

4.2.3 Eléments de dimensionnement

L'approche dimensionnelle des colonnes à garnissage se décompose en plusieurs parties :

- *Etude hydrodynamique de la colonne permettant d'accéder :*

- au diamètre de la colonne par le calcul de la vitesse d'engorgement et la vitesse de travail,

- à la perte de charge dans le système permettant de prévoir les puissances de ventilation à appliquer,

- au taux de mouillage,

- au taux de rétention du liquide dans la colonne.

- *Calcul de la hauteur d'une unité de transfert (HTU) et du nombre d'unités de transfert (NTU), conduisant à la détermination de la hauteur de garnissage nécessaire.*

Les principaux paramètres caractérisant une tour garnie sont [23], [22] :

- le degré de nébulisation de l'eau au dessus du garnissage,

- la perte de charge : voisine de 50 mm CE,

- la nature et la surface de contact du matériau : généralement de 100 à 200 m².m⁻³,

- le nombre d'unités de transfert : de l'ordre de 100 plateaux théoriques,

- la hauteur du garnissage : 1 à 2 m,

- le temps de séjour de l'air : 0.5 à 4 s par colonne, et sa vitesse de passage,

- le pH de la solution de lavage et son potentiel redox,

- le rapport des débits eau d'aspersion et air à traiter : 2 à 5 l.Nm⁻³.

4.2.4 Les organes de régulation

Le bon fonctionnement d'une désodorisation par lavage chimique passe par le respect d'un certain nombre de consignes de fonctionnement telles que le pH ou la concentration en oxydant.

Le maintien de ces paramètres à des valeurs nominales est assuré par la mise en place de chaînes de régulation.

4.2.4.1 Régulation du pH

L'acidité ou la basicité des solutions de lavage est contrôlée par des mesures potentiométriques du pH en continu.

Les pHmètres, appareils fiables et précis, sont les premiers éléments de la chaîne de régulation qui commandent les pompes d'injection d'acide ou de base.

Deux systèmes de régulateurs sont adaptés :

- régulateur type P.I.D. à point de consigne, pilotant la fréquence d'impulsion au niveau de la pompe,

- ou, plus simplement, régulateur à seuils haut et bas. Le débit de la pompe est ajusté sur le site, à l'aide du vernier, en fonction de la rapidité de réaction souhaitée et en cherchant à éviter les phénomènes de "battement".

4.2.4.2 Régulation de la concentration en oxydant

Le maintien des teneurs en chlore dans les plages de valeurs optimales peut s'effectuer par régulation sur le potentiel d'oxydo-réduction EH ou sur la concentration en chlore [Cl₂] de la solution de lavage.

a) Détermination du EH par potentiométrie à courant nul

L'électrode indicatrice (Pt, Au ...) prend part à une réaction d'oxydoréduction avec la solution analysée. A l'équilibre, le potentiel redox et la concentration des espèces oxydantes et réductrices en solution sont liés par l'équation de Nernst. Le EH, exprimé en mV, est d'autant plus élevé que le pouvoir oxydant de la solution augmente.

Cette mesure, communément utilisée (Sanary-Bandol, La Ciotat, Monaco...) présente toutefois quelques désavantages :

- absence de proportionnalité directe entre EH et [Cl₂],

- faible sensibilité dans les zones de pH de travail.

b) Détermination de la concentration en Cl_2 par ampérométrie

Le système de mesure comporte deux ou trois électrodes (anode, cathode et référence). Ces électrodes sont le siège de réactions chimiques spécifiques générant un flux d'électrons proportionnel à la concentration en chlore dans le milieu. Le courant électrique résultant est converti en une valeur de $[\text{Cl}_2]$ actif, mg.l^{-1} .

Ce type de capteur offre un inconvénient majeur : il est sensible à toutes les natures d'oxydant.

L'ajout de solutions tampons (zone de pH à respecter) permet de limiter les interférences. Une maintenance toute particulière est nécessaire à l'obtention de valeurs fiables.

Stations équipées en analyseur de chlore : Nice, Marseille boues,...

c) Détermination de $[\text{Cl}_2]$ par spectrophotométrie

L'appareil permet une mesure en continu, sans ajout préalable de réactifs, de la teneur en chlore total.

Le spectrophotomètre est associé à un micro-ordinateur comportant un logiciel d'exploitation.

Ce nouvel outil, développé conjointement par les sociétés OTV et Secomam [1], équipe actuellement la station de Juan-les-Pins.

4.3 Conditions opératoires et évaluation des performances

Les performances du traitement des odeurs par lavage et oxydation sont tributaires de nombreux paramètres de fonctionnement :

- pH de la solution de lavage,
- concentration du polluant dans l'air,
- concentration du polluant dans la phase aqueuse,
- surface d'échange et temps de séjour gaz-liquide.

Le pH apparaît comme l'un des paramètres prépondérants. Sa détermination est généralement le fruit d'un compromis entre

l'efficacité du lavage (absorption) et la vitesse de réaction oxydant-polluant. En effet, l'oxydation devra être suffisamment rapide pour limiter l'augmentation de la concentration des polluants dans la phase liquide, qui aurait pour conséquence de bloquer l'absorption.

4.3.1 Lavage à l'acide

Le piégeage des composés azotés s'avère efficace à $\text{pH} = 3$

4.3.2 Lavage au chlore alcalin

a) Elimination de l'hydrogène sulfuré

- Pour des valeurs de $\text{pH} > 11$, l'élimination d' H_2S est supérieure à 99 % et l'adjonction de chlore n'améliore pas l'efficacité du procédé.

- Pour des $\text{pH} < 10$, la chloration accroît la valeur du facteur d'accélération E. Des rendements supérieurs à 99 % sont atteints avec des $\text{pH} \geq 9$ et des taux de chloration supérieurs à 4 moles/mole de H_2S dégradé. L'application de taux inférieurs induit une transformation incomplète des espèces soufrées en sulfates dans la solution de lavage et limite alors les rendements d'élimination.

- Des essais pilotes, réalisés dans les conditions de $\text{pH} = 9$ et de $[\text{H}_2\text{S}]$ entrée = $7 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, ont abouti à une épuration toujours supérieure à 99,8%. Les consommations de chlore et de soude s'élèvent respectivement à 5.2 et 5 moles/mole de H_2S oxydé.

b) Elimination des mercaptans ($\text{CH}_3 - \text{SH}$)

L'emploi d'un excès d'oxydant est nécessaire.

A $\text{pH} > 10$, les rendements d'élimination passent de 10-15 % à 85-95 % par l'application d'un excès de chlore (taux de chloration de 9 moles/mole, alors que la stéchiométrie préconise 3 à 6 moles/mole). Les consommations de chlore et de soude sont de 8,5 et 7,6 moles/mole CH_3SH dégradé [6].

c) Conditions industrielles retenues

Une élimination optimale de l'hydrogène sulfuré et du méthyl mercaptan s'obtient dans les conditions suivantes (voir tableau 14) :

	H ₂ S	CH ₃ SH
pH	9	11
EH/EHN (mV)	950	720
Cl ₂ résiduel minimum (mg.l ⁻¹ de solution)	100	300
Consommation de chlore (moles.mole ⁻¹)	5,2	8,5
Consommation de soude (moles.mole ⁻¹)	4,4	7,6

Tableau 14 : Valeurs guides appliquées au lavage NaOH-NaClO - d'après [8]

4.3.3 Lavage réducteur

Le traitement du chlore résiduel est régulé par une mesure du potentiel redox de la solution de lavage.

Sur la station de Nice, la déchloration est assurée par un lavage au thiosulfate de sodium avec un point de consigne de EH maximum égal à 450 mV. La valeur de croisière se situe aux alentours de 300 mV.

Quant à l'installation de désodorisation de Monaco, elle s'achève par une déchloration au bisulfite de sodium. Les valeurs seuils de potentiel redox sont 250 et 350 mV.

Une régulation de pH semble faire défaut sur ces installations.

4.3.4 Purges de déconcentration des solutions de lavage

Les purges de déconcentration sont indispensables au bon fonctionnement du procédé. Elles préviennent l'inhibition de l'absorption par accumulation de sel tel SO₄²⁻ dans les bains.

Les purges sont effectuées en continu ou séquentiellement suivant une analyse quotidienne de la qualité des solutions de lavage :

- sur le site de La Ciotat, le renouvellement des bains est réalisé en continu à 20 l.h⁻¹. Les purges acides et basiques chlorées sont dirigées vers un pot de mélange avant leur évacuation en tête de station. La neutralisation des purges dans le pot entraîne des dégagements de Cl₂ et autres composés volatils, les gaz formés sont acheminés en tête de désodorisation par l'intermédiaire d'un évent branché sur la gaine d'alimentation en air vicié des tours de lavage,

- à la station d'épuration de Juan-les-Pins, les purges sont séquentielles et obéissent à des consignes de concentration en sulfate à ne pas dépasser. Ces concentrations sont déterminées par dosages volumétriques au laboratoire. Les purges acides et basiques oxydantes sont envoyées respectivement en tête de station où elles sont diluées au fil de l'eau et en entrée épaisseur. Aucun phénomène de relargage de polluants malodorants n'est constaté.

4.3.5 Rendements d'élimination des odeurs sur quelques stations d'épuration [5], [7]

(Tableau 15 ci-contre.)

5) Traitement des odeurs par voies biologiques [2], [6], [7], [26], [30], [34], [35], [36], [37]

Les substrats, nécessairement biodégradables, doivent constituer un mélange nutritionnel équilibré (DBO₅/N/P = 100/5/1). Une partie est apportée par le gaz à traiter tandis que le complément est ajouté avec l'eau d'arrosage indispensable aux micro-organismes et au bon fonctionnement du procédé.

La nature de la biomasse, développée en culture libre ou fixée, dépend du type de substrat à transformer.

L'oxygène utile aux bactéries est fourni par l'air pollué. La mise en contact de ces différentes phases s'effectue dans un réacteur biologique : biofiltre, biolaveur ou lit bactérien.

La biomasse formée reste fixée, ou est toute ou partie extraite selon le type de contacteur employé.

Les produits d'oxydation sont en partie évacués hors du système.

Station d'épuration	ANGERS	ANTIBES	TOULON EST	SANARY	SAUMUR*
Taille Equi./hts	180 000	172 000	75 000	60 000	50 000
Débit d'air traité Nm ³ .h ⁻¹	7 000	97 500	19 600	15 700	8 000
Nombre de tours en série	2	3	2	2	2
Surface tour en m ²	1,1	6	9	7,3	11
Hauteur de garnissage m	1	1	1,5	1,5	1
Type de garnissage	Novalox	Multicellulaire	Etapack	Etapack	Novalox
Oxydant	Chlore électrolytique NaOCl 100 %	Chlore électrolytique NaOCl 100 %	Ozone	Eau de Javel NaOCl 48°C	Chlore électrolytique NaOCl 100 %
Capacité de traitement Moyenne (en g.h ⁻¹) Maximale (en g.h ⁻¹)	- 500	2 000 7 500	190 280	1 300 -	- 500
pH 1er tour 2ème tour 3ème tour	9,7 9,4 -	3 8,5 à 9 10,5 à 11	4 9 -	6 9 -	2,7 8,5 -
Concentration de sortie (moyenne 24 H)					
Ammoniac mg N.m ⁻³	0,04 (68%)	(90%)	0,14 (42%)	0,03 (93%)	0,08 (83%)
Azote organique total mg N.m ⁻³	0,05 (50%)	-	0,05 -	0,06 (65%)	-
Sulfures totaux mg H ₂ S.m ⁻³	0,06 (98%)	(> 99%)	0,003 (> 99%)	0,04 (> 99%)	0,02 (> 99%)
H ₂ S mg.m ⁻³	0,04 (99%)	(> 99%)	< 0,01 (> 99%)	-	-
Olfactométrie (ponctuel) Seuil olfactif en UOS.m ⁻³	107	-	145	207	-

UOS : Unité Standard d'Odeurs

() rendement d'élimination en %

* d'après [5]

Tableau 15 : Exemples d'application de la désodorisation par lavage chimique - d'après [7]

5.1 Bioépuration des composés soufrés

A la différence des produits azotés, les dérivés soufrés n'entrent qu'à l'état de traces dans la composition de la biomasse et n'offrent pas de forme gazeuse.

Une grande variété de micro-organismes peut assurer l'oxydation biologique des odeurs soufrées. Globalement, trois grands groupes de bactéries chimioautotrophes du soufre s'avèrent capables de dégrader H₂S, S et S₂O₃²⁻ [37].

