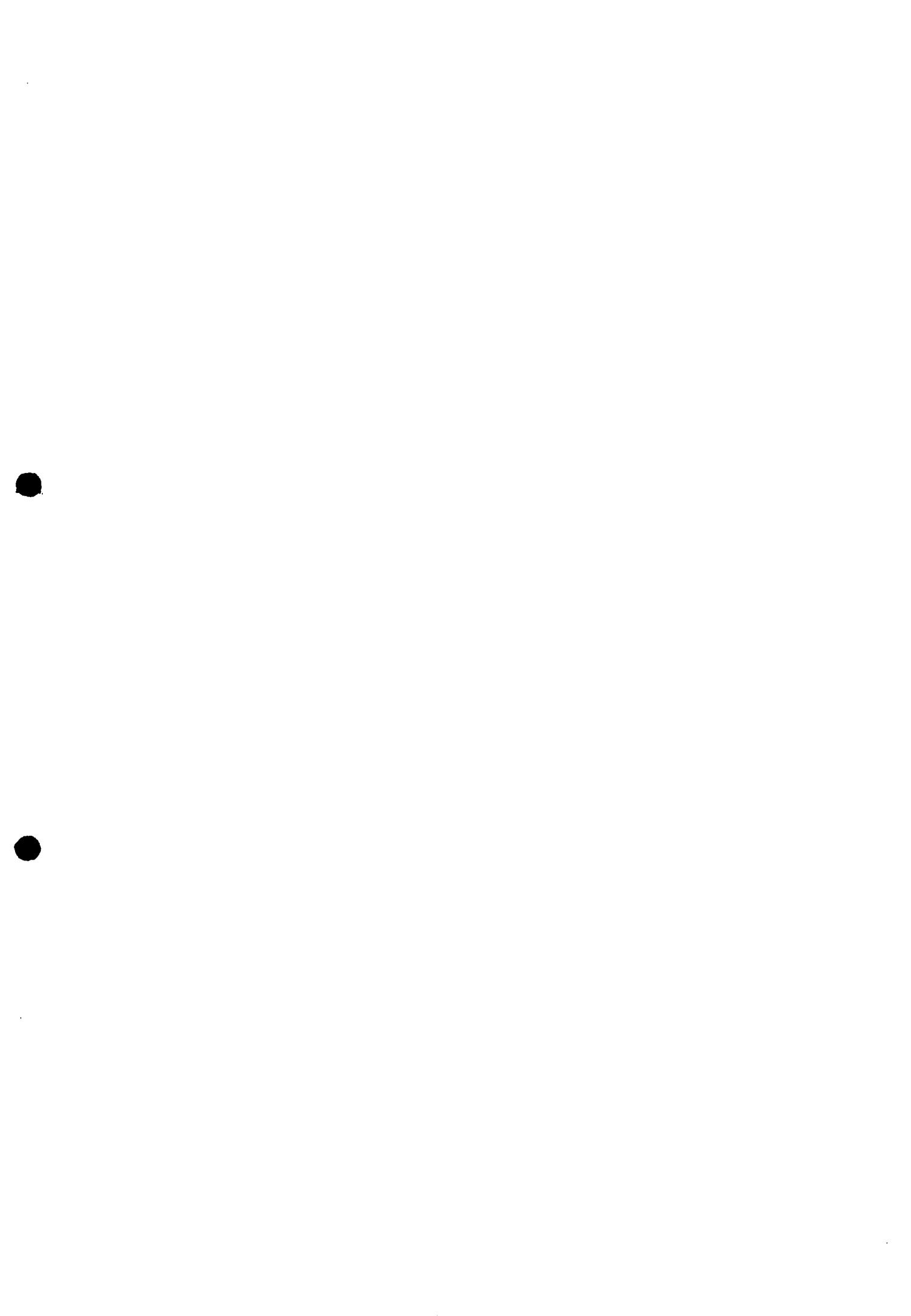
CILLIE G.G., VAN VUUREN L.R.J., STANDER G.J., KOLBE F.F.
"The reclamation of sewage effluents for domestic use"
3rd International Conference on Water Pollution Research
Septembre 1966 Section 2 N°1 19 pages

RIZET M, CAUHAPE N., DERONS M.

