

**TRAITEMENT
DES EAUX USEES
URBAINES**

Mai 2002

SOMMAIRE

	Pages
Chapitre 1 Le rôle des institutions et les politiques en matière d'eau	2 à 15
Chapitre 2 Réglementation concernant les ouvrages de collecte, Les ouvrages de traitement et les déchets	16 à 54
Chapitre 3 Schéma directeur d'assainissement	55 à 81
Chapitre 4 Procédures administratives et techniques pour la construction d'une station de traitement des eaux usées	82 à 94
Chapitre 5 Mission d'ingenierie	95 à 98
Chapitre 6 Généralités sur les techniques de l'assainissement	99 à 139
Chapitre 7 Présentation des divers éléments des filières de traitement des eaux usées	140 à 165
Chapitre 8 Prétraitement	166 à 184
Chapitre 9 Traitement de l'azote et du phosphore	185 à 200
Chapitre 10 Les cultures fixées en traitement d'eaux résiduaires	201 à 218
Chapitre 11 Les lits bactériens	219 à 236
Chapitre 12 Le lagunage	237 à 254

Chapitre 13	
Les lits filtrants plantés de roseaux	255 à 264
Chapitre 14	
Les technologies de désinfection des eaux usées	265 à 284
Chapitre 15	
Conditionnement et traitement des boues	285 à 328
Chapitre 16	
Les boues résiduaires urbaines-évolution de la production et avenir des différentes filières d'évacuation	329 à 356
Chapitre 17	
Vers une nouvelle génération de procédés de traitement Biologique des boues résiduaires urbaines	357 à 370
Chapitre 18	
Contrôle centralisé et automatismes	371 à 394
Chapitre 19	
Les coûts d'exploitation du traitement des eaux usées	395 à 406
Chapitre 20	
Glossaire eau & assainissement	407 à 428

Chapitre 1

LE ROLE DES INSTITUTIONS ET LES POLITIQUES EN MATIERE D'EAU

A. SADOWSKI

SOMMAIRE

I. FINALITE D'UNE POLITIQUE DE L'EAU	3
II. LES ACTEURS DE LA POLITIQUE DE L'EAU	3
II.1. LA C.E.E.....	3
II.2. L'ETAT	3
<i>II.2.1. Organisation de l'Etat au niveau national</i>	4
<i>II.2.2. Organisation de l'Etat au niveau du bassin</i>	5
<i>II.2.3. Organisation de l'Etat au niveau de la Région</i>	5
<i>II.2.4. Organisation de l'Etat au niveau du département</i>	6
II.3. LES ORGANISATIONS DE BASSIN	9
II.4. L'ORGANISATION COMMUNALE.	10
II.5. LES AUTRES ACTEURS	11
III. LES POLITIQUES DE L'EAU	11
III.1. UNE POLITIQUE D'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE	11
<i>III.1.1. Schéma régional d'aménagement des eaux</i>	11
<i>III.1.2. Le schéma départemental de vocation piscicole et halieutique</i>	11
III.2. UNE POLITIQUE FINANCIERE	12
<i>III.2.1. Les taxations et redevances</i>	12
<i>III.2.2. Les aides financières</i>	12
<i>III.2.3. Autofinancement</i>	12
III.3. LES POLITIQUES D'ENVIRONNEMENT	12
IV. POLITIQUES SPECIALISEES (POUR MEMOIRE).....	13
IV.1. LES EAUX PLUVIALES (DECRET DU 23.02.1973) ET LES EAUX USEES.....	13
IV.2. LES EAUX DE CONSOMMATION HUMAINE.....	13
IV.3. LA POLITIQUE D'AMENAGEMENT ET DE GESTION DES RIVIERES (SAGEECE).....	13
IV.4. LES EAUX DE LOISIRS.....	13
IV.5. LES NAPPES ET GRAVIERES	13
IV.6. LES ZONES HUMIDES.....	13
IV.7. LES VOIES NAVIGABLES.....	13
IV.8. L'URBANISME	13
GLOSSAIRE.....	14

I. FINALITE D'UNE POLITIQUE DE L'EAU

Toutes les politiques de l'eau satisfont des finalités pouvant être regroupées en trois grandes catégories :

- **Santé-Sécurité** : il est nécessaire de préserver la santé des personnes (qualité, ...) et protéger leurs biens (inondations, ...).
- **Eau utile** : l'eau et l'environnement sont utilisés pour satisfaire à des besoins variés : transport, énergie, loisirs, AEP, assainissement, pêche, dilution de polluants, ...
- **Ecosystème aquatique et patrimoine** : l'eau s'intègre dans un système vivant et complexe qu'il faut à la fois préserver, utiliser et éventuellement réhabiliter.

Il y a lieu de définir un équilibre entre ces trois finalités qui sont relativement contradictoires.

II. LES ACTEURS DE LA POLITIQUE DE L'EAU

II.1. LA C.E.E.

D'où émanent aides financières et directives, dont la plus récente n° 91/271 du 21.05.1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires.

Depuis l'acte unique de 1986, une politique globale de l'environnement est en cours de définition. Elle aura prochainement des répercussions multiples sur la loi et réglementation nationale.

II.2. L'ETAT

L'Etat est à l'origine de lois et codes divers (code rural, code de la santé, code de l'urbanisme, code des communes, loi sur l'eau, loi pêche, lois de décentralisation, de protection de la nature) et de textes spécialisés et est source de financements directs et indirects.

L'intervention de l'Etat en matière de politique et de police des eaux s'appuie essentiellement sur la loi sur l'Eau (Loi du 16.12.1964 et loi du 03.01.1992) et la loi Pêche (Circulaire n° 86.3 du 31.01.1986 en application de l'article 407 du code rural résultant de la loi du 29.06.84 non parue au journal officiel). Ce dernier article, qui faisait jusqu'alors référence en matière de protection du milieu naturel, est repris et élargi dans la nouvelle loi sur l'Eau.

Le décret n° 87.154 du 27.02.1987 et la circulaire n° 87.91 du 18.11.1987 relatifs à la coordination interministérielle et à l'organisation de l'administration dans le domaine de l'eau précisent l'action de chaque service au niveau de chaque échelon :

- le bassin;
- la région;
- le département.

II.2.1. Organisation de l'Etat au niveau national

II.2.1.1. Le Comité Interministériel de la Qualité de la Vie

Le comité examine outre les questions en matière d'environnement et de qualité de la vie, les questions nécessitant une coordination interministérielle en matière d'eau.

Le ministre chargé de l'environnement assure, par délégation du premier ministre, la coordination entre les ministères intervenant dans le domaine de l'eau, prépare les délibérations et suit l'exécution des décisions par les ministères concernés.

II.2.1.2. La Mission Interministérielle de l'Eau

Sous la présidence du ministre chargé de l'environnement, elle réunit périodiquement les représentants des ministres suivants :

de l'Equipement et du logement, de l'Aménagement du Territoire, des Transports, de l'Economie et des Finances, des Affaires Etrangères, de la Défense, de l'Intérieur, de l'Agriculture, du Plan, de l'Industrie, du Tourisme, de la Santé et de la Mer.

Cette mission donne son avis au ministre chargé de l'environnement sur les programmes d'investissement et la répartition des ressources et moyens, en particulier celle des crédits affectés à l'eau, à inscrire au budget des divers départements interministériels.

La mission examine l'ensemble des projets de directives, lois, décrets, ... et peut donner son avis sur toute question que lui soumettra le ministre chargé de l'environnement. Les travaux sont préparés par la mission interministérielle déléguée composée de fonctionnaires des ministères concernés.

II.2.1.3. Le Comité National de l'Eau

Créé par la loi du 16.12.1964, ce comité est un organe consultatif, donnant son avis sur tous les projets d'aménagement et de répartition des eaux ayant un caractère national, sur les grands aménagements régionaux et sur les problèmes communs à plusieurs comités de bassin.

II.2.1.4. Le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique

Placé auprès du ministre de la santé, il délibère sur les questions intéressant l'hygiène publique et la protection de la santé publique. Il peut être saisi de tous projets d'assainissement à la demande d'un préfet intéressé. Sur certains projets d'assainissement, sa consultation est obligatoire.

II.2.1.5. Autres organismes

Le ministère chargé de l'environnement est responsable de la police des eaux et de la gestion des eaux par l'intermédiaire du préfet de département et des services extérieurs mis à sa disposition.

Pour l'exercice des missions, le ministère chargé de l'environnement dispose d'une "Direction de l'eau et de la prévention des pollutions et des risques", chargée :

- du secrétariat de la mission interministérielle;
- de la protection, de la police et de la gestion des eaux (souterraines et superficielles);
- de la protection des eaux marines;
- de la prévention des inondations, des pollutions et des risques (activités industrielles et agricoles);
- de l'élaboration des règles relatives aux installations classées.

II.2.2. Organisation de l'Etat au niveau du bassin

La coordination des actions de l'Etat est assurée par le Préfet Coordonateur de Bassin (créé par application de la loi du 16.12.1964) en matière de police et de gestion des ressources en eau, ainsi que pour l'élaboration des schémas d'aménagement des eaux, des cartes d'objectifs de qualité et des schémas départementaux de vocation piscicole. Il a pour mission d'assurer la cohérence et l'homogénéité des décisions concernant le bassin.

Il est président de la Mission Déléguée du Bassin (Décret du 5.4.1968) et assure le secrétariat du Comité de Bassin. Il a sous son autorité directe la Délégué de Bassin qui, à l'aide d'une équipe légère et du Service Hydrologique Centralisateur, assure ou coordonne les actions techniques suivantes communes à l'ensemble du bassin :

- recueil et exploitation des données sur les ressources en eaux superficielles et souterraines (débit, qualité des eaux) et sur la connaissance du milieu, de la faune et de la flore utile à la vie aquatique et à la mise en valeur piscicole;
- études particulières du bassin relatives au régime, à la gestion, à la répartition des ressources en eau, à la qualité, à l'annonce des crues ou à la défense contre les inondations;
- mission de conseil auprès des services extérieurs de l'Etat dans ces domaines;
- rapporteur devant la mission déléguée de bassin des projets d'autorisation relevant de la police des eaux qui lui sont soumis en application des textes réglementaires.

II.2.3. Organisation de l'Etat au niveau de la Région

Le préfet de région dirige les actions de l'Etat dans le domaine de l'eau et coordonne les services de l'Etat dans le cadre d'actions dépassant le cadre départemental et cela sans avoir un pouvoir réglementaire explicite en matière de police des eaux, de police de la pêche et de gestion des ressources en eau.

Il participe aux réunions de la Mission Déléguée de Bassin. Il dispose pour l'exercice de ses missions dans le domaine de l'eau d'un service régional unique : le Service Régional d'Aménagement des Eaux (S.R.A.E.).

Le S.R.A.E. a un double rôle (Arrêté du 0.06.1987) :

- assurer, à l'échelon régional, le relais de l'action du délégué de bassin;
- élaborer et mettre en oeuvre une politique régionale de l'eau.

Le S.R.A.E. est secrétaire du Comité technique de l'Eau et a pour vocation de participer auprès du Préfet de Région aux organismes de bassin.

Le Comité Technique de l'Eau, sous la présidence du préfet de région, est l'instance privilégiée de concertation et de circulation de l'information entre les services et Etablissements Publics de l'Etat (DRAF, DRE, DRIRE, DRAE, Agence de Bassin, ...), les collectivités territoriales (région, département, grande agglomération), et les usagers (association, fédération de pêche, ...). Organe de concertation, il procède à l'étude des problèmes régionaux de l'eau et formule un avis à la mission déléguée de bassin et aux projets du B.R.G.M.

II.2.4. Organisation de l'Etat au niveau du département

Le département est la circonscription de base de l'intervention de l'Etat dans le domaine de la police et de la gestion des eaux.

II.2.4.1. Les services extérieurs de l'Etat

Le décret du 27.02.1987 maintient la compétence des services antérieurs :

- services interdépartementaux agissant sous l'autorité du préfet de département :
 - le service de la Navigation;
 - la Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement (DRIRE).
- services départementaux :
 - la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt (DDAF);
 - la Direction Départementale de l'Equipeement (DDE);
 - la Direction Départementale de l'Action Sanitaire et Sociale (DDASS).

II.2.4.2. Répartition des compétences dans le domaine de la police et de la gestion des eaux.

(Loi n° 64-1245 du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution).

Les pouvoirs de surveillance qui s'exercent sur les eaux superficielles et souterraines relèvent de la police administrative, plus précisément de la police des eaux. Les deux autres polices administratives dans le cadre de la lutte contre les pollutions sont la police de la pêche et la police des installations classées.

Les principaux objectifs de cette police sont le maintien d'un libre écoulement, la conservation quantitative et qualitative des eaux, la sécurité publique et la répartition des eaux.

La police des eaux doit toujours s'exercer dans l'intérêt général compte tenu des divers besoins et des diverses activités en présence, dans le respect des droits des usagers et des administrés aussi bien que des textes en vigueur.

La police des eaux est dévolue au Ministre de l'Environnement (Décret n° 76-1085 du 29 novembre 1976). Elle concerne l'instruction des procédures d'autorisation ou de déclaration ainsi que le contrôle de la gestion et de l'exploitation :

- des eaux souterraines;
- des cours d'eau;
- des prises d'eau et des ouvrages destinés à effectuer des déversements permanents ou temporaires;
- des opérations d'entretien (curage, faucardage, régularisation, ...);
- des extractions de matériaux;
- des ouvrages hydrauliques soumis à autorisation.

Elle concerne également :

- la constatation et la répression des infractions;
- les mesures à prendre en cas de sécheresse ou de pollution accidentelle.

Pour l'exercice de ces attributions, les services départementaux et régionaux des ministères compétents sont mis à disposition du Ministre de l'Environnement.

Il revient au Préfet de Département le soin de désigner les services de l'Etat compétents pour chaque milieu ou fraction de milieu aquatique autre que les eaux maritimes (arrêtés ministériels) et les cours d'eau appartenant au domaine public pluvial affecté à la navigation (arrêtés ministériels).

La répartition des compétences, en règle générale, est la suivante :

- Les eaux souterraines (Décret n° 73.218 du 23.02.1973 et arrêté du 8.03.1973) :

Les DDAF et le Service de la Navigation sont chargés de la police des eaux pour les déversements et prises d'eau pour les eaux situées à faible profondeur (suivant la répartition préfectorale).

Les DRIRE sont chargées de la police des Eaux pour les déversements et prises d'eau pour les eaux situées à grande profondeur.

- Les cours d'eau (Décret n° 62.1448 du 24.11.1962 relatif à l'exercice de la police des eaux) :

En règle générale, les DDE ou les Services de la Navigation sont chargés du contrôle, des travaux, de la police et de la gestion des eaux sur les cours d'eaux domaniaux (sauf ceux de la compétence de la DDAF), et des travaux d'aménagement destinés à l'alimentation ou à l'amélioration des canaux et cours d'eau navigables ou flottables.

Les DDAF sont en règle générale chargées du contrôle des travaux, de la police et de la gestion des eaux sur les cours d'eau non domaniaux (sauf ceux visés de la compétence du service de la navigation).

II.2.4.3. Répartition des compétences dans le domaine de la pêche

La Loi pêche met en place un dispositif complet de protection des milieux aquatiques assortis de règles pénales. (Circulaire n° 86.3 du 31.01.1986 en application de l'article 407 du code rural résultant de la loi n° 84.512 du 29.06.1984 non parue au journal officiel).

La police de la pêche et des milieux aquatiques est également une police administrative spéciale : elle est exercée en application des articles 401 et 466 du Code Rural. Ses principaux aspects intéressent la préservation des milieux aquatiques (art. 407 à 413 du Code Rural), la gestion du patrimoine piscicole (art. 417 à 424 du Code Rural) et son exploitation (art. 435 à 440 du Code Rural).

Les DDAF, Service de la Navigation ou les DDE sont chargés de la Police de la Pêche sur les cours d'eau de leur compétence.

II.2.4.4. Autres compétences

Outre dans le domaine de la police des eaux et de la pêche, les services départementaux de l'Etat ont compétence dans des attributions relevant du ministère chargé de l'environnement :

- gestion du domaine public fluvial hors voies navigables;
- annonces des crues;
- plan d'exposition aux risques d'inondation;
- gestion des eaux;
- contrôle des barrages intéressant la sécurité publique;
- l'organisation et le contrôle des structures associatives agréées de pêche;
- la lutte contre la pollution des eaux par les activités agricoles et industrielles (inspection et autorisation des installations classées).

II.2.4.5. Le Conseil Départemental d'Hygiène

Organisme consultatif placé auprès et sous la présidence du Préfet du Département, il comprend des représentants des collectivités territoriales, des représentants des usagers et des professionnels et des représentants des services départementaux.

Il est obligatoirement consulté pour toutes les autorisations de rejet relatives aux stations de traitement des eaux usées domestiques et industrielles. Son avis est nécessaire avant toute consultation du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique.

II.2.4.6. Le Service d'Assistance Technique aux Exploitants des Stations d'Épuration (SATESE)

Initialement rattaché administrativement à un organisme départemental (DDAF, DDASS, ...), il avait pour but l'amélioration et le suivi du bon fonctionnement des stations de traitement des eaux usées. Ce but initial se transforme de plus en plus en une mission exclusive de contrôle.

Dans chaque département, un comité de gestion définit les orientations et les moyens de chaque SATESE. Ce comité présidé par le directeur d'un service départemental comprend des représentants du Conseil Régional, de l'Agence de l'Eau, des Services Départementaux (DDAF, DDASS, ...). Ils sont en général financés par le Conseil Général, l'Agence de l'Eau et le Ministère de la santé.

II.2.4.7. Les Gardes-Pêche

Agissant sous l'autorité du Procureur de la République, agents assermentés émanant du Conseil Supérieur de la Pêche et mis à la disposition des Fédérations Départementales des Associations Agréées de Pêche et de Pisciculture (F.D.A.P.P.).

En plus d'une mission technique ils sont habilités à rechercher, constater les infractions et dresser des procès verbaux adressés au Procureur de la République et à l'Administration chargée de la Police de la Pêche.

II.3. LES ORGANISATIONS DE BASSIN

Le principe de la création de six Agences Financières de Bassin est posé par l'article 14 de la loi du 16.12.1964. Etablissement public administratif doté de la personnalité civile et de l'autonomie financière, chacune des six Agences a une organisation identique, mais est gérée de manière autonome sous la tutelle du Ministre chargé de l'Environnement.

Chaque Agence est dotée d'un organe exécutif : le Conseil d'Administration, d'un directeur, d'un organe délibératif : le Comité de Bassin et d'une Commission de Bassin. L'organisation et les modalités d'action des Agences sont définies par les décrets du 14.09.1966, 8.04.1974 et du 28.10.1975.

• Le Conseil d'Administration

Le nombre de membre (25 outre le Président) est identique pour l'ensemble de 6 Agences et cela pour une durée de 6 ans. Le Président est nommé pour 3 ans par décret.

Le Conseil d'Administration règle par ses délibérations les affaires de l'Agence.

• Le Directeur de l'Agence

Le Directeur est nommé par arrêté du Premier Ministre. Il assure le fonctionnement de l'ensemble des services, prépare et fait appliquer les décisions du Conseil d'Administration. Il signe les contrats et conventions, il est responsable de la préparation des budgets, il est ordonnateur des dépenses et des recettes et représente l'Agence en justice.

• Le Comité de Bassin

Composé de représentants des régions et des collectivités territoriales situées en tout ou partie dans le bassin, de représentants des usagers et personnes compétentes, des représentants des milieux socio-professionnels et des représentants de l'état.

Son attribution concerne essentiellement l'action des Agences de Bassin. Il est notamment consulté par le Président du Conseil d'Administration sur le taux et sur l'assiette de redevances à l'exclusion de celles émises en raison de la détérioration de la qualité de l'eau. De plus, il peut être consulté par ses ministres sur le plan général d'aménagement du bassin, soit par un des ministres concernés, soit par un des préfets membre du comité sur l'opportunité de travaux ou d'aménagement.

Le Comité de Bassin élit les membres du Conseil d'Administration de l'Agence à l'exception des représentants de l'Etat.

- La Commission de Bassin

C'est une assemblée composée pour moitié de responsables de la pêche et pour moitié de représentants des collectivités, des administrations et d'utilisateurs divers.

Elle prépare les orientations de gestion et de protection des milieux aquatiques en veillant à la cohérence entre les divers documents d'aménagement et de gestion.

Les attributions des Agences de l'Eau sont multiples. L'activité principale est consacrée à des interventions financières. Elle reçoit en outre des redevances des pollueurs ("redevance pollution" ou redevance au titre de la détérioration de la qualité de l'eau) et des consommateurs (redevance "ressource" ou "prélèvement sur ressource") et met en œuvre diverses actions au niveau du bassin au travers de contrats pluriannuels d'investissement signés avec les divers usagers : industriels, agriculteurs, collectivités locales.

II.4. L'ORGANISATION COMMUNALE.

En tant qu'agent de l'Etat dans la commune, le maire s'est vu, de longue date, reconnaître d'importants pouvoirs dans le domaine de l'eau et des rivières. La commune (ou un groupement) est le plus souvent le premier échelon territorial sollicité par les problèmes de l'eau et des rivières.

La loi sur la police rurale du 21 juin 1898 prévoit :

- (article 21) : "les maires surveillent, au point de vue de la salubrité, l'état des ruisseaux, rivières, étangs, mares ou amas d'eau" ;
- (article 22) : "le maire doit ordonner les mesures nécessaires pour assurer l'assainissement et, s'il y a lieu après avis du conseil municipal, la suppression des mares communales placées dans l'intérieur des villages ou dans le voisinage des habitations, toutes les fois que les mares compromettent la salubrité publique, ...".

La loi du 10 juillet 1973 sur la défense contre les eaux autorise les communes à réaliser tous travaux de lutte contre les inondations, si ceux-ci représentent un caractère d'intérêt général.

L'article 175 du Code Rural, le Code du Domaine Public Fluvial et l'article 315-9 du Code des Communes précisent le caractère d'intérêt général ou d'urgence dans lequel se rangent les catégories de travaux suivants, pour lesquels les collectivités peuvent se substituer aux riverains :

- lutte contre l'érosion, défense contre les torrents, reboisement et aménagement des versants, défense contre les incendies;
- défense des rives et du fond des rivières non domaniales;
- curage, approfondissement, redressement et régularisation des canaux, cours d'eau non domaniaux et des canaux de dessèchement et d'irrigation;
- dessèchement des marais;
- assainissement des terres humides et insalubres;
- irrigation, épandage, colmatage et limonage;

- aménagement, soit du bassin d'un cours d'eau non domanial ou d'une partie de ce bassin, soit seulement d'un cours d'eau non domanial ou d'une section de celui-ci.

Du fait de la décentralisation de l'urbanisme, les communes interviennent désormais principalement et fréquemment mais d'une manière indirecte dans le domaine de l'eau, ceci, notamment par la maîtrise du domaine foncier (POS), instrument essentiel pour la gestion des zones riveraines des cours d'eau.

II.5. LES AUTRES ACTEURS

Association de protection de l'environnement, A.A.P.P., F.D.A.P.P., les chambres consulaires (agricultures, industrie) ... sont des partenaires dans les diverses commissions et pour l'élaboration d'une politique locale de l'eau.

De nombreuses commissions permettent l'échange d'informations entre les acteurs de cette politique :

- Comité Technique Régional de l'Eau;
- Commission Régionale de Nappe;
- Conseil Départemental d'Hygiène;
- Commission Départementale des Sites;
- Groupe Départemental dans les Périmètres de Protection (à créer).

III. LES POLITIQUES DE L'EAU

La politique de l'eau ne se limite pas à des actions de police administrative et elle peut être organisée en trois catégories :

III.1. UNE POLITIQUE D'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE

Cette politique non contraignante définit des orientations générales. Les deux exemples ci-dessous sont caractéristiques de cette démarche.

III.1.1. Schéma régional d'aménagement des eaux

C'est un schéma à caractère hydraulique élaboré en général par les SRAE et comprenant :

- l'analyse des besoins actuels;
- la confrontation des ressources (rivières, nappes, sources, ...) aux besoins domestiques, agricoles, industriels en situation prochaine;
- l'évaluation des politiques de l'eau existant dans une région et la définition des problèmes : manque d'eau potable, pollution agricole diffuse, qualité insuffisante des rivières, ...

III.1.2. Le schéma départemental de vocation piscicole et halieutique

C'est un schéma spécialisé qui définit les potentialités des cours d'eau et propose diverses actions techniques d'organisation des pêcheurs.

La politique d'aménagement du territoire en matière d'eau est utile pour fixer les orientations régionales, départementales ou de bassin versant. Elle est généralement le résultat d'un travail commun afin d'entraîner l'admission volontaire du maximum d'acteurs de la politique de l'eau.

III.2. UNE POLITIQUE FINANCIERE

Les politiques financières sont incitatives ou pénalisantes. On peut les regrouper en trois types :

III.2.1. Les taxations et redevances

Il s'agit de pénaliser les dégâts causés au milieu naturel par des taxes spécialisées : le pollueur est le payeur (redevances dues au titre de la détérioration de la qualité de l'eau). En fait, les taxes ou redevances ont rarement un caractère dissuasif.

III.2.2. Les aides financières

Les politiques incitatives sont nombreuses et revêtent diverses formes faisant appel à la fiscalité, à des taxes sur consommation ou à des redevances (FNDAE, Agence de l'Eau, Département, Région).

III.2.3. Autofinancement

C'est l'élément essentiel car il faut d'abord qu'un maître d'ouvrage local accepte d'investir et la politique de l'eau repose donc surtout sur des décisions décentralisées.

III.3. LES POLITIQUES D'ENVIRONNEMENT

Ces politiques s'appuient d'abord sur les polices administratives en matière d'eau, de santé et d'installation classées.

Il existe deux types différents de politique de l'environnement en matière d'eau :

- la réglementation des activités industrielles, agricoles ou domestiques : installations classées, normes d'eaux potables, ...;
- la gestion des milieux : création de zones inondables inconstructibles, politique des objectifs de qualité, charte de zones inondables, documents d'urbanisme, les contrats d'agglomération, les contrats ou conventions départementaux, les contrats de rivière, ...

Dans le cadre du plan national pour l'environnement :

- création de Directions régionales de l'Environnement (D.I.R.E.N.) devant regrouper la Délégation Régionale à l'Architecture et à l'Environnement, le S.R.A.E., les Délégations de Bassin et le Service Hydraulique Centralisateur;
- les D.R.I.R. deviennent D.R.I.R.E. (Directions Régionales de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement) coordonnent l'inspection des installations classées (D.R.I.R.E., Service Vétérinaires, ...);
- création de l'Institut Français de l'Environnement (I.F.E.N.) : il a pour mission d'élaborer et de diffuser la documentation et l'information à caractère scientifique et statistique, en liaison notamment avec l'Agence Européenne de l'Environnement.

IV. POLITIQUES SPECIALISEES (POUR MEMOIRE)

IV.1. LES EAUX PLUVIALES (DECRET DU 23.02.1973) ET LES EAUX USEES

IV.2. LES EAUX DE CONSOMMATION HUMAINE

IV.3. LA POLITIQUE D'AMENAGEMENT ET DE GESTION DES RIVIERES (SAGEECE)

IV.4. LES EAUX DE LOISIRS

IV.5. LES NAPPES ET GRAVIERES

IV.6. LES ZONES HUMIDES

IV.7. LES VOIES NAVIGABLES

IV.8. L'URBANISME

- Eau et paysage.
- Eau et risques : inondations, périmètres de protection.
- Eau et développement urbain.

GLOSSAIRE

- COURS D'EAU DOMANIAUX

Autrefois appelés voies navigables et flottables, ils font partie du domaine public. L'état est propriétaire du lit et des berges et dispose de l'usage de l'eau. La domanialité d'un cours d'eau résulte soit du critère de navigabilité, soit de la procédure de classement dans le domaine public. Différentes raisons peuvent être à l'origine du classement d'un cours d'eau, notamment: besoins en eau pour l'agriculture, l'industrie ; besoins en eau potable, ...

- COURS D'EAU NON DOMANIAUX

Autrefois appelés voies non navigables ni flottables, le lit et les berges de ces cours d'eau appartiennent au propriétaire riverain qui dispose de l'usage de l'eau.

Un propriétaire est riverain d'un cours d'eau si son terrain longe le cours d'eau sans être séparé par une digue, une rue, un chemin ou un fossé appartenant à autrui. De cette propriété découle des droits, notamment celui d'utiliser l'eau pour l'irrigation ou pour tout autre usage, à condition de ne pas le rendre impropre, à la sortie du fond, à l'irrigation ou aux usages ordinaires de la vie (article 644 du code civil), mais aussi des obligations, notamment celle de l'entretien du cours d'eau ou de la partie de cours d'eau qui lui appartient.

- D.D.A.F./ D.R.A.F.

La Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt et la Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt constituent des services extérieurs du Ministère de l'Agriculture.

- D.D.A.S.S./ D.R.A.S.S.

La Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales, et la Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales constituent des services extérieurs du Ministère de la Santé.

- D.D.E./ D.R.E.

La Direction Départementale de l'Équipement et la Direction Régionale de l'Équipement constituent des Services Extérieurs du Ministère de l'Équipement.

- D.I.R.E.N. : Direction Régionale de l'Environnement (textes de définitions non parus).

- D.E.P.P.R. : Direction de l'Eau et de la Prévention des Pollutions et des Risques.

- D.R.I.R.E.

La Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement constitue un service extérieur du Ministère de l'Industrie.

- DEBIT : Volume d'eau écoulé par unité de temps en un point donné.

- EAUX USEES : Eaux rejetées après utilisation domestique ou industrielle.

- EAUX SOUTERRAINES

Elles regroupent les eaux provenant des nappes aquifères superficielles (ou phréatiques) et profondes (ou captives).

- EAUX SUPERFICIELLES

Elles comprennent les fleuves, les rivières, les canaux, les ruisseaux, les lacs, ...

- EFFLUENT : Flux d'eaux usées urbaines ou industrielles.

- EQUIVALENT HABITANT : Notion utilisée pour exprimer la charge polluante d'un effluent par comparaison avec celle d'un habitant.