	"Thiobacillus thiooxydans"	"Thiobacillus thioparus"	"Thiobacillus dénitrifiants"
Domaine pH	0.5 - 6	4 - 7.5	5 - 8
Respiration	O ₂	O ₂	O ₂ /NO ₃ ⁻

Tous ces micro-organismes requièrent un apport en CO₂, N, P, OE.

La réaction entraîne une acidification du milieu pouvant inhiber l'activité biologique dans le cas de traitement de composés à forte concentration. Un ajout de carbonate est alors souhaitable.

La nécessité d'apporter du carbone minéral a conduit à expérimenter le Maerl (sable calcaire issu des algues marines) comme support bactérien consommable, spécifiquement adapté à l'épuration autotrophique (H₂S) [36] [52].

5.2 Bioépuration des composés azotés

Pour les composés azotés tels l'ammoniac, plusieurs voies de dégradation sont possibles :

- *assimilation bactérienne* : l'azote est un des constituants indispensables à la synthèse des micro-organismes. Il est assimilé par toutes les bactéries sous la forme ammoniacale (NH₄⁺). Mais les besoins restent faibles (5 % de la DCO) et cette voie ne peut éliminer la totalité de l'azote lorsque celui-ci est présent en quantité importante.

La biomasse cultivée est principalement aérobie chimio-hétérotrophe. Par conséquent, un apport en matière organique (méthanol, glucose...), phosphate et oligo-élément est nécessaire.

Le pH optimum est proche de la neutralité,

- *nitrification* : des bactéries aérobies autotrophes telles "Nitrosomonas" et "Nitrobacter" oxydent l'azote ammoniacale en nitrite (NO₂⁻) puis en nitrate (NO₃⁻),

- *une dénitrification*, associée à la nitrification de NO₃⁻ est conseillée afin d'éviter l'accumulation de NO₃⁻ dans l'eau de process.

Cette étape correspond à la réduction des nitrates en azote moléculaire gazeux (N₂) et permet aux germes hétérotrophes aérobies facultatifs de satisfaire leurs besoins énergétiques lorsque l'oxygène libre est en défaut.

De nombreuses bactéries sont susceptibles d'adopter cette "respiration des nitrates" à condition que le matériau support offre des microzones anoxiques.

Cette transformation de NO₃⁻ en N₂ nécessite des conditions opératoires particulières :

- apport exogène et/ou endogène en carbone organique :

- . l'apport exogène s'effectue par ajout de méthanol ou de glucose

- . l'apport endogène est assuré par la présence de substrat hydrocarboné (aldéhyde, cétones..) dans le gaz à traiter.

- rapport $\frac{DCO}{N.NO_3^-} > 10$ (généralement voisin de 20 à 30).

- pH compris entre 6,5 et 7,5

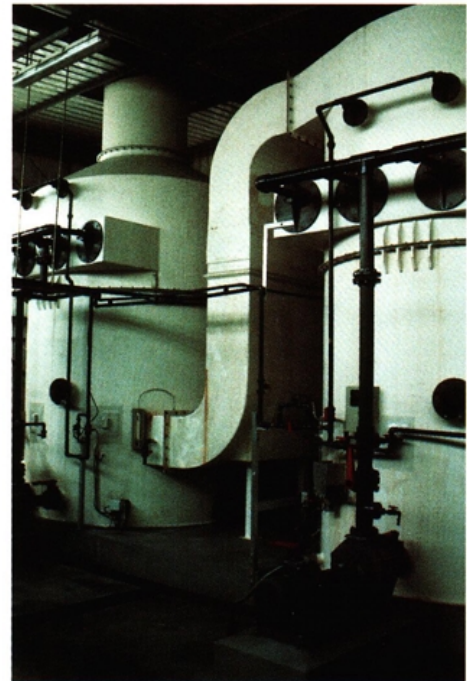
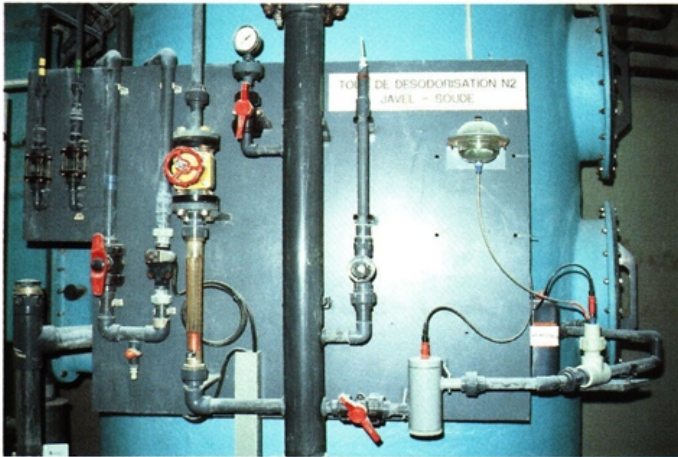
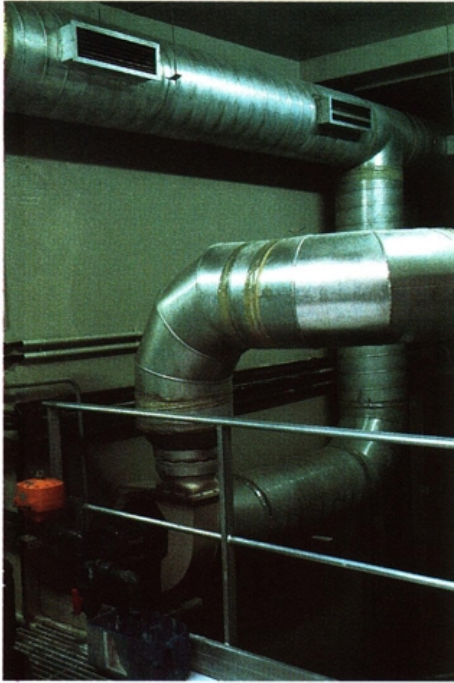
5-3 Présentation des technologies existantes

Les technologies mises en oeuvre en épuration biologique des polluants gazeux sont de trois types et peuvent se différencier selon le caractère mobile ou statique de la phase aqueuse et de la biomasse.

Microflore (biomasse)	Phase aqueuse	
	mobile	statique
libre	laveur	-
immobilisée	lit bactérien	biofiltre

Le choix d'un procédé est fonction des propriétés physico-chimiques (solubilité, affinité avec le support, toxicité...) des composés à éliminer et des sous-produits formés.

En France, la biodésodorisation sur station d'épuration ne connaît que l'application des biofiltres à lit de tourbe.



1 2

1 Réseau d'extraction de l'air vicié (La Ciotat).

3 4

2 Extraction localisée au niveau des goulottes d'un clarificateur (Cannes).

3 Tour de réglage : mesure pH, EH et réglage du débit de purge (La Ciotat)

4 Tours de lavage acide/eau de Javel (Cannes)

5 Biodésodorisation sur lit de tourbe (Carry-Sausset)

5-3-1 Le biolaveur

Le biolaveur se différencie des deux autres technologies par le fait que les étapes d'absorption et d'oxydation biologique se réalisent successivement en des lieux distincts (*figure 9*) :

- le transfert polluants/phase aqueuse s'opère dans un contacteur gaz-liquide (colonne à pulvérisation, colonne garnie, venturi...),
- tandis que la dégradation biologique des polluants s'effectue dans un bassin d'activation situé au pied du contacteur.

La phase de régénération, quant à elle, maintient une concentration faible de polluants dans la phase aqueuse afin d'éviter

la saturation qui bloquerait le transfert de masse. Cette régénération est réalisée non pas par oxydation chimique, mais par oxydation biologique. La biomasse floculée, contenue dans le bassin d'activation consomme le substrat. Une partie des boues activées est recirculée en tête de tour de lavage tandis que l'excès, correspondant à la croissance bactérienne, est extrait du système.

La concentration en boues est de l'ordre de $0,2$ à 1 kg.m^{-3} . La vitesse du flux gazeux, alimentant la tour à contre-courant, est comprise entre $0,5$ à 1 m.s^{-1} .

Les biolaveurs fonctionnant à l'eau assurent un traitement efficace des polluants solubles peu toxiques, à des débits faibles et relativement constants.

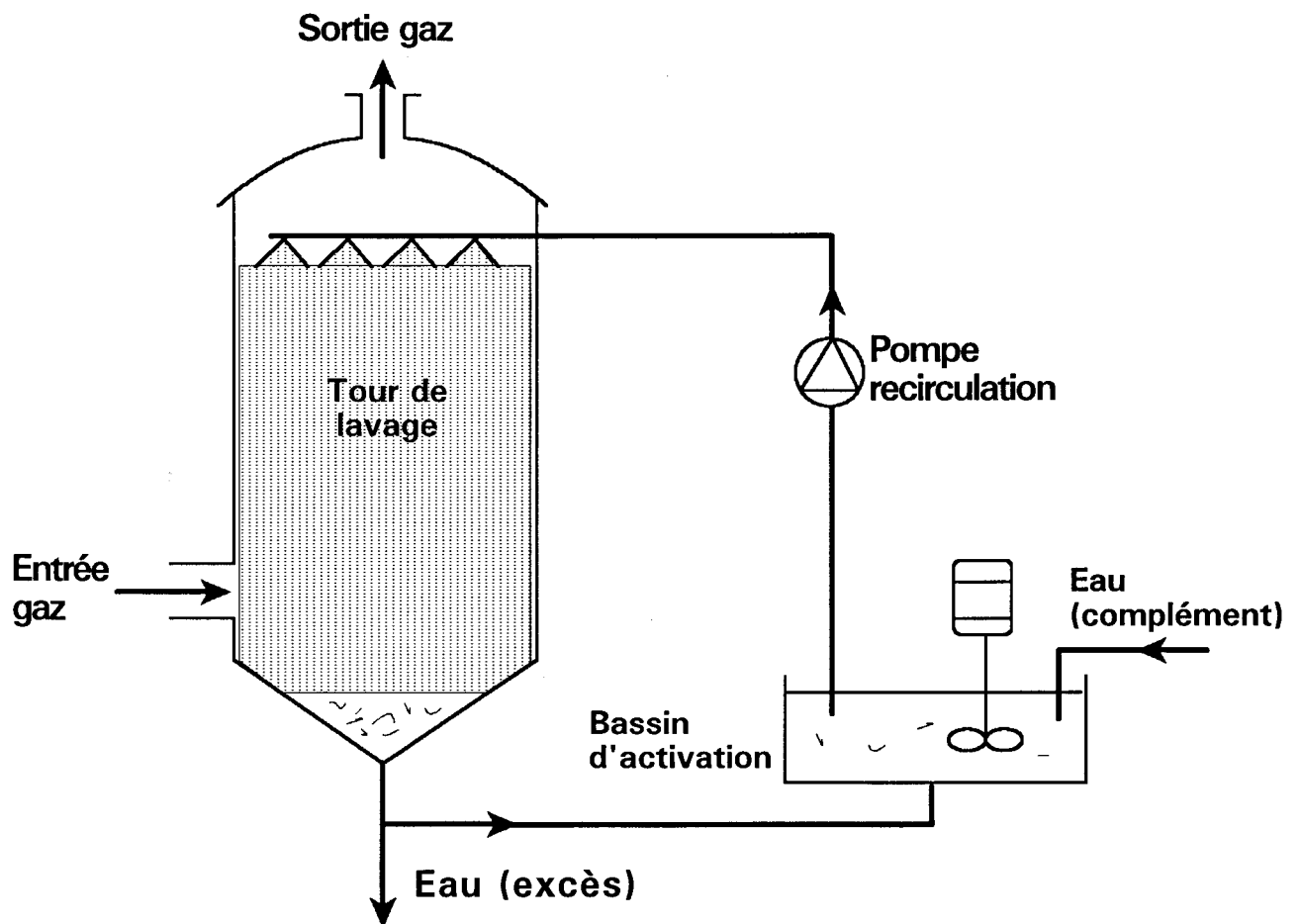


Figure 9 : Schéma d'un laveur biologique - d'après [2]

5-3-2 Lit bactérien

La technologie mise en oeuvre et le principe de fonctionnement du lit bactérien sont similaires à ceux rencontrés en traitement des eaux (figure 10).

Le support est un garnissage identique à celui employé en lavage chimique : anneaux de Raschig, cloisonyle, tellerettes... en plastique, verre ou céramique. Il offre une aire de contact de 100 à 300 m².m⁻³.

Après ensemencement, le biofiltre se développe à la surface du remplissage et peut atteindre plusieurs millimètres d'épaisseur.

Le dispositif d'arrosage distribue en continu l'eau indispensable aux micro-organismes et nécessaire aux transferts des composés solubles (polluants, O₂, CO₂...) vers le biofilm.

