

Pollution olfactive, sources d'odeurs, cadre réglementaire, techniques de mesure et procédés de traitement

Etat de l'art



C4H5O2_5 2/ 9/99 THERMC 4H 50 2 0G 300.000 5000.000 1392.000 1
1.64121890E+01 1.20184883E-02-4.40468566E-06 7.30124728E-10-4.42784365E-14 2

**POLLUTION OLFACTIVE, SOURCES D'ODEURS,
CADRE REGLEMENTAIRE, TECHNIQUES DE MESURE
ET PROCEDES DE TRAITEMENT**

ÉTAT DE L'ART

RAPPORT FINAL

mars 2006

J.-L. FANLO – LGEI - Ecole des Mines d'Alès [03-0808/1A]
J. CARRE – LACE - UCBL1 [03-0809/1A]

Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégialement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

Avertissement :

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :
RECORD, Pollution olfactive, sources d'odeurs, cadre réglementaire, techniques de mesure et procédés de traitement. Etat de l'art, 2006, 236 p, n°03-0808//0809/1A.
- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

Résumé-Mots clés

Résumé

Jadis tolérées, les mauvaises odeurs sont aujourd'hui perçues comme une agression. Prévenir leur formation et leur émanation est une priorité pour les industriels qui désirent améliorer leur image de marque et leurs relations avec le voisinage. Dans ce cadre, cet ouvrage propose une démarche de traitement d'un problème de nuisances olfactives dans le secteur des déchets et plus particulièrement au sein des centres de stockage des déchets, des stations de compostage et des stations de traitement des eaux usées. La mise en œuvre de cette démarche consiste à :

- Identifier les composés émis ;
- Connaître la législation appliquée au sein de la Communauté Européenne ;
- Mesurer les odeurs, nécessitant la prise en compte de paramètres chimiques, physiologiques, hédoniques et sociologiques ;
- Choisir une solution technique la plus appropriée, efficace en terme d'abattement d'odeurs et économiquement acceptable.

Mots clés

Déchets, Compostage, Eaux usées, Odeurs, Nuisances olfactives, Mesure, Traitement, Législation

Abstract

While they have been borne formerly, offensive odours are today discerned as a stress. Preventing their formation and emission is of prime necessity for industrials who wish for improving their environmental image and their relations with neighbours. In this context, this work proposes an approach for the treatment of olfactory nuisances emitted in waste industry and more accurately in waste storage centres, composting facilities and waste water treatment plants. The implementation of this approach consists in:

- Identifying the emitted compounds ;
- Understanding the European applied legislation ;
- Odours measurement that requires the recognition of chemical, physiological, hedonic and sociological parameters ;
- Choosing the most appropriate technological solution that is efficient in terms of odours abatement and economical viable.

Keywords

Waste, Composting, Waste water, Odours, Olfactory nuisances, Measurement, Treatment, Legislation

SOMMAIRE

Introduction	1
<i>Les odeurs : contexte général et problématique</i>	
Première partie	3
<i>Les odeurs : perception, caractéristiques et sources</i>	
Chapitre 1 Perception et caractéristiques des odeurs	4
1.Introduction	4
2.Description de l'appareil olfactif	5
2.1. Mécanisme physiologique de l'olfaction	5
2.2. Aspects psychologiques de l'olfaction	8
2.2.1. Caractères hédonistiques des odeurs	8
2.2.2. Caractères qualitatifs des odeurs	8
2.2.3. Phénomène d'adaptation	8
2.2.4. Phénomène de fatigue	9
2.2.5. Troubles de l'odorat	9
3. Caractéristiques du sens olfactif	9
3.1. Sensibilité	10
3.2. Finesse	10
3.3. Evaluation de l'intensité	10
4. Caractéristiques des odeurs	11
4.1. Intensité	11
4.2. Qualité	13
4.3. Acceptabilité	14
5.Relation Odeurs -Toxicité	14
Références	16
Chapitre 2 Sources de composés odorants	18
1. Origine et nature des composés odorants	18
1.1. Les sources potentielles d'odeurs (gazeuses, liquides et solides)	18
1.2. Origine et nature des composés odorants	19
1.3. Composition des émissions odorantes	21
2. Les principaux secteurs d'émission de composés odorants	22
2.1. Production d'énergie, industries lourdes, industries chimiques	22
2.2. Secteur agricole et agroalimentaire	24
2.3. Gestion des déchets : centres de stockage et d'enfouissement, compostages, stations d'épuration, etc...	25
2.3.1. Déchets solides	25
Stockage et enfouissement des déchets solides	26
Incinération	35
Compostage	35
2.3.2. Déchets liquides	37
Effluents industriels liquides	37
Réseaux d'assainissement	38
Lixiviats de Centres de Stockage de Déchets Ménagers et assimilés	38
Stations d'épuration	40
3.Conclusion	42
Références	43
Deuxième partie	45
<i>Méthodologie d'approche et de traitement d'un problème d'odeurs en milieu industriel</i>	
Chapitre 3 Méthodologie d'approche d'un problème d'odeurs	46
1.Généralités	46
2.Démarche	47

Chapitre 4 <i>Méthodologie de traitement</i>	49
1. Généralités	49
2. Définition du protocole de contrôle des performances d'une installation de désodorisation	49
3. Rédaction d'un cahier des charges de consultation pour l'installation d'une unité de désodorisation	50
4. Réception d'une installation de désodorisation	50
Troisième partie	51
<i>Métriologie des odeurs et évaluation de l'impact des odeurs et des composés odorants</i>	
1. Objectifs	52
2. Précision sur la partie 3	52
Chapitre 5 <i>Méthodologies de Prélèvement</i>	53
1. Généralités	53
2. But de la mesure et conditions de mise en œuvre	54
3. Sources canalisées	55
3.1 Variabilité des sources canalisées : pics, bouffées...	55
3.2 Particularités liées au prélèvement sur des sources canalisées	56
4. Sources surfaciques, diffuses	57
4.1 Particularités liées aux émissions surfaciques	57
4.2 Dispositifs "bâche", chambre d'isolation, chambre à flux dans le cas d'une émission surfacique	57
5. Choix du mode de prélèvement en fonction de la concentration	58
6. Echantillonnage avec concentration	61
6.1 Prélèvements dynamiques et prélèvements statiques	61
6.2 Cas du prélèvement par cryogénie	67
Références	69
Chapitre 6 <i>Prélèvements spécifiques, mesures physico-chimiques et capteurs</i>	71
1. Recherche spécifique de composés odorants	71
1.1. Mesure directe sur site par tubes réactifs	71
1.2. Prélèvement spécifique et mesure en différé au laboratoire	72
1.2.1. Prélèvement par absorption dans des solutions spécifiques	72
1.2.2. Prélèvement spécifique des aldéhydes et cétones	74
1.2.3. Prélèvement sur adsorbants en fonction des espèces recherchées	75
1.3. Analyse en laboratoire – Utilisation de détecteurs spécifiques	75
1.3.1. Détecteur spécifique pour les composés soufrés	76
1.3.2. Détecteur spécifique pour les amines	77
2. Recherche exhaustive de composés odorants	77
2.1. Couplages GC/MS	77
2.1.1. Couplage ATD/GC/MS	77
2.1.2. Cas particulier du couplage CG/SM après extraction par solvant.	78
2.1.3. Couplage CG/SM pour analyse sur site	79
2.2. Couplage micro TD/micro GC/MS	79
2.3. MicroExtraction sur phase solide (SPME)	82
3. Mesure à l'aide de nez électroniques	84
3.1. Principe	84
3.2. Exemples de capteurs et applications	85
4. Bilan sur les techniques de mesures	86
Références	89
Chapitre 7 <i>Analyse sensorielle</i>	91
1. Mesures olfactométriques	91
1.1. Quantification de l'odeur au niveau liminaire (détermination du seuil de perception)	92
1.2. Echantillonnage	93
1.2.1. Olfactométrie en ligne	93
1.2.2. Olfactométrie en différé	93

1.3. Quantification de l'odeur au niveau supraliminaire (mesure de l'intensité d'odeur)	95
1.4. Evaluation de la qualité de l'odeur	96
2. Estimation de la nuisance et étude d'impact	96
2.1. Mesure de la gêne dans l'environnement	97
2.2. Dispersion atmosphérique	99
Références	102

Quatrième partie 105

Les solutions de traitement et de réduction de la nuisance olfactive

Chapitre 8 *La réduction des émissions odorantes : L'action à la source* **106**

1. Généralités	106
2. Nuisances olfactives en réseaux d'assainissement	106
2.1. Origine des émissions olfactives et conséquences	107
2.2. Prévention de ces émissions par le procédé Nutriox®	108
2.3. Exemples d'application	109
3. Nuisances olfactives dans le secteur vini-viticole	110
3.1. Contexte et stratégie adoptée	110
3.2. L'installation	111
3.3. Mise en œuvre du « système pilote » au sein de la distillerie	113
3.3.1. Caractéristiques de l'installation	113
3.3.2. Les résultats <i>in situ</i>	113
3.3.3. Bilan financier	114
3.4. Conclusion	115
Références	116

Chapitre 9 *Procédés de traitement des émissions contenant des composés odorants* **117**

Introduction	117
1. Oxydation thermique et catalytique	119
1.1. Oxydation thermique	120
1.1.1 Principe	120
1.1.2 Mise en œuvre	121
1.2. Oxydation catalytique	122
1.2.1 Principe	122
1.2.2 Mise en œuvre	122
1.2.3. Les catalyseurs	122
1.2.4. Limites d'utilisation du système catalytique	123
1.3. Aspects économiques	123
1.4. Exemple : désodorisation sur une unité de production de pâte kraft (Biothermica Inc., Québec)	124
Références	125
2. Adsorption	126
2.1. Le transfert fluide - solide	126
2.2. Les interactions soluté - adsorbant	127
2.3. Les matériaux adsorbants	127
2.3.1. Les Argiles	127
2.3.2. Les Gels de Silice	128
2.3.3. Alumine - Bauxite Activée	128
2.3.4. Les Zéolites	128
2.3.5. Les Résines Synthétiques	128
2.3.6. Le Charbon Actif	129
2.3.6.1. Origine et mode de fabrication	129
2.3.6.2. Structure du charbon actif	129
2.3.6.3. Propriétés chimiques du matériau - Imprégnations	130
2.4. Mise en œuvre industrielle	131
2.5. Exemple d'application : le traitement des gaz des camions de collecte des déchets d'équarrissage	133
Références	135
3. Absorption	137
3.1. Principes généraux du lavage	137
3.1.1. Approche de la théorie du transfert de masse gaz – liquide	137

3.1.1.1. Absorption physique	137
3.1.1.2. L'absorption chimique	140
3.1.2. Les technologies des contacteurs	141
3.1.2.1. Les absorbeurs venturi	142
3.1.2.2. Les tours vides	142
3.1.2.3. Les colonnes à garnissage	143
3.1.2.4. Choix du laveur	143
3.2. Application en désodorisation	144
3.2.1. Réactions chimiques influençant le transfert de masse	144
3.2.1.1. Réactions acide / base	144
3.2.1.2. Réaction d'oxydation	144
3.2.2. Mise en œuvre industrielle	145
3.2.3. Exemples de mise en œuvre en station d'épuration	146
3.3. Inconvénients et limites du procédé	147
Références	149
4. Les procédés biologiques	152
4.1. Le biolaveur	152
4.2. Le lit bactérien ou filtre percolateur	153
4.3. Le biofiltre	154
4.3.1. Le procédé	154
4.3.2. Paramètres opératoires	156
4.3.2.1. Le matériau de garnissage	156
4.3.2.2. Paramètres physico-chimiques	156
4.3.2.3. Bilan	157
4.4. Exemples d'applications industrielles	158
4.4.1. Traitement des odeurs émises par la production d'huiles végétales	158
4.4.2. Traitement des odeurs émises par la production et l'incinération de farines animales et graisses	160
4.4.3. Traitement des odeurs émises par l'incinération de déchets animaux	161
4.4.4. Traitement des odeurs émises par l'élevage porcin	162
4.4.5. Traitement des odeurs émises par les stations de traitement d'eaux usées urbaines	164
4.5. Conclusion	165
Références	166
5. Les procédés émergents	169
5.1. Photocatalyse	169
5.1.1. Principe	170
5.1.2. Mise en œuvre	171
5.1.3. Principales applications industrielles	172
5.1.4. Conclusion	173
5.2. Procédés basés sur l'utilisation des plasmas	173
5.2.1. Principe	173
5.2.1.1. Paramètres d'un réacteur à plasma froid	173
5.2.1.2. Effets hydrodynamiques	174
5.2.2. Les techniques	174
5.2.2.1. Alimentations électriques	174
5.2.2.2. Importance du dioxyde de carbone et de l'eau	175
5.2.2.3. Diagnostic et contrôle	175
5.2.3. Mise en œuvre	175
5.2.4. Applications industrielles	176
5.2.5. Conclusion	176
Références	178
6. Choix d'un procédé de traitement	179
Références	182
Chapitre 10 La réduction de la nuisance : Masquage, Neutralisation et Dilution de l'odeur	183
1. Généralités	183
2. Réduction par masquage ou neutralisation	184
2.1. Action des « masquants »	184
2.2. Action des « neutralisants »	184
3. Réduction par dilution	185
3.1. Dilution d'un rejet gazeux	185
3.2. Dilution par captation et dispersion	186
Références	188

Cinquième partie	190
<i>Aspects législatifs</i>	
Chapitre 11 <i>Le contexte législatif français</i>	191
1.Introduction	191
2.Législation et odeurs	192
2.1. La loi n° 61-842 du 2 août 1961 relative à la lutte contre les pollutions atmosphériques et les odeurs (JO du 3 août 1961)	192
2.2. Code de l'environnement (Partie Législative) Livre 2 « Milieux physiques », Titre II « Air et atmosphère » ex-Loi n° 96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (JO du 1er Janvier 1997).	192
2.3. Les décrets d'application	193
3.Odeurs et législation des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement	194
3.1. Les installations non classées pour la protection de l'environnement	194
3.2. Les installations classées pour la protection de l'environnement	195
3.2.1. Définition selon la législation	195
3.2.2. Les dispositions applicables : définition	196
3.2.3. Prescriptions applicables aux activités liées au traitement des eaux usées	206
4.Jurisprudence	209
4.1. Insuffisance d'étude d'impact	209
4.2. Dommage et Intérêts	209
4.3. Conformité vis-à-vis de l'arrêté préfectoral d'autorisation	210
5.Conclusion	210
Références	211
Chapitre 12 <i>Le contexte législatif international</i>	213
1. Introduction	213
2. Le contrôle des émissions à la source	214
3. Contrôle des immissions dans le milieu récepteur	215
4. Le contrôle des distances de voisinage	216
5. La mesure de la nuisance et sa gestion	217
Références	220
Conclusion générale	221

Liste des Figures

Figure 1.1 : L'appareil olfactif.....	6
Figure 1.2 : La muqueuse olfactive.....	6
Figure 1.3 : Mécanisme de transduction du signal olfactif.....	7
Figure 1.4 : Courbe de Stevens.....	12
Figure 3.1 : Approches analytiques pour la mesure des composés odorants et/ou des odeurs.	46
Figure 3.2 : Identification du type de source afin d'adapter les techniques de prélèvement.	47
Figure 3.3 : Variabilité temporelle d'une émission odorante.	48
Figure 5.1 : Dispositif de prélèvement d'un gaz odorant.....	56
Figure 5.2 : Exemple de prélèvement sur une source surfacique avec débit (illustration du principe et de sa mise en œuvre sur une plateforme de compostage).....	58
Figure 5.3 : Exemple d'une chambre d'isolation	58
Figure 5.4 : Exemple d'une chambre à flux dynamique (données Ecole des Mines d'Alès et EOG) 58	
Figure 5.5 : Exemple d'une tube pour prélèvement dynamique et extraction par solvant.....	62
Figure 5.6 : Exemple de tubes (inox à gauche et silcosteel à droite) pour prélèvement dynamique et extraction thermique (Site markès)	62
Figure 5.7 : Exemple de tube porté comme badge en tant qu'échantillonneur passif (site Markès) 63	
Figure 5.8 : Schéma de capteur portable GABIE à accumulation statique axiale.....	64
Figure 5.9. Schéma du montage de tube à accumulation statique radiale.	64
Figure 5.10 : Installation des montages d'accumulation statique	65
Figure 5.11 : Analyses d'air sur un Centre de Stockage de Déchets Ménagers : éventail de concentrations en benzène en fonction du temps de prélèvement (Baldasano et al.,2002).....	67
Figure 6.1 : Dispositif de prélèvement par absorption.....	73
Figure 6.2 : Cartouche DNPH pour le prélèvement spécifique des aldéhydes et cétones	74
Figure 6.3 : Canister (à gauche) (SKC, site internet) et cylindre (à droite) (Restek, site internet) ..	76
Figure 6.4 : Schéma de principe de fonctionnement d'un microchromatographe	80
Figure 6.5 : Couplage μ TD/ μ GC/MS en fonctionnement sur site (dans une voiture break).....	81
Figure 6.6 : Spectres d'analyse du mélange EPA TO 14 par couplage μ TD/ μ GC/MS (Chiriac, 2004) - Prélèvement de 50 mL de gaz avec des teneurs en COV voisines de 1 ppmv.	81
Figure 6.7 : Dispositif de SPME (A) – Désorption thermique dans un injecteur de GC (B)	82
Figure 6.8 : Illustration d'un module, du réseau, du calcul de dispersion et de la collecte des informations du système RQ box (Données site Internet alphas-mos).....	85
Figure 6.9 : Illustration de deux modules du réseau, du calcul de dispersion et de la collecte des informations du système Odowatch (Données site Internet Odotech)	86

Figure 7.1 : Principe de fonctionnement d'un olfactomètre dynamique.....	93
Figure 7.2 : Dispositif « nasal ranger », olfactomètre portable permettant de déterminer, dans l'environnement, des faibles intensités d'odeurs.....	97
Figure 7.3 : Suivi annuel d'un indice de gêne autour d'une station d'épuration (Rognon et Pourtier, 2001).....	99
Figure 8.1 : Détérioration d'une conduite de béton dans un réseau d'eaux usées (Maier et al., 2000).....	108
Figure 8.2 : Origine de la nuisance olfactive à « La Gardonnenque ».....	111
Figure 8.3 : Schéma de principe de l'installation. Position des points de prélèvement.....	112
Figure 9.1.1: Oxydation thermique régénérative : schéma de principe.....	121
Figure 9.1.2 : Oxydateur catalytique en mode régénératif.....	122
Figure 9.2.1: Les différentes étapes de l'adsorption.....	126
Figure 9.2.2 : Représentation schématique de la structure du charbon actif (Bansal et al., 1988).	130
Figure 9.2.3 : Exemples d'adsorbants.....	132
Figure 9.2.4 : Transport de déchets d'animaux : Dispositif de traitement par adsorption.....	133
Figure 9.3.1 : Modèle du double film (adapté de Trambouze, 1984).....	138
Figure 9.3.2 : Principaux types de contacteurs gaz/liquide.....	142
Figure 9.3.3: Schéma du mécanisme réactionnel de l'oxydation de CH_3SH par Cl_2 (Jensen G.A. et al., 1966).....	145
Figure 9.3.4: Schéma d'une unité de désodorisation classique.....	145
Figure 9.3.5 : Tours de lavage et cuves à réactifs de la station d'Arbouans.....	147
Figure 9.4.1: Schéma illustrant le principe d'un bio-laveur.....	153
Figure 9.4.2: Schéma illustrant le principe du lit percolateur.....	154
Figure 9.4.3: Schéma illustrant le principe de fonctionnement d'un biofiltre.....	155
Figure 9.4.4 : Schéma de l'installation. Piquages en amont et en aval du biofiltre.....	159
Figure 9.4.5: Vue du site de la société FERSO BIO.....	160
Figure 9.4.6 : Schéma du procédé BIOSOR ^{MD} -Lisier (Porcherie Orléans inc.) (Buelna et Turgeon, 2004).....	163
Figure 9.5.1 : Principe de la photocatalyse par le dioxyde de titane (Lacombe, 2004).....	170
Figure 9.6.1 : Domaines d'application des techniques de traitement d'odeurs.....	180
Figure 9.6.2 : Comparaison des coûts relatifs des techniques d'épuration de gaz (Don, 1983).....	181
Figure 10-1: Illustration d'un système fixe (ECOSORB) et mobile (ECO TECHNOLOGY).....	185
Figure 10-2: Illustration de l'évolution du débit d'odeur limite en fonction de la hauteur du rejet.	186

Figure 10-3: Principe du dispositif Eolage (Site Internet DELAMET).	187
Figure 10-4: Dispositif Eolage sur un site de stockage de déchets (Photos du site Internet Delamet).	187
Figure 11.1 : Débit d'odeur limite en fonction de la hauteur d'émission (d'après Malan et Pourtier, 2001).	199
Figure 12.1 : Procédure adaptée par les Pays-Bas en matière d'odeur (d'après le « The Netherlands emission guidelines for air », chapitre 3.6, 2003).	218

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Seuils olfactifs et seuils de toxicité de quelques composés	15
Tableau 2.1 : Récapitulatif des composés les plus odorants.	20
Tableau 2.2 : Composés odorants émis par les activités énergétiques.	22
Tableau 2.3 : Produits odorants dans les raffineries et installations industrielles.	23
Tableau 2.4 : Concentrations (mg.m^{-3}) des COV identifiés dans le biogaz de décharge par plusieurs auteurs	29
Tableau 2.5 : Groupes ou composés responsables d'odeurs selon divers auteurs	31
Tableau 2.6 : Liste des 25 composés prioritaires en matière d'impact odorant.....	32
Tableau 2.7 : Moyennes de concentrations pour deux zones d'exposition	33
Tableau 2.8 : Comparaison des moyennes des concentrations obtenues sur 8h pour deux zones d'exposition (« alvéole » et « camions ») avec les valeurs limites de moyenne d'exposition (VME) établies par l'INRS	34
Tableau 2.9 : Emission de COV dans les installations de compostage de déchets ménagers.....	36
Tableau 2.10 : Polluants présents dans les effluents liquides industriels.....	38
Tableau 2.11 : Composés organiques contenus dans les lixiviats de Centres de Stockage de Déchets.	40
Tableau 6.1 : Exemples de solutions de réactif pour un prélèvement spécifique	73
Tableau 6.2 : Limites de détection ($\mu\text{g.m}^{-3}$) en CG/SM estimées pour un rapport signal/bruit de 3 sur le chromatogramme reconstitué à partir des ions spécifiques des amines	83
Tableau 6.3 : Limites de détection ($\mu\text{g.m}^{-3}$) de composés soufrés odorants par SPME – Analyse en chromatographie gazeuse/détection par photométrie de flamme pulsée. (DMS : diméthylsulfure ; DMDS : diméthyldisulfure).....	84
Tableau 6.4 : Principaux éléments comparatifs des méthodes de prélèvement sans concentration. 87	
Tableau 6.5 : Principaux éléments comparatifs des méthodes de prélèvement avec concentration. 87	
Tableau 6.6 : Principaux éléments comparatifs entre les méthodes d'analyse physico-chimique et les capteurs.	88
Tableau 8.1 : Exemples d'application du procédé Nutriox® (Daudon, 1997).....	110
Tableau 8.2 : Concentrations moyennes d'AGV ainsi que la valeur olfactométrique (U.O.S) des vinasses mesurées après un temps de séjour de 72 heures in situ.....	114

<i>Tableau 9.1.1: Produits d'oxydation complète d'hétéro hydrocarbures.....</i>	<i>119</i>
<i>Tableau 9.1.2 : Oxydations thermique et catalytique régénératives : Coûts d'investissement et de fonctionnement.....</i>	<i>124</i>
<i>Tableau 9.1.3 : Traitement de fumées de pâte kraft: caractéristiques de l'effluent odorant.....</i>	<i>124</i>
<i>Tableau 9.1.4 : Traitement de fumées de pâte kraft: caractéristiques et performances du traitement</i>	<i>124</i>
<i>Tableau 9.2.1 : Classification des charbons actifs.</i>	<i>130</i>
<i>Tableau 9.2.2 : Caractéristiques du dispositif.....</i>	<i>134</i>
<i>Tableau 9.2.3 : Performances du dispositif.....</i>	<i>134</i>
<i>Tableau 9.3.1 : Paramètres de transfert pour quelques contacteurs gaz-liquide (d'après Trambouze et al., 1984; Laplanche et al., 1991; Martin, 1991, cité par de Guardia, 1994)</i>	<i>143</i>
<i>Tableau 9.3.2 : Caractéristiques techniques des traitements</i>	<i>146</i>
<i>Tableau 9.3.3 : Consommations constatées sur la station Sainte Suzanne.....</i>	<i>146</i>
<i>Tableau 9.3.4 : Consommations constatées sur la station d'Arbouans.....</i>	<i>147</i>
<i>Tableau 9.3.5 : Performances atteignables en désodorisation chimique</i>	<i>148</i>
<i>Tableau 9.4.1 : Les procédés biologiques :domaines d'application, avantages et inconvénients.....</i>	<i>152</i>
<i>Tableau 9.4.2 : Les procédés biologiques (Diks et Ottengraf, 1991a)</i>	<i>152</i>
<i>Tableau 9.4.3 : Conditions opératoires typiques d'un biofiltre (Deshusses, 1994).....</i>	<i>157</i>
<i>Tableau 9.4.4: Abattements physico-chimiques et olfactifs.</i>	<i>159</i>
<i>Tableau 9.4.5 : Abattements physico-chimiques et olfactifs.</i>	<i>161</i>
<i>Tableau 9.4.6: Performances des biofiltres (Buelna et Turgeon, 2004).....</i>	<i>164</i>
<i>Tableau 9.6.1 : Technologies de traitement des odeurs</i>	<i>179</i>
<i>Tableau 10-1: Relation entre hauteur du rejet et débit d'odeur (circulaire DPPR/SEI).....</i>	<i>186</i>
<i>Tableau 11.1 : Prescriptions générales fournies dans les arrêtés sectoriels</i>	<i>203</i>
<i>Tableau 11.2 : Prescriptions générales fournies dans les arrêtés sectoriels concernant les déchets.....</i>	<i>206</i>
<i>Tableau 11.3 : Prescriptions générales concernant les activités liées au traitement des eaux usées.</i>	<i>208</i>
<i>Tableau 12.1 : Concentrations massiques maximales à l'émission.</i>	<i>214</i>
<i>Tableau 12.2 : Moyens d'évaluation de la « nuisance olfactive » (d'après le « The Netherlands emission guidelines for air, chapitre 3.6, 2003).....</i>	<i>219</i>

Introduction

Les odeurs : contexte général et problématique

Chez l'être humain, l'odorat est un sens relativement peu sollicité. C'est pourtant le plus ancien et le plus primitif de nos sens, un des plus sensibles et un des plus évocateurs: une odeur suffit à faire remonter des souvenirs très anciens, et, dans bien des cas, à modifier notre comportement. Jadis tolérées, les mauvaises odeurs sont aujourd'hui perçues comme une agression. Elles représentent un réel problème pour l'industriel confronté à cette problématique. Prévenir leur formation et leur émanation est une priorité pour ceux qui désirent améliorer leur image de marque et leurs relations avec le voisinage. Les nuisances olfactives représentent en effet aujourd'hui un des principaux motifs de plaintes de la population, après le bruit.

Les composés chimiques à l'origine des odeurs appartiennent majoritairement à la famille des composés organiques volatils (COV), exception faite toutefois de l'ammoniac et de l'hydrogène sulfuré, composés inorganiques très fréquemment rencontrés dans les gaz malodorants. La démarche de traitement d'un problème de nuisances olfactives est pourtant très différente de celle de traitement d'un problème de COV.

Dans ce dernier cas, la problématique est celle d'une réduction des émissions, par action à la source ou mise en place d'un traitement. La nécessité de cette réduction s'explique par des raisons relevant du civisme (de très nombreux COV sont toxiques, cancérigènes, précurseurs de la pollution photochimique), mais aussi de l'obligation réglementaire (directive 1999/13/CE dite « directive solvants » adoptée le 11 mars 1999).

Dans le cas des odeurs, la problématique n'est pas obligatoirement et simplement une réduction des émissions, mais une réduction de la nuisance subie par la population riveraine des émetteurs. Or, dans le cas des odeurs, la réduction de la concentration globale des COV dans l'air n'est pas forcément corrélée avec une réduction de la nuisance. Si les procédés utilisés pour traiter les COV et les composés odorants sont donc sensiblement les mêmes, l'approche des deux problèmes est par contre très différente.

Concernant la mesure des odeurs, il convient de noter qu'aucun appareil de mesure n'est, à ce jour, capable de caractériser une odeur, la gêne qu'elle occasionne, de mesurer son intensité, aussi précisément qu'un nez humain. Cette mesure nécessite de prendre en compte des paramètres, chimiques, physiologiques, hédoniques et sociologiques, ce qui rend extrêmement compliquée la mise au point d'un tel appareil.

Concernant le traitement, les impératifs de respect des normes en vigueur de plus en plus exigeantes et la pression des riverains soucieux de la qualité de leur cadre de vie, impliquent la mise en œuvre de procédés, ou de couplages de procédés, toujours plus performants, mais aussi toujours plus coûteux.

Même si l'éventail des technologies applicables au traitement des odeurs est large, il est toutefois souvent difficile de choisir la technique appropriée. La réponse à la question du choix optimal réside, là encore, dans la prise en compte d'une multiplicité de paramètres : paramètres directement liés au procédé, mais aussi culture d'entreprise, expérience, notoriété et garanties de résultat que peut proposer l'entreprise fournissant la technologie de traitement.

La problématique à laquelle est confronté l'industriel consiste donc à choisir une solution technique la plus appropriée, efficace en terme d'abattement d'odeurs et économiquement acceptable.

Ces différents aspects de la problématique des odeurs sont développés dans les cinq parties qui constituent le document qui suit. La première décrit les généralités sur les odeurs et leurs sources. La seconde expose la méthodologie d'approche et de traitement d'un problème d'odeurs en milieu industriel. La troisième est consacrée à la métrologie des odeurs. La quatrième aborde l'action à la source, les solutions de traitement et de réduction de la nuisance olfactive. La cinquième et dernière partie est dévolue aux aspects législatifs.

Première partie

Les odeurs : perception, caractéristiques et sources

Chapitre 1

Perception et caractéristiques des odeurs

1. Introduction

L'odorat, système de détection très puissant, est paradoxalement souvent considéré comme un sens mineur : sa perte n'est pas considérée comme grave par rapport à celle de l'ouïe ou de la vue. Pourtant, l'importance des sensations olfactives n'est plus à démontrer à l'heure actuelle. Les odeurs sont en effet, avec les poussières et le bruit, l'une des nuisances les plus fortement ressenties par les riverains d'installations industrielles.

L'odeur est une perception. La sensation d'odeur provient de l'interaction entre des molécules chimiques (les composés odorants) et la muqueuse olfactive située dans les fosses nasales. Cette interaction génère un message nerveux qui est transmis au bulbe olfactif puis dans les autres zones du cerveau qui régulent, modulent et interprètent le message olfactif.

Le processus de l'olfaction peut donc être schématiquement décomposé comme suit :

1. Les molécules chimiques (*les odorants*) qui constituent l'*odeur* pénètrent dans les narines jusqu'au fond de la cavité nasale
2. Elles sont captées par des récepteurs (neurones)
3. Ceux-ci transmettent l'information au *bulbe olfactif*
4. Le bulbe transmet l'information neuronale aux différents centres du *cerveau* pour interprétation

Chez l'être humain, les fonctions cognitives - c'est-à-dire notre capacité de tirer des informations de notre environnement, de les organiser et de les analyser instantanément - joue un rôle très important dans le processus de l'olfaction.

La perception des odeurs, comme celle des sons ou des objets, est généralement considérée comme une simple « lecture » de l'état d'un système sensoriel alors qu'en réalité ces sensations passent toujours par le filtre du système cognitif. Pour chaque individu, le goût ou le dégoût pour une odeur résulte du traitement et de la filtration de l'odeur à travers un bagage de souvenirs et d'attitudes associés à cette odeur.

Cette perception qu'est l'odeur met donc en jeu un ensemble de processus complexes :

processus neurosensoriels

processus cognitifs

processus mnésiques

Ces processus permettent à l'homme d'établir des relations avec son environnement olfactif.

De très nombreux facteurs sont susceptibles d'affecter la façon dont nous percevons les odeurs, tant du point de vue de leur intensité que de leur qualité :

notre état physiologique,

notre culture,

les habitudes de vie,

la vision,

le moment de la perception,

les propriétés physico-chimiques des odorants et les mécanismes de transport aérien.

Ce chapitre est consacré à la fois à une description sommaire de l'appareil olfactif, une présentation des caractéristiques des odeurs et des sources d'odeurs industrielles. Il doit permettre d'approcher plus aisément les problèmes liés à l'analyse des odeurs et préparer le lecteur à aborder le traitement des molécules responsables des nuisances olfactives.

2. Description de l'appareil olfactif

2.1. Mécanisme physiologique de l'olfaction

L'anatomie de l'appareil olfactif est relativement bien connue (Lambotte J., 1974 ; Benoit O. et al., 1982 ; Ministère de l'Environnement, 1984). Le siège des sensations olfactives se situe au niveau de la cavité olfactive qui se trouve au sommet et au fond des fosses nasales, branchée en dérivation sur le courant aérien respiratoire (Figure 1.1).

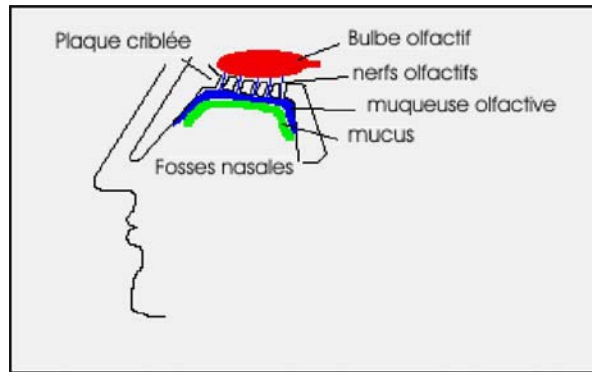


Figure 1.1 : L'appareil olfactif

Cette cavité est tapissée par la muqueuse olfactive, dont l'épithélium est constitué par une mosaïque de cellules réceptrices entre lesquelles s'insèrent des cellules de soutien, le tout reposant sur une couche unique de cellules basales (Figure 1.2).

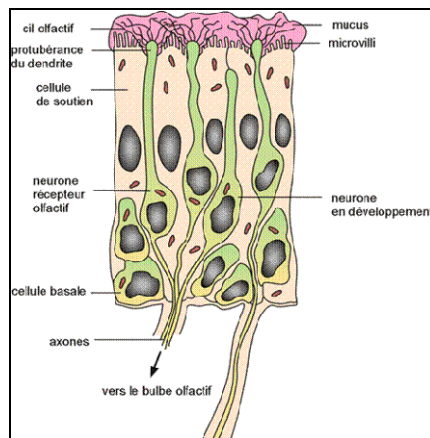


Figure 1.2 : La muqueuse olfactive

Les cellules réceptrices, ou récepteurs olfactifs, sont des neurones bipolaires. Ces neurones ont un seul dendrite portant à son extrémité renflée, appelée vésicule olfactive, de minces et longs filaments (cils olfactifs), eux-mêmes constitués d'une touffe de micro fibrilles. L'ensemble de ces filaments baigne dans le mucus qui recouvre l'épithélium, sécrétion semi liquide issue des glandes de Bowman, spécifiques de la muqueuse olfactive.

Ces mêmes neurones possèdent un axone très fin rejoignant l'un des nombreux faisceaux constituant les racines du nerf olfactif.

La surface de l'épithélium olfactif est approximativement chez l'homme de 10 cm² avec une moyenne de 10000 cellules sensorielles par mm². Ce nombre peut être beaucoup plus élevé chez certaines espèces animales : 60000 chez le porc, 150000 chez le lapin pour une surface d'épithélium égale.

La première étape de la réponse d'un individu à un stimulus olfactif est le transport des molécules odorantes jusqu'au neuro-épithélium olfactif. Pour qu'il y ait un contact

matériel entre les molécules exogènes de la matière odorante et les récepteurs olfactifs, les molécules odorantes doivent se solubiliser dans le mucus (Laing D.G., 1988).

Les molécules odorantes doivent donc (Amoore J.E., 1970 ; Mihara S. et al., 1988) :

être volatiles, pour être transportées par l'air

être hydrosolubles, pour se solubiliser dans la couche de mucus nasal

être liposolubles, pour se solubiliser dans la couche lipidique formant la structure de la membrane cellulaire des cils olfactifs

Ces trois conditions sont essentielles pour que les molécules odorantes puissent parvenir jusqu'aux récepteurs olfactifs.

Les molécules chimiques dissoutes stimulent alors les neurones en se liant à des protéines réceptrices présentes au niveau de leurs cils olfactifs (Fuchs S., 1969 ; Holley A., 1990). Ces protéines induisent ensuite une cascade de messagers intracellulaires aboutissant à la génération d'un potentiel d'action qui se propage le long de l'axone jusqu'au cerveau (Rhein L.D. et al., 1983; Pace U. et al., 1986; Breer H. et al., 1990 ; Boekhoff I. et al., 1990 ; Buck L. et Axel R., 1991) (Figure 1.3).

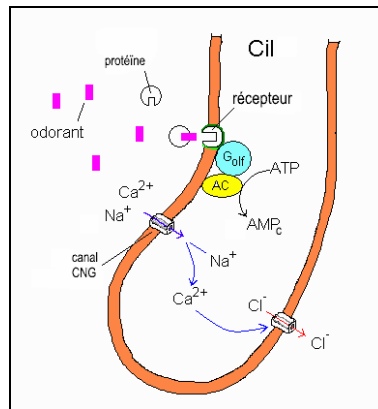


Figure 1.3 : Mécanisme de transduction du signal olfactif

Les cils possèdent quelques dizaines de récepteurs différents nous permettant de sentir plusieurs milliers de types d'odeurs.

Globalement, la réponse à un stimulus olfactif dépend de plusieurs facteurs :

1. Du nombre de molécules qui vont être adsorbées dans le mucus. La concentration de molécules dans le mucus, qui détermine le nombre de molécules susceptibles d'interagir avec les récepteurs olfactifs, représente la mesure la plus exacte de l'intensité du stimulus. Lors d'une inspiration normale, l'épithélium olfactif est atteint par 4% du volume inspiré. Une inspiration rapide est nécessaire pour augmenter le flux gazeux frappant les terminaisons nerveuses (action de flairer). Il faut par ailleurs noter que lors de l'expiration, la butée de l'air sur le fond de la cavité nasale permet la perception de l'odeur des aliments

pénétrés par la voie buccale. L'odorat intervient donc comme complément et stimulant du goût et il est d'ailleurs bien connu qu'un simple rhume suffit à perturber beaucoup les sensations gustatives.

2. De la distribution aléatoire des molécules odorantes sur les différentes protéines réceptrices.
3. Du rythme des stimuli auxquels la muqueuse neurosensorielle est soumise : le rythme ne doit pas être trop rapide afin de laisser le temps nécessaire au rétablissement des conditions de repos.

2.2. Aspects psychologiques de l'olfaction

Les impressions olfactives sont, comme toutes les autres impressions sensorielles, toujours analysées par le cerveau en partie de façon subjective et affective.

2.2.1. Caractères hédonistiques des odeurs

Le goût ou dégoût pour diverses odeurs n'est pas inné, l'éducation y a une large part. L'apprentissage des odeurs s'acquiert en effet au travers des diverses expériences de la vie, le mode d'alimentation et le cadre de vie ayant à ce niveau là une importance toute particulière (Martin G., 1979 ; Holley A., 1990).

Le classement d'une odeur par un individu donné dans la rubrique agréable ou désagréable peut donc avoir pour origine une relation olfactive subconsciente entre cette odeur et une situation associée, vécue précédemment, heureuse ou malheureuse. Il s'agit là de critères d'évaluation individualisés, ce qui illustre bien la difficulté d'apprécier, et plus encore de mesurer une nuisance olfactive dans une population hétérogène.

2.2.2. Caractères qualitatifs des odeurs

A la différence du goût, pour lequel il est possible de définir quatre goûts fondamentaux (salé, sucré, acide, amer), il est impossible de définir une liste d'odeurs fondamentales, même si l'on rencontre quelques tentatives de classification qui s'avèrent n'être en réalité qu'une assimilation grossière de l'odeur de chaque substance à une odeur assez fréquemment rencontrée, et de ce fait, connue.

2.2.3. Phénomène d'adaptation

Lorsque l'on se trouve dans une atmosphère odorante stable, l'excitation nerveuse s'estompe et peut aller jusqu'à s'annuler si l'intensité odorante de départ n'est pas trop élevée. Il est par exemple très facile de constater qu'une simple odeur de cuisine ou de tabac qui frappe en pénétrant dans une pièce n'est plus perçue au bout de quelques minutes.

Ce phénomène se rencontre aussi lorsque l'on est en présence de deux odeurs différentes : l'adaptation à une odeur peut réduire l'intensité perçue d'une seconde odeur (adaptation croisée) (Cains W.S., 1974 ; Cometto-Muniz et al., 1989).

2.2.4. Phénomène de fatigue

L'exposition continue à une odeur constante a pour conséquence, outre le phénomène d'adaptation décrit ci-dessus, l'existence d'un autre phénomène appelé fatigue olfactive.

La fatigue olfactive peut être définie comme l'incapacité d'un individu à percevoir une odeur à des concentrations voisines du seuil de perception lorsqu'il a été soumis à des concentrations plus élevées de la même odeur. Ce même individu reste néanmoins capable de percevoir de brusques variations de concentration.

Ceci est à rapprocher de ce que l'on peut observer pour l'ouïe, où une longue période de vie en ambiance bruyante se traduit par un abaissement progressif de la perception auditive par exemple à 4000 Hz.

Ce phénomène explique l'absence de réaction olfactive de nombreux individus face aux odeurs qu'ils rencontrent sur leurs lieux de travail. Cette fatigue peut d'ailleurs constituer un véritable danger dans le cas où les odeurs inhalées sont liées à un risque toxique.

Il faut enfin noter que la fatigue olfactive ne concerne que l'odeur ou le mélange d'odeurs constituant l'ambiance mais n'affecte pas la perception des autres odeurs.

2.2.5. Troubles de l'odorat

On peut enfin noter qu'il existe de nombreux cas de perturbation de l'olfaction pouvant revêtir une importance particulière au niveau professionnel, notamment dans le cas où des émanations toxiques sont possibles. On distingue les *anomalies quantitatives* (hyposmie, anosmie, hyperosmie) qui correspondent à des anomalies de la sensibilité olfactive, et les *anomalies qualitatives* (parosmies, hallucinations olfactives) qui correspondent, elles, à des perceptions olfactives anormales.

- L'*hyposmie* se traduit par une diminution de la sensibilité olfactive.
- L'*anosmie* consiste en la perte totale de l'odorat.
- L'*hyperosmie* est une exacerbation de la sensibilité olfactive.

Ces affections peuvent être transitoires ou définitives (Un rhume peut entraîner une anosmie relativement prolongée).

- Les *parosmies* correspondent à des distorsions de la sensation olfactive (identification erronée d'une odeur réellement perçue).
- Les *hallucinations olfactives* correspondent à la perception d'une odeur en l'absence de tout stimulus olfactif.

3. Caractéristiques du sens olfactif

Sur un plan général, on peut distinguer trois paramètres caractéristiques du sens olfactif:

la sensibilité

la finesse

3.1. Sensibilité

La sensibilité aux odeurs varie d'un individu à l'autre (dans une proportion allant de 1 à 100). Elle est généralement plus forte le matin. Par ailleurs, les femmes sont connues pour avoir un meilleur odorat que les hommes et les non fumeurs sont plus sensibles que les fumeurs. A partir de 60 ans, s'amorce une baisse de la sensation, de la discrimination et de l'identification des odeurs.

La sensibilité aux odeurs s'évalue par la détermination des seuils de perception olfactifs.

On définit le seuil de perception olfactive individuel comme étant la concentration minimale de composé odorant provoquant une réponse positive d'un sujet, puis une réponse confirmée.

La grande variabilité des sensibilités dans une population normale explique que l'on ait défini un seuil de perception collective correspondant à la concentration minimale provoquant la sensation olfactive pour 50% des membres d'un jury.

Il faut bien noter qu'au niveau du seuil de perception, la qualité d'une odeur n'est pas perceptible. La reconnaissance des caractéristiques qualitatives d'une odeur nécessite une concentration plus élevée, correspondant au seuil d'identification.

3.2. Finesse

La finesse de l'olfaction correspond à la capacité à individualiser les odeurs ou les mélanges d'odeurs. Il s'agit donc là d'une capacité d'appréciation qualitative.

Ce pouvoir de discrimination et d'identification des odeurs est normalement très peu développé chez l'homme en dehors de tout entraînement, hormis chez certaines populations primitives ou chez certains animaux chez qui cette faculté a conservé un rôle de défense.

Certains sujets doués et très entraînés, tels que les "nez" de l'industrie des parfums ont développé ce sens au point d'être capables de reconnaître plusieurs milliers d'odeurs, voire même d'analyser des mélanges complexes d'odeurs.

3.3. Evaluation de l'intensité

L'évaluation de l'intensité de l'odeur constitue une appréciation notablement moins précise que l'appréciation qualitative des odeurs, et de plus éminemment variable d'un individu à l'autre.

Il existe néanmoins, dans des conditions données, un rapport entre la concentration d'une substance odorante et l'intensité perçue.

Dans la pratique, une échelle assez grossière qui définit cinq niveaux de sensation a été élaborée. Cette échelle est la suivante :

0. odeur imperceptible (ou absence d'odeur)

1. odeur juste décelable (seuil de perception)
2. odeur distincte et nette (seuil d'identification)
3. odeur forte que l'on cherche à fuir
4. odeur insoutenable

Une odeur peut donc être considérée comme constituant une nuisance à partir du moment où elle est à l'origine d'une réaction olfactive dépassant le niveau 2.

4. Caractéristiques des odeurs

Les odeurs en tant que telles apparaissent comme n'ayant qu'une réalité subjective, dans la mesure où elles sont indissociables de l'appareil olfactif. Ceci explique certainement le nombre relativement peu élevé de travaux qui leur sont consacrés comparativement à d'autres facteurs d'ambiance tels que le bruit, la température, qui ont, eux, une existence indépendante de toute modalité sensorielle et sont par là même beaucoup plus facilement analysables.

Cette corrélation très étroite entre les odeurs et l'odorat fait que vouloir examiner les problèmes posés par les odeurs revient à examiner sous un angle différent ceux qui ont été étudiés pour l'odorat.

Une odeur peut se définir par sa nature spécifique (qualité de l'odeur), la sensation agréable ou désagréable qu'elle provoque (caractère hédoniste) et par son intensité.

4.1. Intensité

L'odeur étant une perception, la relation entre le stimulus odorant et la réponse faite par les sujets suit des lois psychophysiques semblables à celles connues dans d'autres modalités sensorielles telles que la vision ou l'audition (Wright R.H., 1978).

La loi de **Stevens** permet d'établir une relation entre l'échelle d'intensité du stimulus odorant (concentration du mélange odorant) et l'échelle d'intensité de la sensation olfactive.

$$\log I = n \log (C - C_0) + Cte$$

I = intensité perçue

C = concentration dans l'air inhalé (ppm)

C₀ = concentration au seuil de perception : c'est la concentration donnant une odeur juste décelable.

Le coefficient "n" traduit l'accroissement de l'intensité odorante en fonction de la concentration (généralement compris entre 0,2 et 0,8).

Chaque odeur se caractérise par une courbe que l'on peut tracer entre l'intensité olfactive et sa concentration (courbe log-log). Cette courbe présente un palier d'inodorité (intensité nulle), une branche montante et un palier de saturation (Figure 1.4).

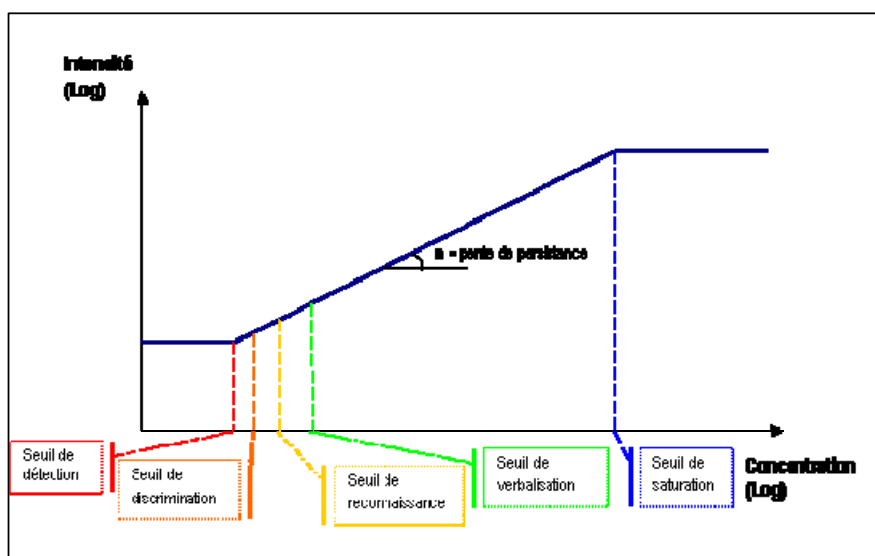


Figure 1.4 : Courbe de Stevens

La pente de la courbe indique la sensibilité de l'odorat à la variation de la concentration du composé odorant :

- si n est faible (0,2), la dilution de la substance a peu d'influence sur sa perception, l'odeur est dite persistante.
- si n est fort (0,8), la dilution réduit largement l'intensité de la perception, l'odeur est dite fugitive.

Si l'on examine les différents phénomènes apparaissant avec l'augmentation du stimulus (augmentation de la concentration des odorants dans l'air inhalé), on observe tout d'abord qu'en deçà d'une certaine concentration, l'odeur du mélange n'est pas perçue (palier d'inodorité). Une fois cette valeur dépassée, l'augmentation de la concentration du mélange odorant présenté au sujet s'accompagne d'une augmentation de l'intensité perçue de l'odeur. Cette relation se poursuit jusqu'à une valeur maximale. Au-delà, le « système olfactif est saturé » et on n'observe plus aucune variation d'intensité, même si la concentration du mélange odorant augmente.

Entre ces deux concentrations extrêmes, on dénombre cinq niveaux croissants de concentrations correspondant à des seuils de réponses olfactives :

- **Le seuil de détection**

Il correspond à la concentration chimique de l'odorant par laquelle le sujet peut détecter la présence d'une odeur sans pouvoir la discriminer d'autres odeurs. Ainsi, ce seuil est considéré comme un point de référence (toutes les odeurs s'y ressemblent puisqu'elles ne

peuvent être discriminées entre elles). Par convention on considère que ce point correspond à une Unité d'Odeur (UO).

- **Le seuil de discrimination**

Quand la concentration en odorants augmente, le sujet dispose de plus d'informations et commence à discriminer deux odeurs entre elles, mais sans être encore capable de les reconnaître. Ce point sur la courbe s'appelle le seuil de discrimination.

- **Le seuil de reconnaissance**

Lorsque la concentration de l'odorant augmente encore, les sujets deviennent capables de reconnaître l'odeur parmi plusieurs autres.

- **Le seuil de verbalisation**

A cette concentration, la stimulation olfactive est suffisante pour permettre au sujet d'associer l'odeur à son expérience et il est en mesure de la nommer. Ce seuil varie très fortement d'un sujet à l'autre et l'écart type n'est pas estimable.

- **Le seuil de saturation**

Il correspond à la concentration chimique au-delà de laquelle le sujet n'observe plus aucune variation de l'intensité odorante, car le système olfactif est saturé.

4.2. Qualité

La qualité de l'odeur est la première information qui parvient au cerveau. Ainsi, le premier réflexe d'un individu est de donner une information de type hédonique plutôt qu'une information de type identification (Lambotte J., 1974 ; Benoit O. et al., 1982 ; Ministère de l'Environnement, 1984).

Selon la classification de Zwaardemaker, on peut généralement associer les odeurs à l'un des neuf groupes suivants :

1. Odeurs éthérées (fruits)
2. Odeurs aromatiques (camphre, amandes)
3. Odeurs fragrances (fleurs)
4. Odeurs ambrosiaques (musc)
5. Odeurs alliacées (ail, soufre, chlore)
6. Odeurs empyreumatiques (odeurs de brûlé)
7. Odeurs capryliques (fromage, graisse, sueur)
8. Odeurs répulsives (punaise, belladone)
9. Odeurs nauséuses (chair ou végétaux en décomposition, matières fécales)

4.3. Acceptabilité

Une odeur peut être agréable, acceptable, désagréable, intolérable.

Là aussi, ce classement est très subjectif, l'accoutumance pouvant être à l'origine d'un glissement de l'appréciation de l'observateur vers la classe acceptable et le jugement porté dépendant, pour une substance donnée, de la concentration de l'odeur.

Généralement, il existe un assez bon accord, dans une population homogène, sur les odeurs considérées comme agréables, désagréables ou intolérables, bien que l'on constate, là encore, des différences d'appréciation individuelles.

Par ailleurs, il faut noter que même si sa qualité ne change pas, une odeur agréable à faible concentration peut s'avérer désagréable à forte concentration, et que certaines substances changent d'odeur en fonction de la concentration.

Ceci explique qu'en matière de prévention des nuisances olfactives industrielles, c'est l'intensité de l'odeur plutôt que son acceptabilité qui sera retenue comme paramètre.

5. Relation Odeurs -Toxicité

Les mauvaises odeurs sont systématiquement à l'origine d'une inquiétude de la population quant à la qualité de l'air qu'elle respire. Les polluants odorants sont pourtant bien plus souvent gênants que toxiques ou nocifs, comme l'illustre le tableau ci-dessous qui montre que la plupart des composés odorants ont un seuil olfactif nettement inférieur à leur seuil de toxicité.

Composé	Seuil de Toxicité (mg/m ³)	Seuil de perception (mg/m ³)
Acétaldéhyde	180	0,38
Acide acétique	25	2,5
Acétone	2400	240
Acroléine	0,25	0,49
Acrylonitrile	45	47
Ammoniac	18	33
Aniline	19	3,8
Benzène	32	15
Diméthylamine	18	0,085
Dioxyde de soufre	13	1,2
Ethyl acrylate	100	0,0019
Ethyl mercaptan	1,25	0,0025
Formaldéhyde	3	1,2
Méthyl éthyl cétone	590	29
Méthyl isobutyl cétone	410	1,9
Méthyl mercaptan	1	0,0042
Méthyl métacrylate	410	0,85
Monochlorobenzène	350	0,97
Monométhylamine	12	0,027
Paracrésol	22	0,0044
Paraxylène	435	2
Perchloroéthylène	670	32

Phénol	19	0,18
Pyridine	15	0,067
Styrène	420	0,2
Sulfure de carbone	60	0,65
Sulfure d'hydrogène	14	0,00066
Toluène	375	8,1

Tableau 1.1 : Seuils olfactifs et seuils de toxicité de quelques composés

On ne peut toutefois négliger le fait que les mauvaises odeurs, lorsqu'elles sont perçues de manière récurrente ont un impact réel sur le bien-être des gens, du simple fait qu'elles sont agaçantes, désagréables ou sources de complications.

Les composés odorants connus pour avoir un effet nocif sur la santé ou des conséquences néfastes autres qu'une simple gêne sont gérés selon les critères relatifs à la qualité de l'air ambiant. La concentration maximale acceptable de certains contaminants spécifiques de l'environnement est définie par la Loi sur l'Air, (dite Loi LePage) 96-1236 du 30/12/1996 qui fixe des dispositions de surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et sur l'environnement :

- Objectifs de qualité : un niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère, fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances pour la santé humaine ou pour l'environnement, à atteindre dans une période donnée ;
- Seuils d'alerte : un niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine ou de dégradation de l'environnement à partir duquel des mesures d'urgence doivent être prises ;
- Valeurs limites : un niveau maximal de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère, fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances pour la santé humaine ou pour l'environnement.

Références

- Benoit O., Pannier G. (1982), Les polluants atmosphériques et les odeurs. Nature, mesure, méthodes d'élimination., Laboratoire Central des Ponts et Chaussées. Rapport de recherche LPC n°117.
- Ministère de l'Environnement (1984), Cahier Technique de la Direction de la Prévention des Pollutions n°15
- Lambotte J. (1974), Nature et mesure des odeurs, Conférence faite au stage d'étude de la pollution atmosphérique, Centre de Perfectionnement Technique
- Laing D.G. (1988), Relationship between the differential adsorption of odorants by the olfactory mucus and their perception in mixtures, 13, 3, 463-471
- Amoore J.E. (1970), Primary odor correlated with molecular shape by scanning computer, J. Soc. Cosmet. Chem., 21, 2, 99-106
- Mihara S., Masuda H. (1988), Structure-Odor relationships for disubstituted pyrazines, Journal of agricultural and food chemistry, 36, 1242-1247
- Fuchs S. (1969), Les odeurs dans l'industrie, note n°650-56-69, Institut National de Recherche et de Sécurité
- Holley A. (1990), Neurophysiologie de l'olfaction, Proceeding Congrès ISF/AFITE Eurexpo Lyon.
- Bronshtein A.A., Minor A.V. (1977), Regeneration of olfactory flagella and restoration of the electroolfactogram following application of Triton X-100 to the olfactory mucosa of frogs, Tsitologija, 19, 33-39
- Rhein L.D., Cagan R.H. (1980), Biochemical studies of olfaction : isolation, characterization, and odorant binding activity of cilia from rainbow trout olfactory rosettes, Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 77, 4412-4416
- Rhein L.D., Cagan R.H. (1983), Biochemical studies of olfaction : binding specificity of odorants to a cilia preparation from rainbow trout olfactory rosettes, J. Neurochem., 41, 569-577
- Pace U., Hanski E., Salomon Y., Lancet D. (1985), Odorant-sensitive adenylate cyclase may mediate olfactory reception, Nature, 316, 255-258
- Sklar P.B., Anholt R.R.H., Snyder S.H. (1986), The odorant-sensitive adenylate cyclase of olfactory receptor cells : differential stimulation by distinct classes of odorants, J. Biol. Chem., 261, 15538-15543
- Breer H., Boekhoff I., Tareilus E. (1990), Rapid kinetics of second messenger information in olfactory transduction, Nature, 345, 65-68
- Boekhoff I., Tareilus E., Strotmann J., Breer H. (1990), Rapid activation of alternative second messenger pathways in olfactory cilia from rats by different odorants, EMBO J., 9, 2453-2458

Buck L., Axel R. (1991), A novel multigene family may encode odorant receptors : a molecular basis for odor recognition, *Cell*, 65, 175-187

Martin G. (1979), Les odeurs industrielles Perception-Analyse-Traitement, *Bulletin de l'union des physiciens*, 1383-1401

Cains W.S. (1974), Perception of odor intensity and the time-course of olfactory adaptation, *Ashrae Trans*, 80, 53-75

Cometto-Muniz J.E., Garcia-Medina M.R., Calvino A.M. (1989), Perception of pungent odorants alone and in binary mixtures, *Chem. Senses*, 14, 1, 163-173

Wright R.H. (1978), The perception of odor intensity : physics or psychophysics?, *Chem. Senses Flavour*, 3, 1, 73-79

Chapitre 2

Sources de composés odorants

1. Origine et nature des composés odorants

1.1. Les sources potentielles d'odeurs (gazeuses, liquides et solides)

Toutes les sources d'odeurs quelles qu'elles soient sont responsables d'un dégagement de composés odorants dans l'atmosphère. La phase gaz doit toujours exister et cela passe obligatoirement soit par la présence d'une phase gazeuse odorante seule (milieu monophasé) soit par l'existence d'équilibres diphasiques (gaz-liquide ; gaz-solide) ou multiphasiques (gaz-liquide(s)-solide(s)).

L'importance de l'impact odorant dépend de la composition et de la concentration des composés odorants dans la phase gazeuse émise, mais aussi du flux d'émission. Les équilibres entre phases étant des équilibres thermodynamiques, cet impact odorant dépend donc de la température. En général, une élévation de température augmente l'élution des composés odorants, donc l'impact odorant. De même un balayage gazeux au niveau de l'émission augmente fortement la quantité de produits dégagés. Une action mécanique, comme par exemple un remuage des déchets ou un brassage d'une solution odorante, va dans le même sens.

Il s'y ajoute l'aspect cinétique de la production en phase vapeur d'un polluant, qu'il s'agisse d'un équilibre physique de vaporisation d'un odorant liquide ou d'une réaction chimique avec production de molécules odorantes.

La surface d'émission est également un paramètre à prendre en compte. Elle dépend du conditionnement de la surface. Une source confinée dans une enveloppe totalement étanche n'a pas d'impact odorant à l'extérieur.

Tous ces paramètres influencent la concentration des composés odorants dans les gaz émis. Notons enfin qu'un impact odorant sur une cible quelconque nécessite un vecteur pour transférer les composés odorants de la source à la cible. Ce transfert est plus ou moins conservatif de la puissance odorante, à cause de la variation de concentration des composés odorants durant ce transfert cible-source. L'exemple le plus courant est la diminution de concentration avec la distance source-cible lors de la dispersion dans l'atmosphère à cause de l'augmentation de la surface de dispersion.

Une source potentielle d'odeurs est donc capable d'émettre des composés odorants gazeux. Ces composés odorants gazeux peuvent exister depuis la mise en place de la source sous forme de gaz adsorbés, liquides ou dissous dans une phase liquide. C'est par exemple le cas de solvants divers éventuellement présents dans les déchets ménagers. Une autre source de composés odorants est le déroulement de réactions dont certains produits sont odorants. Les quantités de réactifs présents conditionnent évidemment les quantités de produits odorants émises. Le stockage volontaire ou non de produits réactifs, par exemple le séjour des matières organiques dans des canalisations d'égout, fait avancer les réactions de maturation et les produits résultant sont ainsi plus émissifs.

Les sources potentielles d'odeur ont une action chronique ou accidentelle. L'action chronique correspond à l'acceptation du pollueur de rejet à l'atmosphère de polluants odorants dans le procédé d'exploitation d'une activité. Ce choix délibéré dépend souvent de l'impossibilité de trouver une solution économiquement et techniquement viable au problème et de la législation en cours.

C'est par exemple le cas du dépôt de déchets dans une alvéole de stockage. Ce rejet chronique peut d'ailleurs être intermittent, des conditions défavorables (par exemple élévation de température en été) conduisant à des nuisances olfactives reproductibles périodiquement.

Il en est tout autre des nuisances accidentelles qui correspondent à des anomalies de fonctionnement (rupture du confinement d'une substance odorante, panne d'un procédé de traitement d'une phase odorante (arrêt d'un lavage, extinction d'une torchère, etc.)). Ces nuisances accidentelles sont souvent d'une grande intensité, car c'est souvent le niveau de pollution qui impose la mise en place d'un procédé de traitement.

1.2. Origine et nature des composés odorants

Les principales familles chimiques des composés odorants sont : les alcools et phénols, les aldéhydes et cétones, les acides organiques, les esters, les terpènes, l'ammoniac et les amines, les composés benzéniques, les hydrocarbures non cycliques, les mercaptans et soufrés réduits ainsi que l'hydrogène sulfuré et le sulfure de carbone, le dioxyde de soufre et les acides minéraux.

A l'intérieur de chaque famille chimique, le pouvoir odorant dépend des propriétés intrinsèques de la molécule, mais aussi de sa volatilité. Les alcools, aldéhydes et cétones, acides organiques et esters proviennent de la fermentation des hydrates de carbone. Selon le degré d'oxydation, on s'arrête à alcools, aldéhydes et cétones puis acides organiques. La présence simultanée d'alcools et acides organiques et la réactivité entre ces deux familles conduisent à la naissance d'esters. Les composés benzéniques et autres molécules cycliques comme les terpènes proviennent de la dégradation de molécules cycliques originelles plus lourdes. L'ammoniac et les amines proviennent de la dégradation biologique aérobie ou anaérobie des acides aminés ou protéinés et des déchets azotés comme les composants de l'urine. En ce qui concerne la naissance des composés soufrés, SO₂ est dû à des phénomènes d'oxydation alors que les composés soufrés réduits, H₂S et les mercaptans sont dus à la réduction bactérienne des sulfates et composés organiques soufrés.

Les descriptions précédentes résument les grandes filières de création de composés odorants à partir de la dégradation de la matière organique. Mais les composés odorants peuvent aussi être dégagés par l'activité industrielle. Par exemple les solvants chlorés peuvent provenir des activités de dégraissage avec une dégradation microbienne dont le stade ultime est pratiquement toujours la formation de chlorure de vinyle. L'industrie du polystyrène conduit à des dégagements importants de styrène. La peinture automobile dégage butanol, xylène, acétates de butyle et d'éthyle, etc. qui sont des composants des peintures utilisées.

Les composés les plus odorants avec l'odeur correspondant à chaque composé ainsi que leur limite de détection par l'homme sont regroupés dans le tableau 2.1. Ce seuil concerne un composé odorant pris seul, car le problème est beaucoup plus complexe dans le cas de mélanges de composés odorants.

Composé	Formule	Odeur	Limite de détection* ppbv
Composés soufrés			
Hydrogène sulfuré	H ₂ S	Oeuf pourri	0,5 [1]
Sulfure de carbone	CS ₂	Désagréable	7,7 [1]
Diméthyl sulfure	CH ₃ -S-CH ₃	Légumes pourris	1,0 [1]
Diméthyl disulfure	(CH ₃) ₂ S ₂	Légumes pourris	0,026 [1]
Diméthyl trisulfure	(CH ₃) ₂ S ₃	Légumes pourris	1,2 [1]
Méthyl mercaptan	(CH ₃) SH	Légumes pourris	0,02 [1]
Ethyl mercaptan	C ₂ H ₅ -SH	Légumes pourris	0,01 [1]
Alkyl mercaptan	C ₃ H ₇ -SH	Aillé	0,1 [1]
Propyl mercaptan	C ₃ H ₇ -SH	Déplaisante	0,1 [1]
Anyl mercaptan	C ₄ H ₁₁ -SH	Putride	0,02 [1]
Benzyl mercaptan	C ₆ H ₅ -CH ₂ -SH	Déplaisante	0,3 [1]
Thiophénol	C ₆ H ₅ -SH	Putride, aillé	0,3 [1]
Dioxyde de soufre	SO ₂	Irritant	449 [1]
Diéthyl sulfure	(C ₂ H ₅) ₂ S	éthérée	4,4 [2]
Composés azotés			
Ammoniac	NH ₃	Irritant	38,3 [1]
Méthylamine	(CH ₃)NH ₂	Poisson, âcre	19,5 [1]
Diméthylamine	(CH ₃) ₂ NH	Poisson, urine	46,0 [1]
Triméthylamine	(CH ₃) ₃ N	Poisson, âcre	0,046 [1]
Ethylamine	C ₂ H ₅ NH ₂	Âcre	950 [2]
Indole	C ₈ H ₇ NH	Fécal, nauséabond	0,6 [2]
Scatole	C ₉ H ₇ NH	Fécal, nauséabond	0,14 [3]
Cadavérine	NH ₂ (CH ₂) ₅ NH ₂	Viande avariée	0,18 [3]
Acides gras volatils			
Acide formique	HCOOH	Vinaigre	24 [1]
Acide acétique	CH ₃ COOH	Rance	1019 [1]
Acide propionique	CH ₃ CH ₂ COOH	Rance	27,8 [1]
Acide butyrique	CH ₃ (CH ₂) ₂ COOH	Déplaisant	0,3 [1]
Acide valérique	CH ₃ (CH ₂) ₃ COOH		0,6 [1]
Alcools			
Méthanol	CH₃OH	Alcool	9950 [1]
Ethanol	C ₂ H ₅ OH	Alcool	342 [1]
butanol	C ₄ H ₉ OH	Alcool	1,8 [3]
Phénol	C ₆ H ₅ OH	Médicinale	46 [1]
Crésol	C ₆ H ₄ CH ₂ OH	Médicinale	0,28 [2]
Esters			
Acétate de propyle	CH₃COO(CH₂)₂CH₃	Fruit	670 [2]
Acétate de butyle	CH₃COO(CH₂)₃CH₃	Caoutchouteux	320 [2]
Acétate d'éthyle	CH ₃ COOCH ₂ CH ₃	Herbeux	3900 [2]
Aldéhydes			
Acétaldéhyde	CH ₃ CHO	Fruit	0,1 [3]
Formaldéhyde	HCHO	Âcre	100 [2]
Butyraldéhyde	C ₃ H ₇ CHO	Rance	13 [2]
Propionaldéhyde	CH ₃ CH ₂ CHO	Rance	72 [2]
Isovaléraldéhyde	iso C ₄ H ₉ CHO	Fruit pomme	
Cétones			
Acétone	CH₃COCH₃	Sucré, mentolé	464 [1]
Butanone	CH ₃ CO(CH ₂)CH ₃	Sucré, mentolé	250 [1]
2-pentanone	CH ₃ CO(CH ₂) ₂ CH ₃	Sucré	7970 [1]
Méthylisobutylcétone	CH ₃ COCH ₂ CH(CH ₃) ₂	Fruit doux	5400 [2]
Benzéniques			
Benzène	C ₆ H ₆	Douceâtre	2300 [2]
Toluène	C ₆ H ₅ CH ₃	Naphtalénique	82 [2]
Xylène	C ₆ H ₄ (CH ₃) ₂	Aigre	5,1 [2]
1,3,5 triméthylbenzène	C ₆ H ₃ (CH ₃) ₃	Aigre	40 [2]
Ethylbenzène	C ₆ H ₅ CH ₂ CH ₃	Aigre	2300 [2]
Composés chlorés			
Trichloréthylène	CHClCCl ₂	Solvant	28000 [2]
Terpènes			
Limonène	C ₁₀ H ₁₆	Citron	500 [2]
Pyréne	C ₁₀ H ₁₆	Forêt	10000 [2]

Tableau 2.1 : Récapitulatif des composés les plus odorants.