- ETUDE D'IMPACT

C'est une étude préalable à tout engagement d'aménagement ou de travaux susceptible d'être préjudiciable à l'environnement. L'étude d'impact a pour but d'aider le maître d'ouvrage à concevoir un projet plus respectueux de l'environnement, d'informer l'autorité administrative qui aura à approuver ou à autoriser ce projet et d'informer le public.

- F.N.D.A.E. : Fond National pour le Développement des Adductions d'Eaux.

- MILIEU RECEPTEUR

Il constitue l'exutoire naturel où s'effectue le rejet d'eaux collectées par l'assainissement (épurées ou non) ou d'eaux issues du drainage naturel d'un bassin versant.

- PIEZOMETRE : Instrument servant à mesurer la compressibilité des liquides.

- POLLUTION (DE L'EAU) : Altération des qualités physiques, chimiques ou biologiques de l'eau, nuisant à l'un ou à l'autre de ses usages.

- P.O.S. : Plan d'Occupation des Sols.

- REJETS

Au sens du décret du 23.02.1973, les rejets comprennent tous les déversements, écoulements et jets directs ou indirects susceptibles d'altérer la qualité de l'eau dans laquelle ils se rejettent.

- S.A.T.E.S.E. : Services d'Assistances Techniques aux Exploitants de Stations d'Épuration.

- SERVICES EXTERIEURS (DE L'ADMINISTRATION CENTRALE)

Appelés aussi services déconcentrés, ils constituent les relais départementaux ou régionaux des différents ministères, et sont chargés de la mise en oeuvre de la politique définie par le gouvernement, notamment la D.D.A.S.S. et la D.D.E.

- S.R.A.E. : Service Régional d'Aménagement des Eaux.

Chapitre 2

REGLEMENTATION CONCERNANT LES OUVRAGES DE COLLECTE LES OUVRAGES DE TRAITEMENT ET LES DECHETS

A. SADOWSKI

SOMMAIRE

1) - RAPPEL DE LA REGLEMENTATION SUR LA COLLECTE ET LE TRAITEMENT.....	19
2) - LE 1ER ARRETE DU 22.12.1884	19
2.1) - CHAMP D'APPLICATION	20
2.2) - CONTENU DE LA DEMANDE D'AUTORISATION	20
2.3) - LES SOUS-PRODUITS	21
2.4) - CONCEPTION & EXPLOITATION DU SYSTEME D'ASSAINISSEMENT	21
2.5) - PERIODE D'ENTRETIEN ET FIABILITE	21
2.6) - CONCEPTION DES STATIONS D'EPURATION	22
2.7) - FIABILITE DES INSTALLATIONS ET FORMATION DU PERSONNEL	22
3) - LE 2EME ARRÊTE DU 22.12.1994.....	25
3.1) - AUTOSURVEILLANCE DES REJETS ET DES SOUS-PRODUITS	25
3.2) - AUTOSURVEILLANCE DU FONCTIONNEMENT DU SYSTEME D'ASSAINISSEMENT	25
3.3) - DISPOSITIONS PARTICULIERES POUR LES EVENEMENTS EXCEPTIONNELS.....	26
3.4) - CONTROLE DU DISPOSITIF D'AUTOSURVEILLANCE	26
4) - REFLEXIONS GENERALES VIS A VIS DE LA NOUVELLE REGLEMENTATION	29
4.1) - FIABILITE & SECURITE	29
1 - <i>Notion de capacité nominale.....</i>	<i>29</i>
2 - <i>Conséquence du respect 93% du temps.....</i>	<i>30</i>
3 - <i>Fiabilité.....</i>	<i>30</i>
5) - SYSTEME D'ASSAINISSEMENT SOUMIS A DECLARATION	31
5.1) - COMMENTAIRES SUR L'ARRETE DU 21 JUIN 1996	33
6) - REGLEMENTATION ET PROCEDURES SUR LE DEVENIR DES BOUES DU SYSTEME D'ASSAINISSEMENT	39
6.1) - CADRE DE LA REGLEMENTATION FRANCAISE SUR LE DECHETS	39
6.2) - PRODUCTION ET DEVENIR DES BOUES ACTUELLEMENT	40
6.3) - APPROCHE REGLEMENTAIRE DES DEBOUCHES	40
6.3.1) - <i>DECHARGE OU CET.....</i>	<i>40</i>
6.3.2) - <i>INCINERATION.....</i>	<i>41</i>
6.3.3) - <i>VALORISATION AGRICOLE</i>	<i>42</i>
6.3.3.1) - <i>Décret du 8.12 .1997.....</i>	<i>42</i>
6.3.3.2) - <i>L'arrête du 8.01 .1998.....</i>	<i>43</i>
6.4) - CONTEXTE REGLEMENTAIRE EUROPEEN	43
6.5) - FILIERES DE TRAITEMENT DES BOUES.....	44
PERFORMANCES DES DIFFERENTS DISPOSITIFS DE DESHYDRATATION	45
6.6) - RESPONSABILITE DES COLLECTIVITES	45
6.7) - PROCEDURES ADMINISTRATIVES	46
6.8) - ETUDE DE VALORISATION AGRICOLE DES BOUES.....	48
6.9) - CONVENTIONS POUR L'EPANDAGE DES BOUES.....	49
1.- <i>CONVENTION ENTRE LA COLLECTIVITE ET LES AGRICULTEURS</i>	<i>49</i>
2.- <i>CONVENTION ENTRE L'ENTREPRENEUR ET L'EXPLOITANT</i>	<i>50</i>
6.10) - DEMARCHE POUR LA VALORISATION AGRICOLE	50

PRESCRIPTIONS TECHNIQUES ET REGLEMENTAIRES RELATIVES AUX OUVRAGES DE COLLECTE ET DE TRAITEMENT DES EAUX USEES

1) - RAPPEL DE LA REGLEMENTATION SUR LA COLLECTE ET LE TRAITEMENT

Les 2 arrêtés du 22 décembre 1994 achèveraient la transcription de la Directive CEE du 21 mai 1991.

Les principaux textes de Loi qui ont précédé ces 2 arrêtés sont ;

❶ La Loi sur l'eau du 3 janvier 1992,

❶ **Le décret du 2 février 1998**, concerne les effluents des Installations Classées soumis à autorisation ainsi que l'obligation de *convention de rejet* avant raccordement au réseau d'assainissement public,

❷ **Les 2 décrets du 29 mars 1993**, concernent les procédures administratives de déclaration et d'autorisation ainsi que la nomenclature des opérations soumises à déclaration ou à autorisation, en fonction des flux générés par l'agglomération et englobe en plus des procédures relatives aux rejets après traitement ; *les déversoirs d'orage, les rejets d'eaux pluviales, l'épandage d'eau usées, l'épandage de boues...*

❸ **Le décret du 3 juin 1994**, décrit les orientations de la transcription de la Directive du 21 mai 1991, relatif à la collecte et au traitement des eaux usées mentionnées aux articles L. 372-1-1 & L. 372-3 du Code de Communes.

❹ **Les 2 Arrêtés du 22 décembre 1994** : "Prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées", mentionnés aux articles L.372-1-1 & L.372-3 du Code des Communes.

❺ Recommandations du 12 mai 1995 pour l'application des arrêtés du 22 décembre 1994.

2) - LE 1ER ARRETE DU 22.12.1884

Cet arrêté fixe **les prescriptions techniques minimales**, relatives aux **ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées**.

2.1) - Champ d'application

Il vise l'ensemble du "**système d'assainissement**" (cf. glossaire ci-après), lui-même composé du "**système de collecte**" et du "**système de traitement**".

Concerne les **ouvrages de traitement** recevant un flux de pollution journalier ou de capacité **supérieurs à 120 kg de DBO5** (ouvrages soumis à autorisation) ainsi que les ouvrages connexes (bassin de rétention, ouvrages de surverse éventuels...)

Concerne les **ouvrages de collecte** ainsi que les déversoirs d'orage, les ouvrages de rétention et de traitement d'eaux de surverse situés sur le réseau.

Concerne les **nouveaux tronçons** (cf. glossaire) du système de collecte.

Concerne également les **sous-produits** du système d'assainissement, à l'exclusion des prescriptions techniques relatives aux opérations d'élimination et de valorisation, en particulier **l'épandage des boues**, qui fait l'objet d'un arrêté particulier.

Il ne concerne pas :

- ❶ Les stations de traitement et déversoirs d'orage soumis à déclaration,
- ❷ Les épandages d'eaux usées,
- ❸ Les réseaux d'eaux pluviales des systèmes d'assainissement séparatif,
- ❹ La surveillance du système d'assainissement, qui fait l'objet d'un arrêté particulier.

2.2) - Contenu de la demande d'autorisation

Le document mentionné à l'article 2 du décret du 29 mars 1993 justifie la compatibilité du projet aux réglementations et documents de planification en vigueur.

Il comprend :

- a) - L'analyse de l'état initial du site de la station et du milieu récepteur (sensibilité, usages...),
- b) - L'état du système d'assainissement existant et de ses extensions prévisibles, des dispositions pour s'assurer des branchements au système de collecte, les mesures prises pour limiter les flux d'eaux pluviales dans le réseau unitaires,

- c) - La nature et le volume des effluents collectés tenant compte des variations saisonnières,
- d) - Les débits et charges de référence retenus pour le dimensionnement des ouvrages (temps sec et temps de pluie),
- e) - Les mesures prises pour limiter les débits et les charges des matières polluantes véhiculés par le système de collecte au-delà du débit de référence,
- f) - L'évaluation des impacts immédiats et différés du projet sur le milieu naturel et le niveau de protection choisi,
- g) - La cohérence du système de collecte et des installations de traitement,
- h) - Les possibilités d'élimination et de valorisation des sous-produits,
- i) - Les dispositions de conception ou d'exploitation envisagées pour minimiser l'émission d'odeurs, de bruits aériens ou de vibrations mécaniques.

2.3) - Les sous-produits

Les prescriptions s'appliquent à l'ensemble des sous-produits des systèmes de collecte et de traitement, y compris de prétraitement (curage, dessablage, dégrillage, déshuilage, bassin d'orage...)

- l'arrêté d'autorisation précise les filières choisies pour éliminer les boues,
- les graisses font l'objet d'un traitement spécifique, ainsi que les produits de dégrillage,
- la commune doit pouvoir garantir la conformité de l'élimination ou de la valorisation des déchets avec les dispositions de l'arrêté d'autorisation et le justifier à tout moment.

L'exploitant doit être en mesure de justifier à tout moment de la quantité, qualité et destination des boues produites.

2.4) - Conception & exploitation du système d'assainissement

Le système d'assainissement doit être exploité de manière à minimiser la quantité totale de matières polluantes déversée par le système, dans tous les modes de fonctionnement.

2.5) - Période d'entretien et fiabilité

La commune et son exploitant doivent pouvoir justifier à tout moment des dispositions prises pour assurer un niveau de fiabilité des systèmes d'assainissement compatible avec les termes de l'arrêté fixant les objectifs de dépollution.

En outre, des performances acceptables doivent être garanties en période d'entretien et de réparations prévisibles.

A cet effet, l'exploitant tient à jour un registre mentionnant :

- les incidents et défauts de matériels recensés et les mesures prises pour y remédier,
- les procédures à observer par le personnel d'entretien.

L'exploitant informera au préalable le service chargé de la Police des Eaux sur les périodes d'entretien et de réparations prévisibles et de la consistance des opérations susceptibles d'avoir un impact sur la qualité des eaux.

Il précise les caractéristiques des déversements (flux, charges) pendant cette période et les mesures prises pour en réduire l'impact sur le milieu récepteur.

Le service chargé de la Police des Eaux peut, si nécessaire, demander le report de ces opérations.

2.6) - Conception des stations d'épuration

Les systèmes d'épuration doivent être dimensionnés, conçus, construits et exploités de manière telle qu'ils puissent recevoir et traiter les flux de matières polluantes correspondant à leur débit et leurs charges de référence.

Ce dimensionnement tient compte :

- des effluents non domestiques raccordés au réseau,
- des débits et des charges restitués par le système de collecte soit directement soit par l'intermédiaire de ses ouvrages de stockage,
- des variations saisonnières de charge et de flux,
- de la production de boues correspondante.

2.7) - Fiabilité des installations et formation du personnel

Avant sa mise en service, le système de traitement doit faire l'objet d'une analyse des risques de défaillance, de leur effets et des mesures prévues pour remédier aux pannes éventuelles.

Le personnel d'exploitation doit avoir reçu une formation adéquate lui permettant de réagir dans toutes les situations de fonctionnement de la station.

ANNEXE II

**REGLES GENERALES APPLICABLES AUX REJETS EN CONDITIONS NORMALES
D'EXPLOITATION POUR DES DEBITS N'EXCEDANT PAS LEUR DEBITS DE REFERENCE**

Tableau 1

PARAMETRE	CONCENTRATION MAXIMALE
DBO5	25 mg/l
DCO	125 mg/l
MES	35 mg/l *

(*) Pour le lagunage, cette valeur est fixée à 150 mg/l.

Tableau 2

PARAMETRE	CHARGE BRUTE RECUE	RENDEMENT MINIMUM
DBO5	Charge brute** 120 à 600 kg/j	70 %
DBO5	Charge brute > 600 kg/j	80 %
DCO	Toutes tailles	75 %
MES	Toutes tailles	90%

Tableau 3

	PARAMETRE	CAPACITE DE LA STATION	CONCENTRATION MAXIMALE
zone sensible à l'azote	NGL *	Charge brute** 600 à 6000 kg/j	15 mg/l
	NGL	Ch. brute > 6000 kg	10 mg/l
zone sensible au phosphore	PT	Ch. brute 600 à 6000 kg	2 mg/l
	PT	Ch. brute >6000 kg	1 mg/l

(*) Ces exigences se réfèrent à une température de l'eau du réacteur biologique aérobie de la station d'épuration d'au moins 12°C. Cette condition de température peut être remplacée par la fixation de périodes d'exigibilité déterminées en fonction des conditions climatiques régionales.

Tableau 4

	PARAMETRE	CAPACITE DE LA STATION	RENDEMENT MINIMUM
zone sensible azote	NGL	Charge brute** > 600	70 %
zone sensible phosphore	PT	Charge brute > 600	80 %

(**) Charge brute de pollution organique reçue, en kg/j (exprimée en DBO₅).

Les échantillons moyens journaliers doivent respecter :

- soit les valeurs fixées en concentration figurant au tableau 1,
- soit les valeurs fixées en rendement figurant au tableau 2.

Leur pH doit être compris entre 6 et 8,5, et leur température inférieure à 25°C.

Les rejets dans des zones sensibles à l'eutrophisation doivent en outre respecter en moyenne annuelle :

- soit les valeurs fixées en concentration figurant au tableau 3,
- soit les valeurs fixées en rendement figurant au tableau 4.

2. REGLES DE TOLERANCE PAR RAPPORT AUX PARAMETRES DCO, DBO5 ET MES

Ces paramètres peuvent être jugés conformes si le nombre annuel d'échantillons journaliers, non conformes à la fois aux seuils concernés des tableaux 1 et 2, ne dépasse pas le nombre prescrit au tableau 6. Ces paramètres doivent toutefois respecter le seuil du tableau 5.

Tableau 5

PARAMETRE	CONCENTRATION MAXIMALE
DBO5	50 mg/l
DCO	250 mg/l
MES	85 mg/l

Tableau 6

Nombre d'échantillons prélevés dans l'année	Nombre maximal d'échantillons non conformes
4-7	1
8-16	2
17-28	3
29-40	4
41-53	5
54-67	6
68-81	7
82-95	8
96-110	9
111/125	10
126-140	11
141-155	12
156-171	13
172-187	14
188-203	15
204-219	16
220-235	17
236-251	18
252-268	19
269-284	20
285-300	21
301-317	22
318-334	23
335-350	24
351-365	25

3. REGLES DE TOLERANCE PAR RAPPORT AU PARAMETRE NGL

Le paramètre peut être jugé conforme si la valeur de la concentration de chaque échantillon journalier prélevé ne dépasse pas 20 mg/l.

3) - LE 2ème ARRÊTE DU 22.12.1994

Surveillance des ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées

Les dispositifs du présent arrêté sont applicables immédiatement aux nouveaux ouvrages : ils sont applicables aux anciens ouvrages dans les délais suivants, à compter de sa parution (J.O. du 10/02/95) :

- système d'assainissement recevant une charge brute de pollution organique de :
 - supérieure à 6000 kg/j = délai 2 ans,
 - comprise entre 601 et 6000 kg/j = délai 4 ans,
 - comprise entre 120 et 600 kg/j = délai 5 ans.

3.1) - Autosurveillance des rejets et des sous-produits

L'exploitant du système d'assainissement, ou à défaut la commune, doit mettre en place un programme d'autosurveillance de chacun de ses principaux rejets et des flux de ses sous produits.

Les mesures sont effectuées sous sa responsabilité. Les résultats de la surveillance sont transmis chaque mois par la commune au service chargé de la Police des Eaux et à l'Agence de l'Eau.

Ces documents doivent comporter :

- l'ensemble des paramètres visés par l'arrêté d'autorisation et le tableau 1.
- les dates de prélèvements et de mesures.
- l'identification des organismes chargés de ces opérations dans le cas où elles ne sont pas réalisées par l'exploitant.

Dans le cas de dépassement des seuils autorisés par l'arrêté d'autorisation, la transmission est immédiate et accompagnée de commentaires sur les causes des dépassements constatés ainsi que sur les actions correctives mises en oeuvre ou envisagées.

3.2) - Autosurveillance du fonctionnement du système d'assainissement

L'ensemble des paramètres nécessaires à justifier la bonne marche de l'installation de traitement et sa fiabilité doivent être enregistrés (débits horaires arrivant sur la station, consommation de réactifs et d'énergie, production de boues...).

Le suivi du réseau de canalisation doit être réalisé par tout moyen approprié. Le plan du réseau et des branchements est tenu à jour.

Un registre est mis à disposition du service chargé de la Police de l'Eau et de l'Agence de l'Eau comportant l'ensemble des informations exigées dans le présent article.

Un rapport de synthèse est adressé à la fin de chaque année à ces services.

3.3) - Dispositions particulières pour les événements exceptionnels

Ces dispositions sont applicables aux systèmes d'assainissement recevant une charge brute de pollution organique supérieure à 600 kg/j, et aux cas spécifiques fixés dans l'arrêté d'autorisation.

Des dispositions de surveillance renforcées doivent être prises par l'exploitant lorsque des circonstances particulières ne permettent pas d'assurer la collecte ou le traitement complet des effluents.

Il en est ainsi notamment en cas d'accident ou d'incident sur la station, ou de travaux sur le réseau.

L'exploitant doit estimer le flux des matières polluantes rejetées en milieu dans ces conditions et évaluer son impact sur le milieu récepteur.

Cette évaluation fait l'objet de la même exploitation que celle prévue ci-dessus (transmission en service chargé de la Police de l'Eau et à l'Agence de l'Eau).

Elle est en outre élargie au service chargé de la Police de la Pêche et dans certains cas (captage d'eau pour l'alimentation humaine, pêche à pied, conchyliculture, baignade) au service chargé de l'hygiène du milieu.

3.4) - Contrôle du dispositif d'autosurveillance

Le service chargé de la police de l'Eau vérifie la qualité du dispositif de surveillance mis en place et examine les résultats fournis par l'exploitant ou la commune.

L'exploitant rédige un manuel décrivant de manière précise son organisation interne, ses méthodes d'analyse et d'exploitation, les organismes extérieurs à qui il confie tout ou partie de la surveillance, la qualification des personnes associées à ce dispositif. Ce manuel fait mention des références normalisées ou non.

Il est tenu à disposition du service chargé de la Police de l'Eau, de l'Agence de l'Eau et régulièrement mis à jour.

Le service chargé de la Police de l'Eau s'assure par des visites périodiques de la bonne représentativité des données fournies et de la pertinence du dispositif mis en place.

A cet effet, il peut mandater un organisme indépendant choisi en accord avec l'exploitant.

Le service chargé de la Police de l'Eau peut procéder à des contrôles inopinés sur les paramètres mentionnés dans l'arrêté d'autorisation.

Dans ce cas, un double de l'échantillon est remis à l'exploitant.

Le coût des analyses est mis à la charge de celui-ci.

Le service chargé de la Police de l'Eau examine la conformité des résultats de l'autosurveillance et des contrôles inopinés aux prescriptions fixées par l'arrêté d'autorisation.

1. Mesure de débit :

2. **Station pour charge brute > 600 kg** : Mesure de débit + enregistrement amont / aval et des préleveurs asservis aux débits et conservation au froid (pendant 24h) d'un double de l'échantillon
3. **Station pour charge brute entre 120 - 600 kg** : Mesure + débit + enregistrement aval et des préleveurs asservis aux débits et conservation au froid (pendant 24h) d'un double de l'échantillon.

ANNEXE 1
SURVEILLANCE DES OUVRAGES DE TRAITEMENT

PARAMETRES	120 à 600	601 à 1 800	1 801 à 3 000	3 001 à 6 000	6 001 à 12 000	12 001 à 118 000	> 18 000
Cas général							
Débit	365	365	365	365	365	365	365
MES	12	24	52	104	156	260	365
DBO ₅	4	12	24	52	104	156	365
DCO	12	24	52	104	156	260	365
NTK	/	6	12	24	52	104	208
NH ₄	/	6	12	24	52	104	208
NO ₂	/	6	12	24	52	104	208
NO ₃	/	6	12	24	52	104	208
PT	/	6	12	24	52	104	208
Boues*	4	24	52	104	208	260	365
Zones sensibles à l'azote							
NTK	/	12	24	52	104	208	365
NH ₄	/	12	24	52	104	208	365
NO ₂	/	12	24	52	104	208	365
NO ₃	/	12	24	52	104	208	365
Zones sensibles au phosphore							
PT	/	12	24	52	104	208	365

(*) Quantité et matières sèches. Sauf cas particulier, les mesures amont des différentes formes de l'azote peuvent être assimilées à la mesure de NTK.

Tableau 1
Fréquence des mesures (nombre de jours par an).
Charge brute de pollution organique reçue par la station
exprimée en kg/jour de DBO₅.

(Celles-ci s'appliquent à l'ensemble des entrées et sorties de la station,
y compris les ouvrages de dérivation)

4) - REFLEXIONS GENERALES VIS A VIS DE LA NOUVELLE REGLEMENTATION

4.1) - Fiabilité & sécurité

2 mots distincts dans leur concept

L'on parlera aisément de "**fiabilité de l'installation de traitement**", mais le terme sécurité devrait être appliqué exclusivement vis à vis du personnel d'exploitation ; "**sécurité pour le personnel d'exploitation**"

1 - Notion de capacité nominale

Une station qui reçoit en moyenne **50 à 60 % de sa charge est à sa capacité nominale...**

Le décret du 3.06.1994 introduit conformément à la Dir CEE, le flux à prendre en compte pour le dimensionnement devrait être égal à la moyenne de la semaine la plus chargée.

Le flux correspondant à la capacité nominale ne peut être évalué sur la moyenne, mais sur des valeurs X% non dépassées, plus proche des valeurs maximales (par ex; 90% non dépassé sur l'ensemble des paramètres, sachant que l'écart-type et le coefficient de variation de chaque paramètre est différent, y compris les rapports entre les paramètres)

Exemple de variation d'effluent sur des installations existantes (ref TSM juillet 1992) ;

	Volumes journaliers	Flux MES entrant	Flux DBO5 entrant	Flux DCO entrant
Coefficient de variation	0,24	0,49	0,39	0,38
Valeur 95% pour moyenne = 100	140	181	165	163

le coefficient de variation = écart-type/moyenne

La démarche est d'aller vers une approche industrielle, avec une matière brute à traiter **éminemment variable**.

Cela veut dire que la caractérisation de l'effluent à traiter doit être de type statistique (répartition normale jusqu'à Log-normale), puisque la sortie doit être respectée de façon statistique en non pas en moyenne

2 - Conséquence du respect 93% du temps

Respecter une concentration en DBO5 = 25 mg/l en sortie de l'installation **93% du temps** (prenons cet exemple) veut dire **qu'en moyenne** l'installation doit pouvoir obtenir un effluent avec une concentration en DBO5 sortie de l'ordre de 13,5 mg/l.

3 - Fiabilité

3.1 - Fiabilité dans le dimensionnement

En prenant 3 exemples, l'on peut approcher l'impact du dimensionnement vis-à-vis de la variabilité de l'effluent.

- les besoins en oxygène devrait être suffisants sur les flux horaires maximum des paramètres de pollution (DBO5 et N) et non sur une répartition par exemple sur 14h du flux journalier non caractérisé statistiquement (valeur maxi, 70% non dépassé ?)

- le clarificateur sera dépendant du régime hydraulique horaire extrême, d'une part, et de la masse de boue maxi qui y transitera (débit x concentration dans le bassin), pour une temps de séjour maxi des boues dans le clarificateur, d'autre part

- la capacité de traitement des boues - répartie sur une charge de travail hebdomadaire - doit permettre de faire face à toutes les situations présentes en amont (flux à traiter, notamment en période de pluie) et en aval (contrainte d'épandage donc de stockage prolongé), donc estimée sur la production de boue produite sur la semaine la plus chargée (NB de jours de temps secs, de temps de pluie, de vidange éventuelle de bassin)

5) - Système d'assainissement soumis à déclaration

Circulaire du 17 février 1997 relative à l'assainissement collectif pour les communes de capacité inférieure à 2 000 EH (Equivalents Habitants)

Circulaire n°97-31 du 17 février 1997 relative à l'assainissement collectif de communes-ouvrages de capacité inférieure à 120 kg DBO5/jour (2000 EH)

Références : arrêté du 21 juin 1996 fixant les prescriptions techniques minimales relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnées aux articles L.2224-8 et L.2224-10 du code général des collectivités territoriales, dispensées d'autorisation au titre du 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 9 août 1996).

Documents abrogés :

Circulaire du ministre de la santé du 10 juin 1976 relative à l'assainissement des agglomérations et à la protection sanitaire des milieux récepteurs (J.O. 21 août 1976) ;

Circulaire interministérielle du 4 novembre 1980 relative aux conditions de détermination de la qualité minimale d'un rejet d'effluents urbains (J.O. 29 novembre 1980).

Pièces jointes : 2 annexes.

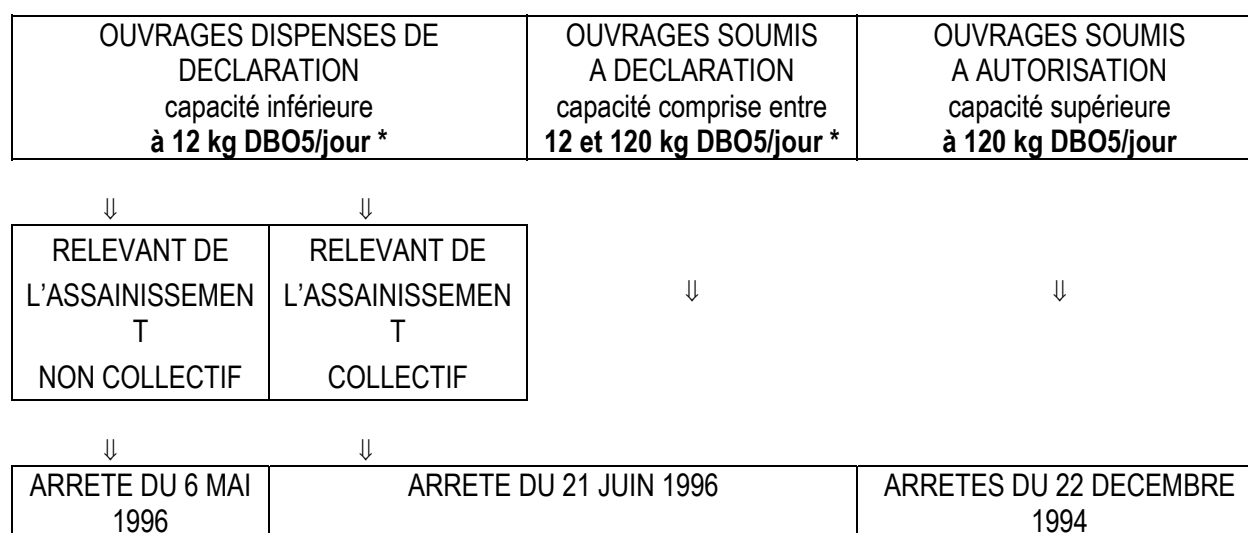
La réglementation technique sur les ouvrages d'assainissement a essentiellement pour fondement le décret n° 94-669 du 3 juin 1994 relatif au traitement des eaux usées mentionnées aux articles L.2224-8 et L.2224-10 du code général des collectivités territoriales (anciens articles L.372-1-1 et L.372-3 du code des communes). Ainsi le décret du 2 février 1996 relatif aux conditions dans lesquelles l'autorité administrative peut édicter les prescriptions règles et interdictions prévues par les articles 8-3° et 9-2° de la loi du 3 janvier 1992, exclut de son champ d'application les ouvrages d'assainissement.

Les articles 19, 20, 21 et 26 du décret du 3 juin 1994 renvoient à des arrêtés le soin de fixer les prescriptions techniques applicables à ces ouvrages. De manière à se caler sur les exigences de la directive européenne du 21 mai 1991, trois catégories d'ouvrages sont distinguées (cf. en annexe I le tableau de synthèse sur le dispositif réglementaire) :

- les ouvrages de capacité supérieure à 120 kg DBO5/jour, soumis à autorisation au titre du décret 93-743 du 29 mars 1993 et à une exigence de " traitement secondaire " dans le cas général. Les prescriptions techniques sont fixées par les arrêtés du 22 décembre 1994, pris au titre des articles 19 à 21 du décret n° 94-469 ;

- les ouvrages relevant de l'assainissement non collectif, qui doivent assurer " un niveau identique de protection de l'environnement ", relèvent des arrêtés du 6 mai 1996 pris au titre de l'article 6 du décret n° 94-469
- enfin, les ouvrages relevant de l'assainissement collectif de capacité inférieure à 120 kg DBO5/jour, doivent faire l'objet de " traitements appropriés permettant de respecter les objectifs de qualité retenus ". Ce sont ces ouvrages qui font l'objet de l'arrêté du 21 juin 1996 paru au Journal officiel du 9 août 1996, pris au titre des articles 19 à 21 du décret n° 94-469

Schéma général de la réglementation technique relative aux ouvrages d'assainissement



(*) Sous réserve que ces ouvrages échappent aux seuils d'autorisation ou de déclaration définis par les autres rubriques de la nomenclature annexée au décret n° 93-743 du 29 mars 1993, notamment la rubrique 2.2.0., et sous réserve des dispositions spécifiques mentionnées à l'article 2 du décret n° 93-743 du 29 mars 1993 pour certaines zones de protection spéciale.