Cette phase liquide de recirculation permet aussi :

- . d'apporter les éléments nutritifs,
- . de réguler le pH (l'élimination de certains polluants s'accompagne d'une acidification de la phase aqueuse pouvant inhiber la dégradation biologique) par ajout d'une base,
- . d'éliminer en continu les produits de l'oxydation biologique et de l'éventuelle neutralisation.

Ce dernier point constitue un avantage par rapport au biofiltre, notamment en ce qui concerne l'élimination de l'hydrogène sulfuré.

Les applications industrielles des lits bactériens en désodorisation sont cependant peu nombreuses actuellement.

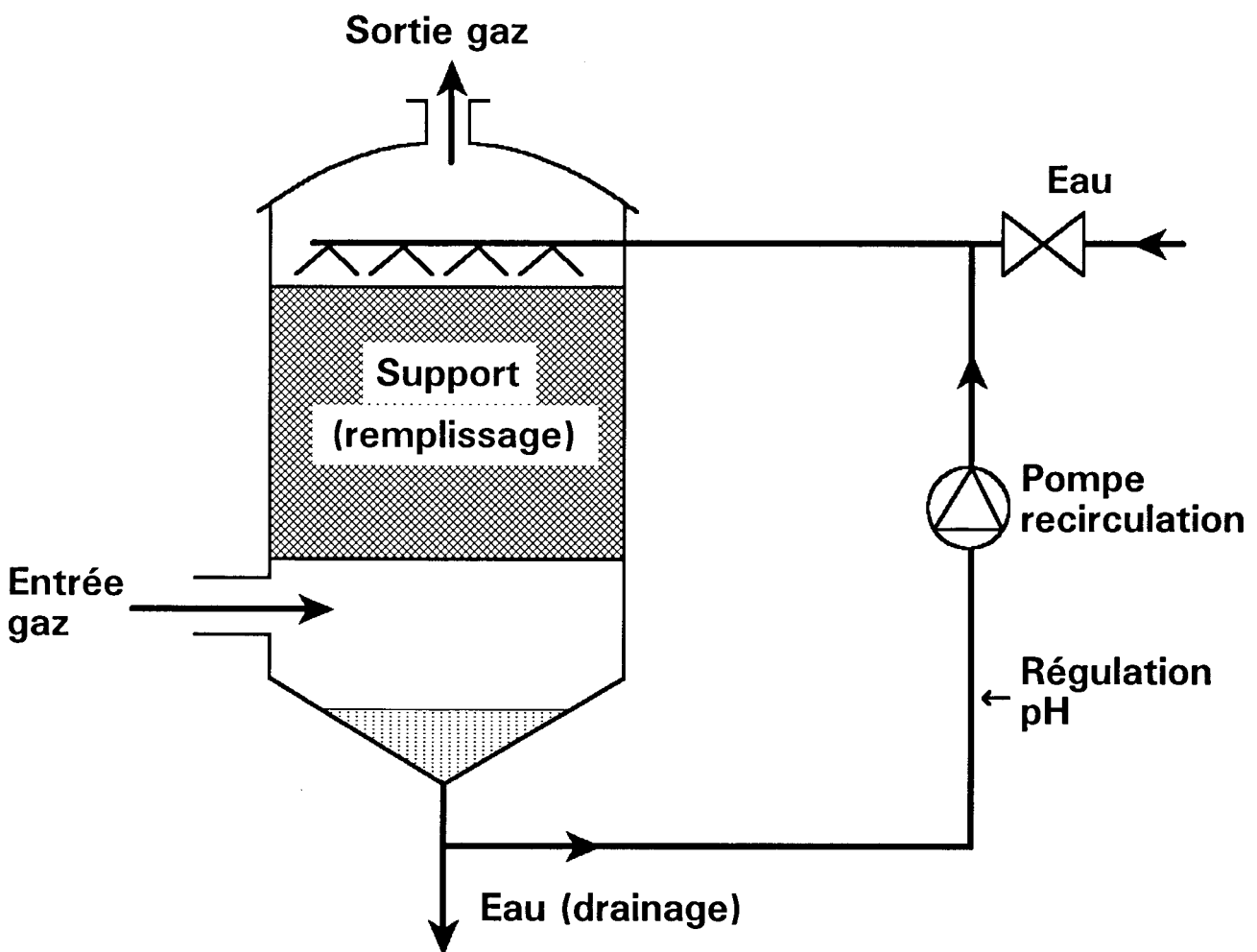


Figure 10 : Schéma d'un lit bactérien en traitement de gaz - d'après [2]

5-3-3 Biofiltre

Le principe de fonctionnement du biofiltre est également inspiré de procédés réalisés en traitement des eaux : les gaz viciés contenant les polluants odorants sont dirigés au travers d'un matériau humide au sein duquel des populations microbiennes sont immobilisées et se développent. Les composés volatils (composés odorants, O_2 , CO_2 ...) sont transférés de la phase gazeuse vers le biofilm où la dégradation biologique a lieu.

• Les principales caractéristiques de l'installation (figure 11) sont les suivantes :

- adéquation entre le support bactérien et le polluant à traiter,

- hauteur du matériau : 0,5 à 1 m,

- charge superficielle de filtration : 100 à 200 $m^3.m^{-2}.h^{-1}$,

- temps de séjour : 20 à 40 s,

- humidité relative limite du matériau : 50 %, l'apport en eau étant ensuite ajusté en fonction de la température de fonctionnement du filtre,

- apport d'éléments nutritifs (C, N, P, OE) souvent couplé au système d'arrosage,

- perte de charge : 60 à 90 mmCE.

• Le matériau support doit répondre aux critères suivants :

- affinité pour le polluant à éliminer,

- surface spécifique importante (300 à 1000 $m^2.m^{-3}$) favorisant les transferts gaz/liquide/sol et les croissances microbiennes,

- existence d'une population bactérienne endogène,

- apport en éléments nutritifs (N, P, K, OE),

- rétention d'eau satisfaisante afin d'assurer le transfert gaz/liquide par absorption et la croissance des micro-organismes,

- limitation des pertes de charge du tassement et des chemins préférentiels.

Les matériaux couramment employés sont la tourbe, les écorces, le compost, les calcaires et le charbon actif.

Afin d'améliorer l'écoulement des fluides gaz et liquide et de limiter le tassement du matériau (conduisant à l'augmentation des pertes de charge et pouvant aboutir au colmatage du filtre), l'addition d'agents de structure (copeaux, écorces, polystyrène...) peut être considérée.

Le filtre se présente alors sous la forme d'un mélange, plus ou moins homogène, de divers matériaux.

Pour exemple, l'installation de Carry-Sausset est équipée d'un filtre composé de tourbes, d'écorces de pins et de morceaux de polystyrène.

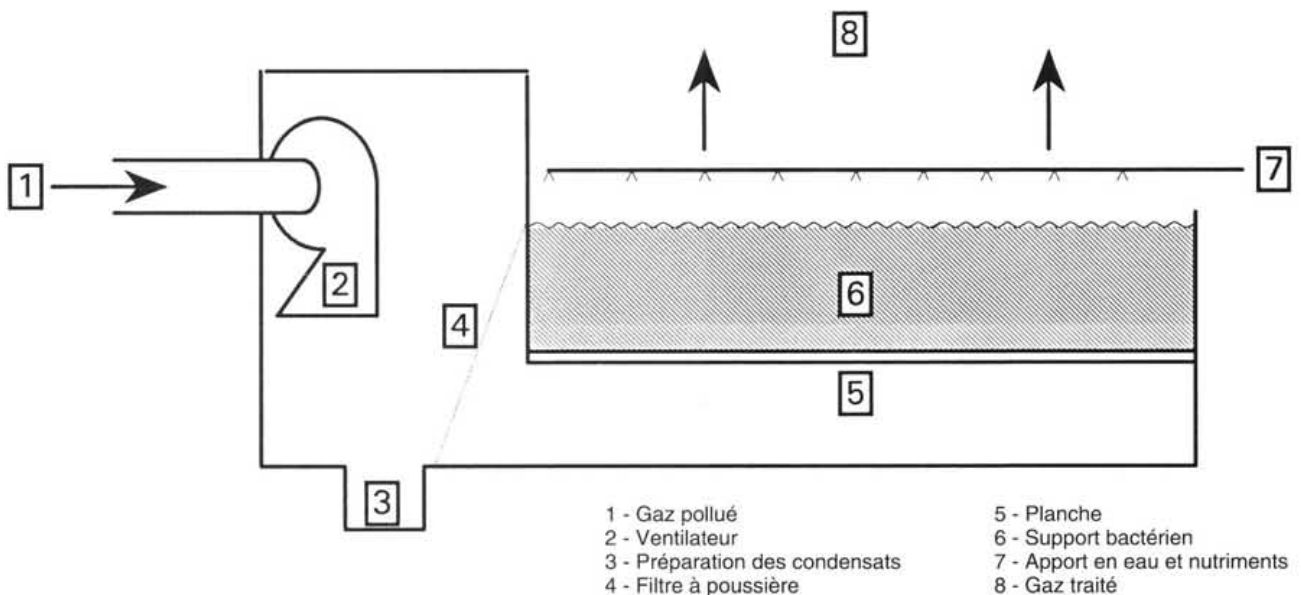


Figure 11 : Schéma d'un biofiltre "ouvert" - d'après [2]

5-4 Elimination des composés odorants sur lit de tourbe

L'emploi de la tourbe en biotraitement des gaz d'épuration est proposé par divers auteurs [35], [36].

Certains mettent en évidence quelques désavantages en traitement de gaz riche en hydrogène sulfuré :

- oxydation de H₂S en S élémentaire,
- forte acidification du milieu.

Un prétraitement des gaz par lavage à l'eau ou sur biofiltre de Maerl est alors souhaitable.

5-4-1 Présentation de la tourbe et des interactions mises en jeu

- La tourbe, matière organique issue de la décomposition partielle de végétaux, est constituée de carbone (50%), d'oxygène (40%), d'hydrogène (5 à 6%) et de matières minérales (3 à 4%). Elle est naturellement peuplée d'une biomasse hétérotrophe (10⁵ germes/g de tourbe sèche) et contient de l'eau (taux d'humidité : 60 à 70%). Son caractère légèrement acide (pH environ 4) est dû aux nombreuses fonctions de surfaces incluses dans la structure du matériau.

Plusieurs types d'interactions interviennent entre la tourbe et les polluants tels NH₃ ou H₂S :

- la solubilisation : l'humidité entretenue à la surface du matériau solubilise les polluants,
- l'adsorption physique : les polluants se fixent à la surface du matériau par des liaisons faibles du type Van Der Waals,
- l'adsorption chimique : les fonctions de surface développent des affinités avec certains polluants.

5-4-2 Performances du procédé

Les rendements d'élimination habituellement rencontrés en biodésodorisation sur station d'épuration se situent entre 90 et 99% dans le cas d'épuration de H₂S et NH₃.

L'installation de biodésodorisation de Toulon Est, dimensionnée pour traiter 10 000 Nm³. h⁻¹ d'air vicié sur lit de tourbe, offre les rendements suivants (tableau 16).

L'apport en éléments nutritifs est réalisé par aspersion séquentielle. L'humidité du lit est maintenue constante grâce à une régulation de l'arrosage asservie à la mesure en continu du taux d'humidité de la tourbe.

COMPOSES	ENTREE DESODORISATION	SORTIE DESODORISATION	RENDEMENT D'ELIMINATION
Prélèvements moyens			
Azote ammoniacal (mgN.m ⁻³)	0,45	0,08	84,4 %
Azote organique (mgN.m ⁻³)	0,01	0,01	-
Aldéhydes totaux (mg.m ⁻³)	0,009	0,006	30 %
Cétones totaux (mg.m ⁻³)	0,005	0,005	-
Sulfures totaux (mgS.m ⁻³)	0,87	0,06	93,2 %
Prélèvements instantanés (mg.m⁻³)			
Sulfure d'hydrogène	0,61	< 0,01	98,3 %
Méthylmercaptan	0,134	< 0,01	92,5 %
Ethylmercaptan	< 0,03	< 0,03	-
Diméthylsulfure	0,054	< 0,02	80 %
Diéthylsulfure	< 0,05	< 0,05	-
Diméthyldisulfure	< 0,02	< 0,02	-
Olfactométrie			
K50 (UOS.m ⁻³)	4 276	< 50	99 %
Note hédonique	- 2	- 0,25	-
Seuil de nuisance	- 2 851	- 2,5	99,9 %

K₅₀ : facteur de dilution au seuil de détection

UOS : Unité Standard d'Odeurs

Tableau 16 :
Efficacité de l'installation de biodésodorisation sur lit de tourbe de la station de Toulon-Est.
Débit d'air : 7000 m³.h⁻¹ - d'après [7]

5-5 Perspective de développement

Biofiltration

A ce jour, les biofiltres ont un domaine d'application limité à des débits d'alimentation inférieurs à 15 000 Nm³.h⁻¹ au-delà desquels le coût d'investissement devient prohibitif.