*lorsque plusieurs valeurs existent, la limite inférieure a été retenue.

[1] (Parker et al., 2002)

[2] (Senante et al., 2003)

[3] (Popescu et al., 1998)

1.3. Composition des émissions odorantes

Une émission odorante peut être due au dégagement d'un seul composé odorant ou d'un mélange plus complexe.

Le premier cas correspond souvent à la mise en œuvre d'un procédé industriel. Par exemple, la combustion du soufre pour la fabrication de SO₂ produit, intermédiaire dans la fabrication de l'acide sulfurique, amène au dégagement dans l'atmosphère de SO₂ seul lorsque le confinement présente des défauts.

Les mélanges les plus complexes sont dus à la dégradation de la matière organique. (Parker et al., 2002) font état de l'émission de plus de cinq cents composés à partir d'une alvéole de stockage d'ordures ménagères en exploitation.

Mais les propriétés odorantes ne sont pas additives. Un parallèle peut d'ailleurs être fait entre l'odorat et le goût : comme la saveur d'un condiment peut être adoucie ou exacerbée par la présence d'autres produits dans la préparation culinaire, deux composés odorants (ou plus) peuvent s'annihiler partiellement ou augmenter fortement l'odeur résultante.

Le problème est encore plus complexe car le pouvoir odorant n'est pas en relation avec la concentration du produit correspondant. L'exemple le plus connu est celui d'H₂S détectable par le nez humain à l'état de trace (environ 0,1 ppmv) et anesthésiant de l'odorat humain quand sa teneur dépasse 100 ppmv et qui devient alors particulièrement dangereux.

De façon générale, il n'y a pas relation directe entre toxicité et odeur : des composés inodores comme l'oxyde de carbone peuvent être très dangereux et inversement.

Toutes ces substances peuvent être classées selon le seuil de reconnaissance à 100 % ("odor recognition threshold") teneur en ppmv, pour laquelle 100 % des personnes d'un "jury" reconnaissent l'odeur présentée :

Seuil le plus élevé : Alcanes
Aromatiques BTX
Alcools
Alcanes chlorés
Amines
Acides organiques
Alcènes
Aldéhydes
Sulfures
Disulfures
Trisulfures
Mercaptans saturés
Seuil le plus bas : Mercaptans insaturés

La composition dans la phase gazeuse d'un mélange odorant dépend du débit de fuite ou de l'équilibre de désorption (si présent dans phase liquide ou solide) pour les composés dont l'état d'existence est purement gazeuse (exemple H₂S).

Par contre pour les substances existant à l'état liquide dans les conditions opératoires, la concentration dans la phase gazeuse est en relation avec la volatilité du produit quantifié

par sa pression de vapeur saturante, volatilité qui pourra être modifiée dans le cas d'une solution à cause des lois thermodynamiques correspondantes.

2. Les principaux secteurs d'émission de composés odorants

Tout d'abord cette énumération ne peut pas être considérée comme exhaustive, à cause des efforts entrepris pour limiter ou supprimer le dégagement de mauvaises odeurs et à cause de la mise en place incessante de nouvelles activités et la disparition d'activités anciennes.

Toutefois les industries les plus polluantes sont les industries traditionnelles existant depuis de nombreuses années. Les seules modifications concernent les traitements des émissions pour être en conformité avec la législation qui est de plus en plus contraignante. Mais les émissions restent les mêmes, car il n'y a pas ou peu d'évolution dans les procédés industriels. C'est pourquoi nous avons fait appel pour notre rédaction à des compilations existantes (Martin et al., 1991) (Bouscaren, 1984).

Pour comparer les émissions de composés odorants, et également parce que il n'existe que ce type de données dans la littérature, nous avons fait appel aux concentrations de polluants.

2.1. Production d'énergie, industries lourdes, industries chimiques

En ce qui concerne la production d'énergie, la quasi totalité des émissions odorantes provient de la pétrochimie depuis que l'activité liée au charbon (cokeries, gazéification du charbon) a disparu du fait du manque de matière première (fermetures des mines). Toutes les autres filières de production d'énergie (énergies renouvelables, nucléaire) ne produisent pas d'odeur.

Nous ne considérons pas dans le secteur énergétique, mais plutôt dans les procédés de traitement les filières d'élimination telles qu'unités d'incinération, installations de combustion du biogaz, même s'il y a production d'énergie (cf. tableau 2.2).

Activité énergétique	Source	Produit odorant mg.m ⁻³
Raffineries	Gaz et systèmes de récupération de gaz	SO ₂ , H ₂ S, NH ₃ , HC, acides, aldéhydes et mercaptans
Gaz naturel	Distillation et crackage catalytique	SO ₂ , NH ₃ , aldéhydes, HC
Gaz de combustion	Stockage	HC
		HC, H ₂ S (19,5)
		HC, SO ₂ (100-3000)

Tableau 2.2 : Composés odorants émis par les activités énergétiques.

Les composés les plus odorants sont les composés soufrés qui proviennent de la dégradation de molécules existant dans le pétrole (Thomas Danguin, 1997). Dans le pétrole brut, le soufre est principalement présent sous forme de dérivés du thiophène (alkyl-, benzo-, dibenzo-) et à plus faible proportion de thiols, de sulfures et disulfures.

Les liaisons dans les sulfures et disulfures sont peu stables thermiquement et conduisent à la formation d'H₂S. La maturation thermique du pétrole conduit à la formation de thiophènes et alkylthiophènes à température modérée (< 250°C) et aux benzo, dibenzo et naphthothiophènes à température plus élevée.

Les composés volatils se retrouvent en quasi totalité en phase vapeur et les composés non ou peu volatils sont concentrés dans les résidus de distillation, c'est à dire les bitumes.

Nous nous intéressons à l'industrie chimique lourde (souvent chimie inorganique), aux multiples industries chimiques diverses que nous essaierons de regrouper en secteurs d'activité en y incluant les applications des produits élaborés comme la peinture automobile, toutes ces activités étant relativement émissives en composés odorants.

La quasi totalité des activités industrielles se déroule en usine ou atelier. Des applications peuvent toutefois avoir lieu sur site : un des produits issu des raffineries de pétrole est le bitume avec une application en plein air de produit chaud étalé sur de grandes surfaces dans le cas de la réalisation de revêtements routiers. La quantité totale d'odorants émis est alors importante, mais limitée dans le temps avec une diffusion rapide des polluants dans l'atmosphère du fait de leur température. Les produits émis sont (Godinot, 1999) des thiols et disulfures, dans une moindre mesure du fait de leur faible volatilité des thiophènes, des benzéniques (acide benzoïque, triméthyl benzène, alkylbenzènes), des dérivés de l'indane, des acides gras volatils (pentanoïque à heptanoïque), des aldéhydes et cétones, des alcanes et alcènes, tous ces composés avec des masses molaires élevées (minimum en C₁₁), du fait de la provenance des bitumes.

Nous avons regroupé dans le tableau 2.3 les informations concernant les émissions dues aux activités industrielles. Aucune valeur n'a été reportée car les quantités émises dépendent fortement de la qualité des installations de traitement.

Industrie	Source	Produit odorant
Industrie Chimique Inorganique	Engrais et phosphates Acide phosphorique Soude Acides nitrique sulfurique et chaux	NH ₃ , aldéhydes, SO ₂ SO ₂ , H ₂ S, aldéhydes NH ₃ NH ₃ , aldéhydes, SO ₂
Industrie Chimique Organique	Chimie organique Peintures Plastiques Caoutchouc Savons, détergents Textiles Bois, papier	Mercaptans, NH ₃ , HC, SO ₂ , acides NH ₃ , HC, SO ₂ , aldéhydes, acides, amines, alcools, esters NH ₃ , HC, SO ₂ , aldéhydes, acides NH ₃ , HC, SO ₂ , aldéhydes, acides NH ₃ , HC, SO ₂ , aldéhydes, acides NH ₃ , HC, SO ₂ , aldéhydes, acides Mercaptans et sulfures, H ₂ S, CS ₂ , aldéhydes

Tableau 2.3 : Produits odorants dans les raffineries et installations industrielles.

Nous pouvons toutefois noter qu'en l'absence de traitement, les émissions de composés volatils peuvent atteindre 100 mg.m⁻³ pour les produits majoritaires au niveau de l'industrie du bois et du papier, de la peinture automobile, et atteindre 200 mg.m⁻³ pour le styrène dans le cycle de fabrication du polystyrène.

Ces industries présentent en plus des spécificités :

- ° émissions de soufrés pour les fabrications de pâtes à papier ([H₂S]>1000 mg.m⁻³), de papier ([MeSH] = 100 mg.m⁻³, [Me₂S] = 50 mg.m⁻³, [Me₂S₂] = 40 mg.m⁻³, [SO₂] = 216 mg.m⁻³), de viscose ([H₂S] = 2500 mg.m⁻³, [CS₂] = 1250 mg.m⁻³) ;

- ° émissions de solvants dues aux peintures automobiles (acétate de butyle et d'éthyl glycol, xylène, toluène, butanol à des teneurs comprises entre 10 et 60 mg.m⁻³ ; les fours de cuisson présentent des émissions plus concentrées, essentiellement en alcools aliphatiques avec des teneurs totales en alcools de l'ordre de 500 mg.m⁻³.

Il faut enfin noter l'omniprésence de NH₃, SO₂ et H₂S dans la plupart des procédés industriels.

2.2. Secteur agricole et agroalimentaire

Dans le secteur agricole, les émissions odorantes sont limitées, en termes de secteurs d'activité concernés par la problématique. Elles sont essentiellement dues aux déjections animales (élevage) et à leur utilisation comme engrais (fumier, lisier de porc). On se rapproche de la notion de déchet et les mélanges émis sont complexes avec la présence d'acides organiques volatils, d'aldéhydes, de cétones, d'esters, d'amines, de sulfures et d'H₂S, de mercaptans, d'ammoniac et de composés azotés hétérocycliques. Les produits majoritairement émis sont H₂S et NH₃ avec des concentrations de l'ordre de 20 mg.m⁻³ et de 0,1 mg.m⁻³ pour les autres composants odorants. Plus spécifiquement, les porcheries génèrent des flux de mercaptans, d'aldéhydes, d'acides (propionique et butyrique), et d'alcools alors que les lisiers de porc sont porteurs de disulfures et triméthylamine. Il faut noter qu'une élévation de température augmente fortement ces concentrations (jusqu'à un facteur 2 pour un ΔT de 8°K).

Nous n'avons pas inclus dans les activités agricoles les compostages qui seront traités dans la partie gestion des déchets, ni les équarrissages et les fabrications de farine de poisson traités ci-dessous dans l'agroalimentaire.

Dans l'agroalimentaire, beaucoup d'activités sont très peu odorantes. Il existe par contre quelques activités de valorisation de matières premières (fabrication de levures, sucreries) et surtout les industries des sous-produits d'animaux (équarrissage, fabrication de farine de poissons) qui sont très polluantes. Les industries de conserverie et la restauration (qui utilise des produits issus de l'agroalimentaire) sont également polluantes. Mais chaque unité a ses spécificités dues aux produits préparés ce qui nous a contraint à ne pas prendre en compte ce volet de la valorisation des produits issus de l'agroalimentaire.

Dans la fabrication des levures, en raison des phénomènes de fermentation, on trouve dans les émissions de fortes proportions d'alcools (méthanol, éthanol, n-butanol, isobutanol) de cétones (acétone, méthyléthylcétone, diéthylcétone) et d'acides organiques (acide butyrique, isobutyrique, valérique, propionique et capronique) avec des teneurs pouvant atteindre les 20 mg.m⁻³.

Les fabrications de farines de poissons dégagent des quantités importantes d'ammoniac (jusqu'à 150 mg.m⁻³) et des quantités plus faibles de (2 à 17 mg.m⁻³) d'amines (triméthylamine, éthylamine et diméthylamine).

Les abattoirs dégagent H₂S, NH₃, des mercaptans, des amines, des aldéhydes et des acides gras volatils. Dans le cas des équarrissages, l'essentiel des émissions provient des incondensables de cuisson avec des proportions très élevées en produits odorants (gamme de concentration en mg.m⁻³ : H₂S et mercaptans 100-1000 ; NH₃ 500-1500 ; méthylamine 1-5 et triméthylamine 10-60 ; éthylamine 0-10 ; diméthylamine 10-30 ; acétaldéhyde 3-20 ; propionaldéhyde 1-20 ; acétone 5-10 ; acide butyrique 0-10).

2.3. Gestion des déchets : centres de stockage et d'enfouissement, compostages, stations d'épuration, etc...

Par contre, il était nécessaire d'actualiser les connaissances en ce qui concerne la gestion des déchets à cause de l'aspect polluant de cette activité et à la possibilité de choix entre les diverses filières de stockage et traitement des déchets. Il est difficile dans ce cadre de différencier déchets solides et déchets liquides car les deux phases sont très souvent associées soit au niveau genèse des déchets (déchets solides et lixiviats dans les Centres de Stockage de Déchets) ou au niveau traitement des déchets (liquides et boues dans les Stations d'Épuration). C'est d'ailleurs dans ces situations à deux phases que les dégagements d'odeurs sont les plus importants car les systèmes de déchets monophasés sont généralement mieux confinés lors des phases de transport (transport des déchets solides en camions fermés et transport des déchets liquides sous canalisations).

En ce qui concerne la manipulation des déchets, les déchets liquides peuvent être manipulés en circuit étanche alors que les déchets solides sont manipulés par des engins spécifiques ou de Travaux Publics.

2.3.1. Déchets solides

Nous limiterons essentiellement cette partie à l'étude des déchets "environnementaux", et nous parlerons peu des déchets industriels, car chaque cas est un cas particulier et comme le déchet industriel est un sous-produit du processus de fabrication, l'élimination des odeurs dues à ce déchet industriel est déjà normalement prise en compte dans le procédé industriel. Pour les déchets dangereux ou particulièrement émissifs ou malodorants des traitements spécifiques sont mis en place, enfouissement (exemple : amiante) ou traitement thermique (exemple : incinération ou combustion pour des déchets chargés de solvants ou HAP). De ce fait l'impact odorant est limité à la manipulation et au transport et est donc peu important. Il en va tout autrement des déchets ménagers et assimilés qui sont soit stockés dans des Centres de stockage de Déchets Ultimes, soit incinérés.

Il faut toutefois prendre en compte les effluents liquides industriels. Pour limiter les rejets, des stations d'épuration sont implantées sur les sites concernés, ce qui crée localement un impact odorant important dont les causes seront évoquées plus loin dans la gestion des déchets liquides.

Il est de même pour la pollution des sols. Dans le cas d'une pollution industrielle, la gestion des odeurs est spécifique à la nature du polluant. Les pollutions les plus fréquemment rencontrées sont les pollutions par les produits pétroliers (accidents de transport, fuites sur les stockages), les HAP (anciennes cokeries), les solvants chlorés (dépôts de solvants).

L'enfouissement également clandestin de déchets organiques donnera une pollution identique (en ce qui concerne les produits émis) à un stockage technique de déchets. Les trois sources principales dans la gestion des déchets sont les Centres de Stockage des Déchets (CSD, ancienne appellation CET : Centre d'Enfouissement Technique), les stations de compostage et les Stations d'Épuration des eaux usées.

Le stockage temporaire des déchets dans les poubelles et leur transport (pour les transports à l'air libre de plus en plus rares) sont également générateurs d'odeurs, dont la nature est évidemment identique à celles des déchets frais manipulés dans les CSD (voir ci-dessous).

Stockage et enfouissement des déchets solides

Des autorisations d'exploitation ont été délivrées pour un certain nombre de Centres de Stockage de Déchets jusqu'aux environs des années 2020. Ces Centres reçoivent essentiellement des déchets ménagers et assimilés. Ceci nous a donc conduit à nous intéresser en détail aux émissions odorantes correspondantes, car l'impact odorant est important en particulier au niveau des populations environnantes. C'est d'ailleurs pour cette raison que des techniques de prétraitement des déchets avant enfouissement sont mises au point actuellement (prétraitement biologique, recirculation des lixiviats). Mais il est trop tôt pour avoir une idée exacte de la diminution de l'impact odorant puisque la première unité de prétraitement biologique a commencé en France à fonctionner en 2004 à Mende. Nous nous intéressons donc seulement à l'enfouissement sans prétraitement. La totalité des résultats sont donnés en concentration de polluants pour deux raisons :

- beaucoup de mesures sont effectuées sur le biogaz, biogaz considéré comme un vecteur d'odeurs,
- pour les quelques mesures dans l'air (à notre connaissance (Davoli et al., 2003) (Chiriac, 2004)) les valeurs sont aussi exprimées en concentration car il est quasiment impossible de mesurer un flux pour des zones en activité (déchargement et compactage des déchets).

Les sources d'émissions odorantes dans un CSD sont nombreuses (Parker et al., 2002) (Senante et al., 2003). Nous évoquerons les principales qui représentent 95 % au moins du potentiel émissif d'un CSD. Ce sont : la manipulation des déchets à l'arrivée principalement, le déchargement des camions, l'épandage et le compactage à la surface de l'alvéole en exploitation, l'alvéole elle-même, même si elle est recouverte temporairement par une couche de terre selon les possibilités d'exploitation, des défauts d'étanchéité sur les barrières de confinement des alvéoles anciennes, les fuites sur le réseau biogaz la collecte et le traitement des lixiviats et enfin les gaz issus des torchères de combustion du biogaz. Nous devons y ajouter les émissions plus temporaires comme par exemple la rupture des barrières de confinement des alvéoles anciennes lors des travaux de génie civil de mise en service d'une nouvelle alvéole (Devauil, 2001). Les contributions de chaque poste à l'émission totale dépendent des techniques de gestion du site et de l'état des installations. La nature des composés odorants émis dépend du degré de maturation des déchets (Popescu et al., 1998) (Davoli et al., 2003). Nous effectuerons donc d'abord un inventaire des produits odorants émis par les déchets frais et les déchets anciens.

Les concentrations totales sont faibles puisque dans le biogaz issu d'un CSD, la somme des concentrations en COV est quasi toujours inférieure à 2 %. Il est donc utile, étant données ces faibles concentrations de connaître les limites de détection olfactive des composés odorants produits par les CSD. Ces limites varient d'un auteur à l'autre, mais l'ordre de grandeur reste le même. Cette information est suffisante car les seuils de détection sont fournis pour des produits purs (1 COV seul dans l'air de dilution) alors que sur le terrain nous avons affaire à des mélanges complexes regroupant une centaine de COV plus ou moins odorants et les propriétés odorantes ne sont simplement pas additives. Mais la limite de détection donne une information sur le potentiel d'impact odorant de chaque composé.

Les rejets gazeux des Centres de Stockage de Déchets constituant des mélanges très complexes, il nous a paru utile d'examiner d'abord la composition de ces rejets, ce qui permet de définir la provenance des divers composants de ces mélanges et nous nous intéresserons ensuite aux polluants ayant un impact odorant.

L'essentiel de cette étude bibliographique provient de la thèse de Rodica CHIRIAC (Chiriac, 2004). Nous avons conservé la détermination de la provenance des COV émis, suivie d'une synthèse des mesures quantitatives (Allen et Al., 1997).

Une étude bibliographique récente (Parker et al., 2002) recense plus de 500 composés présents dans les gaz issus de décharges d'ordures ménagères, leurs type et concentration dépendant de la nature et de la composition du déchet déposé à la décharge et pouvant se modifier suite à des processus chimiques et biologiques qui ont lieu à l'intérieur de la décharge. Ces composés peuvent provenir Allen et Al., 1997) :

- de la dégradation anaérobie des déchets. On peut identifier 3 groupes principaux de composants (Allen et al., 1997) :

a). *composants contenant de l'oxygène ;*

b). *composants contenant du soufre ;*

c). *hydrocarbures (HC).*

- de la volatilisation des composants qui se trouvent dans les déchets stockés (traces anthropogéniques) et de ceux provenant du mélange des différents déchets stockés. Ils peuvent être différenciés en deux groupes (Christensen et al., 1996):

d). *HC aromatiques ;*

e). *HC chlorés.*

a). *Composants contenant de l'oxygène*

Les composants contenant de l'oxygène sont générés lors de la dégradation de la matière organique contenue dans le déchet. Il s'agit d'alcools, de cétones, d'esters, d'acides carboxyliques et de furanes : éthanol, méthanol, 1-propanol, 2-propanol, 1-butanol, 2-butanol, acétone, butanone, pentanal, hexanal, acétate de butyle, butanoate de propyle, acétate de propyle, acide acétique, acide butyrique, furane, méthyle furanes, tétrahydrofurane.

Ces composants contenant de l'oxygène apparaissent essentiellement pendant la phase initiale de génération du biogaz.

b). *Composants contenant du soufre*

Parmi les composés contenant du soufre on peut citer : l'hydrogène sulfuré, le méthyl mercaptan, l'éthyl mercaptan, le diméthyl sulfure, le diméthyl disulfure, le diméthyl trisulfure, le diméthyl oxysulfure, l'oxysulfure de carbone.

Ces composés se caractérisent par deux propriétés principales :

ils sont responsables de l'odeur du gaz ;

certaines composés (H_2S et les mercaptans) sont parmi les composés les plus toxiques issus des décharges.

c). *Hydrocarbures (HC)*

Parmi les HC qui peuvent être générés naturellement dans la décharge dès le dépôt du déchet, on trouve quelques terpènes : limonène, α -pinène, menthène, camphor, fenchène, etc.

d). *HC aromatiques*

Etant donnée leur grande utilisation, les hydrocarbures aromatiques sont largement détectés dans le biogaz.

Comparée avec les HC aromatiques qui proviennent des autres sources (le trafic routier et l'industrie chimique), l'émission dans l'environnement des HC aromatiques de décharge est faible. Pourtant ils présentent une grande importance à cause de leurs possibles effets qui peuvent se manifester sur les travailleurs des décharges. Particulièrement, le contenu de benzène dans le biogaz doit être surveillé à cause de son effet cancérigène.

Parmi les HC aromatiques détectés dans le biogaz nous retrouvons : benzène, toluène, éthylbenzène, xylène, styrène, propylbenzène.

e). HC chlorés

Les HC chlorés sont encore utilisés pour le nettoyage / dégraissage des pièces (l'industrie des métaux, etc.) et les HC chlorofluorés comme fluides frigorifiques, sprays et dans l'industrie chimique.

L'utilisation du biogaz comme combustible pour générer l'électricité a été affectée par les niveaux de certains COV. Les gaz contenant des composés organochlorés réagissent avec l'oxygène et l'eau pendant le processus de combustion, en formant HCl, ce qui contribue à la corrosion des surfaces de la chambre de combustion.

Les HC chlorés représentent un danger potentiel pour l'environnement, et pour cette raison, leurs concentrations dans le biogaz ont été beaucoup étudiées. Parmi ces composés nous retrouvons : chlorofluorométhane, chlorodifluorométhane, chlorotrifluorométhane, dichlorofluorométhane, dichlorodifluorométhane, trichlorométhane, dichlorotetrafluoroéthane, trichlorofluorométhane, trichlorotrifluorométhane, dichlorométhane, 1,1-dichloroéthane, 1,1-dichloroéthène, dichloroéthylène, 1,2-dichloroéthène, 1,1,1-trichloroéthane, trichloréthylène, tétrachloréthylène, dichlorobenzène, chlorure de vinyle. De tous ces composés seulement le trichloro- et le tétrachloréthylène correspondent aux plus toxiques. Les substances générées par la dégradation biochimique de ces composés présentent des effets toxiques encore plus importants que ceux manifestés par ces 2 composés, par exemple le chlorure de vinyle, composant cancérigène. Outre le benzène et le méthyle mercaptan, le chlorure de vinyle représente la substance la plus dangereuse émise par les décharges.

La dégradation biochimique des traces anthropogéniques sous des conditions méthanogéniques est très limitée et la plupart des HC aromatiques vont persister dans les décharges. Les produits issus de cette dégradation sont des composés apolaires très volatils.

Ces mêmes auteurs (Allen et al., 1997) ont ensuite comparé leurs résultats avec ceux d'autres auteurs comme nous pouvons le constater dans le tableau 2.4 :

Composés	(Allen et al., 1997)	(Young et al., 1985)	(Dent et al., 1986)	(Brookes et al., 1983)
total alcanes	302 - 1543	- b	0.3 - 1738	619
C2-C5 alcanes	62 - 553	-	-	119
C6-C12 alcanes	122 - 1415	-	-	500
total cycloalcanes	80 - 487	-	< 0.4 - 56	49
Cyclohexane	6 - 30	1.1 - 40	-	33
méthylcyclohexane	11 - 45	2.7 - 13	-	15
diméthylcyclohexanes	< 0.1 - 16	0.5 - 12.5	-	< 1
triméthylcyclohexanes	10 - 66	< 0.1 - 5.5	-	< 2
C3 - alkylcyclohexanes	7 - 149	< 0.1 - 21.7	-	< 2
C4 - alkylcyclohexanes	< 0.1 - 33	-	-	< 2
total Terpènes	35 - 652	-	-	414
Limonène	< 0.1 - 287	3.3 - 269	-	240
total aromatiques	36 - 1906	-	0.6 - 553	116.8
Benzène	< 0.1 - 7	0.6 - 12	-	5
Toluène	10 - 287	18 - 197	-	15
Xylènes	36 - 440	7.9 - 139	-	34
Ethylbenzène	5 - 156	3.6 - 49	-	14
C3 - alkylbenzènes	< 0.1 - 295	1.5 - 173	-	36
C4 - alkylbenzènes	< 0.1 - 294	0.1 - 22	-	5.8
total alcools	< 0.1 - 1418	-	< 0.2 - 5053	> 1052
Ethanol	< 0.1 - 262	16 - 1450	-	> 810
1-Propanol	< 0.1 - 213	4.1 - 630	-	110
2-Propanol	< 0.1 - 127	1.2 - 74	-	> 22
1-Butanol	< 0.1 - 238	2.3 - 78	-	< 2
1-Pentanol	< 0.1 - 19	0.4 - 9.6	-	-
total halocarbons	264 - 1239	-	22 - 1342	-
Chlorodifluorométhane	< 0.5 - 404	< 2 - 276	< 0.1 - 276	4
Dichlorodifluorométhane	< 0.5 - 231	6 - 602	< 0.1 - 486	10
Chlorofluorométhane	< 0.5 - 96	< 0.1 - 110	< 0.1 - 110	1
Trichlorofluorométhane	< 0.5 - 74	0.4 - 185	< 0.1 - 185	20
Dichlorofluorométhane	< 0.5 - 114	-	0.1 - 602	5
Chlorure de vinyle	< 0.1 - 87	0.03 - 3	0.03 - 8.3	16
Dichlorométhane	1 - 85	7.7 - 490	0.1 - 397	140
1,2 - Dichloroéthylène	1 - 182	0.07 - 28	0.07 - 28	68
Trichloréthylène	< 0.1 - 152	1.2 - 116	0.07 - 116	10
Tétrachloréthylène	< 0.1 - 225	0.3 - 110	< 0.1 - 110	250

-b, non analysés ou non cités.

Tableau 2.4 : Concentrations (mg.m⁻³) des COV identifiés dans le biogaz de décharge par plusieurs auteurs

(Allen et al., 1997) affirment que la comparaison entre ces diverses valeurs est possible puisque :

toutes les études ont utilisé les mêmes techniques de prélèvement et d'analyse ;

tous les auteurs ont donné une liste assez large des COV présents en décharge ;

les techniques d'analyse et de prélèvement donnent des résultats semblables avec celles utilisées par d'autres auteurs ;

les fluctuations sont dues à des changements dans la composition du gaz et non à cause des possibles inefficiences dans les techniques analytiques utilisées.

Les résultats obtenus par (Dent et al., 1986) proviennent de l'analyse du biogaz de trois décharges, chaque décharge étant surveillée sur une période de plus de 3 ans, immédiatement après le dépôt des déchets. Pour toutes les décharges envisagées, Dent et al ont remarqué le même comportement : une diminution globale des concentrations de toutes les traces de COV et une diminution très importante des concentrations des composants halogénés et alcools avec l'augmentation du temps après le dépôt des déchets.

(Young et al., 1985) ont examiné la composition du biogaz provenant des décharges récentes pour une période supérieure à 6 mois. Ils ont remarqué qu'à peu près tous les composants contenus dans le biogaz se retrouvent dans chaque décharge, bien que les concentrations des composants varient beaucoup.

(Brookes et al., 1983) ont privilégié la discussion sur la méthodologie analytique utilisée et, en conséquence, des données de fond sur le site étudié n'ont pas été fournies.

En regardant les données du tableau 2.1 et en analysant les articles correspondants, plusieurs conclusions ont été tirées :

les COV trouvés dans le biogaz de toutes les décharges mentionnées sont identiques, bien que leurs concentrations soient différentes ;

les variations qui existent dans la composition des traces proviennent de la composition différente du déchet, de l'âge du déchet, de l'étape atteinte dans le processus de décomposition et, dans certains cas, de la méthodologie d'opération sur site ;

la vitesse d'extraction du biogaz affecte directement les niveaux des COV observés ;

sous certaines circonstances les niveaux élevés des composés halogénés trouvés dans le biogaz peuvent rester pendant plusieurs décennies après le dépôt de déchet ;

le plus important est que les effets de corrosion et sur la santé ne seront pas limités aux premières années après le dépôt du déchet.

Identification des COV responsables d'odeurs

Le biogaz est un mélange complexe de nombreux composés : les principaux qui sont inodores (CH_4 , CO_2 , N_2) et beaucoup d'autres à l'état de traces parmi lesquelles on retrouve ceux responsables d'odeurs.

Les COV représentent moins de 2 % de tous les gaz contenus dans le biogaz, mais leurs odeurs désagréables et les risques sur la santé ont conduit à beaucoup de réclamations de la part des habitants proches de décharges.

D'autres composés odorants proviennent des émissions des déchets frais ou de lixiviat.

Tous ces composés odorants peuvent être classés dans les principales familles chimiques comme : les soufrés, les azotés, les aldéhydes, les acides gras volatils, les cétones, les alcools et les esters, les aromatiques et les chlorés.

Plusieurs auteurs ont identifié les principales familles ou les principaux composés responsables des odeurs (tableau 2.5) :

<i>Auteurs/Référence</i>	<i>Groupes ou composés responsables d'odeurs</i>
(Young et Parker, 1983)	1 ^{er} groupe : limonène, alkylbenzènes ; 2 ^{ème} groupe : esters, composés organo-soufrés ; 3 ^{ème} groupe : solvant spécifiques, 2-Butanol.
(Young et Heasman, 1985)	a) organo-soufrés - H ₂ S, méthane thiol, propane thiol, diméthyl sulfure ; a) esters – butanoate de méthyle, butanoate d'éthyle, propanoate d'éthyle-2-méthyle ; b) acides – acide butanoïque ; c) hydrocarbures – limonène, C3 benzènes ; d) alcools – 2-butanol.
(Scott et al., 1988)	H ₂ S et les esters
(Christensen et Kjeldsen, 1995)	H ₂ S et les composés organo-soufrés (mercaptans)
(Zou et al., 2003)	Terpènes (limonène) ; Alkylbenzènes (méthyl-isopropylbenzène).
(Davoli et al., 2003)	Limonène (traceur déchets frais) ; Alkyl benzène : p-Cymène* (traceur biogaz et lixiviat).

*p-Cymène = 1-méthyl-4-(1-méthyléthyl)-Benzène ou p-isopropyl-Toluène

Tableau 2.5 : Groupes ou composés responsables d'odeurs selon divers auteurs

Nous constatons que l'H₂S (et d'autres composés soufrés) et les esters sont les principaux composés responsables d'odeurs. Parmi les autres composés odorants on retrouve : les composés oxygénés (alcools, acides, cétones), le limonène et les alkylbenzènes.

Nous pouvons ajouter les conclusions de (Parker, 1983) qui pense que les odorants dans les gaz de décharges incluent les hydrocarbures aliphatiques saturés et non saturés, les esters, les alkyl benzènes, les terpènes, les composés soufrés et les hydrocarbures chlorés. (El Fadel et al., 1997) ajoute que les odeurs issues des décharges proviennent préférentiellement des esters, d'H₂S, des organosulfures, des alkylbenzènes et autres hydrocarbures présents dans les gaz émis. Du fait de la variation de composition, l'odeur résultante peut varier de façon importante avec la composition du déchet et son âge.

Une liste établie par USEPA avec 25 composés prioritaires en matière d'impact odorant a été donnée (Parker et al., 2002) comme nous pouvons le constater dans le tableau 2.6.

Cette liste prioritaire a été réalisée à partir des seuils de détection olfactive. Plus le seuil olfactif est faible, plus grande est l'importance de l'odeur. La description de l'odeur n'a pas été prise en compte parce que l'appréciation de l'odeur comme désagréable ou agréable est quelque peu subjective. Toutes les odeurs ont le potentiel d'être des nuisances olfactives.

N°	Composé	Importance d'odeur
1	Hydrogène sulfuré	10
2	Méthane thiol	10
3	Acide butyrique	5
4	Ethanal	5
5	Sulfure de carbone	6
6	Butanoate d'éthyle	4
7	1-Propane thiol	5
8	Diméthyl disulfure	5
9	Ethane thiol	5
10	1-Pentène	4
11	Diméthyl sulfure	4
12	1-Butane thiol	4
13	Acide propionique	3
14	Acétate de butyle	3
15	Butanal	3
16	Acide formique	3
17	Pentanal	3
18	Propanal	3
19	Diéthyl sulfure	3
20	Chlorobenzène	2
21	1,1,1-Trichloroéthane	2
22	<i>n</i> -Butane	2
23	Ethylbenzène	2
24	Ethane	2
25	2-Butanol	2

Tableau 2.6 : Liste des 25 composés prioritaires en matière d'impact odorant

Il apparaît clairement que les soufrés dominent dans cette liste de 25 composés avec un impact odorant important. Les composés formés dans les premières étapes de dégradation du déchet, comme les aldéhydes et les acides carboxyliques sont également odorants et forment une proportion importante parmi ces 25 composés. Les composés chlorés dans cette liste prioritaire sont le Chlorobenzène et le 1,1,1-Trichloroéthane. Ils ont été choisis pour faire partie de cette liste à cause de leurs grandes concentrations relatives à d'autres espèces odorantes.

Concernant les sources prioritaires d'odeurs (Senante et al., 2003), celles associées avec le biogaz représentent 59%, celles associées avec les déchets frais 48% et enfin, la troisième source est représentée par les lixiviats avec seulement 16%. Ces données confirment le fait que les trois sources principales d'odeurs dans les décharges d'OM sont : le biogaz, le déchet frais et le lixiviat, ce qui est en concordance avec la description faite par (Karnik et Parry, 2001) :

le biogaz est responsable d'un impact odorant fort à cause de la présence des traces avec des très faibles seuils olfactifs, comme les composés soufrés ;

les émissions d'odeurs provenant des déchets frais dépendent de variables comme les conditions météorologiques, les méthodes de collecte et de stockage intermédiaire. La manipulation des déchets pendant le dépôt a un impact sur la production d'odeur. A chaque fois que les déchets sont remués, compactés et déplacés, les émissions d'odeurs augmentent;

le lixiviat concentre les composés les plus solubles, à l'opposé des composés très volatils trouvés dans le biogaz. Les équipements de traitement du lixiviat induisant la volatilisation de l'air représentent les émissions d'odeurs les plus importantes.

De nombreuses mesures ont été effectuées par (Chiriac, 2004) sur les alvéoles de stockage en cours de remplissage. Les résultats présentés dans les tableaux 2.7 et 2.8 montrent que les COV émis sont retrouvés dans le biogaz, ce qui est logique, car l'aspiration par les canalisations de collecte du biogaz est mise en place pendant le remplissage des alvéoles. Nous pouvons également remarquer que les émissions les plus importantes proviennent de l'activité des engins compacteurs qui détériorent les sacs poubelles contenant les déchets ménagers (d'où libération des COV présents) et créent une agitation mécanique des déchets lors de leur épandage à la surface de l'alvéole.

Produit / Concentration, $\mu\text{g.m}^{-3}$	Engin-Moyenne sur 3h	Alvéole-Moyenne sur 3h
Heptane	98,9	124,8
Trichloréthylène	0	12,7
o-Xylène	301,1	51,1
Octane	137,3	0
Limonène	992,6	165,2
Isopropanol	30,5	0
2-Butanone	154,1	27,0
Hexane	63,9	25,2
1-Butanol	90,9	0
p-Xylène	206,0	41,2
Nonane	296,1	78,5
α -Pinène	274,0	29,1
1,2,3-Triméthylbenzène	95,9	21,5
Undécane	195,3	42,3
Dodécane	77,5	0
Trichloromonofluorométhane	841,1	130,7
1,2-dichloropropane	7,1	0
Toluène	642,8	228,1
Tetrachloroéthylène	115,2	2,7
Ethylbenzène	1107,9	60,8
Propylbenzène	11,0	0
Mésitylène	81,8	0
butyl-Benzène	19,8	2,3
β -Pinène	115,8	27,5
Decane	265,2	94,8
m-Xylène	819,5	100,1

Tableau 2.7 : Moyennes de concentrations pour deux zones d'exposition

Zone d'exposition	Camions	Alvéole	
Produit / Concentration (mg.m⁻³)	Moyenne 8h	Moyenne 8h	VME(mg.m⁻³)
Heptane	1,01	0,83	1600
Trichloréthylène	0,85	0,98	405
Toluène	3,09	2,47	375
Octane	0,07	0,06	1450
Tétrachloroéthylène	3,26	3,68	335
Ethylbenzène	0,81	0,66	435
m-Xylène	1,43	1,26	435
p-Xylène	0,33	0,35	435
Nonane	0,4	0,31	1050
o-xylène	0,43	0,37	435
α-pinène	0,35	0,27	
Mesitylène	0,14	0,1	125
Décane	0,87	0,69	
Triméthylbenzène	0,07	0,07	125
Limonène	2,18	1,84	
Undecane	0,29	0,23	
Dodecane	0,04	0,04	

Tableau 2.8 : Comparaison des moyennes des concentrations obtenues sur 8h pour deux zones d'exposition (« alvéole » et « camions ») avec les valeurs limites de moyenne d'exposition (VME) établies par l'INRS

L'influence de la température a également été évoquée dans ce travail de thèse: les émissions semblent plus importantes quand la température extérieure dépasse 15°C. Mais ce phénomène est quelquefois difficile à mettre en évidence, car les autres paramètres météorologiques (vent, pluie, etc.) interviennent également.

En ce qui concerne l'enfouissement des déchets en CSD, en France la majorité des déchets est placée en alvéole de stockage sans traitement. C'est pourquoi nous nous intéresserons seulement à cette filière. En effet les autres alternatives, prétraitement biologique (PTB) ou stockage en bio réacteur avec recirculation des lixiviats ne sont pas assez développées. Par exemple il existe un seul site « PTB » opérationnel en France à ce jour à Mende et un autre est, à notre connaissance, en projet à Lorient.

De même nous ne parlerons pas de la filière tri compostage concernant, en France, une cinquantaine de sites car la norme NFU 44051, en cours de révision, condamne ces sites soit à la fermeture, soit à la modification du traitement (vraisemblablement reprise en « PTB »).

Le prétraitement biologique (PTB) avec souvent broyage mécanique (MBT : Mechanical Biological Treatment) a pour but de stabiliser le déchet et de réduire les émissions gazeuses du matériau stocké. Par contre, la phase de prétraitement anaérobie (méthanisation des déchets) ou aérobie (compostage) est génératrice de démissions et d'odeurs et nous manquons de recul pour avoir une idée précise de ces phénomènes d'émission.

Il en est de même du concept de bioréacteur dans lequel la recirculation des lixiviats a pour but d'accélérer (donc de stabiliser plus vite le déchet) et d'augmenter la production du biogaz dans un but de valorisation de ce dernier.

De nombreuses études sont en cours sur ces traitements de déchets, gérées en particulier par l'ADEME.

Pour conclure, nous pouvons dire qu'il existe deux odeurs typiques pour les Centres de Stockage de Déchets Ménagers, l'une typique des déchets frais, l'autre typique du biogaz,

la prépondérance de l'une ou l'autre dépendant du lieu d'observation et des conditions d'exploitation du site.

Incinération

En ce qui concerne l'incinération, les installations sont peu polluantes au niveau des composés odorants et donc des odeurs, ce qui permet d'ailleurs d'installer ces usines d'incinération en milieu urbain pour rapprocher le traitement des déchets de leur source et pour pouvoir utiliser l'énergie récupérée par le chauffage de bâtiments.

L'incinération des déchets diminue très fortement les émissions odorantes par rapport au stockage en CSD pour plusieurs raisons :

l'incinération détruit la quasi totalité (sauf les oxydes) des composés odorants volatils,

le déchargement et la manipulation des déchets se font dans une zone dédiée à cet usage, ce qui permet l'installation d'équipements de traitement (brumisation, aspiration, etc),

la fosse d'approvisionnement de l'incinérateur est placée en dépression, ce qui évite toute dispersion de COV ou d'odeurs, l'air aspiré étant injecté comme comburant dans l'incinérateur lui-même.

Les rejets à la cheminée des installations récentes doivent être considérés comme inodores étant donnée la sévérité des normes européennes en cours, normes respectées par toutes les installations, sauf peut être les plus vétustes qui ont pratiquement disparues en Europe de l'Ouest et plus particulièrement en France.

Compostage

Par rapport à l'enfouissement des déchets en CSD, le compostage constitue une filière totalement différente puisque la maturation aérobie des déchets est mise en œuvre. La mise en place de ce processus nécessite de nombreuses manipulations de retournement et d'aération du déchet.

Trois phases peuvent être identifiées dans le compostage :

mésophile, qui correspond à l'oxydation de composés simples avec dégagement de CO₂, H₂O, NH₃, aldéhydes, alcools, cétones ;

thermophile, qui correspond à une fermentation rapide avec destruction des polymères, l'odeur pouvant être due aux émissions plus importantes et à la formation d'ammoniac et de diméthylsulfure ;

affinage avec baisse de l'activité et stabilisation du compost, donc pratiquement sans émission.

Les phases peuvent être plus ou moins rapides selon le procédé retenu :

compostage passif, avec très peu d'aération (un retournement par an), qui génère beaucoup d'odeurs par suite du passage fréquent en anaérobie ;

compostage lent : l'aération se fait uniquement par retournements dont la fréquence est adaptée à la teneur en oxygène du compost pour éviter le passage en anaérobie ;

compostage accéléré : l'aération est forcée, ce qui accélère au maximum les différentes étapes, toutes aérobies.

Cette différence de vitesse d'avancement nous a conduit à présenter les dégagements potentiels de COV par tonne de déchet composté. Il s'agit d'ordre de grandeur, car les émissions dépendent beaucoup de la nature du déchet.

Les COV émis sont essentiellement des xylènes, des alcanes et des terpènes (Environment Agency, 2000) comme le montre le tableau 2.9.

Composés	g.t ⁻¹ de déchet
m.p.xylène	0,81
Nonane	0,44
O-xylène	0,54
β-pinène	3,7
Ocimène	3,0
Limonène	10,5
Undécane	2,4
Dodécane	1,2
Méthyl-(méthyléthyl)-cyclohexane	1,5

Tableau 2.9 : Emission de COV dans les installations de compostage de déchets ménagers.

Le compostage est fortement générateur d'odeurs pour plusieurs raisons :

la totalité du processus est en installation ouverte, donc avec rejet dans l'air ambiant des composés odorants formés ;

les compostages, de par le mode de vie actuel, accueillent beaucoup de déchets verts, tontes de gazons en particulier, déchets favorisant l'émission d'ammoniac et d'amines à cause de leur forte teneur en azote (Hellebrand, 1998) ;

les composés odorants formés dans un processus de compostage dépendent fortement du matériau composté et donc l'intensité des odeurs émises ;

le compostage ayant lieu en phase aérobie, les émissions d'odeurs de compostage sont surtout liés à des phénomènes d'oxydation microbiens de la matière organique ;

l'émission intervient avec plus ou moins d'intensité dans toutes les phases du compostage.

Dans les installations de compostage de grande taille, donc équipées de ventilations (aération des andains par soufflage ou aspiration), les concentrations de COV et donc d'odeurs, sont essentiellement dues au rejet des gaz correspondants.

Dans les installations en plein air, les émissions sont plus diffuses, sur toute la surface de stockage des déchets. Les émissions lors de l'aération mécanique du compost sont souvent limitées par un phénomène d'auto abattement dû au dégagement de vapeur d'eau en parallèle qui piège les COV émis.

Le broyage des déchets verts à l'arrivée émet des concentrations importantes de COV, pas forcément malodorantes si les déchets sont frais (odeurs d'herbe coupée ou de résineux, etc.).

De ce fait les molécules odorantes émises sont comprises dans la liste de celles émises par les Centre de Stockage de Déchets Ménagers, surtout par les déchets frais alimentaires, stockés dans les CSD. Nous passons donc par la même oxydation des hydrates de carbone avec formation d'alcools, aldéhydes, cétones, acides et esters, l'acétaldéhyde étant le produit majoritaire et également le plus odorant (voir tableau 2.1).

La formation d'ammoniac se fait également rapidement par la dégradation biologique de l'urée, des protéines et autres composés organiques azotés, molécules présentes en quantité importante dans les matériaux compostés. De ce fait, l'ammoniac est le composé odorant majoritaire, car le rapport C/N dans les matériaux compostés est faible, l'azote en excès n'est pas utilisé par les micro-organismes et est donc disponible pour la formation d'azote.

Les composés organiques soufrés sont peu présents dans les émanations issues des compostages car il s'agit de soufrés réduits qui sont formés en réaction anaérobie, donc peu dans les conditions de compostage puisque l'aération est un impératif du processus de compostage.

Ce dégagement de tous ces composés est favorisé par la température du compost, les réactions de compostage étant exothermiques.

2.3.2. Déchets liquides

Les déchets liquides sont essentiellement constitués des collectes des réseaux d'égouts, et des lixiviats du Centre de Stockage de Déchets solides. Les collectes de ces liquides odorants se font dans des canalisations aussi étanches que possible.

Effluents industriels liquides

Tous les secteurs d'activité dégagent des composés odorants, les plus solubles étant retrouvés dans les effluents liquides. Les lavages pour purification y ajoutent un entraînement de composés gazeux ou inversement, à priori peu solubles. On retrouve donc dans les effluents liquides sulfures, aldéhydes et cétones, alcools et phénols, ammoniac, amines et solvants.

Mais la palette de polluants est bien spécifique du procédé industriel et diffère donc d'un cas à l'autre. Les polluants initiaux présents dans les diverses filières industrielles sont présentés dans le tableau 2.10.

Filière industrielle	Polluants
pharmacie	Acrylonitrile, phénols, acroléine, BTEX
insecticides	H ₂ S, alcools, chlorobenzène
pétrochimie	H ₂ S, mercaptans, NH ₃ , hydrocarbures
sidérurgie	H ₂ S, BTEX
textile	Amines, solvants
papeteries	H ₂ S, mercaptans, diméthylsulfure, diméthylsulfure

Tableau 2.10 : Polluants présents dans les effluents liquides industriels

L'industrie de l'agroalimentaire ajoute un taux important de glucides (hydrates de carbone) et protéines qui conduisent également, après dégradation anaérobie, à des soufres réduits, des composés azotés (ammoniac, amines) et des acides gras volatils.

Pour les effluents chargés en glucides, la phase d'acidification, génératrice d'acides, peut être suivie de la formation d'alcools, aldéhydes et cétones.

Réseaux d'assainissement

Les eaux usées du réseau d'égout sont polluées souvent à partir des mêmes déchets solides que ceux rencontrés dans les CSD. Il s'y ajoute toutes les matières fécales donc avec une forte pollution de dérivés azotés, scatole en particulier. Les activités ménagères, à cause des produits employés, apportent des concentrations importantes en terpènes, limonène en particulier.

Ces eaux usées étant chargées en matières organiques, le séjour dans les canalisations peu aérées augmente la production de composés odorants et par conséquent les odeurs. La probabilité d'avoir, au niveau des postes de relèvement, de telles mauvaises odeurs est forte si l'effluent a subi un temps de séjour amont supérieur à trois heures.

Les soufres sont importants avec H₂S majoritaire et un peu de méthyl mercaptan.

Les composés azotés sont également présents (NH₃, amines, indole scatole).

Les teneurs en ces divers produits sont très variables, car elles dépendent de la charge initiale en matières fermentescibles, et de leur nature.

Il faut toutefois noter que l'écoulement sans brassage des effluents limite l'émission des polluants comme H₂S (gaz dissous), car l'équilibre d'élution n'a pas le temps de s'établir, surtout si les concentrations dans l'effluent sont faibles.

Lixiviats de Centres de Stockage de Déchets Ménagers et assimilés

En ce qui concerne les lixiviats issus des CSD, les produits sont les mêmes que ceux déjà évoqués dans les stockages de solide. La différence est que les lixiviats sont plus riches dans les composés les plus solubles en phase liquide.

Une compilation des produits présents dans les lixiviats de stockage de déchets divers a été effectuée par (Paxéus, 2000). Elle reprend des mesures effectuées sur trois sites et les résultats présents dans la bibliographie, en particulier les études de (Oman et Hynning, 1993) et de (Welander et Henrysson, 1998).

Les composés retrouvés dans toutes les études sont rassemblés dans le tableau 2.11. Dans ce tableau, les concentrations obtenues dans le lixiviat pour un Centre de Stockage de Déchets Ménagers et assimilés en cours d'exploitation (b) et pour une décharge ancienne (1938 – 1978) ayant reçu tous types de déchets sans contrôle (c) sont détaillées. Les teneurs concernant le site (c) sont beaucoup plus élevées, ce qui montre l'intérêt des réglementations actuelles.

Composé	Concentration $\mu\text{g.L}^{-1}$ (b)	Concentration $\mu\text{g.L}^{-1}$ (c)
Hydrocarbures aromatiques		
Chlorobenzène	1	62
Dichlorobenzène	8	57
Toluène	1	17
Ethylbenzène	2	179
Xylènes	2	310
Benzéniques substitués		
Styrène	0,4	11
Naphtalène	0,3	400
Méthylnaphtalène	0,2	200
Diméthylnaphtalène	0,5	175
Triméthylnaphtalène	-	48
1,1'-biphényl	0,1	22
Phénanthrène	0,6	52
9H-fluorène	-	45
Fluoranthène	6	3
Pyrène	3	3
Alcools et éthers		
2-méthyl,2-butanol	27	4
1,2-diméthoxy-éthane	2	3
2,3-diméthyl,2-butanol	2	54
Dibutoxy-méthanol	1	95
2-(2-butoxyéthoxy)-éthanol	-	7
1-(2-éthoxypropoxy)-2-propanol	-	-
3,5-diméthyl-3-hexanol	1	1
2,4,7,9-tétraméthyl-5dicyne4,7-diol	-	-
t-butyl-phénylcarbinol	1	5
1,3-bis(2-propanol)	10	1
Cétones et ène-ones		
2-butanone	24	3
3-méthyl-2-butanone	23	2
3-méthyl-3-butène-2-one	7	5
3-pentanone	5	4
2-pentanone	1	1
4-méthyl-2-pentanone	1	5
3-méthyl-2-pentanone	3	42
diméthyl-2-pentanone	6	56
diméthyl-3-pentanone	7	22
Hexanone	3	44
Méthylcyclohexanone	-	3

Acétophénone	1,3	1
Diméthyl-acétophénone	0,2	7
4'-(1-hydroxy-1-méthyléthyl) acétophénone	5	1
Benzophénone	1	1
1-tétralone	10	18
Phénols		
Méthyl-phénols (crésols)	0,1	0,2
C2-phénols	0,4	67
C3-phénols	1	15
C4-phénols	17	165
Tri-chloro-phénols	0,4	1
Tétra-chloro-phénols	0,2	-
penta-chloro-phénols	0,2	0,1
Nonyl-phénol	3	22
Phtalates		
di-éthylphtalate	-	4
di-butylphtalate	2	2
Benzyl-butylphtalate	2	-
di-(2-éthylhexyl)phtalate	346	153
di-N-octylphtalate	2	6
Furanes		
Dibenzofurane	0,1	42
Composés azotés		
N-éthyl-4-méthyl-benzènesulfonamide	2	13
N-butyl-benzènesulfonamide	39	86
4-méthyl-N-phényl-benzènesulfonamide	0,4	4
Composés phosphorés		
Phosphate de triéthyle	1	3
Phosphate de tributyle	11	153
Phosphate de triphényle	1	5
Phosphate de tris(2-chloroéthyle)	23	2
Phosphate de tris(2-chloro-iso-propyle)	38	4
Phosphate de tris(dichloropropyle)	4	0,4
Phosphate de tri-(2-butoxy)-éthanol	1	7

Tableau 2.11 : Composés organiques contenus dans les lixiviats de Centres de Stockage de Déchets.

Tous ces déchets liquides (effluents industriels, assainissement domestiques, lixiviats de stockage de déchets) sont traités en station d'épuration.

Stations d'épuration

Les eaux résiduaires urbaines et industrielles (usées) chargées en matières organiques, en composés azotés, soufrés et phosphorés, peuvent induire, par l'intermédiaire de leurs sous-produits d'épuration (graisses, boues), la formation d'odeurs désagréables suivant un processus biologique de fermentation qui se déclenche en milieu réducteur.

Les principaux composés soufrés sont les suivants : mercaptans, sulfures et disulfures organiques et H₂S. Lorsque la septicité de l'effluent ou du dépôt organique est atteinte, les bactéries réduisent facilement (potentiel redox normal de - 200 à - 300 mV) les sulfates et les composés organiques soufrés (acides aminés, détergents) en H₂S majoritairement et en sulfures organiques (mercaptans, polysulfures) qui sont à l'origine de mauvaises odeurs.

Les composés azotés proviennent de l'urine (composés azotés majoritaires urée (25 g.L^{-1}) et créatinine ($1,5 \text{ g.L}^{-1}$) et de la dégradation biologique en anaérobiose des protéines et des acides aminés ; ce sont l'ammoniac, les amines, l'indole et le scatole, ces deux derniers produits provenant essentiellement de la fermentation anaérobie de l'acide aminotriptophane.

D'autres composés odorants des familles des acides gras volatils (AGV), aldéhydes, alcools ou cétones sont responsables de nuisances olfactives dans les cas particuliers suivants :

rejet industriel direct d'aldéhydes qui présentent une odeur fruitée agréable,

digestion anaérobie des boues ou des effluents qui favorise la production d'acides gras volatils, d'aldéhydes et de cétones,

traitement thermique des boues dépurées après leur digestion qui provoque le dégagement des AGV et aldéhydes formés précédemment selon un processus biologique.

Les zones les plus odorantes sont l'arrivée des effluents, surtout si la température extérieure est élevée, et les zones d'épaississement et de déshydratation des boues.

Les sources à forte concentration en sulfures totaux sont situées en tête de station au niveau l'arrivée des effluents et tout au long de la filière de traitement des boues. Parmi les mercaptans, seul le méthyl mercaptan est présent au niveau des épaisseurs où sa concentration peut dépasser 1 mg/m^3 . Le pH a un rôle important à l'arrivée des effluents : un $\text{pH} < 7,5$ favorise le dégazage des produits soufrés alors qu'un $\text{pH} > 8,1$ favorise le dégagement de l'azote organique.

Pour les composés azotés, l'ammoniac est présent à faible concentration, sauf au niveau des locaux de stockage des boues lorsque celles-ci sont stabilisées à la chaux ; la concentration en ammoniac peut atteindre plus de 20 mg/m^3 alors que le seuil olfactif est de l'ordre de 5 mg/m^3 . L'ajout de la chaux pendant l'épaississement, ou pour la stabilisation des boues déshydratées, a tendance à favoriser le dégagement d'amines et surtout de l'ammoniac par élévation du pH.

Au niveau de l'épaississement des boues, la concentration en amines totales augmente et peut atteindre 3 mg/m^3 et jusqu'à 6 mg/m^3 dans les gaz de digestion ; l'indole et le scatole peuvent atteindre des concentrations de 10 à 30 mg/m^3 .

On trouve des aldéhydes, des cétones et des acides, en fortes concentrations, lorsque la boue est conditionnée thermiquement avant épaisseur et déshydratation. Les gaz de digestion, chargés en composés odorants, et les gaz de conditionnement thermique sont brûlés avec le méthane produit dans la chaudière, utilisée pour le conditionnement ou l'incinération des boues.

Généralement, les flux odorants issus du traitement d'effluents industriels fermentescibles sont beaucoup plus importants que ceux dégagés par les stations d'épuration urbaines.

3. Conclusion

Comme ceci a été largement développé dans ce chapitre, les odeurs sont dues à des émissions de produits volatils dans l'atmosphère ou l'ambiance industrielle concernée.

De ce fait, il existe une double législation sur le niveau des émissions odorantes, intensités d'odeur et concentrations.

En ce qui concerne les concentrations, il faut différencier la législation professionnelle (cf. but de la mesure, chapitre 5) et l'exposition du public. Dans tous les cas, la relation odeur-toxicité n'est établie que pour des composés purs et par conséquent il n'existe pas ou peu de cas réel où une telle relation puisse être obtenue sans une étude spécifique et prolongée.

En France, la législation professionnelle fait appel aux notions de VLE (valeurs limites d'exposition à court terme) : concentration d'exposition sur 15 minutes, et de VME (valeurs limites de moyenne d'exposition) : concentration moyenne d'exposition sur 8 heures. Par conséquent, et à titre d'exemple, une mesure de VME doit être continue sur 8 heures, ce qui explique que les capteurs à accumulation (voir chapitre 5) soient généralement employés pour ce type de mesure. C'est pour illustrer ce double aspect que nous avons reporté les VME dans le tableau 2.8 du présent chapitre.

Aucune comparaison entre les VLE et VME avec les émissions citées dans ce chapitre n'est mentionnée pour plusieurs raisons :

- le site internet de l'INRS est très facile d'accès ;

- des informations complémentaires sont diffusées avec les VLE et VME pour chaque produit ;

- les valeurs peuvent être corrigées sans préavis par l'INRS avec l'arrivée d'informations toxicologiques nouvelles ;

- il s'agit de valeurs d'exposition, c'est-à-dire qu'elles ne peuvent être corrélées avec les concentrations mesurées que si on considère la personne soumise aux émissions présente de façon continue (8 heures pour une VME) au point de la mesure.

Références

- Allen M R, Braithwaite A, Hills C (1997) Trace Organic Compounds in Landfill Gas at Seven U.K. Waste Disposal Sites. *Environmental Science Technology*, 1997, 31, 1054
- Bouscaren R (1984). Les odeurs et la désodorisation *Tech. Sci. Meth.*, 1984, 6, 313
- Brooks B I, Young P J (1983). The development of sampling and gas chromatography-mass spectrometry analytical procedures to identify and determine the minor organic components of landfill gas. *Talanta*, 1983,30, n° 9, 665
- Chiriac R (2004). Caractérisation des émissions de composés organiques volatils issus des centres de stockage de déchets ménagers et assimilés de leur dispersion dans l'environnement. Thèse INSA Lyon, 2004, 04ISAL0077
- Christensen T H, Kjeldsen P (1995). Landfill Emissions and Environmental Impact : an introduction. *Proceedings Sardinia, 5th International Landfill Symposium*, publié par CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy, 1995, vol. III, 3
- Christensen T H, Cossu R, Stegman R (1996) Landfilling of waste : Biogaz.. London : E & FN SPON, 1996
- Davoli E, Gangai M L, Morselli L, Tonelli D (2003)Characterisation of odorants emissions from landfills by SPME and GC/MS. *Chemosphere* 51, 2003, 357
- Dent C G, Scott P E, Baldwin G (1986). A study of landfill gas composition at three UK domestic waste disposal sites. *Proceedings of the Energy from Landfill Gas Conference*. Department of the Environment – Solihull, England, 1986, 28-31, 130
- Devauil G (2001). Estimation of volatile emissions during the excavation of soil or waste.. *Environmental Science & Technology* 2001, 35, 19
- El Fadel M, Furkikakis A, Leckie J (1997). Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of Environmental Management*, 1997, 50, 1
- Environment Agency (2000). Life Cycle Inventory Development for Waste Management Operations : Composting and anaerobic digestion. Environment Agency, 2000, R&D Project Record P1/392/4
- Godinot N (1999). Contribution à l'étude de la perception olfactive : qualité des odeurs et mélanges de composés odorants. N. GODINOT. Thèse Lyon, 1999, N° 224-99
- Hellebrand H (1998). Emissions of Nitrous Oxide and other Traces Gases during composting of Grass and Green Waste. *Journal of agric. Engng. Res.*, 1998, 69
- INRS, site web, www.inrs.fr
- Karnik M, Parry C (2001). Landfill odour control : a practitioner's experience. 8th International Waste Management and Landfill Symposium, publié par CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy, 2001, vol. II, 692
- Martin G, Laffort P (1991). Odeur et désodorisation dans l'environnement Paris, Lavoisier TEC&DOC, 1991
- Oman C, Hynning P A (1993). Identification of organic compounds in municipal landfill leachates. *Envir. Pollut.*, 1993, 80, 265
- Parker A (1983). Behaviour of wastes in landfill. *Practical Waste Management*. London, John Wiley & Sons, 1983

Parker T, Dottridge J, Kelly S (2002). Investigation of the composition and emission of trace components in landfill gas. R&D Technical Report, P1-438/TR Environmental Agency, 2002

Paxéus N (2000). Organic compounds in municipal landfill leachates. *Water Science and Technology*, 2000, 42, 7-8, 323

Popescu M, Blanchard J M, Carré J (1998). Analyse et traitement physicochimique des rejets atmosphériques industriels– Emissions, fumées odeurs et poussières. Paris, Lavoisier TEC & DOC, 1998

Senante E, Galtier L, Bekaert C, Lambolez-Michel L, Budka A (2003). Odours Management at MSW landfill sites : odours sources, odorous compounds and control measures. Proceedings Sardinia : 9th International Landfill Symposium, publié par CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy, 2003, 1623

Scott P E, Dent C G, Baldwin G (1988). The composition and environmental impact of household waste derived landfill gas. 2nd Report. Wastes Technical Division. R&D Technical Report CWM 041/88, London, U.K., Environmental Agency

Thomas Danguin T (1997). Intensité olfactive de composés purs et de mélanges. Thèse Lyon, 1997, N° 333-97

Welander U, Henrysson T (1998). Degradation of organic compounds in a municipal landfill leachate treatment in a suspended-carrier biofilm process. *Wat. Envir. Res.*, 1998, 70, 1236

Young P J, Heasman L A (1985). An assessment of the odour and toxicity of the trace compounds of landfill gas. Proceedings of the G.R.C.D.A. 8th International Landfill Gas Symposium, San Antonio, 1985, 93

Young P J, Parker A (1983). The identification and possible environmental impact of trace gases and vapours in landfill gas. *Waste Management and Research*, 1983, 1, 213

Zou S C, Lee S C, Chan C Y (2003). Characterization of ambient volatile organic compounds at a landfill site in Guangzhou, South China. *Chemosphere*, 2003, 51, n° 9, 1015

Deuxième partie

*Méthodologie d'approche et de traitement d'un
problème d'odeurs en milieu industriel*

Chapitre 3

Méthodologie d'approche d'un problème d'odeurs

1. Généralités

L'approche analytique peut se décliner de plusieurs manières. Tout d'abord, comme il s'agit des odeurs et des composés odorants, il convient de choisir entre une méthode sensorielle et/ou une méthode d'analyse physico-chimique. Les techniques envisageables pour ces méthodes sont illustrées sur la figure 3-1.

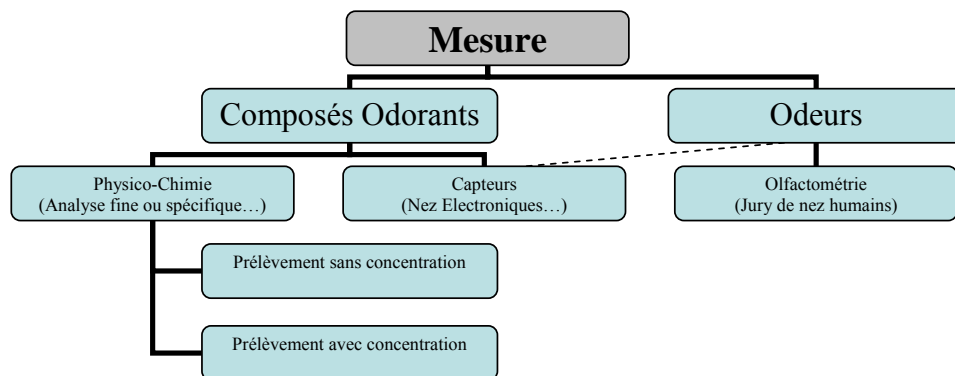


Figure 3.1 : Approches analytiques pour la mesure des composés odorants et/ou des odeurs.

Comme il est possible de le remarquer sur la figure 3-1, la technique à mettre en œuvre dépend de l'information souhaitée à savoir une connaissance des composés entrant dans la composition de l'atmosphère odorante ou une intensité d'odeur caractérisant une nuisance. L'information souhaitée oriente vers des techniques différentes et il n'existe pas de réelles passerelles entre les deux approches du fait de la complexité de la relation chimie-odeur et de la difficulté à caractériser une telle relation. Toutefois, une analyse physico-chimique permettra de mettre en évidence la présence de composés de nature malodorante et par conséquent, il sera possible d'estimer que le mélange global a une probabilité assez importante d'être odorant. De même, des essais en cours au sein de

plusieurs équipes tentent d'établir une corrélation entre intensité d'odeur et réponse de capteurs afin de pouvoir, à moyen terme, réaliser des analyses olfactométriques à l'aide de nez électroniques afin de diminuer fortement le coût d'une mesure d'odeur (trait en pointillé sur la figure 3-1).