5.1) - Commentaires sur l'arrêté du 21 juin 1996

1. Les technologies adaptées au milieu rural

1.1. Inventaire des techniques

Pour traiter les effluents des petites collectivités on dispose essentiellement :

- des traitements classiques dérivés de l'assainissement collectif ;
- des techniques par lagunage ;
- des procédés extrapolés des solutions mises en oeuvre pour l'assainissement des maisons d'habitation individuelle.
-

L'ensemble de ces techniques a fait l'objet de nombreuses publications au cours des dernières années , présentées en annexe III, auxquelles il convient de se référer.

Traitements classiques

Ceux-ci sont bien connus et largement divulgués : les boues activées faible charge représentant la grande majorité du parc des stations françaises. Toutefois, faire appel à ces techniques ne constitue pas toujours la meilleure solution pour les petites capacités en raison notamment des contraintes d'exploitation et des coûts de fonctionnement.

Dans tous les cas une attention devra être apportée au stockage des boues, à la fiabilité des équipements électromécaniques et au bon dimensionnement des clarificateurs. En ce qui concerne les stations préfabriquées, il faudra veiller particulièrement à privilégier les dispositifs conçus pour permettre vis-à-vis de l'exploitation et de l'évaluation des performances , un accès facile aux organes vitaux.

Lagunages

Le lagunage naturel est largement répandu en France ; il représente environ 20% de l'effectif des stations. Il convient d'apporter un soin particulier à l'étanchéité des bassins ce qui, dans des conditions locales défavorables peut conduire à des surcoûts significatifs compte tenu de l'emprise au sol des bassins. Pour éviter les causes essentielles de dysfonctionnement, on réservera préférentiellement le lagunage au traitement d'effluents peu concentrés ($DBO_5 < 300 \text{ mg/l}$) et ne présentant pas de caractère septique.

Épuration par le sol

On distingue principalement l'épuration par bassins d'infiltration et par épandage souterrain collectif. Ces procédés fonctionnent sur le principe d'une épuration biologique aérobie sur milieu granulaire fin. L'utilisation du sol en épuration permet des rendements poussés vis-à-vis de la pollution organique, la nitrification de l'azote réduit et, dans certaines conditions, une réduction importante de la charge

bactérienne. La rétention du phosphore et la dénitrification ne peuvent, en général, être obtenus avec fiabilité.

Pour assurer une infiltration durable, l'effluent doit subir préalablement une décantation visant à réduire au maximum la charge particulaire de l'effluent. Ce pré-traitement sera protégé contre toute surcharge hydraulique pouvant entraîner le relargage des matières accumulées.

L'oxygène nécessaire à l'épuration est apportée par aération naturelle du massif épurateur. Des phases de repos doivent être prévues pour assurer son renouvellement et permettre la minéralisation des boues biologiques produites au sein du massif.

L'épuration ne peut être efficace qu'en milieu insaturé. Des études préliminaires devront donc, spécialement sur les dispositifs non drainés, s'assurer de la bonne évacuation de l'eau traitée, et vérifier, si nécessaire, le niveau de la nappe sous-jacente.

L'expérience montre le rôle essentiel d'une bonne répartition. Aussi, compte tenu des surfaces mobilisées, l'alimentation gravitaire au fil de l'eau n'est généralement pas satisfaisante. Il conviendra d'employer toute technique permettant de réaliser une bonne distribution de l'effluent sur le massif et des apports dosés compatibles avec les processus épuratoires.

Bassins d'infiltration

L'effluent est épandu sur un massif épurateur non recouvert. Les apports doivent s'infiltrer rapidement. Il n'y a donc pas besoin de digue autour des bassins ; toute stagnation prolongée d'effluent est le révélateur d'un dysfonctionnement grave de l'ouvrage. La dose moyenne applicable est de l'ordre d'une dizaine de centimètres, ce qui conduit à une surface totale minimale d'environ 1,5 mètre cube par habitant. Le dispositif est constitué de plusieurs bassins recevant par rotation l'effluent à épurer. Les opérations d'entretien consistent notamment en une scarification de la plage d'infiltration qui ne doit pas, par encombrement de la surface d'infiltration (réseau de distribution, etc.), être rendue compliquée. Cette technique pouvant être à l'origine de nuisances (odeurs notamment), elle ne doit être envisagée que dans des cas très particuliers.

Epandage souterrain collectif

Le massif épurateur est alimenté par un réseau enterré. Cette conception qui assure une bonne intégration dans le site et une protection contre les effets du gel, ne permet pas d'intervenir sur la surface d'infiltration. Il convient donc, en l'état actuel des connaissances, de réaliser ces installations sur des réseaux séparatifs et sur la base d'un dimensionnement minimal de 3 mètres carrés par habitant (5cm d'effluent par jour). On privilégiera les solutions techniques permettant une gestion des apports sur plusieurs plateaux. L'utilisation d'un géotextile entre le réseau et le massif épurateur, sur la totalité de la surface, est déconseillée en raison du risque de colmatage.

Domaines d'application préférentiels des principales techniques en matière d'assainissement des communes rurales

Population équivalente	0	50	100	200	300	400	500	1000	1500	2000
Techniques										
épandage souterrain										
lits à macrophytes										
lagunage naturel										
lagunage aéré										
disques biologiques (avec lagunes)										
lit bactérien										
boues activées en aération prolongée										

Niveaux types de rejet pour les ouvrages soumis à déclaration

De manière schématique, quatre classes de traitement peuvent être distinguées (cf. tableau 2).

Le niveau de traitement D1 correspond aux exigences minimales fixées à l'article 14 de l'arrêté et, d'un point de vue technique, à une simple décantation primaire sans ajout de réactifs,

Le niveau D2 permet d'avoir recours à des solutions techniques variées parmi lesquelles les cultures fixées, **lits bactériens ou disques biologiques** paraissent bien adaptés aux petites collectivités tant au point de vue de l'énergie à dépenser pour le traitement que la simplicité d'exploitation, et notamment de gestion des boues.

Le recours à la technique du **lagunage aéré** est à prendre en considération, notamment dans le cas où des activités artisanales sont susceptibles de provoquer des déséquilibres dans la composition des eaux à traiter ou des variations de charges importantes.

Le niveau D3 correspond bien aux performances attendues du **lagunage naturel** tel qu'il a été développé en France. Son adéquation à la protection du milieu tient notamment à ses performances soutenues sur l'azote, mieux assurées lorsque trois bassins sont réalisés. L'expression de l'efficacité tient au fait qu'il n'y a pas conservation des débits dans de telles installations et que la DCO non filtrée est le paramètre le plus représentatif et le moins critiquable pour exprimer l'action du lagunage naturel sur la charge organique.

Le niveau 4 coïncide avec le niveau classique de traitement des collectivités dont le système d'assainissement est soumis à autorisation. Ces techniques sont bien adaptées à l'élimination du paramètre azote ammoniacal qui est généralement le facteur limitant la qualité du milieu récepteur.

Les procédés choisis pour assurer ces performances devraient donc naturellement être capables de nitrifier au rang desquels on peut mettre en avant :

- les boues activées en aération prolongées ;
- les lots d'infiltration drainés alimenté par bâchées.

Tableau 2 : Niveaux types de performances des systèmes de traitement

	D1	D2	D3	D4
DBO.....	rdt ≥ 30%	≤ 35 mg/l		≤ 25 mg/l
DCO.....			rdt ≥ 60%	≤ 125 mg/l
MES.....	rdt ≥ 50%			
Nkj.....			rdt ≥ 60%	

Ces divers niveaux, applicables à des moyennes sur 24 heures, sont exprimés soit en rendement [(flux des eaux brutes) - (flux des effluents épurés)]/(flux des eaux brutes), soit en concentrations des polluants dans les effluents épurés dans la mesure où ils font référence à ces procédés qui se jugent difficilement sur les mêmes critères.

2.2 Fixation des objectifs de résultat en fonction du milieu

Pour les ouvrages relevant du régime de la déclaration et rejetant dans le milieu superficiel

Dans cette optique, en se fondant sur le cas normal où les objectifs de qualité ont été assignés au milieu récepteur et en appliquant de simples règles de dilution, les niveaux du tableau 3 fixent le rapport maximal

admissible de la population équivalente à l'origine du rejet au débit d'étiage du cours d'eau récepteur, en fonction :

- d'une part, de l'objectif de qualité de ce dernier ;
- d'autre part, des différents niveaux de qualité que permettent d'atteindre les procédés de traitement habituellement mis en œuvre dans la conception des ouvrages considérés.

Les valeurs proposées prennent en compte une marge de sécurité afférente aux concentrations qui caractérisent les différents objectifs de qualité, essentiellement l'azote ammoniacal et, accessoirement, la demande biochimique en oxygène.

Tableau 3 - Niveaux d'exigence en fonction des objectifs de qualité et de la dilution

Objectif de qualité IA	Pe/Qe	≤ 1	≤ 1	≤ 5	> 5
	Niveau	D1	D2	D3	D4
Objectif de qualité IB	Pe/Qe	≤ 5	≤ 5	≤ 10	> 10
	Niveau	D1	D2	D3	D4
Objectif de qualité II	Pe/Qe	≤ 10	≤ 20	≤ 25	> 25
	Niveau	D1	D2	D3	D4
Objectif de qualité III	Pe/Qe	≤ 25	≤ 50	≤ 100	> 100
	Niveau	D1	D2	D3	D4

Les divers niveaux de qualité de traitement des eaux usées s'appliquent à des populations équivalentes raccordées à l'ouvrage limitées par le rapport Pe/QE. La population équivalente Pe est égale à la masse de Dbo5 produite par jour et exprimée en kilogrammes telle que calculée selon le décret n° 94-469 du 3 juin 1994, divisée par 0,06. Le débit d'étiage QE est exprimé en litres par seconde. Il y a lieu, en principe de se référer au débit moyen mensuel sec de récurrence 5 ans (QMNA 5).

3. Commentaires additionnels sur l'arrêté du 21 juin 1996

3.1 Autosurveillance

Les modalités de surveillance définies à l'article 27 de l'arrêté constituent des exigences minimales qui devront être mises en place immédiatement pour les installations nouvelles et d'ici le 31 décembre 2005 pour les installations existantes. Il est souhaitable de renforcer les périodicités prévues, soit lorsque les rejets sont effectués dans des zones fragiles, soit dans les périodes où l'étiage est sévère ou lorsque des usages particuliers sont effectués en aval (baignades).

3.2. Préservation des habitants contre les odeurs et les bruits aériens

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).

6) - REGLEMENTATION ET PROCEDURES SUR LE DEVENIR DES BOUES DU SYSTEME D'ASSAINISSEMENT

6.1) - CADRE DE LA REGLEMENTATION FRANCAISE SUR LE DECHETS

Loi N°92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement (J.O. du 14.07.92)

Modification de la loi du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux .

Cette loi introduit un lien juridique étroit entre la loi sur les déchets de 1975 et celle de 1976 sur les installations classées.

Les mesures présentées dans la loi s'organisent autour des idées suivantes :

- 2) clarifier les conditions d'exploitation et de surveillance des décharges,
- 3) affirmer la responsabilité de l'exploitant et exiger des garanties,
- 4) améliorer les moyens et les conditions d'intervention de la Puissance publique,
- 5) créer de nouveaux moyens incitatifs pour financer la politique des déchets,
- 6) réformer le dispositif pénal.

TITRE I

- les 22 dispositions de l'art 1 complètent les dispositions de la loi de 1975 relative aux déchets - il s'agit de recadrer les objectifs et les moyens de mise en oeuvre tout en assurant la transposition de la directive CEE de 18 mars 1991 sur les déchets dangereux.

Notion de déchet "ultime": "Déchet qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions économiques et techniques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux"

"A compter du 1er juillet 2002, les installations d'élimination des déchets par stockage ne seront autorisées à accueillir que des déchets ultimes"

"Le transport, les opérations de courtage ou de négoce de déchets visés à l'art 8 sont réglementés et soumis soit à autorisation, soit à déclaration..."

La création de commissions locales d'information et de surveillance des sites d'élimination (à l'initiative soit du représentant de l'Etat soit du Conseil Municipal de la commune ou de la commune limitrophe.

6.2) - PRODUCTION ET DEVENIR DES BOUES ACTUELLEMENT

	Production	Décharge	Agriculture	Incinération
France	870 000 t MS / an	27 %	58 %	15 %
CEE	7 400 000 t MS / an	47 %	42 %	11 %

6.3) - APPROCHE REGLEMENTAIRE DES DEBOUCHES

Aujourd'hui les destinations finales des boues sont :

- l'agriculture
- l'incinération directe ou avec des ordures ménagères
- la mise en décharge - sous certaines conditions (arrêté du 09.09.1997) - cependant, à brève échéance (2002), les décharges devenant « **Centre d'enfouissement technique** » n'admettront que des résidus ultimes non valorisables.

La valorisation agricole des boues issues des stations de traitement des eaux usées urbaines apparaît encore comme la solution économiquement la plus avantageuse pour les collectivités, même si la réglementation très contraignante limitera cette filière de valorisation.

6.3.1) - DECHARGE OU CET

a) Décret du 15.05.1997 - **Classification des déchets dangereux**

Les déchets provenant des « stations d'épurations des eaux usées » ainsi que les déchets provenant des installations de traitement des déchets sont classés sous le **code : 19 000**

b) Arrêté du 9.09.1997 **relatif aux décharges de déchets ménagers (classe 2)**

Cet arrêté abroge la circulaire de 11.03.1987 qui régissait les conditions d'admission des déchets en décharge de classe 2 (type ordures ménagères)

L'annexe I & II définissent les différent types de déchets et leurs conditions d'admission ;

- Déchets admissibles :

la catégorie E : déchets évolutifs pendant leur stockage prolongé

la catégorie D : déchets peu évolutifs pendant leur stockage prolongé

Dans la catégorie D nous trouvons ;

- Boues de STEU admissible **si la siccité est au moins égale à 30%**
- Boues de dégrillage sont admissibles (si la siccité est égale à 30%)

Dans la catégorie E nous trouvons ;

- Déchets minéraux à faible potentiel de polluants (sables ?)

- Déchets interdits :

- déchets liquides ou dont la siccité est inférieure à 30%

Date d'application de l'arrêté du 09.09.1998 ; Octobre 1998

Le terme « **décharge** » est remplacé par « **installations de stockage** » .

La date de 2002 doit être considéré comme un cap, qu'on glisserait déjà vers 2005 et de toutes façons, la législation sera déclinée localement dans le cadre de schémas départementaux.

6.3.2) - INCINERATION

Au niveau réglementaire, en ce qui concerne les **fumées**, on applique soit l'arrêté du 21 .01.1991, soit la norme CEE proche de la BimschV90 (cette norme n'est pas encore rendue obligatoire).

En ce qui concerne le devenir des **cendres volantes**, l'arrêté du 10.01.1996 ne définit que des **règles provisoires** de classement en mâchefer valorisable en remblai routiers .

Concernant la valorisation en tant que filler dans les parpaings, seules des autorisations locales ont été obtenues de la DRIRE.

Quant aux résidus de lavage des gaz, ils partent sans ambiguïté en décharge pour DIS de « classe 1 ».

6.3.3) - VALORISATION AGRICOLE

Deux textes récents rénovent la réglementation relative à l'épandage des boues de stations de traitement des eaux usées ;

1) Décret N°97-1133 du 8.12.1997 (JO du 10.12.1997) relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées

2) Arrêté du 8.01.1998 (JO du 31.01.1998) Prescriptions techniques applicables aux épandages des boues sur les sols agricoles pris en application du décret du 8.12.1997.

6.3.3.1) - Décret du 8.12 .1997

a) Définition de la boue

Sédiments résiduels des installations biologiques ou physico-chimiques

Les matières de curage après traitement pour diminuer la teneur en sables et en graisses

Les matières de vidange issues des dispositifs non collectif d'assainissement

b) Les boues sont considérées comme des **déchets au sens de la loi du 15.07.1975**

b') Interdiction de mélanger les boues (notion de traçabilité) sauf avis du Préfet

c) L'exclusion du champ d'application ; les produits composés en tout ou partie au titre de la loi du 13.07.1979, bénéficiant d'une homologation ou, à défaut d'une autorisation provisoire de vente

d) **Les exploitants** des unités de collecte et de traitement **sont producteurs de boues** ; il leur incombe à ce titre d'en appliquer les dispositions.

e) Définition des conditions d'épandage :

- les boues doivent être l'objet d'un traitement de manière à réduire de façon significative leur pouvoir fermentescible et les risques sanitaires
- leur épandage est subordonné à une étude préalable
- un registre d'épandage est tenu par les producteurs

f) Les programmes prévisionnels d'épandage établis par le producteur

g) Sanctions ; contravention de la 5^e classe

Délai de mise en conformité au présent décret : 2 à 3 ans suivant les articles

L'arrêté du 29.08.1998 portant application obligatoire de la norme NFU 44-041 est abrogé.

6.3.3.2) - L'arrête du 8.01 .1998

- a) Etude préalable d'épandage
- b) Programme prévisionnel d'épandage
- c) Bilan quantitatif et qualitatif des boues épandues
- d) Boues non stabilisées sont enfouies dans un délai de 48 h
- e) Quantité à épandre : 3 kg MS / m² sur 10 ans
- f) Qualité des boues et précautions d'usage (teneur limite en éléments trace : métaux et en composé traces organiques)
- g) Modalité de surveillance
- h) Bilan et programme prévisionnel transmis au préfet
- i) Ouvrage d'entreposage
- j) Dépôt temporaire possible sous 4 conditions

Les dispositions du présent arrêté sont applicables aux épandages dont la réalisation est en cours au 31 janvier 1998.

6.4) - CONTEXTE REGLEMENTAIRE EUROPEEN

Jusqu'à ce jour, seule la directive 86/278/CEE, relative à la protection de l'environnement et notamment des sols lors de l'utilisation des boues de station de traitement des eaux usées en agriculture, était considérée.

Cependant d'autres textes réglementaires sont applicables pour la valorisation des boues ou des déchets de l'assainissement, notamment :

- Directive 75/442 relative aux déchets,
- Directive 78/319 relative aux déchets dangereux,
- Directive 89/369 & 89/429 relatives à l'incinération des déchets municipaux,
- Directive 91/156 relative à la valorisation et à l'élimination des déchets,
- Directive 91/271 relative au traitement des eaux résiduaires urbaines,
- Directive 91/676 relative à la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir des sources agricoles.

Enfin, les boues viennent d'être classées comme déchets.

Ceci implique que la responsabilité du producteur est engagée, et ce quelque soit la voie d'élimination ou de valorisation choisie, même si le déchet est transformé en produit.

6.5) - FILIERES DE TRAITEMENT DES BOUES

Contraintes inhérentes à la valorisation agricole des boues :

- nécessité d'un stockage minimum (8 à 10 mois) compte tenue de la disponibilité des terrains agricoles (aire pour un stockage de longue durée sur le lieu de production ou les lieux d'épandage),
- réduction importante des nuisances issues de boues qui ne sont que partiellement stabilisées (stabilisation biologique séparée ou à la limite chimique),
- adapter la qualité de la boue en fonction des besoins spécifiques du monde agricole local,
- obtention de boues déshydratées avec une siccité de plus en plus élevée,
- boues hygiénisées dans certains cas,
- intégration des contraintes des pratiques agricoles dans l'organisation de l'épandage des boues.
- filière boue qui puisse s'adapter à l'évolution de la réglementation

Type de traitement	Stabilisation	Hygiénisation
Aération prolongée	/	/
Stabilisation aérobie mésophile	/	+
Stabilisation aérobie thermophile	+++	+++
Stabilisation anaérobie mésophile	+++	++
Digestion anaérobie en 2 phases	+++	+++
Chaulage (CaO)	++ à +++	+++ à ++++
Compostage	+++	++ à +++
Séchage	++++	++++
Incinération	++++	++++

Capacité de stabilisation et d'hygiénisation des filières boues.

Filière de déshydratation	Performance en siccité
Filtre bande / centrifugeuse	20 à 22 % \pm 2 %
Filtre bande / centrifugeuse + Chaux vive	supérieur à 30 %
Filtre presse polymère	28 \pm 2 %
Filtre presse minéral	35 \pm 2 %
Centridry	60 \pm 2 %
Sécheur	90 \pm 2 %

Performances des différents dispositifs de déshydratation

6.6) - RESPONSABILITE DES COLLECTIVITES

La loi sur l'eau du 3 janvier 1992 rend obligatoire la mise en place d'un système d'assainissement (collectif et/ou autonome) ainsi que le traitement de l'eau et l'évacuation des boues.

L'article 35-1 de la loi sur l'eau du 3.01.1992, insère un nouvel article; l'art L372-1.1 du Code des Communes :

*"Les communes prennent obligatoirement **en charge** les dépenses relatives aux système d'assainissement collectifs, notamment aux stations d'épuration des eaux usées et à l'élimination des boues qu'elles produisent, et les dépenses de **contrôle** des systèmes d'assainissement non collectif.*

*" Elle **peuvent** prendre en charge les dépenses d'entretien des systèmes d'assainissement **non collectif**".*

L'article 35-2 de la loi sur l'eau du 3.01.1992, indique que les prestations ci-dessus doivent être assuré sur l'ensemble du territoire **avant 2005**.

Cette approche de la loi sur l'eau est suivie par les textes traduisant en droit français la directive CEE du 21 mai 1991, à savoir :

1) Le décret du 3 juin 1994 décrit les orientations de la transcription de la Directive du 21 mai 1991, relatif à la collecte et au traitement des eaux usées mentionnées aux articles L. 372-1-1 & L. 372-3 du Codes de Communes.

2) les 2 Arrêtés du 22 décembre 1994 : "Prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées", mentionnés aux articles L.372-1-1 & L.372-3 du Code des Communes.

6.7) - PROCEDURES ADMINISTRATIVES

Les 2 arrêtés du 29 mars 1993 concernent les procédures administratives de déclaration et d'autorisation ainsi que la nomenclature des opérations soumises à déclaration ou à autorisation, en fonction des flux générés par l'agglomération, et englobent en plus des procédures relatives aux rejets après traitement ; *les déversoirs d'orage, les rejets d'eaux pluviales, l'épandage d'eau usées, l'épandage de boues...*

L'épandage des boues issues des stations de traitement des eaux usées nécessite donc au préalable une autorisation préfectorale (cas des STEU de plus de 10.000 Eq.hab).

L'opération d'épandage est soumise à autorisation ou déclaration selon les décrets n° 93-742 (art. 2, art. 29) et n° 93-743 (rubrique 5.4.0) telles que définies ci-dessous :

	Autorisation	Déclaration	Pas de procédure
Volume annuel en m³	> 500 000	50 000 > V > 500 000	< 50 000
DBO en tonnes/an	> 5	0.5 > DBO > 5	< 0.5
Azote en tonnes/an	> 10	1 > N > 10	< 1
Contenu du dossier	7 exemplaires	3 exemplaires	
	Etude d'impact	Notice d'impact	
	Enquête utilité publique	Pas d'enquête	

La demande déposée en Préfecture comprendra :

- Le nom et l'adresse du demandeur.
- L'emplacement de l'installation.
- La nature de l'opération.
- L'incidence de l'opération sur la ressource en eau.
- Les moyens de surveillance.
- Les éléments graphiques et cartographiques.

Ces renseignements se trouveront dans le "plan d'épandage" et l'étude ou notice d'impact.

Le service instructeur de cette procédure administrative est un service de l'état (service Police des Eaux - **DDAF** ou **DDE** / Service de la Navigation - en ce qui concerne l'épandage des boues, **la**

DASS instruit la procédure dans certains départements vraisemblablement à cause de leur implication au niveau du Règlement Sanitaire Départemental).

La procédure nécessite - dans le cas de l'autorisation - une **enquête publique**, et un passage au CDH (avant envoi du projet d'arrêté au Préfet).

Le dossier de demande d'autorisation comprend au moins :

- Etude de valorisation agricole, incluant le plan d'épandage
- Document d'incidence
- Description du projet et des ouvrages, notamment de stockage

● Chaque élément du dossier doit permettre de répondre au minimum aux points suivants :

Plan d'épandage :

- la région est-elle déclarée en zone "vulnérable" aux nitrates ?
- Quelles sont les périodes favorables selon le type de boue (C/N) (d'où la durée de stockage nécessaire) ?
- Identification des parcelles aptes à l'épandage en fonction des prescriptions réglementaires, et des autres plans d'épandage dans le secteur (fientes, lisiers, sucreries, féculeries).?
- Origine, type et quantités de boues valorisables ?
- Doses à épandre en fonction des études pédologiques, des exportations des plantes, et des cultures pratiquées ?
- Fréquence des analyses de boues, de sols ?

Organisation du transport et du chantier d'épandage :

- Le transport : par qui, dans quelles conditions, avec quel matériel (bordereau d'accompagnement obligatoire) ?
- Le stockage : où (station, bout de champ, autre) et quel type ?

- La pratique de l'épandage : par qui et avec quel matériel ? avec ou sans rendu-racine ?
- Planning d'épandage selon les périodes favorables et les cultures.
- Tenue d'un cahier de transport et d'épandage et bordereau de livraison.

Suivi agronomique (qui permet la vérification de la bonne pratique du plan d'épandage) :

- Par qui ?
- Quoi ? : surveillance des doses épandues, analyses des sols, suivi des récoltes

C'est le suivi agronomique qui, en fidélisant les agriculteurs, assurera la pérennité de la filière.

Réalisation des investissements nécessaires sur la station d'épuration :

- Filière boue en adéquation avec la filière eau et avec la valorisation prévue ?

Les "**Missions Valorisation Boues**" n'ont aucune prérogative en matière de procédure administrative, leur rôle - important - se situe au niveau de toutes les **démarches d'ordre technique et relationnel** avec le milieu agricole :

- proposition de méthodologie pour la valorisation et suivi agronomique
- adaptation des périodes d'épandage en fonction du type de culture et des contraintes climatiques (proposition d'un calendrier d'épandage adapté aux cas par cas)
- relation avec les conseillers agricoles et les agriculteurs
- **suit le bon déroulement de la valorisation agricole**
- etc.

6.8) - ETUDE DE VALORISATION AGRICOLE DES BOUES

Cette étude est souvent sous-traitée par le Maître d'Ouvrage à un bureau d'étude spécialisé, ou à des sociétés comme Agro-Developpement, SEDE , sociétés spécialisées dans l'épandage des boues.

Elle comprend l'estimation de la quantité de boues à évacuer, les besoins en surface agricole, l'analyse géologique, le type de boues (conditionnement, siccité...) compatible avec l'occupation

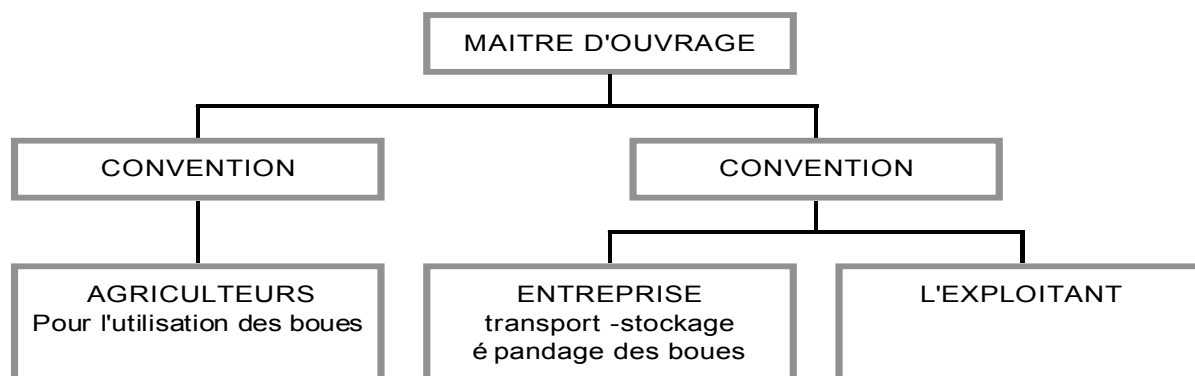
des sols, un plan d'épandage et éventuellement des propositions de filières de traitement de boues.

6.9) - CONVENTIONS POUR L'EPANDAGE DES BOUES

Les différents protagonistes, ayant chacun des responsabilités spécifiques, seront les suivants :

- Le Maître d'Ouvrage
- L'Exploitant de la station de traitement
- L'Entreprise prestataire pour l'enlèvement-stockage-épandage des boues
- Le ou les agriculteurs susceptibles d'être intéressés pour recevoir les boues sur leur champs.

Dans ce domaine, plusieurs montage de conventions se pratiquent :



1.- Convention entre la collectivité et les agriculteurs

Sorte de contrat moral, pour la mise à disposition des terrains agricoles et l'épandage des boues.