Il est vrai qu'il existe des installations de biofiltration traitant des débits bien supérieurs (75 000 Nm³.h⁻¹ pour Ciba Geigy-Sandoz en Suisse, procédé Bioton) mais ceci reste exceptionnel et non représentatif de la situation actuelle.

Cependant des études en cours permettent d'espérer l'amélioration des performances en augmentant la vitesse de filtration, plafonnant actuellement à 400-500 m³.h⁻¹. Ceci rendra le procédé applicable au traitement de gros débits d'air vicié (supérieurs à 50 000 Nm³.h⁻¹) avec des coûts d'investissement compétitifs par rapport au lavage chimique et des coûts d'exploitation plus faibles.

5-6 Exemple de l'installation de Carry-Sausset

La station d'épuration de Carry-Sausset, construite en 1985, traite les effluents de 17 000 eq. hab par voie physico-chimique. Son réseau de collecte est du type pseudo-séparatif et comporte 7 postes de relèvement (tableau 17).

Les ouvrages de traitement des eaux et des boues sont confinés dans un même local. L'air vicié est collecté au niveau haut de l'enceinte par un réseau de gaines PVC et extrait par un ventilateur fonctionnant :

- à grande vitesse (9 600 m³.h⁻¹; 6 V/V.h⁻¹) de mai à octobre,
- à petite vitesse (4 800 m³.h⁻¹; 3 V/V.h⁻¹) de novembre à avril.

Le traitement des gaz est assuré par un procédé de biodésodorisation sur tourbe avec apport d'éléments nutritifs. Sa mise au point a été réalisée par Gerfo et Martin (procédé BEN) et il est commercialisé par la société SAPS.

Le lit de tourbe, d'une surface de 60 m², est constitué de couches successives de tourbe + polystyrène et d'écorce de pin.

En période estivale, d'avril à novembre, le lit est arrosé et enrichi en nutriment par une solution composée de 10 kg de sucre, 5 kg de phosphate trisodique (Na₃ PO₄, 12 H₂O) et 3 m³ d'eau. Cette solution est préparée chaque semaine.

Les fréquences d'arrosage sont réglées selon deux paramètres :

- une horloge prévoit 6 aspersion de 10 mm par jour à raison d'un débit de 600 l.h⁻¹,

- la mesure de perte de charge à l'entrée du lit doit être inférieure ou égale à 100 mm CE. Au-delà de cette valeur, le débit d'aspersion doit être diminué et le lit détassé à la fourche. Par contre si la perte de charge devient inférieure à 90 mm CE, l'arrosage doit être augmenté.

En période hivernale, de novembre à mai, aucun arrosage et ajout de nutriment ne sont effectués.

Les rendements d'élimination obtenus sur les principales familles de composés malodorantes figurent dans le tableau suivant :

Composés	Amont lit de tourbe	Aval lit de tourbe	Rendement %
Sulfures totaux mg H ₂ S.m ⁻³	4,10	0,02	98,7
Sulfures d'hydrogène mg.m ⁻³	3,30	< 0,01	> 99
Méthyl mercaptan mg.m ⁻³	1,07	< 0,01	> 99
Diméthyl sulfure mg.m ⁻³	< 0,03	< 0,03	-
Ammoniac mg N.m ⁻³	1,20	0,02	98,3
Azote organique mg N.m ⁻³	0,20	0,01	95,0
Olfactométrie Seuil olfactif en unité d'odeur standard par m ⁻³ d'air	4064	154	96,4

Tableau 17 : Bilan de fonctionnement (24 heures) sur le traitement de biodésodorisation de Carry-Sausset en août 1988

6) Traitement des odeurs par adsorption [2], [6], [7], [24], [25], [26], [27], [28], [29], [31]

L'adsorption de molécules en milieu liquide ou gazeux sur des surfaces solides est un phénomène naturel s'opérant sans cesse autour de nous.

6-1 Généralités relatives à l'adsorption

• L'adsorption est le fait d'interactions entre le matériau solide (adsorbant) et les molécules environnantes (absorbats). Ces interactions, d'intensité plus ou moins forte, peuvent être classées en deux catégories :

- Interactions physiques ou physisorption

Les liaisons mises en jeu entre adsorbant et absorbant sont de type électrostatique (forces de Van der Waals, force de dispersion de London...). Les énergies de rapprochement sont faibles, ce qui rend le phénomène de physisorption réversible.

- Interactions chimiques ou chimisorption

Lorsque le matériau possède des fonctions de surface, des liaisons de covalence interviennent. Elles sont irréversibles du fait des fortes énergies engagées.

Des traitements spéciaux par imprégnation permettent de favoriser ce type d'interactions chimiques et sont souvent nécessaires lors d'applications spécifiques.

6-2 Le charbon actif

Parmi les nombreux matériaux adsorbants naturels ou synthétiques disponibles (tourbe, compost, zéolites, tenax... [6]) le charbon actif est de loin le plus utilisé en désodorisation industrielle.

C'est d'ailleurs le seul matériau adopté actuellement en traitement des odeurs par adsorption sur les stations d'épuration.

Son application n'est économiquement envisageable que pour les petits débits : 1 000 à 2 500 Nm³.h⁻¹.

6-2-1 Aspect du matériau

Le charbon actif est une substance carbonée microporeuse de couleur noire.

La présentation du produit commercial diffère selon le mode de fabrication et l'application envisagée.

On distingue principalement trois types de charbon actif :

- poudre : diamètre médian de 8 à 80 microns,
- grain : granulométrie de 200 microns à 6 mm,
- bâtonnet ou extrudé : diamètre de 0,8 à 5 mm - longueur de 5 mm à 2 cm.

Deux autres formes ont été développées plus récemment :

- bille : diamètre de quelques dixièmes de millimètre,
- tissu ou fibre.

6-2-2 Grandeurs caractéristiques

Le choix du support poreux est basé sur la connaissance des critères intrinsèques du matériau (surface spécifique, rayon des pores).

D'autres grandeurs, comme la capacité d'adsorption, donnent des indications sur l'efficacité et la durée de vie de l'adsorbant.

La surface spécifique ou air massique (m².g⁻¹) représente la surface d'échange solide-gaz. Cette notion est primordiale car directement liée à la capacité d'adsorption du matériau.

Le volume poreux et le rayon des pores (r) sont en relation avec la taille des molécules à piéger.

Une répartition arbitraire des pores en trois catégories donne :

- les micropores $r < 20\text{Å}$,
- les mésopores $20 < r < 500\text{Å}$,
- les macropores $r > 500\text{Å}$.

Les fonctions de surface sont des groupes fonctionnels oxygénés à caractère acide ou basique. Elles font partie de la structure du charbon et sont issues d'une carbonisation incomplète ou d'une oxydation du matériau. Ces fonctions, du type acide carboxylique, lactol, phénol, carbonyle ou pyrone, participent à l'adsorption des polluants.

La densité apparente permet d'évaluer la masse de matériau à introduire dans le volume considéré du filtre.

La taille des grains influe sur la vitesse d'adsorption et la perte de charge dans le filtre. Un lit filtrant constitué de grains de petits diamètres est plus efficace qu'un même lit constitué de grains plus gros, par contre, il oppose une résistance à l'air plus importante.

La dureté donne une indication sur l'aptitude du charbon à produire des fines. Un matériau dur sera préféré afin de limiter son "effritement" lors des manipulations et du fonctionnement de l'installation. L'attrition des grains a pour conséquence le tassement du lit et l'augmentation des pertes de charges.

• La capacité d'adsorption dépend de plusieurs facteurs et en particulier :

- de la température. Plus celle-ci sera basse, plus le taux d'adsorption sera élevé. En pratique, 50° C constitue une température maximale,

- de l'hygrométrie. L'humidité relative critique est de 60 %. En dessous de cette valeur, il y a peu d'influence sur l'adsorption du polluant,

- de la nature du polluant. Les composés présentant une masse moléculaire et une température d'ébullition élevées ainsi qu'un caractère apolaire sont généralement bien absorbés par les charbons actifs. C'est pourquoi, les gaz constitutifs de l'air tels O₂ et N₂ sont très peu adsorbés alors que les

hydrocarbures lourds sont efficacement piégés.

L'imprégnation du charbon actif de composés organiques ou minéraux permet d'accroître les capacités d'adsorption vis-à-vis de polluants spécifiques.

Un charbon actif "non imprégné" adsorbe (tableau 18) :

- bien les acides acétiques, butyriques, alcools, produits soufrés lourds,

- moyennement les acroléines, aldéhydes, méthylmercaptans,

- mal l'ammoniac, les amines volatils, l'hydrogène sulfuré.

L'imprégnation d'aldéhyde, de soude, d'iode ou de sel métallique améliorera le piégeage de l'hydrogène sulfuré (capacité d'adsorption portée à 10-25 %) tandis que le dépôt d'acide carboxylique favorisera l'adsorption de l'ammoniac (capacité d'adsorption : 10 %).

De plus, l'imprégnation, en rendant le matériau plus sélectif, diminue la réactivité vis-à-vis des molécules d'eau.

Dans le cas d'effluents gazeux contenant plusieurs polluants majeurs, le lit filtrant est constitué de couches de différents charbons actifs.

Gaz et vapeurs	Charbon seul	Charbon spécial traité
Acétaldéhyde	+	
Acétone	++	
Acide acétique	+++	
Acide sulfurique	++	
Acroléine	++	
Aldéhyde butyrique	++	
Ammoniac	-	+
Chlore	++	
Gaz carbonique	-	
Hydrogène sulfuré	-	+(+)
Indole	++	
Méthylmercaptan	++	
Ozone	-	+

+++ = Vapeurs très bien arrêtées : 10 à 25 % en poids sont retenus par le charbon
 ++ = Vapeurs moyennement arrêtées : 10 à 25 % en poids sont retenus par le charbon
 + = Vapeurs peu arrêtées : 0 à 10 % en poids
 - = Emploi du charbon déconseillé

Tableau 18 : Exemples d'élimination de divers composés sur charbons seuls ou imprégnés - données fournies par la Société Pica Levallois

6-3 Régénération du charbon actif

Les capacités d'adsorption du charbon actif ne sont pas illimitées. Le matériau se sature en composés adsorbables et l'efficacité du procédé chute considérablement.

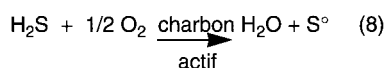
Il convient alors d'ôter les polluants qui obstruent la porosité du charbon. Cette opération, appelée régénération, s'effectue par voies thermique, chimique ou biologique [6].

Les charbons actifs imprégnés ne peuvent techniquement pas être régénérés - Arrivé à saturation, le matériau est renouvelé.

6-4 Phénomènes physico-chimiques et biologiques se développant au sein du matériau [26], [27], [29], [31], [28].

- Les aspects physico-chimiques ont été abordés chapitre 6-1. Rappelons simplement que les atomes de carbone de la surface interne du charbon ainsi que les fonctions de surface exercent une attraction sur les molécules environnantes qui s'adsorbent alors sur le matériau.

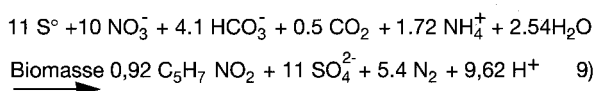
Dans le cas particulier d'adsorption d'hydrogène sulfuré, des études [28] montrent que la molécule de H₂S adsorbée est oxydée en S⁰ sous l'action catalytique du charbon actif :



- D'autres mécanismes d'élimination des composés soufrés complètent ce phénomène et permettent l'oxydation du soufre natif S⁰ en sulfate SO₄²⁻. Il s'agit de processus biologiques s'opérant au sein du matériau. En effet, le charbon actif s'avère être un bon support bactérien et la composition de l'atmosphère des stations d'épuration favorise le développement d'une biomasse [26].

Deux processus se produisent : dégradation anaérobie ou aérobie.

L'oxydation anaérobie du soufre, schématisée *figure 12*, répond à la réaction biochimique suivante [31] :



S⁰ adsorbé sur le charbon provient de la réaction (8).

NH₃ gazeux est absorbé par l'eau présente dans le charbon pour donner NH₄⁺.

La biomasse, C₅H₇NO₂, est composée de :

- bactéries autotrophes anaérobie facultative ("Thiobacillus denitrificans") consommatrices de S⁰, NO₃⁻ et carbonates,
- bactéries hétérotrophes aérobies nitrifiantes transformant NH₄⁺ en NO₃⁻.