En cas d'analyse physico-chimique, deux types de prélèvements peuvent être mis en œuvre en fonction du niveau de concentration du rejet. Si les niveaux sont élevés, aucune technique de préconcentration ne sera nécessaire et les appareils analytiques seront suffisamment sensibles. Par contre lorsqu'il faudra rechercher des traces de composés odorants, les limites de sensibilité des appareils seront atteintes et seule une procédure de préconcentration des composés permettra de pallier ce problème afin de détecter des composés à des concentrations de l'ordre du $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

2. Démarche

Au cours des chapitres concernant l'analyse, les choix sont présentés par rapports à des types de sources et la méthodologie qui en résulte. Bien entendu, certaines méthodes pourront être utilisées pour différents types de sources. La figure 3-2 illustre la méthodologie pour déterminer le nombre et le type de source afin de pouvoir faire les choix techniques pour le prélèvement et l'analyse.

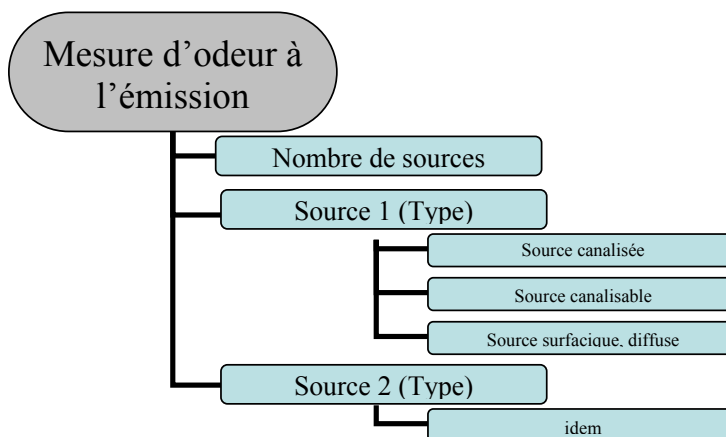


Figure 3.2 : Identification du type de source afin d'adapter les techniques de prélèvement.

Comme le montre la figure 3-2, le recensement du nombre de source constitue une première étape. Toutefois, dans le cas d'un très grand nombre de sources (plusieurs dizaines ou plusieurs centaines), une telle approche ne pourra être mise en œuvre. Dans, un tel cas, le site émetteur sera divisé en plusieurs zones et chaque zone considérée comme une source diffuse.

Enfin lorsqu'une analyse d'une source identifiée doit être réalisée et que le choix de la technique de mesure (sensorielle ou non) a été fait, il convient de s'assurer de la stabilité de cette source (Rejet assez constant) ou de prendre en compte la variation temporelle (exemples de variations possibles : activité pour un site, débit d'un extracteur, conditions météorologiques pour une source surfacique extérieure...). Dans le cas d'un rejet constant, une mesure ponctuelle donnera un résultat satisfaisant alors

qu'en cas de variations, il sera nécessaire de réaliser une moyenne et si possible un suivi de la variation de cette amplitude. La figure 3.3 illustre une telle variation en démontrant qu'une moyenne conduira à un résultat vrai en termes de concentration des composés mais qu'une telle démarche peut ne pas être applicable dans le cas des odeurs et d'une mesure sensorielle. En effet, l'échantillon moyen peut présenter une concentration inférieure au seuil de perception même si sur l'intervalle de prélèvement, des bouffées odorantes ont été émises. La moyenne en termes d'odeur n'a alors aucune signification.

Pour le prélèvement moyen, deux approches pourront être proposées pour une mesure physico-chimique : un prélèvement par diffusion ou un prélèvement dynamique (pompage de l'air).

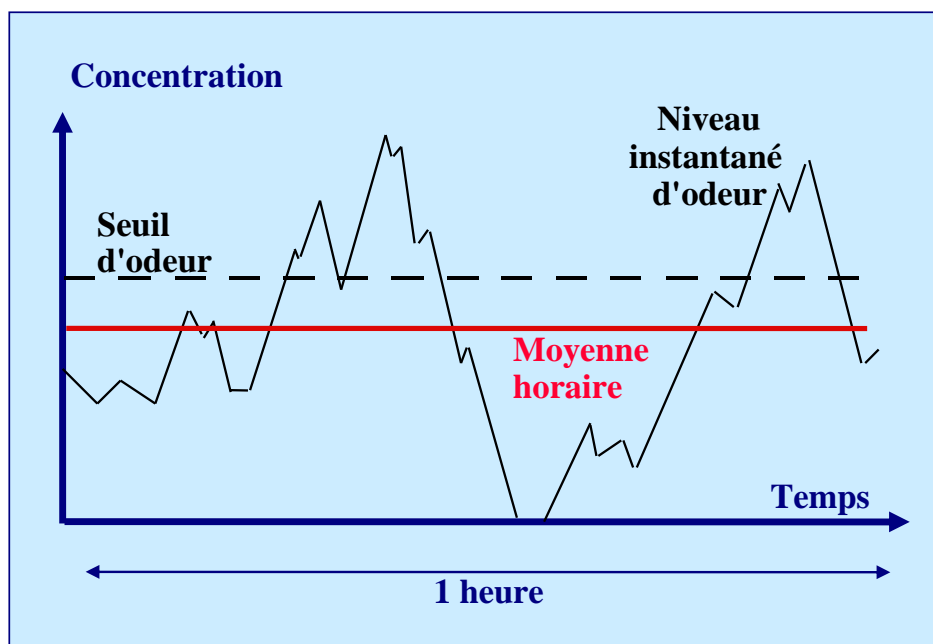


Figure 3.3 : Variabilité temporelle d'une émission odorante.

Les façons d'aborder les différents types de sources (canalisées...) seront détaillées au chapitre 5 ainsi que les méthodes permettant de concentrer un échantillon afin de pallier le manque de sensibilité.

Chapitre 4

Méthodologie de traitement

1. Généralités

Les méthodes de traitement, décrites au cours de plusieurs chapitres, sont en relation avec les aspects analytiques. En effet, l'analyse qui permet de caractériser un rejet en termes qualitatif et quantitatif fournit les éléments pour choisir et dimensionner une installation de traitement. La méthodologie analytique servira également à valider les performances du traitement retenu.

2. Définition du protocole de contrôle des performances d'une installation de désodorisation

Afin de suivre l'efficacité d'un dispositif de traitement, il convient de faire le choix du type d'analyse. La distinction faite, au chapitre 3, entre analyse des composés odorants et analyse des odeurs se retrouve ici. De ce fait, il convient de préciser :

- Si l'efficacité en matière de rendement d'épuration (Pourcentage d'abattement de la pollution) est choisie, les mesures du type physico-chimique seront mises en œuvre ;
- Si l'efficacité en matière de désodorisation (élimination ou diminution de la nuisance) est choisie, les mesures sensorielles (olfactométriques) seront utilisées.

Dans bien des cas, les deux approches seront mises en œuvre afin d'avoir la double information et de vérifier l'efficacité globale du procédé de traitement.

Pour réaliser de telles mesures, les différentes méthodes décrites aux chapitres 5, 6 et 7 sont envisageables. Le choix se fera en fonction du coût, du degré de précision souhaité, du niveau de concentration recherché... ce qui revient à dire en fonction de critères technico-économiques.

3. Rédaction d'un cahier des charges de consultation pour l'installation d'une unité de désodorisation

En fonction de l'approche retenue (mesure physico-chimique et/ou olfactométrique), des garanties d'efficacité de traitement vont être demandées sur le plan chimique et/ou olfactif.

Sur le plan physico-chimique, les fournisseurs des technologies de traitement ont l'habitude de garantir une efficacité de traitement (95% d'épuration par exemple). Dans le cas d'une désodorisation, ce rendement ne pourra figurer seul dans un cahier des charges. En effet, l'absence de relation générale du type chimie-odeur fait qu'un rendement physico-chimique excellent n'est pas la garantie d'une efficacité en termes de désodorisation. De ce fait, il convient d'exiger également des mesures olfactométriques pour avoir l'abattement d'odeur. Ce calcul qui permet de faire le bilan entrée-sortie d'un système de traitement n'est pas normalisé car on ne peut pas garantir que le traitement puisse seulement avoir une action sur l'intensité d'odeur sans en modifier sa qualité. Néanmoins, un objectif en matière d'abattement d'odeur est incontournable et permet de vérifier que la dépollution s'associe à une baisse de nuisance.

Dans le cahier des charges fixant les méthodes à mettre en œuvre, les techniques de prélèvements, les points et temps de prélèvement (échantillon représentatif...), le jury pour les analyses sensorielles, les méthodes de mesure et éventuellement les types d'appareillage peuvent être mentionnés. En ce qui concerne la mesure sensorielle, la référence aux normes (Afnor ou CEN) est recommandée (cf. chapitre7).

4. Réception d'une installation de désodorisation

Lorsqu'une installation vient de démarrer, il convient de vérifier son niveau de performance et vérifier si celui-ci est au niveau des exigences fixées dans le cahier des charges.

Pour le rendement physico-chimique, il convient de vérifier si la technologie mise en place assure le rendement prévu dans des conditions normales d'utilisation. Il est également souhaitable de contrôler cette efficacité dans une situation légèrement anormale (augmentation de charge ou de débit...) afin de vérifier si l'installation a bien été dimensionnée pour réduire aussi les pics de pollution.

Pour le rendement olfactif, un taux d'abattement a pu être fixé dans le cahier des charges mais il semble préférable de demander un niveau d'odeur en sortie de procédé (indépendamment du niveau d'entrée). En effet en cas de forte intensité en entrée, un bon abattement des odeurs ne peut pas forcément éviter une nuisance. Par contre, il est possible de déterminer au préalable que le zéro nuisance en limite de propriété sera garanti si en sortie du procédé, l'intensité ne dépasse pas 1000, 500 ou éventuellement 250 UOS. La réception de l'installation de désodorisation peut donc être envisagée si la valeur limite n'est pas atteinte et que l'odeur n'est pas perçue à l'extérieur du site.

Troisième partie

*Métrie des odeurs et évaluation de
l'impact des odeurs et des composés
odorants*

Introduction

1. Objectifs

Cette troisième partie consacrée aux aspects analytiques a pour objectifs de présenter les méthodes de mesure des odeurs et des composés odorants. Dans un premier temps, les différentes approches en matière de prélèvement sont présentées en fonction du type de source. En effet, la stratégie mise en place dépend en partie de cette source (canalisée, diffuse...). Les méthodologies de prélèvement sont suivies des aspects analytiques en termes de mesures physico-chimiques, de capteurs, de mesure sensorielle et enfin d'impact (olfactif).

2. Précision sur la partie 3

En complément des points cités dans les objectifs en particulier sur l'approche par type de sources, puis la description des différentes méthodes, il convient de préciser les éléments suivants :

- Les durées d'exposition ne peuvent pas être décrites d'un point de vue général. Seuls des toxicologues peuvent estimer, en fonction d'un résultat analytique, si il faut se baser sur le composé le plus toxique ou prendre encore une marge de sécurité par rapport à l'impact d'un mélange. De ce fait, malgré l'importance de cet aspect, il n'est pas développé au cours de la partie 3.
- Certaines méthodes sont citées sans être développées (ex : prélèvement par cryogénie) car leur application reste limitée.
- Le terme études d'impact utilisé au chapitre 7 a pour but de ne pas considérer uniquement la gêne olfactive qui est pourtant celle ressentie. Le terme impact comporte une notion assez générale qui peut inclure des éventuels risques sanitaires liés à une exposition chronique.

•

Chapitre 5

Méthodologies de Prélèvement

1. Généralités

Les odeurs sont perceptibles uniquement en milieu aérien. Les vecteurs de la propagation des odeurs sont les composés odorants. Les approches analytiques ont été présentées au chapitre 3 et plus particulièrement par l'intermédiaire de la figure 3-1. Les deux approches peuvent se décliner au niveau de l'échantillonnage, à savoir que deux natures de prélèvements peuvent être envisagés :

- prélèvement pour l'olfactométrie,
- prélèvement pour analyse des composés odorants.

Dans certains cas, le même prélèvement peut servir aux deux analyses (olfactométrique et physico-chimique). C'est le cas des échantillons, sans concentration, d'atmosphères polluées prélevées essentiellement à l'aide de sacs en Tedlar®, ou en conteneurs métalliques si le volume est suffisant et si la récupération est assurée aussi facilement que dans le cas des sacs. Les ampoules en verre, très fragiles, dont le volume est assez limité pour être aisément manipulables conviennent difficilement pour l'olfactométrie et restent délicates à utiliser pour les analyses physico-chimiques.

Dans d'autres cas, les prélèvements seront plus à fin d'analyse. C'est souvent le cas des prélèvements par accumulation.

Au cours de ce chapitre, le prélèvement sera abordé par le biais du type de source. En effet, comme l'a montré la figure 3-2, lorsqu'une source est identifiée, la première caractéristique visible est de pouvoir décrire son type : canalisée, canalisable, surfacique ou diffuse. Les questions sur un mode de prélèvement avec ou sans concentration sont mises en œuvre dans un second temps, en fonction de l'objectif recherché (grande sensibilité par exemple) et du matériel analytique disponible (limite de détection...).

Les sources d'odeurs peuvent être de nature gazeuse, liquide ou solide (cf. chapitre 2). Au cours du présent chapitre, la distinction est faite entre sources canalisées et sources surfaciques. Par rapport à cette distinction, il convient de noter que les sources liquides et solides sont, de fait, des sources du type surfacique.

Dans certains cas, il est possible de suivre une émission odorante par l'intermédiaire de composés traceurs au lieu de mettre en œuvre une analyse exhaustive de l'ensemble des composés présents. Cela suppose de connaître ces traceurs par le biais d'études précédentes (exemple des tableaux ---- du chapitre 2) et d'être assuré d'une non-contamination par l'environnement.

2. But de la mesure et conditions de mise en œuvre

Lorsqu'une mesure est mise en place, les buts sont précis et peuvent être :

- vérifier le niveau de conformité d'une source et la diffusion des polluants émis par rapport à la réglementation,
- évaluer l'efficacité d'un traitement de réduction des émissions,
- mesurer l'impact d'une source sur la population.

Dans tous les cas, il convient donc de mesurer le niveau d'émission, d'évaluer la diffusion des COV pour voir l'impact des sources sur les cibles potentielles.

De nombreuses mesures, soit directement sur site, soit par le biais de prélèvements suivis d'analyse au laboratoire, sont nécessaires pour aboutir. Les mesures directes sur site sont généralement moins confortables à mettre en œuvre, les performances des analyseurs de terrain sont souvent inférieures à celles du matériel de laboratoire, mais la mesure sur site permet de ne plus avoir de problèmes de transport et conservation des prélèvements.

La fréquence des mesures ou des prélèvements est fonction de la variation dans le temps de l'émission. Si la source a une émission constante, il suffit théoriquement d'une seule mesure ponctuelle à l'émission. De même un nombre limité de mesures ponctuelles dans l'environnement de la source suffit si la diffusion est également constante dans le temps (par exemple atelier sous conditions constantes). Il convient en effet de prendre en compte la diffusion des substances émises dans l'environnement. Ceci nécessite donc une multiplication des mesures ponctuelles dans l'espace et dans le temps pour connaître les variations de l'émission et de la diffusion.

Au niveau législation, ceci permet de définir en chaque lieu les Valeurs Limites d'Exposition (VLE) auxquelles sont soumises les travailleurs présents sur le site (données INRS). Mais ceci ne constitue pas la seule valeur à prendre en compte. Il existe également des Valeurs Moyennes d'Exposition (VME) qui sont des valeurs moyennes intégrées sur 8 heures pour les travailleurs d'un site (Données INRS). De même pour les populations environnantes, l'Organisation Mondiale de la Santé a édité au niveau européen des recommandations (Données OMS) qui sont des valeurs moyennes sur un an (une dizaine de prélèvements statiques successifs sont alors nécessaires). Ces valeurs sont évidemment différentes pour chaque produit. Les valeurs les plus élevées correspondent évidemment aux VLE, et les plus faibles aux recommandations de l'OMS (site Internet). Il est évident que ces valeurs moyennes ne peuvent être obtenues que par des prélèvements de longue durée, donc par des prélèvements à accumulation. Tout système d'aspiration, même avec le plus faible débit possible, amène dans ce cas à la saturation du matériau adsorbant. Les prélèvements sont donc forcément statiques, la diffusion des polluants dans le matériau adsorbant se faisant selon la loi de Fick. Les points de prélèvement sont fixes dans la plupart des cas pour connaître le phénomène de diffusion des polluants et l'exposition des travailleurs en un lieu déterminé. Par contre les travailleurs amenés à se déplacer sur le site devront être munis de systèmes de prélèvements portables dynamiques (pour la détermination des VLE) ou statiques (pour la détermination des VME). Dans le cas des ambiances de travail, il est toujours possible de suivre la concentration de plusieurs polluants, avec un coût analytique fonction du nombre de composés à suivre et des contraintes environnementales (poussières...). Mais, on ne peut pas se baser sur la seule information odorante pour estimer cette toxicité en raison des effets de synergie et d'inhibition qui peuvent se produire entre composés. De ce fait, seule l'analyse physico-chimique avec identification et quantification permettra d'obtenir des éléments d'évaluation de la toxicité.

Toutes les considérations évoquées ci-dessus concernent la détermination de l'impact de la toxicité. Mais la démarche est la même en ce qui concerne l'émission et la diffusion

de substances odorantes. Le point sur la difficile relation odeur-toxicité a été fait en fin de chapitre 2.

Par contre, il est beaucoup plus difficile de déterminer les niveaux d'odeurs instantanés ou moyens à l'émission et auxquels sont soumises les personnes concernées.

3. Sources canalisées

Le prélèvement d'échantillons en sources canalisées est le plus simple, car la source est bien localisée. Le prélèvement se fait sur le flux de gaz pollué en tenant compte, s'il y a lieu, de différence de concentration dans la veine gazeuse (effet de paroi par exemple).

La grande majorité des sources canalisées est constituée par l'évacuation à l'air, souvent après traitement, à partir de conduits divers. Il s'agit donc de toutes les cheminées, extracteurs, torchères, parties supérieures de tours de lavage, etc...

L'émission est donc facile à localiser. Toutefois les zones d'émission sont parfois difficilement accessibles pour les prélèvements (hauteur des installations) et les gaz sont souvent à température élevée, ce qui à la fois rend le prélèvement plus difficile (gaz chauds et équilibres physico-chimiques dépendant de la température) et entraîne une dispersion d'abord verticale des polluants. Ceci rajouté à l'altitude du point d'émission (cheminées) fait que cette émission est sensible aux vents porteurs et donc la zone d'impact est très étendue.

3.1 Variabilité des sources canalisées : pics, bouffées...

En ce qui concerne la stabilité des flux émis, nous pouvons recenser trois types d'émissions :

- les émissions stables dans le temps,
- les émissions à variation régulière, souvent avec des cycles répétitifs (exemple: activité diurne, et absence d'activité nocturne) augmentation régulière du flux avec la mise en route d'un procédé,
- émissions irrégulières (mise en évidence par la figure 3-3 du chapitre 3).

Ce dernier cas concerne essentiellement des émissions par bouffées : les flux et donc les concentrations varient de façon rapide, absences d'émissions durant des périodes plus ou moins longues et émissions plus ou moins importantes durant des périodes brèves.

Ce type d'émissions se retrouve très souvent en environnement soit à cause d'activités ponctuelles (manipulations de déchets, retournement de compost, etc...), soit à cause de la nature du stockage (stockages en plein air ouverts soumis à des variations météorologiques rapides (vent, soleil, nuages, etc...)). La variation du flux d'émission de polluants est en relation directe avec l'impact correspondant : il existe deux types d'effets néfastes, les pics de pollution et les pollutions chroniques. Ceci est vrai à la fois pour la toxicité des produits émis et aussi pour les odeurs dégagées.

Les pics de pollution ont un effet néfaste immédiat lorsqu'il s'agit de produits irritants. Etant donné les niveaux souvent importants de concentration observés, les émissions odorantes associées sont souvent fortes et ne durent pas très longtemps.

En ce qui concerne la toxicité, beaucoup de pollutions ont un effet chronique, c'est-à-dire que les effets sont cumulatifs, ce qui peut être particulièrement insidieux, car les niveaux d'émission même très faibles, doivent être pris en compte.

L'effet odorant est différent, car le seuil de détection (lié à une concentration minimale, variable selon les personnes) doit être atteint.

Lorsque l'émission est suffisante, ceci se traduit par un fond odorant continu auquel peuvent s'ajouter éventuellement des pics d'odeurs, de même nature ou d'odeurs différentes, selon les produits émis par bouffées.

3.2 Particularités liées au prélèvement sur des sources canalisées

Si la canalisation est en surpression, le remplissage de conteneurs tels que les sacs Tedlar®, ampoules en verres, conteneurs métalliques est aisé à condition que les récipients déformables (sacs) aient été totalement vidés préalablement et que les ampoules rigides possèdent deux vannes (entrée et sortie) judicieusement positionnées pour permettre une purge.

Dans tous les cas, les conteneurs déjà utilisés auront été soigneusement purgés préalablement au prélèvement.

Tous les matériaux constitutifs des conteneurs doivent être inertes vis-à-vis des COV et peu adsorbants (Tedlar, Teflon, verre, acier inoxydable). Dans le cas d'une canalisation en dépression, les récipients à entrée/sortie seront remplis à l'aide d'une pompe aspirante placée en sortie du conteneur.

Dans le cas d'un récipient déformable à entrée unique, la meilleure solution est l'utilisation d'un caisson pouvant être mis sous pression réduite. Le sac placé à l'intérieur du caisson se gonfle alors et aspire donc l'échantillon qui est à pression atmosphérique. Ce dispositif est destiné à éviter les contaminations de l'échantillon par un système de pompage (Figure 5.1). Lors du prélèvement, on fait le vide dans le caisson étanche ce qui permet de remplir le sac avec le gaz odorant (Rognon et al., 2001).

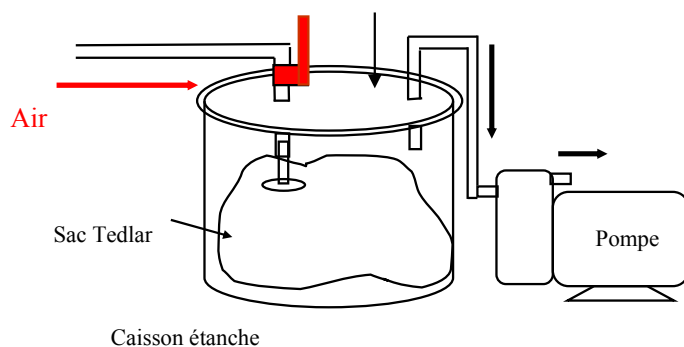


Figure 5.1 : Dispositif de prélèvement d'un gaz odorant

Une autre solution, moins satisfaisante, plus rapide à mettre en œuvre et permettant des prises d'échantillon plus ponctuelles est l'utilisation en amont d'une pompe à membrane revêtue ultérieurement de Téflon.

4. Sources surfaciques, diffuses

Les sources surfaciques (émission d'une pollution par une surface liquide ou solide) sont nombreuses et de natures variées. Les émissions surfaciques peuvent être régulières, même si elles sont de courte durée (épandage de lisier, mise en place de bitume, etc...) ou s'inscrire dans la durée (émissions plus ou moins irrégulières à partir de tas de déchets, de compost ou de bassins d'eaux usées...).

4.1 Particularités liées aux émissions surfaciques

La notion de source diffuse est à relier avec la grandeur de la surface d'émission et le faible niveau d'émission.

Le flux total émis peut donc être très important, mais difficile à localiser à la fois à cause de la surface concernée et du faible niveau local d'émission. Cet aspect peut être illustré par deux exemples:

- faibles émissions à la surface d'un stockage de déchets avec couverture temporaire (quelques centimètres de terre),
- évolution à la surface du sol d'une pollution ancienne.

4.2 Dispositifs "bâche", chambre d'isolation, chambre à flux dans le cas d'une émission surfacique

La mesure sur sources surfaciques pourrait a priori sembler simple à mettre en œuvre mais dans la réalité, la taille des sources surfaciques, leur éventuelle hétérogénéité... font que ce type de prélèvement doit être adapté en fonction de chaque situation. De nombreuses études ont été basées sur l'utilisation de chambre à flux dans les cas de sols pollués par le mercure, d'émission d'ammoniac par les zones agricole... Quelques travaux portent sur l'émission d'odeur et l'utilisation de chambre à flux (Leyris et al., 2005).

Un cas idéal serait que la surface de collecte puisse être de la dimension de la surface d'émission afin d'avoir une représentation réelle de l'émission et non pas une estimation liée à la ou les mesures sur une très faible partie de la surface. Pour répondre à ce cas idéal, il est évident que les dispositifs du type chambre à flux ne peuvent correspondre. Néanmoins, les chambres à flux permettent d'estimer les émissions même si la mesure absolue reste très délicate car en cas de faible taux d'émission (faible transfert et par conséquent faible concentration), un tel dispositif présentera le défaut de diluer le prélèvement.

Un dispositif de collecte assez généralement utilisé est constitué par une grande surface de matériau souple imperméable. L'étanchéité doit être assurée, généralement par pression mécanique, sur les bordures du dispositif de collecte. Un petit tuyau en matériau plastique souple, placé au centre du dispositif de collecte, permet la récupération pour prélèvement du mélange gazeux émis, en s'aidant, si besoin, par la création d'une dépression.

Dans le cas des sources surfaciques avec insufflation d'air, un dispositif isolant une partie de la surface permet de capter et de canaliser l'effluent afin de se ramener à des conditions d'une source canalisée (figure 5.2)

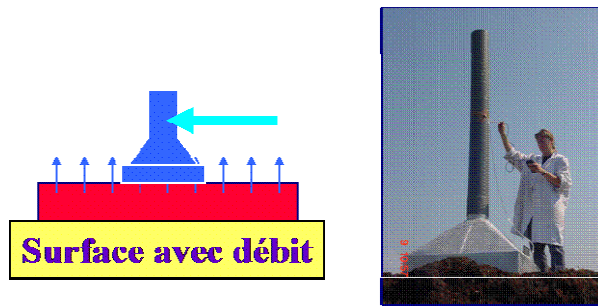


Figure 5.2 : Exemple de prélèvement sur une source surfacique avec débit (illustration du principe et de sa mise en œuvre sur une plateforme de compostage)

Les figures 5.3 et 5.4 montrent des dispositifs de chambre à flux permettant d'isoler une surface et de capter les composés émis. Dans le premier cas (chambre d'isolation de la figure 5.3), le débit de balayage peut être extrêmement faible et par conséquent un tel système conviendra aux sources solides ou celles dont le transfert vers la phase gazeuse est très lent. Dans le second cas, la chambre sous forme de tunnel (fig. 5.4) pourra simuler l'écoulement du vent sur la surface. Cet outil est bien adapté pour les sources liquides et semi-liquides contenant des composés très volatils (transfert rapide et très dépendant du vent).

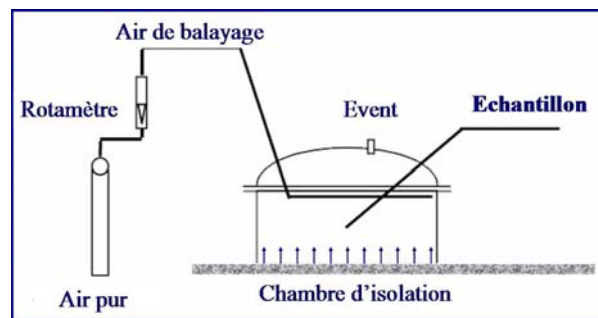


Figure 5.3 : Exemple d'une chambre d'isolation



Figure 5.4 : Exemple d'une chambre à flux dynamique (données Ecole des Mines d'Alès et EOG)

5. Choix du mode de prélèvement en fonction de la concentration

Le mode de prélèvement dépend :

- du niveau de concentration,
- de la technique analytique, employée en aval,
- de l'information désirée,
- de paramètres spécifiques à la source (ex : surface d'émission...).

Les volumes prélevés seront en relation directe avec le niveau de concentration : plus les concentrations sont élevées, plus le volume sera faible.

Les prélèvements directs de gaz pollués (conteneurs métalliques, ampoules en verre, sacs Tedlar) mettant en œuvre souvent des faibles volumes seront utilisés préférentiellement pour les concentrations élevées.

Le mélange gazeux n'étant pas stabilisé, sa composition peut varier rapidement et donc l'analyse doit être effectuée rapidement après le prélèvement.

Toutefois le remplissage d'un sac Tedlar peut n'être qu'une étape transitoire permettant ensuite en particulier une adsorption sous faible débit, donc de longue durée, sur une cartouche adsorbante. En effet la recherche de pics de pollution nécessite des prélèvements de courte durée et l'utilisation intermédiaire de sacs Tedlar (éventuellement de grand volume pour les faibles concentrations) permet de limiter le temps de prélèvement si le remplissage du sac est rapide.

Le niveau de concentration définit également le choix du matériau adsorbant en liaison avec la technique analytique.

Il existe en effet deux grandes filières d'adsorption, l'adsorption sur charbon actif ou silicagel suivie d'une extraction par solvant (Norme NF ISO 16200-1), et l'adsorption sur autres matériaux (Tenax, chromosorb, spherocarb, etc...) suivie d'une désorption thermique (Norme NF ISO 16017-1).

Les tubes destinés à l'extraction par solvant peuvent être employés pour des niveaux de concentration plus élevés que les tubes destinés à l'extraction thermique pour plusieurs raisons :

- l'extraction par solvant permet de traiter seulement une partie du matériau du tube. De ce fait les tubes sont conditionnés en deux parties : la première la plus importante pour le prélèvement analytique, la deuxième pour la vérification du non perçage de la première partie (niveau de concentration trop élevé ou débit de prélèvement plus important). Par contre les tubes destinés à la désorption thermique sont en une seule partie, l'ensemble étant introduit à l'aide d'un automate dans l'installation (ATD) de désorption thermique. La seule vérification de non perçage est le doublement en série du prélèvement, le deuxième tube étant destiné au non perçage.
- Une très faible partie de la solution d'extraction est injectée dans le chromatographe à l'aide d'une micro-seringue, ce qui d'une part limite la quantité injectée et d'autre part permet de modifier les conditions analytiques en fonction des niveaux de concentration (utilisation d'un fractionnement à l'injection appelé split).
- Dans le cas de la désorption thermique, la totalité des produits adsorbés est injectée dans le chromatographe. La possibilité de fractionner à l'injection (split) existe

également, mais dans la plupart des appareillages, l'injection n'est pas répétable ce qui impose des réglages a priori. Il existe toutefois sur quelques dernières générations d'appareil, la possibilité de ré-adsorber les gaz non utilisés dans le cas d'un split ce qui permet une récupération partielle de l'échantillon pour une deuxième analyse et ainsi de suite.

- L'extraction par solvant étant manuelle, des tubes adsorbants de tailles diverses peuvent être employés alors que la taille, donc la quantité de matériau adsorbant, est imposée dans le cas des tubes à désorption thermique par le dispositif ATD de désorption thermique.

Du fait de la possibilité de piégeage de quantités plus importantes sur les tubes à extraction par solvant que sur les tubes à désorption thermique, ces derniers seront réservés à des prélèvements de faible durée alors que pour les mêmes niveaux de concentration les premiers pourront être employés pour des prélèvements de plus longue durée.

Remarques sur la sélection du mode de prélèvement en fonction de la surface d'émission et des paramètres d'émissions

La surface d'émission n'influe pas sur le prélèvement lui-même, mais sur les accessoires permettant de conduire les émissions en direction du dispositif de prélèvement.

Lorsque la source émet en surpression par rapport à la pression extérieure, le déplacement en direction du prélèvement est obtenu par utilisation de cette surpression, le capteur étant à pression atmosphérique. Lorsque la source est à pression atmosphérique ou en dépression par rapport à l'extérieur (exemple : prélèvement sur réseau de collecte de biogaz), un dispositif à pression inférieure à la pression de la source doit être utilisé. Ceci n'est pas toujours facile à réaliser, car le gaz prélevé ne doit pas transiter à travers le dispositif de pompage pour éviter la fixation d'une partie des polluants. L'aspiration est donc placée en aval du prélèvement dans le cas d'un prélèvement à entrée-sortie. Dans le cas d'une seule ouverture d'entrée (sac Tedlar en particulier), la dépression est transmise au sac Tedlar par l'utilisation du caisson sous pression réduite (figure 5.1).

Mais ce système présente deux inconvénients :

- la dépression créée est faible,
- le remplissage du sac est assez lent.

Dans le cas où il faut vaincre une forte dépression ou si l'on désire un prélèvement rapide, il peut être fait appel à des pompes à membrane à revêtement intérieur en Téflon, matériel dans lequel le piégeage des COV est très limité.

Un autre problème à résoudre est la collecte de l'échantillon : dans le cas d'une source à émission homogène dans l'espace, que la source soit canalisée ou surfacique, il suffit de placer l'orifice d'aspiration dans le flux d'émission.

Si la répartition est inégale, on considère une section perpendiculaire à l'émission et deux démarches sont possibles :

- multiplier les prélèvements sur la section et essayer ainsi d'obtenir, avec un maillage serré, la répartition du flux dans la section,

- utiliser un dispositif de collecte plus global : dispositif "entonnoir" prenant en compte une grande partie ou la totalité de la surface du conduit dans le cas d'une source canalisée (le débit doit alors être compatible avec le prélèvement sinon un dispositif diviseur de flux peut être utilisé).

6. Echantillonnage avec concentration

Les composés volatils, COV, H₂S, NH₃ peuvent être adsorbés sur des matériaux adsorbants conditionnés dans des tubes de morphologie différente selon le type de prélèvement et le traitement futur permettant l'extraction des produits adsorbés. Il existe deux principaux types d'extraction, l'extraction par solvant et la désorption thermique.

Pour l'extraction par solvant, les matériaux sont dans des tubes en verre, tubes en verre sécables à chaque extrémité pour les prélèvements dynamiques et petits tubes à essais avec bouchon pour les prélèvements statiques. Pour la désorption thermique dans tous les cas, les tubes sont souvent métalliques mais peuvent être en verre avec des bouchons à raccorder de type swagelock et serrage par vissage pour permettre une mise en place par automate sur le circuit de désorption thermique relié en injection directe à l'appareil d'analyse (généralement couplage GC/MS).

Les différents adsorbants utilisables ainsi que les fibres SPME sont détaillés au chapitre 6. Cette technique constitue une alternative à l'utilisation de tubes adsorbants (Davoli et al., 2003).

6.1 Prélèvements dynamiques et prélèvements statiques

Deux types de prélèvement par accumulation existent, le prélèvement dynamique et le prélèvement passif.

Le prélèvement dynamique est effectué par aspiration de l'échantillon à doser à travers le tube adsorbant à l'aide d'une pompe à débit constant et connu placée en aval du tube. La mesure du temps permet de connaître le volume de l'échantillon gazeux ayant transité par le tube et donc de calculer les concentrations après extraction et dosage.

Le débit d'aspiration est un paramètre important. La norme ISO 16200-1 recommande un débit de prélèvement compris entre 50 et 200 mL.min⁻¹. Des mesures récentes (Chiriac, 2004) effectuées en plein air montrent toutefois que le débit doit être quelquefois plus élevé pour compenser l'action du vent existant. La norme NF EN ISO 16017-1 pour les tubes à désorption thermique est moins directive. Toutefois, toutes les déterminations de volume d'échantillonnage de sécurité « SSV » (70% du volume de claquage à 5% : volume pour lequel la concentration en sortie du tube atteint 5% de la concentration à l'entrée) sont présentées dans cette norme à des débits d'échantillonnage allant de 20 mL.min⁻¹ à 200 mL.min⁻¹, ce qui paraît donc un débit correct de prélèvement dynamique pour ce type de tube.

Il faut de toute façon éviter le perçage du matériau adsorbant. Les causes de perçage sont essentiellement :

- un débit d'aspiration trop élevé,
- une concentration trop forte,
- une saturation du matériau adsorbant.

Cette dernière cause peut encore être amplifiée par le phénomène de compétitivité d'adsorption, particulièrement dans le cas d'un mélange complexe.

Pour vérifier le non perçage il faut deux volumes adsorbants successifs soit au sein du même tube (dans le cas d'une désorption par solvant), soit par l'association en série de deux tubes identiques dans le cas d'une désorption thermique, tubes qui seront ensuite traités séparément.

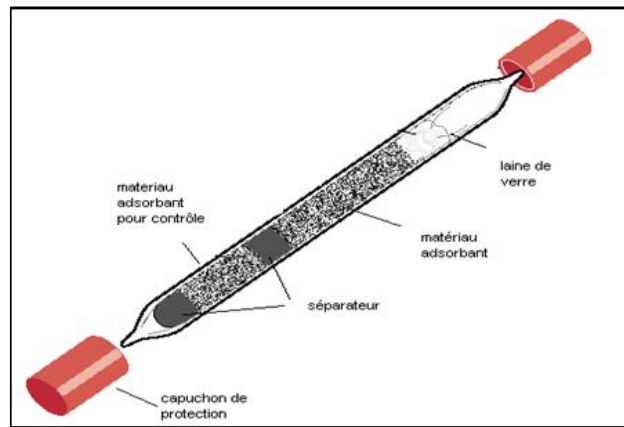


Figure 5.5 : Exemple d'une tube pour prélèvement dynamique et extraction par solvant



Figure 5.6 : Exemple de tubes (inox à gauche et silcosteel à droite) pour prélèvement dynamique et extraction thermique (Site markès)

Le prélèvement statique fait appel à la diffusion passive d'un composé gazeux de concentration C selon la loi de Fick

$$\frac{dm}{dt} = DS \frac{dC}{dl} \quad [1]$$

où m est la masse diffusant à travers la surface S sur la distance l durant le temps t

D est le coefficient de diffusion caractéristique de chaque substance.

Dans tous les cas, l'intégration de la relation 1, en faisant intervenir les constantes géométriques du capteur, permet d'aboutir à une relation de type :

$$C = \frac{m}{tQ} \quad [2]$$

m étant la masse de produit piégée,

t le temps d'exposition

Q le débit de piégeage, Q ayant la dimension d'un débit gazeux et étant une constante dépendant de chaque produit et de la géométrie et dimensions du capteur.

Ces relations sont valables en dessous du niveau de saturation du matériau adsorbant.

Des indications de capacité maximale de piégeage sont données par les constructeurs. Cette saturation se traduit par un phénomène de rétrodiffusion des COV en direction de l'extérieur, ce qui diminue de façon continue le facteur Q à partir de cette saturation. Une variation sur site de la fiabilité des mesures effectuées consiste à placer deux capteurs en parallèle, l'un étant changé plus souvent que l'autre (exemple montage A avec deux tubes, un pour semaine 1 et un pour semaine 2 et montage B avec un seul tube pour semaines 1 et 2).

Les capteurs étant quasiment tous de symétrie cylindrique, il existe deux types de diffusion, diffusion axiale (une extrémité du tube ouverte) ou diffusion radiale (avec surface diffusante cylindrique). Parmi les tubes à diffusion axiale, les tubes utilisés lors de prélèvement de volume d'air puis thermodésorption peuvent également être utilisés pour connaître par exemple un niveau d'exposition (cf. figure 5.7)



Figure 5.7 : Exemple de tube porté comme badge en tant qu'échantillonneur passif (site Markès)

En ce qui concerne la diffusion axiale, deux types existent :

- Le badge portable GABIE (Gas Adsorbent Badges for Individual Exposure), montré en figure 5.8, pour la mesure des VME dont les dimensions (faible hauteur et base importante) sont prévues pour le confort de portabilité et avoir un débit de piégeage important.
- le tube pour désorption thermique, dont la morphologie est identique au tube pour prélèvement dynamique, car il est ensuite utilisé dans le même automate ATD du couplage ATD/CG/SM. Pour l'exposition sur site, un seul des deux bouchons est enlevé et remplacé par une grille permettant d'homogénéiser le flux entrant sur toute la section de l'entrée du tube. Le débit de piégeage étant fonction de la température, nous conseillons de placer les tubes sous un abri conçu pour cet usage et utilisé également pour les tubes à accumulation radiale (voir ci-dessous). De plus les tubes à diffusion axiale sont bien adaptés à un déplacement des COV mono-directionnel, ce qui permet d'orienter judicieusement l'entrée du tube.

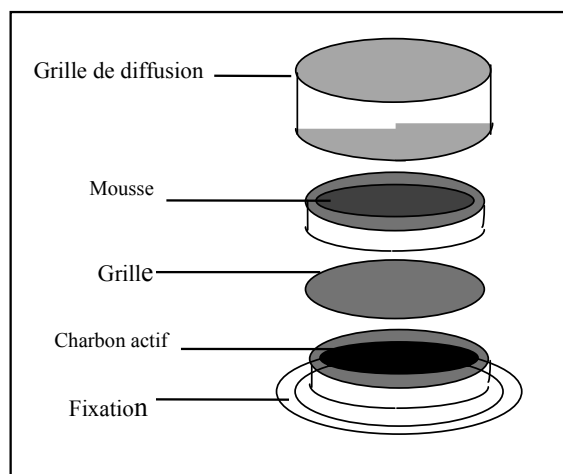


Figure 5.8 : Schéma de capteur portable GABIE à accumulation statique axiale

En ce qui concerne la diffusion radiale, dans tous les cas (extraction par solvant ou désorption thermique), le matériau adsorbant est contenu dans un cylindre grillagé qui est placé, pour exposition, dans le montage de la figure 5.9. La nature de la surface cylindrique de diffusion dépend du matériau adsorbant utilisé.

Dans le cas de l'extraction par solvant, le cylindre grillagé contenant l'adsorbant exposé est replacé dans le tube en verre d'emballage et l'extraction est faite avec 2 millilitres de solvant. Pour la désorption thermique, le cylindre grillagé est introduit dans le montage en laiton (tube plus deux bouchons) utilisé par l'automate ATD.

Des piègeages spécifiques étant utilisés pour certains dosages (aldéhydes et cétones, H₂S, etc...), des procédures analytiques spécifiques sont employées. Toute l'information nécessaire au prélèvement par accumulation statique radiale et à l'analyse correspondante est disponible sur le site Radiello (site Internet).

La surface S est plus importante dans le cas d'une diffusion radiale, ce qui est donc plus adapté à la mesure de faibles concentrations. Les durées d'exposition, pour les mêmes concentrations, seront plus faibles pour les tubes à désorption thermique que pour les tubes à extraction par solvant.

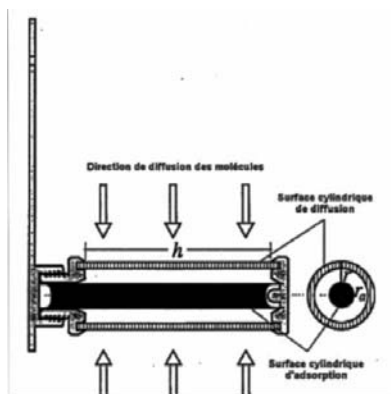


Figure 5.9. Schéma du montage de tube à accumulation statique radiale.

Les valeurs du débit de piégeage Q (données par le fabricant pour chaque produit adsorbé et chaque type de tube adsorbant) sont fournies à 298 K (25°C) et 1 atm.

Le changement du débit de piégeage avec la température en Kelvin (K) par rapport à la valeur mesurée à 298 K est exponentiel. Il est donné par exemple pour le charbon actif, par la relation suivante :

$$Q_K = Q_{298} \left(\frac{K}{298} \right)^{1,5}$$

où

Q_K est la valeur du débit à la température de mesure, K ;

Q_{298} est la valeur du débit à la température de référence de 298 K.

Cela signifie que le débit change de $\pm 5\%$ pour tous les 10°C en plus ou en moins par rapport à 25°C .

Le débit de piégeage ne change pas avec la pression atmosphérique (variation relative faible), l'humidité pour tous les matériaux adsorbants dans l'intervalle 15-90%, ni avec la vitesse de l'air dans l'intervalle 0,1 et $10 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Par contre, l'eau présente peut intervenir au niveau du prélèvement (bouchage des pores du corps diffusif) et au niveau de l'analyse (par exemple bouchon de glace éventuel au niveau du piège de focalisation d'injection dans le cas d'une désorption thermique).

Il est donc indispensable de protéger les montages de captage du soleil (variation de température), du vent, mais aussi de la pluie pour éviter de boucher les pores du corps diffusif.

Les montages de captage sont donc installés dans des petits abris comme montrés dans la figure 5.10.

Un tube à désorption thermique est réutilisable une centaine de fois alors que les tubes à extraction par solvant sont à usage unique.



Figure 5.10 : Installation des montages d'accumulation statique

Le prélèvement dynamique étant de plus faible durée que les prélèvements statiques, le premier permet de mesurer des variations de concentration (surtout si le temps de prélèvement est court), donc des pics de pollution alors que le second permet d'avoir des valeurs moyennes et donc d'étudier des pollutions chroniques. Une façon de

diminuer encore le temps de prélèvement dynamique est de remplir plus le rapidement possible un sac Tedlar et ensuite d'en faire transiter le contenu plus lentement dans un tube adsorbant avec un faible débit d'aspiration compatible avec la technologie d'accumulation.

La différence d'information obtenue entre capteurs dynamiques et statiques peut être étendue aux analyseurs sur site, certains comme les microchromatographes Agilent ou Varian permettant des prélèvements inférieurs à 200 millisecondes, donc particulièrement ponctuels. La pertinence des informations obtenues est mise en évidence dans la figure 5.11.

Plus l'analyse est ponctuelle, plus l'éventail des résultats obtenus est grand dans le cas d'une source instable. La déformation vers le haut pour les mesures les plus ponctuelles de « l'entonnoir » de résultats est due au fait que ce type de mesures est déclenché quand le milieu paraît particulièrement émissif.

Le prélèvement dynamique nécessite donc une présence physique sur le point de prélèvement, d'un opérateur, ou à défaut d'un automate sophistiqué. La présence d'un opérateur permet d'adapter et donc d'optimiser le prélèvement en fonction des paramètres extérieurs (météorologiques, paramètres d'exploitation, etc...).

Mais la présence sur site est limitée car les prélèvements dynamiques sont de courte durée, au plus de quelques heures.

Par contre le prélèvement statique est de plus longue durée (quelques heures à quelques semaines). Il permet donc un suivi sur une période beaucoup plus longue sans présence sur site.

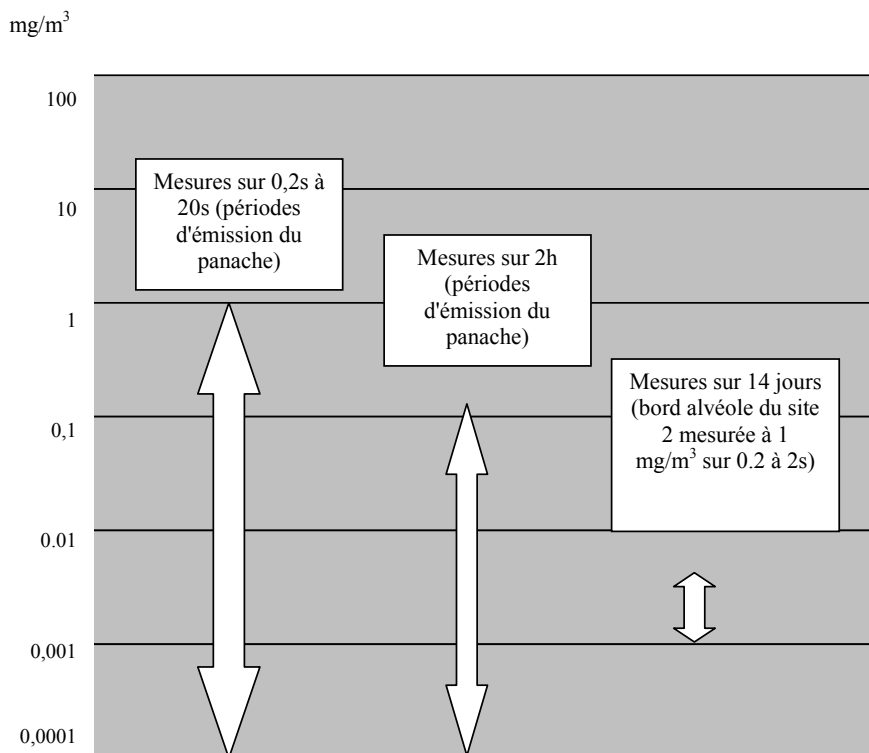


Figure 5.11 : Analyses d'air sur un Centre de Stockage de Déchets Ménagers : éventail de concentrations en benzène en fonction du temps de prélèvement (Baldasano et al., 2002)

6.2 Cas du prélèvement par cryogénie

Le prélèvement par cryogénie consiste à condenser les composés volatils dans un récipient étanche qui sera ensuite transporté au laboratoire pour y analyser son contenu. Le refroidissement du récipient de concentration peut être obtenu à partir d'éléments Peltier ou par apport d'une matière cryogénique (glace, carboglace, air liquide ou azote liquide) et les composés peuvent être piégés dans un tube, un capillaire... Le mélange gazeux à doser traverse donc le dispositif de prélèvement grâce à un dispositif pompé en aval.

Le procédé de refroidissement doit être choisi en fonction de la température de fusion des composés à analyser.

Cette technique, a priori, séduisante n'est pas d'un emploi facile à cause de la nécessité d'utilisation d'un fluide frigorigène sur site pour atteindre des températures très basses. La présence d'une forte humidité en milieu extérieur pose le problème de la condensation de l'eau : bouchage des canalisations, volume piégés importants, relargage de l'eau ou réchauffement.

D'une manière générale, peu de personnes utilisent ce type de piégeage pour les composés odorants. Néanmoins une technique hybride consiste à échantillonner par adsorption sur tube et à maintenir ces tubes à des températures assez basses (entre 0 et 10°C) par effet Peltier. Dans un tel cas, l'adsorption est plus efficace qu'aux températures voisines de 20°C, le refroidissement peut être obtenu facilement par

l'action d'effets Peltier et le contrôle précis de la température permet d'accroître la répétabilité de cette étape. Enfin, en étant à une température supérieure à 0°C, la formation de glace est évitée même si une partie de l'eau peut tout de même se retrouver par adsorption ou condensation au niveau du support de prélèvement.

Références

Baldasano JM, Carré J, Chiriac R, Gasso S, Lambelet D, Loga A, Perrodin Y (2002) Mise au point d'une méthodologie analytique de suivi des rejets aériens de COV issus des décharges d'ordures ménagères. Pollution Atmosphérique, n°176, 541

Chiriac R (2004) Caractérisation des émissions de composés organiques volatils issus des centres de stockage de déchets ménagers et assimilés de leur dispersion dans l'environnement. Thèse INSA Lyon, 04ISAL0077

Davoli E, M.L. Gangai ML, Morselli L, Tonelli D (2003) Characterisation of odorants emissions from landfills by SPME and GC/MS, Chemosphere 51 (2003) 357-368.

INRS - Introduction aux valeurs limites d'exposition professionnelle. Disponible sur : http://www.inrs.fr/htm/introduction_valeurs_limites_exposition.html.

Leyris C, Guillot JM, Fanlo JL Pourtier L (2005). Chemosphere. 59, 415-421

Markès : Site Internet www.markes.com

Norme NF EN ISO 16017-1 (2001) Echantillonnage et analyse des composés organiques volatils par tube à adsorption/désorption thermique/chromatographie en phase gazeuse sur capillaire

Norme NF ISO 16200-1 (X43-272-1) (2001) Qualité de l'air des lieux de travail. Echantillonnage et analyse des composés organiques volatils par désorption au solvant/chromatographie en phase gazeuse. Partie 1 : méthode d'échantillonnage par pompage

OMS -World Health Organization (2000) Air quality guidelines for Europe. 2nd edition, WHO Regional Publication, European Series, Copenhagen, ISBN 92 890 1358 3, 2000, n°91, 273 p. Disponible sur site : <http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>.

Radiello - Fondazione Salvatore Maugeri. www.radiello.com

Chapitre 6

Prélèvements spécifiques, mesures physico-chimiques et capteurs

1. Recherche spécifique de composés odorants

1.1. Mesure directe sur site par tubes réactifs

Lorsqu'un effluent gazeux semble contenir un ou plusieurs composés odorants, il est possible d'en avoir confirmation et d'en estimer la concentration grâce à des tubes réactifs. En effet, ceux-ci permettent une mesure directe sur site de plus de 500 substances. Les plus connus sont les « tubes Dräger » du nom de la première société à les avoir commercialisés mais des matériels similaires sont disponibles auprès d'autres fournisseurs (Gastec, Sensidyne, MSA, etc). Il existe des tubes pour mesures ponctuelles mais aussi des tubes pour une détermination de concentration moyenne calculée sur plusieurs heures consécutives (maximum 8 heures) (Leichnitz, 1989).

Dans les deux cas, l'air à analyser est aspiré à l'aide d'une pompe à travers le tube. Une réaction colorée entre le polluant recherché et un réactif indicateur imprégné sur un support inerte (silicagel, oxyde d'aluminium, silicate d'aluminium) permet la lecture directe de la concentration sur le tube gradué (Leichnitz, 1989). Il existe des tubes pour des composés ou famille de composés et qui peuvent correspondre à différentes gammes de teneurs (environ de 10^{-2} à 10^2 ppm) pour les tubes destinés à une estimation rapide. Les réactions mises en jeu sont principalement de l'oxydo-réduction, de la complexation ou des réactions acide-base.

Certaines limites à l'utilisation de cette technique en apparence simple doivent être signalées :

Les tubes et les pompes d'une même marque sont indissociables car les débits varient d'une marque à l'autre (Bissonnette, 2002).

pour les pompes manuelles, le débit n'est pas constant en fonction du temps, d'où des risques d'erreur sur le volume échantillonné (Austin, 2001).

les tubes ont une durée de vie limitée à environ 2 ans : il ne faut donc pas les stocker plus longtemps (Leichnitz, 1989).

l'incertitude sur le résultat peut varier de 5 à 50%, surtout pour les concentrations faibles, en raison de chemins préférentiels et de l'aspect subjectif de la lecture (grande variabilité inter-opérateurs) (Bissonnette, 2002).

En respectant ces quelques consignes et en étant conscient de l'incertitude importante sur la mesure, les tubes de détection peuvent constituer un excellent moyen de contrôle de substances chimiques dans l'air, y compris de composés odorants comme l'H₂S, les mercaptans, l'ammoniac...

1.2. Prélèvement spécifique et mesure en différé au laboratoire

Une autre approche de recherche de composés odorants particuliers consiste à réaliser un prélèvement spécifique suivi d'une analyse en laboratoire. L'analyse peut être :

globale et donner une information qualitative (présence ou pas) et quantitative sur une famille chimique de composés (prélèvement par absorption dans des solutions spécifiques),

individuelle (exemple du prélèvement des aldéhydes et cétones sur cartouche imprégnée de DNPH).

Ces deux cas sont décrits ci-après.

Prélèvement par absorption dans des solutions spécifiques

Le prélèvement par absorption consiste à solubiliser les composés d'intérêt dans une solution appropriée (contenant un réactif spécifique). La mise en œuvre de ce type de prélèvement est décrite sur la *figure 6.1*. On utilise des flacons laveurs remplis partiellement d'un volume connu de solution de réactif. On fait ensuite barboter le gaz à analyser dans cette solution à un débit connu et maîtrisé. Celui-ci ne doit pas être trop élevé pour garantir un transfert gaz/liquide quantitatif des polluants. Pour améliorer le transfert, les flacons peuvent être équipés d'un diffuseur permettant d'augmenter la surface de contact entre le liquide et le gaz. Ces derniers ne doivent cependant pas être utilisés dans le cas où le principe de piégeage est basé sur la précipitation.

Typiquement, un flacon laveur de 250 mL contiendra 100 mL de solution avec un débit de l'échantillon gazeux de 1L.min⁻¹. L'analyse des solutions de barbotage est réalisée en différé au laboratoire.

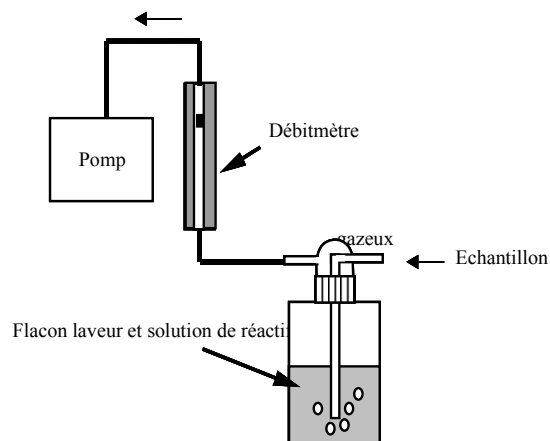


Figure 6.1 : Dispositif de prélèvement par absorption

Le tableau 6.1 suivant donne quelques exemples de solutions de réactifs couramment utilisées pour le dosage de composés odorants.

Solutions de réactif	Composés odorants	références
Bisulfite de sodium NaHSO_3 4‰	Aldéhydes et cétones	<i>Le Cloirec et al., 1988</i>
Soude NaOH 0,1 M	Acides gras volatils	<i>Desauziers et al., 2000</i>
Chlorure mercurique HgCl_2 4‰	Sulfure d'hydrogène et mercaptans	<i>Le Cloirec et al., 1988</i>
Acétate de zinc $(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Zn}$ 10 g.L ⁻¹	Sulfure d'hydrogène	<i>Le Cloirec et al., 1988</i>
Acide chlorhydrique HCl 0,1 M	Amines et ammoniac	<i>Le Cloirec et al., 1988</i>

Tableau 6.1 : Exemples de solutions de réactif pour un prélèvement spécifique

Il est possible de mettre en série plusieurs flacons laveurs afin d'étudier 3 familles chimiques de composés odorants en un seul prélèvement. Les solutions de réactif du tableau 6.1 sont alors disposées dans l'ordre suivant : HCl 0,1 M ; Bisulfite de sodium à 4‰ ; chlorure mercurique à 4‰ (Le Cloirec *et al.*, 1988). Cette procédure permet aussi de s'affranchir de certaines interférences, ces méthodes de piégeage n'étant pas sélective à cent pour cent : par exemple, si l'on recherche des composés soufrés réduits dans un échantillon gazeux contenant de l'ammoniac, il peut se former un complexe ammoniacomercurique avec le chlorure mercurique pouvant être confondu avec les précipités formés avec les composés soufrés.

Cette technique de prélèvement par absorption présente l'avantage d'être simple à mettre en œuvre et d'être peu coûteuse. Les analyses reposent en effet sur des principes simples d'oxydo-réduction, de précipitation ou d'acidimétrie : par exemple, la méthode de Kjeldhal est utilisée pour le dosage de l'ammoniac après le prélèvement dans HCl 0,1 M.

Le prélèvement s'effectue généralement sur plusieurs heures ce qui permet d'une part d'avoir une estimation moyenne des concentrations, et d'autre part, d'atteindre des limites de détection inférieures au mg.m^{-3} en raison de l'important facteur de concentration. En revanche, cette méthode n'est pas adaptée à une mesure instantanée.

1.2.2. Prélèvement spécifique des aldéhydes et cétones

La méthode de prélèvement et d'analyse présentée ici concerne surtout le dosage des composés carbonylés à l'état de traces dans l'air intérieur (formaldéhyde, notamment) (norme NF ISO 16000-3) (Afnor, 2002) mais peut être adaptée aux traces d'aldéhydes et cétones malodorants.

Le principe consiste à faire passer le gaz à échantillonner à travers une cartouche de phase solide constituée de grain de silice imprégnée de dinitrophénylhydrazine (DNPH) (Figure 6.2), réactif spécifique des composés carbonylés. La réaction (I) a lieu et les dérivés hydrazones formés sont piégés sur la cartouche.

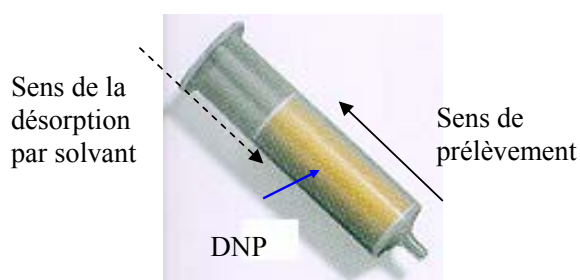
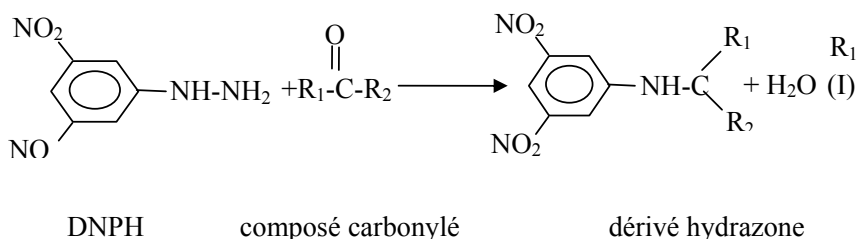


Figure 6.2 : Cartouche DNPH pour le prélèvement spécifique des aldéhydes et cétones



Au laboratoire, les dérivés hydrazone sont désorbés de la cartouche par 5 mL de solvant (acétonitrile) dont quelques microlitres sont analysés par chromatographie liquide haute performance (HPLC) équipée d'un détecteur UV-visible réglé à 360 nm, longueur d'onde spécifique des hydrazones (Supelco, 1996). Pour un prélèvement de 2 H à 1 L.min⁻¹, des limites de détection inférieures à 200 ng.m⁻³ d'air peuvent être atteintes. Pour les laboratoires qui ne seraient pas équipés d'HPLC, il est possible d'effectuer le dosage en chromatographie gazeuse muni d'un détecteur à ionisation de flamme (FID) (Supelco, 1998). La sensibilité est moins bonne qu'en HPLC/UV-visible : limite de détection 30 fois supérieure (Supelco, 1998).

1.2.3. Prélèvement sur adsorbants en fonction des espèces recherchées

Il n'existe pas de matériau adsorbant universel. Les matériaux doivent être choisis en fonction des produits que l'on désire doser. Les principaux matériaux adsorbants sont :

En ce qui concerne les matériaux thermodésorbables :

le Tenax TA particulièrement adapté pour les molécules non polaires avec un nombre d'atomes de carbone supérieur à C_6 ,

le Chromosorb destiné au piégeage des moléculaires polaires,

le sphérocab efficace pour le piégeage des molécules légères polaires et apolaires en excluant H_2S et NH_3 ,

les tamis moléculaires, peu employés à cause de leur sensibilité à l'eau, mais qui adsorbent des molécules comme H_2S non piégées par les autres adsorbants,

les Porapak pour les amines.

En ce qui concerne les matériaux destinés à l'extraction par solvant, seulement deux matériaux sont traditionnellement utilisés :

le charbon actif particulièrement efficace pour le piégeage des composés apolaires,

le silicagel destiné à l'adsorption des composés polaires.

Pour tous ces matériaux l'extraction (par solvant ou désorption thermique) sera évoquée avec l'analyse. Par contre, nous pouvons signaler que la désorption thermique étant associée avec le passage d'un gaz vecteur, l'existence de ce sens de passage permet l'association de matériaux différents en lits superposés à l'intérieur du tube d'adsorption.

1.3. Analyse en laboratoire – Utilisation de détecteurs spécifiques

Une troisième démarche peut être mise en œuvre pour une analyse spécifique de certains composés odorants. Elle est surtout envisagée lorsque l'on ne s'intéresse qu'à une famille de polluants que l'on cherche à quantifier à des niveaux de concentrations très faibles.

Le prélèvement sur site n'est pas nécessairement sélectif, contrairement à l'approche décrite ci-dessus (§ 1.2). Il peut être effectué sans pré-concentration : dans ce cas, l'air à analyser est stocké dans des sacs en TedlarTM (voir description au chapitre 7) ou dans des conteneurs en acier (canister ou cylindre) (*Figure 6.3*). Le canister peut être rempli sous pression (2 bars) pour disposer d'une plus grande réserve de gaz. Plusieurs types de canisters sont disponibles. Ainsi, les canisters de type Summa®, dont les parois internes sont électroplées de façon à les rendre inertes, sont validés par l'EPA (Environmental Protection Agency) (méthode TO-14A, 1999) (EPA, 1999). Deux traitements de passivation sont utilisés : le traitement Silcosteel®, qui consiste à recouvrir la surface interne en acier du canister d'une couche de silice. Pour des concentrations de l'ordre du

ppm(v), on observe une bonne stabilité de l'ensemble des composés soufrés sur plus de 10 jours (Sulyok *et al.*, 2002). Pour des concentrations plus faibles, de l'ordre du ppb(v), un nouveau traitement de passivation, Sulfinert™, a été développé. Ce revêtement permet le stockage de composés soufrés (H₂S et méthylmercaptopan) pendant au moins 14 jours à 10 ppb(v) (Barone *et al.*, 2000).



Figure 6.3 : Canister (à gauche) (SKC, site internet) et cylindre (à droite) (Restek, site internet)

Pour les teneurs très faibles, on aura recours à une étape de pré-concentration, effectuée sur site ou à partir d'une réserve de gaz (conteneur métallique appelé canister ou sac Tedlar™). Ces méthodes de pré-concentration sont décrites § 6.2.

L'analyse spécifique des composés est ensuite réalisée par chromatographie gazeuse couplée à un détecteur approprié.

1.3.1. Détecteur spécifique pour les composés soufrés

Un des détecteurs les plus utilisés est basé sur la chimiluminescence du soufre (Sulfur Chemiluminescence Detector : SCD). Les molécules sont oxydées en SO dans un brûleur à 1800°C puis forment SO₂ à un état excité (SO₂^{*}) par réaction avec de l'ozone. La relaxation de SO₂^{*} en SO₂ conduit à l'émission d'une radiation spécifique (320-380 nm). Les limites de détection sont très basses (inférieures à 5 pg S.s⁻¹) et la sélectivité est très bonne (supérieure à 10⁷ gS.gC⁻¹) (Wardencki, 1998). De plus, ce détecteur fournit une réponse linéaire et proportionnelle aux atomes de soufre. En revanche, exclusivement commercialisé par Sievers, il est coûteux et son entretien est assez délicat.

L'émission atomique (Atomique Emission Detector : AED) est également fréquemment employée pour la détection spécifique des soufrés (longueur d'onde d'émission : 180,7 nm). La sensibilité est équivalente à celle du détecteur SCD mais avec une moins bonne sélectivité et un coût également élevé (Wardencki, 1998).

Plus facile à utiliser et moins onéreux, le détecteur à photométrie de flamme (Flame Photometric Detector : FPD) a connu un développement croissant. Dans une flamme air/hydrogène continue, les molécules soufrées se décomposent et se recombinent en S_2^* , favorisé par la flamme réductrice. Le retour à l'état fondamental s'accompagne de l'émission d'une radiation spécifique dont la bande la plus intense est à 394 nm. Depuis une dizaine d'années, un nouveau développement du FPD, le détecteur à photométrie de flamme pulsée (PFPD) a permis d'augmenter la sélectivité et la sensibilité de ce mode de détection. Le système est basé sur une flamme pulsée de fréquence 2-4 Hz. En effet, certains éléments, dont le soufre, présentent une émission retardée après la propagation de la flamme (délai de 6 ms pour le soufre) alors que le carbone émet dans les quatre premières millisecondes (Jing *et al.*, 1998). Cette nouvelle configuration permet d'atteindre des limites de détection de l'ordre du $pgS.s^{-1}$ et une sélectivité comparable à celle du détecteur à chimiluminescence pour un coût moins élevé et une plus grande robustesse.

1.3.2. Détecteur spécifique pour les amines

Il est possible d'utiliser un détecteur thermoionique, encore appelé azote-phosphore (Nitrogen-Phosphorus Detector : NPD). Son principe est similaire à celui du détecteur à ionisation de flamme (FID) : les composés sont ionisés dans une flamme air/hydrogène et le courant d'ionisation résultant est proportionnel à la quantité de liaisons carbone-hydrogène des molécules analysées. Dans le cas du détecteur NPD, l'axe de la flamme est disposé dans un cylindre en céramique dopée avec un sel alcalin (rubidium ou césium) qui permet d'ioniser sélectivement les composés contenant des atomes d'azote ou de phosphore (sauf N_2). Pour les amines volatiles, la sensibilité est équivalente en FID ou NPD (Béné *et al.*, 2001). L'intérêt d'utiliser ce dernier détecteur réside donc uniquement dans sa sélectivité.