2.- Convention entre l'entrepreneur et l'exploitant

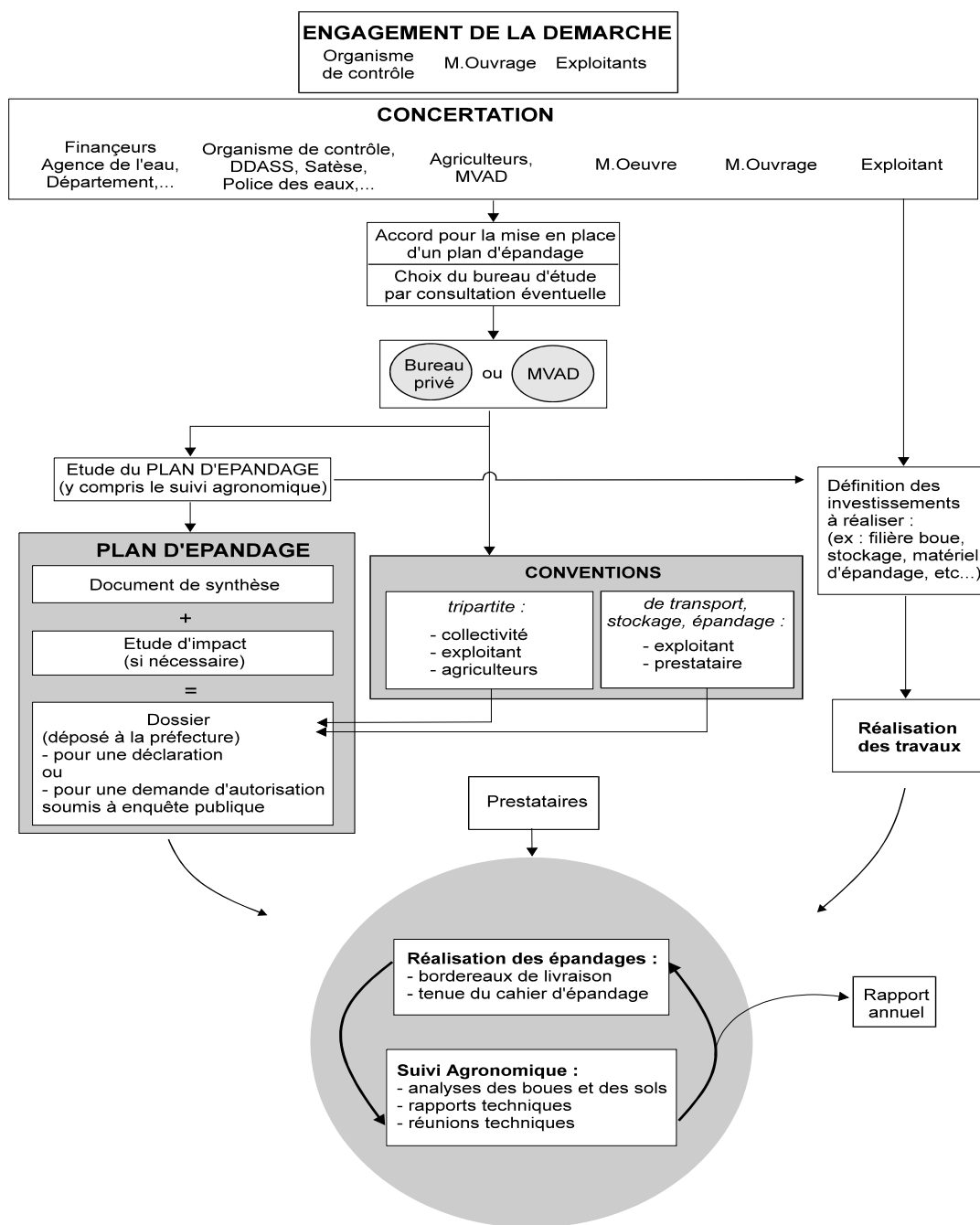
Pour effectuer la mission d'évacuation, de stockage, d'épandage, de suivi agronomique, et de la tenue d'un cahier d'épandage en ce qui concerne la mission de l'entrepreneur.

Le suivi analytique des boues (annexe de l'arrêté du 08.01.1998) pour l'exploitant de la station.

6.10) - DEMARCHE POUR LA VALORISATION AGRICOLE

Le schéma ci-dessous présente la chronologie des étapes nécessaires à la mise en place d'une valorisation agricole des boues de stations d'épuration urbaines.

Il va de soit qu'avant de lancer cette démarche on aura vérifié que les boues sont valorisables effectivement et répondent à l'arrêté du 8 janvier 1998.



LES DIFFERENTES ETAPES POUR UNE VALORISATION AGRICOLE DES BOUES

IMPACT DE LA REGLEMENTATION SUR LE DEVENIR DES BOUES

MODES D'ELIMINATION	BOUES CONFORMES à la directive 86/278/C.E.E. (annexe 1 B)	BOUES NON CONFORMES à la directive 86/278/C.E.E. (annexe 1 B)
Epandage sur les terrains agricoles	POSSIBLE si les autres conditions énoncées par les directives 91/676/CEE et 86/278/CEE sont satisfaites (apports en matières azotées, valeurs limites de concentration en métaux lourds de l'annexe 1 A, apport en métaux lourds dans les sols en deçà de l'annexe 1 C)	INTERDIT ces boues entrent dans le catégorie des déchets dangereux définis par la directive 91/689/CEE (annexe 1 B alinéa 33 de la directive)
Mise en décharge	POSSIBLE (en classe 2) à moyen terme si les conditions énoncées par les directives 75/442 et 91/156/CEE sont satisfaites IMPOSSIBILITE PROBABLE à l'horizon 2002 lorsque les décharges n'accueilleront plus que les déchets ultimes	INTERDITE suivant les directives 75/442, 78/319, 91/689/CEE (annexe 1 B), les boues entrent dans la catégorie des déchets dangereux, la présence de matières organiques interdit la mise en décharge en classe 1
Incinération	POSSIBLE l'installation doit être équipée pour respecter les valeurs limites de rejets dans l'atmosphère fixées selon le cas par les directives 89/429 ou 83/369/CEE	POSSIBLE l'installation devra correspondre aux conditions fixées par la directive sur l'incinération des déchets dangereux
Rejet en mer ou dans tout milieu aquatique	INTERDIT à partir du 31/12/1998 conformément à la directive 91/271/CEE	INTERDIT à partir du 31/12/1998 conformément à la directive 91/271/CEE

ANNEXE

Loi du 13.07.1979 relative à l'organisation du contrôle des matières fertilisantes et des supports de cultures

Arrêté du 3 juin 1998 modifiant l'arrêté du 8.01.1998 (tableau annexe 1 b mg/m³ à la place de g/m³)

Arrêté du 2.02.1998 portant abrogation de l'arrêté du 29.08.1988 portant application obligatoire d'une norme : NF U 44-041

Avis aux responsables de la mise sur le marché de matières fertilisantes et de support de cultures (JO du 6.01.1999)

Arrêté du 2.02.1998 concernant les installations classées

Arrêté du 17 août 1998 modifiant l'arrêté du 2.02.1998 : cet arrêté remplace les articles 36 à 42 de l'arrêté du 2.02.1998

Circulaire DPPR/SEI du 17 décembre 1998 relative à l'arrêté du 2.02.1998 et modifié par l'arrêté du 17.08.1998 concernant les installations classées.

Normes relatives aux boues

XP X33-001 : MS par évaporation sous micro-ondes

XP X 33-002 : MS par lyophilisation

NF EN 12176 : détermination du pH (indice de classement : NF X 33-003)

Pr NF EN12879 (indice de classement Pr X 33-004) détermination de la perte au feu de la matière sèche

Pr NF EN 12880 : (indice de classement Pr X 33-005) détermination de la MS et de la teneur en eau

NF EN ISO 5667-13 (indice de classement NF X 33-006) guide pour l'échantillonnage des boues

Pr NF EN 12832 : (indice de classement Pr X 33-007) Vocabulaire sur les boues

Pr NF EN 13097 : Bonne pratique de la valorisation des boues dans le cadre d'un plan d'épandage (indice de classement : PrX 33-008)

NF U 44-108 (octobre 1982) boues liquide - échantillonnage en vue de l'estimation de la teneur moyenne d'un lot

NF U 44-110 (octobre 1982) amendements organiques - support de culture - préparation des échantillons partiellement secs pour essai

NF U 44-171 (octobre 1982) amendements organiques - support de culture -détermination de la matière sèche.

XP X 31-210 (mai 1988) déchets - essai de lixiviation

NF U 42-051 (nov 1968) Engrais - théorie de l'échantillonnage et de l'estimation d'un lot

NF U 42-053 (mai 1979) Matières fertilisantes - engrais - contrôle de réception d'un grand lot d'engrais

NF U 42-080 (déc 1981) Engrais solutions et suspensions - échantillonnage en vue de l'estimation de la teneur moyenne d'un lot

NF U 42-090 (juin 1983) amendements calciques et magnésiens

U 44-101 (oct 1982) produits organiques - amendements organiques - supports et milieux de cultures - échantillonnage

X 31-100 (déc 1992) qualités des sols - méthode de prélèvement d'échantillons de sol

NF ISO 10390 (nov 1994) Qualité du sol - détermination du pH

NF X 31-147 (juillet 1996) Qualité des sols - sols, sédiments - mise en solution par attaque acide

NF ISO 11464 (déc 1994) Qualité du sol - prétraitement des échantillons pour analyses physico-chimiques (indice de classement NF X 31-412)

Chapitre 3

SCHEMA DIRECTEUR D'ASSAINISSEMENT

A. SADOWSKI

SOMMAIRE

I. LE BUT DE L'ASSAINISSEMENT.....	58
II.HISTORIQUE.....	58
III. L'ETAT DE L'ASSAINISSEMENT EN FRANCE ET DANS LA C.E.E	59
III.1. SITUATION EN FRANCE.....	59
III.1.1. Assainissement collectif et système de traitement.....	59
III.1.2. Assainissement autonome.....	60
III.2. SITUATION DANS LA C.E.E.....	60
IV. NOUVELLE APPROCHE REGLEMENTAIRE.....	60
IV.1. LES ELUS ET LA LOI SUR L'EAU.....	61
IV.1.1. Obligation de mise en place d'un système d'assainissement	61
IV.1.2. Rédaction d'un schéma directeur d'assainissement.....	61
IV.1.3. Prise en compte de la pollution pluviale	62
IV.1.4. Procédures, contrôle de conformité.....	62
IV.2. RACCORDEMENT DES INDUSTRIELS ET POLICE DU RESEAU	62
IV.3. REMISE A NIVEAU ET FIABILITE DES STATIONS DE TRAITEMENT DES EAUX USEES.....	63
IV.4. VALORISATION DES BOUES, EPANDAGE AGRICOLE	63
IV.5. LA RESPONSABILITE DES ELUS VIS-A-VIS DES REJETS	64
IV.5.1. La responsabilité pénale en matière de pollution.....	64
IV.5.2. La responsabilité pénale en cas d'inobservation des textes.....	64
IV.5.3. La responsabilité civile.....	65
V.LES STRUCTURE JURIDIQUES CONCERNEES	65
V.1. INSTANCES TERRITORIALES	65
V.2. INSTANCES DEPARTEMENTALES PUBLIQUES OU POLITIQUES.....	66
V.3. INSTANCES REGIONALES PUBLIQUES OU POLITIQUES	66
V.4. INSTANCES PUBLIQUES OU POLITIQUES AU NIVEAU D'UN BASSIN	66
VI. DOCUMENTS DE SYNTHESE ET D'ORIENTATION.....	66
VII. LES DIFFERENTES PHASES DANS L'ELABORATION D'UN SCHEMA.....	67
VII.1. BUT D'UN SCHEMA DIRECTEUR D'ASSAINISSEMENT.....	67
VII.2. LES PRINCIPALES PHASES DANS L'ELABORATION D'UN DIRECTEUR D'ASSAINISSEMENT.....	67
VII.2.1. Programme d'assainissement	68
VII.2.2. Elaboration de l'Avant-Projet de l'étude	68
VII.2.3. Choix éventuellement d'un maître d'oeuvre.....	68
VII.2.4. Constitution éventuellement d'une cellule de travail.....	68
VII.2.5. Elaboration du dossier de consultation des bureaux d'études (DCBE).....	68
VII.2.6. Déroulement de l'étude.....	68
VII.2.7. Mise au point du schéma directeur d'assainissement.....	69
VII.2.8. Approbation du schéma directeur d'assainissement.....	69
VII.2.9. Planification et contractualisation des travaux et financement.....	69
VII.2.10. Projet des travaux d'assainissement.....	69
VIII.METHODOLOGIE POUR L'ELABORATION D'UN SCHEMA	69
VIII.1. RESSOURCE EN EAU	69
VIII.2. COORDINATION A L'ECHELLE D'UN BASSIN HYDROGRAPHIQUE.....	69
VIII.3. ANALYSE DES CONTRAINTES.....	69
VIII.4. RECENSEMENT ET ANALYSE DES POLLUTIONS.....	70
VIII.5. DIAGNOSTIC DU RESEAU EXISTANT	70
VIII.6. DIAGRAMME GENERAL POUR L'ELABORATION D'UN SCHEMA (CF. FIGURE 3-1)	71

VIII.7.	DIAGRAMME GENERAL POUR LE DIMENSIONNEMENT D'UN RESEAU COLLECTIF	71
VIII.8.	DIAGRAMME GENERAL POUR L'APPROCHE DE L'ASSAINISSEMENT AUTONOME	71
VIII.9.	PROPOSITION D'APPROCHE METHODOLOGIQUE DES EVENEMENTS PLUVIEUX (ESQUISSE)	73
VIII.9.1.	<i>Introduction</i>	73
VIII.9.2.	<i>Proposition d'approche méthodologique</i>	75
IX.	TYPLOGIE DES DIFFERENTS OBJETS DE L'ASSAINISSEMENT	77
IX.1.	TYPLOGIE DES REJETS POLLUANTS	77
IX.1.1.	<i>Effluents domestiques</i>	77
IX.1.2.	<i>Effluents industriels</i>	77
IX.2.	TYPLOGIE DES SOUS-PRODUITS	77
IX.3.	TYPLOGIE DES OUVRAGES	78
IX.3.1.	<i>Réseaux</i>	78
IX.3.2.	<i>Bassins</i>	78
X.	COUTS DE L'ASSAINISSEMENT	78
X.1.	RESEAU D'ASSAINISSEMENT COLLECTIF DES EAUX USEES	78
X.2.	RESEAU D'ASSAINISSEMENT COLLECTE DES EAUX PLUVIALES	78
X.3.	ASSAINISSEMENT AUTONOME COMPLET	79
X.4.	TRAITEMENT DES EAUX USEES	79
X.5.	TRAITEMENT DES EAUX PLUVIALES	79
XI.	CONTENU D'UN SCHEMA DIRECTEUR D'ASSAINISSEMENT	79
XII.	PHASES ULTERIEURES D'UN SCHEMA DIRECTEUR D'ASSAINISSEMENT	81
XII.1.	INFORMATION DES USAGERS SUR L'ENJEU DU SCHEMA	81
XII.2.	ARTICULATION AVEC LE SAGE	81
XII.3.	CONTRAT D'AGGLOMERATION	81
XII.4.	PROGRAMMATION DES TRAVAUX D'ASSAINISSEMENT	81
XII.5.	CRITERE D'EVALUATION	81
XII.6.	MODE DE FINANCEMENT	81
XII.6.1.	<i>Ouvrages faisant l'objet d'une subvention</i>	81

I. LE BUT DE L'ASSAINISSEMENT

Certaines fonctions de l'assainissement sont permanentes (sanitaire, inondation). D'autres sont apparues en fonction de nouveaux objectifs fixés provenant essentiellement de l'altération du milieu récepteur (traitement de la pollution carbonée, objectif de qualité des rivières, cartes piscicoles, ...). Enfin de nouvelles fonctions sont envisagées pour les décennies prochaines (traitement des nutriments, traitement des eaux pluviales, traitement de l'ensemble des déchets générés par le système, micropolluants, ...).

Les principaux buts de l'assainissement sont les suivants :

- **Collecter et évacuer les eaux usées** en fonction des exigences de la santé publique et de l'environnement (assainissement collectif - autonome).
- **Evacuer les eaux pluviales** pour éviter l'inondation des zones urbaines avec stockage et traitement éventuel.
- **Traitement des eaux usées** et éventuellement des eaux pluviales en fonction des objectifs fixés sur le milieu récepteur (usage de l'eau, alimentation en eau potable, intérêts piscicoles et conchylicoles, ...).
- **Maîtrise des rejets industriels raccordés ou non à un réseau.**
- **S'assurer de l'évacuation des déchets générés par le système** (boues, matières de vidange, ...)
- **Améliorer la collecte de la pollution vers le traitement**, les ouvrages de décharge, l'étanchéité des réseaux, ...
- **Améliorer la fiabilité du "système réseau - station de traitement"** (en marche normale et en marche dégradée)
- **Optimiser les coûts d'investissement et de fonctionnement** de l'ensemble du système.

II. HISTORIQUE

Cette historique vous donne quelques points de repère sur l'histoire de l'assainissement. Il semble intéressant de partir de l'histoire de la ville, de ses représentations, des histoires des maladies associées aux sciences de l'hygiène, enfin de l'histoire de l'eau.

Le point de départ de cette longue aventure pourrait être la conjonction de trois événements : **la naissance de l'espace urbain opposé à la campagne, la découverte de la circulation du sang** (accordant à l'air un rôle décisif) et l'intervention des médecins qui fondent **l'hygiène publique, c'est à dire un rapport entre la maladie, la mort et l'environnement.**

Le thème de la circulation se reporte sur la ville, *"la circulation de l'air est la condition principale de l'hygiène publique; la stagnation, qui facilite l'exhalaison des miasmes, le risque essentiel"*. Les premières plaintes, enregistrées par l'autorité administrative, eurent pour objet les odeurs. Hippocrate dans son *"Des airs, des eaux et des lieux"* s'intéressa déjà à l'hygiène individuelle et aux prémisses de l'hygiène publique. Au XVII^{ème}, une analogie se glisse alors entre le corps humain, le corps urbain et les corps sociaux, analogie se retrouvant dans la notion de fonction.

Le réseau d'assainissement du corps urbain est à l'image de la circulation du sang dans le corps humain.

Les premières démarches datant du XVII^{ème} eurent pour origine les puanteurs et donc la nécessité première furent l'invention de l'ancêtre du water-closet et une évacuation partielle par des réseaux hydrauliques en direction du sol ou d'émissaire, mais surtout l'évacuation par vidange. Ce sont les médecins hygiénistes qui font la relation entre l'eau et les épidémies de choléra. Mais il faudra attendre fin XIX^{ème} pour que la solution du "*tout-à-l'égout*" soit adoptée.

La démarche est empreinte de deux logiques : **éliminer les puanteurs immondes** dans la ville et **assurer à la population une eau de consommation saine**. Logique qui s'est maintenue jusqu'à la deuxième moitié du XX^{ème}, où apparaît alors une autre préoccupation; celle de **la protection du milieu récepteur et de son écosystème aquatique** (loi de 1964).

Il nous faudra attendre la fin de ce siècle pour avoir une **démarche systémique** dans la gestion des ressources en eau, la prise en compte des usages contradictoire (baignade, irrigation, industries, conchyliculture, piscicole, ...) mais aussi dans la gestion de l'assainissement par la nécessité de prendre en compte le traitement de tous **les sous-produits** inhérents à la collecte, au transport et au traitement de l'eau et enfin l'impact **des eaux pluviales** sur le milieu naturel (loi de 1992).

III. L'ETAT DE L'ASSAINISSEMENT EN FRANCE ET DANS LA C.E.E

III.1. SITUATION EN FRANCE

Des efforts consentis depuis 20 ans ont conduit à une évolution favorable ces dernières années, mais le bilan est insuffisant (valeurs du rapport 1991-1992).

III.1.1. Assainissement collectif et système de traitement

La France dispose d'un parc de 11210 stations environ avec une capacité de 70,17 M EH soit 96% des besoins, mais une "surcapacité" est nécessaire pour absorber la pollution par temps de pluie. Ces quelques données chiffrées donnent un aperçu de l'étendu des progrès à réaliser :

- 62% de la pollution émise est raccordée, 51% environ de taux de collecte;
- rendement des stations inférieures à 70% pour les matières oxydables (MOX) et 35% pour les matières azotées et phosphorées (1% et 1,5% du nombre de stations traitent N et P);
- taux de dépollution de 42 % sur les MOX et 48 % sur les MES;
- les objectifs de qualité sont respectés à 35% en moyenne;
- production de boue : la production sera multipliée par 3 à 4 dans les 10 ans à venir.

L'objectif pour l'an 2000 est d'atteindre 80% de collecte et 80 % de rendement soit un taux de dépollution de 65%.

III.1.2. Assainissement autonome

La part de l'assainissement autonome représente 13 M d'habitants (dont 2 M d'habitants au titre des communes périphériques urbaines). On estime entre 40 et 45 % le nombre d'installations non conformes à la réglementation. Le nombre annuel d'installations individuelles est de 65 000 à 150 000 (selon les sources).

Les communes rurales représentent 42 % de la population permanente (24,38 M d'habitants permanents et 13,4 M d'hab. saisonniers).

III.2. SITUATION DANS LA C.E.E.

• Grande - Bretagne

- Insuffisance d'investissement provoquant un déclin progressif de la qualité de l'eau.
- Accroissement récent important.

• R.F.A

- 92% de la population est raccordée.
- Objectif 95% de raccordement et un taux d'équipement de 80% pour l'azote et le phosphore.

• Danemark

- Problème prioritaire ; l'eutrophisation.
- Objectif : réduction de 50% des rejets en azote et de 80% des rejets en phosphore.
- 85% de la capacité de traitement comporte un traitement de N/P.

• Pays-Bas

- 75% de la population est raccordée à une station biologique
- Objectif : traitement de 75% du phosphore et 70% de l'azote

• Italie

- 56% de la population raccordée à un réseau.
- 26% de la population raccordée à une station de traitement dont 50% environ sont hors service.
- Une réforme récente permet aux communes de répercuter intégralement les coûts d'investissement sur le prix du service.

IV. NOUVELLE APPROCHE REGLEMENTAIRE

Un contexte réglementaire évolutif et dont l'orientation générale peut être traduite par les textes suivants, introduisant de plus en plus une influence de décisions au niveau européen :

- la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 (continuité de celle de 1964);
- la directive CEE du 21 mai 1991 (1 décret et 4 arrêtés en attente);
- la loi sur les déchets (13.07.1992);
- le décret du 29 mars 1993 concernant les procédures administratives;

- l'arrêté du 1^{er} mars 1993 réglementant les rejets industriels (Installations Classées);
- les études d'impacts (Décret du 25.02.1993 et Circulaire du 27.09.1993);
- la loi sur l'administration territoriale (Loi de 1992);
- règlement sanitaire départemental (règlement type de la Circ. du 18.05.1984);
- règlement de service d'assainissement (Règlement type de la circulaire du 19.03.1986);
- cahier des charges type pour l'exploitation pour affermage d'un service d'assainissement (Décret du 16.10.1986).

IV.1. LES ELUS ET LA LOI SUR L'EAU

IV.1.1. Obligation de mise en place d'un système d'assainissement

La loi sur l'eau du 3 janvier 1992 rend obligatoire la mise en place d'un système d'assainissement (collectif et/ou autonome), ainsi que le traitement de l'eau et l'évacuation des boues.

L'article 35-1 de la loi sur l'eau du 03.01.1992, insère un nouvel article de l'article L372-1.1 du Code des Communes :

- *"Les communes prennent obligatoirement **en charge** les dépenses relatives aux système d'assainissement collectifs, notamment aux stations d'épuration des eaux usées et à **l'élimination des boues** qu'elles produisent, et les dépenses de **contrôle** des systèmes d'assainissement non collectif.*
- *"Elle peuvent prennent en charge les dépenses d'entretien des systèmes d'assainissement non collectif".*

L'article **35-2** de la loi sur l'eau du 3.01.1992, indique que les prestations ci-dessus doivent être assuré sur l'ensemble du territoire **avant 2005**.

IV.1.2. Rédaction d'un schéma directeur d'assainissement

L'article 35-3 de la loi sur l'eau du 3.01.1992, insère une nouvelle rédaction de l'art L.372-3 du Code des Communes :

- *"Les communes ou leur regroupement délimitent, après enquête publique :*
 - *"les zones d'assainissement collectif où elles sont tenues d'assurer la collecte des eaux usées domestiques et le stockage, l'épuration et le rejet ou la réutilisation de l'ensemble des eaux collectées";*
 - *"les zones relevant de l'assainissement non collectif où elles sont seulement tenues, afin de protéger la salubrité publique d'assurer le contrôle des dispositifs d'assainissement et, si elles le décident, leur entretien".*

Le Schéma Directeur d'Assainissement, établi en cohérence avec les SAGE, devient un document obligatoire, soumis à autorisation préfectoral et un préalable à tout travaux d'assainissement d'envergure (art 35-1 de la loi du 3.01.1991 et décret à paraître).

IV.1.3. Prise en compte de la pollution pluviale

L'art 35-3 de la loi du 3.01.1992 introduit une nouvelle rédaction de l'article L.372-3 du Code des Communes, sur de la collecte et le traitement des eaux, autres que les eaux usées en temps sec :

- *"les zones où des mesures doivent être prises pour limiter l'imperméabilisation des sols et pour assurer la maîtrise du débit et de l'écoulement des eaux pluviales et de ruissellement;"*
- *"les zones où il est nécessaire de prévoir des installations pour assurer **la collecte, le stockage éventuel** et, en tant que besoin **le traitement des eaux pluviales** et de ruissellement lorsque la pollution qu'elles apportent au milieu aquatique risque de nuire gravement à l'efficacité des dispositifs d'assainissement "*

IV.1.4. Procédures, contrôle de conformité

Auparavant les rejets des stations de traitement des eaux usées étaient soumis à autorisation préfectorale, à cela s'ajoute maintenant avec le nouveau décret du 29 mars 1993, une procédure de déclaration ou d'autorisation pour les déversoirs d'orage situés sur les réseaux ainsi que pour l'ensemble des rejets d'eaux pluviales.

La commune est habilitée et est tenue de **réaliser le contrôle de conformité des branchements particuliers** (art 36-3 de la loi sur l'eau du 3.01.1992). La redevance d'assainissement peut être perçue dès la mise en service d'un égout nouveau, sans attendre le délai de 2 ans donné aux riverains pour se raccorder (art 36-1 de la loi du 3.01.1992).

L'art 35-4 de la loi modifie l'article L.372-6 du Code Commune et rappelle que les Services Publics d'Assainissement sont financièrement gérés comme des services à caractère industriel et commercial, impliquant un équilibre budgétaire.

IV.2. RACCORDEMENT DES INDUSTRIELS ET POLICE DU RESEAU

L'art 35-8 du Code de la Santé Publique rappelle que le réseau d'assainissement est essentiellement destiné pour des effluents domestiques et que les effluents industriels peuvent être tolérés et ce sous certaines conditions. *«Tout déversement d'eaux usées, autres que domestiques dans les égouts publics, doit être préalablement autorisé par la collectivité à laquelle appartient les ouvrages, ...»*.

Le pouvoir de police de réseau donc d'autorisation est du ressort du Maître d'Ouvrage et ce pouvoir de police ne se délègue pas.

Le Règlement de service d'assainissement (Circulaire du 19.03.1986) et la circulaire de Bouchardeau (Cir du 24.01.1984), précisait la nécessité d'une autorisation préalable associée à la négociation, puis la signature d'une convention. Depuis l'arrêté du 1^{er} mars 1993 (arrêté concernant les Installations Classées soumises à autorisation), cette nécessité de passer une convention avec un industriel avant tout raccordement au réseau est devenu une obligation réglementaire.

Les conventions des rejets industriels sont particulièrement d'actualité.

- Contexte réglementaire : Directive C.E.E, Loi sur l'eau et arrêtés d'application :
 - arrêté du 1^{er} mars 1993 rendant obligatoire les conventions sur les rejets industriels dans un réseau d'assainissement collectif (art 34);

- obligation de résultat (renforcement de la police des eaux dans la logique des Installations Classées, normes de rejet plus sévères et contrôle des rejets accrus);
- recherche et constatation des infractions (sanctions pénales élevées - art 22 de la loi sur l'eau, sanctions administratives type Installations Classées, Association se portant partie civile - art 27 de la loi).
- La traduction en droit français de la directive C.E.E imposera une fiabilité de traitement et d'exploitation à 93%.
- Un auto-contrôle du traitement mais aussi de l'impact sur le milieu récepteur plus conséquent.
- Interdiction en 2002 des décharges de classe 2 pour les boues "non contaminées" et interdiction à terme de la classe 1 pour les autres boues dites "contaminées". La maîtrise du traitement des eaux usées (fonctionnement et dimensionnement) passe par la connaissance de l'effluent brut, notamment celui provenant des installations industrielles.

IV.3. REMISE A NIVEAU ET FIABILITE DES STATIONS DE TRAITEMENT DES EAUX USEES

L'application et la traduction en droit français de la Directive Européenne du 21 mai 1991, nécessitera la mise en place de niveaux de traitement plus poussés, ainsi que l'obligation de résultat, à savoir le respect de ces normes plus poussées quasi en permanence (93 % du temps), ceci en période de temps sec mais y compris pendant des événements pluvieux non "exceptionnels".

Nécessité, de traiter l'azote et le phosphore, dans les zones dites "sensibles" et partout où cela s'avérera nécessaire, en fonction de l'objectif de qualité du milieu récepteur. Cela impliquera :

- **des installations soigneusement dimensionnées** pour les charges maximales en pollution en période de temps sec mais aussi celle provenant d'événements pluvieux;
- **des équipements de traitement des boues suffisamment dimensionnés** et compatibles avec la filière de valorisation des boues;
- **des équipements en secours**, plusieurs files de traitement;
- **une conception de l'automatisation plus évoluée** et associée à une gestion des alarmes à distance.

IV.4. VALORISATION DES BOUES, EPANDAGE AGRICOLE

♦ La prise en charge de l'évacuation et de la valorisation de l'ensemble des sous-produits de l'assainissement (refus de dégrillage, boues de curage du réseau, graisses, sables et boues du traitement) est à la charge du Maître d'Ouvrage (loi sur l'eau : art 35).

- ♦ Les schémas directeurs d'assainissement doivent aborder la destination de ces refus.

♦ De plus, **la loi du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets** prévoit la disparition à terme des décharges (**à compter du 1^{er} juillet 2002**). L'ensemble des sous-produits devront être valorisés. *"Les futures installations d'élimination des déchets par stockage ne seront autorisées à accueillir que des déchets ultimes"*.

♦ La nécessité d'obtenir une fiabilité de l'ordre de 93% sur l'ensemble du traitement, nécessite de pérenniser la filière d'évacuation des boues et notamment de **privilégier la valorisation agricole**. Dans la cadre actuelle de la réglementation, cette filière de valorisation est de loin la moins onéreuse (4 à 10 fois moins cher que l'incinération, l'autre alternative à court terme pour éliminer les boues).

♦ La traduction de la directive CEE du 21 mai 1991, impliquera la mise en place obligatoire d'un auto-contrôle pour le suivi des installations de traitement et l'obligation du respect du niveau de rejet 93% du temps, "hors événements pluvieux exceptionnels".