NO₃⁻ est le produit de la nitrification de NH₄⁺.

CO₂ et HCO₃⁻ sont issus de la dégradation des matières organiques (alcools, aldéhydes, cétones...).

L'azote gazeux N₂ s'échappe dans l'atmosphère avec l'air traité.

L'oxydation aérobie du soufre, *figure 13*, est due à l'activité de "Thiobacillus" aérobie facultatif.

Le schéma d'oxydation est similaire au processus précédent, avec une différence au niveau de l'assimilation de l'ammoniac : la dénitrification ne peut s'effectuer en milieu aérobie, par conséquent la dégradation de NH₃ s'arrête au stade NO₃⁻.

Ces phénomènes biologiques ont pour effet d'accroître la capacité d'adsorption du charbon actif. Sur le site de Cholet, équipé de deux filtres, des valeurs de 28 et 78 % ont été déterminées [26].

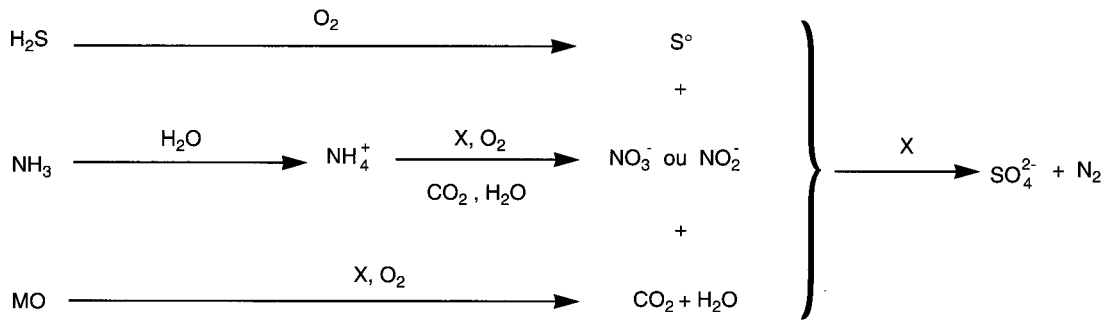


Figure 12 : Possibilités schématiques de voies d'élimination d'hydrogène sulfuré sur charbon actif par des processus physico-chimiques et biologiques aérobies-anaérobies - d'après [26]

Mo : Matière Organique X : Biomasse

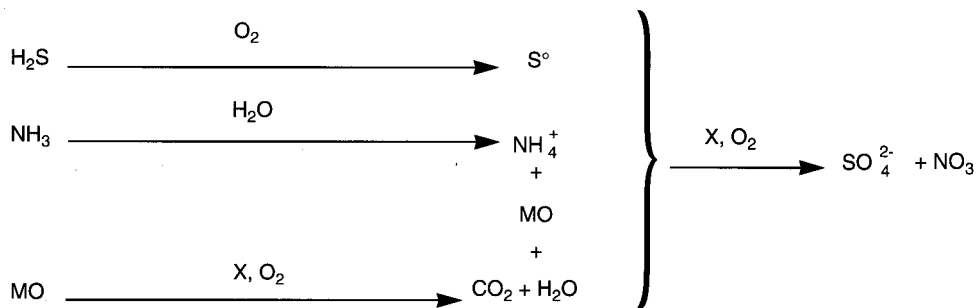


Figure 13 : Possibilités schématiques de voies d'élimination d'hydrogène sulfuré sur charbon actif par des processus physico-chimiques et biologiques aérobies-aérobies - d'après [26]

Mo : Matière Organique X : Biomasse

6-5 Conception et éléments de dimensionnement

• Une installation de désodorisation au charbon actif comprend généralement (figure 14) :

- un piège à condensat, disposé sur le réseau de graines,
- un ventilateur, placé en amont ou en aval du filtre,
- un dispositif de résistances électriques réchauffant l'air humide à + 10°C par rapport à la température de l'air ambiant,

- un ensemble de sondes température,
- un tamis inox supportant le lit granulaire.

Remarque : Certains concepteurs assurent le bon fonctionnement du filtre sans préchauffage de l'air, y compris avec des taux d'humidité de 100 %.

Le matériau constitutif de l'enveloppe du filtre peut être du polypropylène haute densité, de l'acier galvanisé ou de l'inox.

La boulonnerie sera de préférence en inox.

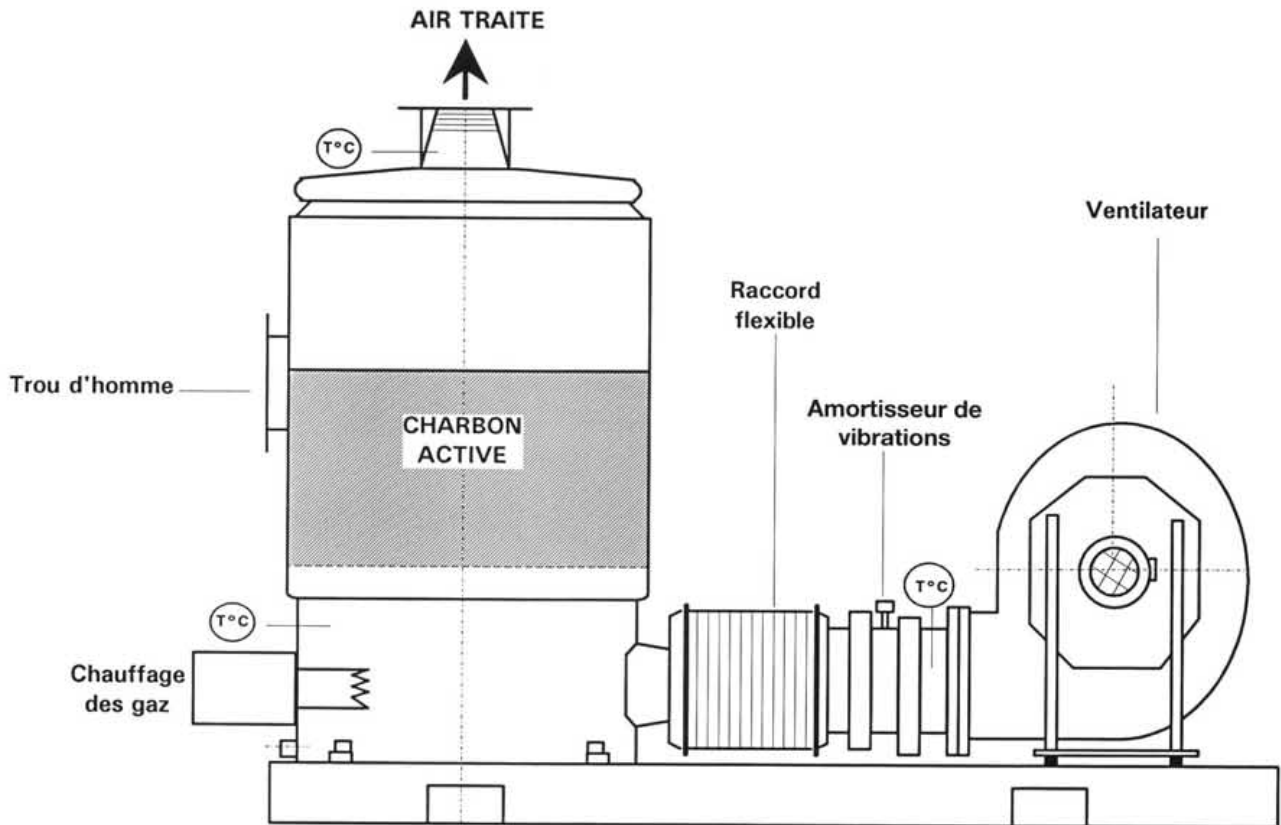


Figure 14 : Schéma d'un filtre à charbon actif - d'après Chemviron Carbon

6-6 Performance du procédé (exemple de la station de Cholet)

Peu de publications font état de l'efficacité du procédé en désodorisation sur les stations d'épuration.

Seul l'exemple de la ville de Cholet [27] fournit des renseignements intéressants sur

les performances d'élimination de l'hydrogène sulfuré.

L'installation, comportant deux filtres à charbon actif de $1\,250\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ chacun, a été mise en œuvre en 1985. Elle compte aujourd'hui 20 000 heures de fonctionnement. Des analyses effectuées de 85 à 89 ont permis d'évaluer des rendements d'élimination en H_2S . (tableau 19).

$\text{H}_2\text{S}(\text{mg}\cdot\text{m}^{-3})$	1985		1986		1988		1989	
	P ₁	P ₂	P ₁	P ₂	P ₁	P ₂	P ₁	P ₂
Entrée	11,3	5,3	9,3	31,4	1,9	6,7	17,6	94,2
Sortie	0,05	0,07	0,1	0,1	0,03	0,05	0,1	0,1
Rendement	99,5	98,7	98,9	99,6	98,4	99,2	99,5	99,9

Tableau 19 : Données d'analyses en H_2S ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) en entrée et sortie du filtre à charbon actif
P₁ = air du prétraitement, P₂ = air de l'épauvrisseur - d'après [27]

Les excellentes performances obtenues ne sont pas seulement imputables à des phénomènes d'adsorption classiques. Un processus biologique semble intervenir (cf 6.4).

Les filtres P₁ et P₂ sont identiquement conçus, à savoir :

Hauteur totale : 3,40 m

Diamètre : 1,65 m

Débit d'air : 1 250 m³.h⁻¹

Temps de contact : 6,5 s

Vitesse de passage : 0,225 m.s⁻¹

Hauteur de matériau \cong 1,5 m

Quantité de charbon 1ère couche : 200 kg Norit RFZ3 (matières organiques)

2ème couche : 680 kg Norit RB3 (sulfures)

7) Traitement des gaz odorants par incinération [2], [64]

L'incinération des composés odorants demeure le procédé le plus efficace et le plus onéreux.

Son application sur station d'épuration est envisageable dans le cas de désodorisation de volumes faibles (< 2500 Nm³.h⁻¹) et est économiquement rentable lorsque le site est préalablement équipé d'un four d'incinération des boues (Noisy-le-Grand, Lyon-Saint-Fons, Achères).

7-1 Généralités

L'incinération ou combustion de polluants gazeux est un phénomène d'oxydation : les molécules réagissent à haute température avec l'oxygène pour donner des oxydes (CO₂, H₂O, SO₂, NO₂...).

L'air vicié peut constituer le comburant du système s'il contient au moins 18 % d'oxygène.

L'obtention de gaz non polluants en sortie du four exige :

- de ne pas introduire dans le brûleur de composés contenant des éléments susceptibles de générer des gaz toxiques par oxydation (S, N, F, Cl...),

- ou d'adjoindre un traitement complémentaire de lavage des fumées. Sachant que l'incinération n'offre un intérêt

que si les produits d'oxydation sont plus facilement traitables que les composés initiaux.

Le procédé de combustion peut être thermique ou catalytique. Dans les deux cas, l'efficacité du traitement dépend des paramètres :

- *température* de combustion suffisante pour que la réaction d'oxydation puisse démarrer et se dérouler complètement (*tableau 20*),

- *temps de séjour* et *vitesse de passage* des gaz doivent, à la fois permettre l'oxydation complète des polluants et assurer l'évacuation de la chaleur dégagée,

- *excès d'air* comburant suffisant (taux d'oxygène résiduel suffisant dans les fumées après combustion),

- *turbulence* assurant un contact intime entre les matières combustibles et l'oxygène de l'air.

Les valeurs des paramètres ci-dessus dépendent essentiellement des caractéristiques des gaz résiduels ainsi que des techniques d'incinération et des matériels utilisés.

7-2 Incinération thermique

Ce mode d'incinération requiert des températures élevées de l'ordre de 500 à 820 °C pour un temps de séjour de 0,5 à 1 s. Les températures de combustion doivent être supérieures aux températures d'auto-inflammation des polluants.

La vitesse des gaz est voisine de 10 m.s⁻¹.

L'installation comprend (*figure 15*) :

- une arrivée des polluants gazeux,
- un brûleur à gaz et son alimentation,
- un dispositif d'homogénéisation,
- une chambre de réaction,
- un ou plusieurs récupérateurs de chaleur,
- un dispositif de contrôle et de régulation,
- des organes de sécurité.

Le mélange est porté à la température requise par le brûleur. La chambre de réaction est en maçonnerie ou en acier réfractaire. Un récupérateur de chaleur (tubulaire ou annulaire) est généralement adopté pour les débits supérieurs à 10 000 m³.h⁻¹.