2. Recherche exhaustive de composés odorants

2.1. Couplages GC/MS

Le couplage GC/MS peut être utilisé sous différentes configurations : Injection directe du mélange gazeux via une vanne à gaz, Injection des composés désorbés thermiquement à partir d'un support solide et Injection d'une solution d'extraction.

2.1.1. Couplage ATD/GC/MS

Le couplage ATD/GC/MS basé sur la récupération des composés par désorption thermique, leur séparation par chromatographie en phase gazeuse et leur identification par spectrométrie de masse constitue la technique de référence en matière d'analyse fine. La désorption thermique étant assurée par des appareils automatiques avec passeur d'échantillons, les analyses peuvent être effectuées en grand nombre.

La désorption thermique est en général effectuée en deux étapes : Une première étape de désorption permet d'éluer l'ensemble des composés adsorbés sur le support placé dans le tube utilisé pour le prélèvement et de concentrer ces composés (ou une partie) sur une seconde piège généralement maintenu à une température assez basse ($0^{\circ}C$ ou inférieur).

Cette étape de focalisation est ensuite suivie par une désorption de ce deuxième piège et l'ensemble (ou une partie) est injecté dans le système chromatographique. En liaison avec le prélèvement qui se doit d'être quantitatif, la désorption doit l'être également.

A ce jour, plusieurs équipements de désorption thermique sont disponibles. Parmi les plus intéressants sur le plan technique, il est possible de citer le turbomatrix (Perkin Elmer) et le Unity (Markès). Ces appareils peuvent être équipés d'un système de passeur d'échantillons et peuvent utiliser les mêmes tubes remplis d'adsorbants.

En ce qui concerne la partie chromatographie et la détection par spectrométrie de masse, la technique nécessite une mise au point analytique (choix de la colonne et des conditions chromatographiques, choix du mode d'ionisation et différents réglages du spectromètre). Cette partie ne présente pas de spécificité particulière liée à la présence de composés odorants car cette technique est largement utilisée pour l'analyse organique de mélanges.

La technique de préconcentration par adsorption puis récupération par désorption thermique est très utilisée dès que des analyses de traces doivent être réalisées. Ce type de démarche peut être appliquée sur différents types d'atmosphères odorantes : autour des incinérateurs (Leach et al., 1999), des élevages et de leur stockage d'eaux usées (Rabaud et al., 2003) et de très nombreuses autres situations.

2.1.2. Cas particulier du couplage CG/SM après extraction par solvant.

Cette filière analytique présente l'avantage de pouvoir être utilisée sur la quasi totalité des couplages CG/SM de laboratoire qui sont tous à l'origine équipés d'un dispositif d'injection par septum pour une injection à la micro-seringue (manuelle ou par injecteur automatique). Le choix d'une extraction par solvant paraît donc judicieux si l'on veut éviter le coût de l'utilisation d'une désorption thermique (couplage ATD/CG/SM). Toutefois, pour des analyses fréquentes et régulières, la désorption thermique offrira des avantages incontestables en termes de manipulation et de gain de temps.

Comme nous l'avons déjà vu dans le chapitre précédent, l'extraction par solvant permet de répéter l'analyse d'un échantillon autant de fois que l'on veut en modifiant si nécessaire les conditions opératoires.

L'étalonnage du couplage CG/SM est plus proche des conditions analytiques puisque l'étalonnage est fait par injection de solutions étalons préparées par pesée dans le mélange solvant plus étalon interne et injectées ensuite dans le CG/SM dans les mêmes conditions que l'analyse elle-même.

Parmi les défauts d'une telle méthode, il est possible de citer :

- une plus faible sensibilité par rapport à la désorption thermique,

- une injection manuelle moins fiable et moins répétable que les injections automatiques ce qui nécessite impérativement la présence d'un étalon interne dans la solution d'extraction,

- la présence d'un solvant majoritaire qui oblige à l'extinction du filament du détecteur pendant l'élution de ce solvant, ce qui entraîne la non détection des produits qui éluent pendant ce temps d'extinction,

- la gamme d'adsorption sur les matériaux adsorbants utilisés pour l'extraction par solvant est moins large que celle obtenue sur les matériaux adsorbants pour désorption thermique.

2.1.3. Couplage CG/SM pour analyse sur site

Le dénombrement des espèces et leur identification imposent une technique universellement reconnue qui est celle décrite dans les paragraphes précédents : le couplage GC/MS. Un document US-EPA (site Internet) relatif à l'analyse sur site préconise cette technique : la chromatographie en phase gazeuse assure la séparation, donc le dénombrement, tandis que le spectromètre de masse permet une identification. Dans ce document EPA, cinq références de fabricants de CG/SM portables sont reportées : BRUKER Daltonics ; BRUKER-Franzen Analytical Systems, Inc ; INFICON, Inc ; Field Portable Analytical, Inc ; Viking Instruments Corporation.

Nous pouvons y ajouter d'autres références (Spectroscopy Europe, 2004) : ADDMS; ION SIGNATURE TECHNOLOGY, INC; KORE TECHNOLOGY LTD.

Ces appareils de terrain sont souvent équipés de détecteur de masse de type quadripôle, dont la gamme de masse est limitée. Le vide secondaire est généralement obtenu avec un "getter", ce qui augmente très fortement le coût de fonctionnement mais privilégie la portabilité. L'informatique de traitement des données est souvent limitée à l'obtention des spectres (mode SCAN) ou au traitement quantitatif de produits connus ou attendus en mode SIM (suivi d'un ion spécifique).

Il peut être utile de rappeler les caractéristiques des deux appareils qui semblent être les plus performants, la gamme EM 640 et EM 640S de BRUKER Daltonics (Site Internet) et le HAPSITE de INFICON (Site Internet).

BRUKER Daltonics commercialise deux appareils bâtis sur le même détecteur de masse à quadripôle (1 à 640 uma). Le modèle EM 640S est à l'origine un couplage CG/SM équipé de colonnes capillaires et le vide est assuré par une pompe turbomoléculaire, tandis que le modèle EM 640 se réduit au détecteur MSD équipé d'une pompe ionique à getter, le CG étant alors un périphérique optionnel.

Le HAPSITE est un ensemble complet, concentrateur et CG/SM. La phase de concentration est assurée par un concentrateur microtrappe, une flash désorption ($800^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$) permet une injection dans le CG, CG équipé de colonnes capillaires programmable en température. Le détecteur est un quadripôle (1 à 300 uma) équipé d'une pompe ionique à getter.

2.2. Couplage micro TD/micro GC/MS

Ce paragraphe présente le couplage $\mu\text{TD}/\mu\text{GC}/\text{MS}$ récemment mis au point au Service Central d'Analyse du CNRS (69390 Vernaison) (Gass *et al.*, 2002 ; Cozic *et al.*, 2004) et commercialisé par SRA Instruments (69280 Marcy l'Etoile).

Ce couplage est constitué d'un pré-concentrateur μTD (SRA Instruments), d'un microchromatographe μGC (Agilent Technologies) et d'un détecteur de masse 5973 (Agilent Technologies). L'originalité de ce couplage est d'associer sur site deux modules portables de performances élevées (μTD et μGC) avec un détecteur de masse de laboratoire, ce qui assure sur le terrain les performances d'une chaîne analytique de laboratoire.

Il existe toutefois deux contraintes :

- le détecteur de masse nécessite un courant monophasé 220V, 15A, ce qui oblige à l'accès à un local technique ou l'utilisation d'un groupe électrogène,

- la mise sous pression réduite (vide secondaire) indispensable à la mise en route du détecteur est faite en environ deux heures que le détecteur soit équipé d'une pompe à diffusion d'huile ou d'une pompe turbo-moléculaire.

L'originalité de ce couplage est de pouvoir utiliser deux détecteurs en série, le catharomètre (TCD) original du micro-chromatographe et le détecteur de masse (MSD), le premier n'étant pas destructif. De ce fait, le détecteur de masse est utilisé pour l'identification en mode SCAN à l'aide de la bibliothèque informatique NIST et le catharomètre pour le dosage quantitatif (gamme : ppb à 100 %) car il est linéaire sur tout l'intervalle de concentration et la réponse quantitative est très proche d'un composé à l'autre, ce qui permet de travailler en équivalent (toluène ou décane) dans le cas d'un mélange complexe ou l'étalonnage quantitatif ne peut être fait pour tous les composés.

Le pré-concentrateur peut être dissocié en quelques secondes du chromatographe ce qui permet effectivement une analyse des concentrations comprises entre 10 ppm et 100 %, la concentration comprise entre la ppb et 10 ppm nécessitant l'utilisation du pré-concentrateur.

Le micro-chromatographe est équipé de plusieurs modules analytiques (de 1 à 4), ce qui revient à utiliser en parallèle plusieurs chromatographes, l'aspiration étant commune à tous les modules.

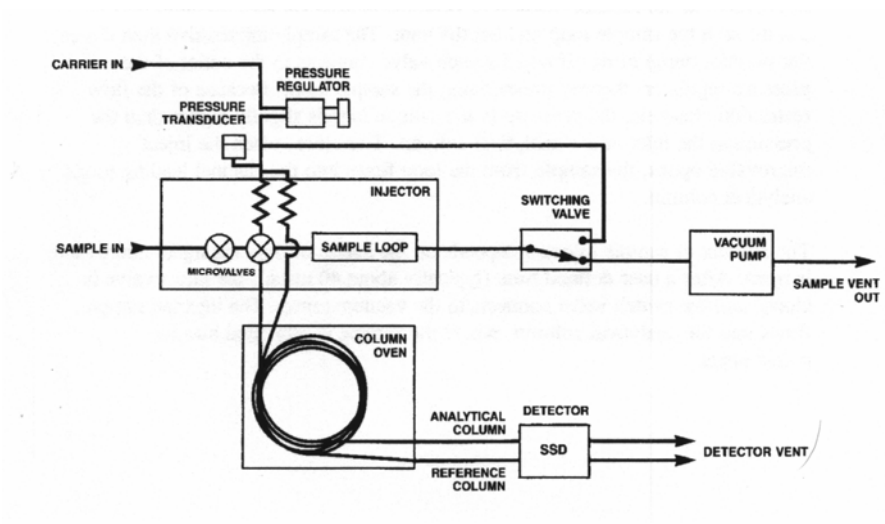


Figure 6.4 : Schéma de principe de fonctionnement d'un microchromatographe



Figure 6.5 : Couplage μ TD/ μ GC/MS en fonctionnement sur site (dans une voiture break).

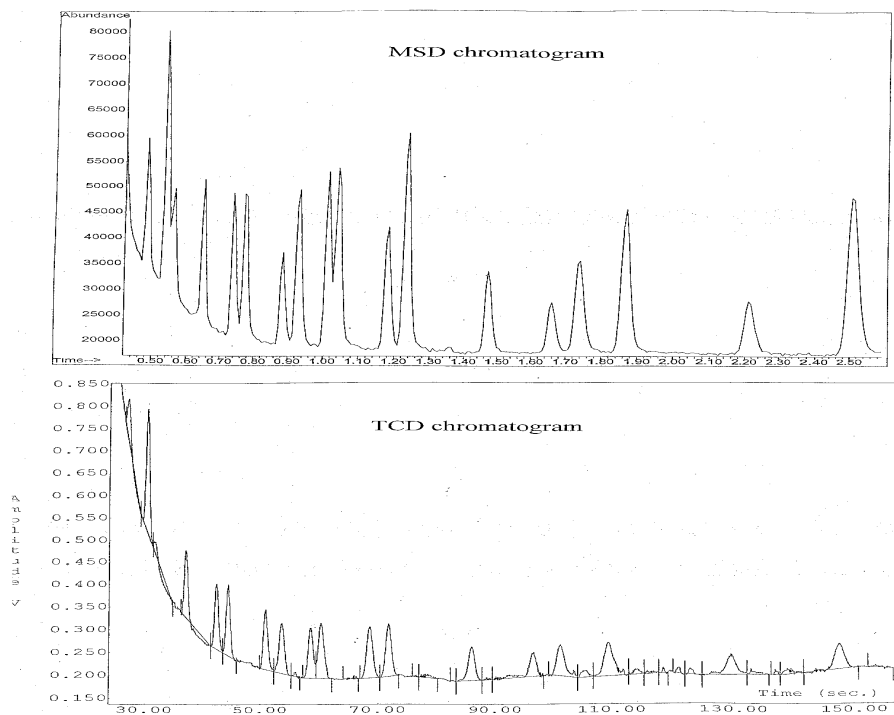


Figure 6.6 : Spectres d'analyse du mélange EPA TO 14 par couplage μ TD/ μ GC/MS (Chiriac, 2004) - Prélèvement de 50 mL de gaz avec des teneurs en COV voisines de 1 ppmv.

L'injection ne pouvant être faite qu'en phase gazeuse les possibilités d'étalonnage peuvent être assurées à partir d'un mélange étalon. Les mélanges étalons peuvent être soit des mélanges commerciaux, soit des mélanges préparés par méthode volumétrique (Normes ISO 6145) ou par perméation (Norme ISO 6349). Ces mélanges sont onéreux ou font

appel à des installations de préparation complexes. Une préparation moins onéreuse est la préparation en sac Tedlar par injection à la micro-seringue du ou des composés à étalonner et mise au volume par gonflage du sac à l'azote. Il faut toutefois être largement en-dessous de la saturation pour le COV introduit et le remplissage à l'azote doit se faire en deux temps : remplissage très partiel avec l'injection du COV suivi du complément d'azote pour homogénéiser le contenu. La validité de cette technique simple a été vérifiée par comparaison à un mélange préparé par vaporisation dans une enceinte de thermobalance (Carré et al., 2001).

Dans tous les cas, les niveaux de concentrations d'étalonnage doivent du même ordre que les valeurs à mesurer, car le choix des paramètres de couplage μ TD/ μ GC dépend du domaine de concentrations.

2.3. MicroExtraction sur phase solide (SPME)

Parmi les méthodes d'échantillonnage de composés odorants, les techniques mettant en jeu une adsorption sur phase solide sont largement représentées, comme cela est décrit dans les paragraphes précédents. Ces techniques requièrent un thermodésorbteur généralement en ligne avec un chromatographe en phase gazeuse (GC). Le matériel requis est spécifique et souvent coûteux. Par conséquent, une alternative de mise en œuvre plus simple ne demandant pas d'investissement supplémentaire peut être envisagée. Dans ce contexte, le nouveau développement de l'extraction sur phase solide, la micro-extraction sur phase solide (SPME), apparaît comme potentiellement intéressant. Cette technique a été développée au début des années 1990 (Pawliszyn, 1997). Elle consiste en une fibre de silice fondue, revêtue sur 1 cm de long d'une phase stationnaire, différente selon les composés à échantillonner. La fibre est fixée à un piston qui permet de la rétracter à l'intérieur d'une aiguille ou de l'exposer à l'échantillon (*Figure 6.7 (A)*). Une fois les composés extraits de la matrice, la fibre est rétractée dans l'aiguille, puis les composés sont directement thermo-désorbés dans l'injecteur split/splitless d'un chromatographe en phase gazeuse (*Figure 6.7 (B)*).

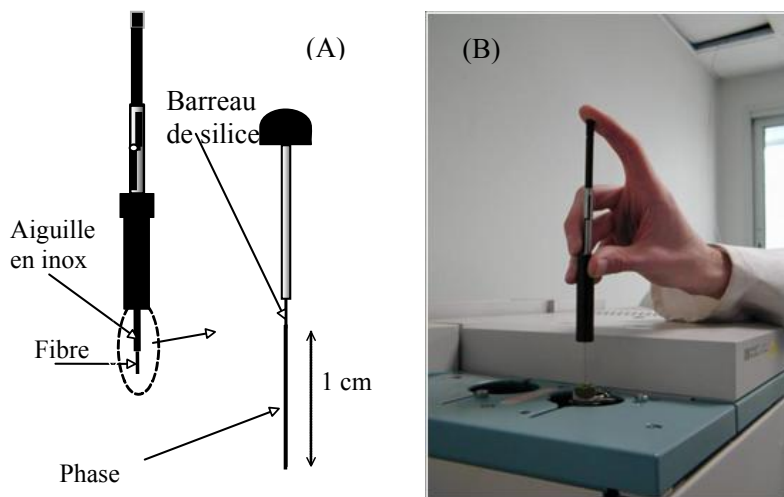


Figure 6.7 : Dispositif de SPME (A) – Désorption thermique dans un injecteur de GC (B)

L'intérêt pour la SPME est donc croissant (Lord *et al.*, 2000, Namiesnik *et al.*, 2000) et les domaines d'application sont multiples. Cependant, les travaux publiés relatifs à l'application de la SPME pour l'analyse d'atmosphères gazeuses restent peu nombreux. Différentes fibres, commercialisées exclusivement par Supelco, sont adaptées à l'échantillonnage de molécules odorantes :

Fibre PDMS (polydiméthylsiloxane) : d'une épaisseur de 100 μm , ce gel polymérique met en jeu un mécanisme de sorption des molécules à analyser par solubilisation. Par conséquent, contrairement aux adsorbants solides décrits ci-après, il n'y a pas de compétition de sorption et l'analyse quantitative est plus facile.

Fibre PDMS/DVB (divinylbenzène) : le PDMS sert de liant à ce polymère méso-poreux (65 μm d'épaisseur) d'une surface spécifique de 750 $\text{m}^2.\text{g}^{-1}$.¹ Les limites de détection sont donc meilleures avec ce type de fibre.

Fibre PDMS/Carboxen : le Carboxen 1006 constituant cette fibre (85 μm d'épaisseur) est un solide carboné micro-poreux (715 $\text{m}^2.\text{g}^{-1}$). Cette fibre est donc particulièrement bien adaptée à la pré-concentration de petites molécules. En revanche, la faible quantité d'adsorbant présente sur la fibre conduit rapidement à des compétitions d'adsorption. L'analyse quantitative doit donc être étudiée avec attention (Tuduri *et al.*, 2003 ; Desauziers, 2004).

Ces trois fibres SPME ont été comparées pour l'analyse d'amines malodorantes. Toutes permettent d'obtenir une limite de détection en chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC/MS) en accord avec les seuils de perception (Tableau 6.2) (Lestremau *et al.*, 2001).

	Seuil de perception ($\mu\text{g}.\text{m}^{-3}$)	PDMS	PDMS/DVB	PDMS/Car
Propylamine	27	7,5	1,2	1,5
Diéthylamine	570	13,6	1,9	1,8
Triéthylamine	1320	4,4	0,4	1,6
Dipropylamine	270	16,2	0,1	0,1

PDMS : polydiméthylsiloxane ; DVB : divinylbenzène ; Car : Carboxen

Tableau 6.2 : Limites de détection ($\mu\text{g}.\text{m}^{-3}$) en CG/SM estimées pour un rapport signal/bruit de 3 sur le chromatogramme reconstitué à partir des ions spécifiques des amines.

Il est donc possible d'envisager une analyse quantitative en utilisant la fibre de PDMS dont le mode de sorption est moins sensible aux compétitions. Le domaine de linéarité s'étend de 0 jusqu'à environ 1 $\text{mg}.\text{m}^{-3}$ (Lestremau *et al.*, 2001).

Ce compromis entre sensibilité et possibilité de quantification permet donc d'envisager l'utilisation de la SPME pour le dosage de composés azotés dans les effluents odorants.

Une étude similaire a été réalisée sur des composés soufrés. Seule la fibre de PDMS/Carboxen permet d'atteindre des limites de détection en bon accord avec les seuils de perception olfactive de ces molécules (*Tableau 6.3*) (Lestremau *et al.*, 2002).

	Seuil de perception ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	PDMS	PDMS/DVB	PDMS/Car
H ₂ S	26	950	7	1
Méthanethiol	2	250	1	0,5
Ethanethiol	3	300	2	0,5
DMS	6	220	0,09	0,09
DMDS	48	25	0,4	0,06

*Tableau 6.3 : Limites de détection ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) de composés soufrés odorants par SPME – Analyse en chromatographie gazeuse/détection par photométrie de flamme pulsée.
(DMS : diméthylsulfure ; DMDS : diméthyldisulfure)*

La quantification est possible dans une gamme de concentrations allant de 0 à 40 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Lestremau *et al.*, 2002). La SPME peut donc être aussi envisagée pour le dosage de composés soufrés au seuil de perception.

Outre la nature de la fibre SPME, des paramètres comme la vitesse, la direction de l'air, la température ou encore l'hygrométrie sont des paramètres très influents sur le prélèvement (Lestremau *et al.*, 2003). Dans le cas de l'utilisation de la SPME comme mode de pré-concentration, on s'orientera donc préférentiellement vers un prélèvement déconnecté de l'étape d'extraction (utilisation de canister, par exemple) qui devra être menée au laboratoire dans des conditions de vitesse d'air et de température contrôlées.

3. Mesure à l'aide de nez électroniques

Les nez électroniques doivent leur nom au fait qu'un certain nombre de capteurs sont associés et reliés à un réseau de neurones pour traiter leur information et simulent de ce fait des cellules sensorielles transmettant leur signal au cerveau. Si le concept est séduisant, il est évident que sa conception est extrêmement plus simple que celle du système olfactif animal et humain.

3.1. Principe

Le nez électronique est un ensemble de capteurs de gaz. Chaque capteur réagit de manière plus ou moins importante en fonction de la présence de composés dans une atmosphère. Il faut préciser que les capteurs réagissent à la présence d'un gaz ou d'un mélange gazeux et ne sont par conséquent pas spécifiques des composés odorants. Seule l'association de plusieurs capteurs de conception différente permet d'établir la notion d'empreinte à partir de laquelle la discrimination de plusieurs atmosphères pourra être obtenue. Différentes technologies de capteurs sont disponibles, les trois principales sont : les oxydes métalliques (MOS), les polymères conducteurs et les capteurs à ondes acoustiques de

surfaces. Les limites de sensibilité actuelle sont comprises dans une gamme de 0,1 à 1 ppm ce qui fait que l'utilisation des capteurs ne peut se faire en milieu très dilué. Certains capteurs peuvent être plus sensibles car Nicolas et Romain (2004) ont montré que la limite de détection de l'éthanol pouvait varier de 0,04 à 1,03 ppmv pour différents capteurs d'un ensemble constituant un nez électronique. Il existe des tentatives de couplage des capteurs avec des systèmes de préconcentration afin d'obtenir des réponses à des teneurs inférieures et ainsi se rapprocher des seuils olfactifs de nombreux composés odorants (Hamacher et al., 2003).

La spectrométrie de masse est également utilisée comme autre approche technologique en tant que nez électronique. Dans un tel cas, le mélange gazeux (odorant) est directement injecté dans le détecteur de masse et chaque rapport masse/charge (m/z) détecté constitue l'équivalent d'un capteur. Un tel système peut donc fournir une information très importante qui sera à la base d'un grand potentiel de discrimination.

3.2. Exemples de capteurs et applications

Le dispositif RQ box de la société Alpha MOS et le dispositif Odowatch de la société Odotech ont été retenus comme exemples (figure 6.8 et 6.9 respectivement) car ces systèmes ont été développés en vue d'applications environnementales : Surveillance de site, contrôle des émissions, Pilotage d'installation...

Les deux concepts utilisent une série de modules indépendants qui analysent la qualité de l'air en un point fixe. Les modules communiquent leur résultat à un organe central qui analyse les données.

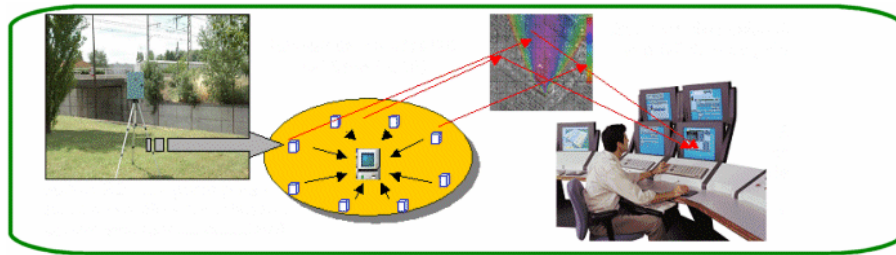


Figure 6.8 : Illustration d'un module, du réseau, du calcul de dispersion et de la collecte des informations du système RQ box (Données site Internet alphas-mos).



Figure 6.9 : Illustration de deux modules du réseau, du calcul de dispersion et de la collecte des informations du système Odowatch (Données site Internet Odotech)

Le réseau OdoWatch d'Odotech est installé sur le site de la station d'épuration de Montréal. Il est constitué d'un ensemble de nez électroniques ou modules (figure), d'une tour météorologique et d'une centrale de commande. Dans ce système, chaque module est composé d'un ensemble de capteurs sélectionnés pour leur sensibilité aux composés odorants à suivre. La mesure se fait 24h/24h et les données sont centralisées et stockées au niveau de la centrale de commande. Ces données associées aux données météorologiques permettent une modélisation de la dispersion des odeurs sur et autour du site.

Le cas de la station d'épuration de Montréal est intéressant car il s'agit d'un site isolé qui ne peut pas subir l'influence d'un autre site. À ce sujet, un tel réseau pourrait être perturbé par un site voisin fortement émetteur mais pas forcément par un site analogue. En effet, le manque de sensibilité des nez électroniques (qui limite leur utilisation) est ici un avantage car toute contamination très diluée d'un site plus éloigné ne sera pas détectée ou du moins pas de manière suffisante pour modifier l'empreinte du site suivi.

Dans le domaine des déchets « verts », des essais sur un site de compostage de feuilles mortes ont été réalisés en 2003 par la société Odotech. Le nez électronique (après phase d'apprentissage) arrive parfaitement à discriminer les odeurs de compost et de biogaz et sa réponse présente une corrélation acceptable avec celle de l'olfactométrie dans des gammes de 0 à 70 et de 0 à 140 U.O./m³ pour le compost et le biogaz respectivement.

4. Bilan sur les techniques de mesures

Un bilan des différentes approches analytiques est présenté au cours de ce paragraphe sous forme de tableaux comparatifs. Ainsi, les prélèvements sans concentration et avec concentration sont présentés dans les tableaux 6.4 et 6.5. La première approche permet de

mieux garantir l'intégrité de l'échantillon mais ne permet pas d'analyser les composés à l'état de traces.

Prélèvement sans concentration	Avantages	Inconvénients
Ampoules en verre	Matériau assez inerte	Fragilité, volume limité
Conteneurs métalliques	Matériau inerte	Coût
Sacs (Tedlar...)	Gamme de volume, Légereté	Difficile à nettoyer

Tableau 6.4 : Principaux éléments comparatifs des méthodes de prélèvement sans concentration.

Prélèvement avec concentration	Avantages	Inconvénients
Absorption	Mise en œuvre, Analyse par famille de composés	Prélèvement moyen Interactions Manque de sélectivité
Tubes d'adsorbants	Analyse assez exhaustive	Coût (matériel)
Cartouches DNPH	Analyse spécifique	Analyse non automatisée
SPME	Analyse assez exhaustive	Mise au point pour la quantification

Tableau 6.5 : Principaux éléments comparatifs des méthodes de prélèvement avec concentration.

6.6. Une synthèse sur l'analyse physico-chimique et les capteurs est présentée dans le tableau

Technique analytique	Avantages	Inconvénients
Physico-chimie	<ul style="list-style-type: none"> • Qualification • Quantification • Choix et dimensionnement d'un traitement • Estimation du risque toxicologique... 	<ul style="list-style-type: none"> • Temps d'analyse (et d'interprétation) • Pas d'information sur la nuisance olfactive
Capteurs (Nez électroniques)	<ul style="list-style-type: none"> • Mise en œuvre avec suivi automatisé • Réponse sous forme d'empreinte 	<ul style="list-style-type: none"> • Pas de réelle information sur la nuisance olfactive • Pas d'information qualitative et quantitative sur la nature des composés

Tableau 6.6 : Principaux éléments comparatifs entre les méthodes d'analyse physico-chimique et les capteurs.

Références

- AFNOR NF ISO 16000-3 (2002). Air intérieur – Partie 3 : dosage du formaldéhyde et d'autres composés carbonylés - Méthode par échantillonnage actif
- Austin C (2001). www.uqtr.ca
- Barone G, Shelow D, Smith D (2000), Pittcon 2000, New Orleans (USA), poster.
- Béné A, Hayman A, Reynard E, Luisier JL, Villetaz JC (2001). Sensors and Actuators B : Chemicals. 72, 204-207
- Bissonnette M (2002). www.tc.gc.ca/canutec/fr/articles/documents/tubes.htm
- Bruker Daltonics, site web, www.bdal.de/em640html
- Carré J, Letoffe, JM, Danatoiu (2001). J Thermal Analysis. 65 699-709
- Chiriac R (2004). Caractérisation des émissions de composés organiques volatils issus des centres de stockage de déchets ménagers et assimilés de leur dispersion dans l'environnement. Thèse INSA Lyon, 04ISAL0077
- Cozic R, Gass JL, Bourliaud J (2004) Device for automated coupling between a micro-chromatograph and a mass spectrometer comprising temperature adjustment. PCT Int. Appl. WO 2004065956
- Desauziers V, Avezac M, Fanlo JL (2000). Analisis. 28,163-167
- Desauziers V (2004). Techniques de l'Ingénieur – Analyse et Caractérisation – P 3 850
- Environmental Protection Agency (EPA) (1999). Determination of volatile organic compounds in ambient air using especially prepared canisters with subsequent analysis by gas chromatography. Compendium of method for the determination of Toxic organic Compounds in ambient air- second Edition – Compendium method TO-14A
- Gass JL, Cozic R, Ponchin G (2002). Device for coupling a micro-chromatograph with a mass spectrometer. PCT Int. Appl. WO 0244710
- Hamacher T, Niess J, Shulze Lammers P, Diekmann B, Boeker P (2003). Sensors Actuators B 95, 39-45
- Hapsite, site web, www.hapsite.com
- Jing H, Amirav A (1998). J. Chromatogr. A. 805, 177-215
- Leach J, Blanch A, Bianchi AC (1999). Atmos. Environ. 33, 4309-4325
- Le Cloirec P., Lemasle M., Martin G. (1988). Pollut. Atm., juil-sept : 284-288
- Leichnitz K (1989). Livre de poche concernant les tubes réactifs – Analyse de l'air et analyse technique des gaz à l'aide des tubes réactifs Dräger, 7^{ème} Ed., Dräger, édition interne
- Lestremau F, Desauziers V, Fanlo JL (2001). The Analyst, 126: 1969-1973

- Lestremau F, Desauziers V, Fanlo JL (2002). J. Chromatogr. A, 963: 49-56
- Lestremau F, Andersson FAT, Desauziers V, Fanlo JL (2003). Anal. Chem. 75(11): 2626-2632
- Lord H, Pawliszyn J (2000). J. Chromatogr. A. 885, 153-193
- Namiesnik J, Zygmunt B, Jastrzebska A (2000). J. Chromatogr. A 885, 405-418
- Nicolas J, Roamin AC (2004). Sensors Actuators B 99, 384-392
- Normes ISO 6145-(1 à 6) (1986). Analyse des gaz - Préparation des mélanges de gaz pour étalonnage – Méthodes volumétriques dynamiques
- Norme ISO 6349 (1979). Analyse des gaz - Préparation des mélanges de gaz pour étalonnage – méthode par perméation
- Pawliszyn J (1997). Solid Phase Microextraction, 1 ed John Wiley & sons, New York
- Rabaud NE, Ebeler SE, Ashbaugh LL, Flocchini RG (2003). Atmos. Environ. 37, 933-940
- Restek, site web, www.restekcorp.com
- SKC, site web, www.skinc.com/prod/canisters.html
- Spectroscopie Europe (2004). Buyers' guide and Directory
- Sulyok M, Haberhauer-Troyer C, Rosenberg E (2002). J. Chromatogr. A, 946, 301-305
- Supelco company (1996). Application note 92
- Supelco company (1998). Application note 107
- Tuduri L, Desauziers V, Fanlo JL (2003), The Analyst, 128, 1028-1032
- US-EPA, site web, Field Analytical Technologies Encyclopedia
<http://fate.clu-in.org/technologies.asp>
- Wardencki W (1998). J. Chromatogr. A. 793, 1-19

Chapitre 7

Analyse sensorielle

Contrairement aux méthodes de mesures physico-chimiques décrites dans le chapitre 6, l'analyse sensorielle est à la base de la réglementation concernant les odeurs et différentes normes décrivent les méthodes de mesure de concentration et d'intensité (NF X 43-103 (Afnor, 1996), EN 13725 (CEN/TC264, 2003) et sa transcription française NF X 43-327 (Afnor, 2003)). L'aspect hédonique, faisant appel à des références descriptives, complète la caractérisation de l'odeur, mais est surtout utilisé dans le domaine des parfums, cosmétiques et produits alimentaires.

Ce chapitre aborde donc les différentes méthodes de mesures sensorielles ainsi que la démarche appliquée à l'étude d'impact, de l'évaluation de la gêne olfactive à l'analyse des plaintes.

1. Mesures olfactométriques

D'après l'article 29 de l'arrêté ministériel du 2 février 1998 concernant les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) soumises à autorisation, le débit d'odeur est défini comme étant le produit du débit de l'effluent gazeux rejeté (en $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) par le facteur de dilution au seuil de perception. Pour déterminer ce débit d'odeur, il faut donc connaître la concentration d'odeur de l'effluent et son débit. Si l'on se réfère à l'émission de sources fixes, le débit est déterminé selon la norme ISO 10780 : 1994. Quant à la quantification de l'odeur, elle peut se faire dans deux domaines de la perception:

Au niveau liminaire (seuil de perception), c'est-à-dire lorsque les intensités odorantes sont telles que leur probabilité de perception est de 50%. Cela fait l'objet des normes Afnor NF X 43-101 (Afnor, 1986), actuellement caduque et remplacée par la norme NF EN 13725 d'octobre 2003, qui décrivent la détermination du facteur de dilution au seuil de perception de l'odeur de l'effluent gazeux.

Au niveau supraliminaire, c'est-à-dire lorsque l'intensité de l'odeur est telle que la probabilité de la détecter est de 1 (norme Afnor NF X 43-103).

1.1. Quantification de l'odeur au niveau liminaire (détermination du seuil de perception)

Le principe de mesure consiste à présenter l'effluent odorant après l'avoir dilué par un gaz inodore à chaque sujet d'un jury (minimum 4 personnes préalablement sélectionnées) qui indique individuellement s'il perçoit ou non une odeur. Ce type de mesure nécessite un olfactomètre dynamique décrit dans la norme EN 13725. Un schéma de principe de cet appareil est donné *Figure 7.1*.

Pour chaque sujet, on définit sur la base d'essais successifs, une estimation du taux de dilution pour lequel la probabilité de perception est de 50%. Ce « facteur de dilution au seuil de perception » est appelé K_{50} . Pour chaque membre du panel, le K_{50} est estimé par la présentation au hasard de séries préétablies de dilutions successives séparées d'un facteur 1,4 à 2,4 (Gouronnec, 2004A). Ces dilutions sont délivrées dans un ou plusieurs masques (interface entre le système de dilution et le nez). La norme CEN introduit deux modes différents de présentation des atmosphères diluées :

Le mode « oui/non » : le sujet doit indiquer s'il perçoit ou non une odeur (un gaz inodore peut remplacer le gaz dilué odorant pour l'utilisation d'un seul masque, ou sinon, utilisation de deux masques) (CEN/TC264, 2003 ; Gouronnec, 2004A)

Le mode « choix forcé » : pour une même dilution appliquée, le sujet sent successivement l'air arrivant sur trois masques ou plus. Un seul véhicule l'air odorant dilué. Le sujet doit identifier le canal sur lequel il perçoit l'odeur. La réponse étant obligatoire, la méthode est appelée « à choix forcé ». Le sujet doit aussi indiquer le niveau de certitude de sa réponse (« conjecture », « vague idée », « certitude ») (CEN/TC264, 2003 ; Gouronnec, 2004A).

Un traitement statistique des réponses est ensuite effectué pour la détermination du K_{50} individuel puis du K_{50} du panel.

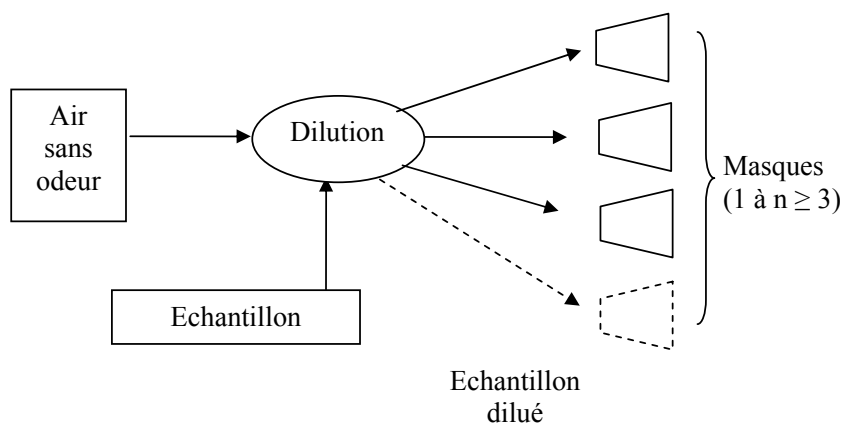


Figure 7.1 : Principe de fonctionnement d'un olfactomètre dynamique

Concernant les unités de mesure, en France, l'ancienne norme NF X 43-101 donnait une concentration d'odeur sans dimension. Cependant, en Europe, l'unité d'odeur (« odeur unit » ou « uo ») est utilisée. Elle correspond à la quantité de composé, qui, dilué dans 1 m³ d'air, conduit au seuil de perception (Gouronnet, 2000). La nouvelle norme EN 13725 a introduit l'unité d'odeur européenne par m³, notée uoE.m⁻³. Par définition, la concentration au seuil de perception est de 1 uoE.m⁻³.

Pour une source canalisée dont le débit sera déterminé en m³.h⁻¹, le débit d'odeur sera donc exprimé en unités d'odeur par heure soit : uoE.h⁻¹.

1.2 . Echantillonnage

1.2.1 Olfactométrie en ligne

Les mesures olfactométriques décrites ci-dessus peuvent être réalisées sur site. Cependant, cela requiert la présence sur place du panel et l'odeur ambiante peut interférer avec la mesure. De plus, de nombreux composés odorants (oxygénés, notamment) étant solubles dans l'eau, il est nécessaire d'éviter les condensations. L'olfactomètre ne pouvant être chauffé, il faut abaisser le point de rosée de l'échantillon, la seule technique préconisée étant la dilution de l'effluent gazeux (norme NF X 43-104) (Afnor, 1995). Il faut noter que cette norme est à présent remplacée par la norme européenne EN 13725 et est caduque depuis octobre 2003.

1.2.2. Olfactométrie en différé

Il est généralement plus facile d'effectuer les analyses en différé au laboratoire. Dans ce cas, l'échantillon gazeux doit être prélevé, stocké et conservé jusqu'à l'analyse. Les conditions à respecter pour que ces différentes étapes ne nuisent pas à la représentativité de l'échantillon sont décrites dans la norme EN 13725 (et anciennement dans la norme NF X 43-104).

Prédilution

La norme européenne précise, dans l'article 7.3.2, que « la prédilution du débit de gaz odorants doit être effectuée lorsqu'il y a risque de condensation de l'échantillon lors de son stockage dans des conditions ambiantes. La prédilution peut être effectuée si l'échantillon est très chaud et doit être refroidi avant d'être placé dans le conteneur d'échantillon ». Deux cas se présentent :

La température de rosée est inférieure à la température de stockage et d'analyse de l'échantillon : la pré-dilution n'est pas nécessaire.

La température de rosée est supérieure à la température de stockage et d'analyse : la pré-dilution est nécessaire.

Pour des dilutions supérieures à un facteur 3, il faut utiliser des systèmes de dilution dynamiques tels que des sondes à dilution par exemple (Environnement S.A., site internet). Elles présentent l'avantage de ne pas nécessiter d'alimentation électrique, de prélever des gaz à haute température (400°C) et d'avoir une précision compatible à celle préconisée dans la norme EN 13725. Cependant, elles sont coûteuses et requièrent une filtration du gaz si des particules sont présentes. D'autres systèmes, utilisés notamment pour la génération d'atmosphères étalons au laboratoire peuvent être envisagés (Calibrage, site internet).

Bien entendu, si l'effluent est prédilué au moment de l'échantillonnage, il est nécessaire de tenir compte de cette dilution dans le calcul du K_{50} . Pour des gaz peu odorants, cette procédure peut nuire à une détermination correcte du facteur de dilution au seuil de perception.

Stockage et conservation de l'échantillon

Les gaz odorants sont prélevés dans des sacs en matériaux plastiques qui doivent être inertes chimiquement, non odorants, de faible perméabilité, et non adsorbants. A ce niveau, la norme européenne introduit plus de contraintes pour assurer la qualité du prélèvement que l'ancienne norme NF X 43-104, comme par exemple, des tests d'étanchéité des sacs et d'inodoricité (Gouonnec, 2004B). Parmi les différents matériaux disponibles (Tedlar™, Teflon, Mylar, Saran, polypropylène...), la norme européenne préconise le Tedlar™ et le polyéthylène téréphtalate (PET, Nalophan™). Le Tedlar™, constitué d'un film de polyvinyle fluoré, est considéré comme présentant de bonnes propriétés de conservation (Posner *et al.*, 1986). Pour les composés soufrés conservés en sacs Tedlar™, des pertes de 50% ont été observées pour l'H₂S après 10 jours, 25 jours pour le méthaneithiol et 29 pour l'éthaneithiol (Lau, 1989). Il a aussi été montré que ces sacs émettent des composés issus de leur fabrication comme la N,N-diéthylacétamide (Seila *et al.*, 1976), ce qui peut être gênant dans le cas de leur utilisation pour des analyses physico-chimiques. De même, ils sont poreux à l'humidité (Nielsen *et al.*, 2002). Aussi, pour éviter au maximum l'évolution de l'échantillon lors du stockage, il est recommandé d'effectuer les analyses olfactométriques au plus tard 24 h après le prélèvement. Malgré ces inconvénients, les sacs de prélèvement sont faciles à transporter et permettent d'échantillonner des volumes de 20-30 L, compatibles aux mesures olfactométriques. Leur remplissage requiert un équipement spécifique (caisson étanche) décrit au chapitre 5 (figure 5-1) et qui peut aussi s'appliquer en vue d'analyses physico-chimiques de composés odorants, comme précisé dans le chapitre 6.

Calcul du débit d'odeur

Conformément à l'arrêté du 2/02/1998, il est nécessaire pour les ICPE de déterminer le débit d'odeur. Pour les sources canalisées de type « cheminée », le prélèvement est effectué dans la canalisation conjointement à des mesures de vitesse d'air (selon la norme ISO 10780 : 1994), ce qui permet d'en déduire aisément le débit d'odeur.

Pour les sources surfaciques (Cf. chapitre 5), deux cas peuvent se présenter :

Sources aérées (biofiltres, plateforme de compostage aérée...) : on utilise une cloche de prélèvement couvrant une surface de la source significative (1 m², par exemple) et surmontée d'une canalisation dans laquelle on effectue le prélèvement et la mesure de vitesse de l'effluent (*Figure 5.2*).

Sources passives (décharges, bassins de lagunage...) : le prélèvement est réalisé à l'aide d'une chambre à flux ventilée, conformément à ce qui est conseillé dans la norme EN 13725. La surface emprisonnée sous la chambre est balayée par de l'air filtré (charbon actif) à une vitesse de 1 m.s⁻¹ afin de s'affranchir des conditions extérieures (Rognon et Pourtier, 2001 ; Leyris *et al.*, 2000).

1.3. Quantification de l'odeur au niveau supraliminaire (mesure de l'intensité d'odeur)

D'après la norme AFNOR NF X 43-103, l'intensité odorante est la grandeur de la sensation pour un stimulus supérieur à celui correspondant au seuil de perception.

Il existe de nombreuses méthodes de mesure de l'intensité odorante. La plus largement répandue, la méthode d'équivalence olfactive ou méthode des comparaisons, est décrite, en France, par la norme NF X 43-103. Elle consiste à présenter l'échantillon odorant à chaque membre du jury qui compare son intensité odorante à celle d'un corps pur (n-butanol ou pyridine) dans une gamme de concentrations donnée. La valeur de l'intensité perçue par chaque membre du panel est exprimée en équivalent de la concentration en n-butanol ou pyridine dans l'air. Ces valeurs sont des données logarithmiques en raison de la relation entre l'intensité perçue et la concentration dans l'air inhalé (loi de Stevens) (cf. Première partie – Chapitre 1 § 3.1). Un traitement statistique des réponses individuelles de chaque sujet permet ensuite de calculer la moyenne du panel ainsi que l'écart-type traduisant la variation inter-individuelle observée entre les membres du jury.

Différentes méthodes peuvent être utilisées pour mesurer l'intensité d'odeur :

Sacs : les différentes dilutions du produit de référence en solution aqueuse sont introduites dans des sacs muni d'un embout nasal. Les sacs sont ensuite remplis avec de l'air propre. Les mesures sont effectuées quand l'équilibre liquide/vapeur est atteint. L'opérateur doit calculer, en fonction de la concentration dans la phase liquide, la teneur du composé de référence dans la phase gazeuse dans les conditions de température et de pression d'utilisation.

Fioles : les solutions aqueuses du composé de référence sont introduites dans des fioles en verre. L'avantage par rapport aux sacs est qu'il est plus facile de renouveler les solutions (toutes les 24 h, par exemple).

Olfactomètre : l'olfactomètre dynamique peut être utilisé pour présenter aux membres du panel les différentes concentrations gazeuses du composé de référence.

Les domaines d'application des deux méthodes olfactométriques décrites § 1.1 et 1.2 sont pratiquement identiques. Dans le cas de sources malodorantes liquides (bassins de station d'épuration par exemple), il est plus facile de mettre en œuvre la méthode d'équivalence olfactive (§ 1.2). En effet, le liquide malodorant peut être analysé directement (pas d'échantillonnage de la phase gazeuse) en utilisant les mêmes fioles que celles contenant les solutions de référence. Les conditions de flairage entre l'échantillon et la gamme étalon sont alors identiques.

Cependant, la norme française NF X 43-103 n'a pas d'équivalent international alors que la détermination du seuil de perception fait, depuis peu, l'objet d'une norme européenne, conduisant ainsi à généraliser cette méthode olfactométrique.

1.4. Evaluation de la qualité de l'odeur

La nuisance olfactive ressentie par les riverains d'une source odorante inclut non seulement les aspects quantitatifs évalués selon les méthodes décrites § 1.2 et 1.3, mais également l'aspect hédonique, qui correspond à la caractérisation qualitative d'un mélange gazeux en fonction de références descriptives (agréable, désagréable,...). Ce paramètre fait intervenir des phénomènes psychosociologiques et est aussi étroitement lié à l'histoire et à la culture de l'individu. Comme pour l'évaluation quantitative de l'odeur, un panel est utilisé mais il est constitué de riverains volontaires et non d'experts présélectionnés. Le principe d'évaluation consiste à demander à chaque membre du jury s'il sent ou pas une odeur et si oui, à la caractériser selon 5 impressions (Köster, 1991) :

1. Pas gênant
2. Un peu gênant
3. Gênant
4. Très gênant
5. Extrêmement gênant.

Une autre méthode de description qualitative est le Champ des Odeurs[®], créé en 1982 par la société IAP SENTIC qui utilise 45 substances odorantes (référénts) classées en familles chimiques (odeur phénolée, aminée, soufrée, terpénique...). Pour alléger la méthodologie, le nombre de référénts peut être diminué (Gouronnec, 2004A), notamment dans le cadre d'étude de nuisances olfactives en environnement. En effet, les informations apportées par la description de notes odorantes ne sont pas forcément indispensables dans la mesure où la source en cause (usine...) a souvent une odeur caractéristique.

Ce type de mesure, qui ne fait pas l'objet de norme en France, est effectué au travers d'enquêtes sur le terrain dans le cadre des études d'impact qui sont abordées dans les paragraphes suivants.

2. Estimation de la nuisance et étude d'impact

L'odeur qui a été émise par une source peut engendrer une nuisance à une distance plus ou moins importante en fonction de son intensité à la source, de sa persistance et des conditions de transport et diffusion.

Afin de mieux cerner l'impact d'une odeur émise sur le milieu environnant (appelé milieu récepteur), une approche de terrain permet de recenser les problèmes liés à cette nuisance et des approches de modélisation peuvent permettre de prévoir la propagation d'une atmosphère odorante et par conséquent déduire la zone impactée.

2.1. Mesure de la gêne dans l'environnement

Les méthodes olfactométriques ont été décrites au paragraphe 1 de ce chapitre. Si la mesure de la dilution au seuil de perception est assez largement répandue car elle permet d'avoir une valeur chiffrée de l'intensité odorante, une telle approche ne peut pas être envisagée dans le milieu récepteur où la nuisance ressentie ne correspond pas forcément à des valeurs élevées de K_{50} . Il convient de signaler que des valeurs faibles de K_{50} (inférieures à 50 ou 100) restent mesurables mais avec une forte imprécision. Toutefois, il existe un dispositif d'olfactomètre dynamique portable appelé « nasal ranger » qui permet de sentir les odeurs et d'obtenir la valeur D/T (dilution to threshold) dans une faible gamme (de 2 à 60) qui correspond à la dilution pour obtenir le seuil (cette valeur est équivalente au K_{50}). Cet appareil (figure 7.4) vient donc compléter les appareils fixes qui ne peuvent répondre aux estimations sur le terrain. Ainsi, il est possible de cartographier rapidement une zone odorante et définir à partir de quel niveau, la nuisance peut être considéré. A titre d'exemple, certaines réglementations américaines estime que la nuisance est réelle si la valeur D/T est supérieure à 7 (site Internet : www.nasalranger.com)



Figure 7.2 : Dispositif « nasal ranger », olfactomètre portable permettant de déterminer, dans l'environnement, des faibles intensités d'odeurs.

Par contre, des indications qualitatives sur le niveau de la gêne (Kostner, 1991) ou tout simplement des impressions (pas d'odeur, odeur faible, odeur forte...) peuvent très bien être utilisées pour des mesures dans l'environnement. De telles mesures peuvent également servir de base à des suivis par des volontaires qui s'engagent chaque jour à répertorier la présence d'une nuisance (son intensité et/ou sa qualité sur une échelle de 1 à 5).

L'observation d'une zone d'un milieu récepteur par un jury d'expert est envisageable mais n'est pas toujours si simple à mettre en œuvre car outre le déplacement de plusieurs

personnes à programmer le même jour, les conditions d'émission et de météo ne sont pas garanties comme étant représentatives de la nuisance. Une telle approche est précise mais assez ponctuelle et ne peut être envisagé que sur des sources très stables.

Dans un contexte proche, la méthode du champ des odeurs décrite au paragraphe 1.4 permet avec un jury entraîné de reconnaître une odeur (aspect qualitatif). De ce fait, une nuisance ne sera pas seulement perçue mais pourra être identifiée et par la même sa source. L'objectif de la mise en place de cette méthode, en Haute-Normandie en partenariat avec Air Normand, est de pouvoir discriminer les odeurs des différents sites industriels et de recenser l'origine des nuisances sans attribuer systématiquement celles-ci à l'entreprise ayant la moins bonne image ou le nombre de cheminées le plus élevées ou tout autre paramètre subjectif.

Il existe une façon simple et assez efficace de se renseigner sur une nuisance. En effet, il est toujours possible de faire une enquête auprès des riverains afin de recenser les zones impactés et juger de l'ampleur de la nuisance. Dans une telle situation, aucun appareil n'est utilisé ni méthode particulière n'est mise en œuvre. Seul un questionnaire judicieux (compromis entre un grand nombre d'informations sans en faire un exercice fastidieux). Parmi les informations indispensables, il convient de renseigner pour chaque personne interrogée :

- Le lieu où la nuisance est perçue (en général le lieu de résidence) afin de pouvoir le positionner sur une carte.
- Les jours, horaires ou tranches horaires ainsi que la durée des épisodes odorants (bouffées ponctuelles ou situation quasi-permanente). Afin de pouvoir collecter une grande quantité d'information, des fiches journalières peuvent être remplies par les plaignants. L'intérêt d'avoir des données temporelles est de pouvoir regarder, dans un second temps, la situation géographique des sources potentielles et de simuler la dispersion (voir paragraphe 2.2) à partir des sources potentielles en fonction des conditions météorologiques réelles au moment des nuisances. Bien entendu, une telle simulation nécessite d'avoir des données météo proches du site étudié (en particulier la direction et la vitesse du vent). Dans le cas contraire, les résultats d'une simulation seront difficilement exploitables.
- L'observation des conditions météo (vent fort ou faible / ciel couvert ou ensoleillé) surtout si aucune donnée proche ne peut être obtenue.
- L'intensité ressentie (sur une échelle de 5 niveaux comme déjà présentée) ou par comparaison avec une mallette d'échantillons d'odeurs de références qui peuvent, par le biais d'un système à deux dimensions, proposer une gamme de concentration de plusieurs odeurs différentes pour juger à la fois de l'intensité et de la qualité.
- La qualité (type d'odeur la plus proche) si les personnes questionnées ne disposent pas de mallette de référence avec des odeurs type.
- Tout autre renseignement en fonction du degré de précision voulu. L'âge du plaignant est à prendre en compte, sa situation sociale peut l'être également ainsi que certains éléments de son mode de vie. A titre d'exemple, il est important de demander aux plaignants s'ils sont fumeurs ou non car en général, la sensibilité des non-fumeurs aux odeurs est plus grande.

Le système d'enquête auprès des riverains peut donc prendre plusieurs formes en fonction de la complexité du site à étudier et du temps pour une telle approche. D'une part, les riverains peuvent être choisis de façon à être représentatif de la zone impactée ou bien formés pour reconnaître les odeurs d'un point de vue qualitatif. D'autre part, du simple sondage au cours d'une journée pour avoir une vision très globale au remplissage de

fiches quotidiennes ou la mise en place d'un site internet ou d'un numéro de téléphone avec prise ne compte des phénomènes odorants en temps réels, les alternatives sont nombreuses. Dans le cas de moyens importants (standard téléphonique et suivi sur plusieurs mois voire plusieurs années), il est évident que la base de données collectées mettra en évidence les situations fortement défavorables. De telles approches sont assez rares, il convient de citer le suivi fait au niveau de station d'épuration d'Achères en région parisienne avec la mise en place d'un observatoire, de tous les moyens permettant de renseigner les nuisances et la mise en place d'un mât météo de 100 m au centre des 180 ha du site afin d'avoir les conditions au plus près des sites d'émission.

La notion d'enquête met en évidence le problème de la fréquence de la nuisance car si l'intensité d'une odeur désagréable est à l'origine de la sensation désagréable, sa fréquence élevée renforce le sentiment de gêne. La société EOG a mis au point un indice de gêne (combinaison de l'intensité et de la fréquence) dont une utilisation est montrée en figure 7.5.

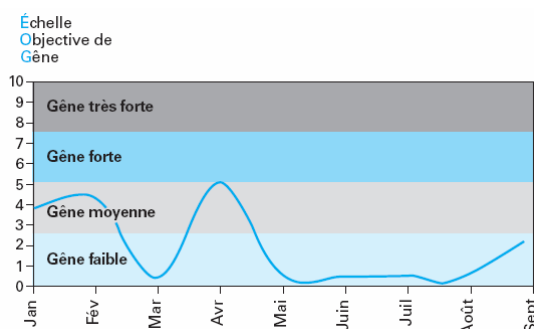


Figure 7.3 : Suivi annuel d'un indice de gêne autour d'une station d'épuration (Rognon et Pourtier, 2001)

2.2. Dispersion atmosphérique

L'adaptation des modèles de dispersion atmosphérique à la problématique des odeurs permet de prévoir à partir d'une source odorante la zone impactée (en fonction des données météorologiques et topographiques). A partir de modèles simples (type gaussien) à des modèles plus élaborés (type eulériens / tridimensionnels), le choix sera fait en fonction de la complexité du site à étudier (nombre et types de sources, obstacles à la dispersion...).

Les principaux avantages et inconvénients des modèles gaussiens et eulériens sont rappelés ci-après (adapté d'après Suarez et al., 2001). Si la validité des résultats des modèles gaussiens sur des terrains peu accidentés a été démontrée, cet aspect n'est pas listé dans la liste des avantages car dans le cas de terrains complexes, la difficulté d'adaptation de l'outil pourrait alors apparaître comme un inconvénient.

Modèles gaussiens :

- Avantages
 - Facilité d'utilisation et temps de calcul
 - Disponibilité des données d'entrée (en général)

- Coût
- Inconvénients
 - Concentration du polluant indépendante du temps
 - Difficulté à intégrer la variation spatiale des paramètres météorologiques

Modèles eulériens :

- Avantages
 - Validité des résultats dans les cas de terrains accidentés
 - Bonne intégration de la variation spatiale des paramètres météorologiques (simulation de période critique par exemple)
- Inconvénients
 - Temps de calcul très long (plusieurs heures)
 - Coût

Sans rentrer plus dans le détail des modèles, il semble pertinent de préciser les objectifs de la modélisation de la dispersion atmosphérique et les différentes de façon de la mettre en œuvre. Il faut remarquer que les modèles sont nombreux mais que les applications de dispersion atmosphérique relative aux odeurs restent encore assez limitées bien que ces dernières soient en augmentation avec l'arrivée sur le marché de logiciel orientés vers l'application « dispersion des odeurs ».

Le calcul dit « classique » consiste à utiliser un modèle en entrant les caractéristiques de la source (débit, concentration, position du rejet...) et les conditions météo. Dans un tel cas, le résultat de la modélisation est de calculer l'étendue d'une zone impactée, le pourcentage touché d'une population...

Un calcul dit « à l'envers » permet de partir de conditions dans le milieu récepteur (absence de nuisance par exemple et de remonter aux conditions compatibles de la source afin de connaître le rejet odorant limite à ne dépasser pour éviter une nuisance.

Globalement, la simulation de la dispersion des odeurs permet essentiellement de :

- Vérifier si une zone impactée peut l'être ou pas en fonction de la position de la source supposée et des conditions ;
- Calculer l'impact d'une modification d'installation sur le milieu environnant (en testant différentes modifications pour des mêmes conditions météo) ;
- Calculer l'impact d'une nouvelle installation (en fonction de situations météo très différentes).

Références

- AFNOR NF X 43-101 (1986). Qualité de l'air. Mesurage de l'odeur d'un effluent gazeux. Détermination du facteur de dilution au seuil de perception.
- AFNOR NF X 43-103 (1996). Qualité de l'air. Mesurage de l'odeur d'un effluent gazeux. Méthodes supraliminaire.
- AFNOR NF X 43-104 (1995). Qualité de l'air. Atmosphères odorantes. Méthodes de prélèvement.
- AFNOR NF X 43-327 (2003). Qualité de l'air - Détermination de la concentration d'une odeur par olfactométrie dynamique
- Calibrage, site internet. www.calibrage.com
- CEN/TC264 (2003). Version française – Qualité de l'air. Détermination de la concentration d'une odeur par olfactométrie dynamique. CEN/TC264 référence EN 13725/2003 (F.), avr. 2003.
- Environnement SA, site internet. www.environnement-sa.com
- Gouronnet AM, Tomaso V (2000). *Analisis*, 28(3), 188-199
- Gouronnet AM (2004A). *Techniques de l'Ingénieur - Analyse et Caractérisation* - P446
- Gouronnet AM (2004B). *Techniques de l'Ingénieur - Analyse et Caractérisation* - P447
- ISO 10780:1994 (1994). Émissions de sources fixes. Mesurage de la vitesse et du débit-volume des courants gazeux dans des conduites
- Köstner EP (1991). Dans : Martin G, Laffort P, Odeurs et Désodorisation dans l'Environnement. Tec&Doc Lavoisier, Paris, 61-78
- Lau YK (1989). *Environ. Monit. Assess.*, 13, 69- 74
- Leyris C, Maupetit F, Guillot JM, Fanlo JL (2000). *Analisis*, 28(3), 180-187
- Nasal Range, site internet. www.nasalrange.com
- Nielsen AT, Jonsson S (2002). *J. Chromatogr. A*, 963, 57-64
- Posner JC, Woodfin J (1986). *Appl. Ind. Hyg.*, 4,163-168
- Rognon C, Pourtier L (2001). *Techniques de l'Ingénieur – Environnement – G 2 940*
- Seila RL, Lonneman WA, Meeks SA (1976). *J. Environ. Sci. Health*, A11, 121-130
- Suarez J, Pourtier L, Llongario O (2001). *Techniques de l'Ingénieur – Environnement – G 2 960*

Conclusion partie 3

Bilan métrologie

1. Généralités

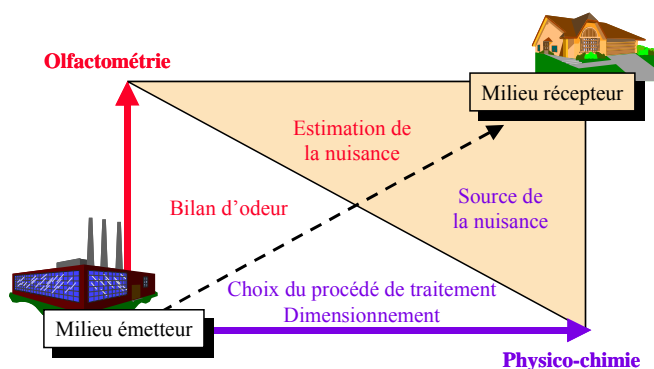
Il a été montré au cours de cette troisième partie, via les chapitres liés à la méthodologie ou ceux plus techniques sur les différentes approches analytiques, que les méthodes de mesures étaient complémentaires et que leur mise en œuvre dépendait en grande partie du type de résultat souhaité.

Les approches physico-chimiques, sensorielles ou par le biais de capteurs peuvent toutes trouver des applications dans le secteur déchets. Toutefois, certains développements restent à faire comme l'amélioration des prélèvements surfaciques sur les déchets solides ou la mise en place de réseaux de nez électroniques sur de plus nombreux sites.

2. Complémentarité Olfactométrie / Physico-chimie

Si l'utilisation des capteurs (nez électroniques) est clairement établie en tant que méthode de surveillance d'une atmosphère odorante, les méthodes d'analyse physico-chimique et olfactométrique sont liées respectivement à la connaissance des molécules présentes (odorantes ou non) et à l'odeur (intensité et éventuellement qualité).

Afin de bien repérer les points forts de ces deux méthodes, la figure ci-dessous illustre la complémentarité de ces deux approches analytiques avec leur utilisation sur le site émetteur ou dans le proche environnement (milieu récepteur)



Cette figure montre qu'une approche globale d'un problème d'émission malodorante ne pourra être convenablement suivie qu'avec la mise en place de plusieurs analyses complémentaires. Indépendamment des techniques sélectionnées pour la mesure, tous les aspects évoqués sur la partie prélèvement (nombre de points, position de ces points, durée d'un prélèvement, fréquence...) sont primordiaux pour la qualité du résultat et la possibilité d'en tirer des conclusions. Un prélèvement mal maîtrisé conduira à des résultats non fiables et par conséquent inexploitable. En matière de mesure (hors prélèvement), les appareils correctement étalonnés fourniront des résultats convenables. Il convient également de gérer rigoureusement les mesures olfactométriques (sélection d'un jury homogène) car les variations peuvent être grandes et rendre tout écart-type entre différentes non significatif par rapport à la seule variation du jury.

3. Applications

Comme la figure précédente sur la complémentarité des techniques l'a montré, les mesures vont pouvoir se décliner à l'émission et dans l'air ambiant : Milieu émetteur et récepteur.

Afin d'effectuer une campagne de mesure efficace et faire le choix technique approprié, les objectifs doivent être clairement définis. Les mesures pourront être réalisées à l'émission pour connaître le niveau des rejets (concentration en polluants), leur conformité, le niveau d'odeur... De tels suivis seront adaptés en fonction des phénomènes de variabilité possible de l'émission elle-même. En complément ou pas, des mesures dans l'environnement (voisinage des sites émetteurs) seront réalisées pour estimer l'impact sanitaire et environnemental ou bien encore la gêne causée par le caractère odorant.

A ce jour, la plupart des actions de mesure restent ponctuelle. En effet, les analyses physico-chimiques sont coûteuses dès que celles-ci se doivent d'être précises et l'aspect financier pénalise également le suivi sensoriel auquel il convient de rajouter le problème de disponibilité du jury de nez. Dans un tel contexte, la place des capteurs semblent prometteuse puisque la notion d'empreinte en composés odorants peut être suffisante pour un suivi.

Quatrième partie

*Les solutions de traitement et de réduction
de la nuisance olfactive*

Chapitre 8

La réduction des émissions odorantes : L'action à la source

1. Généralités

Les nuisances olfactives constituent l'un des problèmes auxquels se trouvent confrontées les sociétés industrialisées. La réduction des émissions de ces polluants devient par conséquent incontournable contraignant les industriels à établir des stratégies de réduction de ces émissions. Dans un premier temps, une action à la source peut être envisagée. Si une limitation des rejets n'est pas possible à la source du procédé (Chadha et Parmele, 1993), il est alors nécessaire de s'orienter vers des techniques de traitement.

Dans ce chapitre, deux exemples de réduction des nuisances olfactives sont présentés. Le premier traite de la réduction des nuisances olfactives en réseaux d'assainissement par le procédé Nutriox® (Filhols et al., 1999). Le second porte sur la réduction des nuisances olfactives dans le secteur vini-viticole (Dulac et Nicolet, 1998).

2. Nuisances olfactives en réseaux d'assainissement

La collecte, le stockage et le traitement des effluents aqueux urbains ou industriels engendrent généralement des nuisances olfactives. Celles-ci sont dues au dégagement d'hydrogène sulfuré lié à la présence de sulfures dissous dans les eaux, mais également à l'émission de mercaptans, d'ammoniac et d'acides gras volatils (chapitre caractérisation de la nuisance).

2.1. Origine des émissions olfactives et conséquences

La présence de sulfures dissous dans les eaux résiduaires provient essentiellement de :

la décomposition biologique de molécules organiques soufrés,

la réduction biologique des ions sulfates en ions sulfures résultant de l'activité métabolique de bactéries sulfato-réductrices.

Ces bactéries se développent principalement dans la partie anaérobie du biofilm recouvrant les parois immergées des ouvrages d'assainissement et dans les matières en suspension.

Les principaux paramètres favorisant le développement des bactéries sulfato-réductrices sont :

L'absence d'oxygène, ces bactéries sont anaérobies strict.

La charge en matière organique biodégradable de l'effluent (DBO5).

La teneur en ions sulfate : en conditions anaérobies, les bactéries sulfato-réductrices utilisent, pour synthétiser de l'énergie sous forme d'ATP (Adénosine Tri Phosphate), les ions sulfates comme accepteurs d'électrons. Les sulfates sont alors réduits en ions sulfures.

Le temps de séjour de l'effluent dans les ouvrages et les collecteurs.

La température de l'effluent.

Le développement des bactéries sulfato-réductrices et la production de sulfures sont responsables :

De la génération d'une odeur nauséabonde due à l'hydrogène sulfuré. Il est le composé majoritaire (des concentrations de 100 mg.m^{-3} ont été mesurées) et le seuil olfactif de cette molécule est très bas ($4,7 \mu\text{g. m}^{-3}$).

Du risque sanitaire du à la toxicité de l'hydrogène sulfuré. A de faibles teneurs, sa toxicité se manifeste par des signes d'irritations oculaires et des voies respiratoires (INRS, 1987). A de fortes teneurs (supérieures à 100 mg. m^{-3}), il devient plus dangereux car l'inhibition des sens olfactifs n'en permet plus la détection (Musquere et al., 1983). Il convient de noter que sa toxicité dépend également de la durée d'exposition et une circulaire du Ministère du Travail (19 Août 1982) recommande une Valeur Limite d'Exposition (VLE) de 14 mg. m^{-3} pendant 15 minutes et une Valeur Moyenne d'Exposition de 7 mg. m^{-3} pendant 8 heures. En terme d'environnement, les problèmes provoqués sont davantage dus à son odeur qu'à sa toxicité qui reste généralement faible aux teneurs rencontrées.