"Evolution d'une eau de Seine en cours d'emmagasinement
(étude sur station pilote)"
29 Août 1975; document fourni par la Société Lyonnaise
des Eaux et de l'Eclairage, le Pecq.

x

x x



CONCLUSION

CONCLUSION

Parmi les traitements applicables à l'élimination des formes azotées dans l'eau, les seuls qui permettent l'élimination des nitrates sont de deux ordres :

- traitement biologique par dénitrification,
- traitement physico-chimique par échange d'ions ou osmose inverse.

La dénitrification biologique semble être la méthode la plus couramment utilisée pour l'élimination des nitrates dans l'eau. Cependant, cette opération nécessite un apport supplémentaire de carbone assimilable, sous forme organique (sucre, composés lactés), ce qui est peu compatible avec une eau d'alimentation. De plus, ce procédé est très sensible à la température et son application pose de sérieux problèmes dans les pays tempérés en période hivernale.

Ce procédé reste encore actuellement du domaine du traitement des eaux usées et plus particulièrement dans le cadre des traitements tertiaires dans un but de lutte contre l'eutrophisation, ou en cas de réutilisation d'eaux usées.

La seule application du procédé de dénitrification biologique au traitement de l'eau potable dont nous ayons eu connaissance est la réalisation sur pilote de la ville de Mayence. L'eau souterraine est amenée par pompage dans un bassin d'activation, puis passe dans un bassin de dénitrification et enfin dans un décanteur au niveau duquel est assuré un recyclage des boues vers le premier bassin. De la poudre de lait est utilisée comme apport de carbone. Le traitement sur pilote, prévu pour la consommation de 500 à 600 personnes, a permis une réduction des nitrates de l'ordre de 60 % pour une concentration initiale de 50 mg/l de nitrates dans l'eau souterraine.

Les coûts d'exploitation engendrés par l'application de ce procédé au traitement d'une eau contenant 100 mg/l de nitrates seraient de l'ordre de 14,02 Pfennig par m³ d'eau traitée.

Les procédés physico-chimiques désormais classiques d'osmose inverse et d'échange d'ions peuvent évidemment être appliqués à l'élimination des nitrates dans les eaux potables; cependant, le coût de leur utilisation à cette seule fin s'avère encore beaucoup trop élevé pour qu'on l'envisage dans un proche avenir.

.../...

La méthode de traitement par osmose inverse, si elle est citée par différents auteurs comme pouvant être applicable à l'élimination des nitrates dans l'eau potable ne semble pas faire l'objet de nombreuses recherches dans ce domaine d'application. Elle présente certains inconvénients et particulièrement elle conduit à une forte réduction du volume d'eau traitée et il en résulte une eau trop adoucie pour que ce procédé soit retenu.

Le traitement par échange d'ions, par contre, semble prometteur pour l'avenir. Cette méthode présente déjà un avantage sérieux par rapport à la dénitrification biologique, en ce sens qu'elle n'est pas sensible à la température. De plus, des études récentes ont permis de sélectionner des résines assurant une élimination sélective des nitrates. Ces études sont cependant pour la plupart d'origine américaine et s'intéressent à l'utilisation de résines anioniques; nous rappelons que l'emploi de celles-ci est formellement interdit en France pour le traitement de l'eau potable.

Jusqu'à présent, les recherches effectuées dans ce domaine sont encore, pour la plupart, au stade expérimental. Néanmoins, les réalisations sur pilote, particulièrement celle de Bethpage qui utilise un système d'échange d'ions fonctionnant en continu et avec une résine cationique, ont montré qu'on pouvait obtenir par ce type de traitement une élimination quasi totale des nitrates dans l'eau potable (95 à 99 % d'élimination).

Comme il apparaît d'après cette étude, à l'heure actuelle, l'élimination des nitrates dans les eaux potables n'est pas encore résolue, et il semble pour l'instant plus réaliste et plus efficace de lutter contre les causes d'enrichissement en nitrates des nappes souterraines.

Ce problème ne se posait pas il y a quelques dizaines d'années et cela explique certainement le fait qu'aujourd'hui personne ne semble avoir mis au point de techniques efficaces et économiques pour remédier aux conséquences de la contamination des nappes souterraines par les nitrates sur la qualité des eaux de consommation.

Des recherches sont entreprises dans différents pays, particulièrement aux Etats-Unis mais aussi dans certains pays européens comme l'Allemagne et l'Angleterre, pour mettre au point des techniques appropriées à l'élimination des nitrates dans les eaux potables. Il est cependant à déplorer que les expériences françaises dans ce domaine soient peu nombreuses.

x

x x