Produit	(1) Température d'auto- inflammation	PCI en Kcal.kg ⁻¹	(2) Limites d'explosivité en vol. % ds air	
			inf.	sup.
Benzène	560 °C	9611	1,3	7,1
Phénol	715 °C	7445	-	-
Toluène	480 °C	9683	1,2	7,1
Oxyde de carbone	609 °C	2430	12,5	74
Acide acétique	465 °C	3312	5,4	16
Diéthylamine	312 °C	9011	1,8	10,1
Méthylamine	430 °C	7399	4,9	20,7
Ammoniac	651 °C	4430	16	25
Hydrogène sulfuré	260 °C	3640	4	44
Ethylmercaptan	300 °C	6800	2,8	18

(1) Température d'auto-inflammation : température minimum pour enflammer et entretenir la combustion en l'absence de toute flamme.

(2) Limites d'explosivité : concentrations mini. et maxi. en deçà et au-delà desquelles la propagation de la flamme ne se fait plus.

Tableau 20 : Caractéristiques thermiques de quelques polluants - d'après [64]

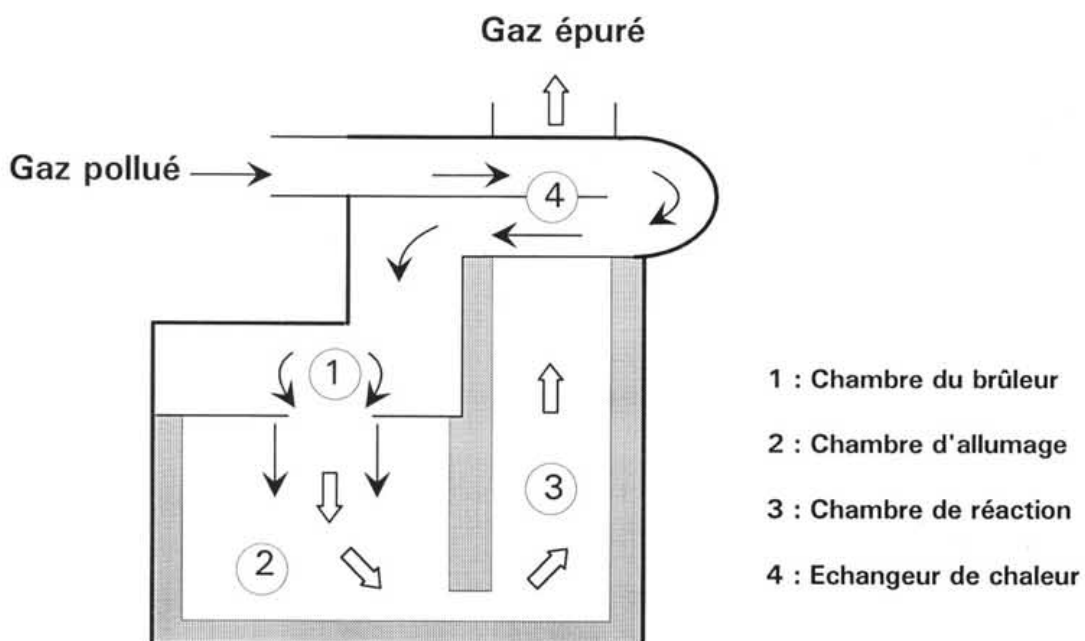


Figure 15 : Installation de combustion thermique équipée d'un brûleur de veine d'air et d'un récupérateur de chaleur - d'après [2]

La station d'épuration de Noisy-le-Grand est équipée d'un four à soles étagées qui incinère les boues fraîches issues des centrifugeuses. L'alimentation en comburant (2 500 Nm³.h⁻¹) est effectuée à partir de l'air vicié provenant des épaisseurs et du traitement des boues. Cet air est utilisé en priorité, l'alimentation en air frais étant une alimentation d'appoint. Les fumées sont refroidies et traitées par un lavage à l'eau.

Le four fonctionne 5 jours par semaine. Durant les périodes de non alimentation en boue, l'installation est maintenue en température à l'aide de brûleurs auxiliaires alimentés en fioul et air vicié.

7-3 Incinération catalytique

L'oxydation catalytique est identique en tout point au procédé thermique, hormis au niveau de la chambre de réaction où la combustion s'effectue sans flamme sur un support catalytique (alumine ou silice imprégnée de métaux précieux Pt, ou d'oxydes métalliques).

Le catalyseur, sur lequel transite le gaz préchauffé par le brûleur, permet d'amorcer la réaction d'oxydation à des températures de 300 à 450 °C.

La combustion catalytique souffre de quelques désavantages :

- les poussières contenues dans le gaz vicié peuvent éroder la surface du catalyseur,

- le noir de carbone et divers oxydes métalliques sont susceptibles de créer un enrobage mécanique du catalyseur,

- enfin, des composés tels H₂S et SO₂ constituent de véritables poisons et contaminent superficiellement le catalyseur.

L'incinération catalytique n'est pas un traitement de désodorisation adopté sur les stations d'épuration.

Choix d'une technique de désodorisation

4

[2] [6] [37]

Il n'existe pas un procédé miracle de traitement des odeurs applicable à la totalité des installations, mais un ensemble de techniques développant chacun des avantages et des inconvénients.

Ce chapitre compare, d'un point de vue technique et économique, les procédés

précédemment évoqués et donne quelques indications générales.

1) Comparaison technique des différents procédés de traitement des odeurs [2]

Le tableau 21 présente le domaine d'application, les avantages et les inconvénients des différents procédés de traitement des odeurs.

Procédés	Domaine d'application	Avantages	Inconvénients
Lavage chimique	<ul style="list-style-type: none"> - Molécules solubles, acides, basiques ou oxydables - Débit non limité 	<ul style="list-style-type: none"> - Régulation possible - Traite de gros débits 	<ul style="list-style-type: none"> - Stockage et manipulation de réactifs dangereux - Purges de déconcentration - Coût de fonctionnement en produits consommables - Perte de réactifs due à un asservissement non maîtrisé
Filtre biologique	<ul style="list-style-type: none"> - Molécule biodégradables - $Q < 15\ 000\ \text{Nm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ 	<ul style="list-style-type: none"> - Accepte les variations de flux - Coût peu élevé du matériau et du procédé - Utilisation facile 	<ul style="list-style-type: none"> - Molécules non biodégradables - Pas de régulation - Surveillance - Fortes concentrations - Encombrement des filtres - Procédé récent, recherches en cours
Charbon actif	<ul style="list-style-type: none"> - Molécules adsorbables - $1000 < Q < 2500\ \text{Nm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ 	<ul style="list-style-type: none"> - Accepte les variations de flux - Utilisation facile - Maintenance aisée 	<ul style="list-style-type: none"> - Régénération - Coût du matériau - Humidité - Auto-ignition pour les fortes concentrations
Incinération thermique	<ul style="list-style-type: none"> - Fortes concentrations - Toutes molécules n'entraînant pas de formation toxiques - $Q < 2000\ \text{Nm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ 	<ul style="list-style-type: none"> - Utilisation facile - Excellentes performances 	<ul style="list-style-type: none"> - Présence de composés minéraux - Coût énergétique et investissement

Nm.³ : Normaux m³, volumes ramenés aux conditions normales de température et de pression (20°C, 1 atm)

Tableau 21 : Comparaison technique entre différents procédés de traitement des émissions odorantes - d'après [2]

2) Comparaison économique des différents procédés de désodorisation [6], [37]

Une comparaison économique des procédés a été réalisée [37] sur l'installation de désodorisation d'une usine d'équarrissage. Les concentrations en polluants des gaz traités sont très supérieures à celles rencontrées dans l'atmosphère des stations d'épuration. Les coûts ne sont donc pas directement applicables aux stations, ils permettent seulement d'estimer les techniques les plus et les moins onéreuses.

En traitement des atmosphères de station d'épuration, la biodésodorisation est reconnue comme étant le procédé le plus économique pour des débits faibles ($< 15\ 000\ \text{Nm}^3\cdot\text{h}^{-1}$), tout en assurant des rendements d'élimination similaires à ceux des autres procédés.

Au-delà de ces débits, seule l'absorption est économiquement envisageable. Le *tableau 23* présente les coûts de fonctionnement d'une installation de lavage chimique.

Procédés	Oxydation thermique	Oxydation catalytique	Lavage 2 étages	Filtre biologique Gerfo-Martin
Investissement	100	76	42	39
Fonctionnement 5 000 h/an	54	53	30	6
Coût annuel total (amortissement sur 10 ans)	64	68	35	13
Efficacité sur incondensable (bonne 98 %)				
Ammoniac	98 %	92 %	> 99 %	> 95 %
Amines	99,9 %	98 %	> 99 %	> 99 %
Produits soufrés	99 %	96 à 99 %	95 à 99 %	> 99 %
Aldéhydes	80 à 99 %	50 à 99 %	60 à 90 %	non relevé

Débit d'air traité = $6\ 000\ \text{Nm}^3\cdot\text{h}^{-1}$

Polluants $[\text{NH}_3] = 200\ \text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$

$[\text{R-NH}_2] = 20\ \text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$

$[\text{H}_2\text{S}]$ et $[\text{R-SH}] = 150\ \text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$

Tableau 22 : Comparaison des différents procédés de désodorisation en équarrissage (Coûts comparatifs, base 100) - d'après [37]

La nature de l'oxydant employé n'a pas une influence sensible sur les frais de fonctionnement. D'autre part, les coûts en réactifs sont faibles par rapport aux coûts de

ventilation. D'où la nécessité de capter les odeurs au plus près de leur émission afin de limiter les volumes à extraire et, par voie de conséquence, la puissance des ventilateurs.

Oxydant	Eau de Javel	Chlore électrolytique	Ozone
Nombre de tours nécessaires	3	3	2
Stockages oxydants	oui sous forme $\text{NaOCl}\ 48^\circ$	Sel en sac ou vrac	Aucun
autres	H_2SO_4 et NaOH	H_2SO_4 et NaOH	H_2SO_4 et NaOH
Coût de fonctionnement en réactifs et énergie	(en centimes/1000 Nm^3 traités)		
Réactifs pour correction du pH (H_2SO_4 et NaOH) + sel	4,0	9,7	4,0
Oxydants	3,0	12,0	
Eau d'appoint	5,7	5,8	5,7
Energie pour la ventilation générale et l'aspersion d'eau	76	77,2	70*
Total en centimes/1000 Nm^3	94,2	95,7	91,7

* Estimation probablement par excès car la perte de charge est plus faible (1 tour en moins)

Tableau 23 : Comparaison économique des différents oxydants utilisés en tours de lavage. Cas d'une installation de désodorisation de $100\ 000\ \text{Nm}^3\cdot\text{h}^{-1}$ devant éliminer des composés azotés (NH_3 et amines) et des composés soufrés (H_2S et mercaptans)

CONCLUSION

Il y a quelques années, les stations d'épuration étaient conçues exclusivement pour traiter la pollution des eaux en dehors de toutes autres préoccupations (bruit, odeur, aspect architectural...). Cet état d'esprit ne portait pas préjudice puisque les stations étaient construites loin des habitations dans un endroit "discret".

Aujourd'hui, il serait impensable de tenir le même discours du fait de la situation des installations d'épuration qui sont, de plus en plus, enclavées dans le tissu urbain.

Ainsi, les nuisances engendrées et, en particulier, les émanations odorantes sont prises en compte dès la conception de l'unité d'épuration.

Cette prise de conscience coïncide avec l'apparition de technologies récentes (décanteur lamellaire, biofiltre immergé) qui permettent de réduire considérablement les surfaces et volumes des ouvrages, rendant ainsi possible leur confinement.

La mise en oeuvre de procédés de désodorisation sur les stations est rendue possible quel que soit le débit d'air pollué à traiter grâce à la diversité des techniques disponibles (lavage chimique, charbon actif, lit de tourbe).

Les coûts d'investissement et de fonctionnement restent élevés.

Les performances d'élimination des composés odorants semblent satisfaisantes malgré l'existence de problèmes majeurs :

- absence de norme en matière d'odeur,
- pas ou peu d'expérience de la part des concepteurs et des exploitants (régulation difficile...),
- aspect très subjectif des plaintes liées aux odeurs.

Par ailleurs, quelques interrogations persistent :

- . les émanations odorantes sont-elles inéluctables ?
- . l'application quasi systématique de procédés de désodorisation est-elle justifiée ?
- . les mesures préventives, liées à la conception du réseau et à l'exploitation des installations, ne sont-elles pas les réponses fondamentales au problème des odeurs ?

Enfin, ce qui pue est nuisance ... et les émanations odorantes provenant des stations d'épuration sont, quelquefois par association d'idées, mal perçues par le voisinage.