D'une importante corrosion des ouvrages. L'hydrogène sulfuré est un composé très corrosif : la corrosion devient importante dès que la teneur moyenne dépasse 2 mg. m^{-3} (Paillard, 1991). De plus, en présence d'oxygène, l'hydrogène sulfuré est oxydé en acide sulfurique (H_2SO_4) par les bactéries thiooxydantes du genre *Thiobacillus*. Ces attaques acides ont généralement lieu dans les conduites gravitaires et dans les zones de forte turbulence où les dégazages d' H_2S sont favorisés. Il en

résulte une détérioration des matériaux bétons, métaux, équipements électromécaniques... (Figure 8.1)

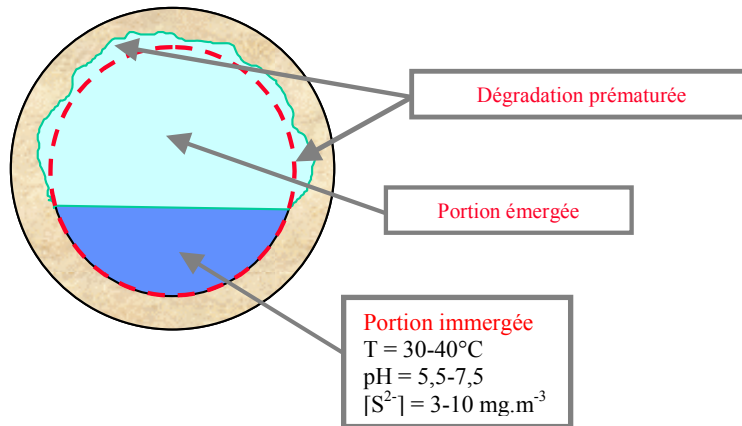


Figure 8.1 : Détérioration d'une conduite de béton dans un réseau d'eaux usées (Maier et al., 2000).

D'un dysfonctionnement des procédés de traitement des eaux usées. La présence des ions sulfures est à l'origine d'une surconsommation de coagulants favorisant la précipitation des matières en suspension. De plus, l'activité des micro-organismes aérobies épurateurs diminue et le développement de bactéries filamenteuses du genre *Thiothrix* et *Beggiatoa* est favorisé.

2.2. Prévention de ces émissions par le procédé Nutriox®

Le principe de ce procédé est de favoriser la croissance des bactéries hétérotrophes aérobies facultatives qui réalisent la réduction dissimilatrice du nitrate, présent dans l'écosystème, au détriment des bactéries anaérobies strictes ayant colonisé l'effluent. Cette voie métabolique est appelée dénitrification.

En absence d'oxygène dissous (anoxie) et en présence de matière organique, ces micro-organismes utilisent le nitrate (principe actif du procédé Nutriox®) comme accepteurs d'électrons qui est alors réduit en N₂O, NO et N₂.

La croissance des bactéries sulfato-réductrices est par conséquent fortement ralentie et la formation de sulfures via la réduction de sulfates est ainsi évitée au sein de ces effluents.

Le procédé Nutriox® ne colore pas les effluents et ne génère pas de boues. La maîtrise du dosage du procédé Nutriox® est cruciale afin d'éviter un sur ou sous dosage. La société HydroCare a développé un contrôleur de dosage appelé SBOX™, NBOX™, IBOX™ selon les applications, afin d'injecter la dose optimale du principe actif de ce procédé à tout moment de la journée.

Cette quantité à injecter varie notablement en fonction de différents paramètres :

Débit instantané des effluents ;
Demande biologique en oxygène (DBO5) des effluents ;
Caractéristiques des ouvrages ;
Temps de séjour des effluents dans les ouvrages ;
Température des effluents ;
Concentration initiale en sulfures dissous.

Le produit est une solution liquide, neutre, d'un sel de nitrate, prête à l'emploi, stable dans le temps, non corrosive.

La mise en œuvre de ce procédé requiert la réalisation d'une unité d'injection, localisée en amont de l'ouvrage générant la formation de sulfures dissous.

Cette unité d'injection est composée :

D'une capacité de stockage du sel de nitrate (équipée d'une sonde de niveau) ;

D'un système d'injection par pompe doseuse ;

D'une armoire électrique comprenant les équipements de commande, le contrôleur de dosage, les informations de débit et de température des effluents, un modem pour la transmission de ces informations.

La mise en œuvre de ce procédé implique une collaboration étroite entre le fournisseur (HydroCare) et ses clients.

2.3. Exemples d'application

Le procédé Nutriox[®] est actuellement en application dans plus de 700 sites urbains et industriels en Europe.

Le tableau ci-dessous donne quelques exemples d'application de ce procédé.

Région / Réseau	Problème	Caractéristiques du réseau	Bilan
Eaux Résiduaires Urbaines			
Provence-Alpes-Côte d'Azur	-Mauvaises odeurs	Poste de refoulement en tête de réseau	[H ₂ S] avant : 20 mg. m ⁻³
Réseau de la Régie municipale des Eaux	-Traitement anti-H ₂ S mis en œuvre	-Longueur de refoulement : 500 m -Diamètre de la conduite : 150 mm -Débit : 50-80 m ³ .j ⁻¹	[H ₂ S] après : <1 mg. m ⁻³
Région Est	-Mauvaises odeurs	Poste de refoulement en cascade	[H ₂ S] avant : 20 mg. m ⁻³
Réseau d'un SIVOM	-Traitement anti-H ₂ S mis en œuvre	-Longueur de refoulement : 2130 m -Diamètre de la conduite : 250 mm -Débit : 700 m ³ .j ⁻¹	[H ₂ S] après : <1 mg. m ⁻³
Eaux Résiduaires Industrielles			
Région Normandie	-Mauvaises odeurs générées sur l'unité de traitement des eaux huileuses	Effluent industriel de type pétrolier	Elimination des nuisances olfactives
Industrie pétrolière		-2 bacs de stockage de 540 m ³ -Débit : 250-350 m ³ .j ⁻¹ -Température : 25-30°C	
Région Ile de France	-Mauvaises odeurs générées sur la station d'épuration	Effluent industriel de type papetier	[H ₂ S] avant : 40 mg. m ⁻³
Industrie papetière		-1 décanteur de 1100 m ³ -Débit : 4000 m ³ .j ⁻¹ -Température : 35°C	[H ₂ S] après : <5 mg. m ⁻³

Tableau 8.1 : Exemples d'application du procédé Nutriox® (Daudon, 1997)

3. Nuisances olfactives dans le secteur vini-viticole

Le problème des nuisances olfactives générées par l'activité des distilleries viticoles est d'actualité.

« La Gardonnenque », Société Coopérative Agricole implantée à Cruviers-Lascours (30), génère des nuisances olfactives liées essentiellement à un stockage temporaire de vinasses. Cette société a décidé, dans le but de conserver de « bonnes relations de voisinage » et pour le confort du personnel salarié, de remédier à ce problème d'odeurs. Afin d'atteindre cet objectif, la société a envisagé de contrôler la génération de ces nuisances olfactives à la source et non en fin de process.

3.1. Contexte et stratégie adoptée

L'activité principale de « La Gardonnenque » est le traitement des sous-produits de la vinification. Son activité de base est la production d'alcool (Figure 8.2) à partir des marcs (parties solides : rafles, pulpes, pépins retirées des cuves après fermentation) et des lies (fonds de cuves avec matières en suspension, levures, etc...). La distillerie réalise également l'extraction de tartrate de calcium destiné à la fabrication d'acide tartrique.

L'alcool est produit par distillation essentiellement à partir des lies de vins et de piquettes obtenues par extraction de l'alcool contenu dans les marcs. Le résidu de distillation

constitue les vinasses. Le bitartrate de potassium est extrait à partir des vinasses pour obtenir du tartrate de calcium.

Les vinasses détartrées sont concentrées puis évaporées. Néanmoins, le stockage temporaire des vinasses s'avère nécessaire (fin de semaine). Ce stockage de vinasses dans des bacs tampons est à l'origine de la formation de nuisances olfactives.

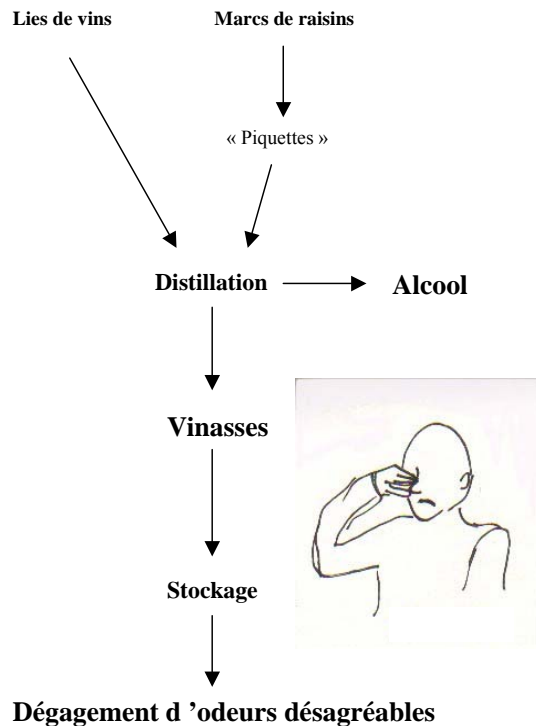


Figure 8.2 : Origine de la nuisance olfactive à « La Gardonnenque ».

Afin de réduire ces émissions à la source, la stratégie adoptée est la suivante.

La première étape a consisté à connaître les installations et à définir les interactions existantes entre les différents ateliers. De plus, ce travail a permis de caractériser et recenser les éléments et paramètres susceptibles de contribuer à ce problème d'odeurs.

Ensuite, des essais en laboratoire ont été réalisés dans le but de caractériser les effluents générant la nuisance olfactive et de définir les moyens permettant de réduire ces émissions.

Suite à ces essais, un « système pilote » a été mis en œuvre sur le site afin de valider les performances obtenues à l'échelle du laboratoire et d'évaluer les conséquences sur le fonctionnement des ateliers de la distillerie.

3.2. L'installation

Les principaux ateliers de la distillerie sont donnés sur la Figure 8.3.

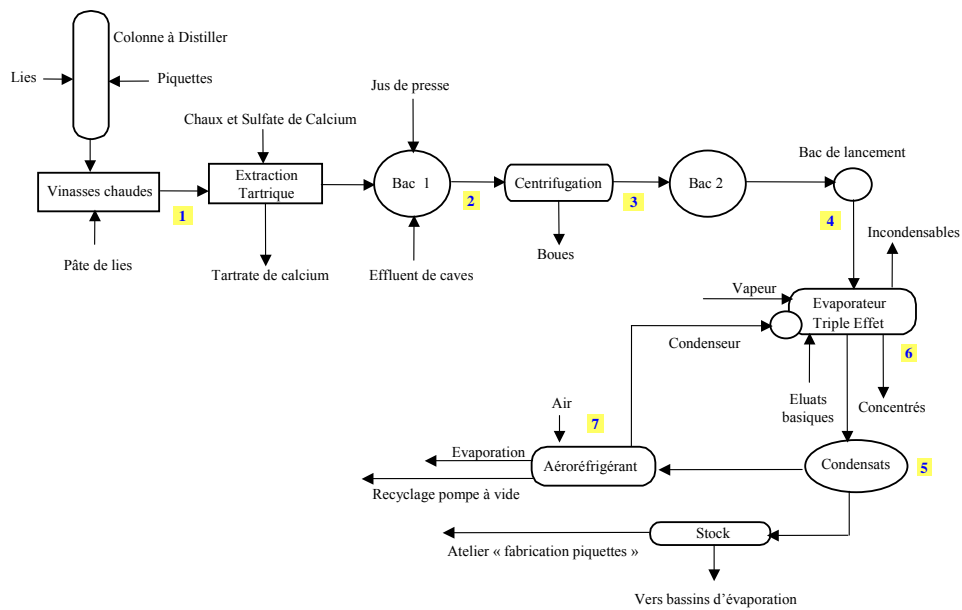


Figure 8.3 : Schéma de principe de l'installation. Position des points de prélèvement.

Les lies et piquettes, de pH généralement voisin de 3, sont distillées au sein de l'atelier de distillation. Le résidu de la distillation est appelé vinasses.

De cet effluent aqueux est extrait le tartrate de calcium à l'atelier « Extraction tartrique », les vinasses sont alors stockées dans un bac nommé « bac 1 ». Ces effluents sont ensuite centrifugés puis récupérées dans un bac nommé « bac 2 ». Les vinasses sont stockées dans ces bacs tampon 1 et 2 dans un intervalle de temps variant de 10 heures les jours ouvrés à 72 heures pendant les fins de semaine.

Après récupération de ces vinasses dans un bac de lancement (5 m³), celles-ci sont alors évaporées au niveau de l'atelier « évaporateur triple effet ». A la sortie de cet atelier, les condensats et les concentrats sont recueillis.

Les concentrats sont déshydratés.

Les condensats sont orientés vers :

1. les bassins d'évaporation naturelle ;
2. les aéroréfrigérants sur lesquels ils sont évaporés ;
3. le recyclage au niveau de l'atelier de fabrication de piquettes à partir des marcs.

Il convient de noter que tous ces ateliers sont interdépendants. Il convient également de rappeler que ces nuisances olfactives ont un impact non seulement au sein de la distillerie mais aussi dans le voisinage dû essentiellement aux bassins d'évaporation naturelle.

3.3. Mise en œuvre du « système pilote » au sein de la distillerie

Les caractéristiques des vinasses ainsi que les conditions de stockage dans les bacs tampons (température se situant autour de 30°C et pH voisin de 5) sont favorables à la mise en place d'une fermentation. Cette fermentation est caractérisée par une augmentation de la température et une diminution du pH. Ainsi, dans les bacs tampons non aérés à la distillerie, la fermentation du glucose conduit à l'acidogénèse avec formation de sous-produits tels les acides acétique, propionique, butyrique, succinique (Acides Gras Volatils ou AGV) de l'hydrogène (H₂) et du CO₂.

L'objectif des essais en laboratoire est de retarder le départ en fermentation des vinasses et par conséquent de limiter la formation des AGV. Le paramètre pris en compte est le pH. Il convient de noter que la valeur de pH limitant la genèse des AGV se situe autour de 3.

En prenant en compte ces éléments, des essais d'acidification ont alors été réalisés au laboratoire. Le pH retenu est de 3. Les essais en laboratoire ont montré que l'acidification par l'acide nitrique ralentit le départ en fermentation des vinasses lors du stockage. La conséquence principale est que le bilan olfactif est très satisfaisant. Dans le cas des vinasses acidifiées, l'odeur est faible, tolérable voire agréable. De plus, du fait de la prédominance de l'acide acétique, l'odeur ressentie est proche de celle du vin.

La mise en œuvre de l'acidification au sein de la distillerie a par conséquent été réalisée. Les caractéristiques de l'installation ainsi que les résultats *in situ* sont donnés ci-dessous.

3.3.1. Caractéristiques de l'installation

Le système d'acidification (pH = 3) se situe en sortie de l'atelier « extraction tartrique » et par conséquent en amont du bac tampon 1 (Figure 8.3).

L'acide nitrique s'écoule par gravité jusqu'au bac à acidifier. Le volume d'acide nitrique consommé est de l'ordre de 4,5 m³ par jour.

3.3.2. Les résultats *in situ*

Les résultats de l'acidification des vinasses sur le site en aval de l'atelier « extraction tartrique » et en amont du bac tampon 1 sont donnés dans le tableau 8.2.

AGV (g.L ⁻¹)	t= 0 heure	t = 72 heures
Acide acétique	2,1	2,2
Acide propionique	1,7	1,9
Acide butyrique	0,145	0,16
Acide valérique	0,165	0,18
Mesure olfactométrique	t= 0 heure	t = 72 heures
Unité d'Odeur Standard (U.O.S)	0-1000	0-1000

Tableau 8.2 : Concentrations moyennes d'AGV ainsi que la valeur olfactométrique (U.O.S) des vinasses mesurées après un temps de séjour de 72 heures in situ.

Les résultats obtenus confirment les essais menés en laboratoire. La production des AGV est bloquée et par conséquent le bilan olfactif est très satisfaisant.

Cependant, il est important de contrôler l'évolution de la qualité olfactive des effluents gazeux générés par les vinasses au niveau des différents ateliers de transformation :

L'acidification des vinasses améliore nettement le rendement de la centrifugation qui augmente de 65 à 76%. Ce résultat pourrait être dû à l'amplification du phénomène de floculation des particules.

Le suivi du fonctionnement de l'atelier « évaporateur triple effet » a mis en évidence que :

1. Suite à la mise en œuvre du procédé d'acidification des vinasses, le bilan sur une semaine de fonctionnement montrent que l'efficacité de l'évaporateur et le prix de la tonne d'eau évaporée restent stables. De plus, la concentration est améliorée d'un facteur 2.
2. La maintenance de l'évaporateur et plus particulièrement le nettoyage des installations tubulaires est facilitée car la précipitation du tartrate de calcium résiduel et de sulfate de potassium est réduite.
3. La diminution des MES des vinasses en aval de l'atelier « centrifugation » contribue également à l'amélioration du fonctionnement de l'évaporateur en diminuant la capacité thermique apparente des effluents et en limitant la probabilité de colmatage des installations tubulaires de l'évaporateur.

L'acidification permet d'augmenter l'extraction d'alcool et du bitartrate de potassium des marcs de raisin. La plus faible viscosité des condensats recyclés au niveau de l'atelier « fabrication de piquettes » est un facteur contribuant également à l'amélioration de l'extraction de ces deux composés.

3.3.3. Bilan financier

Ce paragraphe donne une estimation du bilan financier (réalisé en 1998) de la mise en œuvre sur site de cette action au niveau de l'installation de la distillerie (100% de ses capacités).

La mise en œuvre du dispositif d'acidification des vinasses nécessite un investissement de 40000 € (bac de stockage de l'acide nitrique, consommables, mise à jour du dossier I.C.P.E.).

La consommation d'acide nitrique à 58% est de 25 t par semaine soit un coût de 110000 €.

L'acidification des vinasses permet de réaliser des économies au niveau de l'atelier « évaporateur triple effet » consécutives à la facilité d'entretien de l'évaporateur et à une moindre consommation de vapeur et de soude. Le montant est de 110000 €.

La mise en œuvre de ce procédé d'acidification des vinasses permet d'améliorer la récupération de bitartrate de potassium et d'alcool au niveau de l'atelier « diffusion des marcs » soit un gain de 160000 €.

Les nouvelles caractéristiques des concentrats permettraient d'améliorer leur valorisation en tant qu'engrais soit un gain de 23000 €.

3.4. Conclusion

Ces travaux ont permis d'atteindre l'objectif visé soit la réduction des nuisances olfactives générées par le stockage de vinasses au sein d'une distillerie viticole. Bien que ce dispositif génère des contraintes supplémentaires liées à la manipulation de l'acide nitrique, l'amélioration des conditions de travail du personnel salarié de l'établissement est observée. Une odeur à caractère acceptable est perçue également dans le voisinage immédiat de la distillerie.

Ce dispositif a permis également d'améliorer le fonctionnement des ateliers et contribue à accroître la valorisation des sous-produits en fin de chaîne tels que les concentrés de vinasses.

Références

- Beranger G., Colombier L., Hochmann J., Lacombe P. et Baroux B., 1990. Les aciers inoxydables, Les éditions de physique, 1022 pp.
- Chadha N. and Parmele C.S., 1993. Minimize emissions of air toxics via process changes., Chem. eng. prog., 89(1), 37-42.
- Daudon A., 1997. Présentation du Procédé Nutriox[®], Journée technique « Odeurs et Environnement », A.P.E.S.A. Association Pôle Environnement Sud Aquitain, Pau, pp.58-60.
- Dulac K. et Nicolet P., 1998. Réduction des nuisances olfactives engendrées par l'activité de la distillerie « La Gardonnenque », Rapport de Projet de Fin d'Etudes, Ecole des Mines d'Alès.
- Filhols C., Daudon A. et Suant E., 1999. Le Procédé Nutriox[®] : Lutte contre les nuisances olfactives en réseaux d'assainissement et stations d'épuration, 2^e Congrès P.A.S. Polluants Atmosphériques Spécifiques, Eurodeur-Airodeur 1999, Paris, pp.66-75.
- Maier R., Pepper I. and Gerba C., Consequences of Biogeochemical Cycles Gone Wild, *In* "Environmental Microbiology", Academic Press, pp.348-361.
- Musquere P., Reinbold M. et Jarassier A., 1983. H₂S dans les réseaux d'assainissement : une source de nuisances grave qu'il faut combattre efficacement, La Technique de l'Eau et de l'Assainissement, 437, 9-16.
- Paillard H., 1991. L'hydrogène sulfuré en assainissement : le gaz de tous les dangers, Point Sciences et Techniques, 2(1), 19-21.

Chapitre 9

Procédés de traitement des émissions contenant des composés odorants

Introduction

Même si les modifications de procédé ou d'équipement continuent à constituer l'alternative de choix pour la réduction des émissions de composés odorants, il reste souvent indispensable d'utiliser des techniques d'abattement de ces composés en fin de ligne dans les gaz effluents des unités de production (Fanlo et al., 1997).

Les procédés d'épuration des émissions gazeuses contenant des composés odorants font généralement appel à des techniques physico-chimiques de transfert du polluant dans une phase liquide (absorption) ou à la surface d'un solide (adsorption) ou des processus de transformation biologique ou chimique (oxydation, dégradation thermique). Ces processus physico-chimiques ont pour base les propriétés caractéristiques des molécules volatiles : solubilité, acidité, basicité, polarité, adsorbabilité, biodégradabilité.... Il existe une grande variété de procédés permettant de réduire ces émissions. Nous décrivons ici les principales techniques d'abattement existantes:

Oxydation thermique ou catalytique,

Absorption,

Adsorption,

Traitement biologique.

Enfin, des technologies d'utilisation plus récente, voire encore à l'échelle pilote seront-elles aussi abordées:

Réacteurs à plasma froid,

Photocatalyse.

Le choix dans les diverses options s'effectuera sur la base du débit à traiter, des conditions de température et de pression, de la nature et de la masse moléculaire des polluants, de leurs concentrations ainsi que de leurs limites de rejet tolérées à la sortie de l'installation, de la présence éventuelle de poisons pour le catalyseur ou de particules solides ou liquides dans les gaz à épurer (Fanlo et al., 1997). Les critères de comparaison entre diverses technologies peuvent être :

des considérations spécifiques et énergétiques : l'évaluation de l'efficacité potentielle de réduction des polluants, l'évolution dans le temps de cette efficacité, la génération de polluants secondaires, la consommation d'énergie,

l'état de développement de la technologie,

l'applicabilité et l'évaluation des limites d'emploi : température et composition des gaz, sensibilité aux poisons, influence de la nature et de la charge des polluants, encombrement, risques de bouchage, la conduite de l'installation, les besoins en main d'œuvre et de manutention,

les coûts d'installation et de gestion.

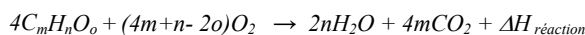
Ce chapitre présente les différents procédés utilisables en désodorisation. Pour chaque technique, les principes généraux, les mécanismes mis en jeu et des exemples industriels sont exposés.

1. Oxydation thermique et catalytique

On entend par oxydation toute technique de conversion des composés odorants ou des composés organiques volatils (COV) en CO₂, H₂O et différents oxydes ou produits d'oxydation. Elle peut se dérouler à basse température (épuration biologique) mais s'effectue le plus souvent à température élevée : c'est le cas de l'oxydation thermique ou catalytique (Vigneron et al., 1998 ; Vigneron S., 1996 ; Dueso N., 1996).

Si l'oxydation est l'une des méthodes les plus largement utilisées pour la réduction des COV présents dans les effluents industriels, il convient de souligner qu'elle l'est beaucoup moins pour les composés odorants.

La réaction complète s'écrit pour les composés hydrocarbonés simples :



Lorsque les composés à brûler contiennent des hétéro atomes (S, N, Cl, F, ...) leur oxydation complète conduit à l'apparition de sous-produits de réaction (Tableau 9.1.1).

Hétéro H-C	Exemples	Produits d'oxydation
R-Sx	Mercaptans, DMS	SO _x +H ₂ O+CO ₂
R-Nx	Pyridine, triéthylamine	N ₂ +NO+H ₂ O+CO ₂
R-Clx	Trichloroéthylène	HCl+Cl ₂ +H ₂ O+CO ₂
R-Fx	Fluorobenzène	HF+H ₂ O+CO ₂

Tableau 9.1.1: Produits d'oxydation complète d'hétéro hydrocarbures.

Cette réaction d'oxydation peut être réalisée par voie thermique ou catalytique :

- A des températures élevées (de 700 à plus de 900°C), les molécules d'hydrocarbures et d'oxygène ont assez d'énergie pour amorcer la réaction (Dellinger et al., 1984). L'oxydation thermique s'effectue en phase homogène.

- La réaction catalytique est une réaction en phase hétérogène qui se déroule à des températures beaucoup moins élevées (200 à 500°C) et sur une surface catalytique. Celle-ci diminue l'énergie d'activation des molécules nécessaire à la réaction.

Le choix entre l'oxydation catalytique ou thermique reposera d'une part sur des critères techniques (type de molécule, concentration, poisons éventuels pour le catalyseur) et d'autre part sur des critères économiques (coûts d'investissement et de fonctionnement).

Les effluents contenant des composés odorants sont en général dilués, voire très dilués, et il s'avère souvent nécessaire d'utiliser un appoint de combustible (fuel, gaz naturel ou gas-oil) pour maintenir la température de combustion à sa valeur nominale. Le coût représenté par le combustible d'appoint n'est pas négligeable et représente d'ailleurs la plus grosse part des coûts de fonctionnement. Par conséquent, une attention particulière est apportée aux possibilités de réduction de cette consommation. Une voie est de récupérer l'énergie contenue dans les fumées pour préchauffer l'effluent à l'entrée de l'épurateur.

L'*autothermie* est atteinte si l'épurateur ne nécessite pas de combustible d'appoint, autrement dit, si l'énergie apportée par les composés organiques et l'efficacité de la récupération satisfont à l'équilibre du bilan.

Les épurateurs thermiques ou catalytiques se distinguent donc par le mode de récupération thermique mis en œuvre:

- épurateurs récupératifs
- épurateurs régénératifs.

La situation idéale consiste à utiliser ces techniques pour des concentrations en composés à traiter proches du seuil d'autothermie, c'est-à-dire du niveau de concentration au delà duquel l'appoint de combustible (gaz naturel) n'est plus nécessaire. Ce seuil d'autothermie dépend évidemment du pouvoir calorifique des composés à traiter et du rendement thermique de récupération de chaleur. Ce dernier est au mieux de 76% dans les systèmes récupératifs, et se situe entre 90 et 98% pour les systèmes régénératifs.

Nous ne traiterons pas ici les oxydations thermique et catalytique récupératives. En effet, étant donné le faible pouvoir calorifique apporté par les polluants dans le cas du traitement de pollution odorante, et le rendement thermique de récupération limité de ces techniques, les consommations de combustible sont généralement trop élevées pour en faire des procédés concurrentiels.

1.1. Oxydation thermique

1.1.1 Principe

Les conditions de base pour une destruction thermique se traduisent par la règle des 3 T (température, turbulence, temps de séjour). Cette règle n'est que la traduction de l'équation globale d'échange:

$$\Delta H = \Phi t = h S \Delta \theta t$$

où ΔH est la quantité de chaleur fournie au flux gazeux, h le coefficient d'échange, S la surface avec laquelle il échange, $\Delta \theta$ est l'écart de température entre le flux gazeux et la chambre de réaction et t le temps de séjour.

- Température :

Plus la température est élevée, plus le flux de chaleur transféré par radiation et convection à l'air à épurer est important. Ce transfert de chaleur fournit l'énergie d'activation nécessaire à la rupture des liaisons C-C, C-H, ... qui précède la recombinaison en CO_2 et H_2O .

- Turbulence :

La turbulence du milieu améliore l'homogénéité du mélange entre l'air à épurer et le combustible d'appoint (gaz naturel). Elle améliore l'échange de chaleur par convection.

- Temps de séjour :

Le temps de séjour doit être suffisant pour que l'échange thermique ait lieu et que la cinétique ait le temps de se développer. Il est généralement compris entre 0.3 et 2 secondes.

1.1.2. Mise en œuvre

L'oxydation thermique est un procédé dans lequel l'air à traiter est capté par un système de ventilation et préchauffé avant d'être complètement brûlé à haute température.

Dans les systèmes d'oxydation thermique régénérative, la chaleur est récupérée grâce à un lit de céramiques qui accumule l'énergie thermique des gaz sortants (Figure 9.1.1). Ces épurateurs sont utilisés pour des concentrations inférieures à 6 g/Nm^3 et des débits d'effluents compris entre 1000 et $300000 \text{ Nm}^3/\text{h}$.

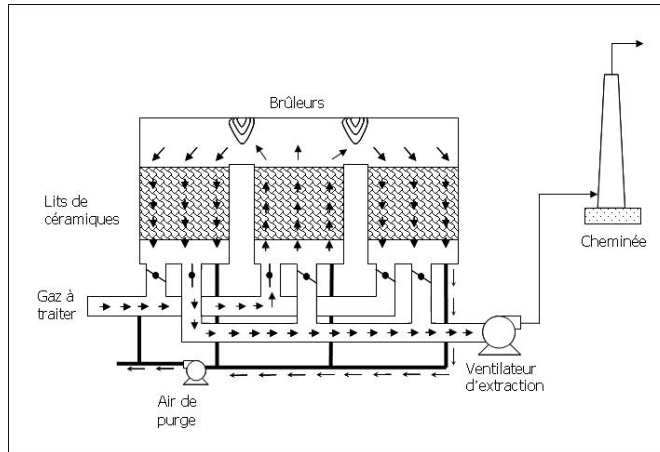


Figure 9.1.1: Oxydation thermique régénérative : schéma de principe.

Les unités sont dimensionnées afin de procéder à une récupération quasi complète de l'enthalpie des gaz produits pour le préchauffage du gaz entrant et utilisent au moins deux lits d'accumulateurs de chaleur constitués d'un remplissage céramique fonctionnant en mode cyclique. Le remplissage céramique joue le rôle de réacteur et d'accumulateur d'énergie et peut résister aux hautes températures et aux gaz acides.

Le principe du fonctionnement cyclique est le suivant :

- Un des lits, le lit chaud, sert à réchauffer le gaz entrant jusqu'à la température de réaction appropriée tandis que le second refroidit le gaz purifié.
- Le lit le plus chaud se refroidit tandis que le lit le plus froid se réchauffe.
- Entre les deux lits, un espace vide est dimensionné pour fournir le temps de séjour nécessaire à la réaction complète.
- Lorsque les températures relatives des deux lits se sont inversées, la direction du débit de gaz est inversée de manière à ce que l'air contaminé entre dans le lit fraîchement réchauffé tandis que le gaz chaud purifié entre dans la partie du lit refroidie.

Si le pouvoir calorifique du gaz à traiter est extrêmement bas, une faible quantité d'énergie complémentaire peut être introduite dans le système via un brûleur placé dans l'espace vide entre les deux lits. Une autre technique est d'injecter du gaz combustible dans le gaz entrant.

1.2. Oxydation catalytique

1.2.1. Principe

Les réactions d'oxydation par voie catalytique sont similaires à celles de l'oxydation thermique (Hermia et al, 1993). La présence d'un catalyseur abaisse la valeur de l'énergie d'activation nécessaire à la réaction et cette dernière s'effectue donc à plus basse température que pour l'oxydation thermique (Demets et Kint, 1997 ; Vigneron, 1997). Les temps de séjour requis sont aussi généralement plus faibles. Il en résulte une consommation de combustible d'appoint moindre pour oxyder un effluent donné que dans le cas d'une oxydation thermique classique.

1.2.2. Mise en œuvre

Les oxydateurs catalytiques fonctionnant en mode régénératif (figure 9.1.2) peuvent être utilisés pour des très faibles concentrations en polluants dans des débits d'effluents allant jusqu'à 100000 Nm³/h. Ces systèmes comportent généralement deux lits de catalyseurs qui, par suite de l'inversion du gaz, servent, comme décrit précédemment, successivement de réacteur et d'accumulateur de chaleur. Du fait des niveaux de température atteints, les systèmes catalytiques en mode régénératif sont beaucoup moins volumineux que leurs homologues thermiques.

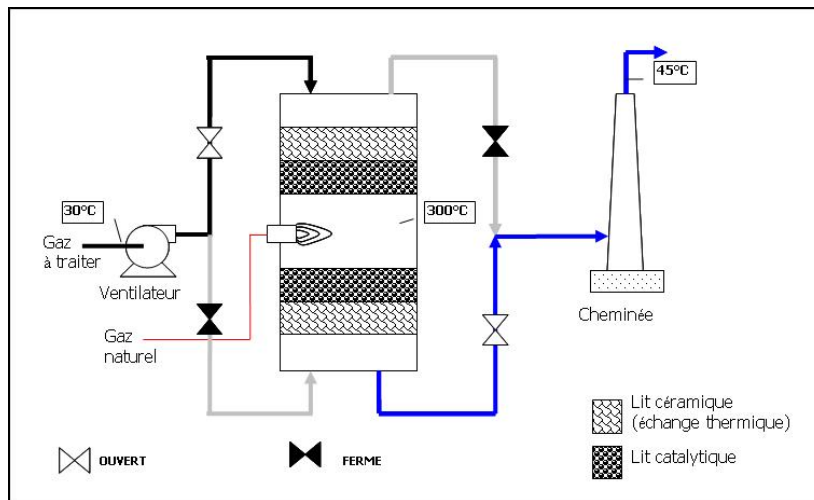


Figure 9. 1.2 : Oxydateur catalytique en mode régénératif.

1.2.3. Les catalyseurs

La pièce maîtresse du système d'oxydation catalytique est évidemment le catalyseur. Ses principales qualités doivent être :

- une activité aussi élevée que possible car elle détermine la température d'oxydation nécessaire pour atteindre une certaine efficacité de conversion et la quantité de catalyseur requise,
- une sélectivité aussi faible que possible afin d'être efficace pour une large gamme de composés organiques,

- des pertes de charge faibles,
- des propriétés mécaniques et thermiques satisfaisantes,
- une durée de vie aussi longue que possible,
- et bien entendu, un coût acceptable.

Dans le groupe des métaux précieux, le platine et le palladium sont les plus utilisés, principalement pour des raisons de stabilité et de volatilité limitée (Matros et al. ; 1996 ; Gon et al., 1993 ; Spivey et al., 1992). Les oxydes de cuivre et de chrome ou de nickel sont plus fréquemment employés comme composé actif unique mais peuvent également être mélangés à d'autres métaux promoteurs tels que le titane, le molybdène, le tungstène, ou des terres rares (Sapundzhiev et al., 1991 ; . On a également observé que les oxydes mixtes présentent des propriétés d'activité et de stabilité meilleures que les composés isolés (Vigneron et al., 1995).

1.2.4. Limites d'utilisation du système catalytique

L'activité d'un catalyseur diminue dans le temps suite à une série de phénomènes physiques et chimiques. La durée de vie (généralement comprise entre 3 et 7 ans) du catalyseur est limitée par plusieurs facteurs : vieillissement naturel, accidentel ou empoisonnement.

Le *vieillessement naturel* correspond à une diminution de l'activité au cours du temps dans des conditions normales d'utilisation : la température doit alors être progressivement augmentée afin de conserver une efficacité identique. Ce phénomène résulte d'une passivation thermique, d'une perte d'éléments actifs, de l'altération mécanique du catalyseur et principalement de sa surface spécifique.

Le *vieillessement accidentel* est quant à lui provoqué par une température d'utilisation trop élevée (supérieure à 650°C), par exemple du fait d'une concentration en COV excessive.

La *désactivation par empoisonnement* est plus délicate à gérer. Lorsqu'un empoisonnement chimique intervient, il agit le plus souvent de manière irréversible et conduit au remplacement du catalyseur. Les sites actifs sont bloqués par des substances chimiques avec pour conséquence une réduction de la surface active du catalyseur. Ce phénomène peut être réversible - par désorption des poisons - le catalyseur retrouvant progressivement ses propriétés si un courant gazeux non contaminé est passé au travers du lit. Lorsqu'aucune action de nettoyage n'est efficace, l'empoisonnement est irréversible.

La technique d'oxydation catalytique n'est donc pas applicable dans le cas d'effluents contenant des inhibiteurs (poisons) tels que le plomb, l'arsenic, le phosphore, le bismuth, l'antimoine, le mercure, les oxydes de fer, l'étain, le zinc, etc.

1.3. Aspects économiques

Le tableau 9.1.2 permet de comparer les coûts d'investissement et de fonctionnement d'un système régénératif thermique à trois lits et d'un système régénératif catalytique à deux lits dans le cas du traitement de 100000 Nm³/h d'un effluent gazeux contenant du styrène à une concentration moyenne de 0,5 g /Nm³.

	OXYDATION THERMIQUE REGENERATIVE	OXYDATION CATALYTIQUE REGENERATIVE
Coûts d'investissement (unités arbitraires)		
Garnissage (céramiques)	1	0,6
Catalyseur	0	1
Réacteur et isolations	6,5	4
Total	7,5	5,6
Coûts de fonctionnement annuels (€/Nm³/h)		
Electricité (ventilateur)	0,73	0,47
Gaz	0,72	0,23
Dépréciation du catalyseur	0	0,27
Total	1,45	0,97

Tableau 9.1.2. : Oxydations thermique et catalytique régénératives : Coûts d'investissement et de fonctionnement

1.4. Exemple : désodorisation sur une unité de production de pâte kraft (Biothermica Inc., Québec)

L'exemple présenté concerne les gaz émis sur une ligne de production de pâte à papier (Cascades East Angus - East Angus, Québec, Canada). Les caractéristiques de cette émission sont résumées dans le tableau 9.1.3 La présence de composés soufrés dans ces gaz est à l'origine de plaintes du voisinage.

Débit à traiter	25 000 Nm ³ /h
Composition	Méthylmercaptan, Composés soufrés réduits, Turpentine, Méthanol
Caractéristique des gaz	Concentrations variables

Tableau 9.1.3 : Traitement de fumées de pâte kraft: caractéristiques de l'effluent odorant

Le traitement installé (Sté Biothermica International Inc.), consiste en un oxydateur régénératif à trois lits (figure 1.1). Ses caractéristiques techniques et performances sont présentées dans le tableau 9.1.4.

Caractéristiques de l'oxydateur	
Type	Régénératif
Nombre de lits	3
Garnissage	Sellettes de porcelaine
Echangeur thermique	Air/Eau en sortie
Performances	
Efficacité de destruction des COV	99%
Rendement thermique	85%

Tableau 9.1.4 : Traitement de fumées de pâte kraft: caractéristiques et performances du traitement

Références

- Dellinger B., Tores J.L., Rubey W.A., Hall D.L., Graham J.L. and Cames R.A. (1984), Determination of the thermal stability of selected hazardous organic compounds, *Hazard. Waste*, 1 (2), 137
- Demets G., Kint W. (1997), Abatement of odours/VOC's from industrial gas streams using regenerative catalytic oxidation technology, *Eurodeur 97*, 25 – 26 Juin, Paris.
- Dueso N. (1996), Quel état de l'an en matière de traitement des COV?. Département Industrie, Milieux et Technologies, ADEME, Colloque EFE du 19 décembre 1996.
- Fanlo J.L. (1997), Synthèse comparative des procédés : domaines d'application, spécificités et coûts des différents procédés, applications industrielles pour le traitement des effluents odorants - Journée Technique Odeurs et Environnement, Pau, 2 décembre 1997.
- Gon O., Hanai Y. and Katou T. (1993), Decomposition of chlorinated dioxins, odorous compounds and NOx from MSW incineration plant, *Chemosphere*, 26, 2167
- Hermia J., and Vigneron S. (1993), Catalytic incineration for odour abatement and VOC destruction, *Catal. Today*, 17, 349-358
- Matros Y.S., Medvetz S.S., Kovarik C.F. (1996), Catalyst and process for VOC control in gas streams containing compounds of sulphur, Matros Technologies, C.R. Roach., Monsanto Enviro-Chem Systems, Inc., Catcon '96, October 29-30, U.S.A.
- Sapundzhiev C., Grozev G., and Elenkov D. (1991), Non-steady-state catalytic decontamination of waste gas, *Chem Eng Technol*, 14, 209
- Spivey J.J., and Butt J.B. (1992), Literature review: deactivation of catalysts in oxidation of VOC", *Cat. Today*, 11, 465
- Vigneron S. (1996), VOC and odours treatment, *Techniques Séparatives et Environnement*, Pollutec '96.
- Vigneron S. (1997), Oxydation catalytique des Composés Organiques Volatils. Application au coil-coating, Thèse en Sciences Appliquées, Université catholique de Louvain
- Vigneron S., Caverne E., Schwebel O. (1998), Oxydation thermique et catalytique dans « Les C.O.V. dans l'environnement », coordinateur Le Cloirec P., Tec & Doc Lavoisier, Paris, France, 305-360
- Vigneron S., Van Cauter Ph. and Hermia J. (1995), VOCs deep catalytic oxidation: precious metals or metal based oxides ?, *IIIrd Odours&VOCs International Congress*, Paris, Palais des Congrès

2. Adsorption

Cette partie concerne la définition du phénomène d'adsorption et des différents types d'interactions existant entre l'adsorbant et l'adsorbat, la description de la mise en œuvre industrielle de l'adsorption dans le cadre de la désodorisation, mais n'abordera pas les modèles décrivant l'adsorption en réacteur fermé ou en système dynamique.

2.1. Le transfert fluide - solide

L'adsorption définit la propriété de certains matériaux poreux de fixer à leur surface, avec une certaine énergie de liaison, des molécules extraites de la phase fluide dans laquelle ils sont immergés. La capacité d'adsorption d'un matériau dépend entre autres :

- de la surface d'échange développée par le matériau,
- de la distribution de la taille des pores internes au matériau,
- de la concentration, de la taille et de la structure moléculaire des substances adsorbables dans le fluide,
- de l'énergie de liaison, c'est à dire de l'affinité du matériau pour les molécules présentes.

Le processus de l'adsorption dans un matériau poreux comprend plusieurs étapes (Kast et al., 1987) qui sont représentées schématiquement sur la figure 9.2.1.

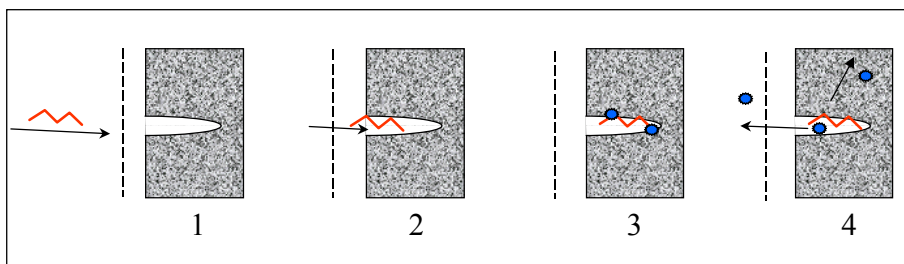


Figure 9.2.1: Les différentes étapes de l'adsorption

1. La molécule migre du fluide vers le solide à travers la couche limite par diffusion externe.
2. Elle migre dans le volume poreux par diffusion intraparticulaire.
3. Elle se fixe à la surface du solide par une réaction exothermique établissant la ou les interactions entre la molécule et l'adsorbant. II

s'agit de la phase d'adsorption proprement dite. La molécule peut alors migrer par diffusion de surface.

4. La chaleur dégagée est transférée par conduction thermique dans le solide et dans le volume poreux, puis dans la couche limite.

Les atomes de l'adsorbant impliqués dans les interactions avec l'adsorbat constituent ce que l'on appelle des sites actifs. La nature des sites d'adsorption ainsi que la nature de l'adsorbant détermineront le type d'interactions mises en jeu.

2.2. Les interactions soluté - adsorbant

Les différentes interactions à la surface du solide peuvent être classées selon l'intensité des liaisons mises en jeu.

On parle d'adsorption physique - ou physisorption - lorsque les liaisons entre le soluté et le solide impliquent de faibles énergies (forces de Van der Waals). Le niveau énergétique de ces liaisons, de l'ordre de 40 kJ.mol^{-1} , fait que dans ce cas, l'adsorption est réversible (Montgomery, 1985).

On parle d'adsorption chimique – ou chimisorption – lorsque les énergies mises en jeu sont proches des énergies de liaisons covalentes, c'est-à-dire de 200 à 400 kJ.mol^{-1} (Masel, 1996). Dans un tel cas la régénération de l'adsorbant n'est plus envisageable. L'adsorption est irréversible.

Selon les hypothèses retenues (adsorption en mono ou multicouche, homogénéité ou non des sites d'adsorption, présence ou non d'interactions adsorbat/adsorbat), différents modèles ont été proposés pour décrire l'adsorption de composés organiques.

2.3. Les matériaux adsorbants

De très nombreux matériaux d'origine naturelle ou synthétique sont mis en œuvre dans les procédés physico-chimiques de désodorisation. Parmi eux, on peut distinguer des adsorbants utilisés depuis plusieurs siècles tels les argiles et les terres décolorantes. Depuis une centaine d'années, d'autres matériaux ont fait leur apparition sur le marché : charbon actif, gel de silice, alumines et bauxites activés, zéolites naturelles. Ces dernières années ont vu le développement des adsorbants synthétiques tels les zéolites et résines. Nous proposons ici une énumération succincte de ces matériaux aux propriétés adsorbantes, un accent plus particulier étant mis sur le charbon actif, matériau de loin le plus utilisé dans les procédés industriels de désodorisation.

2.3.1. Les Argiles

Les argiles et les terres décolorantes furent les premiers adsorbants utilisés. Les constituants les plus actifs sont l'attapulгите et la montmorillonite. L'attapulгите est formée de fibres creuses de diamètre moyen de 0,5 nm et d'une surface spécifique d'environ $200 \text{ m}^2/\text{g}$. La montmorillonite est constituée de feuillets empilés et possède une surface spécifique de l'ordre de 750 à $800 \text{ m}^2/\text{g}$. L'adsorption sur ce type de matériau dépend de la nature même de l'argile et des cations échangeables présents au sein du support (Pope, 1978 ; Sarikaya et al., 1978).

Actuellement les argiles sont employées pour la décoloration des huiles minérales, végétales et animales. Le pouvoir adsorbant, notamment des bentonites, conduit à leur utilisation pour la déshydratation des gaz et en particulier dans l'adsorption de l'humidité des emballages (Robert,

1989 ; Dash, 1975). Harper et al. (1990) utilisent la montmorillonite comme adsorbant de vapeurs organiques (pentane, benzène, toluène...) après lui avoir fait subir des modifications par échange ionique.

2.3.2. Les Gels de Silice

L'utilisation des gels de silice remonte au début du siècle. Ils sont obtenus par action d'acide chlorhydrique ou sulfurique sur une solution de silicate de sodium. Les rayons des pores varient de 2 à 8 nm et la surface spécifique de ces matériaux est de 350 à 800 m²/g. Ces adsorbants sont très hydrophiles. Leur surface est recouverte de groupements hydroxyles qui interagissent avec les molécules polaires (eau, ammoniac, dioxyde de soufre, alcools, amines...) (Robert, 1989).

2.3.3. Alumine - Bauxite Activée

Ces matériaux sont employés comme adsorbants depuis les années 1939-1940. L'alumine activée naturelle provient du traitement thermique des bauxites. Ce matériau présente des pores de 3 nm de diamètre, possède une surface spécifique comprise entre 150 et 300 m²/g et est très hydrophile. Son emploi est assez limité : déshydratation en phase gazeuse et liquide, élimination des acides et des peroxydes dans les milieux organiques (Robert, 1989).

2.3.4. Les Zéolites

Les zéolites sont des aluminosilicates cristallisés, alcalins et alcalino-terreux, formant un ensemble de cavités quasi sphériques communiquant entre elles par des fenêtres circulaires. Les zéolites naturelles mises en œuvre sont généralement de la clinoptilolite, mordenite, ferrierite, phillipsite. (Cointot et al., 1973 ; Hayhurst, 1980). Les zéolites synthétiques ou tamis moléculaires, préparées à partir de zéolites naturelles ont fait leur apparition sur le marché. Le diamètre des pores de ces matériaux est compris entre 3 et 7,5 nm. Les zéolites synthétiques les plus utilisées sont les zéolites A, X et Y différenciables par le nombre de fenêtres par cavité (Coughlan, 1975 ; Diawara et al., 1990). Le diamètre des cavités est compris entre 1,1 et 1,3 nm ; celui des fenêtres varie selon la nature des cations (sodium, calcium, potassium...) et est compris généralement entre 0,5 et 0,9 nm. Ceci limite l'utilisation des zéolites au piégeage de petites molécules (Sarikaya et al., 1978 ; Hayhurst, 1980 ; Ghosh et al., 1983 ; Robert, 1989). Les zéolites possèdent une surface d'adsorption de 750 à 800 m²/g.

La mise en œuvre des zéolites s'effectue sous forme de filtre ; elles sont utilisées pour des séparations, en phase gazeuse ou liquide. Selon le gaz à épurer, ce matériau peut être dopé par des ions métalliques (Ag⁺, Cu²⁺...). Ces matériaux peuvent aussi être employés en mélange avec des charbons actifs, des gels de silice, des argiles.

2.3.5. Les Résines Synthétiques

On peut classer ces adsorbants en deux grandes catégories : les résines adsorbantes macroréticulées et les résines échangeuses d'ions.

En dehors des résines classiques macroréticulées (Amberlite du type XAD), des polyéthylènes chargés de sulfate de fer ou de sulfate double aluminium et sodium sont fabriqués (Shigematsu, 1987). On trouve aussi sur le marché des résines uréiques (Verbestel, 1980).

Des résines échangeuses d'ions cationiques fortes ont été mises en œuvre pour piéger des mélanges gazeux. La résine peut être chargée par des ions argent ou palladium.

Outre leur utilisation comme garnissage de colonnes en chromatographie, leur application se développe surtout dans le traitement des eaux et l'élimination de molécules odorantes.

2.3.6. Le Charbon Actif

Le charbon actif constitue le matériau adsorbant le plus fréquemment employé dans les procédés de désodorisation. En effet, sa structure poreuse qui lui confère une surface spécifique relativement élevée (couramment 800 à 1200 m²/g) et sa structure chimique permettent à cet adsorbant de retenir la plupart des composés.

2.3.6.1. Origine et mode de fabrication

Les charbons actifs ont été développés à la fin du XIXe siècle. Ils sont obtenus à partir de matériaux dits « précurseurs » contenant du carbone organique d'origine végétale, animale ou minérale. Pour des raisons économiques, on utilise principalement : le bois, la lignite, la houille, la lignine, les résidus pétroliers, les coques de fruit.

La fabrication du charbon actif fait intervenir deux étapes qui peuvent être selon successives ou simultanées, selon le procédé de fabrication choisi :

1. La carbonisation du matériau précurseur,
2. L'activation du matériau carbonisé (étape au cours de laquelle est créée la surface d'échange du matériau).

Dans le cas de procédés d'activation physique, le matériau brut est d'abord soumis à une carbonisation puis à une oxydation ménagée à haute température (de 600 à 800°C) avec un courant de gaz faiblement oxydant, constitué le plus souvent par un mélange de vapeur d'eau et de dioxyde de carbone.

Lors d'une activation dite chimique, le matériau est imprégné avec des produits chimiques limitant la formation de goudron pendant la carbonisation, puis calciné, et enfin lessivé pour dissoudre l'agent chimique d'activation. Les agents d'activation les plus utilisés sont le chlorure de zinc, le sulfure de potassium et l'acide phosphorique (Legros, 1980 ; Robert, 1989).

Selon les conditions de traitement et de l'origine de la matière première, le charbon actif présente des caractéristiques différentes notamment au niveau de sa structure, de sa texture (porosité, aire massique) et de ces propriétés superficielles (fonctions chimiques). L'ensemble de ces paramètres joue un rôle important dans les propriétés adsorbantes de ce matériau.

2.3.6.2. Structure du charbon actif

La structure fondamentale du graphite est telle que les atomes de carbone sont disposés dans des plans parallèles où ils forment un réseau hexagonal ; ces plans étant décalés les uns par rapport aux autres. La structure du charbon actif est moins parfaitement ordonnée que celle du graphite. Le charbon actif peut être considéré comme formé d'agrégats de microcristallites reliées entre eux de façon rigide (Soneyink et al., 1969). Chaque microcristallite est formé d'un empilement de 5 à 15 couches de plans de graphite. Les dimensions sont de l'ordre de 2 à 5 nm (Wolff, 1959 ; Soneyink et al., 1967). Les couches des cycles hexagonaux forment des pores tels que l'illustre la figure 9.2.2 :



Figure 9.2.2 : Représentation schématique de la structure du charbon actif (Bansal et al., 1988).

Les pores du charbon actif sont généralement classés comme suit (tableau 9.2.1) :

	<i>rayons</i>	<i>volume poreux (cm³/g)</i>	<i>aire massique (m²/g)</i>
micropores	< 20 Å	0,2 - 0,6	600 - 1500
mésopores	20 < r < 50 Å	0,02 - 0,1	20 - 70
macropores	r > 50 Å	0,2 - 0,8	0,5 - 2

Tableau 9.2.1 : Classification des charbons actifs.

Du fait de leur grande surface spécifique d'adsorption, les charbons actifs peuvent adsorber jusqu'à 45-50% de leur poids de produits. En dehors des critères d'adsorption, d'autres paramètres fondamentaux vont conditionner l'utilisation de charbon actif :

- la densité apparente,
- la granulométrie,
- la dureté.

2.3.6.3. Propriétés chimiques du matériau - Imprégnations

Les charbons actifs sont caractérisés par leur réactivité de surface. Cette dernière est définie par l'existence de groupements fonctionnels oxygénés, à caractères acides et basiques, localisés en périphérie des structures polyaromatiques que forment les carbones de chaque couche.

La complexité de la chimie de surface du charbon actif a été abordée par de nombreux chercheurs. Nous soulignerons ici la contribution des groupements fonctionnels de surface porteurs d'oxygène dans les phénomènes d'adsorption (Vernon, 1967 ; Coughlin et al., 1968). Les sites de surface associés à l'ensemble des groupements fonctionnels ne représentent qu'une petite fraction de la totalité de la surface spécifique intraparticulaire, mais ils ont une grande influence sur les performances du charbon actif (Rodriguez-Reinoso et al., 1992). La nature de ces groupements fonctionnels est déterminée dans une large mesure par la méthode d'activation et la matière première utilisée pour produire le charbon actif. Diverses méthodes ont été utilisées pour étudier les groupes fonctionnels en surface des matériaux ; parmi celles-ci, on peut citer : l'acidimétrie, la dérivation (estérification), la spectroscopie infrarouge, la polarographie et l'analyse thermique. Plusieurs classifications des fonctions de surface ont été faites (Puri et al., 1965 ; Boehm, 1964). Boehm, 1964 définit quatre groupes :

1. groupe I : fonctions acides relativement fortes (acides carboxyliques)
2. groupe II : constitué par les lactones
3. groupe III : comprend les fonctions du type phénol (ou éno)
4. groupe IV : correspond au groupe carbonyle.

Une grande variété d'agents chimiques oxydants (HNO_3 , H_2O_2 , $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, O_3 ...) peut réagir avec le charbon actif et modifier la teneur et la nature des groupements de surface. Cette modification peut conduire à une amélioration des capacités d'adsorption des charbons actifs en combinant adsorption et chimisorption (Papirer et al., 1967 ; Puri et al., 1965 ; Ogata et al., 1979 ; Kaneko, 1989 ; Goworek et al., 1990 ; Noh et al., 1990). Dans le cas de matériaux à utilisation spécifique, une imprégnation du charbon actif par des composés minéraux et/ou organiques est réalisée (Le Cloirec et al., 1991).

Ce procédé (imprégnation) est très utilisé dans le cas des charbons actifs destinés à la désodorisation. Il convient en effet de noter que le charbon actif possède généralement un pouvoir de captation des composés d'autant plus élevé que le poids moléculaire de ces derniers est élevé. Or, les composés odorants sont le plus souvent des molécules de petite taille, donc difficilement adsorbables. Ces imprégnations chimiques permettent dans ce cas d'augmenter significativement les capacités d'adsorption du matériau.

2.4. Mise en œuvre industrielle

La présentation du charbon actif dépend de son mode de préparation et de son type d'utilisation. Il est possible de trouver sur le marché (Le Cloirec et al., 1991) :

- des poudres (diamètre : 8 - 80 nm)
- des granulés naturels (granulométrie : 200 nm - 6 mm)
- des extrudés ou des bâtonnets (diamètres : 0,8 - 5 mm et longueurs : 5 mm - 2 cm)
- des billes (diamètres de l'ordre de quelques dixièmes de millimètres)

- des tissus et des fibres qui peuvent être constitués soit de carbone activé à 100% soit d'un dépôt de carbone activé en poudre ou billes sur un support hydrocarbonés synthétiques (Le Cloirec, 1990).

Dans le cas de la filtration industrielle, le procédé le plus généralement retenu est un lit fixe épais (Figure 9.2.3). Le flux est le plus souvent descendant du fait des vitesses de passage importantes (500 à 3000 m/h) pouvant entraîner une fluidisation du lit et par conséquence une perte d'efficacité d'épuration.



Figure 9.2.3 : Exemples d'adsorbeurs

En désodorisation, le charbon actif est utilisé dans le but de piéger les composés odorants sur le matériau. L'élimination du charbon actif saturé doit être envisagée en fin de vie du filtre.

En dehors de ses applications en désodorisation industrielle, le charbon actif est un matériau utilisé dans une grande variété de procédés :

- Traitement de l'eau : élimination de goûts et d'odeurs de micro polluants,
- Industrie alimentaire : décoloration du sucre, élimination de couleurs indésirables des huiles et graisses végétales,
- Industrie pharmaceutique : purification des matières premières et des intermédiaires de synthèse dans la fabrication d'antibiotiques, de vitamines,
- Industrie chimique : purification de plastifiants, matières colorantes, utilisation comme catalyseurs, récupération d'or de résidus miniers,
- Pollution de l'air : purification d'air et de gaz dans les procédés chimiques.

2.5. Exemple d'application : le traitement des gaz des camions de collecte des déchets d'équarrissage

Le transport des cadavres et viscères d'animaux collectés par les sociétés d'équarrissage génère d'importantes nuisances olfactives liées à la fermentation des matières transportées. Ces nuisances sont particulièrement ressenties lors des arrêts des camions et des traversées d'agglomérations.

Un dispositif de captation et de traitement a été mis au point par les sociétés DIFFUDOC (fabricant de filtres, Courmonterral (34)), CARBIO 12 (fabricant de charbons actifs, Carnoux en Provence (13)) et l'équipe « Odeurs et COV » de l'Ecole des Mines d'Alès (30). Le cahier des charges du procédé à mettre au point était le suivant :

Maîtriser les nuisances olfactives

Dispositif compact

Solidaire de la remorque du camion (pouvant benner à 90°)

Peu consommateur d'énergie

Facile d'entretien

Coûts d'investissement et de fonctionnement réduits

Le dispositif mis au point est basé sur la mise en dépression de la remorque et le traitement des gaz odorants par adsorption (Figure 9.2.4).



Figure 9.2.4 : Transport de déchets d'animaux : Dispositif de traitement par adsorption

Les caractéristiques techniques du dispositif sont résumées dans le tableau 9.2.2.

Hauteur totale	1200 mm
Diamètre	350 mm

Hauteur de garnissage	750 mm
Masse d'adsorbant (2 qualités)	50 kg
Taux de renouvellement de l'air	10 fois/h
Débit au travers du filtre	130 m ³ /h

Tableau 9.2.2 : Caractéristiques du dispositif

Les performances mesurées sont résumées dans le tableau 9.2.3.

	Composés azotés (mg N/m ³)	Composés soufrés (mg S/m ³)	K50
Entrée	88	50	22000
Sortie	6	1,5	4600
Efficacité	93%	97%	80%

Tableau 9.2.3 : Performances du dispositif

Références

- Bansal R.C., Donnet J.B., Stoeckli F. (1988). Active carbon. Marcel Dekker, inc. New York and Basel, chap. 2.
- Boehm H.P. (1964). Chemical identification of surface groups. Advantages in Catalysis. D. Eley Ed., Academic Press, New York, 16, 179-225.
- Cointot A., Cartraud P., Veysseire M.C. (1973). Etude de l'adsorption de différents gaz par deux échantillons de mordenite synthétique. Cas particulier de l'anhydride carbonique et de l'ammoniac. Bull. Soc. Chim., 1, 21-25.
- Coughlan B., Kilmartin S. (1975). Zeolites X, Y and A enriched with trivalent cations : sorption of carbon dioxide and ammonia. J. Chem. Soc., Faraday Trans., 71, 9, 1818-1829.
- Coughlin R.W., Ezra F.S. (1968). Role of surface acidity in the adsorption of organic pollutants on the surface of carbon. Env. Sci. Technol., 2, 4, 291-297.
- Dash R.R., Prasad B., Rao G.N. (1972). Effect of some industrial gases on gel and swelling properties of bentonites. Indian Foundry J., 21, 12, 11-15.
- Diawara B., Dufour L.C., De Hartoulari R., Moutaabbid M., Simonot-Grange Mh. (1990). Zeolite-gas systems and solar refrigeration : a study of the adsorptive properties at high pressures in the R22 freon-13X zeolite and ammonia-13X zeolite systems. J. Chim. Phys., 87, 393-405.
- Gosh A.K., Curthoys G. (1983). Characterization of zeolite acidity. J. Chem. Soc., Faraday Trans I, 79, 2569-2572.
- Goworek J., Kasmierczak J. (1990). Adsorption from binary and ternary mixtures on activated carbons containing different amount of chemically bonded oxygen. Carbon, 28, 6, 849-853.
- Harper M., Purnell C.J. (1990). Alkylammonium montmorillonites as adsorbents for organic vapors from air. Environ. Sci. Technol., 24, 1, 55-62.
- Hayhurst D.T. (1980). Gas adsorption by some natural zeolites. Chem. Eng. Commun., 4, 729-735.
- Kaneko K., Shindo N. (1989). Effect of α -FeOOH dispersion on adsorption characteristics of pitch-based activated carbon fibers against NO, SO₂ and NH₃. Carbon, 27, 6, 815-820.
- Kast W., Otten W. (1987). The breakthrough in fixed bed adsorbers : methods of calculation and the effects of process parameters. Intern. Chem. Eng., 29, 2, 197-211.
- Le Cloirec P., Baudu M., Martin G. (1990). Membranes, toiles, fibres ou feutres : des charbons actif d'utilisation très prometteuses. Rev. Sci. Tech. Défense, 2, 111-123.
- Le Cloirec P., Fanlo J.L., Degorce-Dumas J.R. (1991). Traitement des odeurs et désodorisation industrielle. CPE, Innovation 128, Paris, 114-220.
- Le Cloirec P., Dagois G., Martin G. (1991). Traitements avec transfert gaz-solide. L'adsorption. Odeurs et désodorisation, MARTIN G. ET LAFFORT P. coordonnateurs, Tec & Doc Lavoisier, Paris, 313-333.
- Legros E.F. (1980). Elimination des odeurs par adsorption sur charbon actif. Trib. Cebedeau, 435, 33, 81-90.

- Noh J.S., Schwarz J.A. (1990). Effect of HNO₃ treatment on the surface acidity of activated carbons. *Carbon*, 28, 5, 675-682.
- Ogata Y., Matsumura Y., Takabasbi H. (1979). The changes of adsorption properties of active carbon by wet oxidation. *Colloid & Polymer Sci.*, 257, 1232-1239.
- Papirer E., Donnet T.B., Schutz A. (1967). Kinetic study of the oxidation of carbon black by ozone. *Carbon*, 5, 2, 113-125.
- Pope C.G. (1978). Gas adsorption measurements in the characterisation of soil and clay samples. *New Zealand J. Sci.*, 21, 615-618.
- Puri B.R. (1971). Studies in catalytic reactions of carbon : Part VI - oxydation of hydrogen sulphide. *Indian J. Chem.*, 9, 970-972.
- Puri B.R., Singh S., Mahajan O.P. (1965). Acidic behavior of charcoal as a function of its oxygen complexes and development of surface acidity on treatment with nitric acid. *J. Indian Chem. Soc.*, 42, 427-434.
- Robert L. (1989). Adsorption. Opérations unitaires. *Techniques de l'Ingénieur. Traité Génie et Procédés Chimiques*, J2730 a-1-21.
- Rodriguez-Reinoso F., Molina-Sabio M., Munecas M.A. (1992). Effect of microporosity and oxygen surface groups of activated carbon in the adsorption of molecules of different polarity. *J. Phys. Chem.*, 96, 2707-2713.
- Sarikaya Y., Aybar S. (1978). The adsorption of NH₃, N₂O and CO₂ gases on the 5A molecular sieve. *Commun. Fac. Sci. Univ. Ankara*, 24, 5, 33-39.
- Shigematsu A., Suzuki K. (1987). Thermoplastic resin composition. *Brevet Européen n°2203928*.
- Soneyink V.L., Weber W.J. Jr. (1967). The surface chemistry and active carbon : discussion of structure and surface functional groups. *Environ. Sci. Technol.*, 1, 3, 228-232.
- Soneyink V.L., Weber W.J. Jr., Mark H.B. Jr. (1969). Sorption of phenol and nitrophenol by active carbon. *Environ. Sci. Technol.*, 3, 10, 918-921.
- Verbestel J.B. (1980). Apparitions and method for treatment of lignocellulosic materials basic on formaldehyde resins. *Brevet Belge n°879322*.
- Vernon L., Soneyink V.L., Walter J., Weber J. (1967). The surface chemistry of active carbon. *Environ. Sci. Technol.*, 1, 3, 228-234.

3. Absorption

Parmi les différents procédés envisageables pour épurer des effluents gazeux à faible concentration et plus particulièrement les odeurs, le traitement par absorption est une technique couramment utilisée (Kohl et al., 1985; Waltrip et al., 1985; Manero, 1995).

Cette opération consiste à mettre au contact, de la façon la plus adéquate possible et avec un coût minimum, le gaz à épurer et le liquide de lavage, afin de transférer dans ce dernier le ou les constituants polluants contenus dans la phase gazeuse. Pour ce faire, on augmente généralement l'aire de contact entre les phases en dispersant l'une des phases dans l'autre. Le transfert peut éventuellement être favorisé par la présence d'une réaction chimique (Baker et al., 1957; Pope et al., 1980; Abe et al., 1982; Le Goallec., 1991) ou biologique (Thalasso, 1992).

Après avoir exposé les principales équations régissant le transfert de masse gaz/liquide, la gamme de matériel mis au point pour réaliser le contact entre les phases et assurer le transfert des solutés d'une phase à l'autre sera présentée.

3.1. Principes généraux du lavage

L'absorption gaz-liquide est une opération de transfert d'un composé gazeux à l'état dissous dans un liquide. Le transfert de matière peut être accéléré par une réaction chimique entre le polluant et un des constituants de la phase liquide. Dans ce cas, on parlera d'absorption chimique, par opposition à l'absorption physique, correspondant au cas où le processus est un simple transfert diffusionnel de la matière.

3.1.1. Approche de la théorie du transfert de masse gaz – liquide

3.1.1.1. Absorption physique

Dans une phase, le transfert diffusionnel d'un soluté a pour force motrice un gradient de concentration. La loi de Fick permet de décrire ce phénomène. En effet, suivant un seul axe on peut écrire :

$$\phi = -D \frac{dC_x}{dx}$$

ϕ	:	flux de diffusion du polluant suivant un seul axe x (kg.s ⁻¹ .m ⁻²).
D	:	diffusivité moléculaire dans le milieu (m ² .s ⁻²).
C	:	concentration du polluant (kg.m ⁻³).
x	:	direction du transfert (m).

Lors d'une diffusion interphasique, cas du transfert de matière d'un composant gazeux vers un liquide, le transfert doit être considéré comme une succession d'étapes :

1. la diffusion du soluté du coeur du gaz à l'interface côté gaz,
2. le transfert interfacial,
3. la diffusion du soluté de l'interface côté liquide au coeur du liquide.