♦ Suite au décret du 29 mars 1993, toute épandage des boues est soumis à déclaration (station de plus de 1000 Eq.hab) ou à autorisation (station de plus de 10.000 Eq.hab). Cette procédure implique **une étude précise de valorisation des boues ainsi qu'un plan d'épandage** (décret du 8.12.1997 et l'arrêté du 8.01.1998).

IV.5. LA RESPONSABILITE DES ELUS VIS-A-VIS DES REJETS

IV.5.1. La responsabilité pénale en matière de pollution

La responsabilité pénale en matière de pollution s'applique sur la base de l'article 232-2 (anciennement art. 407) du Code Rural et de l'article 22 de la loi sur l'eau

Cette condamnation est prononcée contre une personne physique (représentant du Maître d'Ouvrage) et non contre une collectivité (personne morale), en cas de pollution sur le milieu aquatique. Les responsables de services publics peuvent également être poursuivis.

Très exceptionnellement, des maires ont été reconnus pénalement responsables sur la base de l'art 232-2 du Code Rural (Trib. Corr. Senlis, 3.11.1967, Trib. Corr. Rennes, 22.03.1973, Trib. Corr. Rennes, 27.05.1993), en raison de pollution engendrée par l'absence de station d'épuration, ou le mauvais fonctionnement de celle existante.

La procédure de transaction est prévue par le décret N°89-554 du 2.08.1989 et précisée par la circulaire modifiée du 2.08.1990. L'administration peut transiger avec les délinquants conformément à l'art L. 238-1 du Code Rural et après accord du Procureur de la République (Code Rural, art R 238-1 et Circulaire du 31.01.1986).

IV.5.2. La responsabilité pénale en cas d'inobservation des textes

Cette responsabilité est fondée sur l'article 44 du décret N° 93-742 du 29 mars 1993 et les articles 22, 23, 26 et 30 de la loi sur l'eau du 3.01.1992

La responsabilité pénale peut être la sanction d'un manquement à des textes de prévention ou d'interdiction et, ce même s'il n'en a résulté aucun dommage. Des sanctions pénales sont prévues en cas d'infractions aux règlements municipaux édictés en vue de protéger la salubrité publique.

En cas d'inaction fautive du maire, compte tenu d'un danger grave et imminent, sa responsabilité pourrait être engagée (Conseil d'Etat du 11 mai 1960, commune du Teil).

IV.5.3. La responsabilité civile

La responsabilité civile pour fait de pollution des eaux est principalement fondée sur les articles 1382 et 1384 du Code Civil et sur une jurisprudence qui devient de plus en plus abondante. La responsabilité civile pèse sur toute personne physique ou morale, privée ou publique, pour son fait ou celui de ses préposés et notamment sur une société ou une commune auteur de déversements.

♦ **Une commune ou une communauté urbaine est responsable de l'absence d'ouvrages publics propres à prévenir une pollution** (Conseil d'Etat 19.02.1988), du mauvais fonctionnement de son réseau d'assainissement (CE 10.06.1977, Commune de Tantonville), du défaut de dimensionnement du réseau d'évacuation d'eau pluviale (CE 10.05.1983, Charleville-Mézières), ou du défaut d'entretien du réseau d'assainissement (CAA Bordeaux 9.06.1992, Commune de Castelnaud-de-Gratecambe).

♦ **La Commune est également responsable des déversements issus de sa station d'épuration** (CE 17.02.1978 et 25.10.1978, Commune Urbaine du Mans, CE 5.12.1980, Ville de Tarbes).

♦ **La Commune est également responsable de la pollution causée par des déversements industriels qu'elle a accepté dans son réseau d'assainissement** (Tri Ad Châlons-sur-Marne 15.02.1965, TA Rouen 24.04.1970, Fédération de pêche de la Somme et TA Clermont-Ferrand 20.01.1976, Commune de Murat).

♦ **La commune peut dégager sa responsabilité si la pollution provient de l'envoi d'eaux résiduelles industrielles** et si elle a été en mesure de s'opposer à l'envoi de celles-ci (CE 15.12.1943, Commune de Chazelles et CE 12.07.1969). Toutefois elle a la possibilité de se retourner contre l'industriel utilisateur du réseau (TA Besançon 15.03.1968, CE 24.02.1971 et CE 15.10.1976) et être exonérée de toute responsabilité s'il ne résulte pas de l'instruction qu'elle a commis, par carence ou dans l'exercice de ses pouvoirs de police, une faute lourde (CE 13.07.1968, CE 13.03.1970).

♦ Si la pollution est l'oeuvre de plusieurs pollueurs, l'un d'eux peut être condamné pour le tout, sauf à se retourner contre les autres coauteurs (TGI Châlons-sur-Marne, 15.06.1973, Droit Rural, fév.1974).

V. LES STRUCTURES JURIDIQUES CONCERNÉES

V.1. INSTANCES TERRITORIALES

- **Commune.**
- **Commission consultative** (Structure d'information pour les usagers, créée par la loi sur l'administration territoriale).
- **Syndicat de communes** (SIVOM à vocation multiple, SIVU à vocation unique).
- **Communauté urbaine** (Regroupement de communes de plus de 50 000 hab.).
- **Communauté de communes** (Etablissement public de coopération intercommunale pour les communes formant un ensemble de moins de 20 000 hab.).
- **Communauté de villes** (Etablissement public de coopération intercommunale pour les communes formant un ensemble de plus de 20 000 hab.).

- **District** (Etablissement public groupant plusieurs communes et exerçant de plein droit un certain nombre d'attribution en leur lieu et place).
- **Communauté locale de l'eau** (Etablissement public pour la réalisation des objectifs des SAGE).

V.2. INSTANCES DEPARTEMENTALES PUBLIQUES OU POLITIQUES

- Conseil général.
- Direction Départementale de l'Agriculture et des Forêts (DDAF).
- Direction Départementale de l'Equipeement (DDE).
- Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS).
- Chambre départementale de l'agriculture.
- Fédérations Départementales des Associations Agrées de Pêche et de Pisciculture (FDAPP).
- Conseil Départemental d'Hygiène (CDH).

V.3. INSTANCES REGIONALES PUBLIQUES OU POLITIQUES

- Conseil régional.
- Direction Régionale de l'ENVironnement (DIREN).
- Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement (DRIRE).

V.4. INSTANCES PUBLIQUES OU POLITIQUES AU NIVEAU D'UN BASSIN

- Comité de bassin.
- Agence de l'Eau.

VI. DOCUMENTS DE SYNTHÈSE ET D'ORIENTATION

La rédaction d'un schéma directeur d'assainissement doit se faire sur la base des différents documents suivants (pour autant qu'ils existent) :

- Les cartes d'objectif de qualité des cours d'eau.
- Les schémas Départementaux de vocation Piscicole déterminent les potentialités piscicoles des cours d'eau, recensent les atteintes faites à leur qualité et préconisent les actions à engager.
- Les schémas directeur d'aménagement et de gestion de l'eau (SDAGE).
- Les schémas d'aménagement et de gestion de l'eau (SAGE).
- Les schémas départementaux de collecte des ordures ménagères et des matières de vidanges.
- Les schémas départementaux d'aménagement urbain (SDAU).
- Les plans de protection des ressources (les périmètres de protection).
- Les plan d'occupation des sols (POS) ainsi que les annexes (servitudes).
- Les plans d'aménagement de zone (PAZ) dans le cadre d'une ZAC (zone d'aménagement concerté).

- Le plan de surface submersible (PSS).
- La carte communale, qui précise les modalités d'application des règles générales d'urbanisme (MARGU).
- Le plan d'exposition aux risques naturels prévisibles (PER);
- ...

VII. LES DIFFERENTES PHASES DANS L'ELABORATION D'UN SCHEMA

VII.1. BUT D'UN SCHEMA DIRECTEUR D'ASSAINISSEMENT

Mise en place d'une orientation à moyen et long terme pour améliorer la qualité, la fiabilité et la capacité d'un système d'assainissement d'une collectivité.

IL définit pour les situations prochaine et future les modalités de collecte, de traitement et d'évacuation des effluents et des déchets sur une entité territoriale bien caractérisée.

Traduit graphiquement sur des plans, il définit une cohérence sur les travaux à engager entre le court terme et le long terme en fonction d'objectifs de protection clairement définis.

Il propose une comparaison technico-économique des différentes solutions pour une efficacité technique associée à différents objectifs de protection et cela en fonction des capacités financières de la collectivité pour de objectifs graduels d'une part et d'autre part en fonction d'une économie sur les investissements pour un même objectif.

VII.2. LES PRINCIPALES PHASES DANS L'ELABORATION D'UN DIRECTEUR D'ASSAINISSEMENT

La chronologie des différentes phases est la suivante :

- 1) **Programme d'assainissement** définissant les objectifs du schéma directeur d'assainissement ainsi que les contraintes.
- 2) **Avant-projet de l'étude** et approbation du Maître d'Ouvrage.
- 3) **Mise au point d'un cahier des charges** pour l'élaboration d'un schéma directeur d'assainissement incluant un cahier des charges pour le diagnostic du système d'assainissement
- 4) **Choix du bureaux d'études** pour la mise en oeuvre de l'étude globale.
- 5) **Mise au point du schéma directeur d'assainissement.**
- 6) **Approbation du schéma** par la Maître d'Ouvrage.
- 7) **Passage au CDH** et approbation préfectorale.
- 8) **Intégration du schéma dans la POS** et transmission au SAGE.
- 9) **Information des usagers** - matériel de communication.

VII.2.1. Programme d'assainissement

Décision politique d'un maître d'ouvrage décidant de lancer une réflexion générale sur l'assainissement dans son périmètre d'influence et définissant les objectifs et les contraintes présentes sur son territoire (Objectifs articulés à des contraintes parfois antagonistes) :

- usagers - "tout à l'égout"- inondation;
- conception - recherche d'une nouvelle approche du système;
- contrôle pollution (mesure préventive pour inciter à la limitation des rejets polluants);
- traitement de la pollution des eaux usées et des eaux pluviales;
- le service chargé d'exploiter le système;
- le maître d'ouvrage - approche évolutive associée à la recherche d'un optimum entre les coûts d'investissement et les coûts d'exploitation.

VII.2.2. Elaboration de l'Avant-Projet de l'étude

Cet avant-projet est soit élaboré par un maître d'oeuvre choisit préalablement par le maître d'ouvrage soit il est élaboré par les Services techniques du Maître d'Ouvrage, et comprend :

- 1) les objectifs recherchés par le schéma directeur;
- 2) le coût prévisionnel de l'étude pour l'élaboration du schéma directeur;
- 3) le plan de financement prévisionnel de l'étude (l'Agence de l'eau finance à 50% par exemple);
- 4) l'approbation par la structure délibérante du Maître d'Ouvrage;
- 5) la demande d'aide financière (Agence, Département, ...).

VII.2.3. Choix éventuellement d'un maître d'oeuvre

Ce choix éventuel se fait selon un appel d'offre sur concours (décret du 13.12.1992) et en application du décret du 29.11.1993 et de l'arrêté du 21.12.1993.

VII.2.4. Constitution éventuellement d'une cellule de travail

Elle peut être composée du Maître d'Ouvrage et de ses services techniques, de l'Agence de l'Eau, des services techniques départementaux (Conseil Général, Préfecture, ...). Cette cellule de travail intervient pour :

- **la définition du périmètre de l'étude** (il y a lieu de différencier les eaux usées et les eaux pluviales);
- **la centralisation et la mise à jour de l'ensemble des documents** nécessaires au préalable à l'étude;
- **l'élaboration d'une carte d'aptitude des sols** à l'assainissement individuel (pédologue - mise au point d'un programme d'étude des sols).

VII.2.5. Elaboration du dossier de consultation des bureaux d'études (DCBE)

VII.2.6. Déroulement de l'étude

VII.2.7. Mise au point du schéma directeur d'assainissement

VII.2.8. Approbation du schéma directeur d'assainissement

Cette approbation doit se faire selon le schéma suivant :

- approbation par la maître d'ouvrage;
- passage et avis du CDH;
- notification préfectorale;
- intégration au POS - SDAU;
- communication au SAGE;
- **information des usagers sur l'enjeu du schéma.**

VII.2.9. Planification et contractualisation des travaux et financement

Un contrat d'agglomération est signé avec l'Agence.

VII.2.10. Projet des travaux d'assainissement

Ce projet comporte :

- un dossier technique en vue de la réalisation des travaux;
- un dossier de consultation des entreprises;
- les travaux.

VIII. METHODOLOGIE POUR L'ELABORATION D'UN SCHEMA

VIII.1. RESSOURCE EN EAU

VIII.2. COORDINATION A L'ECHELLE D'UN BASSIN HYDROGRAPHIQUE

- Carte d'objectif de qualité des milieux récepteurs.
- Schémas départementaux à vocation piscicole.
- Contrat de rivière - SAGE.
- Différents partenaires (Agence de l'Eau, M.O. publics et privés, élus locaux, DRIRE, DIREN, Comité Local de l'Eau, association, APP, ...)

VIII.3. ANALYSE DES CONTRAINTES

- Eaux superficielles (cours d'eau, usages en aval de la commune).
- Eaux souterraines (lieux de rejet, nappe, AEP).
- Périmètres de protection des prises d'eau (captage, source, prise en rivière).
- Relief, topographie.
- Climat (pluviométrie, température, vent, neige, ...).
- Aptitude des sols.

VIII.4.RECENSEMENT ET ANALYSE DES POLLUTIONS

- Mise à jour des plan de recollement des réseaux et des équipements existants.
- Effluents : domestique, industriel, agricole, matières de vidanges.
- Pathologie des phénomènes pluvieux (inondation, pollution).
- Pathologie des autres sources d'intrusion dans le réseau (ECP).
- Pathologie des raccordements (domestiques, industriels, agricoles, ...).
- Inventaire de l'assainissement individuel.

VIII.5.DIAGNOSTIC DU RESEAU EXISTANT

- Dégager les insuffisances des structures actuelles de l'assainissement (EU, EP, EI, ECP, STEP) en temps sec et pluie.
- Prévoir l'évolution en situation prochaine et future en fonction des prévisions de l'urbanisation (EU, EI, EP).
- Inventaire des industries présente dans le périmètre, des conventions de raccordement existantes et caractérisation des effluents industriels.
- Campagnes d'analyse en vue d'estimer les flux à traiter par temps sec et/ou par temps de pluie.
- Evaluation par des campagnes de mesure de l'impact sur le milieu naturel des rejets directs et indirects (temps sec - temps de pluie).
- Evaluation des capacités hydrauliques des collecteurs et modélisation.
- Zonage des différents mode d'assainissement.
- Définir les niveaux de rejet provisoires du système au regard de l'objectif de qualité du milieu récepteur.
- Etude et évaluation d'une destination de l'ensemble des sous-produits (boues, produits de curage, graisse, ...).
- Esquisse des différentes filières de traitement (eaux usées, eaux pluviales, traitement, destination des sous-produits, traitement autonome).
- Nature et importance des travaux à réaliser.
- Evaluation financière de différents scénarios associant :
 - plusieurs degrés de dépollution ou de protection;
 - préconisation technique.
- Classement des objectifs par degré croissant d'investissement.

- Etablissement d'un programme pluriannuel en fonction de leur efficacité vis-à-vis de la protection du milieu (technique et financier).
- Indication sur la gestion et l'exploitation du système afin d'optimiser le fonctionnement et dans garantir la fiabilité ainsi que les scénarios de fonctionnement dégradé

VIII.6.DIAGRAMME GENERAL POUR L'ELABORATION D'UN SCHEMA (CF. FIGURE 3-1)

VIII.7.DIAGRAMME GENERAL POUR LE DIMENSIONNEMENT D'UN RESEAU COLLECTIF

VIII.8.DIAGRAMME GENERAL POUR L'APPROCHE DE L'ASSAINISSEMENT AUTONOME

Diagramme des différentes phases de l'élaboration d'un schéma directeur d'assainissement

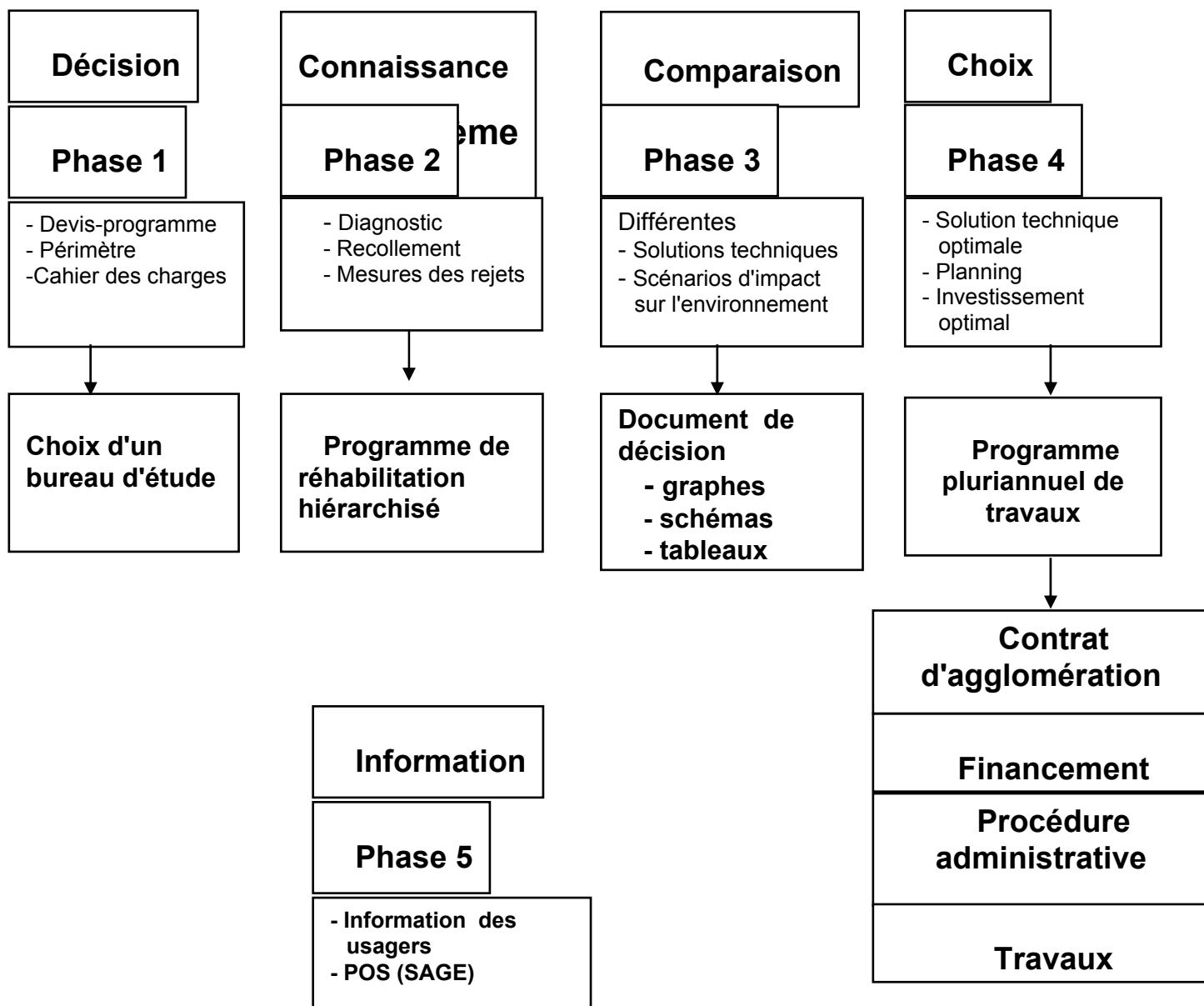


Figure 3-1 : Diagramme des différentes phases de l'élaboration d'un schéma directeur d'assainissement.

VIII.9. PROPOSITION D'APPROCHE METHODOLOGIQUE DES EVENEMENTS PLUVIEUX (ESQUISSE)

Ce document provisoire a été établi à partir d'un projet de J.L.BERTRAND.K.

VIII.9.1. Introduction

La diversité des situations étant considérable, une approche technique et économique du problème ne peut se faire que cas par cas, après **une analyse fine préalable des conditions actuelles du fonctionnement du système** d'assainissement et de l'état du milieu récepteur.

Ce fonctionnement étant connu, les problèmes liés aux rejets pluviaux étant identifiés, il conviendra de proposer et **d'évaluer plusieurs solutions répondant à des objectifs croissants de protection du milieu récepteur**, en insistant sur l'indispensable cohérence entre le fonctionnement du réseau en termes de déversements et de capacités de stockage notamment, le fonctionnement des différents ouvrages de traitement et les effets des rejets sur le milieu récepteur.

Ainsi, il n'est pas possible de définir de manière uniforme "l'événement exceptionnel". Chaque cas devra faire l'objet d'une analyse spécifique. Une approche au niveau global du bassin versant d'un milieu récepteur pourrait également s'avérer pertinente pour garantir une cohérence entre les actions menées et les objectifs poursuivis (références aux SDAGE, SAGE, Schémas Directeurs d'Assainissement).

Toute étude devra mettre l'accent sur les différents points suivants.

VIII.9.1.1. La prise en compte du milieu récepteur.

Cette prise en compte des milieux récepteurs se fait au moyen :

- **des objectifs de qualité** et des concentrations en polluants correspondantes. Au cas où un milieu récepteur n'aurait pas d'objectif de qualité prédéfini, on lui affectera un objectif compatible avec les usages prévus;
- **des usages actuels ou prévus du milieu**, notamment en termes de baignade, de pisciculture et de ressource en eau potable;
- **des impacts négatifs des rejets pluviaux urbains** contre lesquels on souhaite lutter :
 - les rejets de flottants et la pollution visuelle;
 - les pollutions bactériologiques, afin de maintenir la qualité des eaux de baignade;
 - les pollutions cumulatives de type métaux lourds ou micropolluants, afin de préserver les ressources en eau potable;
 - les pollutions à effets de choc entraînant des mortalités piscicoles (problèmes conjoints d'oxygène dissous et de concentration en ammoniacque).

Selon les cas, les solutions techniques seront différentes et les coûts pourront varier dans des proportions considérables;

- **d'une modélisation de l'impact des rejets** en fonction de leur répartition dans l'espace (dilution et pouvoir auto-épurateur du milieu récepteur) et dans le temps.

- la prise en compte de **l'ensemble des rejets pluviaux urbains** vers le milieu récepteur :
 - rejets directs par les déversoirs;
 - rejets des ouvrages de stockage-décantation;
 - rejets de la station d'épuration.

Il ne servirait à rien de construire à grands frais des ouvrages sophistiqués avec des rendements épuratoires élevés en un point (la station d'épuration par exemple) si, en d'autres points, subsistent des déversements d'eaux non traitées alors même que la capacité nominale des ouvrages de traitement n'est pas atteinte.

Il est indispensable de parvenir à une efficacité globale du système, et d'envisager des niveaux d'épuration adaptés à la pluviométrie afin de garantir des traitements partiels ou moins performants lorsque les pluies deviennent très importantes.

VIII.9.1.2. Les niveaux de traitement recherchés.:

Les niveaux de traitement recherchés s'expriment en termes :

- de fréquence de déversements;
- de concentrations minimales en oxygène dissous à maintenir dans le milieu récepteur;
- de concentrations maximales en ammoniacque à ne pas dépasser dans le milieu récepteur;
- de nombre et de durée des dépassements autorisés des concentrations en oxygène et ammoniacque;
- de concentrations en germes pour les eaux de baignade;
- ...

VIII.9.1.3. La pluviométrie locale.

Toute étude devra se fonder sur la pluviométrie locale autant que possible :

- Quels sont les épisodes pluvieux utilisés comme référence ?
- Quels seraient les effets sur le système d'assainissement et sur le milieu récepteur d'une succession de quelques pluies, sans qu'aucune d'elles ne soit individuellement très importante ?

En tout état de cause, une protection du milieu récepteur contre les rejets des événements les plus importants (par exemple période de retour 6 mois à un an) sera coûteuse, et il importe d'en vérifier réellement l'utilité et l'efficacité par un suivi des ouvrages.

VIII.9.1.4. La station d'épuration biologique ;

Il ne paraît pas judicieux (sauf peut-être dans certains cas particuliers) **de surdimensionner la station d'épuration** de façon trop importante pour des raisons d'exploitation (gestion des variations de charge, comportement et adaptation de l'activité bactérienne).

Dans tous les cas, **le traitement biologique de la pollution azotée** sera le facteur limitant, et il semble d'autant plus préférable de ne prendre en compte que la pollution carbonée pour les périodes de fortes pluies que les effets de la pollution azotée sont plutôt à considérer à l'échelle annuelle pour les problèmes liés à l'eutrophisation.

Par contre, dans les cas **des mortalités piscicoles**, les teneurs en NH_3 et NH_4 dans le milieu récepteur sont déterminantes, et dans certaines conditions de pH, de température et de durée, peuvent être aussi critiques pour la faune que les conditions sur l'oxygène dissous. Dans ce dernier cas, seule la dilution des rejets permettra de limiter les concentrations.

VIII.9.2. Proposition d'approche méthodologique

Compte tenu des éléments précédents et des possibilités techniques, une **approche "à deux niveaux"** semble assez bien adaptée au contexte :

- **définir un "niveau 1"**, en deçà duquel il faudra respecter la directive européenne dans son intégralité;
- **définir un "niveau 2"**, tel qu'entre les niveaux 1 et 2, on applique une démarche fondée sur **un déclassement maîtrisé de qualité du milieu récepteur** (par exemple déclassement d'un rang ou moins). Ce "niveau 2" serait alors considéré comme le véritable niveau "exceptionnel". Au delà du "niveau 2", on entrerait **dans une zone de traitement dégradé**.

Ces niveaux 1 et 2 devraient être fixés au cas par cas, en fixant des limites ou des seuils en débit instantané, en débit journalier, en intensité pluvieuse, en lame d'eau ruisselée, ...

Plusieurs critères pourront naturellement être choisis de façon indépendante ou concomitante pour fixer le passage au dessus du niveau 1. D'autres critères devront être fixés de la même manière pour fixer les seuils de passage au delà du niveau 2.

Ces seuils seront établis au cas par cas et figureront dans les dossiers et cahiers des charges. Les déclassements autorisés entre les niveaux 1 et 2 devront être établis de manière précise en fixant :

- **l'importance du déclassement** (en terme de concentrations limites à ne pas dépasser ou de variation autorisée par rapport à un niveau de base, et ceci pour les divers paramètres à prendre en compte selon la nature du milieu récepteur : MES, DBO_5 , NH_3 , NH_4 , O_2 dissous, ...);
- **le nombre (et/ou la fréquence) des déclassements autorisés**, ainsi que leur durée individuelle et/ou cumulée.

La pluviométrie n'est qu'une des causes possibles de moins bonne qualité des rejets. **Les interventions pour maintenance et/ou réparation** doivent être prises en compte également. Il est possible alors de définir d'autres **niveaux seuils 3 et 4** avec des exigences différentes.

Par exemple, et selon la filière de traitement proposée, on pourrait fixer comme objectif en période de maintenance importante (by pass ou vidange d'ouvrage par exemple) de respecter les objectifs de qualité établis pour les situations pluviométriques entre les niveaux 3 et 4, tout en devant garantir un respect de la directive européenne en deçà du niveau 3 (maintenance plus réduite).

Là aussi, les niveaux devraient être fixés selon des critères mentionnés dans les dossiers et cahiers des charges. Cette démarche pourrait être illustrée de manière simplifiée par le schéma ci-après :

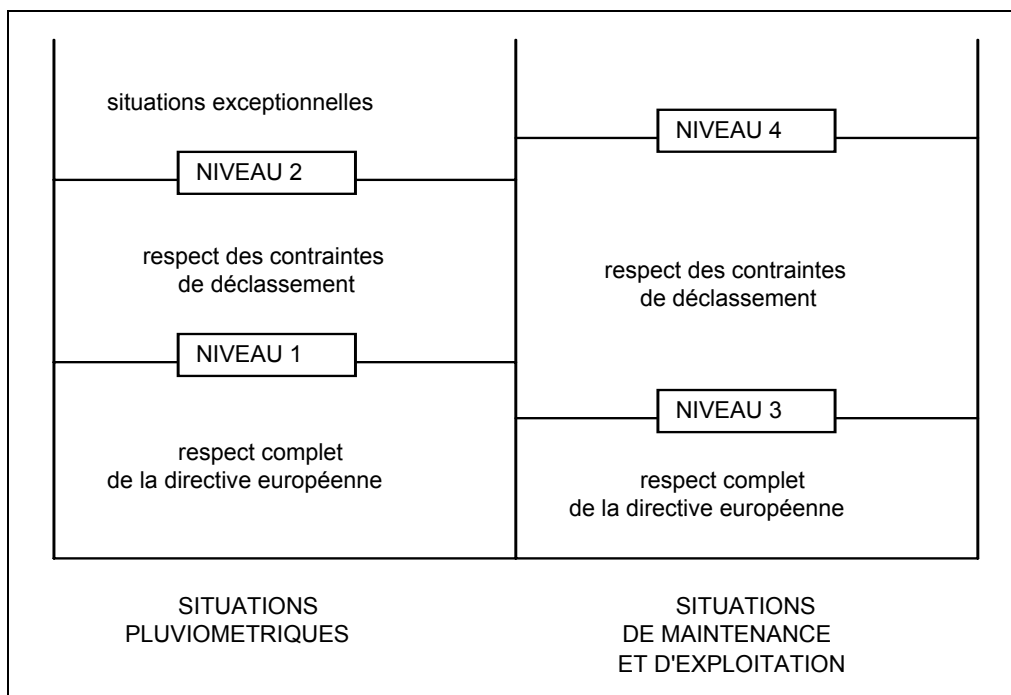


Figure 3-2 : Schématisation de l'approche méthodologique lors des événements pluvieux.

IX. TPOLOGIE DES DIFFERENTS OBJETS DE L'ASSAINISSEMENT

IX.1. TPOLOGIE DES REJETS POLLUANTS

IX.1.1. Effluents domestiques

IX.1.2. Effluents industriels

IX.2. TPOLOGIE DES SOUS-PRODUITS

Assainissement individuel	matières de vidange
Collecte des eaux usées	
<i>Branchement</i>	Déchets de prétraitement
<i>Transport en réseau</i>	Boues de curage
<i>Postes de refoulement</i>	Graisses, sables, dégrillage
Collecte des eaux pluviales	
<i>Branchement</i>	Sables et hydrocarbures
<i>Transport</i>	
<i>Bouche, avaloir, grille</i>	
<i>Canalisations</i>	Boues de curage
Ouvrages spéciaux	
<i>Stockage - Traitement</i>	Boues de curage
<i>Techniques compensatoires</i>	Boues de nettoyage
<i>Station de traitement</i>	Déchets de prétraitement Boues

Tableau 3-1 : Typologie des sous-produits.