"La meilleure façon de faire disparaître les odeurs est peut-être la communication. Les plaintes existent parce que les odeurs font peur et quelques journées portes ouvertes peuvent compléter efficacement toutes les technologies de désodorisation" (Dixit M. Pourtier).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] **OTV Méditerranée**
Les techniques de désodorisation des stations d'épuration et l'influence des détergents sur le milieu naturel.
Journée d'information
Antibes
Le 18 octobre 1991
- [2] **P. LE CLOIREC, J.L. FANLO, J.R. DEGORCE-DUMAS**
Traitement des odeurs et désodorisation industrielle.
Innovation 128 - CPE
Octobre 1991
- [3] **J. LARRAY, J. DEVILLARD -**
Cabinet Marc MERLIN
Présentation de l'étude de faisabilité de la réduction des nuisances olfactives à la station d'épuration d'Achères.
Les odeurs des stations d'épuration
Les entretiens d'Achères
12 et 13 novembre 1990
- [4] **A. LAPLANCHE, M. LESAUGE, Y. WEI, G. MARTIN, B. LANGLAIS, H. PAILLARD**
Désodorisation des gaz par lavage et ozonation.
8^e Journée d'Information des Eaux
Poitiers *28 - 30 septembre 1988*
- [5] **M. MORICHON, B. SERPAUD**
Traitement des odeurs de station d'épuration par procédé d'électrochloration.
L'exemple de la ville de Saumur
T.S.M. - *Janvier 1989*
- [6] **G. MARTIN, P. LAFFORT**
Odeurs et désodorisation dans l'environnement.
Edition LAVOISIER - *1991*
- [7] **H. PAILLARD, G. MARTIN, J. SIBONY**
Les traitements de désodorisation de l'air vicié des stations d'épuration.
Les entretiens d'Achères
12 et 13 novembre 1990
- [8] **C. BONNIN, A. LAPLANCHE**
Optimisation de l'élimination du sulfure d'hydrogène par lavage en milieu basique et oxydation au chlore.
J.I.E. Poitiers
23 - 25 septembre 1992
- [9] **M. TABAIZE - Wemco**
Un nouveau procédé de désodorisation pour stations d'épuration et de relèvement des eaux usées.
Eau/Industrie/Nuisances n° 118 - *1988*
- [10] **P.J. DYENS - Socrematic**
La désodorisation des gaz industriels par électrochloration.
Eau/Industrie/Nuisances n° 137 - *1990*
- [11] **B. LANGLAIS - Trailigaz**
La désodorisation au moyen de l'ozonation par voie humide. Quelques exemples de réalisations industrielles appliquées aux nuisances engendrées par les stations d'épuration.
T.S.M. - *Janvier 1988*
- [12] **B. LANGLAIS - Trailigaz**
Désodorisation et stations d'épuration d'effluents urbain.
Un procédé combiné : l'ozonation par voie humide.
T.S.M. - *Novembre 1983*
- [13] **J. JAROSZ - OTV**
Identification et destruction par l'ozone des odeurs dans les stations d'épuration.
Water Research n° 8 - *1979*
- [14] **C. BONNIN, G. SUDRY**
Elimination des nuisances olfactives sur la station d'épuration de Reims.
L'eau, l'Industrie, les Nuisances n° 156 - *Juin 1992*

- [15] **N. LE SAUZE**
Etude du transfert de l'ozone dans les colonnes à bulles. Modélisation, application au traitement des eaux potables et à la désodorisation de gaz soufrés.
Université de Rennes - Mars 1990
- [16] Odor control for waste water facilities.
Manual of protection n° 22 - Washington DC - 1979 WPCF
- [17] **M. MERLET**
Contribution à l'étude de formation des trihalométhanes et des composés organohalogénés non volatils lors de la chloration des molécules modèles.
Université de Poitiers - n° 426, thèse de Docteur ès Sciences - 1986
- [18] **N. LE SAUZE, A. LAPLANCHE, G. MARTIN, H. PAILLARD**
A process of washing and ozonation to deodorize an atmosphere contaminated by sulfids.
Proceedings of the 10A Congress, Wasser Berlin - 1989
- [19] **A. LAPLANCHE, Y. WEI, G. MARTIN, B. LANGLAIS**
A process of washing and ozonation to deodorize an atmosphere contaminated by amines.
Proceeding of the 8th Ozone World Congress - Zurich 1987
- [20] **R.V. ANDERSON**
Sewage treatment processes.
The solution to the odour problem.
Water Sew. 87, 1046, 163, 166
- [21] **C. MORTON, T. CARD**
Design of packed towers for odor control.
Proceedings of the 60th AWPCF Conference - Philadelphia, P
October 1987
- [22] **H. PAILLARD, F. BLONDEAU**
Les nuisances olfactives en assainissement : causes et remèdes.
T.S.M. - Février 1988
- [23] **JAROSZ - OTV**
Désodorisation par lavage chimique.
T.S.M. - Juin 1984
- [24] **MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT ET DU CADRE DE VIE**
Direction de la prévention des pollutions.
Etudes d'impact des stations d'épuration urbaines.
Odeurs et bruits - 1980
- [25] **P. LE CLOIREC, G. MARTIN**
Le charbon actif.
Le matériau et son utilisation dans le traitement de l'eau.
T.S.M. - Avril 1984
- [26] **P. LE CLOIREC**
Elimination d'H₂S sur charbon actif.
T.S.M. - Avril 1991
- [27] **Ph. COUTANT**
Le traitement de l'hydrogène sulfuré à la station d'épuration de Cholet.
Une solution : le charbon actif.
T.S.M. - Mars 1990
- [28] **E.F. LEGROS - Chemviron**
Elimination des odeurs par adsorption sur charbon actif.
Trib. Cebedeau, n° 435, 33, 8190 - 1980
- [29] **RAPPORT CREATE**
Elimination de l'hydrogène sulfuré des gaz de digestion.
Rapport d'Etude réalisée par Shell Recherche - 1985
- [30] **G. MARTIN**
La biodésodorisation - Cas d'usine de traitement de sous-produits d'origine animale.
T.S.M. - Juin 1984
- [31] **G. BLECON**
Dénitrification autotrophique par Thiobacillus dénitrificans sur soufre.
Thèse Université de Rennes I - 1985
- [32] **G. BESSON - SAPS Anticorrosion**
2 - Ventilation et lavage de gaz.
T.S.M. - Juin 1984
- [33] **MEMENTO technique de l'eau**
Distribution LAVOISIER
Edition DEGREMONT - 1989

- [34] **A. DALOUCHE et G. MARTIN**
La désodorisation biologique.
- [35] **G. MARTIN, P. LE CLOIREC, M. LEMASLE, J. CABON**
Rétention de produits odorants sur tourbes.
Proceedings of the 8th World Clean Air Congress.
Tome 4 p. 373-378 - 11 - 15 septembre 1989
- [36] **A. DALOUCHE, M. LEMASLE, P. LE CLOIREC, G. MARTIN, G. BESSON**
Utilisation de biofiltres pour l'épuration de gaz chargés en composés azotés et soufrés.
Proceedings of the 8th World Clean Air Congress.
Tome 4 p. 379-384 - 11 - 15 septembre 1989
- [37] **G. MARTIN, M. LEMASLE, A. DALOUCHE, P. LE CLOIREC, G. BESSON**
Biodésodorisation des gaz
Environnement et innovation technologique. Colloque AFITE.
23 et 24 novembre 1988 - Lyon
- [38] **H. PAILLARD, CH. BONNIN, A. BRUNET**
Les sources de pollutions odorantes en assainissement.
Conférence IIGGE. Club Odeurs. Lyon - 20 avril 1989
- [39] **CH. BONNIN**
Les sources de nuisances olfactives dans les stations de traitement des eaux résiduaires et leur traitement par lavage à l'eau chlorée en milieu basique.
Thèse Université Rennes I - Décembre 1991
- [40] **R. MORICHON**
Optimisation d'un procédé de traitement des effluents gazeux générés par une station d'épuration.
DESS Traitement des Eaux - Novembre 1987.
- [42] **R. BOUSCAREN**
Les produits odorants - Leurs origines.
T.S.M. - Juin 1984
- [43] **M.L. PERRIN - CEA**
Olfactométrie dans l'industrie.
Laboratoire d'Olfactométrie - Mars 1991
- [44] **C. RIBES**
La métrologie des odeurs.
Couplage de l'analyse chromatographique et de l'olfactométrie.
Direction des études et techniques nouvelles du gaz de France.
VI^e Journée Internationale - Avril 1988
- [45] **H. PAILLARD, P. MAC LEOD, M.P. MOUGENEL, J. MOSSINO**
Evaluation d'une source d'odeur en assainissement : intérêt de l'olfactométrie.
- [46] **P. LE CLOIREC, M. LEMASLE, G. MARTIN**
Mesure des odeurs de divers effluents.
Un protocole d'analyses chimiques des concentrations dans divers effluents.
Pollution atmosphérique - Juillet, Septembre 1988
- [47] **C. ANSELME, J. MANEM, A. BRUCHET, M. CAILLET**
Les problèmes d'odeurs dans l'atmosphère des stations de traitement d'eaux usées : identification et dosage des molécules responsables.
T.S.M. - Mars 1985
- [48] **M. RAMEL - INERIS**
Emissions d'odeurs par les stations d'épuration des eaux.
Une approche quantifiée du problème.
T.S.M. - Avril 1991
- [49] **C. BONNIN, A. BRUNET**
Les nuisances olfactives liées à l'épuration des eaux usées urbaines.
Journée Information de Poitiers.
26 - 28 septembre 1990
- [50] **R.R. DAGUE**
Fundamentals of odour control.
JWPCF 44,4,583-594 - 1972
- [51] **RICHARD & Collaboration**
Treatment plant odors and neighbours a case history.
JWPCF n° 7, 52 - July 1980

- [52] **S. KOWAL, J.L. FANLO, J.R. DEGORCE-DUMAS, P. LE CLOIREC**
 Désodorisation sur biofiltre à support consommable : exemple du procédé BSE pour l'élimination de l'hydrogène sulfuré.
 Pollution atmosphérique - *Janvier - Mars 1992*
- [53] **O. LE GOALLEC, A. LAPLANCHE, G. MARTIN, N. TRAINÉAU, J.E. CAILLE**
 Elimination préventive ou curative des sulfures en eaux usées par peroxyde d'hydrogène.
 L'Eau, l'Industrie, les Nuisances : n° 151 - *Décembre 1991*
- [54] **F. COLIN, N. MUNK-KOEFOED**
 Protection contre la production d'hydrogène sulfuré dans les réseaux.
 Enseignements retirés de la littérature technique.
 T.S.M. n° 1, Vol. 83 - *Janvier 1988*
- [55] **J. RENDERS**
 L'emploi de réactifs chimiques pour la prévention et le traitement de formations malodorantes.
 Trib. Cebedeau n° 435, 33, pp 91-99
- [56] **A. SEBAN, D. DEMAN, R. TURGIS, M. DERNAT, M. POUILLOT**
 Traitement des sulfures par le chlorure ferrique.
 Essais sur le réseau d'assainissement de la ville de Sète.
 T.S.M. n° 12 - *Décembre 1990*
- [57] **O. LE GOALLEC, A. LAPLANCHE, G. MARTIN, M. TRAINÉAU, J.E. CAILLE**
 Elimination de l'hydrogène sulfuré dans les réseaux d'assainissement par le peroxyde d'hydrogène : cas du réseau du S.I.V.O.M. de Piriac.
 T.S.M. n° 85 p 447-453 - *Septembre 1990*
- [58] **A. LERICHE, J.P. TORRES, J. DUC**
 Effets de l'oxygène pur sur la décan-tation et la désodorisation de boues d'épaississeurs.
 L'Eau et l'Industrie n°40 p. 125-129 - *Décembre 1979*
- [59] **A. RIGOUARD, P. HALGAND, J. FANTIN**
 Désodorisation de réseaux d'assainissement par injection directe d'oxygène pur : exemple du réseau de Toulon-Ouest.
 L'Eau et l'Industrie n°47 p. 51-59 - *Décembre 1980*
- [60] **HYDRATEC**
 Etude du réseau d'assainissement de la ville de Hyères pour l'élimination des sulfures.
 Syndicat intercommunal Hyères - Carqueiranne
- [61] **C. FAYOUX**
 Lutte préventive contre les odeurs des stations d'épuration.
 Les Entretiens d'Achères - *12 et 13 novembre 1990*
- [62] **P. MAC LEOD**
 Les mécanismes olfactifs impliqués dans la pratique de l'analyse sensorielle.
- [63] **M. MAËS**
 Odeurs nuisibles : Proust, olfactométrie et désodorisation
 L'Eau, l'Industrie, les Nuisances n° 141 - *Novembre 1990*
- [64] **M. PANTEL**
 Elimination des odeurs par incinération.
 Journée du *8 janvier 1987*. "Les odeurs - Mesure et traitement"
 IIGGE
- [65] **A. DEBRY**
 Les odeurs émanant des stations d'épuration : origine, analyse et traitement, généralités et exemples concrets.
 Trib. CEBEDEAU - n° 432 - *Novembre 1979*
- [66] **B. ROUSSEAU et Collaboration**
 Hydrogène sulfuré et réseau d'assainissement.
 TSM numéro spécial *juin 1991*

LISTE DES NORMES RELATIVES AUX ODEURS

NORME AFNOR NF X 43-101

Qualité de l'air - Message de l'odeur d'un effluent gazeux.
Détermination du facteur de dilution au seuil de perception.