De nombreux modèles ont été proposés pour décrire le phénomène du transfert de masse gaz/liquide (Whitman, 1923; Higbie, 1935; Dankwerts, 1951; Porter, 1966). La théorie la plus ancienne et la plus utilisée est celle développée par Lewis et Whitman (Lewis et Whitman, 1924) : le modèle du double film (figure 9.3.1). Cette théorie suppose que :

- les résistances au transfert de masse sont localisées dans deux films supposés immobiles de faible épaisseur δ_L et δ_G constitués par chacun des fluides de part et d'autre de l'interface,
- le transfert s'effectue par diffusion équimoléculaire,
- la concentration en dehors de ces deux films est uniforme du fait d'une agitation turbulente.

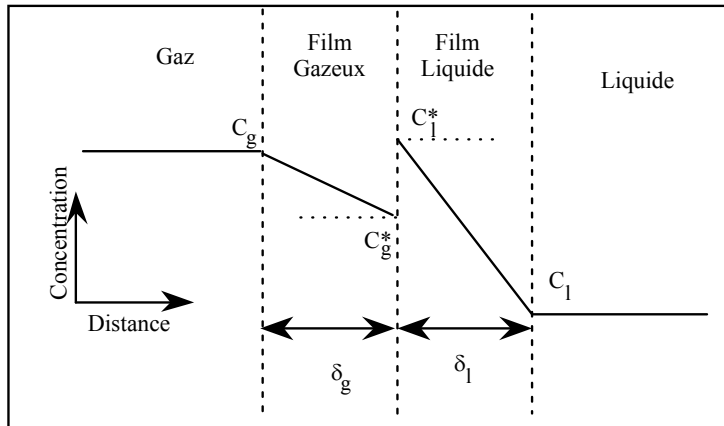


Figure 9.3.1 : Modèle du double film (adapté de Trambouze, 1984)

En égard à l'hypothèse selon laquelle il n'y a pas de résistance au transfert de masse à l'interface (équilibre thermodynamique) ni d'accumulation de matière dans les deux films (état stationnaire), le modèle donne :

$$\phi = \frac{D_G}{\delta_G} (C_G - C_G^*) = \frac{D_L}{\delta_L} (C_L^* - C_L)$$

ou encore :

$$\phi = \frac{D_G}{\delta_G RT} (p - p^*) = \frac{D_L}{\delta_L} (C_L^* - C_L)$$

ϕ	:	flux spécifique de transfert ($\text{kg.m}^2.\text{s}^{-1}$)
D_L, D_G	:	coefficient de diffusion moléculaire dans le liquide et le gaz
$(\text{m}^2.\text{s}^{-1})$:	δ_L, δ_G : épaisseur du film liquide et gaz (m)
	:	C_L : concentration en soluté dans la phase liquide (kg.m^{-3})
	:	C_L^* : concentration en soluté à l'interface liquide-gaz
(kg.m^{-3})	:	p : pression partielle du soluté dans la phase gazeuse (Pa)
	:	p^* : pression partielle du soluté à l'interface gaz-liquide (Pa)
	:	C_G : concentration du soluté dans la phase

gazeuse (kg.m^{-3})	C_G^*	:	concentration du soluté à
l'interface gaz-liquide (kg.m^{-3})	R	:	constante des gaz parfaits
($\text{Pa m}^3.\text{mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$)	T	:	température (K)

On définit k_L et k_G (m.s^{-1}) comme étant les coefficients de transfert de film côté liquide et côté gaz :

$$k_L = \frac{D_L}{\delta_L} \quad \text{et} \quad k_G = \frac{D_G}{\delta_G}$$

Le flux de polluant par unité de surface et par unité de temps s'écrit alors :

$$\phi = \frac{k_G}{RT} (p - p^*) = k_G (C_G - C_G^*) = k_L (C_L^* - C_L)$$

Soit a , la surface d'échange par unité de volume du réacteur. Le flux de transfert, pour un élément de volume du réacteur, peut s'écrire de la manière suivante :

$$d\Phi = k_G \cdot a \cdot dV_R \cdot (C_G - C_G^*) = k_L \cdot a \cdot dV_R \cdot (C_L^* - C_L)$$

a	:	aire interfaciale spécifique de transfert (m^{-1})
V_R	:	volume du réacteur (m^3).

Cette équation n'est cependant pas d'application aisée car les valeurs interfaciales (C_G^* et C_L^*) ne sont pas connues. C'est pourquoi le concept de conductances globales (K_L et K_G) est utilisé. Il s'appuie sur l'hypothèse de l'additivité des conductances partielles (k_L et k_G) et considère l'équilibre thermodynamique réalisé entre la phase liquide et la phase gazeuse.

Le flux de transfert par unité de volume de réacteur peut alors s'écrire :

$$d\Phi = K_L \cdot a \cdot dV_R \cdot (C_{Le} - C_L) = K_G \cdot a \cdot dV_R \cdot (p - p_e)$$

Dans cette équation C_{Le} est la concentration de saturation du liquide donnée par la loi de Henry qui permet de prédire, dans le cas des solutions diluées, la partition à l'équilibre d'un composant entre la phase liquide et la phase gazeuse, soit :

$$p = H' C_{Le}$$

ou :

$$p = H'' x_e$$

ou encore, sous forme adimensionnelle :

$$C_G = H C_{Le}$$

p	:	pression partielle en polluant en phase gazeuse (Pa).
C_{Le}	:	concentration dans le liquide en équilibre avec le gaz (mol.m^{-3}).
H'	:	constante de Henry ($\text{Pa.m}^3.\text{mol}^{-1}$).

x_e	:	fraction molaire liquide du soluté en équilibre avec le gaz.
C_G	:	concentration en polluant dans le gaz (mol.m^{-3}).
H''	:	constante de Henry (Pa).
H	:	constante de Henry (adimensionnelle).

La relation entre les conductances globales et les conductances partielles est donnée par les équations ci-après :

$$\frac{1}{K_L} = \frac{1}{k_L} + \frac{1}{H \cdot k_G}$$

et

$$\frac{1}{K_G} = \frac{H}{k_L} + \frac{1}{k_G}$$

Lorsque le soluté gazeux est peu soluble dans le liquide toute la résistance au transfert de masse se situe du côté liquide. Mathématiquement cela se traduit par :

$$\frac{1}{k_L} \gg \frac{1}{H \cdot k_G}$$

On obtient alors :

$$\frac{1}{K_L} = \frac{1}{k_L} \quad \text{soit} \quad K_L = k_L$$

L'absorption physique est un transfert diffusionnel. Le flux de polluant transféré est donc proportionnel à la diffusivité des solutés dans les deux phases mises en contact. Ces grandeurs, lorsqu'elles ne sont pas disponibles dans la littérature, peuvent être calculées grâce à des corrélations telles que celles de WILKE et CHANG ou celle de SCHEIBEL (Reid et al, 1977).

3.1.1.2. L'absorption chimique

L'épuration d'un effluent gazeux par lavage lorsqu'elle est associée à une réaction chimique en phase liquide permet, en détruisant le polluant absorbé :

- d'accroître la capacité d'absorption du liquide puisque le réactif fait réagir le soluté absorbé;
- pour ces mêmes raisons, d'augmenter la force motrice du transfert;
- d'augmenter le coefficient de transfert et par conséquent la vitesse avec laquelle le soluté franchit l'interface pour passer dans la phase liquide.

On rend compte de ce dernier effet en multipliant le coefficient de transfert côté liquide par un facteur, appelé facteur d'accélération, E , de sorte que le coefficient de transfert apparent soit égal au produit $E.k_L$.

La valeur du facteur d'accélération dépend du régime réactionnel, elle peut être déterminée à partir des abaques de Van Krevelen et Hofstijzer (Trambouze et al., 1984).

3.1.2. Les technologies des contacteurs

Pour obtenir un contact aussi intime que possible entre le gaz et le liquide permettant la réalisation des réactions physiques ou chimiques décrites précédemment, un matériel simple et approprié est nécessaire. Répondant à une grande diversité des conditions opératoires, de nombreux types d'appareils de lavage ont été construits par les industriels (Treybal, 1980). On peut les classer, soit en fonction des sens de l'écoulement des phases (système à co-courant, à contre-courant ou à courants croisés), soit en fonction de la nature de la phase dispersée (gaz dispersé dans un liquide sous forme de bulles ou liquide dispersé à la surface d'un garnissage sous forme de filets, films et gouttes), soit en fonction du type de contact réalisé : laveurs à contact continu (colonnes à garnissage) ou laveurs à contact étagé (colonne à plateaux).

Les principales techniques utilisées pour réaliser le contact intime entre le gaz souillé et le liquide de lavage sont schématisées sur la figure 9.3.2. En désodorisation, du fait des débits à traiter et des faibles concentrations de molécules malodorantes, les contacteurs principalement rencontrés sont au nombre de trois :

les absorbeurs Venturi,

les tours vides ou à atomisation,

les colonnes garnies.

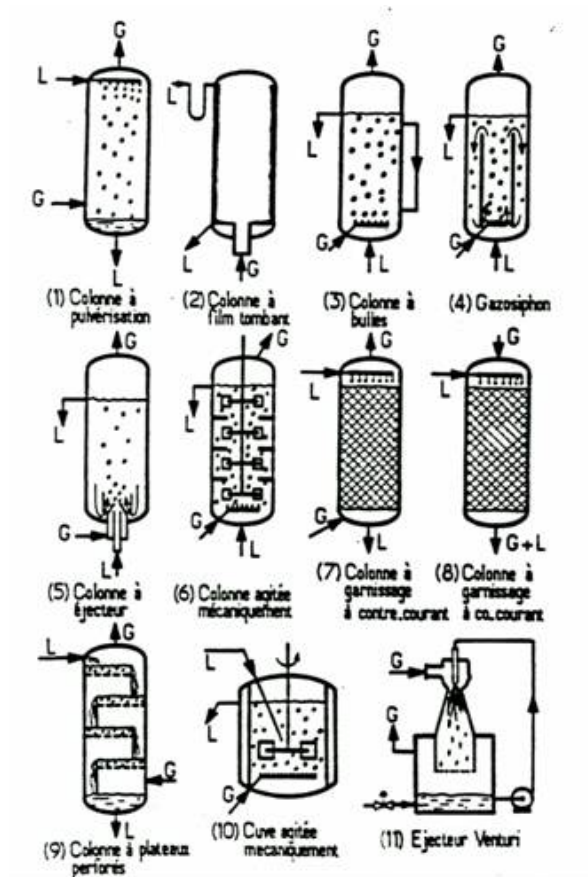


Figure 9.3.2 : Principaux types de contacteurs gaz/liquide

3.1.2.1. Les absorbeurs venturi

Déjà utilisés pour le dépolluage de gaz (Johnstone et al., 1954), les absorbeurs venturi (venturi et éjecteur) ont été mis en œuvre pour la désodorisation des effluents gazeux. L'appareil est constitué d'un système convergent - divergent traversé par le gaz à traiter. La solution de lavage est injectée soit avant le col de venturi, soit dans le col de l'éjecteur. Dans le cas de l'éjecteur, les vitesses de gaz sont faibles (de l'ordre de 10 m/s au col). La force motrice du procédé est due au liquide sous pression puis dispersé au moyen d'une buse éjectrice. La détente du liquide a pour conséquence l'aspiration du gaz à traiter, ce qui peut être un gros avantage dans le cas d'un gaz corrosif. Dans le cas d'un venturi c'est le gaz qui constitue la force motrice. La vitesse du gaz à laver au col est suffisante (30 à 150 m/s) pour pulvériser et entraîner le liquide.

La perte de charge est estimée à $5 \cdot 10^3$ Pa. Les Venturi scrubbers sont d'un coût d'investissement relativement peu élevé mais se caractérisent par une consommation en énergie relativement importante.

3.1.2.2. Les tours vides

Dans une tour vide, le mélange de l'effluent gazeux et la solution de lavage est réalisé par pulvérisation de la liqueur dans le gaz grâce à des buses à atomisation. En général ce type de contacteur fonctionne à contre-courant de manière à augmenter la vitesse relative entre les deux fluides. Un dévésiculeur est souvent placé à la sortie du contacteur, captant les gouttelettes entraînées par le courant gazeux tout en permettant le passage du gaz épuré.

La vitesse des gaz est généralement comprise entre 0,5 et 2 m/s. Puisque la restriction au passage du gaz est faible, la perte de charge est faible ($2 \cdot 10^3$ Pa en moyenne).

3.1.2.3. Les colonnes à garnissage

Dans les colonnes garnies, le contact entre les deux phases est assuré par les courants gazeux et liquide circulant à travers un garnissage. Le garnissage peut être de toute forme ou taille. Il peut être soit stationnaire, soit mobile et a pour rôle d'augmenter la turbulence et l'aire d'échange entre le liquide et le gaz, améliorant ainsi le contact.

En général, la colonne fonctionne à contre-courant, le gaz circulant de bas vers le haut et le liquide ruisselant sur le garnissage par gravité. Les changements brusques de direction et l'arrosage engendrent des pertes de charge plus fortes que celles des tours vides (supérieures à $1,5 \cdot 10^4$ Pa). La vitesse des gaz est élevée (5 m/s).

3.1.2.4. Choix du laveur

En fonction des conditions de débits de gaz, des polluants présents et de l'efficacité souhaitée il faut choisir ou combiner le ou les équipements nécessaires, ces derniers pouvant utiliser des liquides de lavage distincts ou non (Kohl et al., 1985). Le choix du type de laveur résulte, outre des considérations technico-économiques (coûts d'investissement et de fonctionnement, entretien, fiabilité, efficacité) du type de lavage envisagé.

En effet, les paramètres de transfert caractéristiques d'un contacteur doivent être adaptés à la nature de l'absorption considérée. Le tableau 9.3.1 regroupe des valeurs de coefficients de transfert côté gaz et liquide (k_G , k_L) ainsi que les surfaces de transfert obtenues avec les procédés décrits dans ce paragraphe.

Contacteur		$k_G \cdot 10^2$	$k_L \cdot 10^4$	Aire inter-faciale	Rétention liquide
Absorbeurs	venturi	0,01 - 0,2	0,3 - 7	900 - 20 000	< 5
	éjecteur	0,02 - 0,3	0,7 - 8	400 - 5 000	< 5
Colonnes à garnissage		1 - 5	0,5 - 5	50 - 350	5 - 15
Colonnes à		0,05 - 2	0,01 - 2	10 - 100	> 30

Tableau 9.3.1 : Paramètres de transfert pour quelques contacteurs gaz-liquide (d'après Trambouze et al., 1984; Laplanche et al., 1991; Martin, 1991, cité par de Guardia, 1994)

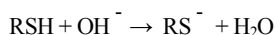
L'examen de ce tableau permet de faire ressortir que les colonnes à pulvérisation et à garnissage permettent des temps de contact relativement longs dans l'appareil, ils sont proportionnels à la rétention liquide. Ces contacteurs seront le plus souvent utilisés pour les réactions d'absorptions lentes. Les absorbeurs à venturi, fonctionnant avec des temps de séjour très courts, sont plutôt préconisés pour des réactions d'absorption quasi-instantanées.

3.2. Application en désodorisation

3.2.1. Réactions chimiques influençant le transfert de masse

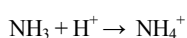
3.2.1.1. Réactions acide / base

L'accélération du transfert des polluants soufrés et azotés est basée, dans un premier temps, sur leur aspect acide ou basique. En effet, les composés soufrés tels que H₂S et les mercaptans ont un caractère acide, l'ajout de soude dans la solution de lavage entraîne la dissociation du polluant.



Cette réaction de dissociation est donc à l'origine d'une accélération de transfert. Il en est de même pour les composés azotés qui ont eux un caractère basique.

En présence d'acide:



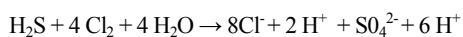
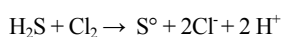
Cependant, en n'utilisant que les réactions acide / base, le gradient (C*-C) diminue. En effet, l'accumulation des composés dans la solution provoque une augmentation de la concentration des espèces non dissociées, la réaction acide / base étant soumise à un équilibre.

C'est pourquoi, dans le cas des polluants soufrés, l'ajout d'un oxydant permet non seulement d'augmenter le coefficient d'accélération E mais aussi de garder le gradient de transfert ([RSH]*-[RSH]) constant et maximal grâce à une réaction chimique irréversible. Dans ce cas, la concentration de polluant au coeur du liquide, [RSH], pourra être considérée comme nulle.

3.2.1.2. Réaction d'oxydation

Sur la plupart des usines d'assainissement, l'oxydant utilisé est l'hypochlorite de sodium NaOCl ou le dichlore Cl₂ (Bonnin C. , 1991 ; Jensen G.A. et al , 1966). On peut toutefois noter l'utilisation de l'eau ozonée dans certains procédés (Azuma K. et al, 1974).

Dans le cas de H₂S, la réaction d'oxydation peut se résumer par les réactions suivantes (Bonnin, 1991) :



La réaction d'oxydation du méthylmercaptan par Cl₂ quant à elle, est schématisée sur la figure 9.3.3:

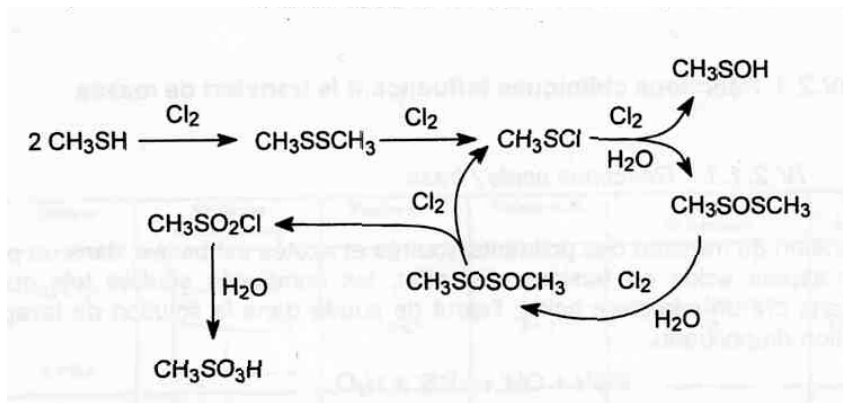


Figure 9.3.3: Schéma du mécanisme réactionnel de l'oxydation de CH_3SH par Cl_2 (Jensen G.A. et al., 1966)

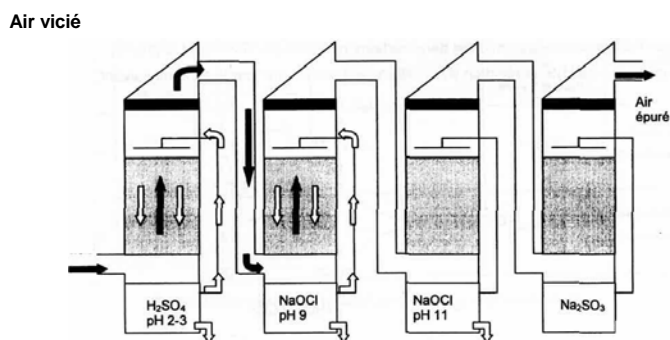
3.2.2. Mise en œuvre industrielle

Les unités de désodorisation physico-chimique en station d'épuration par absorption gaz / liquide peuvent être composée de 2 à 4 tours de lavage selon l'importance et la nature du flux polluant.

Lorsque la pollution azotée l'exige, une première tour acide est installée (pH 2-3). Celle-ci est alors suivie de deux tours basiques oxydantes, une première à pH 9 et $[\text{Cl}_2] = 1 \text{ g.L}^{-1}$ et la seconde à pH 11 et $[\text{Cl}_2] = 0,5 \text{ g.L}^{-1}$. Ces deux tours sont respectivement destinées à l'élimination de H_2S et de CH_3SH .

Puis, en dernière position, une tour d'affinage au sulfite de sodium peut être installée pour éliminer le résiduel de chlore en sortie de la troisième tour (Figure 9.3.4).

Le temps de séjour de la solution de lavage dans les pieds de cuves varie généralement entre 30



secondes et 2 minutes.

Figure 9.3.4: Schéma d'une unité de désodorisation classique

Si l'oxydation des composés soufrés par l'hypochlorite de sodium est rapide, il est toutefois possible d'améliorer le traitement grâce à l'utilisation d'un catalyseur. Le procédé ODORGARD®, par exemple, est basé sur l'utilisation de tels catalyseurs placés dans le pied de cuve, constitués d'une combinaison de métaux de transition (Fakley M.E. et al, 1994 ; Hancock F.E. et al, 1998).

3.2.3. Exemples de mise en œuvre en station d'épuration

L'exemple présenté ci-après concerne la mise en œuvre du lavage physico-chimique en vue de désodoriser les gaz émis dans deux stations d'épuration, celles de Ste Suzanne et celle d'Arbouans (District urbain du pays de Montbéliard, Doubs).

Les caractéristiques des deux installations de traitement des odeurs sont résumées dans le tableau 9.3.2.

	Saint Suzanne	Arbouans
* Caractéristiques STEP		
Volume d'eau (m ³ /h)		
Nombre équivalents habitants		
* Caractéristiques installations de traitement d'odeurs		
Volume air traité (m ³ /h)	5 000 à 20 000	22 000
Nombre de tours de lavage	2	2
Dimension des tours	Ø 2 200	Ø 2 200
Réactifs utilisés	Acide sulfurique et Javel	Acide sulfurique, soude et Javel
Volumes cuves (l)		
Acide sulfurique	500	500
Soude	/	2 500
Javel	5 000	5 000
Autres caractéristiques :		
Débit Pompes (m ³ /h)	50	
Nombres pompes	4	
Régulations	pH pour tour acide Chloromat pour tour Javel	pH pour tour 1 et 2, Chloromat puis Redox pour tour 2

Tableau 9.3.2 : Caractéristiques techniques des traitements

Les consommations pour les deux installations sont données dans les tableaux 9.3.3 et 9.3.4.

	Saint Suzanne		
* Consommation de réactifs			
(Moyenne sur 4 ans en litres)	Par an réel	Par mois Réel	Par mois théorique
Acide sulfurique	395	33	500
Soude	/	/	
Javel	14 085	1 174	5 000
Sel (en kg)	193	/	/
Consommation électrique (en kWh)	195 320	/	/

Tableau 9.3.3 : Consommations constatées sur la station Sainte Suzanne

Arbouans			
* Consommation de réactifs		Par mois Réel	Par mois théorique
(Moyenne sur 4 ans en litres)			
Acide sulfurique	964	80	500
Soude	3 680	307	2 500
Javel	6 416	535	5 000
Sel (en kg)	1 475	/	/
Consommation électrique (en kWh)	225 431	/	/

Tableau 9.3.4 : Consommations constatées sur la station d'Arbouans

La figure 9.3.5 présente des photographies des tours de lavage et des cuves à réactifs de la station d'Arbouans.



Figure 9.3.5 : Tours de lavage et cuves à réactifs de la station d'Arbouans

3.3. Inconvénients et limites du procédé

La désodorisation par lavage basique oxydant au chlore, la plus répandue, montre ses limites. L'utilisation du chlore implique la formation de composés organo-chlorés, qui, lorsque la charge organique à l'entrée du traitement est importante, peuvent générer d'autres nuisances olfactives (Laplanche A. et al, 1995). L'oxydation des espèces soufrées peut également produire des espèces chlorées comme le montre la figure 3.3.

De plus, lorsque la concentration en polluants azotés ne justifie pas la construction d'une première tour acide, la présence de ces composés, même à faible concentration, peut générer la formation de chloramines et autres espèces odorantes. En outre, toutes ces espèces chlorées peuvent éventuellement présenter un risque sur le plan de la santé publique.

Or la construction d'une tour d'affinage ou d'une tour acide non justifiée par le flux de polluants implique un surcoût du procédé, que ce soit sur le plan des réactifs ou sur celui du génie civil.

Sur un plan général, l'ordre de grandeur des performances atteignables en désodorisation chimique est donné dans le tableau 9.3.5.

<i>Polluant</i>	<i>Entrée Maxi (mg/m³)</i>	<i>Garantie possible en sortie (µg/m³)</i>			
		J	A-J	A-J/S	A-J-S
H ₂ S	5	60	50	40	25
CH ₃ SH	1	60	50	40	25
NH ₃	10	*	100	100	100
CH ₃ NH ₂	1	*	100	100	100

Tableau 9.3.5 : Performances atteignables en désodorisation chimique.

Références

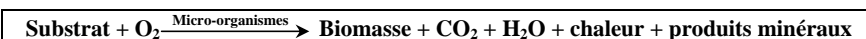
- Abe K., Machida W. (1982), An effective process for treatment of malodor in exhaust gas by hypochlorite, *Bull. Chem. Soc. Jpn.*, 55, 3677-3678
- Azuma K., Doi K., Ikeo A., Susuki S., Yamauchi S. et Takahara H., "Exhaust gaz deodorization with Chemical scrubbing and ozonation", The fourth international clean air congress, 743-746, (1974).
- Barker R., Jones A. R. (1957), Treatment of malodorants in air by the UV/ozone technique, *Ozone Science & Engineering*, 10, 405 - 418
- Bonnin C., "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 de l'Université de Rennes 1, n° 725, (1991).
- Danckwerts A.W. (1951), Significance of Liquid Film Coefficient In Gas Absorption. *Ind. Eng. Chem.*, 43, 1460.
- De Guardia A. (1994), Epuration de gaz comportant des composés organo-soufrés. Etude d'un procédé physico-chimique. Thèse, Université de Rennes I.
- Fakley M.E. et Valentin F.H., "Catalytic process", Brevet international WO 94/11091, (1994)
- Hancock F.E., King F., Flavell W.R. et Islam M.S., "Catalytically enhanced absorption of sulfur species from odorous air steams: A new technology for odour abatement", *Catalysis Today*, 40, 289-296, (1998)
- Higbie R. (1935), The rate of absorption of a pure gas into a still liquid during short period of exposure. *Trans. Aiche.*, 35, 365.
- Jensen G.A., Adams D.F et Stern H., "Absorption of hydrogen sulfide and methyl mercaptan from dilute gaz mixtures", *J. Air Poll. Control Assoc.*, 16/5, 248-253, (1966)
- Johnstone H., Field R., Tassler M. (1954), Gas absorption and aerosol collection in a Venturi scrubber, *Ind. Eng. Chem.*, 46, 1601 - 1608
- Kohl A., Riesenfeld F. (1985), *Gas Purification*. 4th edition., Gulf Publishing Compagny, Huston.
- Laplanche A., Besson G. (1991), Traitement des odeurs par lavage et oxydation in Odeurs et désodorisation dans l'environnement, Martin G., Laffort P. Coordinateurs, Lavoisier, Tech & Doc, Paris, 265.
- Laplanche A., L'escop C. et Lemasle M., "Identification et quantification des composés organo-volatils issus des tours de désodorisation utilisant des produits chlorés", Communication personnelle, contrat ADEME 9574021, (1995)
- Le Goallec P., Laplanche A., Martin G., Traineau N., Caille J. E., (1991), Elimination préventive ou curative des sulfures en eaux usées par peroxyde d'hydrogène, l'eau, l'industrie, les nuisances, 151, 49 - 55
- Lewis W. K., Whitman W. G. (1924), Principles of gas absorption, *Ind. & Eng. Chem.*, 16, 12, 1215 - 1220

- Manero M.H., Roustan M. (1995), Etude comparative de divers procédés de traitement des effluents gazeux à faible concentration. L'eau, l'Industrie, les Nuisances, 184, 85.
- Martin G. et Laffort P., "Odeurs et désodorisation dans l'environnement", Ed. Tec & Doc. Lavoisier Paris, (1991)
- Pope D., Davis B. J., Moss R. L. (1980), Multistage absorption of rendering plant odours using sodium hypochlorite and other reagents, *Atm. Environ.*, 15, 251-262
- Porter K.E. (1966), The effect of contact time distribution on gas absorption with chemical reaction. *Trans. Am. Inst. Chem. Engrs.*, 44, 25.
- Reid R. C., Prausnitz J. M., Sherwood T. K. (1977), *The properties of gases and liquids*, 3rd Ed., Mc Graw Hill, New York
- Thalasso F. (1992), "Mist-Foam" Un bioréacteur essentiellement à phase gazeuse, thèse Université Catholique de Louvain, Belgique
- Trambouze P., Van Landeghem H., Wauquier J.P. (1984), *Les réacteurs chimiques. Conception/ Calcul/ Mise en œuvre*. Publications de l'institut français du pétrole, Ed. Technip, Paris, 651p.
- Treybal R.E. (1981), *Mass transfer Operations*. Mc Graw Hill Book Co, 3rd edition, Singapore.
- Waltrip G., Snyder E. (1985), Elimination of odour at six major wastewater treatment plants. *J. Water. Pollut. Control Fed.*, 57, 10, 1027.
- Whitman W.G. (1923), A preliminary confirmation of the two film theory of gas absorption. *Chem. Met. Eng.*, 26, 149.

4. Les procédés biologiques

Le traitement biologique des effluents gazeux malodorants se base sur la capacité de certains micro-organismes à métaboliser les polluants.

Le principe général du traitement de composés malodorants par voie biologique est décrit par la réaction suivante. L'élimination d'un composé présent dans l'effluent gazeux est due à son oxydation exothermique, celle-ci conduisant à la formation de biomasse, d'eau, de dioxyde de carbone et de produits minéraux.



Le tableau ci-dessous présente les principaux avantages et inconvénients des procédés biologiques ainsi que leur domaine d'application.

Domaines d'application	Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> • Lieux de stockage • Industries alimentaires • Stations d'épuration 	<ul style="list-style-type: none"> • Peu de sous-produits • Faibles coûts de fonctionnement • Débits gazeux élevés et concentrations en polluants faibles 	<ul style="list-style-type: none"> • Utilisation limitée à l'élimination de molécules hydrosolubles et biodégradables • Surfaces au sol importantes • Périodes d'arrêt peu tolérées

Tableau 9.4.1 : Les procédés biologiques : domaines d'application, avantages et inconvénients.

Trois types de bioprocédés de traitement de gaz peuvent se distinguer suivant le caractère mobile ou statique de la phase aqueuse et de la biomasse (Tableau 9.4.2).

Biomasse	Phase aqueuse	
	Mobile	Statique
Biomasse en suspension	Biolaveur	
Biomasse immobilisée	Filtre percolateur	Biofiltre

Tableau 9.4.2 : Les procédés biologiques (Diks et Ottengraf, 1991a)

4.1. Le biolaveur

Dans un biolaveur (figure 9.4.1), les étapes d'absorption et de biodégradation sont séparées (Thalasso et al., 1991). La première étape d'absorption a lieu dans un réacteur de lavage classique (colonne à bulle, contacteur venturi, tour de lavage remplie ou non), les garnissages utilisés sont les mêmes que ceux mis en œuvre dans le lavage physico-chimique. La seconde étape ou étape de biodégradation a lieu dans un compartiment séparé dans lequel la biomasse est agitée et aérée (réacteur d'oxydation ou bassin de régénération). Ce processus est optimisé lorsque ces deux phénomènes sont contrôlés.

Le biolaveur présente l'avantage, de par la circulation continue de l'eau, de faciliter le maintien d'un pH optimal, et de favoriser l'élimination des sous-produits acides pouvant se former au cours de la réaction de biodégradation. Cette conception de réacteur fait que le temps de contact des

polluants avec la biomasse est déterminé par le volume du réacteur d'oxydation, et le procédé de biolavage est donc adaptable au traitement de composés ayant des cinétiques de dégradation lentes.

Pour obtenir de bonnes performances d'absorption du système, il est nécessaire que la concentration du polluant dans la phase aqueuse soit constamment faible (entretenu par la dégradation biologique).

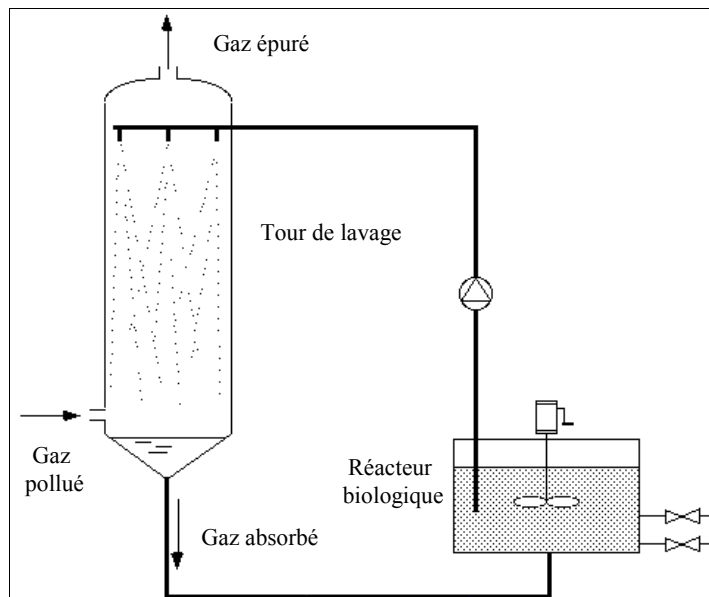


Figure 9.4.1: Schéma illustrant le principe d'un bio-laveur

Les raisons qui peuvent orienter le choix vers la technique de biolavage sont la très faible perte de charge rencontrée dans ce type de procédé et sa capacité à absorber des fluctuations de débit ou de concentration dans le cas de composés hydrosolubles. En effet, des essais réalisés à grande échelle ou sur des unités pilotes ont montré que le lavage biologique permet l'élimination, avec des efficacités supérieures à 90%, de composés tels que : H_2S (Brandy et al., 1995), mercaptans, sulfures, disulfures, amines, thiophènes, pyrazines, phénols (Paul, 1987 ; Shröder, 1987), acides organiques, aldéhydes (Kichner et al., 1985).

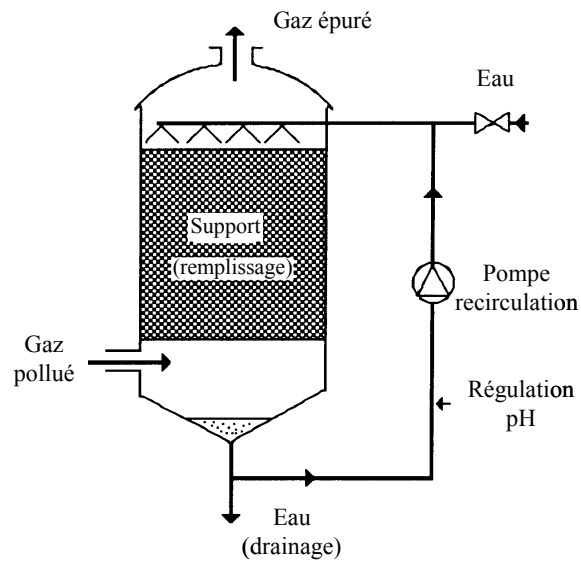
4.2. Le lit bactérien ou filtre percolateur

Dans un filtre percolateur (figure 9.4.2), la phase aqueuse est mobile et permet l'absorption des polluants à traiter et de l'oxygène ainsi que leur transport jusqu'aux microorganismes. Ces derniers, qui oxydent les molécules odorantes, colonisent le support par un biofilm qui peut atteindre quelques millimètres d'épaisseur.

Le matériau support utilisé est synthétique : céramiques, plastiques, verres (Ottengraf, 1986a). Il doit permettre une distribution la plus uniforme possible de l'eau dans la colonne, la qualité du transfert de masse de la phase gazeuse vers la phase liquide dépendant en grande partie de la surface mouillée du garnissage. Il doit également posséder un degré de vide suffisant pour permettre le passage du gaz sans induire des pertes de charge trop élevées (Ottengraf, 1987).

Afin de diminuer les risques de colmatage liés à un développement anarchique du biofilm, il est recommandé de limiter la croissance de la biomasse (Loy et al., 1998). A l'échelle industrielle, l'excès de biomasse est généralement éliminé par lavage à contre-courant (Alonso et al., 1997).

Le garnissage étant inerte, un apport minéral (N, P, K, et oligo-éléments) dans la solution aqueuse est mis en oeuvre. Par ailleurs, comme pour le biolaveur, la circulation continue en eau dans le réacteur présente l'avantage de permettre une bonne régulation du processus et s'avère



particulièrement intéressante dans le cas d'une biodégradation de composés générant des sous produits inhibiteurs (acides par exemple) (Diks and ottengraf, 1991b ; Cox and Deshusses, 1998).

Figure 9.4.2: Schéma illustrant le principe du lit percolateur.

4.3. Le biofiltre

Elle est, à ce jour, la technique biologique ayant fait l'objet du plus grand nombre d'applications industrielles. Aussi, les principales caractéristiques de ce procédé sont-elles détaillées ci-dessous.

4.3.1. Le procédé

Les premières applications spécifiques des procédés biologiques au traitement des effluents gazeux sont apparues entre 1920 et 1950 (Van Groenestijn et Hesselink, 1993). Il s'agissait de biofiltres de lit de terre, à ciel ouvert, traitant des effluents odorants.

Les générations actuelles de biofiltres (biofiltres clos), qui maintenant remplacent largement les biofiltres ouverts, permettent d'obtenir des abattements plus importants, grâce à une meilleure maîtrise des paramètres opératoires et en particulier du taux d'humidité.

La biofiltration (Figure 9.4.3) est une technique caractérisée par sa relative simplicité de mise en œuvre. En effet, cette technique consiste à forcer le passage du gaz à traiter au travers d'un matériau de garnissage colonisés par les micro-organismes épurateurs et maintenu à un taux d'humidité optimal.

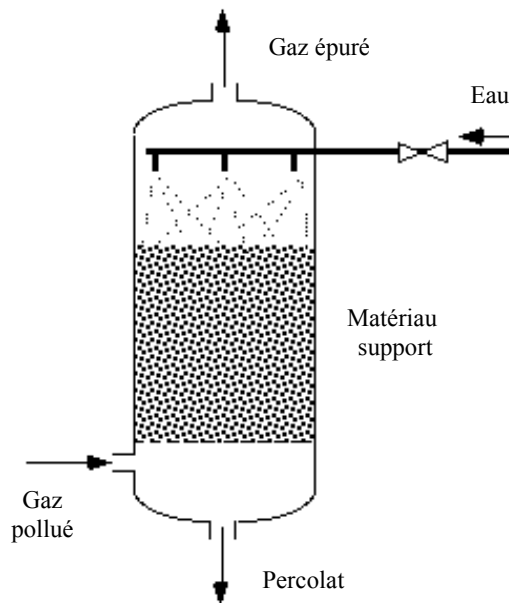


Figure 9.4.3: Schéma illustrant le principe de fonctionnement d'un biofiltre

Les microorganismes peuvent provenir du matériau filtrant, d'une suspension de boues activées ou d'un inoculum spécialisé introduits avant la mise en route du biofiltre (Jorio et Heitz, 1999). L'inoculation du matériau filtrant avec une microflore complexe acclimatée aux polluants est une pratique courante qui permet d'accélérer le démarrage du biofiltre (Leson et Smith, 1997). Les boues activées issues de stations d'épuration des eaux usées sont aussi très souvent utilisées. Elles renferment une grande diversité de microorganismes (Amann et al., 1995) potentiellement capables de dégrader une large variété de polluants.

De plus, l'acclimatation des boues peut s'effectuer de façon contrôlée en laboratoire. Dans la majorité des cas après l'acclimatation, et compte tenu des origines de l'inoculum évoquées plus haut, un consortium de micro-organismes est sélectionné. Le fait de sélectionner une diversité de bactéries est favorable au traitement d'effluents gazeux, eux-mêmes souvent complexes et hétérogènes. Si certains auteurs ont montré, lorsque les polluants sont moyennement ou difficilement biodégradables, qu'un enrichissement bactérien impliquant des souches pures caractérisées par leur capacité à dégrader un polluant cible est efficace (Cox et al, 1997 ; Ottengraf et al., 1986), d'autres (Swanson et Loerh, 1997) ont contesté l'intérêt de cette approche. La souche inoculée doit effectivement non seulement présenter la capacité de dégradation des polluants introduits au sein du réacteur mais aussi rester écologiquement viable et active (Fanlo et al., 1998 ; Massol-Deya et al., 1997).

Afin d'optimiser les mécanismes de transfert de gaz et d'adsorption, certains paramètres doivent être pris en compte lors de la mise en œuvre du biofiltre.

4.3.2. Paramètres opératoires

4.3.2.1. Le matériau de garnissage

Plusieurs types de matériaux sont utilisés comme support de biofiltration. Le choix du matériau est un paramètre clé pour la durée de vie du réacteur, le développement microbien, l'efficacité de traitement et le coût du procédé. Le choix du matériau support se base par conséquent sur l'examen de critères hydrodynamiques, biologiques, physico-chimiques, et économiques.

La nature du matériau support (organique ou inorganique) ainsi que sa taille ont une incidence directe sur la résistance mécanique du support face à des débits de gaz élevés ($1000-100000 \text{ Nm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$). Si le matériau est constitué de particule trop fines, il peut être à l'origine de problèmes de colmatage. Aussi, des additifs tels que les billes de verre ou des copeaux de bois peuvent-ils être mélangés au matériau. Par conséquent, il possède un comportement hydrodynamique adapté.

La capacité de rétention d'eau constitue également un paramètre important pour le développement et le maintien du biofilm.

La porosité permet d'augmenter non seulement la surface spécifique et les propriétés sorptives du matériau support mais également offre des habitats privilégiés et diversifiés qui favorisent la colonisation par les microorganismes.

Les aspects économiques ne pouvant pas être négligés, le coût du matériau, ainsi que son espérance de vie doivent également être considérés.

Pour répondre à toutes ces attentes, la composition du matériau support peut être complexe. Les matériaux les plus couramment utilisés sont :

De la tourbe ou du compost comme support de base.

-Du charbon actif comme agent tampon vis à vis des fluctuations de concentrations en polluants en entrée du réacteur.

-Du Maerl (*Lithothamnium calcareum*) ou du calcaire pour tamponner la production d'acides.

Des boues granulées issues de station d'épuration ont été également utilisées comme garnissage de biofiltre pour le traitement simultané d'ammoniac et d'hydrogène sulfuré (Turgeon et al., 1997).

Des travaux visent à améliorer ou à mettre au point un matériau adapté à la biofiltration, étant donné que la nature de celui-ci influe largement sur les performances du système (Oh and Choi, 2000).

4.3.2.2. Paramètres physico-chimiques

Les principaux sont donnés ci-après.

1. Le taux d'humidité

Le taux d'humidité au sein du biofiltre (généralement 50 à 60% en poids) constitue le facteur qui a le plus grand impact sur l'activité de dégradation et par conséquent sur le fonctionnement et l'efficacité du biofiltre (Leson and Winer, 1991). D'une part, les micro-organismes se développent dans la phase liquide. D'autre part, un taux d'humidité important permet d'augmenter la solubilisation ainsi que le temps de séjour des composés au sein du biofiltre (Hodge et Devanny, 1995) favorisant ainsi l'activité microbienne de dégradation.

La régulation du taux d'humidité se fait aussi bien en humidifiant l'air entrant dans le réacteur qu'en utilisant un arrosage de surface à l'aide d'asperseurs. Le taux d'humidité préconisé est généralement évalué à 50% de la capacité de rétention du matériau (Devigny et al., 1999).

2. Equilibre nutritionnel et contrôle du pH

Pour de faibles charges en composés odorants, les nutriments nécessaires aux micro-organismes sont généralement présents en quantité suffisante dans les garnissages usuels de biofiltres. Pour des charges élevées, et dans le cas de l'utilisation de matériaux synthétiques, un apport en minéraux via la solution d'humidification est souvent nécessaire. Par ailleurs, la plupart des biofiltres sont conçus pour fonctionner dans une gamme de pH proche de la neutralité comprise entre 6 et 8.

3. Contrôle de la Température

La plupart des biofiltres fonctionnent avec des communautés microbiennes se développant dans une gamme de températures de 20 à 45°C (Lee et al., 1996). C'est pourquoi il est recommandé de maintenir la température du flux d'air pollué entrant dans le réacteur entre 20 et 40°C. Néanmoins, dans cette gamme de températures, l'activité enzymatique augmente avec la température.

4. Pré-traitement des gaz

Il est parfois nécessaire d'envisager une préfiltration du gaz et plus particulièrement lorsque la concentration en poussières et aérosols est supérieure à 10-20 mg. m⁻³ (Dharmavaran et al., 1993).

4.3.2.3. Bilan

Les conditions typiques de fonctionnement d'un biofiltre sont résumées dans le tableau suivant.

Paramètre	Valeur
Hauteur du biofiltre	1 m
Surface	1 - 3000 m ²
Débit	50-300 000 m ³ . h ⁻¹
Degré de vide du filtre	0,5
Temps de séjour	15-60 s
Perte de charge	0,2 - 1cm de colonne d'eau (max. 10 cm)
Concentration en polluant	0,01 - 5 g. m ⁻³ air
Température	15 - 30°C
Humidité de l'air entrant	> 98%
% d'humidité du support	60% en masse
pH	6 - 8

Tableau 9.4.3 : Conditions opératoires typiques d'un biofiltre (Deshusses, 1994).

Le coût d'installation d'un biofiltre dépend du volume du gaz à traiter, de la nature et de la concentration en polluants, de la localisation de la source de pollution, des équipements et unités nécessaires pour le prétraitement de l'air en amont du biofiltre auxquels se rajoutent des éléments périphériques (canalisations, filtres, échangeurs, ventilateurs...). Les coûts de fonctionnement d'une unité de biofiltration dépendent de la consommation énergétique, de la nature du matériau filtrant et de sa durée de vie, de la consommation d'eau et d'éléments nutritifs et de la maintenance des différents équipements de l'unité.

Même si chaque installation répond à des critères spécifiques (nature de l'effluent gazeux à traiter, localisation de la source de pollution, critères inhérents au site industriel), toute installation de biofiltration se doit de respecter les différents points discutés ci-dessus.

4.4. Exemples d'applications industrielles

Ce chapitre présente quelques exemples d'application de traitement par biofiltration d'effluents gazeux malodorants générés par les industries de fabrication d'huiles végétales, de déchets d'animaux, les déjections animales, le compostage de boues de station d'épuration et les eaux usées.

4.4.1. Traitement des odeurs émises par la production d'huiles végétales

Dans le domaine de l'agro-alimentaire, le secteur des corps gras et plus particulièrement la production d'huiles végétales, génère des nuisances olfactives.

La production de corps gras d'origine végétale est réalisée à partir de graines ou de fruits oléagineux. Les graines oléagineuses telles que le tournesol, le colza, le lin et le soja représentent les principales matières premières.

Les huiles végétales sont généralement obtenues suivant des schémas de fabrication incluant deux étapes essentielles :

la pression ;

l'extraction.

Cette activité est appelée couramment la trituration.

Les principales graines triturées en France sont le tournesol (42% en poids de l'ensemble des graines triturées), le colza (41%) et le soja (16%). Les principaux tritrateurs en France sont localisés dans le Nord, l'Ouest et le Sud-Est du territoire national (Rapport ITERG, 2001).

Lors de la trituration des graines oléagineuses, différentes étapes sont susceptibles de générer des odeurs. Il s'agit :

des étapes de traitement de la graine (cuisson et pression),

des étapes de traitement des tourteaux (séchage et refroidissement).

Les effluents gazeux provenant de la désolvantisation et de la distillation sont introduits dans une colonne de lavage d'huile minérale destinée à diminuer leur teneur en hexane (étape d'absorption). Une forte émission d'odeur en sortie de cette colonne de lavage est observée (Rapport ITERG, 2001).

L'efficacité d'abattement d'odeurs d'un biofiltre traitant les effluents gazeux provenant de la production d'huiles végétales est contrôlée ; les résultats sont donnés ci-dessous.

Le système est composé d'une chambre collectrice, d'un laveur et d'un biofiltre (système Bioton® de Waterleau) couvert suivi d'un ventilateur et d'un silencieux (Figure 9.4.4).

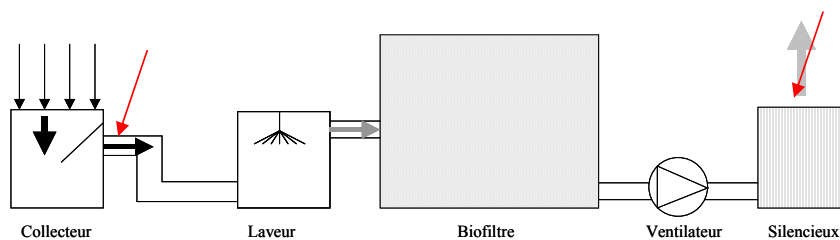


Figure 9.4.4 : Schéma de l'installation. —→ Piquages en amont et en aval du biofiltre.

Le débit sec normalisé de l'air a été mesurée en amont du laveur et a été estimée à $41,6 \text{ Nm}^3/\text{h}$. Il est supposé ne pas varier dans le biofiltre fermé garni de compost.

Les abattements physico-chimiques et olfactifs sont donnés dans le tableau ci-dessous :

	Amont biofiltre (mg/Nm^3)	Aval biofiltre (mg/Nm^3)	Rdt (%)
Hydrocarbures aromatiques (benzène, toluène, 1,2,3-triméthylbenzène)	0,058	0,036	39
Hydrocarbures cycliques (cyclohexane, méthylcyclopentane)	29,1	22,8	21,6
Hydrocarbures aliphatiques (pentane, hexane, octane, nonane, décane, 2-méthylpentane, 3-méthylpentane, 2,2-diméthylpentane, 2-méthylhexane, 2,3-diméthylpentane)	146,63	90,45	38,3
Alcools (éthanol, 1-butanol, n-hexanol)	2,9	2,4	16,9
Cétones (acétone)	3,43	0,89	74,1
Aldéhydes (acétaldéhyde, isobutyraldéhyde, 3-méthylbutanal, 2-méthylbutanal, hexanal, heptanal, benzaldéhyde, octanal, nonanal, décanal)	4,35	1,37	68,5
Composés soufrés ou Mercaptans (sulfure de diméthyle, sulfure de carbone, disulfure de diméthyle, méthanethiol, trisulfure de diméthyle)	0,52	0,49	6,2
Autres (2-pentènenitrile, 2-hexènenitrile, 5-méthylhexanenitrile, 4-isothiocyanato-1-butène)	14,5	0,78	94,6
Total Composés organiques	201,47	119,2	40,8
H₂S	2,53	0	100
NH₃	0	0,65	négatif
Odeurs (OU_E/ m³)	231936	39614	82,3

Tableau 9.4.4: Abattements physico-chimiques et olfactifs.

Les mesures de dilution au seuil de perception ont été réalisées selon la norme CEN (EN 13725)

Les composés responsables de l'odeur en aval du biofiltre sont fort probablement les aldéhydes et les mercaptans. Etant donné la concentration en aldéhydes et en mercaptans en aval du biofiltre

(respectivement 1,37 et 0,5 mg/ m³) et l'indice d'odeur de ces composés (autour de 10⁶), il est probable que ces composés contribuent à l'odeur résiduelle émise par le biofiltre.

Le remplacement du matériau support dans les 30 jours qui ont suivi ces mesures ont permis d'obtenir un taux de réduction des odeurs de 97%.

4.4.2. Traitement des odeurs émis par la production et l'incinération de farines animales et graisses

L'équarrissage fait partie des activités industrielles dont la pollution olfactive est source de gêne importante, par nature même de la matière à traiter. Depuis plus d'une dizaine d'années, afin d'être en adéquation avec la réglementation environnementale et de répondre à des plaintes fréquentes du voisinage, les industriels ont entrepris des investissements sur des installations de traitement des odeurs.

La société Ferso Bio (47) (Figure 9.4.5), spécialisée dans l'équarrissage, la collecte de cadavres d'animaux et de déchets d'abattoirs du Sud-ouest (8% du tonnage national) ainsi que dans la production et l'incinération de farines animales et de graisses a mis en œuvre un dispositif pour traiter la nuisance olfactive.



Figure 9.4.5: Vue du site de la société FERSO BIO

Les gaz sont captés directement, la capacité nominale de 180000 m³ / h. Deux catégories d'effluents sont captés :

Les gaz d'ambiance ;

Les gaz chauds captés à la source (25% du volume)

Des Extracteurs-Aérocondenseurs (4) sont utilisés pour condenser les buées de cuisson. La part condensable est traitée par une station d'épuration, les incondensables sont traités par le biofiltre.

Les principales caractéristiques du biofiltre sont données ci-dessous :

En amont du biofiltre, des laveurs-ventilateurs $P_{\text{totale}} = 260$ kW au nombre de 3 sont mis en œuvre, le débit de l'effluent gazeux en entrée du biofiltre étant de $200\,000$ m³/h.

Le biofiltre (2 caissons (2/3-1/3)) a une section de 1720 m². Il est garni par un mélange de tourbe et bruyère, le volume occupé par le matériau support étant de 1350 à 2100 m³.

Les abattements physico-chimiques et olfactifs sont donnés dans le tableau ci-dessous :

	Amont biofiltre (mg/Nm ³)	Aval biofiltre (mg/Nm ³)	Rdt (%)
H ₂ S	2,5	0,5	80
CH ₃ SH	1,4	0,7	50
2-propyl mercaptan	0,6	0,4	33,5
NH ₃	15	0,4	97,5
Aniline	0,5	0,4	20
COV	25	3,1	87,6
Méthane	5,5	4,7	14,5
Odeurs (UOS)	23400	5000	79

Tableau 9.4.5 : Abattements physico-chimiques et olfactifs.

Les principaux avantages sont les suivants :

Le taux d'abattement des odeurs est satisfaisant (80%).

L'essentiel des déchets est recyclé en interne.

Sur le plan économique,

Les coûts d'investissement sont élevés.

Les frais de fonctionnement sont faibles.

La maintenance quotidienne et hebdomadaire nécessite un salarié à mi-temps.

Pour plus de renseignements, personne à contacter : **Jérôme JOLY** (j.joly@fersobio.fr)

4.4.3. Traitement des odeurs émises par l'incinération de déchets animaux

Sur les différentes installations de biodésodorisation sur un site de traitement de déchets animaux, les rendements d'abattement olfactif sont compris entre 80 et 90%.

Les niveaux olfactifs habituellement observés lors des prélèvements de surface varient de 1000 UO. m⁻³ à 2 à 3000 UO. m⁻³ dès lors que la concentration en composés soufrés réduits dans l'effluent en sortie de l'installation de traitement est supérieure à 1 mg. m⁻³.

Les niveaux d'entrée sont extrêmement variables et peuvent atteindre plusieurs dizaines de milliers d'UO. m⁻³ à 100000 UO. m⁻³.

4.4.4. Traitement des odeurs émises par l'élevage porcin

Dans le secteur agricole, l'industrie de la production porcine génère des nuisances olfactives et la gestion de cette pollution est à l'ordre du jour. La production porcine a connu un essor considérable au Québec et le nombre de porcs a presque triplé au cours des 25 dernières années. Cette évolution a entraîné des surplus de lisier à évacuer par rapport aux superficies disponibles pour l'épandage. De plus, il est reconnu que le lisier peut générer une pollution des eaux, de l'air et du sol. Cette production porcine génère des effluents gazeux malodorants provenant principalement des bâtiments de production, de l'entreposage et l'épandage du lisier de porc. En considérant l'intensité et la durée des émissions d'odeurs, la pondération des sources d'odeurs proposée pour le Québec est de 20% pour le bâtiment, 10% pour l'entreposage, 5% pour la reprise et 65% pour l'épandage (O'Neill et Stewart, 1985; Héduit, 1989; Buelna et al., 1993).

La principale source d'odeur au niveau des installations porcines provient des déjections et de leur gestion. Les principaux composés identifiés sont le méthane, le dioxyde de carbone, l'ammoniac et l'hydrogène sulfuré (Lee, 1976; McQuitty et al., 1983; Lasbleiz, 1989). En fonction de leur seuil de détection et leur caractère olfactif, l'ammoniac et l'hydrogène sulfuré ont été identifiés comme étant des bons indicateurs pour le contrôle des odeurs émises lors du traitement du lisier de porc (Pain et al., 1990, Martin et Laffort, 1991).

Le durcissement des normes environnementales et la sensibilisation sans cesse croissante du public aux problèmes environnementaux ont entraîné le développement, dans différents pays, d'une recherche particulièrement active visant à mettre en œuvre des techniques de traitement du lisier. Parmi celles-ci, le procédé de biofiltration sur support organique (BIOSORMD-Lisier) constitue une technologie très prometteuse pour le traitement des effluents liquides et gazeux permettant de réduire globalement (bâtiment, entreposage, épandage) la problématique odeur à la ferme.

Le système de biofiltration sur support organique constitue un procédé de traitement simultané AIR/EAU (Buelna et al., 1997) pour la gestion globale des effluents d'élevage porcin. Le principe du procédé consiste à faire passer les effluents liquides (lisier) et gazeux (air vicié) à travers un biofiltre garni d'un support organique (mélange de tourbe, copeaux, écorces, etc.). Les polluants sont principalement dégradés en CO₂ et H₂O par l'activité de microorganismes ayant colonisé le support. Les constituants des supports organiques, particulièrement la lignine et les acides organiques, possèdent de nombreux groupes fonctionnels polaires : alcools, phénols, aldéhydes, cétones, acides, éthers. Ce caractère polaire lui confère une bonne capacité d'adsorption pour des molécules organiques (Coupal et Lalancette, 1976).

Compte tenu du potentiel de cette technologie, des travaux de recherche et développement à grande échelle ont été réalisés sur un site d'élevage porcin de type naisseur-finiisseur (150 truies) situé à l'Île d'Orléans (Québec, Canada) par la mise en œuvre d'un biofiltre industriel. L'ammoniac (NH₃), l'hydrogène sulfuré (H₂S) et l'intensité de l'odeur ont fait l'objet d'un suivi rigoureux afin d'établir la performance de désodorisation du système de biofiltration (Buelna et Turgeon, 2004).

Les caractéristiques de la désodorisation sont les suivantes :

Traitement des effluents liquides et gazeux d'une ferme porcine de 150 truies. La production de porcs est de 3000 par an.

La figure suivante montre que le traitement du lisier de porc est réalisé selon différentes étapes :

séparation des fractions liquide et solide dans un décanteur-digesteur de 1200 m³ de volume.

Stabilisation et désodorisation des boues (20% du volume total de lisier) par digestion anaérobie.

La fraction liquide résiduelle (80%) est dirigée vers un préfiltre de protection. Par la suite, cette fraction est pompée à la surface d'un biofiltre primaire.

A l'issue du biofiltre primaire, les eaux de percolation sont traitées par un biofiltre de polissage.

L'eau traitée est stockée dans un réservoir de 2600 m³, elle est destinée à l'entretien des caniveaux et à l'irrigation.

L'air vicié du bâtiment de production est dirigé à la base des deux biofiltres. Les principales caractéristiques de ces biofiltres sont données ci-dessous :

Année de construction : 1997

Débit de gaz : jusqu'à 15 000 m³/h

Un biofiltre primaire de 400 m³ garni d'un matériau organique multicouche (copeaux de bois, tourbe, écorces) et fonctionnant à contre-courant de la fraction liquide

Un biofiltre de polissage de 160 m³ garni d'un matériau organique et fonctionnant à contre-courant des eaux de percolation issues du biofiltre primaire

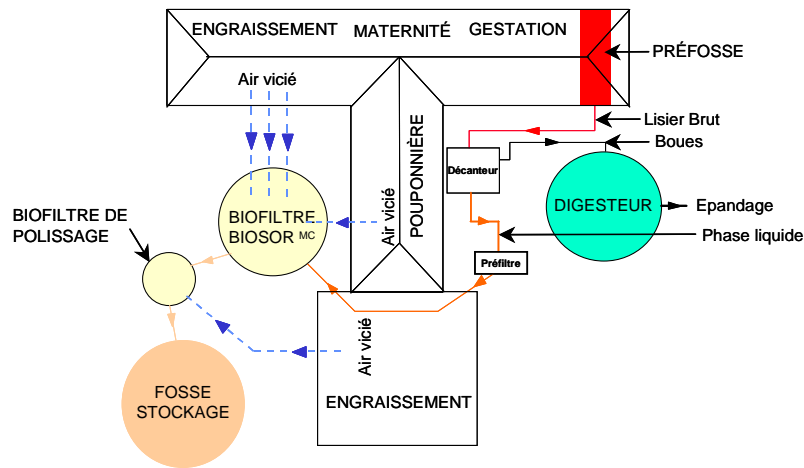


Figure 9.4.6 : Schéma du procédé BIOSOR^{MD}-Lisier (Porcherie Orléans inc.) (Buelna et Turgeon, 2004).

Les résultats d'analyses (Février 2003) sont donnés dans le tableau 9.4.6.

		Amont biofiltres (mg/Nm ³)	Aval biofiltres (mg/Nm ³)	Rdt (%)
Eté	H ₂ S	0,05	Non détecté	> 99
	NH ₃	1,66	0,08	> 95
	Odeurs (éq. ppb n-butanol)	5270	850	84
	H ₂ S	0,3	Non détecté	> 99

Hiver	NH ₃	5,1	0,05	> 98
	Odeurs (éq. ppb n-butanol)	12170	2200	82

Tableau 9.4.6: Performances des biofiltres (Buelna et Turgeon, 2004).

En dépit des variations de température et de charge polluante, les performances des biofiltres ont été maintenues pendant 6 années et sont supérieures à 95% pour le NH₃. Les pourcentages d'abattement de l'hydrogène sulfuré sont supérieurs à 99%. L'air ambiant de la ferme est caractérisé par une forte intensité, l'odeur étant qualifiée de dérangeante voire inacceptable. L'air sortant des biofiltres procure une légère impression olfactive qui est qualifiée d'acceptable. De plus, l'air traité par biofiltration possède une odeur de terre humide (odeur caractéristique de la tourbe).

Concernant le traitement du lisier, les résultats des mesures sensorielles montrent également une nette différence entre le lisier brut et le lisier traité. Le dispositif mis en œuvre a permis de réduire l'intensité d'odeur de plus de 4000 éq. ppb n-butanol à environ 600 éq. ppb n-butanol. De plus, le lisier brut dont l'odeur est qualifiée d'inacceptable est désodorisé pour atteindre un niveau acceptable. L'odeur de l'eau traitée à l'issue du traitement possède également une senteur de terre humide (tourbe).

Les résultats obtenus lors du suivi à long terme de la performance épuratoire de la technologie (6 années), montrent que le procédé développé par le CRIQ constitue un système de traitement simple, efficace et adapté aux besoins des entreprises agricoles ce qui constitue un atout important pour l'évolution de cette industrie dans le cadre du développement durable.

Pour plus de renseignements, personnes à contacter : **Nicolas Turgeon** et **Gerardo Buelna** (gerardo.buelna@criq.qc.ca); Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ) ; 333, rue Franquet ; Sainte-Foy (Québec) ; Canada G1P 4C7

4.4.5. Traitement des odeurs émises par les stations de traitement d'eaux usées urbaines

Si les stations d'épuration contribuent à la protection de l'environnement en rejetant l'eau assainie dans la nature, leurs activités peuvent être génératrices de mauvaises odeurs. La Direction Technique de SAUR a développé un nouveau procédé de désodorisation biologique : le Lanodor®. Il permet le prétraitement des effluents gazeux à fortes teneurs en hydrogène sulfuré rencontrés notamment dans les conduites de ventilation des équipements de déshydratation des boues.

Lanodor® met en œuvre la biofiltration comme procédé de désodorisation biologique. Les molécules odorantes sont dégradées lors de leur transit à travers un filtre biologique sur lequel sont immobilisés des micro-organismes. Celles-ci ont besoin pour se développer d'une teneur optimale en humidité et d'un apport en nutriments et en oligo-éléments. Ces besoins nutritifs sont assurés par la présence de pouzzolane, le matériau filtrant, qui sous l'action de l'acidité produite par l'oxydation de l'hydrogène sulfuré, libère de l'azote, du phosphore et des oligo-éléments. L'arrosage cyclique garantit des conditions de vie optimales des micro-organismes et assure l'évacuation des sous-produits d'oxydation.

Un exemple d'utilisation de ce procédé est donné par Fanlo et al. (sous presse).

4.5. Conclusion

Parmi les différentes techniques biologiques existantes, la biofiltration est à ce jour, celle ayant fait l'objet du plus grand nombre d'applications industrielles. De plus, de nombreux travaux réalisés en laboratoire en termes de caractérisation des communautés microbiennes impliquées permettent de mieux cerner les mécanismes biologiques de dégradation des polluants, l'ensemble de ces données constituant des informations primordiales pour contrôler et maîtriser ce procédé sur site industriel.

Néanmoins, les deux autres procédés biologiques que sont les lits bactériens et les biolaveurs, bien qu'encore peu répandus à l'échelle industrielle, tendent à se développer dans la mesure où ils peuvent bénéficier de l'expérience acquise avec le lavage physico-chimique et des connaissances plus récemment établies en matière de biotechnologies et d'écologie microbienne.

Références

- Alonso, C., Suidan, M.T., Sorial, G.A., Smith, F.L., Biswas, P., Smith, P.J., and Brenner, R.C., (1997), Gas treatment in trickle-bed biofilters – Biomass, how much is enough. *Biotechnology and Bioengineering*, 54, 6, 583-594.
- Brandy, J., Fanlo, J.L., and Le Cloirec, P., (1995), Deodorization of gaseous emissions by a bioscrubber. *J. Odours and VOC's*, 1, 3, 192-197.
- Buelna G., Caouette P. et Pigeon S. (1993). Désodorisation des lisiers : Étude comparative des principales technologies existantes à l'aide des bilans et selon une approche intégrée. *Sciences et techniques de l'eau*, Vol. 26, no 4, novembre 1993.
- Buelna G., Dubé R., Michel M.-C., Turgeon N., Bernard Y., Lessard P. (1997). Traitement global du lisier de porc par le procédé de biofiltration BIOSORMC-Lisier. 20e Symposium AQTE/AESEQ, Montréal, 19-20 novembre 1997.
- Buelna G. et Turgeon N. (2004). Désodorisation du lisier de porc par le procédé BiosorMD-Lisier. *Vecteur-Environnement*, 37, 55-60.
- Coupal B., Lalancette J.M. (1976). The Treatment of Wastewaters with Peat Moss. *Water Research*, 10, 1071-1076.
- Cox, H.J., Moerman, R.E., Van Baalen, S., Van Heiningen, W.N.M., Doddema, H.J., and Harder, W., (1997), Performance of a styrene-degrading biofilter containing the yeast *Exophiala jeanselmei*. *Biotechnol. Bioeng.*, 53, 3, 259-266.
- Cox, H.J., and Deshusses, M.A., (1998), Biological waste air treatment in biotrickling filters, *Curr. Opin. Biotechnol.*, 9, 3, 256-262.
- Deshusses M.A., Biodegradation of mixtures of ketone vapours in biofilters for treatment of waste air, Ph.D thesis, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, 1994.
- Diks, R.M.M., and Ottengraf, S.P.P., (1991a), Process engineering aspects of biological waste gas purification, *Intern. Symposium Environ. Biotechnol.*, Ostende, Belgique, 353-367.
- Diks, R.M.M., and Ottengraf, S.P.P. (1991b), Verification studies of a simplified model for the removal of dichloromethane from waste gases using a biological trickling filter, *Bioprocess Eng.*, 6, 3, 93-99.
- Fanlo, J.L., Martin, G., Degorce-Dumas, J.R., Bioépuration des composés organiques volatils. In : Le Cloirec P (1998). *Les composés organiques volatils (COV) dans l'environnement*. *Technique & Documentation-Lavoisier*, Paris, France, 573-582.
- Fanlo, J.L., ...Guide Odeurs ADEME, sous presse.
- Héduit, M., (1989). Pays-Bas : l'environnement en marche. *Techni-Porc* 12, 2, 21-31.
- Hodge, D.S., Devinsky, J.S., (1995). Modeling removal of air contaminants by biofiltration. *J. Environ. Eng.* 121, 1, 21-32.
- Institut des Corps Gras-ITERG., (2001). Caractérisation des odeurs émises par l'agro-industrie et détermination des traitements appropriés. Rapport final. Convention ADEME N°99 74 106 et Convention ACTIA N°99.28.
- Jorio, H., and Heitz, M., (1999). Traitement de l'air par biofiltration. *Can. J. Eng.* 26, 4, 402-424.