Déchets au sens de l'arrêté du 9.09.1997 :

- BOUES DE STATION DE TRAITEMENT (biologique et physico-chimique)
- BOUES D'EAU POTABLE
- GRAISSES DE BACS DEGRAISSEURS
- BOUES DE CURAGE
- MATIERES DE VIDANGE

IX.3. TYPOLOGIE DES OUVRAGES

IX.3.1. Réseaux

IX.3.2. Bassins

IX.3.2.1. Bassins contre les inondations

Bassins de retenues, d'écrêtement, d'étalement, ...

IX.3.2.2. Bassins contre les pollutions

Bassins d'orage, de dépollution, de stockage, ...

X. COUTS DE L'ASSAINISSEMENT

X.1. RESEAU D'ASSAINISSEMENT COLLECTIF DES EAUX USEES

Un réseau communal peut coûter de 3 à 10 fois le prix d'une station de traitement. Une réhabilitation de réseau de 3 à 6 fois le prix d'une station de traitement. Les ordres de grandeur de prix sont les suivants :

- réseau séparatif : 1100 F/ml pour une commune de 3000 à 6000 Eq.hab;
- réseau unitaire : 1600 F/ml;
- branchement particulier : 6500 F à 13500 F le branchement.

X.2. RESEAU D'ASSAINISSEMENT COLLECTE DES EAUX PLUVIALES

Les exemples de prix sont extraits du document ***"Esquisse d'un programme d'action pour l'assainissement des eaux pluviales en région d'Ile de France"***.

- ♦ **Limitation contre les inondations** afin d'assurer à 10 ans le degré de protection sur la base d'un taux d'équipement au moins de 170 ml de collecteurs pluviaux par hectare imperméabilisé :
 - **4 500 F/ml** pour les petites communes;
 - **3 500 F/ml** pour les grandes communes.
- ♦ **Suivi de l'urbanisation ou équipement de zones nouvelles** avec une solution collecte-stockage-évacuation estimé :
 - à **350 m³ de stockage/ha** imperméabilisé (protection décennale) **300 F/m³** soit **105 000 F/ha** imperméabilisé pour les bassins de retenue;
 - **200 000 F/ha imp.** pour la collecte et l'évacuation du débit de fuite (170 ml x 1 200 F/ml de Ø 500 mm)
- ♦ **Amélioration du degré de pollution avec une solution stockage-évacuation :**
 - pour passer d'une période d'insuffisance de 10 ans à une période de 15 ans avec **40 m³/ha imp.** à :
 - **900 F/m³** pour un **C.O.S > 0,7** (zone très urbanisée);
 - **300 F/m³** pour un **0,4 < C.O.S < 0,7** (zone moyennement urbanisée);

- **100 F/m³ pour un C.O.S < 0,4** (zone peu urbanisée);
- un surcoût pour les réseau de **18 000 F/ha imp.**
- pour passer d'une période d'insuffisance de 10 ans à une période de 20 ans avec **60 m³/ha imp.** supplémentaire au même prix que ci-dessus et un surcoût de **30 000 F/ha imp.** pour les réseaux.

X.3. ASSAINISSEMENT AUTONOME COMPLET

Le coût d'un système d'assainissement autonome varie entre et **20 000 à 35 000 F H.T.**

♦ **Ordre de grandeur de prix sur la base d'une fosse de 3000 l pour 4 personnes ;**

- 1 fosse septique 3000 l = 4 000 F (a)
- 1 fsep + épandage souterrain = 26 000 F (b)
- 1 fsep + lit filtrant = 28 000 F (c)
- 1 fsep + tertre filtrant = 32 000 F (d)
- 1 micro station + épandage = 35 000 F (e)

- ♦ Coût d'exploitation :
- 800 F pour a) et b)
 - 1 200 F pour c)
 - 4 000 à 6 000 F pour d)

X.4. TRAITEMENT DES EAUX USEES

X.5. TRAITEMENT DES EAUX PLUVIALES

XI. CONTENU D'UN SCHEMA DIRECTEUR D'ASSAINISSEMENT

a) Plans et fiches techniques de l'ensemble du réseau et stations.

b) Flux hydraulique et de pollution SA / SP / SF :

- Flux hydraulique effluents domestiques;
- Flux hydraulique effluents industriels;
- Flux hydraulique origine agricole;
- Flux hydraulique matières de vidange.
- POS- SDAU- ZA- ZI- Démographie- Lotissement, ...

c) Différenciation des flux en temps sec et en temps de pluie

d) Evaluation des eaux claires parasites

e) Détermination des variations de flux journaliers hebdomadaires et saisonniers

f) Comparaison :

- capacité / besoin hydraulique des collecteurs
- gravitaire / refoulement
- raccordement au réseau collectif / assainissement autonome
- unitaire / séparatif
- réseau communal / intercommunal
- carte de zonage des différents mode d'assainissement

g) Evaluation des mise en conformité :

- branchement domestiques
- Industrie à raccorder (convention de raccordement)
- assainissement autonome

h) Diagnostic de l'incidence : réseau temps sec - temps pluies / émissaire

i) Mode de Collecte - transfert - traitement - mesures compensatoires pour la réduction des débits de pluie collectés

j) Etude de valorisation des différents sous-produit de l'assainissement

k) Niveau de rejet - traitement de l'eau

l) Filière traitement EAU et BOUES associée à la filière d'évacuation des boues

m) Sites d'implantation des traitements (station de traitements des eaux usées - traitement décentraliser des rejets d'eaux pluviales)

n) Evaluation financières des différentes filières

o) Comparaison technique / économique des différents scénarios en fonction des différents objectifs de protection du milieu récepteur

p) Coûts d'investissement

q) Programme par tranche fonctionnelle

r) Programme pluriannuel des travaux

XII. PHASES ULTERIEURES D'UN SCHEMA DIRECTEUR D'ASSAINISSEMENT

XII.1. INFORMATION DES USAGERS SUR L'ENJEU DU SCHEMA

XII.2. ARTICULATION AVEC LE SAGE

XII.3. CONTRAT D'AGGLOMERATION

XII.4. PROGRAMMATION DES TRAVAUX D'ASSAINISSEMENT

Dossier technique en vue de la réalisation des travaux

XII.5. CRITERE D'EVALUATION

XII.6. MODE DE FINANCEMENT

XII.6.1. Ouvrages faisant l'objet d'une subvention

Ouvrage	Adour Garonne	Artois Picardie	Loire Bretagne	Rhin Meuse	Rhône Méditerranée Corse	Seine Normandie
Station de traitement	35%	20 à 45 %	30 à 50 %	30 à 40 %	45 %	50 à 60 %
Assainissement autonome	2500 F/Eh	35 %	30 %	30 à 40 %	50 %	50 à 60 %
Etudes préalables	50 %	70 %	50 %	70 %	50 à 60 %	50 à 100 %

Tableau 3-2 : Taux de subvention des agences de l'eau pour différents ouvrages.

OUVRAGES	Département	FNDAE*	Région
Station de traitement	20 à 30 %	20 %	30 %
Assainissement autonome	**	**	**
Etudes préalables	**	**	**

* Le FNDAE ne finance que les communes rurales.

** Au cas par cas

Tableau 3-3 : Conditions de financement des ouvrages.

Un autofinancement minimum de 20 % est demandé au Maître d'Ouvrage.



Chapitre 4

PROCEDURES ADMINISTRATIVES ET TECHNIQUES POUR LA CONSTRUCTION D'UNE STATION DE TRAITEMENT DES EAUX USEES

A. SADOWSKI

SOMMAIRE

I. ADOPTION D'UN PROJET GENERAL D'ASSAINISSEMENT	84
II.ETUDES PREALABLES POUR L'ELABORATION DU PROGRAMME	84
III. AVANT PROJET SOMMAIRE (APS)	85
IV. DEMANDE DE FINANCEMENT (AGENCE DE L'EAU, DEPARTEMENT, FNDAE).....	85
V.ELABORATION D'UNE ETUDE OU NOTICE D'IMPACT	85
VI. ELABORATION DU DOSSIER DE DEMANDE D'AUTORISATION	86
VII. ENQUETE (1 MOIS + 15 JOURS)	87
VIII.ACQUISITION DE TERRAIN	87
IX. DEVOLUTION DES TRAVAUX	87
ANNEXE I	89
ANNEXE II	90
ANNEXE III	91
ANNEXE IV.....	92
ANNEXE V	93

I. ADOPTION D'UN PROJET GENERAL D'ASSAINISSEMENT

I - ADOPTION D'UN PROGRAMME D'ASSAINISSEMENT (au sens du décret du 3.06.1994)

ou Schéma directeur d'assainissement soumis à approbation et notification préfectorale

en cohérence avec le SDAGE - SAGE incluant l'assainissement collectif et autonome

II. ETUDES PREALABLES POUR L'ELABORATION DU PROGRAMME

2-1- Diagnostic du "*système d'assainissement*"

- Evaluation des charges et des flux de substances polluantes actuelles et prévisibles
- Variations saisonnières et **climatiques** - taux de collecte
- Rendement du "*système d'assainissement*" (collecte et traitement)
- Estimation des besoins - évolution
- Mesures qualité des cours d'eaux (sur 3 ans)

2-2- Indication des objectifs et des moyens à mettre en place

- Objectif de qualité du milieu récepteur
- Objectifs de réduction des flux polluants
- Evolution du taux de dépollution pour assurer le respect des objectifs
- La *pluviosité* de référence qui caractérisera le "*système d'assainissement*"

- Niveau de traitement - filière - implantation - POS
- Estimation financière
- Echéancier des opérations

III. AVANT PROJET SOMMAIRE (APS)

Délibération du Conseil Municipal ou du Conseil Syndical

IV. DEMANDE DE FINANCEMENT (AGENCE DE L'EAU, DEPARTEMENT, FNDAE)

V. ELABORATION D'UNE ETUDE OU NOTICE D'IMPACT

L'étude d'impact portera sur l'ensemble du "*système d'assainissement*" (comprenant l'étude de valorisation des boues, les déversoirs d'orage, les rejets pluviaux, les rejets de l'eau traitée...)

notice d'impact : capacité inf. à 10.000 Eq.hab ou 600 kg de DBO₅ /j

étude d'impact : capacité sup à 10.000 Eq.hab ou 600 kg de DBO₅ /j

demande de la D.U.P - capacité sup à 10.000 Eq.hab

VI. ELABORATION DU DOSSIER DE DEMANDE D'AUTORISATION

Enquête publique dans le cas de la procédure d'autorisation. (durée totale 6 à 9 mois)

procédure d'autorisation et de déclaration - décret du 29.03.1993 (durée 6 mois maxi)

6-1) Station de traitement et déversoir d'orage

1) Procédure de déclaration

supérieure à 12 Kg DBO5 et inférieure à 120 Kg DBO5

2) Procédure d'autorisation

supérieure à 120 Kg DBO5

6-2) Rejet des eaux pluviales dans les eaux superficielles ou dans une bassin d'infiltration

déclaration : supérieur à 1 ha et inférieur à 20 ha

autorisation : au-dessus de 20 ha

6-3) Epandage de boue

déclaration : supérieur à 1 t d'azote par an (1000 Eq.hab) et inférieur à 10 t/an

autorisation : au-dessus de 10 t d'azote par an (10.000 Eq.hab)

VII. ENQUETE (1 MOIS + 15 JOURS)

- C.D.H. (Conseil départemental d'hygiène dont le secrétariat est assuré par la DASS)
- C.S.H.P.(Conseil supérieur d'hygiène publique)

VIII.ACQUISITION DE TERRAIN

Travaux (EDF, téléphone, AEP ...)

IX. DEVOLUTION DES TRAVAUX

- Dossier de consultation des Entreprises (D.C.E).
- Publicité - "**Avis d'appel public à la concurrence**"
- Ouverture des plis
- Dépouillement - Rapport de dépouillement
- Choix constructeur
- Dossier complémentaire d'impact
- Phase de publicité du dossier complémentaire d'impact
- Mise au point du marché - demande du permis de construire
- Rapport de présentation - contrôle de légalité

- Notification du marché qui vaut ordre de Service de commencer les travaux
- Travaux 12 - 36 mois
- Réception des travaux
- Essais de garanties
- Visite sur les lieux - Conformité des résultats.

ANNEXE I

CONTENU D'UN DOSSIER

D'AVANT PROJET SOMMAIRE (A.P.S)

Mémoire explicatif (objet/niveau de rejet/filière/coût/planning)

Plan de situation

Plan parcellaire

Plan d'implantation

Caractéristiques des ouvrages

ANNEXE II

CONTENU D'UN DOSSIER DE CONSULTATION DES ENTREPRISES (D.C.E)

Règlement de la Consultation

Acte d'engagement

Déclaration à souscrire

Déclaration prévue à l'article 50 du C.M.P

C.C.A.P

C.C.T.P

Programme de la consultation et annexes

Etude d'Impact et analyses des incidences

Etude de valorisation des boues et déchets (plan d'épandage)

Etude géotechnique

Etude de l'impact du traitement des eaux pluviales

Plan de situation

Plan des ouvrages existants (cas réhabilitation ou extension)

Plan parcellaire

Plan topographique

Profil hydraulique du réseau

Listes des fascicules (C.C.T.G & D.T.U) applicables

Campagnes d'analyses (sous forme de disquette).

ANNEXE III

CONTENU D'UN DOSSIER DE DECLARATION D'UTILITE PUBLIQUE (D.U.P)

Délibération de la commune ou du syndicat

Objet de l'enquête

Avant Projet Sommaire

Etude d'impact

ANNEXE IV

CONTENU D'UNE ETUDE D'IMPACT

- 1°/ Présentation sommaire du projet
- 2°/ Analyse de l'état initial
- 3°/ Présentation des études menées pour aboutir au projet retenu et raisons du choix
- 4°/ Analyse détaillée des effets possibles sur l'environnement
- 5°/ Exposé des raisons du parti retenu
- 6°/ Présentation des mesures compensatoires ou précautions pour réduire les effets dommageables sur l'environnement
- 7°/ Dossier complémentaire après choix du constructeur
 - Présentation de la méthodologie employée
 - Présentation du projet par le Maître d'Ouvrage
 - Signature des auteurs de l'étude

ANNEXE V

PLAN PREVISIONNEL DE FINANCEMENT

- CONTENU D'UN COUT D'OBJECTIF -

Achat de terrain

Géomètre

Etude géotechnique

Analyses complémentaires sur le réseau ou station

Etude d'impact ou notice d'impact

Etude sur la destination des boues et autres sous-produits

Aménagement du terrain :

* chemins d'accès

* AEP

* EDF (MT et ou BT avec transformateur)

* Téléphone

Coût de la station de traitement (montant du marché constructeur)

Révision des prix marché constructeur

Prime des concurrents (limité à 4 ou 5 maxi)

Assurance construction Maître d'Ouvrage

Mission complète de contrôle (suivi de la mise en oeuvre du Génie-Civil)

Epuisement ($> 50 \text{ m}^3/\text{h}$)

Contrôle extérieur béton, voirie, remblai

Essais particuliers

Coordonnateur pour l'hygiène et la sécurité du chantier

Honoraire Maîtrise d'oeuvre + révision

Subventions : Agence de l'Eau, Département, Région, F.N.D.A.E. ... (sur le montant H.T.)

Auto-financement...(minimum 20 % du total)



Chapitre 5

MISSION D'INGENIERIE

A. SADOWSKI

SOMMAIRE

I. MISSION D'INGENIERIE	97
I.1. DOMAINE FONCTIONNEL	97
I.2. CLASSE OU NOTE DE COMPLEXITE	97
I.3. MISSIONS NORMALISEES.....	97
II.COÛT D'OBJECTIF	98
III. LE CONDUCTEUR D'OPERATION	98

I. MISSION D'INGENIERIE

La passation d'un marché de maître d'oeuvre doit être précédée d'un recensement des personnes physiques et morales capables de réaliser la mission considérée (article 314 bis et 314 ter du C.M.P.).

Le maître d'oeuvre est responsable de la conception, du contrôle de l'exécution de l'ensemble des ouvrages à réaliser.

En l'absence des décrets nécessaires à l'application de la loi du 12.07.1985 relative à la maîtrise d'ouvrage publique et à ses rapports avec la maîtrise d'oeuvre privée, les collectivités locales fixent librement la rémunération des maîtres d'oeuvre privés. Il n'en est pas de même pour la rémunération des maîtres d'oeuvres publiques (fixée en pourcentage par rapport au montant des travaux H.T. et classe de complexité par arrêté - décret du 28.02.1973 - arrêté du 29.06.1973).

La collectivité peut appliquer ce décret pour la rémunération des maîtres d'oeuvres privés (une nouvelle réglementation est en cours d'élaboration).

I.1. DOMAINE FONCTIONNEL

Il y a 4 domaines fonctionnels :

- **infrastructures** : réseau d'assainissement et d'eau potable;
- **bâtiment**;
- **industrie** : station de traitement des eaux usées, eaux potables, station de refoulement;
- **gestion**.

I.2. CLASSE OU NOTE DE COMPLEXITE

Il y a 3 classes de complexité:

- **classe 1** : réseau d'assainissement, station de refoulement;
- **classe 2** : station de traitement des eaux usées urbaines, eaux potables, réseaux d'eau potable;
- **classe 3** : station de traitement des eaux usées industrielles, usines d'incinération, ...;

I.3. MISSIONS NORMALISEES

Le contenu d'une mission classique type **m2** est le suivant. Elle est composée de 7 éléments de missions parfaitement dissociées :

- **APS** : Avant-projet sommaire (représentant 20 % du taux global);
- **APD** : Avant-projet détaillé (représentant 20 % du taux global);
- **DCE** : Dossier de consultation des entreprises (représentant 10 % du taux global);
- **A.M.T** : Assistance technique marché de travaux (représentant 5 % du taux global);
- **C.G.T** : Contrôle général des travaux (représentant 35 % du taux global);

- **R.D.T** : Réception et décompte des travaux (représentant 5 % du taux global);
- **D.O.E** : Dossier des ouvrages exécutés (représentant 5 % du taux global);

La remise d'un APS sans APD correspond à une mission de type : **m3**.

La remise d'un APD sans APS correspond à une mission de type : **m6**.

D'autres missions peuvent comprendre :

- **S.T.D** : spécifications techniques détaillées;
- **P.E.O** : plan d'exécution des ouvrages;
- **D.C.C** : dossier de consultation des concepteurs.

II. COÛT D'OBJECTIF

L'engagement sur un coût d'objectif (ou coût prévisionnel) est de règle. Le coût d'objectif représente à : rémunération M.O. + estimation prévisionnelle.

L'engagement sur un coût d'objectif se fait avec une tolérance (ex : 15 %). Les pénalités sont appliquées sur le forfait de rémunération au cas de non-respect du prix d'objectif.

Le forfait de rémunération établi à une date donnée est révisable en fonction de l'évolution de l'index ingénierie sur chaque élément composant la mission.

III. LE CONDUCTEUR D'OPERATION

La conduite d'opération constitue un cas particulier de maîtrise d'oeuvre. Il s'agit toujours d'un service technique public (interlocuteur entre le maître d'ouvrage et la maîtrise d'oeuvre privé).

Chapitre 6

GENERALITES SUR LES TECHNIQUES DE L'ASSAINISSEMENT

SOMMAIRE

I. PROTECTION DES MILIEUX RECEPTEURS	102
I.1. LES PARAMETRES DE POLLUTION.....	102
I.1.1. Pollution carbonée.....	102
I.1.2. Pollution azotée et phosphorée.....	102
I.1.3. Matières en suspension	103
I.1.4. Micro-organismes.....	104
I.1.5. Composés spécifiques.....	104
I.1.6. La politique d'objectif de qualité	104
I.2. NIVEAU DES REJETS AUTORISES APRES EPURATION	107
II. LE TRAITEMENT DES EAUX USEES	110
II.1. LE TRAITEMENT DE L'EAU.....	110
II.1.1. Le prétraitement.....	110
II.1.2. La décantation et les traitements physico-chimiques.....	111
II.1.3. Les traitements biologiques.....	111
II.1.4. Elimination de l'azote.....	112
II.1.5. Déphosphatation et traitements d'affinage	113
II.1.6. Les problèmes d'environnement	113
II.1.7. Les filières possibles.....	114
II.2. TRAITEMENT DES BOUES	116
II.2.1. L'épaississement.....	116
II.2.2. Digestion et stabilisation biologique.....	117
II.2.3. La déshydratation.....	117
II.2.4. Le séchage et l'incinération	117
II.2.5. Le compostage	117
II.2.6. Conclusion	118
III. EPURATION DES EAUX PLUVIALES.....	119
III.1. LA POLLUTION DES EAUX PLUVIALES	119
III.2. LES PROBLEMES DE TRAITEMENT PAR TEMPS DE PLUIE	120
III.3. LE CAS DE TRAITEMENT EN STATION D'UN RESEAU UNITAIRE	121
III.3.1. La mise en place d'un bassin tampon au droit du déversoir d'orage	121
III.3.2. Le traitement des eaux pluviales sur un module physico-chimique	122
III.3.3. Le renforcement d'un traitement sur cultures libres (Lessard et Beck (réf. 9))	123
III.3.4. Adoption complète des ouvrages pour respecter en temps de pluie les normes de temps sec.....	124
III.3.5. Le traitement des boues pluviales en station	124
III.3.6. Stratégie d'adaptation de la station au traitement des eaux pluviales.....	124
III.4. LE CAS DU TRAITEMENT DES EAUX PLUVIALES EN RESEAU SEPARATIF	126
IV. ENTRETIEN ET FONCTIONNEMENT DES INSTALLATIONS.....	126
IV.1. FREQUENCE ET DUREE DE L'ENTRETIEN ET DES CONTROLES	127
IV.2. FIABILITE DES INSTALLATIONS	128
IV.3. ECONOMIES D'ENERGIE.....	129
V. L'ORGANISATION DE L'EXPLOITATION ET DU CONTROLE	130
V.1. MOYENS EN HOMMES ET ORGANISATION DE L'EXPLOITATION.....	130
V.1.1. Stations d'épuration de taille inférieure à 20 000 eqha.....	130
V.1.2. Cas des stations supérieures à 20 000 eqha	131
V.2. MOYENS DE CONTROLE.....	131
V.2.1. Les mesures et les tests	131
V.2.2. Tableau de bord et synoptique.....	133
V.2.3. L'automatisation	133
V.3. HYGIENE ET SECURITE	135

VI.PROBLEMES SPECIFIQUES	135
VI.1. ADMISSION DES EFFLUENTS INDUSTRIELS ET SPECIAUX	136
VI.2. TAXATION DES REJETS - AIDE AU FONCTIONNEMENT	136
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	137
ANNEXES.....	138

I. PROTECTION DES MILIEUX RECEPTEURS

I.1. LES PARAMETRES DE POLLUTION

Les milieux récepteurs des eaux usées urbaines ou industrielles sont le sol (ou la nappe), les cours d'eau, les lacs et la mer. Définir un composé comme polluant se fait par rapport à la sensibilité intrinsèque du milieu (risque d'eutrophisation, toxicité vis-à-vis de la faune, ...) ou par rapport aux usages qui lui sont associés (utilisation industrielle ou agricole de l'eau, loisirs nautiques, production aquacole, ...).

La pollution reçue par un milieu récepteur provient :

– **Par temps sec :**

- des effluents sortant de la station d'épuration et ayant subi une épuration plus ou moins poussée;
- des débits de temps sec "perdus" ou non collectés par un réseau inadapté et évacués sans traitement.

– **Par temps de pluie :** des rejets séparatifs pluviaux et surtout des surverses des réseaux unitaires qui viennent s'ajouter aux précédents.

Des mesures de débit et de concentration sont indispensables pour déterminer ces différents flux polluants.

Les principaux paramètres indicateurs de pollution sont présentés ci-dessous.

I.1.1. Pollution carbonée

Cette pollution est caractérisée essentiellement par la demande en oxygène qui lui est associée :

- **DBO₅ "Demande Biochimique en Oxygène sur 5 jours"**. A titre d'exemple, le tableau 2-1 indique les valeurs de flux de DBO₅ constatées pour deux cas d'agglomérations, exprimé en tonnes/jour. La DBO₅ représente la pollution carbonée biodégradable. On notera que l'apport d'un orage de période de retour 6 à 8 mois et d'une durée de 2 jours est d'environ 10 fois celui de la journée moyenne de pluie;
- **DCO "Demande Chimique en Oxygène"**. Elle représente la totalité de la pollution biodégradable et réfractaire.

Ses impacts majeurs sont liés à l'appauvrissement en oxygène, que son rejet peut entraîner dans les zones à faible renouvellement des milieux récepteurs.

I.1.2. Pollution azotée et phosphorée

Les composés phosphorés et dans une moindre mesure azotés (nitrates) sont reconnus pour jouer un rôle majeur dans le déclenchement des phénomènes d'eutrophisation, qui peuvent favoriser le développement incontrôlé de certains organismes.

L'ammoniaque entraîne la consommation de l'oxygène dissous et par ailleurs, sous sa forme non ionisée (fonction du pH), est toxique pour la faune piscicole.

	Agglomération 1	Agglomération 2
Population totale	250 000	180 000
Pollution domestique raccordable	6,8	9,6
Pollution industrielle raccordable	3,0	2,9
Pollution raccordable totale	9,8	12,5
Pollution non raccordable actuellement	4,9	
Pollution totale	14,7	12,5
Temps sec		
Pollution effectivement acheminée à la station d'épuration	7,5	9,4
Pollution déversée en milieu récepteur par suite d'un défaut de raccordement aux réseaux existants	2,3	
Pollution déversée en milieu récepteur par suite d'une extension insuffisante des réseaux unitaires ou eaux usées	4,9	3,1
Pollution rejetée par la station d'épuration	0,6	1,2
Pollution totale reçue par le milieu par temps sec	7,8	4,3
Temps de pluie		
Pollution relative aux déversements de temps de pluie (1)	0,5	0,8
Pollution totale par temps de pluie	8,3	5,1

(1) apport moyen pendant les jours de pluie

Tableau 2-1 : Exemple de flux de DBO₅ exprimé en tonnes par jour.

I.1.3. Matières en suspension

Les matières en suspension rejetées ont un impact direct sur le milieu par l'augmentation de la turbidité.

De plus, la fraction organique de ces matières en suspension constitue un support parfait pour la pollution chimique et surtout microbiologique. Ces éléments vont être incorporés aux sédiments et pourront être rendus de nouveau disponibles lors de remises en suspension de la phase sédimentaire.

Le tableau 2-2 donne pour la France des valeurs moyennes de pollution ramenées à l'habitant sur lesquelles on pourra tabler en première estimation.

Débit	DBO ₅	Matières en suspension (après dégrillage -dessablage)
< 10 000 usagers : 150 l/j	Réseau séparatif : 60 à 70 g	Réseau séparatif : 70 g dont 70 % de MES
10 000 à 50 000 usagers : 200 l/j	Réseau unitaire : 70 à 80 g	Réseau unitaire : 80 g dont 66 % de MES
> 50 000 usagers : 250 à 500 l/j	Pour un réseau sans industrie 66 % de DBO ₅ liée au MES et matières colloïdales ; 34 % de DBO ₅ "solubles"	

Tableau 2-2 : Valeurs moyennes de pollution ramenées à l'usager.

I.1.4. Micro-organismes

Les micro-organismes ne sont pas, a priori, néfastes au milieu naturel lui-même, mais affectent ses usages (dégradation de l'état sanitaire). Leur élimination est donc une contrainte de qualité forte chaque fois qu'un usage exigeant sur le plan sanitaire est susceptible d'être concerné : baignades, activités de loisirs, conchyliculture, ...

I.1.5. Composés spécifiques

Ces éléments peuvent affecter la qualité du milieu récepteur et de ses usages, soit par leur toxicité intrinsèque soit en jouant un rôle sélectif dans la croissance des organismes aquacoles ainsi que de ceux mis en oeuvre dans les processus d'épuration biologique. Leur identification est à déterminer au cas par cas.

I.1.6. La politique d'objectif de qualité

La nouvelle loi sur l'Eau de janvier 1992 ne remet pas en cause la circulaire du 17 Mars 1978, qui a fixé la politique générale de gestion des cours et plans d'eau en France. Cette circulaire préconise dans les cas généraux la mise au point **de cartes départementales d'objectifs de qualité**, qui servent de guide à tous les usagers. Dans les cas complexes ou délicats, des décrets d'objectifs de qualité plus contraignants pourront être promulgués comme cela a été pratiqué pour la Vire, la Haute Moselle, ...

Les niveaux de qualité recherchés doivent permettre de pratiquer diverses activités liées à l'usage de l'eau et dont la nature doit être définie en fonction de besoins actuels et potentiels. Parmi celles-ci, on peut citer l'alimentation en eau potable, la baignade, l'abreuvement des animaux, la conchyliculture, la pêche et la pisciculture, la navigation de plaisance, les eaux à usages industriels ou agricoles, ...

La détermination des objectifs de qualité doit être menée de façon coordonnée sur l'ensemble d'un bassin hydrographique. On distinguera un certain nombre de tronçons réputés homogènes et sur lesquels un objectif unique sera fixé. **La fixation de cet objectif est une tâche délicate. Un moyen terme** réaliste doit être recherché entre **des visées utopiques** compte tenu de l'activité économique environnante visant à une dépollution quasi totale et **une attitude laxiste** se contentant d'entériner la situation actuelle.

La détermination de l'effort nécessaire pour atteindre les objectifs impliquent la connaissance de l'état initial du cours d'eau puis du suivi de son évolution. **Plusieurs inventaires nationaux de la qualité des eaux superficielles ont été menés depuis 1971.**

Quatre niveaux de base de qualité ont été définis et sont caractérisés dans la grille simplifiée ci-après (tableau 2-3). On remarquera que les concentrations indiquées correspondent à l'étiage moyen mensuel quinquennal.