NORME AFNOR NF X 43-103

Qualité de l'air - Mesurage de l'odeur d'une atmosphère gazeuse - Méthode supraliminarte.

NORME AFNOR NF X 43-104

Qualité de l'air. Atmosphère odorante - Méthodes de prélèvement.

REPertoire

Les principales sociétés actives dans le domaine de l'étude d'impact, de la mesure et du traitement des nuisances olfactives

(liste non exhaustive)

AIR LIQUIDE	75, quai d'Orsay 75001 PARIS Tél : (1) 40.62.55.55
CEA/IPSN	BP 6 92265 FONTENAY-AUX-ROSES CEDEX Tél : (1) 46.54.72.04
EUROPOLL	3, rue Jean Moulin, BP 31 78730 ST-ARNOULT-EN-YVELINES Tél : (1) 30.41.21.45
GUIGUES S.A.	1, allée Bastide des Cyprès 13100 AIX-EN-PROVENCE Tél : 42.21.99.90
SAPS ANTICORROSION	Avenue de la Villedieu Immeuble de Saint Quentin 2000 78990 ELANCOURT Tél : (1) 30.66.01.11
SOCREMATIC	BP 756 95004 CERGY-PONTOISE CEDEX Tél (1) 34.64.93.50
CLAIRTECH	Représentation pour la France : STEP S.A. BP 109 28104 DREUX CEDEX Tél : 37.43.20.74

CHEMVIRON CARBON	Centre d'affaires de Créteil l'Echat Immeuble "Expansion" 9, 11, rue George Enesco 94008 CRETEIL CEDEX Tél : (1) 43.77.12.63
NORIT	Centre d'affaires Paris-Nord Le Continental - BP 214 93153 LE-BLANC-MESNIL CEDEX Tél : (1) 45.91.08.08
PICA	16, rue Trezel 92309 LEVALLOIS Tél : (1) 47.39.60.40
CECA-ATOCHEM	12, place de l'Iris 92400 COURBEVOIE Tél : (1) 47.96.90.90
TROX TECHNIK	7 bis, avenue Jean Jaurès BP 73 94253 GENTILLY CEDEX Tél : 45.46.77.77
LYONNAISE DES EAUX DUMEZ	42, rue du Président Wilson BP 56 78230 LE-PECQ Tél : (1) 30.15.33.00
COMPAGNIE GENERALE DES EAUX	52, rue d'Anjou 75384 PARIS Tél : (1) 49.24.49.24
CISE	250, route de l'Empereur 92508 RUEIL-MALMAISON CEDEX Tél : (1) 47.52.50.00
SAUR	Challenger 1, avenue E. Freyssinet 78064 ST-QUENTIN-EN-YVELINES CEDEX Tél : (1) 30.60.22.60

ENVIRONNEMENT S.A.	111, boulevard Robespierre 78300 POISSY Tél : (1) 39.79.34.57
STROHLEIN FRANCE SARL	54, rue Maison Rouge, Lognes 77322 MARNE-LA-VALLEE CEDEX 2 Tél : (1) 64.62.07.07
DRAEGER INDUSTRIE	3c, route de la Fédération BP 141 67025 STRASBOURG Tél : 88.39.18.47
OLDHAM FRANCE S.A.	BP 962 Z.I. EST 62033 ARRAS CEDEX Tél : 21.60.25.25
SIEMENS S.A.	39, 47, boulevard Ornano 93572 SAINT-DENIS Tél : (1)34.64.93.50
OTV	"Le Doublon" 11, avenue Dubonnet 92407 COURBEVOIE CEDEX Tél : (1) 49.04.46.64

STATIONS D'ÉPURATION "ARMÉES" CONTRE LES NUISANCES OLFACTIVES

(liste non exhaustive)

STATIONS	PROCEDES DE TRAITEMENT DES ODEURS
Ajaccio (Corse)	Lavage H_2SO_4 / NaClO - NaOH
Amiens (Somme)	Lavage O_3
Angers (Maine-et-Loire)	Lavage NaClO - NaOH
Antibes-Juans-les-Pins (Alpes-Maritimes)	Lavage H_2SO_4 /NaClO-NaOH
Blois (Loir-et-Cher)	Lit de tourbe
Bormes-les-Mimosas (Var)	Charbon actif
Cannes-Mandelieu (Alpes-Maritimes)	Lavage H_2SO_4 /NaClO-NaOH
Cavalaire (Var)	Charbon actif
Carry - Sausset (Bouches-du-Rhône)	Lit de tourbe
Cassis (Bouches-du-Rhône)	Lavage O_3
Cagnes-sur-Mer (Alpes-Maritimes)	Lavage NaClO-NaOH
Châteauroux (Indre)	Lavage NaClO-NaOH
Cholet (Maine-et-Loire)	Charbon actif
Deauville-Trouville-La Touques (Calvados)	Lavage O_3
Fréjus (Var)	Lavage NaClO-NaOH
Grenoble (Isère)	Lavage H_2SO_4 /NaClO-NaOH
La Ciotat (Bouches-du-Rhône)	Lavage H_2SO_4 /NaClO-NaOH
Lyon-St-Fons (Rhône)	Incinération
Lyon-Mézière (Rhône)	Lavage H_2SO_4 /NaClO-NaOH
Marseille "Boues" (Bouches-du-Rhône)	Lavage H_2SO_4 /NaClO/ O_3 /Na ₂ S ₂ O ₃ (Thiosulfate)
Melun (Seine-et-Marne)	Lavage O_3
Monaco	Lavage H_2SO_4 /NaClO-NaOH/NaHSO ₃
Nantes (Loire-Atlantique)	Lavage O_3
Narbonne (Aude)	Lavage NaClO - NaOH
Niort (Deux-Sèvres)	Charbon actif

Nice (Alpes-Maritimes)	Lavage $H_2SO_4/NaClO$ $NaOH/Na_2S_2O_3$ (file eau) $H_2SO_4/NaClO-NaOH/O_3/Na_2S_2O_3$ (file boue)
Ramatuelle (Var)	Charbon actif
Sanary-Bandol (Var)	Lavage $NaClO-NaOH$
St-Cyr (Var)	Lit de tourbe
St-Palais-sur-Mer (Charente-Maritime)	Charbon actif
Saumur (Maine-et-Loire)	Lavage $NaClO-NaOH$
Strasbourg (Bas-Rhin)	Lavage $H_2SO_4/NaClO-NaOH/O_3$
Toulon-Est (Var)	Lavage $NaClO-NaOH$
Toulouse (Haute-Garonne)	Lavage $NaClO-NaOH$

Adresses utiles

Administrations Centrales :

- Ministère de l'Agriculture et de la Pêche
Direction de l'Espace Rural et de la Forêt
Sous-Direction du Développement Rural
Bureau des Infrastructures Rurales
19, avenue du Maine
75732 PARIS CEDEX 15
Téléphone : (1) 49.55.54.59

- Ministère de l'Environnement
Direction de l'Eau
100, avenue de Suffren
75007 PARIS
Téléphone : (1) 40.81.21.22

- Ministère de l'Intérieur
Direction Générale des Collectivités Locales
Sous-Direction des Elus Locaux et de la
Fonction Publique Territoriale
2, place des Saussaies
75008 PARIS
Téléphone : (1) 49.27.49.27

- Ministère de la Santé
Direction Générale de la Santé
124, rue Sadi Carnot
92170 VANVES
Téléphone : (1) 47.65.25.00

Organismes Publics :

- Centre National du Machinisme Agricole, du
Génie Rural, des Eaux et des Forêts
(CEMAGREF)
Parc de Tourvoie
92160 ANTONY
Téléphone : (1) 40.96.61.21

- Agence de l'Eau Seine-Normandie
51, rue Salvador Allende
92027 NANTERRE CEDEX
Téléphone : (1) 41.20.16.00

- Agence de l'Eau Artois-Picardie
764, boulevard Lahure
59508 DOUAI CEDEX
Téléphone : 27.99.90.00

- Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse
31, rue Jules Guesde
69496 PIERRE BENITE CEDEX
Téléphone : 72.39.48.48

- Agence de l'Eau Adour-Garonne
90, rue du Férétra
31078 TOULOUSE CEDEX
Téléphone : 61.36.37.38

- Agence de l'Eau Loire-Bretagne
Avenue de Buffon
BP 6339
45063 ORLEANS-LA SOURCE CEDEX 2
Téléphone : 38.51.73.73

- Agence de l'Eau Rhin-Meuse
Route de Lessy - Rozerieulles
BP 19
57161 MOULINS-LES-METZ CEDEX
Téléphone : 87.34.47.00

- Agence de l'Environnement et de la Maîtrise
de l'Energie (ADEME)
27, rue Louis Picat
75015 PARIS
Téléphone : (1) 47.65.20.00

Services départementaux :

- Direction Départementale de l'Agriculture et
de la Forêt (DDAF)

- Direction Départementale des Affaires
Sanitaires et Sociales (DDASS)
- Direction Départementale de l'Equipement
(DDE)

- Service Départemental d'Assistance
Technique à l'Exploitation des Stations
d'Épuration (SATESE)

Centres de documentation :

- Office International de l'Eau
Direction de la Documentation et des
Données
Rue Edouard Chamberland
87065 LIMOGES CEDEX
Téléphone : 55.11.47.80

- Association Générale des Hygiénistes et
Techniciens Municipaux (AGHTM)
9, rue de Phalsbourg
75017 PARIS
Téléphone : (1) 44.15.15.50

LISTE DES DOCUMENTS TECHNIQUES F.N.D.A.E.

N°1	L'exploitation des lagunages naturels	1985
N°2	Définition des caractéristiques techniques de fonctionnement et domaine d'emploi des appareils de désinfection	1986
N°3	Manuel pratique pour le renforcement de l'étanchéité des réservoirs d'eau potable	1986
N°4	Plan de secours pour l'alimentation en eau potable	1986
N°5	Les stations d'épuration adaptées aux petites collectivités	1986
N°5 bis	Les stations d'épuration Dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation	1992
N°6	Les bassins d'orage sur les réseaux d'assainissement	1988
N°7	Le Génie Civil des bassins de lagunage naturel	1990
N°8	Guide technique sur le foisonnement des boues activées	1990
N°9	Les systèmes de traitement des boues des petites collectivités	1990
N°10	Elimination de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités	1990
N°11	L'eau potable en zone rurale Adaptation et modernisation des filières de traitement	1992
N°12	Application de l'énergie photovoltaïque à l'alimentation en eau potable des zones rurales	1992
N°13	Lutte contre les odeurs des stations d'épuration	fin 1993
N°14	Les Procédés à membranes en traitement d'eau	fin 1993
N°15	Le financement du renouvellement des réseaux d'alimentation en eau potable	fin 1993
N°16	La gestion collective de l'assainissement autonome	fin 1993

DOCUMENTS HORS-SERIE

HS2	Situation de l'alimentation en eau potable des communes rurales en 1985	1987
HS3	Réseaux d'assainissement urbain : guide technique pour la réalisation d'épreuves à l'eau	1992
HS4	Elimination des nitrates des eaux potables	1992
HS6	Consommation domestique et prix de l'eau. Evolution en France de 1975 à 1990	1992
HS7	Situation de l'alimentation en eau potable et de l'assainissement des communes rurales en 1990. Complément : les départements d'Outre-Mer	1993
HS8	Les Biofiltres - synthèse du suivi de douze installations	1994

L'ensemble de ces documents est disponible au Ministère de l'Agriculture et de la Pêche
Bureau des Infrastructures Rurales - 19, avenue du Maine - 75732 PARIS CEDEX 15
Tél. (1) 49.55.54.61 - Fax (1) 49.55.54.62
Des résumés et des informations complémentaires sont consultables sur le 3614 DERF SDDR*BIR

Achévé d'imprimer
sur les presses de Centre Impression - Limoges
en décembre 1993

Dépôt légal : 3^e trimestre 1993