- Kichner, K., Kramer, P., and Rehm, H.J., (1985), Absorption and oxidation of pollutants using bacterial cultures (monocultures). *International Chemical Engineering*, 25, 428-435.
- Lasbleiz M. (1989). Étude des procédés physico-chimiques d'épuration du lisier de porc, Thèse de Doctorat, Université de Rennes, France.
- Lee R.E. (1976). *Air Pollution from Pesticides and Agricultural Processes*, CRC Press inc., Ohio, USA.
- Lee, B.D., Appel, W.A., Walton, M.R., Cook, L.L., (1996). Treatment of methanol contaminated airstreams using biofiltration. *Proceedings of The Annual Meeting & Exhibition of the Air & Waste Management Association*, Pittsburgh, PA.
- Leson, G., and Smith, B.J., (1997). Petroleum Environmental research forum field study on biofilters for control of volatile hydrocarbons. *J. Environ. Eng.* 123, 6, 556-562.
- Leson, G., and Winer, A.M, (1991), Biofiltration : an innovative air pollution control technology for VOC emissions, *J.Air Waste Manage. Assoc.*, 41(8), 1045-1054.
- Loy, J., Hofmann, A., and Egerer, B., (1998), Troubleshooting in industrial bioscrubbers and biotrickling plants in the elimination of odors and VOC's. *Proceedings of the 91st Annual Meeting & Exhibition of the Air and Waste Management Association*, San Diego, California.
- McQuitty J.B., Maclean A.J. (1983). L'effet du fumier dans l'environnement canadien, CNRC, n°18977, Ottawa, Canada
- Massol-Deya, A., Weller, R., Rios-Hernandez, L., Zhou, J.Z., Hickey, R.F. and Tiedje, J.M. (1997) Succession and convergence of biofilm communities in fixed-film reactors treating aromatic hydrocarbons in groundwater. *Applied and Environmental Microbiology* 63,270-276.
- Martin G., Laffort P. (1991). Odeurs et désodorisation dans l'environnement. *TEC et DOC-Lavoisier*, Paris, 452p.
- Oh Y-S and Choi S-C, Selection of suitable packing material for biofiltration of toluene, m- and p-xylene vapors, *J. Microbiol.*, 38(1), 31-35, 2000.
- O'Neill P.H. et Stewart I.W. (1985). State of the Art Report. *The Control of Odour Nuisance from Intensive Livestock Building*. National Institute of Agricultural Engineering, West Park, Silsoe, Bedford, UK.
- Ottengraf, S.P.P., (1986a), *Exhaust gas purification*, Rehm H.J. ; Reed G., Eds, in *Biotechnology*, 8 , VCH Verlagsgesell-sh, Weinheim.
- Ottengraf, S.P.P., Meesters J.J.P., van den Oever, A.H.C., Rozema, H.R., (1986b), Biological elimination of volatile xenobiotic compounds in biofilters. *Bioprocess Eng.*, 1, 61-69.
- Ottengraf, S.P.P., (1987), Biological systems for waste gas elimination. *Trends in Biotechn*, 5, 132-136.
- Pain B.F., Misilbrook T.H. (1990). *Relationships Between Odor and Ammonia Emission During and Following the Application of Slurries to Land*, *Odor and Ammonia Emissions Livestock Farming*, Elsevier applied science, London, UK.
- Paul, E. (1987), Experiences with large-scale biological scrubbers. *Int Meeting Heidelberg*, oral 14.
- Swanson, W.J. and Loerh, R.C., (1997). Biofiltration: fundamentals design and operations principles and applications. *J. Environ. Eng.*, 123, 6, 538-546.

Thalasso, F., L'hermite, P., Hammami, R., Naveau, H.P., and Nyns, E.J., (1991), Reactor design for biological gas treatment using the "mist foam concept", Int. Symp. Environ. Biotech., Ostende, Belgium, part I

Turgeon, N., Fanlo, J.L., Lessard, P., Buelna, G., and Gracian, C., (1997), Traitement de mélanges gazeux odorants (NH₃ et H₂S) par biofiltration sur boues granules, 4th Intern. Congress on Characterization and control of Emissions of Odors and VOC, Montréal, Québec, 222-235.

Van Groenestijn, J., and Hesslink, P.G.M., (1993), Biotechniques for air pollution control. Biodegradation, 4, 4, 283-301.

5. Les procédés émergents

Quelle que soit la méthode utilisée, la dépollution d'effluents gazeux est un processus physico-chimique complexe qui doit prendre en compte la quantité et/ou le débit du gaz à traiter, l'analyse des espèces chimiques présentes à l'entrée et à la sortie, la source d'énergie et le coût du procédé. L'optimisation d'un procédé existant et *a fortiori* la mise au point d'un procédé innovant exigent à la fois un approfondissement des connaissances fondamentales, une série de tests expérimentaux et une instrumentation performante pour le diagnostic et le contrôle.

Actuellement, parallèlement aux techniques traditionnelles, les technologies émergentes dont la photocatalyse et les plasmas froids connaissent un développement et constituent, dans le contexte actuel du marché, un véritable enjeu économique. De plus, dans un avenir proche, une place importante devrait être accordée aux solutions couplant les techniques traditionnelles et les techniques émergentes.

Aussi, est-il intéressant de présenter le principe ainsi que les avantages et les limites liés à la mise en œuvre de ces technologies dans le cadre du traitement des nuisances olfactives.

5.1. Photocatalyse

Le couplage adsorption-photocatalyse fait partie des technologies émergentes dans le domaine du traitement des effluents gazeux.

La technologie de traitement de l'air par photocatalyse associe un semiconducteur à un rayonnement Ultra-Violet de type UVA (320 à 400 nm). Sous l'action de ce rayonnement, le semi-conducteur produit des radicaux très oxydants permettant la destruction des polluants adsorbés à sa surface. Ainsi, le principe de la photocatalyse est d'une part de détruire par oxydation les effluents piégés et d'autre part de régénérer l'adsorbant et le photocatalyseur (Lacombe, 2004).

Cette technologie présente un certain nombre d'avantages :

- Elle est adaptée à un grand nombre de polluants et permet de réduire la plupart des nuisances olfactives.

- Elle fonctionne à température et atmosphère ambiantes.

- Les sources lumineuses (UV proche) sont disponibles à faible coût.

- L'encombrement des installations est faible et leur entretien restreint.

- Les gammes de concentration ($0-30 \text{ g.m}^{-3}$) et de débits ($10-1500 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$) pouvant être traités sont assez larges. Cependant cette technologie est particulièrement recommandée pour le traitement de l'air intérieur (atmosphères confinées : concentrations inférieures à 1 g.m^{-3} , débits faibles).

Les inconvénients de la technique sont essentiellement liés à l'empoisonnement éventuel du matériau photocatalytique par les produits d'oxydation. Il est donc nécessaire de prévoir leur régénération. Par ailleurs, il faut toujours s'assurer qu'aucun produit d'oxydation secondaire, plus

toxique ou nauséabond que les polluants incriminés, ne soit ré-émis à l'atmosphère au cours du processus d'oxydation.

5.1.1. Principe

Cette technique consiste à irradier un photocatalyseur semi-conducteur, le plus souvent à base de dioxyde de titane, en présence des espèces à oxyder, d'air et éventuellement d'humidité.

Dans ces conditions, l'excitation électronique du photocatalyseur, soumis à des rayonnements dont l'énergie est au moins égale à celle de la bande interdite du semi-conducteur, génère une paire électron-trou positif (e^-/h^+) qui présente des propriétés oxydo-réductrices puissantes. Un électron passe de la bande de valence à la bande de conduction à travers la bande interdite, créant un site d'oxydation (un trou h^+) et un site de réduction (un électron e^-). Les trous positifs h^+ (lacune électronique de la bande de valence) réagissent avec les donneurs d'électrons tels que l'eau, les anions OH^- adsorbés et les produits organiques R adsorbés à la surface du semi-conducteur pour générer des radicaux hydroxyles (OH^\bullet) très réactifs ou des radicaux-cations $D^{\bullet+}$ issus du polluant adsorbé en surface (Figure 9.5.1) (Ameta et al., 1999 ; Pichat et al., 1999 ; Yamazaki et al., 2001 ; Lacombe, 2004). L'électron de la bande de conduction est capable de réduire l'oxygène en anion superoxyde $O_2^{\bullet-}$ (Tanaka et al., 1991). Les réactions ultérieures de ces différentes espèces peuvent conduire à la minéralisation des polluants (transformation en dioxyde de carbone, eau et différents oxydes hétéro-atomiques en fonction de la structure du polluant), le plus souvent avec formation intermédiaire de composés partiellement oxydés.

Ces différentes étapes nécessitent donc l'adsorption préalable du polluant et/ou de l'eau sur le matériau photocatalytique.

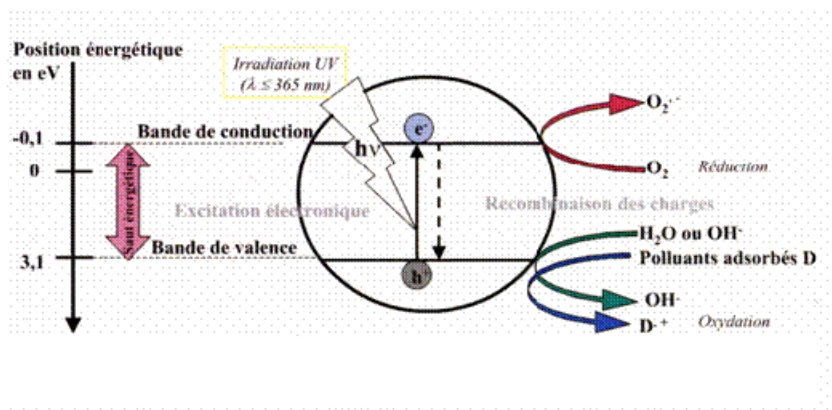
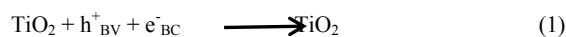


Figure 9.5.1 : Principe de la photocatalyse par le dioxyde de titane (Lacombe, 2004).

(Les niveaux énergétiques sont donnés dans l'acétonitrile par rapport à l'électrode au calomel saturé).

En l'absence d'accepteur et de donneur d'électrons appropriés, on assiste à l'annihilation trou/électron (réaction de recombinaison très rapide de l'ordre de la picoseconde) (Rasaiah et al., 1990):



BV: Bande de valence

BC : Bande de conduction

Cette dernière réaction explique l'importance de l'eau et de l'oxygène dans le processus photocatalytique (Yuksel, 1996). La recombinaison trou/électron est un facteur qui limite l'efficacité de cette méthode car la probabilité de recombinaison est d'environ 99,9%.

5.1.2. Mise en œuvre

La plupart des applications actuelles de cette technologie utilisent le dioxyde de titane TiO_2 sous sa forme anatase comme photocatalyseur. Ce matériau économique, stable et non toxique, se présente commercialement sous forme d'un poudre fine et légère (densité 4 g. ml^{-1}), de faible surface spécifique ($50 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) qui absorbe la lumière dans le domaine des UV proches ($< 365 \text{ nm}$), soit environ 3-4 % de l'énergie solaire.

Ces propriétés impliquent que le matériau en l'état n'est pas facilement mis en œuvre pour le traitement d'effluents gazeux, qu'il est peu adsorbant et difficilement activable par la lumière naturelle. Les principaux travaux de recherche dans le domaine concernent donc :

- l'amélioration de ses propriétés d'absorption de la lumière dans le domaine visible, l'idéal étant de proposer des matériaux directement activables par la lumière solaire ou par des lampes fluorescentes conventionnelles, afin de limiter la dépense énergétique. Les brevets les plus innovants décrivent essentiellement l'élaboration de matériaux améliorés ou des supports pour le photocatalyseur.

- la fixation du dioxyde de titane sur différents supports plus ou moins adsorbants.

Il existe plusieurs méthodes permettant d'augmenter l'activité photocatalytique du dioxyde de titane par activation en lumière visible (Lacombe, 2004).

- L'une des plus connues consiste à doper le TiO_2 avec des ions de métaux de transition (V, Cr, Mn, Fe, Ni...). Ces matériaux modifiés absorbent la lumière visible, mais leur utilisation est limitée du fait de la photocorrosion et de la recombinaison électron-trou très efficace. La sensibilisation du TiO_2 par transfert d'électrons à partir d'un colorant ou d'un complexe métallique est très utilisée en électrochimie, mais n'est pas facilement appliquée à la détoxification photocatalytique en raison de la dégradation du colorant en présence d'oxygène. Par ailleurs, les applications de ce type de matériau se limitent souvent au traitement de solutions aqueuses.

- Une méthode récente et extrêmement prometteuse consiste à doper le matériau avec un hétéroatome (N, S) ou avec du carbone. Ces matériaux peuvent être préparés à partir du dioxyde de titane, bombardé par un plasma d'azote ou d'ammoniac, pyrolysé à la flamme ou recuit en présence d'ammoniac entre 500 et 600°C . Les méthodes de synthèse sol-gel, à température ambiante, de ces matériaux dopés à l'azote, semblent également donner des résultats intéressants.

- L'autre domaine de recherche très actif concerne l'élaboration de matériaux mixtes, à base d'oxydes de silicium et de titane, ou de dioxyde de titane incorporé dans des matériaux adsorbants (zéolites, charbons actifs,...). Ahlstrom, leader en matériaux composites à base de fibres à hautes performances, met au point ce type de produits : TiO_2 avec zéolithe immobilisé sur non-tissé flexible, TiO_2 fixé sur charbon actif avec régénération (Dussaud et Girard, 2005). Les matériaux mixtes $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ sont souvent préparés par procédé sol-gel et utilisés sous forme de film dans les photoréacteurs ou déposés sur différents supports (verre, acier, céramique.....).

5.1.3. Principales applications industrielles

Cette technologie est particulièrement recommandée pour le traitement de l'air intérieur (atmosphères confinées : concentrations inférieures à 1 g.m^{-3} , débits faibles).

Par conséquent, actuellement, les applications de la photocatalyse sont peu nombreuses en ce qui concerne le traitement d'effluents d'origine industrielle.

En France, une installation industrielle expérimentale pour la désodorisation d'effluents gazeux issus d'une station d'épuration des eaux usées fonctionne selon le procédé HDN Technik, mis en œuvre par la société HOBIOFILTER (Lacombe, 2004).

Aux Etats-Unis, la société SEMATECH, en collaboration avec KSE, Inc. et le National Renewable Energy Laboratory, a analysé les paramètres économiques d'une installation de traitement photocatalytique pour des effluents gazeux chargés en COV (acétone, méthanol et isopropanol), d'une unité de nettoyage sanitaire.

La Société PURIFICS propose une technologie de traitement pour la destruction de contaminants dans l'air basée sur le transfert des polluants en solution aqueuse et l'oxydation photocatalytique de ces polluants dans l'eau. En Allemagne, des installations pilote ont été testées pour le traitement d'air contenant des solvants (36000 à $58000 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$), du styrène ($28000 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$) et des gaz d'extraction ($24000 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$), avec des concentrations en polluant comprises entre 150 et 500 mg.m^{-3} . Un pilote mobile pouvant traiter des débits entre 1000 et $4000 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ a également été mis en service. Cependant peu d'informations sur ces différentes installations sont disponibles et les débits annoncés paraissent très importants par rapport aux données connues (Lacombe, 2004).

Ahlstrom propose une couverture composite à base de charbon actif et de dioxyde de titane photocatalytique permettant la destruction des odeurs à la surface des sources émettrices (lagunes, stockage des boues). Le charbon actif est régénéré par photocatalyse, permettant une utilisation prolongée avec une efficacité maximale contre les odeurs générées par les bassins et les déchets (Dussaud et Girard, 2005). La société Ahlstrom expérimente également une couverture des fosses à lisier en partenariat avec l'Institut technique du porc (Guinand et Vallet, 2005). Celle-ci, en alliant le charbon actif et le dioxyde de titane, permet de capter et dégrader les composés odorants tout en laissant « respirer » le lisier.

La photocatalyse pourrait être appliquée au traitement d'effluents gazeux malodorants provenant des unités industrielles d'élevage porcin (Guinand et Vallet, 2005). La conception et la validation d'un prototype de désodorisation par photocatalyse fait l'objet de travaux menés conjointement par l'Ecole Nationale Supérieure de Chimie de Rennes, l'ADEME, l'Institut Technique du porc et la société Ahlstrom. Ce prototype sera inséré dans les cheminées d'extraction d'air des salles d'élevage porcin. La faisabilité de ce procédé a été, dans un premier temps, démontrée en laboratoire. La dégradabilité photocatalytique de composés odorants classiquement rencontrés dans ces effluents : ammoniac, amines, mercaptans, et acides gras volatils a été testée. Pour des flux en polluants à traiter équivalents à des cas réels, les pourcentages d'abattement sont supérieurs à 80%. Après construction d'un pilote semi-industriel et l'évaluation de paramètres opératoires sur la dégradation de molécules modèles (ammoniac et acide butyrique), le système a été validé dans le cadre du traitement d'un effluent réel. L'élimination des principaux composés odorants est le suivant : 35, 60-80 et 70% pour respectivement l'ammoniac, les amines et acides gras volatils et les soufrés totaux. Le rendement olfactif (UO.m^{-3}) est de 30%. A l'issue de cette validation,

l'application de ce procédé en élevage porcin pourrait être envisagée. Ces données ont permis de dimensionner un prototype industriel capable de traiter l'air vicié d'une salle contenant 60 porcs ($500\text{-}5000\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$). Le prototype est actuellement en phase d'optimisation / validation sur site en prenant en compte les données chimiques et olfactométriques (Guinand et Vallet, 2005).

5.1.4. Conclusion

Les recherches dans le domaine de la photocatalyse sont très actives, même si le nombre d'applications au niveau du traitement d'effluents industriels reste limité.

Le défi à relever consiste en l'élaboration de matériaux photocatalytiques performants sous lumière naturelle, suffisamment adsorbants pour piéger les polluants et facile à mettre en œuvre pour le traitement d'effluents gazeux.

5.2. Procédés basés sur l'utilisation des plasmas

Depuis une quinzaine d'années, l'utilisation des plasmas froids, générés par décharges électriques, pour le traitement d'effluents gazeux a été le sujet de nombreuses études consacrées à la destruction des COV et des composés odorants.

5.2.1. Principe

Un plasma froid (ou plasma de décharge) est un gaz partiellement ionisé généré par une décharge électrique dans un gaz situé entre deux électrodes. La tension appliquée et la configuration géométrique des électrodes sont très variables, mais l'effet est toujours de conduire à la cohabitation, dans le même volume, de deux populations de particules (Loiseau, 2004) :

- les particules neutres et les ions, particules lourdes et peu mobiles, restant à une température voisine de la température ambiante (300 à 400 K),

- les électrons, particules légères, donc accélérées par le champ électrique, possédant une distribution de vitesses correspondant à une température effective de 10^4 à 10^5 K (ce qui correspond à une énergie de 1 à 10 eV par électron).

Entre les électrons et les autres particules se produisent des collisions qui peuvent être élastiques et inélastiques mais la décharge reste hors équilibre thermodynamique.

En ce qui concerne la production d'espèces réactives dans une décharge, les collisions inélastiques sont les plus intéressantes, car elles peuvent :

- augmenter, par ionisation, la population électronique et donc entretenir la décharge,

- créer, par dissociation des molécules, des radicaux actifs, susceptibles d'avoir une action chimique importante.

5.2.1.1. Paramètres d'un réacteur à plasma froid

La nature du gaz et sa pression sont des paramètres essentiels. Pour des raisons évidentes de volume à traiter et en raison des débits mesurés sur site industriel, les traitements de dépollution sont réalisés à pression atmosphérique.

Les électrodes peuvent avoir les configurations les plus diverses : plan-plan, pointe-plan ou fil-plan (les pointes ou les fils pouvant être multiples), fil-cylindre ou cylindres coaxiaux. Pour la dépollution de l'air, les géométries multipointe-plan, fil-cylindre ou cylindres coaxiaux sont particulièrement adaptées au traitement des flux. En ce qui concerne le matériau constitutif des électrodes, il importe de prendre en compte sa sensibilité aux radicaux actifs créés par la décharge ainsi que la possible extraction d'électrons secondaires (Loiseau, 2004).

La tension appliquée peut être continue. Cependant, les tensions variables présentent un certain nombre d'avantages qu'il est important de rappeler :

Une tension alternative permet d'insérer entre les électrodes un diélectrique (DBD: Dielectric Barrier Discharge) dont l'effet est d'homogénéiser la décharge au voisinage de sa surface et de limiter les risques de claquage.

Une tension impulsionnelle permet d'injecter dans le gaz une énergie importante dans un temps suffisamment court (décharge puisée) pour éviter le passage à l'arc.

A pression atmosphérique, le niveau de tension nécessaire pour obtenir un plasma froid réactif varie de quelques kV à quelques dizaines de kV suivant le régime de décharge souhaité. La production de radicaux actifs nécessitant une énergie considérable, il est généralement admis que seuls les régimes de streamers ou au-delà (DBD, couronne à pression atmosphérique (corona), "pulsed corona", "arc glissant") peuvent avoir une efficacité suffisante (Loiseau, 2004).

La décharge électrique peut s'obtenir également par un dispositif sans électrodes, sous champ électromagnétique variable de type hautes fréquences (13,56 MHz) ou micro-ondes (2,45 GHz).

5.2.1.2. Effets hydrodynamiques

Aux effets purement électriques et chimiques s'ajoutent les effets hydrodynamiques dus notamment, au "vent électrique" qui brasse les espèces et augmente le volume effectif de réaction si les débits sont faibles. Il est à noter que de trop forts débits ne sont pas souhaitables.

Il convient de noter que le "temps de résidence" optimal du gaz dans la décharge est lié aux réactions chimiques dominantes du processus recherché (Loiseau, 2004).

5.2.2. Les techniques

5.2.2.1. Alimentations électriques

A pression atmosphérique, le régime de décharge « couronne » est préférentiellement utilisé. L'alimentation de la décharge par une haute tension continue a l'avantage du moindre coût, mais son efficacité est limitée. Elle est cependant fréquemment utilisée en laboratoire car les conditions expérimentales sont simplifiées (paramètres extérieurs plus facilement maîtrisables) et l'étude de la cinétique chimique facilitée.

L'avantage de l'alimentation haute tension impulsionnelle (« pulsed corona ») est que la forme, la durée et la fréquence des impulsion est maîtrisable. Les inconvénients sont liés essentiellement au coût et aux difficultés de mise au point.

L'alimentation sinusoïdale, bien adaptée à la DBD, représente un compromis souvent acceptable (en particulier pour la destruction des COV). La présence du diélectrique augmente la réactivité en raison des charges s'accumulant à sa surface. A basse fréquence, on ne peut produire des courants élevés sans risquer le passage à l'arc, alors que les fréquences moyennes (dizaines de kHz)

permettent de l'éviter. Les radio-fréquences (MHz) sont peu utilisées à pression atmosphérique, mais les micro-ondes (GHz) permettent, dans les "plasmatrone", la dissociation des molécules (H_2S , CO_2) en stimulant leur vibration.

L'alimentation triphasée est utilisée dans l'"arc glissant", régime variable où la caractéristique tension-courant est parcourue de façon cyclique par l'effet de la loi de Lenz en utilisant des électrodes profilées non parallèles : un arc en formation est transformé en décharge couronne avant d'être interrompu et remplacé par un autre. Ce procédé a permis d'obtenir de très bons rendements dans l'élimination de H_2S (Loiseau, 2004).

5.2.2.2. Importance du dioxyde de carbone et de l'eau

Plusieurs études montrent que la teneur en CO_2 et en vapeur d'eau d'un effluent gazeux joue un rôle important sur la caractéristique électrique de la décharge. Les concentrations moyennes des effluents industriels (10 % de CO_2 , saturation en vapeur d'eau) permettant l'établissement d'une décharge couronne à moindre coût énergétique. Si le gaz est sec, une humidification améliore généralement le traitement de NO_x et empêche la formation d'ozone par la décharge.

Ces éléments montrent que la connaissance de la cinétique chimique dans les conditions régnant à l'intérieur du réacteur ou à sa sortie est indispensable pour une optimisation de ce procédé (Loiseau, 2004).

5.2.2.3. Diagnostic et contrôle

Dans le cadre d'une recherche en laboratoire, une simulation numérique de la cinétique dans la décharge et en post-décharge est toujours envisageable. Cependant, certaines réactions spécifiques (excitation vibrationnelle des neutres et des ions, réactions de "quenching" désexcitant les molécules par des voies autres que radiatives) demeurent mal connues.

Le recours au diagnostic expérimental est donc nécessaire pour valider la prise en compte de tel ou tel mécanisme dans l'explication des phénomènes observés. Certaines réactions étant très rapides, seule une analyse *in situ* permet de les repérer, sinon de les suivre. On utilise généralement la spectroscopie d'émission ou d'absorption.

5.2.3. Mise en œuvre

Depuis une bonne dizaine d'années, les milieux scientifiques d'abord, industriels ensuite, s'intéressent à la possibilité d'utiliser les plasmas froids pour la dépollution des effluents gazeux. L'idée de base est d'exploiter la réactivité chimique des radicaux et espèces engendrés au sein du plasma pour transformer les molécules polluantes en molécules inoffensives, la réaction se déroulant dans l'air à pression atmosphérique et sans pertes thermiques.

Les polluants visés dans les développements actuels sont essentiellement les oxydes de soufre et d'azote, les COV et les molécules malodorantes. Les résultats expérimentaux acquis lors d'essais en laboratoire mettent en évidence des perspectives prometteuses en matière de traitement de gaz chargés en COV et en composés odorants (Kogelschatz et al., 1988).

Le plasma froid bénéficie d'une grande souplesse d'utilisation par sa facilité d'installation, son adaptabilité en fonction du site, son encombrement au sol faible. De plus, cette technologie peut s'adapter à des débits de gaz très variables.

Néanmoins, la formation de sous-produits pouvant être toxiques est à prendre en compte (Labruno et Rostaing, 1999). De ce fait, le couplage du traitement par plasma froid avec d'autres méthodes physico-chimiques fait l'objet de nombreuses études. La technique la plus prometteuse semble être l'association avec un catalyseur situé en aval ou au contact direct du plasma. Ce couplage peut être intéressant permettant de limiter la formation de sous-produits.

5.2.4. Applications industrielles

La société Paganetti S.A., à Moosch en Alsace, a développé avec le soutien du réseau Novélect un procédé "Electronflux", essentiellement destiné au traitement des nuisances olfactives. Ce procédé s'applique en milieu fermé, c'est à dire soit à l'extérieur du local, en canalisant l'effluent à traiter, soit à l'intérieur, en utilisant le local comme chambre de réaction, ce qui permet d'améliorer la qualité de l'air intérieur et par conséquent les conditions de travail.

Ce procédé a été mis en œuvre au sein d'une station de relevage des eaux usées et pluviales (Le Havre, 76). Celle-ci est en service depuis 1991 et se situe dans un quartier résidentiel. Les nuisances olfactives générées par son activité ainsi que les plaintes répétées des riverains ont incité la municipalité à traiter les effluents malodorants à partir de 1996. L'équipement mis en place traite un débit d'air malodorant de 7 500 m³/h extraits d'un local de 1200 m³ avec un taux de ventilation de 4,5 volumes par heure. Sa puissance électrique totale est de 49 kW, dont 130 W seulement pour les générateurs de plasma. D'après la société Paganetti S.A., l'installation consomme en moyenne 11,5 kW par heure et la maintenance coûte 3812 €HT par an, y compris les consommables.

Une deuxième réalisation de la société Paganetti S.A. concerne un bassin à orage implanté à proximité du port de plaisance, du centre nautique et de la plage de cette même agglomération. Instruite par l'expérience précédente, la municipalité a intégré le système de désodorisation dès la conception de l'ouvrage. La contenance de ce bassin est de 50 000 m³, le débit traité atteint 12 500 m³/h avec un taux de ventilation de l'ouvrage de 0,25 volume par heure. Sa puissance électrique totale est de 64 kW, dont 150 W seulement pour les générateurs de plasma. D'après la société Paganetti S.A., l'installation consomme en moyenne 28,5 kW par heure et la maintenance coûte 5340 €HT par an, y compris les consommables.

Plus récemment, cette technologie a été utilisée pour traiter les effluents malodorants émis par une unité de traitement des produits de curage (Evry, 91). L'unité de traitement des produits de curage consiste à laver les sables avec l'eau épurée de la station d'épuration et par conséquent cette unité permet de séparer les solides selon leur nature (sable, débris végétaux, encombrants) de la phase liquide chargée en matières organiques. Ces sables pourront ainsi être réutilisés comme remblai routier. La capacité de traitement de cette unité est de 17 500 t/an. Le procédé plasma froid traite un effluent gazeux à un débit de 8 500 m³/h extraits du local de 1200 m³ avec un taux de 5 volumes par heure. Sa puissance électrique totale est de 45 kW, dont 200 W seulement pour les générateurs de plasma. D'après la société Paganetti S.A., l'installation consomme en moyenne 11 kW par heure et la maintenance coûte 7630 €HT par an, y compris les consommables.

5.2.5. Conclusion

Le potentiel réactif des plasmas froids (hors équilibre) est particulièrement attractif pour les applications de la dépollution de l'air.

Actuellement, les travaux visant notamment à coupler l'utilisation des plasmas froids avec d'autres technologies permettront à terme d'étendre et de renforcer l'utilisation de ce procédé émergent dans le traitement des odeurs.

Références

- Ameta SC, Ameta R, Vardia J, Ali Z, 1999. Photocatalysis : a frontier of photochemistry. *Journal of India Chemistry Society*, 76:281-287.
- Dussaud J, Girard P, 2005. La photocatalyse: principes et applications aux émissions diffuses. Journées Techniques Nationales, Pollutions olfactives des installations classées : de l'évaluation de la gêne aux techniques de réduction, 8-9 février 2005, Paris, France.
- Guingand N, Vallet C, 2005. Application de la photocatalyse au secteur des élevages porcins. Journées Techniques Nationales, Pollutions olfactives des installations classées : de l'évaluation de la gêne aux techniques de réduction, 8-9 février 2005, Paris, France.
- Kogelschatz U, Eliasson B, Hirth M, 1988. Ozone generation from oxygen and air : Discharge physics and reaction mechanism. *Ozone Science and Engineering*, 10:367-378.
- Labrune P, Rostaing J, 1999. Destruction de COV par plasmas hors de l'équilibre thermique. Actes des conférences du Séminaire Technologies émergentes, Eurodeur-99, 17-18 juin 1999, Paris, France.
- Lacombe S, 2004. La photocatalyse: brevets, tendances et applications. Les Entretiens de l'APESA : Air & Energie, 28-29 avril 2004, Pau, France.
- Loiseau JF, 2004. Plasmas froids et dépollution : inventaire des possibilités. Les Entretiens de l'APESA : Air & Energie, 28-29 avril 2004, Pau, France.
- Pichat P, Mas D, Disdier J, Goutailler G, 1999. Elimination photocatalytique de polluants de l'air. Désodorisation. Actes des conférences du Séminaire Technologies émergentes, Eurodeur-99, 17-18 juin 1999, Paris, France
- Rasaiah J, Hubbard J, Rubin R, Lee SH, 1990. Kinetics of bimolecul recombination processes with trapping. *Journal of Physical Chemistry*, 94:652-662.
- Tanaka K, Capule M, Hisanaga T, 1991. Effect of crystallinity of TiO₂ on its photocatalytic action. *Chemical Physics Letters*, 187:73-76.
- Yamazaki S, Matsunagas S, Hori K, 2001. Photocatalytic degradation of trichloroethylene in water using TiO₂ pellets. *Water Research*, 35:1022-1028.
- Yuksel I, 1996. Photocatalytic degradation of malonic acid in aqueous suspensions of TiO₂ : an initial kinetic investigation of CO₂ photogeneration. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 96:175-180.

6. Choix d'un procédé de traitement

Le tableau 9.6.1 présente les principes, les avantages et les inconvénients des techniques de traitement d'odeurs les plus courantes.

Il convient cependant de noter que l'évolution de la réglementation fait qu'il devient de plus en plus difficile de satisfaire aux normes de rejet par la mise en œuvre d'un procédé unique de traitement. Il devient donc de plus en plus nécessaire de prendre en compte les problèmes de traitement d'effluents gazeux sous l'angle de la mise en œuvre de filières de traitement, c'est à dire de couplage de procédés.

	Principe	Avantages	Inconvénients
Incineration thermique (IT) ou catalytique (IC)	Oxydation thermique Températures élevées : 700-1400°C (IT) 370-480°C (IC) Temps de résidence faible : 0,2-2s	Technique destructive Possibilité de récupération d'énergie.	Opération en continu Coûts d'investissement et d'exploitation élevés Peu rentable pour des effluents dilués <1g/m ³
Adsorption	Transfert des COV par adsorption physique ou chimique Imprégnation chimique possible du garnissage	Simplicité de mise en oeuvre Adaptée à une large gamme de débits Possibilité de traiter des débits intermittents (respirations de bacs de stockage)	Difficile pour composés de faible poids moléculaire (imprégnations nécessaires) Génération de déchets : adsorbants usagés
Lavage	Transfert sélectif des contaminants de la phase gazeuse vers une solution de lavage	Très grande efficacité Adapté aux composés odorants (soufrés, azotés)	Utilisation de réactifs (stockage, coût) Déchets liquides Coûts d'opération élevés
Procédés biologiques	Transfert de polluants et de l'oxygène de la phase gazeuse vers le biofilm Dégradation des contaminants par des micro-organismes	Faible coût d'opération Peu de déchets secondaires	Large superficie parfois requise (biofiltres) Périodes d'arrêt prolongées mal tolérées
Plasmas froids	Création d'une décharge électrique dans le gaz	Coûts de fonctionnement réduits Faible encombrement	Formation de sous-produits pouvant présenter une toxicité
Photo-catalyse	Excitation d'un semi-conducteur par rayonnement UV	Adaptée aux composés odorants Faible encombrement	Formation de sous-produits Nécessité de régénérer périodiquement les catalyseurs

Tableau 9.6.1 : Technologies de traitement des odeurs

L'examen du tableau 9.6.1 permet de rendre compte que certaines techniques de traitement génèrent la formation de polluants secondaires. C'est le cas des procédés récupératifs qui entraînent des rejets solides ou liquides résultant du transfert de phase. Parmi les technologies présentées, les procédés biologiques sont ceux qui engendrent le moins de pollution secondaire.

Suivant les caractéristiques de l'effluent à traiter, certains procédés sont particulièrement indiqués. Ainsi, le choix d'une technique de traitement est motivé par à la fois l'abattement désiré en polluant et les aspects économiques, et nécessite, en toute rigueur, une connaissance de l'effluent à traiter, et en particulier l'obtention des données suivantes :

- l'abattement désiré,
- le débit de gaz à traiter,
- la composition et les concentrations en polluants,
- les fluctuations dans la composition en polluants et en débit de gaz,
- le mode d'opération (continu ou intermittent),
- la température et l'humidité relative du gaz à traiter,
- la teneur en poussières et huiles du gaz à traiter,
- la biodégradabilité des polluants présents.

L'orientation vers un procédé de traitement donné se fait donc au cas par cas. Néanmoins, des indications permettent de mieux cerner, aussi bien les domaines d'application des différentes techniques (figure 9.6.1), que leurs coûts respectifs (figure 9.6.2).

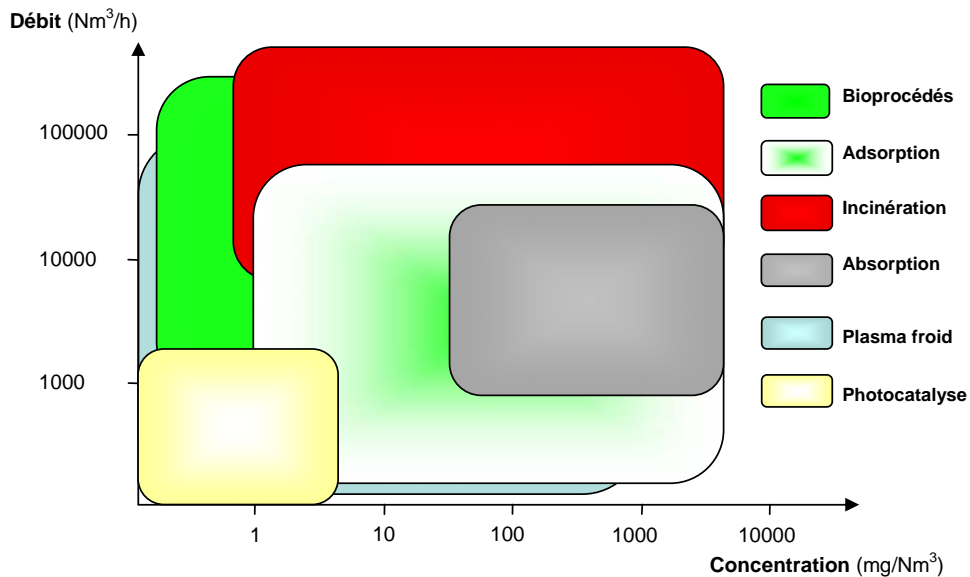


Figure 9.6.1 : Domaines d'application des techniques de traitement d'odeurs

Les domaines d'application indiqués sur la figure 6.1 ne sont donnés qu'à titre indicatif, et il est bien évident que suivant les conditions opératoires (nature du polluant en particulier), les délimitations de ces derniers ne sont pas clairement définies. Néanmoins, la figure 9.6.1 permet de rendre compte de plusieurs points :

En premier lieu, les procédés de traitement sont plus complémentaires qu'antagonistes. En effet, pour une gamme de débits et une teneur donnée en polluants, toutes les techniques ne sont pas applicables, pour des questions de coût et de faisabilité. La méthode qui peut traiter les plus fortes concentrations aux plus forts débits est la technique d'incinération.

D'autre part, les méthodes biologiques sont plus appropriées que les méthodes physico-chimiques pour les gaz à faible teneur en polluant. De plus, ces méthodes biologiques demeurent appropriées au traitement de forts débits de gaz pollué.

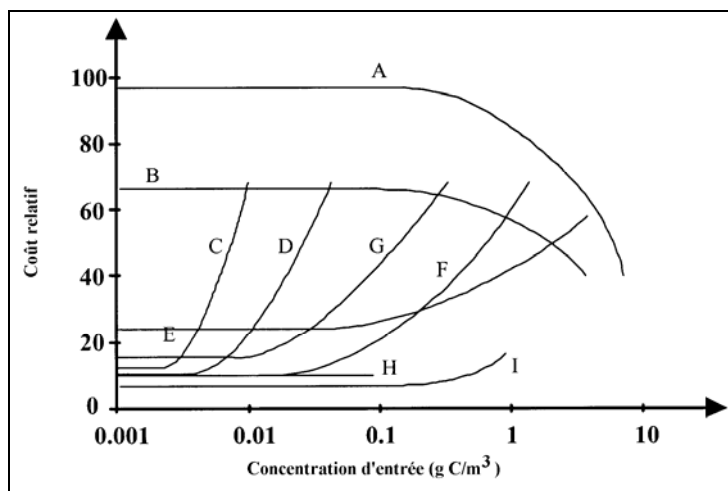


Figure 9.6.2 : Comparaison des coûts relatifs des techniques d'épuration de gaz (Don, 1983)

Débit de gaz fixé à 40 000 m³/h, niveaux de prix de 1982. A) Incinération thermique (avec récupération énergétique) ; B) Incinération catalytique (Récupération énergétique incluse) ; C) Adsorption sur charbon actif (non régénérative) ; D) Adsorption sur charbon actif (régénérative) ; E) Adsorption sur charbon actif avec incinération thermique du charbon ; F) Absorption aqueuse ; G) Oxydation chimique ; H) Biolavage ; I) Biofiltration sur compost.

La figure 9.6.2 a été établie pour un débit de gaz constant de 40 000 m³/h, et le prix a été porté sur une échelle relative. Cette figure illustre que le coût des procédés biologiques est très compétitif pour des concentrations inférieures à 1 g C/m³. Lorsque le procédé de biofiltration est applicable, son utilisation est souvent la solution la plus économique. Pour une même gamme de concentrations, le coût relatif des procédés d'adsorption est intermédiaire, et peut devenir, lors de l'augmentation de la concentration, plus élevé que l'incinération catalytique.

Il faut souligner que si des améliorations constantes sont apportées à l'ensemble des ces techniques (nouvelle conception d'incinérateurs, mise en œuvre de nouveaux matériaux adsorbants, ...), les procédés biologiques, comme les procédés émergents tels que les plasmas froids ou la photocatalyse font l'objet, ces dernières années, d'une recherche particulièrement active visant à élargir leur champ d'application au domaine particulier du traitement des odeurs et des COV. Les procédés biologiques ont en particulier déjà fait preuve de leurs capacités à traiter des débits élevés de gaz contenant des composés odorants avec une efficacité et à un coût d'investissement et de fonctionnement intéressants (Carlson et al., 1966; Leson et al., 1991).

Références

Don J.A., Achtergronden van biologische filters, Colloquium Luchtreiniging met behulp van biofilters, Utrecht, 18 January, 1983.

Leson G. and Winer A.M, Biofiltration : an innovative air pollution control technology for VOC emissions, J.Air Waste Manage. Assoc., 41(8), 1045-1054, 1991.

Carlson D.A. and Leiser C.P., Soil beds for the control of sewage odors, J. Water Pollution Control Fed., 38, 829, 1966.

Chapitre 10

La réduction de la nuisance :

Masquage, Neutralisation et Dilution de l'odeur

1. Généralités

Si la diminution de la nuisance olfactive peut être envisagée par le biais de la réduction de l'émission odorante avec une action en amont (modification d'un procédé) ou en aval (installation d'un dispositif de désodorisation), il est également possible d'assurer un meilleur confort olfactif sans avoir recours aux actions précitées. En effet, malgré l'impact olfactif d'une émission malodorante peut être limitée voire fortement diminuée par l'action de produits appelés « masquants » ou « neutralisants » qui ont une action sur la perception et donc sur la nuisance. Il en est de même des procédés qui consistent à diluer l'atmosphère odorante pour diminuer son intensité même si la quantité de polluants rejetés reste équivalente.

Contrairement aux actions de réduction à la source, décrits dans le chapitre 9, les actions de réduction de la nuisance interviennent directement sur l'atmosphère odorante et la façon de la gérer pour en modifier sa perception. A ce titre, certains épandages de produits dits neutralisants sur des déchets peuvent inclure une action bactéricide. Dans un tel cas, le produit a pour objectif de bloquer certains processus de fermentation responsables de la production de composés odorants et donc de la nuisance. De ce fait, la neutralisation de l'odeur est plutôt la résultante d'une action à la source et non pas une façon de modifier la perception d'une pollution existante. L'utilisation d'inhibiteurs de développement bactériologique pourrait paraître séduisante en tant qu'action à la source pour « neutraliser » l'émission d'odeurs mais une telle action empêche également le bon fonctionnement des réactions de compostage ou de dégradation des déchets en détruisant une partie des micro-organismes qui sont à la base de ces procédés de transformation.

Dans tous les cas liés à l'utilisation d'un produit (masquant ou neutralisant) pulvérisé ou dispersé dans l'atmosphère, le confort olfactif recherché dépendra de l'efficacité des produits. L'inconvénient majeur de ce type d'action résulte dans le fait que l'impact sanitaire d'un tel procédé est peu connu. A l'origine, la nuisance est elle-même peu reliée à un éventuel risque toxicologique. L'ajout d'autres composés même d'origine naturelle (huiles essentielles) renforce encore la complexité de l'approche.

2. Réduction par masquage ou neutralisation

Le masquage et la neutralisation constituent deux approches qui ont pour objectif de modifier la perception de la nuisance olfactive afin de la rendre soit plus acceptable soit moins intense. Ces deux approches sont présentées dans les paragraphes suivants.

Ces approches ont donné lieu à de nombreuses applications dans le secteur des déchets. En effet, bon nombre de procédés classiques de traitement d'air ne peuvent être envisagés compte tenu du fait que les espaces peuvent être très vaste (et souvent « ouvert ») et que par conséquent les émissions ne sont pas canalisées.

Des mécanismes réactionnels de mode d'action sont parfois mentionnés par certains fournisseurs. Toutefois, ces descriptions peuvent être soit très vague soit très spécifique. Il apparaît par conséquent difficile de présenter certains mécanismes dont les preuves scientifiques ne sont pas toujours fondés.

2.1. Action des « masquants »

Les produits masquants ont pour objectif de remplacer l'odeur présente (et désagréable) par une odeur plus forte et plus agréable. Le principe consiste à changer qualitativement l'odeur perçue en ajoutant une odeur plus intense qui va masquer l'odeur initiale. Il s'agit donc de jouer sur une variation à la fois qualitative et quantitative afin de faire évoluer l'atmosphère présentant un caractère odorant plutôt désagréable voire très gênant vers une ambiance à l'odeur acceptable ou agréable. La tonalité hédonique de l'odeur est modifiée.

Les masquants sont donc des produits odorants (parfums naturels : essences terpéniques de résineux, vanilline, eucalyptol, ... ou parfums synthétiques) vaporisés dans l'air autour de la source émettrice. Leur mise en œuvre peut se faire par l'intermédiaire d'un réseau avec de nombreux asperseurs (buses de petite taille) ou des systèmes de brumisation/vaporisation (injecteur du liquide et ventilateur) qui peuvent être transportables afin de traiter ponctuellement des environnements malodorants. Ce type d'application correspond bien aux réponses rapides qui peuvent être mises en places en cas situations de crise. Il convient toutefois de signaler que le traitement permanent peut entraîner un coût important en composés masquant et que l'application sera efficace pour des odeurs faibles. En effet, l'efficacité étant dépendante du dépassement de la « mauvaise » odeur par la « bonne », il y aura une limite pour laquelle il sera impossible de masquer ou bien encore l'intensité du masquant sera si forte qu'elle sera également désagréable.

La principale précaution à prendre lors de l'emploi de masquants est de vérifier que l'odeur à masquer ne contient pas de composés toxiques et que le masquant ne couvrira pas l'odeur désagréable dans le cas où celle-ci atteindrait des niveaux critiques en matière de toxicité. Il est assez facile de voir qu'une telle garantie ne peut être donnée sans une étude des doses de masquants à ajouter par rapport à différentes situations odorantes. Le confort olfactif par addition d'une odeur agréable couvrant une odeur désagréable doit donc se faire avec rigueur afin d'éviter une situation potentiellement dangereuse.

2.2. Action des « neutralisants »

Les produits neutralisants ont pour objectif de supprimer (neutraliser) l'odeur présente. Cette neutralisation, si on excepte les conditions mentionnées d'une possible action à la source par ajout de bactéricide, peuvent jouer un rôle en modifiant en modifiant la perception ou en transformant réellement les molécules odorantes. Dans le premier cas, étant donné que le mélange de deux odeurs peut conduire à des odeurs plus forte (synergie) ou plus faible (inhibition), il sera possible de considérer qu'une neutralisation pourra être liée à des conditions d'inhibition et que dans un tel

cas, la nouvelle odeur sera moins intense que la précédente. Dans le second cas, les composés odorants peuvent être transformés (réactions chimiques) ou complexés par action de tensio-actifs présents dans la formulation (encapsulation ou simple entraînement physique).

La mise en œuvre est similaire à celle décrite précédemment pour les agents masquants. Les produits sur le marché sont assez nombreux et la plupart sont annoncés comme neutralisants et non comme masquants. Si une action de confort olfactif et de réduction de nuisance est tout à fait réelle dans de nombreux cas, les références d'études scientifiques sur le mode d'action et sur les performances en matière de transformation de composés odorants en produits malodorants restent très rares.

La figure 10-1 montre des dispositifs fixe (rampe d'asperseurs) et mobile pour diffuser des produits neutralisants.



Figure 10-1: Illustration d'un système fixe (ECOSORB) et mobile (ECO TECHNOLOGY)

Une étude sur trois types d'effluents malodorants (Perret *et al.*, 2005) dont un site de compostage de boues industrielles a montré que d'un point de vue physico-chimique comme olfactométrie, il n'y avait pas de déduction significative. Le seul point positif résidait dans le traitement direct (incorporation du produit neutralisant) dans des lixiviats issus d'andains de compostage. Dans un tel cas, les émissions de sulfure d'hydrogène diminuaient d'un facteur 6.

3. Réduction par dilution

La dilution de l'odeur est un phénomène général puisque ce processus s'opère naturellement puisqu'il existe un gradient de concentration depuis la source (intensité maximale) et que l'éloignement (distance) permet une dilution plus ou moins rapide en fonction des conditions de dispersion atmosphérique et des caractéristiques de la source en termes de persistance notamment. La dilution d'une odeur est abordée au cours de ce paragraphe à l'aide de deux cas distincts : Le premier concerne la dilution directe d'un rejet gazeux alors que le second repose sur la captation d'une atmosphère odorante et sa dilution par la dispersion

3.1. Dilution d'un rejet gazeux

Un rejet de polluants gazeux peut être caractérisé par son débit et sa concentration. En ne suivant que cette dernière, celle-ci peut être diminuée par une augmentation du débit. La notion de débit d'odeur (intensité d'odeur multiplié par le débit du rejet) conduit à une valeur caractéristique du rejet et de ce fait non modifiable. En effet, l'augmentation du débit gazeux qui diminuera son intensité ne modifiera pas la valeur du débit d'odeur. Afin de diluer un tel rejet, la solution consiste à prendre en compte la dispersion atmosphérique dont l'action s'opère dès la sortie des émissions. Dans le cas des rejets canalisés (type cheminée), la dispersion atmosphérique dilue l'odeur dès sa

sortie de cheminée. Ainsi, il est facile de constater que plus une cheminée sera élevée et plus le taux de dilution pourra être important. Ce paramètre a été pris en compte par la réglementation puisque la circulaire DPPR/SEI du 17 décembre 1998 montre la relation entre l'évolution du débit d'odeurs et la hauteur du rejet. Ces valeurs reportées dans le tableau 10-1 sont également illustrées par la courbe (figure 10-2) qui définit le débit d'odeur limite en fonction de la hauteur du rejet gazeux (Malan et Pourtier).

Hauteur d'émission (m)	Débit d'odeur ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$)
0	$1\,000 \times 10^3$
5	$3\,600 \times 10^3$
10	$21\,000 \times 10^3$
20	$180\,000 \times 10^3$
30	$720\,000 \times 10^3$
50	$3\,600 \times 10^6$
80	$18\,000 \times 10^6$
100	$36\,000 \times 10^6$

Tableau 10-1: Relation entre hauteur du rejet et débit d'odeur (circulaire DPPR/SEI).

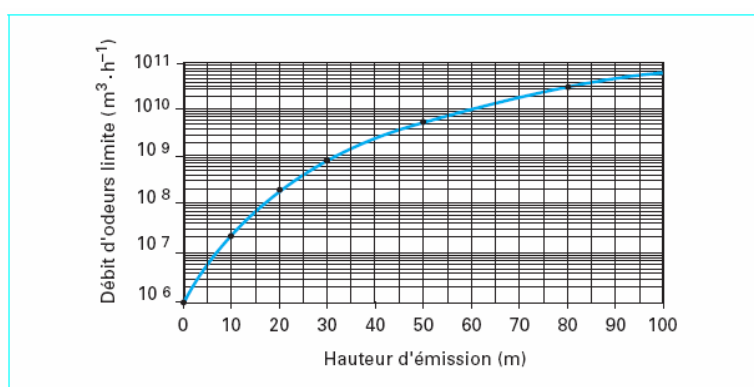


Figure 10-2: Illustration de l'évolution du débit d'odeur limite en fonction de la hauteur du rejet.

3.2. Dilution par captation et dispersion

La dilution par la dispersion atmosphérique, illustrée dans le paragraphe précédent, est un phénomène qui est plus efficace pour un rejet en altitude (sortie de cheminée par exemple) car le vent a une vitesse plus élevée en hauteur qu'au ras du sol et que le nombre d'obstacles décroît avec l'altitude. Afin de se rapprocher des conditions favorables à la dispersion, le procédé Eolage® de chez Delamet consiste à capter des odeurs (généralement au niveau du sol) et à les expulser en hauteur par l'action d'un puissant ventilateur. Les conditions se rapprochent alors de celles d'un rejet canalisé. Il est possible de résumer l'action en trois étapes liées :

1. Aspiration au sol (captage des sources surfaciques émissives et volumiques captives),
2. Entraînement aérodynamique du jet propulsé,
3. Synergie avec le vent pour assurer la dispersion des nuisances en altitude.

La figure 10-3 montre le ventilateur qui permet de capter et de propulser l'air odorant vers le haut (équivalent à une cheminée de plusieurs dizaines de mètres) et la figure 10-4 une installation de tels

dispositifs sur site. Les applications concernent particulièrement les centres de stockage de déchets, les tas de compost, les stations d'épuration...



Figure 10-3: Principe du dispositif Eolage (Site Internet DELAMET).

Ce dispositif peut également être utilisé comme substitut de cheminée afin d'extraire et de disperser l'atmosphère d'un bâtiment.



Figure 10-4: Dispositif Eolage sur un site de stockage de déchets (Photos du site Internet Delamet).

L'installation est rapide et surtout mobile. Le coût de fonctionnement ne dépend que de la consommation électrique puisque aucun réactif n'est ajouté. L'efficacité dépend du vent car la dispersion ne sera pas efficace en cas d'absence de vent.

Références

ECOSORB : www.Lenntech.com

ECOT TECHNOLOGY : www.Ecotechnology.ltd.uk

EOLAGE : www.delamet.com

Malan S. et Pourtier L. (2001) Réglementation en matière d'odeurs, Sciences et techniques de l'ingénieur G-2910.

Perret R., Adam K. et Ramel M. (2005) L'utilisation des produits dits « neutralisants » : Etude réalisée sur trois types d'effluents malodorants, Journées Techniques Nationales, Pollutions olfactives des installations classées : de l'évaluation de la gêne aux techniques de réduction, ADEME-AFITE, 275-292.

Cinquième partie

Aspects législatifs

Chapitre 11

Le contexte législatif français

1. Introduction

Les odeurs constituent une pollution atmosphérique qui, bien que ne revêtant pas obligatoirement un caractère aigu de toxicité n'en est pas moins immédiatement perçue par le public. Les émissions gazeuses malodorantes sont effectivement ressenties par le public avec une acuité toute particulière et d'autant moins bien supportées que le niveau de vie de la population considérée est élevé.

Ainsi, les nuisances olfactives constituent l'un des problèmes auxquels se trouvent confrontées les sociétés industrialisées. L'extrême variété des molécules odorantes autorise à suggérer que peu de secteurs industriels peuvent prétendre n'être pas concernés par le problème des nuisances olfactives.

Aussi, force est-il de constater que, face à un problème de nuisances olfactives, il ne convient plus seulement de s'assurer que la santé ou la sécurité du public ne sont pas directement menacées mais également de prendre en compte la gêne ressentie par la population afin d'offrir à chacun un environnement de qualité.

Par conséquent, à partir de la deuxième moitié du XXème siècle, les odeurs perçues par les citoyens, et la gêne (ou nuisance) qui peut en découler, sont de plus en plus souvent prises en compte dans les textes réglementaires. Aussi, dans un premier temps, sera-t-il intéressant de rappeler les principales évolutions de la législation concernant les odeurs.

Il est constaté que les problèmes d'odeurs sont généralement associés à des industries de type « Installations Classées pour la Protection de l'Environnement ». Par conséquent, la réglementation concernant ces Installations sera présentée et les articles traitant plus particulièrement de la gestion de ces nuisances olfactives liées au traitement des effluents et des déchets seront plus particulièrement rappelés en insistant sur certaines catégories d'exploitations confrontées à la problématique des déchets.

Enfin, parallèlement aux textes applicables, la jurisprudence propose des solutions à des situations de litiges entre exploitants et riverains : quelques exemples seront donc présentés.

2. Législation et odeurs

La prise en compte des problèmes d'odeurs dans les textes réglementaires est effective depuis de nombreuses années. Néanmoins, comme cela a été évoqué dans l'introduction, le contexte réglementaire de la deuxième moitié du XXème siècle sera plus précisément évoqué car il prend en compte de manière particulière les problèmes d'odeurs.

2.1. La loi n° 61-842 du 2 août 1961 relative à la lutte contre les pollutions atmosphériques et les odeurs (JO du 3 août 1961)

Au XXème siècle, en matière de prévention des pollutions de l'air et plus particulièrement en termes de nuisances olfactives, le premier texte législatif traitant explicitement du problème des nuisances olfactives est la **Loi n° 61-842 du 2 août 1961** relative à la lutte contre les pollutions atmosphériques et **les odeurs** (JO du 3 août 1961). Cette loi est par conséquent le texte de base de notre législation. Cette loi a un domaine d'application très vaste : immeubles, établissements industriels, commerciaux, artisanaux ou agricoles,...

Les effets nocifs de la pollution atmosphérique sont définis dans l'article 1 de la **Loi n° 61-842 du 2 août 1961**.

L'article 1, qui fixe le champ d'application de la loi, est le suivant :

« Les immeubles, établissements industriels, commerciaux, artisanaux ou agricoles [...], devront être construits, exploités ou utilisés de manière à satisfaire aux dispositions prises en application de la présente loi **afin d'éviter les pollutions de l'atmosphère et les odeurs qui incommode la population, compromettent la santé ou la sécurité publique**, [...]. »

L'article 2 est le suivant.

« Les prescriptions visées à l'article précédent feront l'objet de décrets [...] qui détermineront les cas et conditions dans lesquels pourra être interdite ou réglementée l'émission dans l'atmosphère de fumées, suies, poussières ou gaz toxiques, corrosifs, odorants ou radioactifs; [...]. »

Les articles 5, 6 et 7 définissent les peines appliquées en cas du non-respect de la loi.

Article 5 : « [...] Le tribunal pourra, en outre, ordonner que **les travaux ou aménagements** soient exécutés d'office aux frais du condamné et prononcer, jusqu'à leur achèvement, **l'interdiction d'utiliser les installations qui sont à l'origine de la pollution atmosphérique ou des odeurs**. »

2.2. Code de l'environnement (Partie Législative) Livre 2 « Milieux physiques », Titre II « Air et atmosphère » ex-Loi n° 96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (JO du 1er Janvier 1997).

L'objectif de cette nouvelle loi (46 articles) est de garantir la qualité de l'air respiré par chacun.

Article L.220-1 : « L'Etat et ses établissements publics, les collectivités territoriales et leurs établissements publics ainsi que les personnes privées concourent, chacun dans le domaine de sa compétence et dans les limites de sa responsabilité, à une politique dont

l'objectif est la mise en œuvre du **droit reconnu à chacun à respirer un air qui ne nuise pas à sa santé**. Cette action d'intérêt général consiste à **prévenir, à surveiller, à réduire ou à supprimer les pollutions atmosphériques, à préserver la qualité de l'air** [...]. »

Dans cette loi, la notion de pollution atmosphérique est définie comme étant l'émission anthropique de substances ayant des conséquences préjudiciables et pouvant entraîner des nuisances olfactives excessives. Pour la première fois, la notion de nuisances olfactives est intégrée dans cette loi et reconnue pour altérer la qualité de l'air.

Article L.220-2 : « Constitue une pollution atmosphérique au sens de la présente loi l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, dans l'atmosphère et les espaces clos, des substances ayant des conséquences préjudiciables de nature à [...] provoquer des **nuisances olfactives excessives**. »

Malan et Pourtier (2001) pensent, qu'au travers de la notion de nuisances olfactives excessives, il faille identifier une volonté du législateur de faire référence à la notion de nuisances tolérables ou intolérables : introduire la notion d'acceptabilité de la nuisance. Cependant, à ce jour, aucune valeur réglementaire n'est fournie en terme de niveau d'acceptabilité de l'odeur. D'autre part, la volonté du législateur de ne pas voir apparaître des plaintes de voisinage de proximité semble justifier cette notion.

L'article 44 de La **Loi n° 96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie** (JO du 1er janvier 1997) énonce explicitement que :

« Les dispositions de la loi n° 61-842 du 2 août 1961 relative à la lutte contre les pollutions atmosphériques et les odeurs cessent d'être applicables [...]. Toutefois, les textes réglementaires pris en application de la loi n° 61-842 du 2 août 1961 précitée demeurent applicables jusqu'à la parution des décrets d'application de la présente loi qui s'y substituent. »

Les décrets d'application concernant la surveillance de la qualité de l'air datent du 06 mai 1998.

2.3. Les décrets d'application

Différents décrets d'application sont parus pour rendre effectives les dispositions de la loi du 31 décembre 1996 dont le décret n° 98-362 du 6 mai 1998 relatif aux Plans Régionaux pour la Qualité de l'Air.

L'article 1 de ce décret définit les actions à mettre en place dans le cadre du plan régional pour la qualité de l'air et plus particulièrement l'obligation de réaliser un inventaire des principales émissions des substances polluantes.

Article 1 : « Le plan régional pour la qualité de l'air, prévu à l'article 5 de la loi du 30 décembre 1996 susvisée, comprend :

[...] **Un inventaire des principales émissions des substances polluantes distinguant, chaque fois que possible, pour chaque polluant considéré, les différentes catégories de sources et individualisant les sources les plus importantes, ainsi qu'une estimation de l'évolution de ces émissions ;** [...]. »

L'article 3 définit les orientations visant à prévenir ou à réduire la pollution atmosphérique. Ces orientations portent notamment sur :

1° « **La surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé humaine et les conditions de vie, sur les milieux naturels et agricoles et sur le patrimoine ;**

2° **La maîtrise des pollutions atmosphériques dues aux sources fixes d'origine** agricole, **industrielle**, tertiaire ou domestique. [...]. »

Ce décret se focalise sur la relation polluant-source et prend en compte plus précisément les sources fixes d'origine industrielle générant des émissions contribuant à la dégradation de la qualité de l'air. Par conséquent, suivant la source et la nature des polluants émis, pourra être prise en compte la nuisance olfactive et les moyens de la maîtriser pourront être ainsi définis. Ces inventaires ont déjà été entrepris par plusieurs régions dont l'opération menée dans les Bouches-du-Rhône, avec la création d'un observatoire des nuisances olfactives géré par les associations pour la surveillance de la qualité de l'air.

3. Odeurs et législation des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement

Les activités industrielles, agricoles et domestiques peuvent être classées selon leur impact sur la pollution de l'air :

- les installations non classées pour la protection de l'environnement,
- les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE), soumises à déclaration,
- les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE), soumises à autorisation.

La législation diffère suivant le type d'installation considérée.

3.1. Les installations non classées pour la protection de l'environnement

Les installations non classées ne sont pas tenus d'appliquer la législation des ICPE et sont soumises au règlement sanitaire départemental appliqué par les maires.

Le maire dispose effectivement de L'article L1311-2 du Code de la santé publique qui institue le principe de Règlements sanitaires départementaux, pris par arrêté préfectoral, permettant de compléter les dispositions du Code et édicter des dispositions particulières.

En fait, ces règlements constituent un ensemble très vaste de prescriptions et d'obligations concernant notamment l'aménagement et les conditions d'utilisation des immeubles d'habitation et leur salubrité, qui s'imposent en particulier aux propriétaires d'immeubles et aux syndicats, mais aussi aux bailleurs de logements individuels, ainsi que bien entendu pour les aspects concernant l'usage des locaux et des équipements applicable à tous les types de résidents.

Les problèmes d'odeurs ne sont pas traités spécifiquement mais sont pris en compte dans ce règlement comme suit :

- Entreposage de détritrus et déjections,
- Evacuation de fumiers d'animaux,
- Conduits de ventilation (immeubles),
- Emplacement des récipients des ordures ménagères dans les immeubles collectifs,...

Le Maire est chargé de l'exécution de ces dispositions. Il peut faire appel à la Direction Départementale de l'Action Sanitaire et Sociale (DDASS), au Service Municipal d'Hygiène, à la Direction des Services Vétérinaires, à la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt (DDA) et à l'Inspection des Installations Classées, via l'autorité préfectorale pour des problèmes plus spécifiques.

3.2. Les installations classées pour la protection de l'environnement

La législation des installations classées correspond à la volonté de protéger l'environnement « en recherchant des solutions globales, valables indistinctement contre toutes les atteintes de l'environnement, mais, bien entendu, adaptables "au coup par coup", aux nuisances qui se présentent dans la réalité ». Plus précisément, cette législation vise « à soumettre à la surveillance de l'administration de l'Etat les installations qui présentent des dangers ou des inconvénients pour l'environnement, ce terme étant pris dans son acception la plus large » (Code Permanent Environnement et Nuisances, 2000).

3.2.1. Définition selon la législation

La législation actuelle des installations classées est définie dans le Livre V « Prévention des pollutions, des risques et des nuisances », Titre I « Installations classées pour la protection de l'environnement (articles L.511-1 à L.517-2) du code de l'environnement. » Ces articles reprennent les 29 articles de la Loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 abrogée relative aux installations classées pour la protection de l'environnement.

L'Article L511-1 est le suivant :

« Sont soumis aux dispositions du présent titre les usines, ateliers, dépôts, chantiers et, d'une manière générale, les installations exploitées ou détenues par toute personne physique ou morale, publique ou privée, qui peuvent présenter des **dangers ou des inconvénients** soit pour la **commodité du voisinage**, soit pour la santé, la sécurité, la salubrité publiques, soit pour l'agriculture, soit pour la protection de la nature et de l'environnement, soit pour la conservation des sites et des monuments ainsi que des éléments du patrimoine archéologique [...]. »

Sans faire référence explicitement aux odeurs, il est probable que les risques d'émission d'odeurs dus à l'installation sont inclus dans le chapitre I « **Dispositions générales** » et plus particulièrement dans l'article portant sur « **les inconvénients pour la commodité du voisinage** ».

Les articles L.511-1 à L.517-2 du code de l'environnement (Loi n°76-663 du 19 juillet 1976 abrogée) relative aux installations classées pour la protection de l'environnement distinguent deux catégories d'établissements : les ICPE « soumises à autorisation » notées A et les ICPE « soumises à déclaration » notées D. Les installations sont identifiées par un code défini par la « nomenclature des ICPE ».

L'Article L511-2 : « Les installations visées à l'article L. 511-1 sont définies dans la nomenclature des installations classées établie par décret en Conseil d'Etat, pris sur le rapport du ministre chargé des installations classées, après avis du Conseil supérieur des installations classées. **Ce décret soumet les installations à autorisation ou à déclaration suivant la gravité des dangers ou des inconvénients que peut présenter leur exploitation.** »

L'Article L512-1 définit les ICPE « soumises à autorisation préfectorale » les installations qui « présentent de graves dangers ou inconvénients pour les intérêts visés à l'article L. 511-1. »

L'Article L512-8 définit les ICPE « soumises à déclaration préfectorale » les installations qui, « ne présentant pas de graves dangers ou inconvénients pour les intérêts visés à l'article L. 511-1, doivent néanmoins respecter les prescriptions générales édictées par le préfet en vue d'assurer dans le département la protection des intérêts visés à l'article L. 511-1. »

En France, environ 500 000 installations sont des ICPE soumises à déclaration, tandis que, d'après les statistiques de 1998, 62613 installations sont des ICPE soumises à autorisation. Parmi ces dernières, 19454 sont des élevages, 7515 des carrières, **1031 des établissements de traitement et d'élimination des déchets**, 1056 des établissements potentiellement dangereux (Arnoux et Dupraz, 2001).

3.2.2. Les dispositions applicables : définition

Le Décret n° 77-1133 du 21 septembre 1977 pris en application de la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 **définit les dispositions applicables aux installations soumises à autorisation ou à déclaration.**

Les articles traitant des problèmes d'odeurs sont rappelés ci-dessous.