Qualité	1 A	1 B	2	3
Température	< 20°C	20 à 22°C	22 à 25°C	25 à 30°C
O₂ dissous en mg/l	> 7	5 à 7	3 à 5	milieu aérobie à maintenir en permanence
O₂ dissous en % de saturation	> 90 %	70 à 90%	50 à 70%	
DBO₅ en mgO₂/l	< 3	3 à 5	5 à 10	10 à 25
DCO en mgO₂/l	< 20	20 à 25	25 à 40	40 à 80
Matières en susp. totales en mg/l	< 30	< 30	< 30	30 à 70
NO₃⁻ en mg/l	< 44	< 44	< 44	44 à 100
NH₄⁺ en mg/l	< 0,1	0,1 à 0,5	0,5 à 2	2 à 8
Ecart de l'indice biologique par rapport à l'indice normal	1	2 ou 3	4 ou 5	6 ou 7
pH	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	5,5 - 9,5

Tableau 2-3 : Critères d'appréciation de la qualité générale de l'eau.

La grille complète prend en compte de nombreux autres paramètres tels que conductivité, métaux, produits chimiques et toxiques, bactériologie et radioactivité. Les seuils correspondants figurent dans la circulaire du 29 Juillet 1971.

De façon complémentaire, la circulaire interministérielle du 17 Mars 1978 a officialisé en France les directives européennes concernant :

- la qualité des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire (en précisant la filière de traitement nécessaire pour chaque niveau de qualité);
- la qualité requise pour les eaux de baignade.

Des correspondances ont été proposées entre la grille "multi-usage" française et la grille européenne "eaux de boisson". Pour les différents niveaux définis plus haut, on admet habituellement les usages suivants :

- **Niveau 1 A** : eau non polluée apte à tous usages.
- **Niveau 1 B** : eau très peu polluée, également apte à tous usages.
- **Niveau 2** : eau de qualité passable. Cette eau peut être utilisée pour l'irrigation, les usages industriels et moyennant un traitement poussé, la production d'eau potable. Le poisson y vit mais sa reproduction n'est pas assurée. La baignade n'y est pas possible.

- **Niveau 3** : eau de qualité médiocre, ne convenant qu'à l'irrigation, au refroidissement et à la navigation. La survie du poisson y est aléatoire surtout lors des fortes températures d'été.

Pour la production d'eau potable, la directive européenne officialisée par la circulaire du 17 Mars 1978 prévoit 3 niveaux de qualité dont les tolérances de concentrations pour les divers paramètres sont parfaitement définies. Les traitements nécessaires pour rendre potable chacune de ces 3 catégories d'eau sont les suivants :

- **A1** : Traitement physique simple, filtration rapide et désinfection.
- **A2** : Traitement normal physique et chimique et désinfection.
- **A3** : Traitement physique, chimique poussé, affinage et désinfection.

La pollution reçue par le milieu naturel est principalement d'origine humaine, à partir des rejets soit domestiques, soit industriels, soit agricoles, mais s'y ajoute celle provenant du ruissellement des eaux de pluie sur la ville, les chaussées et sur les terres agricoles.

Ainsi, pour chaque paramètre de pollution, la concentration dans le cours d'eau résulte du quotient des flux totaux moyens déversés divisé par le débit d'étiage du cours d'eau.

Les flux totaux sont calculés en ajoutant :

- **l'apport de pollution du cours d'eau** lui-même déterminé à l'amont immédiat du tronçon considéré;
- **les apports domestiques** non épurés diffus;
- **les flux de pollution résiduelle** après un traitement plus ou moins poussé;
- **les apports de pollution industrielle** directs ou après traitement;
- **les apports de la pollution diffuse d'origine agricole**;
- **la pollution apportée par la collecte des eaux pluviales.**

Dans le milieu naturel, ces polluants subissent des transformations biologiques qui peuvent pour certains impliquer une auto-épuration d'importance très variable selon les cours d'eau, mais qui dans certain cas allège un peu le bilan global de pollution.

Pour diminuer la charge globale de pollution rejetée, il faut donc :

- **augmenter le taux de raccordement aux stations d'épuration**;
- **améliorer les performances des stations**;
- **piéger ou traiter la pollution des eaux pluviales collectées avant rejet**;
- **limiter la pollution diffuse d'origine agricole.**

L'ensemble des efforts nécessaires permettant d'atteindre de façon optimisée, un objectif de qualité donné, aboutit à un coût qui constitue le coût de l'objectif et doit être mis en regard avec les profits économiques ou sociaux en résultant.

I.2. NIVEAU DES REJETS AUTORISES APRES EPURATION

Les caractéristiques des eaux résiduaires urbaines après traitement étaient jusqu'à présent définies par la circulaire du 4 Novembre 1980. La Directive Européenne du 21 Mai 1991 redéfinit de nouveaux niveaux de rejets. Sa transcription en droit Français est achevée (cf. Chapitre2).

Si la circulaire de Novembre 1980 constituait un guide pour le rédacteur d'un arrêté portant autorisation de rejet, elle n'imposait rien sur le choix du niveau de rejet. La détermination de ce niveau de rejet devait bien entendu prendre en compte le milieu récepteur à travers sa sensibilité propre et les contraintes des usages qui lui étaient associés.

Cette détermination se faisait en déduisant le flux maximal de pollution dont le rejet pouvait être autorisé de manière à permettre d'atteindre l'objectif de qualité des eaux superficielles intéressées comme indiqué au paragraphe précédent. De plus dans le cas d'un canal, d'un lac ou d'un étang, les risques d'eutrophisation liés à la présence d'azote ou de phosphore étaient pris en compte.

Dans le cadre de l'application de la Directive du 21 mai 1991, la définition des niveaux de rejet se fait dans un cadre plus vaste par la définition de zones délimitées géographiquement présentant une sensibilité plus ou moins importante. C'est donc une **approche de l'assainissement beaucoup plus globale incluant pollutions domestique et pluviale et prenant en considération la sensibilité d'une vaste zone géographique** et non pas seulement l'exutoire ce qui pouvait conduire à des niveaux de rejet très différents pour des lieux de déversement contigus.

Dans le tableau 2-6, les niveaux de rejet, associés à la définition de sensibilité des zones, tels que décrits dans la Directive sont donnés.

En outre, la Directive associe à ces valeurs de concentration une fréquence d'analyses et un taux de conformité qui peut être voisin de 93% dans certains cas. **Ces critères de fiabilité imposent de concevoir les installations avec un maximum de sécurités (doublement des équipements majeurs) et de préférer les systèmes multilignes pour les stations de taille importante.**

PARAMETRES	CAS GENERAL		MILIEUX SENSIBLES	
	Concentration	Pourcentage minimal de réduction (%)	Concentration	Pourcentage minimal de réduction (%)
<i>DBO₅</i> *	25 mg/l O ₂	70 - 90		
<i>DCO</i> *	125 mg/l O ₂	75		
<i>MES</i> *	35 mg/l	90		
<i>P_t</i> **			2 mg/l P (EH compris entre 10 000 et 100 000) 1 mg/l P (EH de plus de 100 000)	80
<i>NGL</i> **			15 mg/l (EH compris entre 10 000 et 100 000) 10 mg/l (EH de plus de 100 000)	70 - 80

* évaluation sur un échantillon moyen 24h.

** évaluation sur une moyenne annuelle.

Tableau 2-4 : Niveaux de rejet définis par la Directive européenne 91/271.

Pour le traitement, la Directive distingue les agglomérations en fonction de leur charge brute (120 à 600 ou 900 kg/j) et fixe des dates pour leur réalisation, 2000 pour les charges les plus fortes et 2005 pour les autres. Les dates sont encore plus rapprochées lorsque le rejet a lieu en zone sensible (1998 pour les charges supérieures à 900 kg/j).

Une autre modification importante concerne la définition des "eaux résiduaires urbaines". Celles-ci doivent, en système unitaire, **intégrer les eaux de ruissellement** qui seront traitées en station dans les mêmes conditions que les eaux domestiques. Sont seulement exclues les eaux d'orage exceptionnel.

La loi sur l'Eau du 3 janvier 1992 donne des éléments pour la transposition de cette Directive, à travers son article 35, et notamment précise les domaines suivants :

- **la délimitation des zones d'assainissement autonome et collectif;**
- **les dispositions de collecte et de traitement définis par la directive;**
- **la délimitation des zones sensibles par les comités de bassin.**

La figure 2-1 donne la délimitation des zones sensibles proposée par les six comités de bassin. Elle sera reprise dans le décret relatif à la collecte et au traitement des eaux résiduaires urbaines qui doit paraître début 1994. Le lecteur devra le consulter ainsi que les arrêtés d'application. Mais, dès maintenant, quelques précisions sur son contenu peuvent être données.

**Arrêté du 23 novembre 1994 portant délimitation des zones sensibles
pris en application de l'article 6 du décret N°94-469 du 3 juin 1994
relatif à la collecte et au traitement des eaux usées (J.O du 24 décembre 1994)**

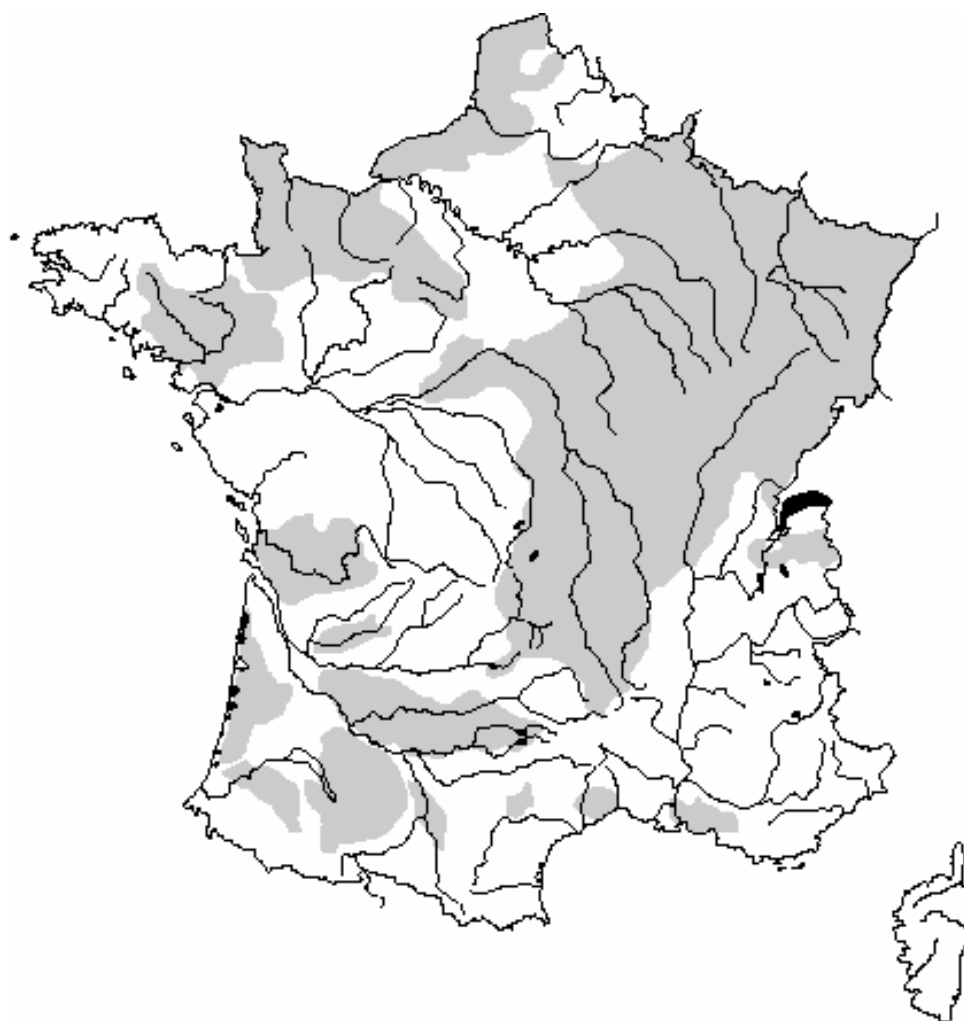


Figure 2-1 : Délimitation des zones sensibles.

Les concentrations limites de la Directive seront confirmées comme le traitement en station comportant un traitement biologique avec décantation secondaire ou tout autre traitement équivalent. Ces objectifs concernent les eaux de temps sec. Par contre, pour les eaux de temps de pluie, l'approche sera plus progressive et pragmatique en se fondant sur les possibilités offertes par la Directive (importance de la pluie et coût valable économiquement). Le flux de pollution devra être acceptable pour le milieu récepteur et respecter les objectifs de qualité de celui-ci.

Le décret précisera comme suit la charge brute "c'est le poids correspondant à la demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO₅) calculée sur la base de la charge journalière moyenne de la semaine au cours de laquelle est produite la plus forte charge de substances polluantes dans une année"

Ce nouveau décret donnera également des précisions à respecter pour la réutilisation des eaux usées. C'est important, car la réutilisation de ces eaux à des fins agricoles, industrielles ou autres peut modifier totalement les schémas de traitement et notamment influencer sur les niveaux de qualité à atteindre. Ainsi, une utilisation en arrosage d'espaces verts ou de cultures n'implique pas l'élimination des nitrates ou des phosphates mais impose un souci particulier de la protection sanitaire et donc une action de désinfection au moins partielle, préalable. Le sol peut également constituer un milieu récepteur à condition de regarder plus particulièrement les risques de colmatage par les matières en suspension, le problème de la protection des nappes et la contamination possible des cultures éventuelles.

On notera enfin que le décret du 24 mars 1993 applique aux déversoirs d'orage les mêmes seuils d'autorisation pour les charges polluantes que ceux fixés pour les stations (cf. chapitre IV.1). Il en est de même pour les rejets des réseaux d'eaux pluviales si la zone concernée dépasse 20 hectares. Sans doute, les traitements devront permettre de respecter le milieu naturel.

Cependant un domaine de pollution reste mal défini, c'est celui de la pollution par les micro-organismes. A priori, il n'existe de normes que pour le milieu naturel (normes pour la baignade, pour la conchyliculture, ...) ce qui oblige le traiteur d'eau à définir son propre niveau de rejet en fonction de facteurs complexes : taux de dilution, courantologie, taux de survie des micro-organismes,... On traitera au paragraphe II des problèmes posés par le traitement des eaux usées urbaines, et au paragraphe III de celui des eaux pluviales.

II. LE TRAITEMENT DES EAUX USEES

Les eaux usées contiennent des matières minérales et organiques en suspension et en solution, ainsi qu'un certain nombre de déchets divers (végétaux, plastiques, ...).

L'épuration consiste à éliminer ces différents éléments de l'eau qui les contient, afin d'obtenir une eau traitée conforme aux normes de rejet indiquées au paragraphe précédent.

L'élimination de ces déchets hétérogènes demandera un ensemble de dispositifs dédiés à la rétention spécifique d'une fraction. Nous verrons qu'une grande majorité de ces polluants est en fait transférée de la phase liquide vers une phase concentrée boueuse. Une station d'épuration comportera donc toujours des installations de traitement des eaux et des dispositifs de stabilisation et de réduction de la teneur en eau des boues produites adaptés à leur devenir ultérieur (épandage, incinération, mise en décharge, ...).

II.1. LE TRAITEMENT DE L'EAU

II.1.1. Le prétraitement

La première phase du traitement consiste à retenir les déchets grossiers présents dans les eaux, elle comporte successivement :

- un dégrillage avec le passage au travers de grilles à barreaux plus ou moins espacés, nettoyés par des procédés mécaniques;
- éventuellement un tamisage, par passage à travers de tamis à mailles plus ou moins fines;

- un dessablage-dégraissage qui retient par décantation les sables grossiers (jusqu'à 200 microns) et les matières flottantes par flottation grâce à l'injection de fines bulles.

II.1.2. La décantation et les traitements physico-chimiques

C'est la séparation des éléments en suspension par effet naturel de pesanteur soit directement (décantation libre), soit après avoir aggloméré les plus fins par des adjonctions de coagulant ce qui provoque leur grossissement et leur sédimentation plus rapide (floculation). On peut aussi se servir de la flottation, procédé dans lequel les éléments en suspension sont entraînés vers le haut par des fines bulles de gaz.

Ces traitements sont basés sur la mise en oeuvre de décanteurs ou de flottateurs de diverses formes, dont le mode de reprise des boues est soit par raclage mécanique, soit par pompage. De plus en plus, l'accroissement de la surface de décantation est obtenue par l'immersion de lamelles inclinées et parallèles au sein du volume de décantation. Ces décanteurs lamellaires sont principalement employés dans le cas des traitements physico-chimiques par coagulation-floculation (cf. RICHARD réf. 1). Les appareils les plus récents utilisent en plus un recyclage des boues dans la zone de coagulation, ce qui accélère le processus d'agglutination par l'introduction de "germes".

Cette phase permet l'élimination d'une partie importante des matières en suspension (50 à 90 % suivant la technique) sous forme de boues liquides (au mieux 40 g/l de matières sèches). De ce fait, une partie de la DBO₅ et de la DCO est aussi retenue, les autres polluants (azote et phosphore) sont peu touchés sauf dans le cas du traitement physico-chimique où le phosphore peut être précipité par des sels métalliques. Ces traitements peuvent être très utiles dans le cas des stations en montagne (cf. DAUTHUILE réf. 2).

II.1.3. Les traitements biologiques

Les traitements biologiques reposent sur l'utilisation des micro-organismes naturellement présents dans les eaux que l'on concentre dans les bassins d'épuration par floculation ou par fixation sur des supports inertes.

Diverses techniques sont possibles :

- **le lagunage aéré**, qui peut accepter des eaux brutes mais nécessite des temps de séjour longs;
- **les lits bactériens** à ruissellement et **les disques biologiques**;
- **les boues activées** qui comportent un bassin d'aération et un clarificateur et peuvent suivant les dispositions prises accepter des charges massiques plus ou moins fortes;
- **des réacteurs à milieu support granulaire fin fixe ou mobile.**

II.1.3.1. Lagunage

La technique du lagunage est basée sur le maintien de l'effluent à traiter pendant des durées très importantes dans le bassin de traitement. L'épuration est réalisée par voie biologique avec des cinétiques lentes. Le temps de séjour est fonction des objectifs de qualité recherchés et du type de lagunage utilisé. En effet, plusieurs types de lagunage sont possibles : naturels, aidés par une aération forcée ou associés à des plantes aquatiques (macrophytes, ...). La biomasse active non recyclée est uniquement fonction du temps de séjour hydraulique et de la température

Outre le fait qu'elle demande des surfaces au sol importantes, cette technique a une efficacité variable en fonction du lieu géographique d'implantation (ensoleillement, température). De plus, elle nécessite, comme tout autre système d'épuration, une exploitation et un suivi soignés.

II.1.3.2. Lits bactériens et disques biologiques

La technique des lits bactériens met en oeuvre des cultures bactériennes fixées sur des supports minéraux (pouzzolane, cailloux) ou plastiques sur lesquelles ruisselle l'eau à traiter. Les performances épuratoires sont modestes, mais cette technique peut constituer un traitement suffisant si la sensibilité du milieu récepteur n'est pas très grande.

Les disques biologiques consistent à fixer la biomasse sur des disques en rotation autour d'un axe central et baignant en partie dans le bassin d'épuration.

Ces deux techniques nécessitent un traitement primaire (décantation libre ou assistée) en tête.

II.1.3.3. Epuration par boues activées

La dégradation est assurée par voie biologique aérobie à l'aide de populations bactériennes maintenues dans le système épuratoire sous forme floculée (boues activées). Ce principe naturel de floculation permet de séparer l'eau traitée de la biomasse par simple décantation et de recycler une partie de la masse active vers le réacteur biologique pour maintenir une activité biologique optimale.

Les systèmes par boues activées ont une action épuratoire sur la plupart des polluants (soluble et particulaire), mais le degré d'efficacité dépend du dimensionnement choisi. La principale difficulté est souvent de maîtriser par une exploitation soignée la phase de clarification finale et la recirculation de la biomasse active de façon à éviter à la boue de rencontrer des conditions néfastes (anaérobiose), qui affecteraient son activité et ses propriétés de décantation.

II.1.3.4. Filtration / biofiltration

Les technologies qui appartiennent à ce groupe utilisent des supports granulaires fins (quelques mm) mis en oeuvre dans un réacteur sous forme de lit fixe ou mobile. Dans le cas d'un lit fixe, l'eau à traiter traverse la masse filtrante en flux ascendant ou descendant.

Le premier effet concerne la rétention des matières en suspension au sein de la masse filtrante. Les nouvelles générations de réacteurs associent à cette filtration une activité biologique aérobie grâce à une distribution directe d'air en base de réacteur.

La mise en oeuvre de ces traitements nécessite souvent un prétraitement pour réduire les matières en suspension et donc la vitesse de colmatage du lit. La régénération du réacteur se fait par des séquences de lavage.

Ces traitements possèdent une bonne efficacité épuratoire et sont caractérisés par une compacité extrême, qui permet de les envisager lorsque des contraintes de place ou de couverture sont essentielles.

II.1.4. Elimination de l'azote

Basée sur la réaction de nitrification-dénitrification, elle nécessite des traitements plus poussés mettant en jeu des populations bactériennes variées. Les conditions de développement de ces bactéries imposent de **concevoir des schémas de traitement particuliers**, qui doivent respecter les contraintes suivantes :

- **un âge de boue élevé** pour permettre le maintien des populations autotrophes nitrifiantes;
- **une fourniture d'oxygène compatible avec la forte demande** liée à l'oxydation de l'ammoniaque en nitrate (4,5 mg par mg de N-NH₄);
- **des zones exemptes d'oxygène dissous et alimentées en pollution carbonée** sont, soit isolées géographiquement (zone anoxie) soit créées par alternance de l'aération, pour forcer la réduction du nitrate en azote gazeux par les bactéries hétérotrophes aérobies privées d'oxygène dissous.

Les schémas de traitements permettant l'élimination de l'azote sont donc principalement les boues activées à faible charge ou en aération prolongée avec ou non une zone anoxie en tête. Les biofiltres peuvent assurer aussi l'ensemble des réactions d'élimination de l'azote, mais une nitrification-dénitrification poussée nécessite des réacteurs séparés, ce qui oblige à un apport de carbone exogène pour l'étape de dénitrification.

II.1.5. Déphosphatation et traitements d'affinage

La déphosphatation peut se faire par précipitation chimique avec des adjuvants différents suivant le pH, soit en tête du traitement (décantation primaire), soit en simultané dans le bassin de boues activées soit encore en traitement tertiaire.

La déphosphatation peut aussi être réalisée par voie biologique. Ce procédé est basé sur le passage des floes épurateurs successivement dans des bassins aérés et anaérobies (absence d'oxygène dissous mais aussi de nitrates), dont la résultante est la sélection au sein de la boue de populations bactériennes capables de stocker de fortes quantités de phosphore.

Pour obtenir une élimination encore plus poussée de différents composants de l'eau et notamment les micro-organismes et parasites, **différents traitements d'affinage sont possibles** :

- lagunage de finition;
- filtration sur sable;
- adsorption sur charbon actif;
- désinfection chimique ou physique.

II.1.6. Les problèmes d'environnement

Malgré l'option prise généralement de construire la station d'épuration hors de la ville, celle-ci se trouve bien souvent rattrapée par l'urbanisation périurbaine ce qui entraîne des plaintes concernant les bruits, les odeurs et même les atteintes esthétiques au paysage.

La lutte contre ces nuisances est possible mais reste coûteuse.

— Les bruits.

Les solutions consistent à abriter les machines dans des structures d'insonorisation, réduire si possible les vitesses, mettre des silencieux, prévoir des montages sur plots antivibratils, désolidariser les conduites d'aspiration et de refoulement d'air, ...

Pour les aérosols créés par les dispositifs d'aération de surface, les pulvérisations, les chutes et mouvements d'eau, il faut pour les réduire ou les supprimer prévoir des capotages ou des changements d'équipements (aération fines bulles de fond par exemple).

— Les odeurs.

Elles trouvent leurs origines dans les composés présents dans l'eau brute ou générés lors des différentes étapes de l'épuration. Les sources les plus importantes sont (cf. FAYOUX, réf. 15) :

- les prétraitements;
- les puits à boues;
- les épaisseurs gravitaires;
- le conditionnement et la déshydratation des boues;
- la réception et le traitement des matières de vidange.

L'élimination des odeurs doit tout d'abord être abordée par la recherche et l'identification des sources.

En effet de nombreuses odeurs sont dues à des composés réduits (hydrogène sulfurée, mercaptans) émis lors de phases anormales de stockage de l'eau et surtout des boues. La suppression de ces zones amène non seulement la décroissance de la pollution olfactive, mais aussi une amélioration sensible du traitement empoisonné préalablement par les composés réduits. Cependant, des odeurs peuvent persister que seul un traitement approprié permettra de réduire. Celui-ci est basé sur un lavage à contre courant par des réactifs chimiques du gaz collecté par la ventilation des sources (ex : procédé de contacteur gaz-liquide à garnissage). Cela implique de prévoir une couverture totale ou partielle des ouvrages de façon à les mettre en légère dépression.

L'absence de normes de concentrations chiffrées et le caractère subjectif des odeurs rendent difficile l'évaluation des performances de la désodorisation.

- **L'insertion dans le paysage.**

les solutions vont d'un simple rideau d'arbre à une couverture totale avec des contraintes de style architectural.

Au total, ces diverses mesures de protection contre les nuisances sont coûteuses (ex : lutte contre les odeurs) notamment pour les installations existantes. Cela a conduit à développer des **"stations d'épuration sans nuisances"** très compactes entièrement couvertes qui peuvent s'insérer en site urbain. Ainsi, la station d'épuration de Colombes prévue pour traiter 240 000 m³/j en temps sec et 8 m³/s de débit de temps de pluie dont la construction vient de commencer en est un parfait exemple.

II.1.7. Les filières possibles

En fonction des objectifs de qualité à atteindre pour les effluents, une série de modules de traitement successifs bien choisis constitueront la filière retenue.

Le lecteur pourra se reporter à l'annexe 2.1 où sont décrites les performances et la technologie d'une cinquantaine de modules possibles. Il y trouvera des indications sur leurs avantages respectifs et surtout des précisions sur les facteurs à surveiller par l'exploitant pour obtenir un rendement correct de ces différents maillons.

Le tableau 2-7 résume les rendements, les teneurs et les niveaux obtenus dans les éliminations des composés polluants par les principales filières types avec une évaluation synthétique de la fiabilité du dispositif complet.

Tableau 2-5 : rendements, les teneurs et les niveaux obtenus dans les éliminations des composés polluants par les principales filières types.

II.2. TRAITEMENT DES BOUES

Celui-ci est indispensable, pour rendre les boues plus évacuables et éviter les odeurs. Les boues sont caractérisées par la concentration en matières sèches (ou siccité), leur teneur en matières volatiles (pouvoir fermentescible et calorifique) leur concentration en azote et phosphore (possibilité d'amendement agricole) et la répartition de l'eau contenue (eau libre ou liée) et leur viscosité (facilité de déshydratation). Le lecteur pourra se référer à Chevance (réf. 4) pour la caractérisation des différentes boues de station.

Le tableau 2-8 résume les diverses qualités des boues produites par la ligne eau.

TYPE DE BOUES		MS (g/ha/j)	Volume (l/ha/j)	Conc. MS (%)	MO/MS (%)
PRIMAIRE :	Fraîche	50 - 60	1 - 1,2	5	55 - 70
	Digérée anaérobie	30 - 40	0,3 - 0,5	8 - 10	35 - 60
MELANGÉE :	Fraîche	70 - 75	1,4 - 1,5	5	55 - 70
	<i>Primaire + lit bactérien</i> Digérée	45 - 50	0,5 - 0,7	7 - 9	35 - 60
MELANGÉE :	Fraîche	80 - 100	1,6 - 2,5	4 - 5	60 - 75
	<i>Primaire</i> Digérée (ana)aérobie therm	50 - 65	0,8 - 1,6	4 - 7	45 - 60
	+ boues activées. Digérée aérobie mésophile	60 - 70	1,2 - 2	3 - 5	50 - 65
BIOLOGIQUE :	Fraîche	45 - 60	2 - 6	1 - 2	70 - 85
	<i>Boues activées</i> Digérée aérobie mésophile	30 - 40	0,6 - 2	2 - 5	60 - 75

Tableau 2-6 : Différentes qualités de boues produites.

L'objectif final du traitement des boues est de transformer le produit pour le rendre compatible avec une réutilisation quelconque ou pour assurer sa destruction lorsque sa composition est jugée dangereuse et ceci dans des conditions d'absence de nuisances (odeur) et de respect des normes liées aux usages. Les moyens pour y arriver sont d'une part la réduction de la matière organique et/ou du pouvoir fermentescible (dégradation biologique, inactivation chimique) et d'autre part la réduction du volume par élimination de l'eau contenue dans le produit.

II.2.1. L'épaississement

Cette phase permet de concentrer la boue à des valeurs qui en fonction de l'origine et du procédé employé varie de 3 à 10% en siccité. Les moyens les plus classiques sont :

- la décantation statique;
- la flottation;
- l'égouttage sur table perforée.

Le choix se fera en fonction des traitements ultérieurs et de la taille de l'installation.

II.2.2. Digestion et stabilisation biologique

II.2.2.1. La stabilisation aérobie

Cette technique est de moins en moins employée, elle n'assure qu'une diminution médiocre de la matière organique (10 à 20%) et nécessite un conditionnement chimique (chaux) pour une réelle stabilisation qui reste temporaire.

II.2.2.2. La digestion anaérobie

La dégradation se fait par l'intermédiaire de bactéries anaérobies mésophiles, qui transforment la matière organique en méthane. Le chauffage est indispensable pour maintenir la température à un optimum de 35-37°C. Le temps de séjour de la boue est de l'ordre de 20 à 30 jours et la dégradation des matières organiques atteint 50%.

Récemment développés, des procédés en deux étapes (acidogénèse thermophile et méthanogénèse mésophile) permettent de diminuer fortement le temps de séjour (12 jours).

II.2.2.3. La digestion aérobie thermophile

La montée en température (45 à 50°C) se fait naturellement par le dégagement de calories lié à l'oxydation de la matière organique. Ce procédé implique une forte aération et une couverture des ouvrages pour minimiser les pertes calorifiques.