Article 2 : « Toute personne qui se propose de mettre en service une installation soumise à autorisation adresse une demande au préfet du département dans lequel cette installation doit être implantée. Cette demande, [...], mentionne : [...] (alinéa 4) les procédés de fabrication [...], les matières qu'il utilisera, les produits qu'il fabriquera, de manière **à apprécier [...] les inconvénients de l'installation.** [...] »

Article 3 (Modifié par Décret 2000-258 2000-03-20 art. 1 JORF 22 mars 2000) : « A chaque exemplaire de la demande d'autorisation doivent être jointes les pièces suivantes [...] :

4° L'étude d'impact prévue à l'article 2 de la loi du 10 juillet 1976 susvisée dont le contenu, [...], est défini par les dispositions qui suivent. Le contenu de l'étude d'impact doit être en relation avec l'importance de l'installation projetée et avec ses incidences prévisibles sur l'environnement, [...].

L'étude d'impact présente successivement :

-une analyse de l'état initial du site et de son environnement, [...];

-une **analyse des effets directs et indirects, temporaires et permanents de l'installation sur l'environnement** et en particulier [...] sur la commodité du voisinage (bruits, vibrations, **odeurs**, émissions lumineuses) [...]

-les mesures envisagées par le demandeur pour supprimer, limiter et si possible compenser les inconvénients de l'installation ainsi que l'estimation des dépenses correspondantes. [...]. »

L'Article 17 (Modifié par Décret 2004-832 2004-08-19 art. 14 JORF 21 août 2004 en vigueur le 1er janvier 2005) du décret n° 77-1133 du 21 septembre 1977 pris en application de la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 définit la structure de l'arrêté d'autorisation : « [...] L'arrêté d'autorisation fixe les moyens d'analyses et de mesures nécessaires au

contrôle de l'installation et à la surveillance de ses effets sur l'environnement, ainsi que les conditions dans lesquelles les résultats de ces analyses et mesures sont portés à la connaissance de l'inspection des installations classées [...]. » (**Y compris en termes d'odeur et de nuisances olfactives**).

En matière d'odeurs, la réglementation des installations classées a récemment évolué, en introduisant notamment les notions de niveau d'une odeur ou débits d'odeurs et en définissant des valeurs limites de rejet (Malan et Pourtier, 2001). Les installations dont l'activité est le traitement de déchets ou celles assurant le traitement des effluents et des déchets issus de l'activité et susceptibles de générer des nuisances olfactives sont soumises à autorisation. Les prescriptions sont données ci-dessous.

Arrêté ministériel du 02 Février 1998

L'arrêté du 2 février 1998, relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation, reprend un grand nombre de dispositions de l'arrêté annulé du 1er mars 1993. Les prescriptions générales applicables aux ICPE soumises à autorisation sont définies dans cet arrêté ministériel modifié du 2 février 1998.

Article 1 : « Le présent arrêté fixe les prescriptions applicables [...] aux **émissions de toute nature** des installations classées soumises à autorisation [...] à l'exclusion des installations de combustion visées par l'arrêté du 20 juin 1975 et par l'arrêté du 27 juin 1990 [...] ; des carrières et installations de premier traitement des matériaux de carrières ; des cimenteries ; des papeteries ; des verreries et cristalleries ; des établissements d'élevage ; des installations de traitement (incinération, compostage...), stockage ou transit de résidus urbains ou de déchets industriels ; des installations d'incinération de cadavres d'animaux de compagnie ; des ateliers de traitement de surface ; des installations de préparation, conditionnement de vin, de capacité de production supérieure à 20 000 hL/an. »

Les Articles 4 et 20 mentionnent que des dispositions doivent être prises pour **limiter les odeurs** provenant du **traitement des effluents**.

Article 4 : « [...] Les poussières, gaz polluants ou **odeurs sont**, dans la mesure du possible, **captés à la source et canalisés**. Sans préjudice des règles relatives à l'hygiène et à la sécurité des travailleurs, les rejets sont conformes aux dispositions du présent arrêté [...]. »

Article 20 : « **Les dispositions nécessaires sont prises pour limiter les odeurs provenant du traitement des effluents**. Lorsqu'il y a des sources potentielles d'odeurs de grande surface (bassins de stockage, de traitement...) difficiles à confiner, celles-ci sont implantées de manière à limiter la gêne pour le voisinage (éloignement...).

Les dispositions nécessaires sont prises pour éviter en toute circonstance, à l'exception des procédés de traitement anaérobie, l'apparition de conditions anaérobies dans les bassins de stockage ou de traitement, ou dans les canaux à ciel ouvert. Les bassins, canaux, stockage et traitement des boues, susceptibles d'émettre des odeurs sont couverts autant que possible et si besoin ventilés. »

L'article 29 définit explicitement le niveau d'une odeur ainsi que le débit d'odeurs. L'arrêté préfectoral fixe le débit d'odeurs à ne pas dépasser.

Article 29 : « **Le niveau d'une odeur** ou concentration d'un mélange odorant **est défini** conventionnellement comme étant le **facteur de dilution** qu'il faut appliquer à un effluent pour qu'il ne soit plus ressenti comme odorant par 50 % des personnes constituant un échantillon de population.

Le débit d'odeur est défini conventionnellement comme étant le produit du débit d'air rejeté, exprimé en $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, par le facteur de dilution au seuil de perception.

L'arrêté préfectoral d'autorisation fixe, le cas échéant, **le débit d'odeur** des gaz émis à l'atmosphère par l'ensemble des sources odorantes canalisées, canalisables et diffuses, **à ne pas dépasser.** »

Il convient de noter que la concentration d'odeur est sans dimension. Le débit d'air émis par la source est donné en $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

Dans la section « Epanchage » (articles 36 à 42) de l'arrêté, les nuisances olfactives sont prises en compte dans l'alinéa IV de l'article 37. Cet article ne s'applique pas aux épanchages liés aux activités d'élevage qui seront présentés ci-après.

Article 37, Alinéa IV. « **Les déchets solides ou pâteux non stabilisés sont enfouis** le plus tôt possible, dans un délai maximum de quarante-huit heures, **pour réduire les nuisances olfactives** et les pertes par volatilisation. [...] ».

Dans la section « Déchets », le stockage des déchets prend en compte les nuisances olfactives (article 45).

Article 45 : « **Les déchets et résidus produits** doivent être **stockés**, avant leur revalorisation ou leur élimination, **dans des conditions ne présentant pas de risques de pollution** (prévention d'un lessivage par les eaux météoriques, d'une pollution des eaux superficielles et souterraines, des envols et des **odeurs**) pour les populations avoisinantes et l'environnement. [...] ».

Les méthodes de référence sont définies selon les normes en vigueur (NF X 43-101 pour la mesure du facteur de dilution au seuil de perception, qui donne accès à la concentration d'odeur, NF X 43-103 pour la mesure d'intensités d'odeur et NF X 43-104 pour les prélèvements d'atmosphères odorantes) dans les annexes Ia pour l'article 21 et Ib pour l'article 63.

Dans la pratique, bien que des valeurs indicatives soient fournies dans la circulaire d'application de l'arrêté (exposée ci-après), celles-ci ne garantissent pas l'absence de nuisance olfactive dans le milieu récepteur, chez les riverains. Ainsi, de nombreux arrêtés préfectoraux d'autorisation fixent effectivement des valeurs limites en débit d'odeur à ne pas dépasser. Ces valeurs sont calculées à l'aide de modèles de dispersion atmosphérique qui prennent en compte le relief, les bâtiments proches, les distances des habitations, les différentes sources impliquées (surfaciques, diffuses ou canalisées) et leurs interactions (Malan et Pourtier, 2001).

Circulaire du 17 Décembre 1998 de Madame la ministre de l'aménagement
du territoire et de l'environnement à Mesdames et Messieurs les préfets
et à Monsieur le préfet de police

La circulaire du 17 décembre 1998 accompagne l'arrêté ministériel du 02 février 1998. Cette circulaire est suivie d'une annexe reprenant et complétant chacun des articles de l'arrêté.

L'article 29 de l'annexe concerne les odeurs.

Article 29 : « **Les émissions d'odeurs** proviennent souvent des rejets diffus qu'il importe de canaliser au maximum comme le demande l'article 4. **Le débit d'odeur perçu évolue avec la hauteur d'émission.** Sur une base des connaissances et expériences techniques disponibles à ce jour, une gêne du voisinage peut apparaître selon l'échelle suivante (ces chiffres sont des ordres de grandeur). Chaque arrêté d'autorisation fixera les règles à respecter pour limiter les odeurs ». Les valeurs sont données sous la forme d'un graphe (Figure 11.1).

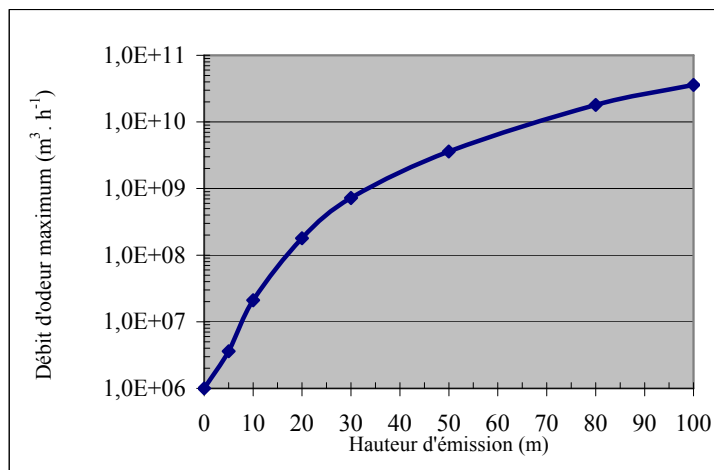


Figure 11.1 : Débit d'odeur limite en fonction de la hauteur d'émission (d'après Malan et Pourtier, 2001).

Ainsi, en ce qui concerne les rejets canalisés, l'extrapolation des valeurs du tableau précédent nous permet d'obtenir le graphe de la figure définissant le débit d'odeurs limite en fonction de la hauteur de cheminée.

Comme nous l'avons précisé précédemment, différentes catégories d'installations figurant dans la nomenclature des ICPE ne sont pas soumises aux prescriptions de l'arrêté du 2 février 1998. Ces installations font l'objet d'arrêtés spécifiques dont certains présentent des prescriptions en matière d'odeur. Ils concernent les installations dont certaines sont rappelées dans le tableau suivant (ADEME, 2004). Seront prises en considération les activités susceptibles de générer des nuisances olfactives par le traitement des effluents et des déchets et celles dont l'activité est le traitement même de déchets.

Activités générant des nuisances olfactives et concernées par les arrêtés spécifiques

Seuls les articles portant sur les odeurs sont mentionnés ou cités. Il convient de noter que certains articles de l'arrêté du 2 février 1998 sont repris intégralement au sein de ces arrêtés sectoriels ou présentent peu de modifications. De même, certains articles d'un arrêté sont repris dans un autre arrêté (les élevages).

Activité	Arrêté	A propos des odeurs
Papeteries	03 avril 2000	<p>-Titre II : Dispositions générales, Article 2, alinéa 1 : Conception des installations. « Les installations sont conçues de manière à limiter les émissions polluantes dans l'environnement, notamment par la mise en œuvre de technologies propres, le développement de techniques de valorisation, la collecte sélective et le traitement des effluents et déchets en fonction de leurs caractéristiques, et la réduction des quantités rejetées. »</p> <p>- Titre VII : Déchets, Article 7.2. : Stockages temporaires. « Les déchets et résidus produits doivent être stockés [...] dans des conditions ne présentant pas de risques de pollution (prévention [...] des odeurs) pour les populations avoisinantes et l'environnement. »</p> <p>- Titre IX : Traitement des effluents, Article 9, alinéa 2 : Odeurs. « Les dispositions nécessaires sont prises pour limiter les odeurs provenant du traitement des effluents. Lorsqu'il y a des sources potentielles d'odeurs de grande surface (bassins de stockage, de traitement,...) difficiles à confiner, celles-ci sont implantées de manière à limiter la gêne pour le voisinage (éloignement,...). Les dispositions nécessaires sont prises pour éviter en toute circonstance, à l'exception des procédés de traitement anaérobie, l'apparition de conditions anaérobies dans les bassins de stockage ou de traitement, ou dans les canaux à ciel ouvert. Les bassins, canaux, stockage et traitement des boues, susceptibles d'émettre des odeurs, sont couverts autant que possible et si besoin ventilés. »</p> <p>- Titre XI : Pollution de l'air, Article 11, alinéa 3 : Odeurs. « Le niveau d'une odeur ou concentration d'un mélange odorant est défini conventionnellement comme étant le facteur de dilution qu'il faut appliquer à un effluent pour qu'il ne soit plus ressenti comme odorant par cinquante pour cent des personnes constituant un échantillon de population. Le débit d'odeur est défini conventionnellement comme étant le produit du débit d'air rejeté, exprimé en m³/h, par le facteur de dilution au seuil de perception. » « Les meilleures technologies disponibles à un coût économiquement acceptable doivent être mises en œuvre pour limiter au maximum les odeurs susceptibles de constituer une gêne pour le voisinage. » « L'arrêté préfectoral d'autorisation fixe le cas échéant le débit d'odeur des gaz émis à l'atmosphère par l'ensemble des sources odorantes canalisées, canalisables et diffuses à ne pas dépasser. »</p> <p>- Titre XII : Pollution des eaux et épandage, Article 12, alinéa 3 : Epandage, sous-alinéa 2.IV. « Les déchets solides ou pâteux non stabilisés sont enfouis le plus tôt possible, dans un délai maximum de 48 heures, pour réduire les nuisances olfactives et les pertes par volatilisation. [...] »</p> <p>- Annexes Ia et Ib : Méthodes de référence : « Les listes de cette annexe comportent les principales méthodes de référence homologuées et expérimentales. Méthodes de référence (Article 10-1) [...] Odeurs : NF X 43-101 à NF X 43-104 »</p>
Préparation et conditionnement du vin	3 mai 2000	<p>- Chapitre I : Dispositions générales, Article 4, alinéa 1 : « Les poussières, gaz polluants ou odeurs sont, dans la mesure du possible et à l'exclusion de ceux résultant de la fermentation, captés à la source et canalisés. Sans préjudice des règles relatives à l'hygiène et à la sécurité des travailleurs, les rejets sont conformes aux dispositions du présent arrêté. »</p> <p>- Chapitre IV : Traitement des effluents, Article 17 : « Les dispositions nécessaires sont prises pour limiter les odeurs provenant du traitement des effluents. Lorsqu'il y a des sources potentielles d'odeurs de grandes surface (bassins de stockage, de traitement...) difficiles à confiner, celles-ci sont implantées de manière à limiter la gêne pour le voisinage (éloignement,...). Les cuves de raisin et jus de raisin seront en particulier régulièrement nettoyées pour limiter autant que possible les odeurs. Les dispositions nécessaires sont prises pour éviter en toute circonstance, à l'exception des procédés de traitement anaérobie,</p>

Activité	Arrêté	A propos des odeurs
		<p>l'apparition de conditions anaérobies dans les bassins de stockage ou de traitement, ou dans les canaux à ciel ouvert. Les bassins, canaux, stockage et traitement des boues, susceptibles d'émettre des odeurs sont couverts autant que possible et si besoin ventilés. »</p> <p>- Chapitre V : Valeurs limites d'émission, Section Pollution de l'air, Article 22 : (cf. Arrêté 02 février 1998, Article 29.)</p> <p>- Chapitre V : Valeurs limites d'émission, Section Epandage, Article 28, alinéa 4 : « Les déchets solides ou pâteux non stabilisés sont enfouis le plus tôt possible, dans un délai maximum de quarante-huit heures, pour réduire les nuisances olfactives et les pertes par volatilisation. »</p> <p>- Chapitre V : Valeurs limites d'émission, Section Déchets, Article 36 : (cf. Arrêté 02 février 1998, Article 45.)</p> <p>- Annexe I : « Les listes de cette annexe comportent les principales méthodes de référence homologuées et expérimentales.</p> <p>Méthodes de référence (Article 18) [...]</p> <p>Pour les gaz : émissions de sources fixes [...]</p> <p>Odeurs : NF X 43-101 à NF X 43-104 »</p>

Activité	Arrêté	A propos des odeurs
Etablissements d'élevage		
- vaches laitières et/ou mixtes (1)	29 février 1992 modifié	(1) - Chapitre III : Règles d'exploitation, Article 14 : « Les déchets de l'exploitation et notamment les emballages sont stockés dans des conditions ne présentant pas de risques de pollution (prévention [...] des odeurs) pour les populations avoisinantes et l'environnement. [...] » - Chapitre III, Article 19 : « Les distances minimales entre, d'une part, les parcelles d'épandage des lisiers et purins et, d'autre part, toute habitation occupée par des tiers, les stades ou les terrains de camping agréés, à l'exception des terrains de camping à la ferme, sont fixées en fonction de la mise en œuvre ou non d'un traitement ou d'un procédé en vue d'atténuer les odeurs, [...] » Suivent deux tableaux (cas des terres nues et cas des prairies ou terres en culture) indiquant les distances minimales à respecter, en l'occurrence 50 m si un procédé permet d'atténuer les odeurs et 100 m sinon. Dans le cas des terres nues, la distance peut être de 50 m, même en l'absence de réduction des odeurs, si l'enfouissement est réalisé dans les 12 heures (au lieu de 24 heures). - Chapitre III, Article 21.3. : « Un cahier d'épandage est tenu à la disposition de l'inspecteur des installations classées. Il comporte les informations suivantes : [...], le traitement mis en œuvre pour atténuer les odeurs (s'il existe). »
- porcs (> 450 porcs) (2)	29 février 1992 modifié	(2) - Chapitre III : Règles d'exploitation, Article 16 : « Les distances minimales entre, d'une part, les parcelles d'épandage des lisiers, purins et fumiers, et, d'autre part, toute habitation occupée par des tiers ou tout local habituellement occupé par des tiers, les stades ou les terrains de camping agréés, à l'exception des terrains de camping à la ferme, sont fixées [...] ; Réalisation d'un traitement ou mise en œuvre d'un procédé atténuant les odeurs.... 50 m ; Autres cas 100 m ». - Chapitre III : Règles d'exploitation, Article 18.3. « Un cahier d'épandage est tenu à la disposition de l'inspecteur des installations classées. Il comporte les informations suivantes : [...] le traitement mis en œuvre pour atténuer les odeurs (s'il existe). » - Chapitre III : Règles d'exploitation, Article 24. Concernant le stockage des déchets d'exploitation.
- veaux de boucherie et/ou bovins à l'engraissement (3)	29 février 1992 modifié	(3) - Chapitre III : Règles d'exploitation, Article 14 (cf. Article 14, arrêté du 29 février 1992, vaches laitières...) - Chapitre III : Règles d'exploitation, Article 19 (cf. Article 19, arrêté du 29 février 1992, vaches laitières...) - Chapitre III : Règles d'exploitation, Article 21.3. (cf. Article 21.3, arrêté du 29 février 1992, vaches laitières...)
- volailles et (ou) de gibier à plumes (4)	13 juin 1994 modifié	(4) - Chapitre III : Règles d'exploitation, Article 14 : «Les bâtiments sont convenablement ventilés. Toutes les mesures efficaces, [...] sont prises pour limiter les émissions d'odeurs. » - Chapitre III : Règles d'exploitation, Article 17 (cf. Article 19, arrêté du 29 février 1992, vaches laitières...) - Chapitre III : Règles d'exploitation, Article 19.3. (cf. Article 21.3, arrêté du 29 février 1992, vaches laitières...) - Chapitre III : Règles d'exploitation, Article 25. (cf. Article 14, arrêté du 29 février 1992, vaches laitières...)
Centres d'équarissage soumis à autorisation	12 février 2003	- Chapitre II : Prévention des accidents et pollutions accidentelles, Section 1, Article 11 - Chapitre IV : Traitement des effluents et conditions de rejet, Article 28 : « Le débit d'odeur est défini conventionnellement comme le produit du débit d'air rejeté, exprimé en m³/h, par le facteur de dilution au seuil de perception (ou niveau d'odeur) exprimé en nombre d'unités d'odeur par m³. Le débit d'odeur est calculé sur la base d'une étude de dispersion atmosphérique qui prend en compte les conditions locales de dispersion des polluants atmosphériques. Le débit d'odeur permet de respecter l'objectif de qualité de l'air ambiant suivant : la concentration d'odeur calculée dans un rayon de 3 kilomètres par rapport aux limites de l'installation ne doit pas dépasser cinq

Activité	Arrêté	A propos des odeurs
		<p>unités d'odeur par m³ plus de 175 heures par an (soit une fréquence de 2 %) pour les installations existantes ou plus de 44 heures par an (soit une fréquence de 0,5 %) pour les installations nouvelles. [...]</p> <p>A défaut de la réalisation d'une étude de dispersion, la concentration d'odeur à retenir, quelle que soit la hauteur d'émission, ne doit pas dépasser 1 000 UE/m³ (unités d'odeur européennes par mètre cube). »</p> <ul style="list-style-type: none"> - Chapitre IV, Section 1 : Gaz odorants froids, Articles 29-30. - Chapitre IV, Section 1 : Gaz odorants chauds, Articles 31-32. - Chapitre V : Surveillance des émissions, Article 46 : « Lorsque les rejets à l'atmosphère de polluants autorisés dépassent les seuils ci-dessous, [...], Si la concentration d'odeurs est supérieure à 100 000 UO/m³, une mesure trimestrielle est réalisée avant et après le dispositif de traitement des odeurs. [...] Si la concentration d'odeurs est strictement inférieure à 100 000 UO/m³ et supérieure à 5 000 UO/m³, une mesure semestrielle est réalisée. [...] » - Chapitre VII : Surveillance des effets sur l'environnement et de la gêne olfactive, Section 1 : Surveillance de l'air, Article 49, alinéa 2 : « Afin de permettre une meilleure prévention et un meilleur suivi des nuisances olfactives, les exploitants des installations qui rejettent une concentration d'odeurs à l'émission supérieure à 100 000 UO/m³ ou qui font l'objet de nombreuses plaintes de gêne olfactive mettent en place un observatoire des odeurs, permanent ou temporaire, permettant : <ul style="list-style-type: none"> - soit de suivre un indice de gêne ou de confort olfactif perçu par la population au voisinage de l'installation, conformément à l'annexe III ; - soit de qualifier l'évolution du niveau global de l'impact olfactif de l'installation. » <p>- Annexe III : Méthode de calcul d'un indice de gêne.</p>
Centres de compostage soumis à déclaration	7 janvier 2002	<ul style="list-style-type: none"> - Annexe 1, Section 6 : Air-Odeurs, Alinéa 1 : « Le niveau d'une odeur ou concentration d'un mélange odorant est défini conventionnellement comme étant le facteur de dilution qu'il faut appliquer à un effluent pour qu'il ne soit plus ressenti comme odorant par 50% des personnes constituant un échantillon de population. Le débit d'odeur est défini conventionnellement comme étant le produit du débit d'air rejeté, exprimé en m³/h, par le facteur de dilution au seuil de perception. » - Annexe 1, Section 6 : Air-Odeurs, Alinéa 2 : « Le niveau d'odeur émis à l'atmosphère par chaque source odorante non canalisée présente en continu sur le site ne doit pas dépasser les valeurs mentionnées [...], en fonction de son éloignement par rapport aux immeubles [...], stades, terrains de camping et établissements recevant du public : <ul style="list-style-type: none"> 100 m : 250 UO/m³ 200 m : 600 UO/m³ 300 m : 2 000 UO/m³ 400 m : 3 000 UO/m³ <p>Le débit d'odeur des gaz émis à l'atmosphère par l'ensemble des sources odorantes canalisées ne doit pas, en fonction de la hauteur d'émission, dépasser les valeurs suivantes:</p> <ul style="list-style-type: none"> 0 m : 1 000 x 10³ m³/h 5 m : 3 600 x 10³ m³/h 10 m : 21 000 x 10³ m³/h 20 m : 180 000 x 10³ m³/h 30 m : 720 000 x 10³ m³/h 50 m : 3 600 x 10⁶ m³/h 80 m : 18 000 x 10⁶ m³/h 100 m : 36 000 x 10⁶ m³/h » <ul style="list-style-type: none"> - Annexe 1, Section 6 : Air-Odeurs, Alinéa 4 : « L'inspecteur des installations classées peut demander la réalisation , aux frais de l'exploitant , d'une campagne d'évaluation de l'impact olfactif de l'installation afin de qualifier l'impact et la gêne éventuelle et permettre une meilleure prévention des nuisances. »

Tableau 11.1 : Prescriptions générales fournies dans les arrêtés sectoriels

Il convient de noter que les établissements d'élevage sont à l'origine de nombreuses situations conflictuelles entre exploitants et riverains. La réglementation régissant ces installations est particulièrement complexe (Tableau 11.1) et dépend notamment du type d'animaux et de l'effectif (Malan et Pourtier, 2001).

Installations de traitement des déchets

Les installations de traitement, stockage ou transit de résidus urbains ou de déchets industriels sont exclues de l'arrêté du 2 février 1998 (ADEME, 2004 ; Malan et Pourtier, 2001). Les prescriptions en matière d'odeurs se retrouvent dans les textes régissant différentes catégories d'installations (Tableau 11.2).

Activité	Arrêté	A propos des odeurs
Incinération de résidus urbains	25 janvier 1991	- Annexe : Installations nouvelles, Titre I : Installations nouvelles, Article 8 : « [...] que le stockage des déchets et l'approvisionnement du four d'incinération ne soient pas à l'origine de nuisances olfactives pour le voisinage. [...] S'ils sont susceptibles de ne pouvoir être traités vingt quatre heures au plus tard après leur arrivée, l'aire ou la fosse doit être close et devra être en dépression lors du fonctionnement des fours ; l'air aspiré doit servir d'air de combustion afin de détruire les composés odorants. [...] »
Incinération et co-incinération de déchets non dangereux et installations incinérant des déchets d'activités de soins à risques infectieux	20 septembre 2002 modifié	- Chapitre II : Conditions d'admission des déchets incinérés, Article 8 : « L'exploitant de l'installation d'incinération ou de co-incinération prend toutes les précautions nécessaires en ce qui concerne la livraison et la réception des déchets dans le but de prévenir ou de limiter dans toute la mesure du possible les effets négatifs sur l'environnement, en particulier la pollution de l'air, du sol, des eaux de surface et des eaux souterraines, ainsi que les odeurs, le bruit et les risques directs pour la santé des personnes. » - Chapitre III : Conditions d'exploitation, Article 12 : « Odeurs L'inspection des installations classées peut demander la réalisation d'une campagne d'évaluation de l'impact olfactif de l'installation afin de permettre une meilleure prévention des nuisances. Le cas échéant, des moyens de lutte contre les nuisances olfactives complémentaires peuvent être prescrits par l'arrêté d'autorisation. » - Chapitre VII : Gestion et traitement des déchets issus de l'incinération et de la co-incinération, Article 26 : « [...] Les déchets et les différents résidus produits doivent être entreposés séparément avant leur utilisation ou leur élimination, dans des conditions ne présentant pas de risques de pollution (prévention d'un lessivage par les eaux météoriques, d'une pollution des eaux superficielles et souterraines, des envois et des odeurs) pour les populations avoisinantes et l'environnement. [...] »
Installations spécialisées d'incinération et installation de co-incinération de certains déchets industriels spéciaux	10 octobre 1996 modifié	- Titre II : Installations spécialisées nouvelles, Chapitre II : Prévention de la pollution de l'air, Article 12. (cf. Arrêté 02 février 1998, Article 29.) - Titre II : Installations spécialisées nouvelles, Chapitre IV : Gestion et traitement des déchets issus de l'incinération, Article 22 : « [...] Les déchets et résidus produits doivent être entreposés avant leur revalorisation ou leur élimination, dans des conditions ne présentant pas de risques de pollution (prévention d'un lessivage par les eaux météoriques, d'une pollution des eaux superficielles et souterraines, des envois et des odeurs) pour les populations avoisinantes et l'environnement. [...] » - Titre II : Installations spécialisées nouvelles, Chapitre V : Règles générales d'exploitation, Article 30 : « L'exploitation est menée de manière à limiter autant que faire se peut les dégagements d'odeurs. En particulier, les capacités d'entreposage de déchets susceptibles de conduire à d'importants dégagements d'odeurs ou les zones d'alimentation des fours doivent être mis en dépression et les émanations correspondantes collectées et détruites. L'inspection des installations classées peut demander la réalisation d'une campagne d'évaluation de l'impact olfactif de l'installation afin de permettre une meilleure prévention des nuisances. Le cas échéant, des moyens de lutte contre les nuisances olfactives complémentaires peuvent être prescrits par l'arrêté d'autorisation. »

Décharges existantes et nouvelles installations de stockage de déchets ménagers et assimilés	9 septembre 1997 modifié	- Titre II : Création de nouvelles installations et extensions d'installations existantes, Chapitre II : Choix et localisation du site, Article 9 : « La zone à exploiter doit être implantée et aménagée de telle sorte que : [...] elle ne génère pas de nuisances [...] qui mettraient en cause la préservation de l'environnement et la salubrité publique. [...] » - Titre III : Exploitation de l'installation, Chapitre I : Règles générales, Article 31 : « L'exploitation est menée de manière à limiter autant que faire se peut les dégagements d'odeurs. L'inspection des installations classées peut demander la réalisation d'une campagne d'évaluation de l'impact olfactif de l'installation afin de permettre une meilleure prévention des nuisances. Des moyens de lutte contre les nuisances olfactives peuvent être prescrits par l'arrêté d'autorisation »
Centre de tri de déchets ménagers pré-triés et déchets industriels et commerciaux assimilés aux déchets ménagers	Circulaire du 5 janvier 1995	- Annexe, Chapitre V : Exploitation, Article 28 : « Le stockage des déchets et des produits triés, transitant dans l'installation, doit s'effectuer dans des conditions limitant les risques de pollution (prévention [...] des odeurs). » - Annexe, Chapitre VIII : Prévention de la pollution de l'air, Article 46 : « Les installations susceptibles de dégager des [...] odeurs doivent être munies de dispositifs permettant de collecter et canaliser autant que possible les émissions. Ces dispositifs, après épuration des gaz collectés en tant que de besoin, sont munis d'orifices obturables et accessibles aux fins des analyses. Le débouché des cheminées doit être éloigné au maximum des habitations et ne pas comporter d'obstacles à la diffusion des gaz (chapeaux chinois, [...]). Il doit dépasser d'au moins 3 mètres les bâtiments situés dans un rayon de 15 mètres. »
Transit, regroupement et pré-traitement de déchets industriels	Circulaire du 30 août 1985	Titre I : Prescriptions communes aux installations de transit ou de prétraitement, Article 4.1 : « Stockages en réservoirs (fosses ou cuves d'une capacité de ... m ³), alinéa 2 : Emission de vapeurs ou d'odeurs : «L'exploitant met en œuvre les moyens nécessaires à la prévention des émissions de vapeurs et d'odeurs. Si les déchets stockés présentent une gêne olfactive, [...], les réservoirs de stockage doivent être fermés ou mis en dépression et les gaz collectés puis traités. [...] »

Tableau 11.2 : Prescriptions générales fournies dans les arrêtés sectoriels concernant les déchets.

Concernant l'article 31 de l'arrêté du 9 septembre 1997 (décharges de déchets ménagers), repris de l'arrêté du 10 octobre 1996 (incinération de déchets spéciaux), il convient de noter qu'une évaluation de l'impact olfactif peut être demandée par l'inspecteur des installations classées. Aucune méthode n'étant précisée, la démarche à réaliser est identique à celle décrite pour l'étude d'impact à fournir dans le dossier de demande d'autorisation des installations (cf. les modalités relatives aux installations soumises à autorisation).

3.2.3. Prescriptions applicables aux activités liées au traitement des eaux usées

La loi du 3 janvier 1992

La loi du 3 janvier 1992 poursuit le renforcement de la police des eaux et du milieu aquatique entamé en 1964 (loi du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution) (Malan et Pourtier, 2001).

L'article 10 (L.533-2 du Code de l'environnement du 21 septembre 2000) définit le champ d'application de la loi : « Sont soumis aux dispositions du présent article les installations ne figurant pas à la nomenclature des installations classées, les ouvrages, travaux et activités réalisés à des fins non domestiques [...] et entraînant des prélèvements [...], déversements, écoulements, rejets [...] »

À l'image de la réglementation relative aux installations classées, « les installations, les ouvrages, travaux et activités visés au I. sont définis dans une nomenclature [...] et soumis à autorisation ou à déclaration suivant les dangers qu'ils présentent et la gravité de leurs effets sur la ressource en eau et les écosystèmes aquatiques ».

Le décret n 93-742 du 29 mars 1993 relatif aux procédures d'autorisation ou de déclaration prévues par l'article 10 de la loi n 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau (J.O. du 30 mars 1993) définit les dispositions applicables aux opérations soumises à autorisation ou à déclaration.

Le décret n 93-743 du 29 mars 1993 relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration en application de l'article 10 de la loi n 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau (J.O. du 30 mars 1993) détaille cette nomenclature. A titre d'exemple, une station d'épuration constitue un ouvrage soumis à autorisation ou déclaration en fonction de sa capacité de traitement (Malan et Pourtier, 2001).

La considération des problèmes d'odeurs dans le cadre législatif de l'eau se retrouve en premier lieu, dans l'arrêté du 22 décembre 1994 fixant les prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnées aux articles L. 372-1-1 et L. 372-3 du Code des communes (Tableau 3).

Cet arrêté introduit notamment la notion de « système d'assainissement » qui est composé du « système de collecte » et du « système de traitement ».

D'après l'Article 1, cet arrêté « [...] vise le « système d'assainissement » composé du « système de collecte » et du « système de traitement ». Le « système de traitement » désigne les ouvrages d'assainissement [...] (ouvrages recevant un flux polluant journalier ou de capacité supérieurs à 120 kg DBO5/j, soumis à autorisation) et les ouvrages connexes (bassins de rétention, ouvrages de surverse éventuels, ...) Le terme de "système de collecte" désigne le réseau de canalisations qui recueille et achemine les eaux usées depuis la partie publique des branchements particuliers, ceux-ci compris, jusqu'aux points de rejet dans le milieu naturel ou dans le système de traitement ; il comprend les déversoirs d'orage (rubrique 5.2.0 [1°] du décret n° 93-743 du 29 mars 1993), les ouvrages de rétention et de traitement d'eaux de surverse situés sur ce réseau. »

Ouvrages dispensés d'autorisation

Les dispositions applicables aux ouvrages dispensés d'autorisation sont donnés également dans le tableau 3 qui reprend les articles traitant des odeurs. Les prescriptions visent à minimiser les émissions d'odeur, à limiter les nuisances olfactives ou la gêne pour le voisinage.

Epandage

En matière d'épandage des boues provenant du traitement des eaux usées, un certain nombre de prescriptions visant à limiter les nuisances, notamment olfactives, doivent être respectées (ADEME, 2004 ; Malan et Pourtier, 2001) (Tableau 11.3)

Activité	Arrêté	A propos des odeurs
Ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées : prescriptions techniques minimales applicables	22 décembre 1994	<p>- Chapitre I : Prescriptions générales pour les nouveaux systèmes d'assainissement, Section I : Contenu de la demande d'autorisation, Article 3.i : « Le document [...] justifie la compatibilité du projet aux réglementations et documents de planification en vigueur. Il comprend :</p> <p>i) Les dispositions de conception ou d'exploitation envisagées pour minimiser l'émission d'odeurs [...] susceptibles de compromettre la santé et la tranquillité du voisinage. »</p> <p>- Chapitre II : Prescriptions techniques particulières applicables aux nouveaux systèmes de traitement, Section IV : Implantation et préservation du site, Article 17 : « Les ouvrages sont implantés de manière à préserver les habitations et établissements recevant du public des nuisances du voisinage. Cette implantation doit tenir compte des extensions prévisibles des ouvrages ou des habitations. »</p> <p>- Annexe II : Règles générales applicables aux rejets en conditions normales d'exploitation pour des débits n'excédant pas leur débit de référence, Alinéa 1 : Règles générales de conformité : « Les échantillons [...] ne doivent pas contenir de substances de nature à favoriser la manifestation d'odeurs. »</p>
Ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées dispensés d'autorisation : prescriptions techniques minimales	21 juin 1996 Circulaire du 17 février 1997	<p>- Chapitre II : Dispositions techniques complémentaires applicables aux seules opérations soumises à déclaration, Section III : Implantation, Article 16 : « Les ouvrages sont implantés de manière à préserver les habitants et établissements recevant du public des nuisances de voisinage. Cette implantation doit tenir compte des extensions prévisibles des ouvrages ou des habitations. Les équipements sont conçus de façon à ce que leur fonctionnement minimise l'émission d'odeurs, [...] susceptibles [...] de constituer une gêne pour la tranquillité. [du voisinage]. »</p> <p>- Annexe II : Commentaires sur l'Arrêté du 21 juin 1996 (Article 16), 3. Commentaires additionnels sur l'arrêté du 21 juin 1996 : « L'article 17 de l'arrêté impose la prise en compte, lors de la conception et du choix d'implantation de la station, des nuisances auditives et olfactives. Sauf dispositions ou techniques particulières (notamment les procédés de traitement par le sol), il conviendra de retenir une distance de 100 mètres entre les ouvrages et les habitations, cette distance ne pouvant être réduite que si des précautions spécifiques sont prises (couverture de certains postes). »</p>
Epanchage de boues issues du traitement des eaux usées	Décret du 8 décembre 1997	<p>- Chapitre II : Conditions générales d'épandage des boues, Article 8 : « [...] Toutes dispositions doivent être prises pour que l'entreposage n'entraîne pas de gênes ou de nuisances pour le voisinage, [...] »</p> <p>- Chapitre III : Dispositions techniques relatives aux épandages, Article 15 : « [...] Des distances minimales doivent être respectées par rapport à [...] des habitations et établissements recevant du public de manière à [...] limiter les nuisances olfactives. [...] »</p> <p>- Chapitre IV : Application de la loi sur l'eau, Article 19 : « [...] le document mentionné comprend : [...] les dispositions envisagées pour minimiser l'émission d'odeurs gênantes. [...] »</p>
Epanchage de boues sur les sols agricoles : prescriptions techniques applicables	8 janvier 1998	<p>- Section I Conception et gestion des épandages, Article 5 : « [...] L'implantation des ouvrages d'entreposage, dépôts temporaires et dépôts de transit, leur conception et leur exploitation minimisent les émissions d'odeur perceptibles pour le voisinage, notamment lors des phases d'apport et de reprise des boues. [...] Le dépôt respecte les distances minimales d'isolement [...] » soit, d'après le tableau 4, annexe II, « 100 m pour « les immeubles habités ou habituellement occupés par des tiers, zones de loisirs ou établissements recevant du public »</p>

Tableau 11.3 : Prescriptions générales concernant les activités liées au traitement des eaux usées.

4. Jurisprudence

De par l'abondance et la diversité des situations conflictuelles dues aux problèmes d'odeurs et de nuisances olfactives, les cas de jurisprudence en la matière sont relativement nombreux. Un certain nombre de cas concernant principalement les installations classées sont détaillés ci-après (Malan et Pourtier, 2001).

4.1. Insuffisance d'étude d'impact

Cour administrative d'appel de Nancy (4 mai 1995) :

« [...] qu'il n'est pas non plus fourni de renseignements suffisamment précis sur les bruits et les odeurs qui seront émis ; qu'il est procédé par voie d'affirmations, lesquelles ne sont corroborées par aucune étude objective et précise ; qu'ainsi, l'étude d'impact jointe au dossier d'enquête publique ne saurait être regardée, de par l'insuffisance de son contenu, comme répondant aux exigences du décret du 21 septembre 1977 [...] ».

Tribunal administratif de Strasbourg (7 octobre 1993) :

« [...] qu'en ce qui concerne les odeurs, l'étude ne comporte qu'une page de remarques très générales relevant le caractère subjectif de cette nuisance, insuffisantes tant au regard des prescriptions du décret du 21 septembre 1977 qu'en raison de l'importance pour les milieux habités environnants de la connaissance et de la maîtrise des émissions concernées [...] ».

Sur différents types d'installations industrielles, des valeurs limites en termes d'émission d'odeurs peuvent être proposées en accord avec l'inspecteur des installations classées et incluses dans l'arrêté préfectoral.

Il convient toutefois, de préciser que la jurisprudence n'a pas, à l'heure actuelle, retenu l'absence de mesures de contrôle ou de suivi olfactifs de l'installation. La mise en place de ce type de mesures, qui s'apparenteraient à de l'autosurveillance, n'est pas à exclure pour l'avenir (Malan et Pourtier, 2001).

4.2. Dommage et Intérêts

Cour administrative d'appel de Lyon (13 novembre 1991) :

« [...] qu'ils ne sont fondés à demander réparation au titre de leurs troubles de jouissance que des seules nuisances olfactives qu'ils subissent, qu'il y a lieu de fixer l'indemnité destinée à compenser ce préjudice à la somme de 50 000 F.

Considérant que les nuisances auxquelles est exposée la propriété de M. et Mme A. affectent sa valeur vénale [...] ; qu'il en sera fait une juste indemnisation en la chiffrant à 100 000 F [...] ;

qu'il y a lieu de condamner la commune à leur payer cette somme, à moins qu'elle ne préfère, dans le délai de 2 ans, réaliser, pour mettre fin aux nuisances olfactives, les travaux préconisés par l'expert [...] ».

La jurisprudence précédente témoigne du fait que certains riverains, prenant connaissance de ce type de jugements, peuvent espérer obtenir des indemnités financières non négligeables, d'où la nécessité, pour l'industriel de se protéger avec un arrêté préfectoral clair en termes d'objectifs olfactifs, comme en atteste le cas exposé ci-dessous (Malan et Pourtier, 2001).

4.3. Conformité vis-à-vis de l'arrêté préfectoral d'autorisation

Tribunal administratif de Lyon (13 juillet 1993) :

« Considérant qu'il résulte de cette étude, réalisée par le CETE de l'APAVE lyonnaise et la société EOG que les dispositions de l'arrêté préfectoral [...] sont respectées en matière de normes de rejets atmosphériques et qu'il n'a pu être mis en évidence une présomption de gêne olfactive »...];

[...] dans ces conditions, le moyen tiré de ce que le risque de nuisances olfactives importantes aurait justifié un refus d'autorisation d'exploiter l'installation doit être écarté ;

Le tribunal décide que la requête de l'ASCOL est rejetée. »

Ce dernier cas de jurisprudence atteste ainsi de la prise en compte dans le jugement d'une étude d'objectivation de la gêne olfactive (Malan et Pourtier, 2001).

5. Conclusion

En France, les odeurs d'origine industrielle ou agricole sont généralement émises par des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE), soumises à déclaration (ICPE-D) ou à autorisation (ICPE-A). La réglementation relative aux ICPE, développée dans le livre V, titre I du Code de l'Environnement, s'articule autour i) de la prévention : une étude d'impact destinée au dossier d'autorisation est établie par l'exploitant d'une ICPE-A en réponse à la demande du préfet (décret 77-1133 de septembre 1977) et prend en compte la problématique des odeurs ; ii) de la limitation des rejets gazeux odorants au niveau des sources : les prescriptions applicables par les exploitants sont définies, au niveau national par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE) comme sur le plan local par les préfets.

L'application de la réglementation en vigueur, ou la préparation de textes nouveaux, se traduit par la nécessité de disposer de méthodes et de moyens de mesures adéquats : ceux-ci sont décrits dans les normes, qu'elles soient françaises (normes AFNOR), européennes (normes CEN) ou internationales (normes ISO). De plus, le législateur est appelé à prendre en compte les évolutions de la technique et de la métrologie.

Il est clair que, pour une bonne application de la législation, les différents intervenants doivent veiller au choix d'une stratégie d'étude appropriée aux objectifs fixés et à la réalisation de mesures de qualité. Concernant la stratégie d'étude, une attention particulière doit être portée sur les points de mesures et les conditions de fonctionnement de l'installation.

Références

ADEME : Pollutions odorantes, 2004.

<http://www.ademe.fr/entreprises/polluants/polluants/polluant>

Arnoux P et Dupraz C (2001) La législation des installations classées, Principes et nouveautés, Stage « La législation des Installations classées », 24-27 avril 2001, CFDE, 18, rue Jean Giraudoux, 75016, Paris.

Code permanent Environnement et nuisances, 2000, Rubriques Air ou Installations classées, Editions Législatives.

Gouronnec, A.M., La Réglementation en France, Dans : Guide Odeurs ADEME, sous presse.

Malan, S. et Pourtier, L., 2001. Réglementation en matière d'odeurs, Dans : Techniques de l'Ingénieur, Traité Environnement, G2 910, pp.1-9.

Chapitre 12

Le contexte législatif international

1. Introduction

Le présent chapitre ne prétend pas fournir un tableau exhaustif de la législation internationale sur les odeurs mais vise à considérer les démarches mises en œuvre dans les pays de la Communauté Européenne et de l'Amérique du Nord.

Ainsi, en Europe, l'Allemagne, l'Autriche, la Belgique, le Danemark, l'Espagne, l'Italie, les Pays-Bas, le Royaume-Uni et la Suisse participent au groupe de travail « WG2 » chargé de l'élaboration des normes européennes sur les odeurs (Gouronnet, sous presse). Hors Europe, il est intéressant de prendre en compte la démarche des Etats-Unis en terme de législation sur les odeurs.

La synthèse des approches législatives appliquées dans certains pays de l'Union Européenne tels la France, l'Allemagne, les Pays-Bas et la Belgique et au Québec, montre que la législation sur les odeurs s'articule autour des quatre axes principaux suivants :

le contrôle des émissions à la source ;

le contrôle des immissions dans le milieu récepteur ; les immissions (concentrations mesurées de polluants dans l'air) sont le résultat des émissions (activités humaines) et des processus de dispersion, transformation chimique et dépôts, contrôlés par la météorologie.

le contrôle des distances minimales de voisinage entre la source d'odeur et les riverains. L'objectif est de faire en sorte que les odeurs perçues ne soient pas considérées comme une nuisance.

L'évaluation de la nuisance subie par la population ;

La gestion de la nuisance.

2. Le contrôle des émissions à la source

Au sein de l'Union Européenne, la réglementation en terme d'émissions de composés malodorants à la source varie selon les pays.

Pour certains pays comme les Pays-Bas, les nuisances odorantes constituent des problèmes d'environnement locaux qui sont résolus par conséquent sur le plan local dans le cadre de permis environnementaux élaborés par les autorités locales à destination des industriels.

Si, en Allemagne, la réglementation sur l'air préconise des méthodes et précautions à prendre au niveau des procédés industriels pour limiter la dispersion des odeurs, la loi fournit des concentrations massiques pour certains composés chimiques (styrène, diméthylamine, acétaldéhyde, méthyl acrylate, mercaptans, H₂S) mais pas de concentrations d'odeur maximales (Tableau 12.1). D'après le texte de loi, si ces précautions ne sont pas suffisantes pour certains composés odorants, il sera alors nécessaire de mettre en place un procédé de désodorisation et imposer une limite à l'émission sous la forme d'un rendement olfactif.

Composés	Concentration (mg.m ⁻³)
Styrène	100
Diméthylamine	20
Acétaldéhyde	20
Acrylate de méthyle	20
Mercaptans	20
Sulfure d'hydrogène	5

Tableau 12.1 : Concentrations massiques maximales à l'émission.

La réglementation peut faire également référence aux recommandations édictées par le Verein Deutscher Ingenieure (VDI) pour limiter à la source les odeurs émises par les activités industrielles liées aux élevages, aux installations de cuisson de poisson et de viande, aux équarrissages et abattoirs, à l'extraction d'huile végétale ou graisses ou pour conseiller les technologies de traitement des odeurs à mettre en place (Guide ADEME, sous presse).

En Suisse, la législation sur les odeurs s'appuie principalement sur la LPE, Loi sur la Protection de l'Environnement, (loi fédérale du 7 octobre 1983, état du 30 novembre 2004) et sur l'OPair, ordonnance fédérale du 16 décembre 1985, état du 03 août 2004, sur la protection de l'air.

A l'émission, la LPE prévoit des valeurs limites pour les émissions s'il y a lieu de présumer que les atteintes seront nuisibles ou incommodes. Néanmoins, aucune valeur limite exprimée en termes d'unités d'odeur n'est donnée dans le texte. Les autorités peuvent toutefois consulter pour information les données fournies par l'Office Fédéral de l'Environnement des Forêts et du Paysage (OFEFP). Celui-ci met en relation, dans une synthèse de données mesurées sur des sites industriels, les concentrations d'odeur à l'émission, exprimées en uo.m⁻³, avec les effets prévisibles sur le voisinage. Le but est d'aider les autorités à orienter leurs actions. Cinq catégories sont ainsi définies depuis les concentrations d'odeur inférieures à 100 uo.m⁻³ (« très probablement aucune nuisance olfactive ») jusqu'à celles supérieures à 10 000 uo.m⁻³ (« l'épuration de l'air d'évacuation est nécessaire ») (Gouronnec, sous presse).

En ce qui concerne la réglementation à l'émission aux Etats-Unis, la caractérisation de l'effluent par des mesures de facteurs de dilution au seuil de perception est de plus en plus souvent nécessaire pour l'établissement des autorisations de fonctionnement, lesquelles comprennent de plus en plus communément un volet odeur. Il est possible, mais pas systématique, que soit fixée une valeur limite de facteur de dilution à ne pas dépasser : par exemple 250 pour une installation de traitement d'odeur. La méthode de mesure préconisée est soit la norme américaine ASTM E679-91 soit le projet de norme européen prEN 13725. En complément, des modèles de calculs de dispersion atmosphérique peuvent être utilisés pour déduire les concentrations d'odeur dans l'environnement ou pour déterminer une concentration d'odeur à l'émission à partir d'une valeur limite dans l'environnement, ce qui peut être inclus dans la réglementation, tout comme la stratégie de réduction des émissions (Gouronnec, sous presse).

3. Contrôle des immissions dans le milieu récepteur

En Suisse, la LPE envisage la définition de valeurs limites telles que les immissions ne génèrent pas de nuisances. Toutefois, en l'absence de valeurs spécifiques aux odeurs, l'article 5 alinéa 5b de l'OPair considère qu'une « immission » est excessive « s'il est établi, sur la base d'une enquête, qu'elle incommode sensiblement une importante partie de la population ».

En Allemagne, la législation prévoit, qu'avant toute considération sur les immissions, la conformité des émissions avec la loi, ainsi que toutes les possibilités de réduction des émissions envisagées par celle-ci, doivent avoir été étudiées. Les valeurs limites sont celles à partir desquelles la nuisance est considérée comme importante ; elles sont données en termes de temps pendant lequel l'odeur est perçue au delà de son seuil de perception. Dans le cas général, l'immission maximale admissible est fixée à 10 % du temps pour les zones d'habitats ou mixtes et à 15% du temps pour les zones commerciales ou industrielles. Les installations industrielles, raffineries, élevages intensifs et stations de traitement des eaux sont concernées par ces valeurs maximales.

Aux Pays-Bas, la lettre du ministre du 30 juin 1995 précise que les concentrations d'odeur de 10 ge.m^{-3} ($= 5 \text{ uo}_E.\text{m}^{-3}$) comme percentile 98 pour les installations existantes n'est plus considérée comme une valeur limite. Des études récentes mettant en relation les concentrations d'odeurs et les concentrations massiques ont montré qu'une nuisance olfactive excessive est également observée à une concentration de $2\text{-}3 \text{ ge.m}^{-3}$ ($= 1 \text{ uo}_E.\text{m}^{-3}$). Pour les nouvelles installations, la concentration de 1 ge.m^{-3} ($= 0,5 \text{ uo}_E.\text{m}^{-3}$) comme percentile 99,5 pour les installations nouvelles n'est plus considérée comme une valeur limite mais comme une valeur de référence acceptable (The Netherlands Emission Guidelines for Air, Chapitre 4.4, 2003). En conclusion, ces études montrent, qu'aux Pays-Bas, la concentration d'odeurs ne peut pas dépasser $1 \text{ uo}_E.\text{m}^{-3}$ dans l'environnement.

Aux Etats-Unis, les seuils de détection sont déterminés au moyen d'un olfactomètre de terrain. Les mesures sont effectuées préférentiellement en limite de propriété des industries émettrices d'odeur. Il existe un classement à quatre niveaux qui met en relation la valeur du facteur de dilution au seuil de perception mesuré et le niveau de gêne. Ce

classement est utilisé par les autorités pour fixer les valeurs limites à ne pas dépasser dans les autorisations de fonctionnement (Gouronnec, sous presse).

4. Le contrôle des distances de voisinage

Le contrôle des distances de voisinage concernent les élevages intensifs et concernent l'Allemagne, les Pays-Bas, la Suisse, la Belgique et les Etats-Unis.

En Suisse, « lors de la construction d'une installation, il y a lieu de respecter les distances minimales jusqu'à la zone habitée, requise par les règles de l'élevage. Sont notamment considérées comme telles les recommandations de la Station fédérale de recherche d'économie d'entreprise et de génie rural. » (Annexe 2, chapitre 51, OPair du 16 décembre 1985).

Aux Pays-Bas, selon la loi et préalablement à l'implantation d'activités susceptibles de générer des émissions malodorantes excessives et par conséquent des nuisances olfactives, il est nécessaire de respecter une distance de séparation entre les sources d'odeur et les zones résidentielles ou sensibles afin d'éviter la formation d'une nuisance nouvelle. Cela est appliqué aux installations nouvelles comme aux extensions d'installations à risques. Des recommandations sont données dans la littérature (Operations and Environmental Zoning, 1992 ; Cattle Farming and Nuisance Act, 1985).

En Belgique et plus particulièrement dans la région des Flandres, dans le secteur agricole, les nouvelles installations d'élevage sont tenues de respecter des distances minimales de :

2 500 mètres pour les porcheries autres que les porcheries fermées,

2 500 mètres pour les porcheries fermées comprenant plus de 1 800 porcs,

50 à 400 mètres pour les porcheries fermées de moins de 1 800 porcs ; la distance imposée est déterminée en fonction de la conception des bâtiments, en particulier la ventilation, et du mode de stockage du lisier (Gouronnec, sous presse).

En Allemagne, afin d'éviter les nuisances olfactives, la législation impose aux exploitants d'élevages intensifs le respect de distances minimales entre les bâtiments d'élevages et les habitations ou zones constructibles. Les recommandations VDI 3471, 3472, 3473 et 3474 et la TA luft contiennent les éléments nécessaires au calcul des distances (Muller et Krause, 2004).

Le calcul des distances minimales tient compte des paramètres suivants : le type d'élevage, les critères relatifs à la conduite de l'élevage, les caractéristiques techniques de l'installation, la topologie du site et la météorologie locale.

Aux Etats-Unis, la préoccupation majeure concerne également les odeurs issues des élevages industriels dont la capacité peut actuellement être très importante (250 000 porcs

dans un élevage du Texas). Au Missouri, alors que l'agriculture n'était pas soumise à la législation sur les odeurs, l'état, en réponse aux nombreuses plaintes enregistrées, a supprimé en 1999 l'exemption de certaines activités agricoles de la législation sur les odeurs. Aux Etats-Unis, les distances de séparation ne semblent pas être appliquées au niveau des états, mais plutôt au niveau des villes ou des comtés. Pour illustrer ce propos, certaines agences d'état (quatre en 1996) constatent que les problèmes d'odeur pourraient être évités par une meilleure répartition de l'espace entre zones industrielles et zones résidentielles et l'un d'eux précise que 90 % de ses problèmes d'odeur sont liés à cette mauvaise répartition (Gouronnet, sous presse).

5. La mesure de la nuisance et sa gestion

Aux Pays-Bas, une procédure est recommandée dans les « The Netherlands emission guidelines for air » ou NeR (chapitre 3.6, avril 2003) afin d'harmoniser la démarche suivie par les autorités compétentes pour la détermination du niveau de nuisance acceptable (figure 12.1).

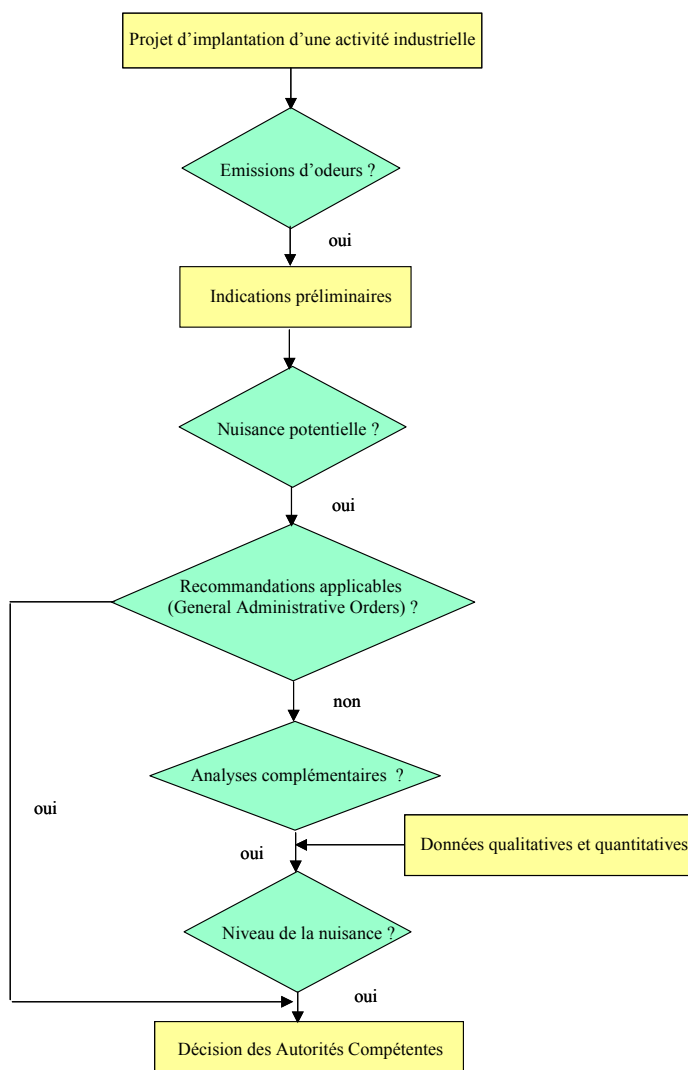


Figure 12.1 : Procédure adaptée par les Pays-Bas en matière d'odeur (d'après le « The Netherlands emission guidelines for air », chapitre 3.6, 2003).

Les questions posées sont les suivantes (Figure 12.1).

- L'activité de l'installation génère-t-elle des émissions d'odeurs ?
- Les odeurs émises peuvent-elles entraîner une gêne olfactive ?
- Quelles sont les recommandations adaptées au site étudié ?
- Dispose-t-on de prescriptions de valeurs limites applicables à des sites industriels dont l'activité est à l'origine d'une nuisance comparable ?
- Est-il nécessaire de réaliser des études qualitatives ou quantitatives afin d'acquérir des connaissances supplémentaires ?
- Le niveau de nuisance induit par l'installation est-il acceptable ?

Les résultats obtenus permettent aux autorités compétentes de considérer la nuisance et de porter un jugement sur l'acceptabilité de cette nuisance. Les décisions prises peuvent avoir des conséquences sur l'activité du site industriel.

Le dispositif mis en œuvre est le suivant. Les éléments figurent dans le tableau ci-dessous.

Critères	Caractéristiques	Références
Les plaintes et leur gestion	Collecte des plaintes Analyse des données Enquêtes Retour d'informations au riverains	
Etude de cas similaires	-Données sur des installations industrielles similaires -Textes traitant : <ul style="list-style-type: none"> ✓ Des activités générant des odeurs, ✓ Des procédés et substances générant des nuisances olfactives, ✓ De l'impact des odeurs sur l'environnement, ✓ Des distances à respecter entre les bâtiments d'exploitation et les voisins en fonction des secteurs industriels. 	"Manual of Model requirements for Air Pollution Abatement" "National Institute of Public Health and the Environment" "Association of Municipalities in the Netherlands"
Description périodique de la nuisance au cours des tests olfactifs	-Données provenant d'un individu appartenant à l'exploitation ou au service public -Des jurys de riverains -Mesure de la fréquence des événements odorants dans le voisinage -Prise en compte de la dispersion atmosphérique par modélisation	"Publication Series Air n°115, décembre 1994" Procédure appliquée en Allemagne également
Evaluation subjective de la nuisance	Calcul d'indices de la nuisance Enquêtes téléphoniques	"Publication Series Air n°50, 1985" "Publication Series Air n°115, décembre 1994"

Détermination de la concentrations d'odeurs	-Qualification de l'odeur selon une échelle hédonique	"Publication Series Air n°70"
	-Mesure du débit d'odeurs (uo _E /heure)	"Publication Series Air n°115, décembre 1994"
	-Calcul complémentaire de la concentration d'odeurs (uo _E /m ³)	

Tableau 12.2 : Moyens d'évaluation de la « nuisance olfactive » (d'après le « The Netherlands emission guidelines for air, chapitre 3.6, 2003).

Aux Etats-Unis, concernant la majorité des règlements basés sur le concept de nuisance les textes ont habituellement un domaine d'application très général et souvent ne citent même pas le terme « odeur ». Les textes relèvent dans ce cas de la pollution de l'air et des nuisances en général. Les critères retenus dans les textes pour déterminer la nuisance sont variables d'un état à l'autre, notamment dans la terminologie employée par les inspecteurs chargés de déterminer la nuisance. Des critères spécifiques aux traitements des plaintes existent également. En pratique, il apparaît nécessaire, dans presque tous les états, qu'il y ait plainte pour qu'une action soit entreprise. La gestion des plaintes (réponse envoyée au plaignant, traitement, action) est très variable d'un état à un autre (Gouronnet, sous presse).

Références

Gouronnec, A.M., La Réglementation à l'étranger, Dans : Guide Odeurs ADEME, sous presse.

Guideline VDI 3474, 2001, Editor: VDI Verein Deutscher Ingenieure (The Association of Engineers), Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN - Normenausschuss (Commission on Air Pollution Prevention of VDI and DIN - Standards Committee). http://www.vdi.de/vdi/presse/mitteilungen_details/index.php?ID=14063

Loi Fédérale sur la Protection de l'Environnement du 7 octobre 1983 (état le 30 novembre 2004), pages 1-44

Müller HJ, Krause KH, 2004. Odour emission from different livestock buildings and the dispersion of odour in the surroundings, European Conference, "Environmental Odour Management", 17-19 juin 2004, Cologne, Germany

Ordonnance sur la Protection de l'air du 16 décembre 1985 (état le 3 août 2004), pages 1-88.

The Netherlands Emission Guidelines for Air (NeR), Chapitre 3.6, pages 157-165.

The Netherlands Emission Guidelines for Air (NeR), Chapitre 4.4, pages 191-198.

Conclusion générale

L'importance des sensations olfactives n'est plus à démontrer à l'heure actuelle. Les odeurs sont en effet, avec les poussières et le bruit, l'une des nuisances les plus fortement ressenties par les riverains d'installations industrielles. Les odeurs représentent un réel problème pour l'industriel confronté à cette problématique. Prévenir leur formation et leur émanation est une priorité pour ceux qui désirent améliorer leur image de marque et leurs relations avec le voisinage. Les mauvaises odeurs sont systématiquement à l'origine d'une inquiétude de la population quant à la qualité de l'air qu'elle respire. Les composés chimiques à l'origine des odeurs appartiennent majoritairement à la famille des composés organiques volatils (COV), exception faite toutefois de l'ammoniac et de l'hydrogène sulfuré, composés inorganiques très fréquemment rencontrés dans les gaz malodorants.

Dans le secteur des déchets, les trois sources principales sont les Centres de Stockage des Déchets (CSD), les stations de compostage et les Stations d'Épuration des eaux usées. Dans les décharges d'Ordures Ménagères, les sources principales d'odeurs sont : le biogaz, le déchet frais et le lixiviat. Il a été recensé plus de 500 composés présents dans les gaz issus de décharges d'ordures ménagères, leurs type et concentration dépendant de la nature et de la composition du déchet déposé à la décharge et pouvant se modifier suite à des processus chimiques et biologiques qui ont lieu à l'intérieur de la décharge. Les principaux composés ayant un impact odorant important sont les soufrés réduits, les aldéhydes et les acides carboxyliques formés dans les premières étapes de dégradation du déchet, les composés chlorés avec le Chlorobenzène et le 1,1,1-Trichloroéthane. Dans le secteur du compostage, les composés émis sont essentiellement de l'ammoniac et des amines ainsi que des COV tels que le xylène, des alcanes et des terpènes. Les eaux usées du réseau d'égout sont polluées souvent à partir des mêmes déchets solides que ceux rencontrés dans les CSD. Les composés émis sont majoritairement des soufrés réduits avec l'hydrogène sulfuré et le méthyl mercaptan et les composés azotés (ammoniac, amines, indole scatole). Les eaux résiduaires urbaines et industrielles (usées) chargées en matières organiques, en composés azotés, soufrés et phosphorés, peuvent induire la formation d'odeurs désagréables suivant un processus biologique de fermentation qui se déclenche en milieu réducteur.

Dans le cas des odeurs, la problématique n'est pas obligatoirement et simplement une réduction des émissions, mais une réduction de la nuisance subie par la population riveraine des émetteurs. Par conséquent, si un effluent gazeux malodorant est généralement constitué d'un mélange complexe de composés soufrés, azotés, oxygénés et des hydrocarbures, la réduction de la concentration globale des composés odorants dans l'air n'est pas forcément corrélée avec une réduction de la nuisance. Ainsi, la méthodologie d'approche d'un problème d'odeurs doit envisager la mise en œuvre de méthodes d'analyse physico-chimique et sensorielle. Les approches physico-chimiques, sensorielles ou par le biais de capteurs peuvent toutes trouver des applications dans le secteur déchets. Toutefois, certains développements restent à faire comme l'amélioration des prélèvements surfaciques sur les déchets solides ou la mise en place de réseaux de nez électroniques sur de plus nombreux sites.

Les sources d'émission localisées, l'industriel doit rechercher la solution la plus adaptée pour réduire les nuisances qu'elles provoquent. Dans un premier temps, une action à la source peut être envisagée. Néanmoins, même si une conception rigoureuse ou une action sur le process a préalablement permis de réduire le volume des émissions gazeuses odorantes, la mise en place d'un traitement s'avère nécessaire. Suivant les caractéristiques de l'effluent à traiter, certains procédés sont particulièrement indiqués. Ainsi, le choix d'une technique de traitement est motivé par à la fois l'abattement désiré en polluant et les aspects économiques, et nécessite, en toute rigueur, une connaissance de l'effluent à traiter. L'orientation vers un procédé de traitement donné se fait donc au cas par cas. En premier lieu, les procédés de traitement sont plus complémentaires qu'antagonistes. En effet, pour une gamme de débits et une teneur donnée en polluants, toutes les techniques ne sont pas applicables, pour des questions de coût et de faisabilité. La méthode qui peut traiter les plus fortes concentrations aux plus forts débits est la technique d'incinération. D'autre part, les méthodes biologiques sont plus appropriées que les méthodes physico-chimiques pour les gaz à faible teneur en polluant. De plus, ces méthodes biologiques demeurent appropriées au

traitement de forts débits de gaz pollué. Il convient cependant de noter que l'évolution de la réglementation fait qu'il devient de plus en plus difficile de satisfaire aux normes de rejet par la mise en œuvre d'un procédé unique de traitement. Il devient donc de plus en plus nécessaire de prendre en compte les problèmes de traitement d'effluents gazeux sous l'angle de la mise en œuvre de filières de traitement, c'est à dire de couplage de procédés.

La synthèse des approches législatives appliquées dans certains pays de l'Union Européenne tels la France, mais aussi l'Allemagne, les Pays-Bas et la Belgique et au Québec, montre que la législation sur les odeurs s'articule autour des quatre axes principaux suivants : le contrôle des émissions à la source ; le contrôle des immissions dans le milieu récepteur ; le contrôle des distances minimales de voisinage entre la source d'odeur et les riverains ; l'évaluation de la nuisance subie par la population ; la gestion de la nuisance.

Il convient également de noter que, pour une bonne application de la législation, les différents intervenants doivent veiller au choix d'une stratégie d'étude appropriée aux objectifs fixés et à la réalisation de mesures de qualité. Concernant la stratégie d'étude, une attention particulière doit être portée sur les points de mesures et les conditions de fonctionnement de l'installation.