II.2.3. La déshydratation

La déshydratation est nécessaire pour évacuer une partie de l'eau libre contenue dans les boues. Les traitements comprennent généralement en première étape un conditionnement chimique de la boue pour faciliter l'évacuation de l'eau de la boue grâce à un changement de structure. Les principales technologies de déshydratation sont :

- les lits de séchage (pour mémoire);
- la filtration sur bande pressante (siccité de 15 à 35%);
- la filtration sous pression (siccité de 35 à 55%);
- la centrifugation (siccité de 15 à 40%).

II.2.4. Le séchage et l'incinération

Les normes de plus en plus sévères pour l'évacuation des boues résiduelles vont limiter puis interdire leur déversement en décharge ou centres d'enfouissement. Cette contrainte va obliger la mise en oeuvre de technologies de destruction des boues non valorisables comme l'incinération.

Le séchage est la première étape avant une incinération mais peut constituer à lui seul un mode de conditionnement permettant par exemple une valorisation horticole des boues. Le séchage permet d'obtenir des siccités de 80 à 95%. Les principaux fours d'incinération sont à sols étagés ou à lits fluidisés.

II.2.5. Le compostage

Le compostage peut constituer une solution intéressante pour la déshydratation des boues et leur modification de structure par l'apport d'un complément végétal pour en faire un produit valorisable en agriculture.

II.2.6. Conclusion

Les trois tableaux 2-9 et 2-10 résument les caractéristiques et les performances des différents procédés de déshydratation, d'épaississement et de réduction de la matière volatile des boues.

		Boues primaires	Boues mixtes	Boues biologiques	Boues physico-chimiques < 50 mg/l FeCl ³	Boues physico-chimiques > 100 mg/l FeCl ³
Epaississement gravitaire	C _m (kg MS/m ² /j)	70 à 120	30 à 60	20 à 30	50 à 70	40 à 60
	C _s	60 à 100 g/l	35 à 55 g/l	20 à 35g/l	60 à 100 g/l	40 à 60 g/l
Flottation	C _m (kg MS/m ² /j)			70 à 150		
	C _s			35 à 50 g/l		
Centrifugation	C _s			50 à 70 g/l		

C_m = charge massique, C_s = concentration en sortie ou siccité.

Tableau 2-7 : Performances de divers procédés d'épaississement.

	Boues primaires	Boues mixtes	Boues biologiques	Boues mixtes Digestion anaérobie	Boues physico-chimiques
FILTRE A BANDES	Cm = 400 à 700 kg MS / ml/ h S = 28 – 35 %	Cm = 150 à 400 kg MS / ml/ h S = 18 – 26 %	Cm = 100 à 150 kg MS / ml/ h S = 16 – 21 %	Cm = 120 à 300 kg MS / ml/ h S = 17 – 24 %	Cm = 300 à 700 kg MS / ml/ h S = 26 – 35 %
Centrifugation			S = 18 – 22 %		
FILTRE PRESSE Conditionnement minéral	S = 40 – 50%	S = 36 – 44%	S = 31 – 37%	S = 36 – 42%	S = 33 – 45%

Cm = Charge massique
S = siccité

Tableau 2-8 : Performances de divers procédés de déshydratation.

	Temps de séjour	Concentration en sortie	% réduction des matières volatiles
"Stabilisation" aérée	Boues mixtes : 15 jours	30 à 40 g/l	10 à 20 %
	Boues moyenne charge : 10 jours	15 à 25 g/l	10 à 20 %
Digestion aérobie thermophile	5 à 10 jours	10 à 20 g/l	45 à 55 %
Digestion anaérobie	10 à 30 jours	15 à 25 g/l	45 à 50 %

Tableau 2-9 : Performances des procédés biologiques de réduction des matières volatiles.

III. EPURATION DES EAUX PLUVIALES

III.1. LA POLLUTION DES EAUX PLUVIALES

On rappellera ici que la pollution qu'elle apporte est importante et comparable à celle des eaux usées du point de vue des concentrations (tableau 2-12). Pour les MES, les valeurs sont toujours supérieures, les masses annuelles sont très largement supérieures à celles des déversements sur la qualité des milieux récepteurs (tableau 2-13).

La biodégradabilité des eaux unitaires par temps de pluie est généralement moins bonne que celle des eaux usées, ce qui se traduit par un rapport DCO/DBO plus élevé. La fraction organique des MES représente seulement 40 à 60% en masse, contre 70 à 80% en temps sec. Les fortes concentrations en solides et une plus faible biodégradabilité caractérisent donc les eaux unitaires par temps de pluie.

Cette pollution varie largement d'un site à l'autre sur un même site et les rapports d'un seul orage peuvent être considérables et atteindre une très forte fraction du rejet annuel de ce site. Enfin les concentrations en métaux lourds sont beaucoup plus fortes que pour les eaux usées (tableau 2-12).

Bassin versant	Concentration (mg/l)	Temps sec (moyennes journalières)	Temps de pluie (moyenne)
Mantes-la-Ville (78)	MES	379	674
	DCO	734	373
	DBO ₅	397	93
	hydrocarbures	9,2	5,4
	Pb	0,16	0,44
Coteaux (75)	MES	111	243
	DCO	242	276
	DBO ₅	106	78
	hydrocarbures	1,5	4,61
	Pb	0,037	0,16

Ru Sainte Baudille (93)	MES	87	323
	DCO	187	316
	DBO ₅	73	75
	hydrocarbures	0	3,8
	Pb	0	0,36
Ru des Grammonts (93)	MES	131	243
	DCO	278	231
	DBO ₅	106	44
	hydrocarbures	0	3,7
	Pb	0	0,165

Tableau 2-10 : Concentrations comparées en temps sec et en temps de pluie pour divers réseaux unitaires (Briat réf. 7).

Paramètres de pollution	Rejet de STEP	Surverses unitaires	Rejets séparatifs
MES	10 - 17	40 - 200	25 - 100
DCO	30 - 50	40 - 150	10 - 50
DBO₅	10 - 17	15 - 30	2,5 - 10

Tableau 2-11 : Masses annuelles (en tonnes) rejetées pour une station d'épuration et par la surverse en réseau unitaire comparés aux rejets directs pour un réseau séparatif d'une ville de 10 000 habitants. (d'après ABSN 1989) (in Valiron réf.17)

III.2. LES PROBLEMES DE TRAITEMENT PAR TEMPS DE PLUIE

Les différents modules décrits au paragraphe II pour les eaux usées peuvent servir au traitement puisque leur composition est voisine, mais nécessitent généralement une adaptation à cause de la spécificité de ces eaux (cf. Bertrand-Krajewski réf. 6).

La rapidité de la variation de débits, lors des épisodes pluvieux, peut provoquer des reprises de matières en suspension déjà décantées qui peut conduire à augmenter le débit de soutirage des boues primaires. Sur l'étage biologique, il peut y avoir une fuite des boues vers le clarificateur, à corriger par une augmentation de la recirculation. Pour la nitrification, les bactéries nitrifiantes ont un taux de croissance trop faible pour s'y adapter vite, d'où des pointes dans la concentration de NH₄ à la sortie.

On constate aussi une chute du rendement de la dénitrification alors que la déphosphatation physico-chimique peut être maintenue à son rendement optimum à condition d'asservir le réactif au flux de phosphore arrivant.

La production de boues est beaucoup plus forte par m³ d'eau à cause des concentrations en MES, et surtout, elle se concentre sur les 20 ou 30 jours de pluie significative avec un volume de l'ordre de 40 à 50% du volume annuel des boues primaires des eaux de temps sec.

Le manque de données sur la composition des apports, le coût et le délai pour les mesures empêchent souvent de proposer les solutions les plus efficaces pour les traiter. S'y ajoute l'incertitude sur les objectifs de traitement qui ne seront levés qu'avec la sortie des arrêtés d'application du nouveau décret évoqué au paragraphe I pour répercuter en droit français les obligations de la directive de mai 1992.

Enfin, on notera, qu'actuellement en France, la plupart des stations d'épuration a été dimensionnée pour ne traiter que les eaux de temps sec et les eaux parasites (souvent très importantes). Un déversoir en tête permet de

rejeter au milieu naturel le débit supplémentaire apporté par temps de pluie, ce qui sera exclu maintenant dès la sortie des nouveaux textes. Un gros effort d'adaptation de ces stations devra donc être mené ce qui nécessitera de mesurer, les apports et leur composition.

Les solutions devront être définies cas par cas et prendre en compte les possibilités de réduire les apports à l'amont comme cela est exposé au paragraphe III.3.

On exposera néanmoins les techniques possibles pour les stations au paragraphe III.3 pour les réseaux unitaires (de loin les plus fréquents) et au paragraphe III.4 pour les réseaux séparatifs.

III.3. LE CAS DE TRAITEMENT EN STATION D'UN RESEAU UNITAIRE

III.3.1. La mise en place d'un bassin tampon au droit du déversoir d'orage

Illustrées par les figures 2-2 et 2-3, le bassin tampon peut permettre de réduire ou de supprimer la rapidité des variation de débit par temps de pluie et facilite la gestion de la station. Il peut aussi par l'effet de stockage permettre de limiter le surdimensionnement de la station.

Figure 2-2 : Bassin tampon en dérivation

Figure 2-3 : Bassin tampon avec surverse en tête

Figure 2-4 : Bassin à fonction multiples (tiré de Valiron, réf. 14)

D'après Lessard et Beck (réf. 8), les stratégies représentées par les figures 2-2 et 2-3, permettent de réduire de 25% les rejets de MES, de 12 et 11% les rejets de DCO et NH_4^+ dans le cas d'une station dimensionnée à $3Q_{TS}$.

Une variante intéressante est donnée par la figure 2-4 qui renvoie une part des eaux du bassin sur une ligne spéciale affectée au traitement des eaux d'orage.

L'intérêt d'un tel bassin est multiple :

- d'abord de permettre de dimensionner les traitements pour un débit inférieur au débit maximal Q_p d'apport des eaux pluviales;
- d'assurer un débit à faible variation pour la fraction Q_1 des eaux pluviales qu'on souhaiterait voir suivre la filière normale;
- il permet enfin de renvoyer le reste du flux pluvial régulé Q_2 sur une chaîne de traitement spécifique;
- une partie Q_1 du débit de temps sec peut profiter de la chaîne de traitement d'un orage (une décantation physico-chimique), pour réduire la charge du secondaire.

III.3.2. Le traitement des eaux pluviales sur un module physico-chimique.

En première phase, la chaîne de traitement de la figure 2-4 peut se limiter à des décanteurs lamellaires précédés d'un flocculateur ou encore des clarifloculateurs comme ceux installés à la station de Marseille, qui sont en effet beaucoup plus compacts. Le rendement escompté pour un flot d'eau d'orage dont les caractéristiques seraient les suivantes : MES : 250 mg/l, DBO_5 : 180 mg/l, DCO : 450 mg/l atteindrait 80% pour les premières et 40% pour la DBO_5 .

En seconde phase pourrait être ajouté un traitement sur cultures fixées par exemple un BIOFOR.

En remplaçant le clarifloculateur par un Densadeg, les rendements pourraient être encore améliorés. Le tableau 2-14 tiré du mémento Degrémont indique les rendements obtenus à la station d'épuration de Gréoux-les-Bains équipée d'un Densadeg et d'un BIOFOR, dont le débit varie de 75 à 400 m³/h.

% d'élimination	Avec Réactif		Sans réactif	
	Densadeg seul	Densadeg + Biofor	Densadeg seul	Densadeg + Biofor
Turbidité	66	95	26	88
MES	75	96	51	91
DCO	51	82	23	81
DCO soluble	11	47	0	43

Tableau 2-12 : Rendement de la station de Gréoux à 75 m³/h.

Par exemple, le traitement des eaux pluviales à la station de Versailles, qui comporte un module primaire de traitement du flux pluvial (3000 m³/h), comprenant :

- dégrillage fin à 20 mm,
- dessablage à dégraissage aéré,
- tamisage à 5 millimètres,
- décantation lamellaire,

s'inscrit dans un espace de 45 x 48 mètres.

III.3.3. Le renforcement d'un traitement sur cultures libres (Lessard et Beck (réf. 9))

Figure 2-5 :

Ces auteurs ont proposé un détournement partiel du débit directement vers le traitement secondaire. Cela permet de doubler le débit traité par la station d'épuration en dirigeant 50% du débit sur les seuls traitements

primaires, et 50% sur le seul traitement biologique (figure 2-5). Selon les auteurs, le système est perturbé si une nitrification est normalement prévue, mais il devrait retrouver un rendement correct relativement vite après l'épisode pluvieux. Le problème majeur consiste à déterminer le moment (c'est-à-dire le débit et éventuellement le flux polluant) à partir duquel on modifie le fonctionnement de la station.

III.3.4. Adoption complète des ouvrages pour respecter en temps de pluie les normes de temps sec.

Degrémont a étudié pour le groupe de travail "temps de pluie" de l'AGHTM (cf. Valiron réf. 17), le dimensionnement d'une station pour trois cas (tableau 2-15) :

- Cas I : Temps sec 1 400 m³, temps de pluie 3 300 m³ (2 heures);
- Cas II : maximum 6 000 m³ - 2 heures;
- Cas III : maximum 6 000 m³ - 15 heures (stockage).

III.3.5. Le traitement des boues pluviales en station

Ce traitement doit porter, non seulement sur les boues provenant du traitement des eaux pluviales, mais aussi sur celles venant des bassins de décantation au droit des déversoirs, qu'elles soient renvoyées à l'égout ou amenées par véhicule jusqu'à la station. Si c'est le cas, cela peut représenter un accroissement de l'irrégularité des arrivées et du volume des matières à traiter. Au total, le volume annuel de ces produits peut atteindre, comme on l'a vu plus haut, au moins 40 à 50 % des boues primaires des eaux de temps sec.

La difficulté de traitement vient de l'irrégularité de ces apports qui doit être régularisés. L'une des solutions possibles est la création d'un ouvrage tampon entre les épaisseurs de boues primaires et la digestion dont le but est double :

- procéder au mélange des boues primaires et des boues biologiques épaissies séparément;
- disposer d'un stockage permettant de faire face aux fortes variations de production de boues tout en assurant une alimentation très régulière de la digestion.

Dans le cas de Versailles, cité plus haut, les dispositions prises pour ces boues pluviales sont les suivantes :

- doublement de la capacité d'épaulement des boues primaires;
- réalisation d'un ouvrage tampon entre épaulement et digestion;
- renforcement d'un tiers de la capacité de digestion.

Cela a conduit à une augmentation de l'ordre de 40% de la totalité de la filière boues des eaux de temps sec.

III.3.6. Stratégie d'adaptation de la station au traitement des eaux pluviales

On a vu dans ce qui précède que l'on dispose de différents moyens connus et opérationnels, stockage en tête, décantation physico-chimique, éventuellement biofiltration, pour traiter avec des rendements satisfaisants eaux usées et eaux pluviales. Pour les boues, les dispositifs disponibles peuvent être utilisés avec un stockage intermédiaire à condition d'être vigilant sur l'élimination des odeurs.

Le choix dépend des normes à respecter en particulier pour les eaux de pluie, et de considérations économiques en particulier pour le devenir des boues provenant de stockages (décantation amont). **Il ne peut être fait que si l'on dispose de données suffisantes sur les apports qui peuvent être très différents suivant les options retenues à l'amont du réseau dans le cadre d'un schéma global de la zone de collecte.**

Il faut aussi disposer d'hydrogrammes et de pollutogrammes des apports en fonction de différentes périodes de retour de la pluie pour moduler correctement stockage et traitement en fonction des normes de rejet et du budget disponible.

Une étude d'école faite dans le cadre du groupe AGHTM cité plus haut d'un réseau dans le cas d'une pluie de fréquence (3 mois) d'une durée de 2 heures dans une ville type de 100 000 habitants.

Le réseau est dimensionné pour amener à la station les apports pluviaux représentant 6 fois le débit moyen de temps sec (soit 6 000 m³/h). Trois types de stations sont étudiés cas (tableau 2-15):

- épuration biologique pour la pointe de temps sec plus décantation simple de 6 fois ce débit pour les eaux pluviales (rendements en MES et MO : 35 %);
- idem mais avec décantation-floculation sur le complément avec rendement de 90 % sur les MES et de 85 % sur les MO;
- épuration biologique pour tous les apports.

Ouvrages-fonctions	Cas I $Q_p = 1400 \text{ m}^3/\text{h}$ $Q_{\max} = 3300 \text{ m}^3/\text{h}$ 2 heures	Cas II $Q_{\max} = 6\,000 \text{ m}^3/\text{h}$ 2 heures	Cas III $Q_{\max} = 6\,000 \text{ m}^3/\text{h}$ 15 heures
Stockage pluie	Non	Non	Oui
Décantation primaire	Surface de 1 (environ 1000 m ³)	Surface de 0,6 y compris floculation	Surface 0,6
Type	Classique sans réactif	Lamellaire avec réactif	Lamellaire avec réactif
Biologique	Volume de 1 (environ 9000 m ³)	Volume de 2	Volume de 3
Clarification	Surface de 1 (environ 2200 m ²)	Surface de 2	Surface de 2 à 2,5
Recirculation variable (total des recirculations)	jusqu'à 80% du débit maximum (débit de 1)	jusqu'à 80% du débit maximum (débit de 2)	jusqu'à 100% du débit maximum (débit de 3)

Tableau 2-13 : Description des cas étudiés.

On a supposé que les eaux pluviales arrivent à la station sans stockage préalable en 6 heures (cas colonnes 1-2-3) ou au contraire avec un stockage correspondant à la totalité des apports (80 000 m³) et un renvoi au réseau (colonnes 1a, 2a, 3a). Le tableau 2-16 indique la pollution traitée par la station, celle provenant des surverses, et la pollution totale arrivant au milieu naturel (valeur en tonnes).

On note que les gains sans stockage entre 3 et 1 ou 2 sont faibles, notamment entre 3 et 2, et surtout que la réduction, significative provient des stockages. La solution 3 très coûteuse ne semble donc pas intéressante, sauf peut-être si le milieu naturel très sensible impose une très forte dépollution mais il faut alors conjuguer traitement poussé en station et stockage.

Il apparaît donc évident qu'on doit recommander un équipement progressif en commençant par les traitements primaires. Cette mise en oeuvre "progressive" devrait permettre de profiter, pour les tranches suivantes, des progrès dus aux recherches actuelles mais surtout à des données meilleures sur les eaux à traiter.

Il convient évidemment pour réserver l'avenir de prendre des dispositions foncières pour rendre disponibles les tensions nécessaires dans le futur. Cela implique qu'on ait étudié sommairement cette solution ultime afin de connaître les emprises dont elle aura besoin.

Situation		1	2	3	1a	2a	3a
Pollution émise	DCO	41,8	41,8	41,8	41,8	41,8	41,8
	MES	80,6	80,6	80,6	80,6	80,6	80,6
Pollution arrivant à la station	DCO	25,4	25,4	25,4	41,8	41,8	41,8
	MES	35,1	35,1	35,1	80,6	80,6	80,6
Pollution éliminée par la station	DCO	19,5	22,7	23,1	27,0	35,9	36,1
	MES	30,2	33,6	34,7	76,1	76,1	78,8
Pollution déversée par le réseau	DCO	16,4	16,4	16,4	-	-	-
	MES	45,5	45,5	45,5	-	-	-
Pollution reçue par le milieu naturel	DCO	22,3	19,1	18,7	14,9	5,9	5,7
	MES	50,4	47,0	45,9	14,9	4,5	1,8

Tableau 2-14 : Pollution traitée par la station, ou provenant des surverses, et la pollution totale arrivant au milieu naturel.

III.4. LE CAS DU TRAITEMENT DES EAUX PLUVIALES EN RESEAU SEPARATIF

Dans le dernier cas, qui revient à dimensionner la station pour un débit normal de 6 000 m³/h, on peut s'attendre à un coût multiplié par plus de 4 par rapport à la même station ne traitant que le débit de temps sec (il faut y ajouter le coût du stockage).

L'adoption d'une solution d'un tel coût ne peut être qu'exceptionnelle; ne serait-ce que parce que le collecteur n'amène que rarement 4 fois le débit de pointe de temps sec mais plutôt 2,5 à 3 fois.

IV. ENTRETIEN ET FONCTIONNEMENT DES INSTALLATIONS

Pour faciliter l'examen des modalités d'entretien et de surveillance, sept filières type ont été choisies correspondant chacune à une gamme de capacité offrant une bonne représentation des principaux traitements mis en oeuvre.

Elles sont définies ci-dessous (annexe 2-1):

- Figure 2-6 : Boues activées en aération prolongée (filière I)
- Figure 2-7 : Lits bactériens ou disques biologiques (filière II)
- Figure 2-8 : Boues activées moyenne charge (filière III)
- Figure 2-9 : Décantation primaire, boues activées forte charge (filière IV)
- Figure 2-10 : Boues activées, élimination azote et phosphore (filière VI)
- Figure 2-11 : Physico-chimique, biofiltre (filière V)
- Figure 2-12 : Boues activées forte charge, filtre presse (filière VII)

IV.1. FREQUENCE ET DUREE DE L'ENTRETIEN ET DES CONTROLES

Pour chacune d'elle, le lecteur trouvera en annexe 2-3 le détail des opérations d'entretien courant, de maintenance des appareillages électromécaniques et d'analyses et de contrôles pour chacun des modules de chaque filière. Pour ces diverses opérations décomposées en actions type (nettoyage, relevé test, graissage, vidange, analyse de tel ou tel type, contrôle électrique, etc.) on y trouve la fréquence et la durée.

Ces durées moyennes correspondant à des opérations isolées, par module leur regroupement donne évidemment lieu à un fort abattement, l'agent responsable pouvant souvent entreprendre simultanément plusieurs opérations. Il s'agit aussi de temps établis pour des opérations manuelles non automatisées.

FILIERE	ENTRETIEN COURANT	MAINTENANCE ET DEPANNAGE E.M.	ENERGIE CONSOMMEE
Aération prolongée 1000 - 15000 eqha	250 - 500 H/an	50 en moyenne exception 150 à 200 H/an	120 Wh/j/eqha raccordé
Lit bactérien Disque biologique 1000 - 10 000 HE	200 - 1000 H/an	20 - 100 H/an exception 200	50 Wh/j/eqha raccordé
B.A moyenne charge 5000 - 15 000 eqha	1000 - 1500 H/an	200 - 300 H/an exception 500	80 à 110 Wh/j/eqha raccordé
Décanteur primaire + B A forte charge 20000 - 50000 HE	2000 - 5000 H/an	300 - 800 H/an	70 à 90 Wh/j/eqha raccordé
B A élimination azote et phosphore > 15000 HE	2000 - 5000 H/an	300 - 800 H/an	140 Wh/j/eqha raccordé
Physico-chimique + biofiltre	500 - 2000 H/an	100 - 300 H/an	130 Wh/j/eqha raccordé
B A forte charge + filtre presse > 50000 HE	Sans cond. des boues 16000 H/an	Sans cond. des boues 18000 H/an	Sans cond. des boues Energie elec : 60 Wh/j/eqha Chauf. Dig (gaz) : 34 Wh/j/eqha

Tableau 2-15 : Tableau des coûts - Main d'oeuvre et énergie

Le tableau 2-17 donne globalement par filière les temps moyens pour l'entretien courant, la maintenance et le dépannage des équipements électromécaniques et les dépenses d'énergie.

Dans le tableau 2-18 ci-après sont données les durées de vie moyennes des équipements autres que le génie civil qui déterminent les cadences de renouvellement et les provisions à inscrire dans les comptes d'exploitation.

Equipement	Durée de vie	Equipement	Durée de vie
Poste de relèvement		Traitement biologique et stabilisation des boues	
Paniers de dégrillage	5 à 7 ans	<i>Turbine</i>	
Pompes de relèvement	5 à 10 ans	Ensemble	15 à 20 ans
Vis de relèvement	15 à 20 ans	Motoréducteur	8 à 15 ans
Régulateurs de niveau	1 à 3 ans	<i>Brosse d'aération</i>	
Prétraitements		Ensemble	10 à 15 ans
Dégrillage automatique	10 à 15 ans	Motoréducteur	5 à 10 ans
Equipements dessablage	10 à 15 ans	Surpresseur et soufflante	10 à 20 ans
Equipements dégraissage	10 à 15 ans	Système de diffusion	10 à 15 ans
Décanteurs (primaire et secondaire)		Membranes de diffusion	5 à 10 ans
<i>Pont racleur</i>		Digesteur	
Système de raclage	5 à 10 ans	Compresseur à gaz	15 à 20 ans
Pont	20 ans	Déshydratation mécanique	
Poste de recirculation des boues		Pompes à boues	4 à 6 ans
Pompes de recyclage	4 à 8 ans	Entraînements	5 à 8 ans
Vis de recyclage	12 à 15 ans	Pompe doseuse	15 à 20 ans
Poste de reprise des boues fraîches		Transport et évacuation	5 à 8 ans
Pompes à boues	7 à 10 ans	Filtres	15 à 20 ans
Equipements divers, capteurs		Centrifugeuses	15 à 20 ans
Oxymètre	10 ans	Armoire électrique	10 à 15 ans
Débitmètre	10 ans	<i>Lit bactérien et disques biologiques</i>	
Sonde Redox	1 an	Sprinkler	20 ans
Hydraulique générale	20 à 30 ans	Motoréducteurs biodisques	5 à 10 ans

Tableau 2-16 : Durées de vie des équipements

IV.2. FIABILITE DES INSTALLATIONS

Sont données au paragraphe 2 et dans les annexes 2-4 quelques indications sommaires sur la fiabilité de chacun des modules constituant l'installation d'une station d'épuration. Cependant il apparaît clairement que l'objectif de qualité de l'effluent rejeté ne pourra pas être obtenu pendant 100 % du temps et que les teneurs résiduelles varieront en fonction de la fragilité et des possibilités de réponse de chacun des maillons de l'installation aux divers incidents et arrêts.

Aux incidents toujours possibles, tels que panne électrique, défaut mécanique, pollution accidentelle, qui généreront des arrêts pour réparation, s'ajoutent les arrêts volontaires pour entretien, tels que nettoyage de bassin, peinture, ... et ceux provoqués par la météo (orages, crues, ...) ou les grèves. Ces arrêts peuvent avoir des conséquences graves si l'interruption concerne directement ou indirectement le processus biologique et

conduit à la diminution ou la disparition des bactéries. La remise en route peut alors nécessiter près d'un mois pour qu'on atteigne à nouveau le rendement nominal.

L'exploitant mais aussi les concepteurs et les services publics assurant la maîtrise d'oeuvre doivent prendre diverses précautions pour limiter ces inconvénients :

- **Prévoir si possible le fonctionnement des installations ou des modules en plusieurs unités de capacité moitié ou moins pour mieux répartir les risques.**
- **Disposer de matériel de secours tel que :**
 - groupes électrogènes pour maintenir l'insufflation d'air ou le brassage,
 - pompes et moteurs,
 - dispositifs d'aération,ce qui montre l'intérêt d'une homogénéisation du matériel.
- **Avoir un stock disponible de pièces de rechange, tels que :**
 - roues de pompes - garnitures;
 - régulateurs de niveaux;
 - surpresseurs : filtres à air;
 - vannes et clapets;
 - matériel électrique de commande (fusibles, contacteurs);
 - matériel de régulation (horloges, minuteries, doseurs);
 - matériel de mesure (compteurs, ampèremètres);
 - équipements pour appareils de contrôle (débitmètres, oxymètres, redox mètre).
- **Programmer les arrêts pour gros entretien par moitié ou encore à des périodes où la protection du milieu naturel est moins impérative** (hautes eaux par exemple).

La figure 2-13 donnée en annexe 2-5, extraite d'une enquête de 1983 et 1992 menée par l'Agence de l'eau Artois-Picardie, fait ressortir les points les plus sensibles des installations à une indisponibilité momentanée. Il montre ainsi l'effort que l'exploitant doit faire parfois pour mieux adapter les ouvrages à l'objectif qui leur est assigné (en complétant les ouvrages ou en les renforçant).

Comme indiqué au paragraphe 1.2, la fiabilité accrue demandée par la Directive européenne et le décret d'adaptation à la législation française va imposer un important renforcement des installations mais aussi une gestion et un entretien encore plus rigoureux s'appuyant sur une organisation efficace de l'exploitation et du contrôle.

IV.3. ECONOMIES D'ENERGIE

Les dépenses en énergie représentant un poste important des coûts de fonctionnement (25 à 35 %). La recherche d'économies sur ce poste peut être une préoccupation importante de l'exploitant. Deux voies complémentaires sont possibles :

- **Améliorer le réglage des installations.** Par exemple, régler l'aération au niveau optimum (poste qui représente plus de la moitié des dépenses); celui-ci variant avec la charge, l'asservissement de l'aération en fonction du débit d'eau brute, de la charge massique ou d'un paramètre représentatif du

degré d'oxydation dans le bassin peut permettre des économies substantielles sans altérer la qualité de traitement.

- **Eviter les déperditions thermiques** dans les circuits où le chauffage est nécessaire, comme la digestion et le conditionnement des boues. Pour la digestion anaérobie ou le traitement par incinération, les récupérations de chaleur sont essentielles pour rester en autonomie énergétique. En cas d'excédent, elle peut être utilisée pour actionner les moteurs des divers appareils ou produire de l'électricité, cependant l'intérêt économique de cette réutilisation doit être étudié avec précision et rester en usage interne.

Souvent, la rentabilité de la récupération de méthane n'est atteinte que pour des installations importantes. Dans la station d'Achères en Ile de France on a calculé que la récupération d'énergie pouvait de façon rentable couvrir 55 % des besoins d'énergie (400 thermies par m³ sur 700 thermies) et que la récupération de chaleur sur le circuit des boues pouvait faire gagner 150 thermies de plus, donnant une autonomie énergétique de plus de 75 %. L'incinération des boues pourrait enfin permettre théoriquement une autonomie totale.

V. L'ORGANISATION DE L'EXPLOITATION ET DU CONTROLE

V.1. MOYENS EN HOMMES ET ORGANISATION DE L'EXPLOITATION

La complexité de la plupart des ouvrages et de leur conduite nécessite un personnel qualifié et spécialisé formé à la conduite des ouvrages. Le tableau 2-19 ci-après indique les qualifications requises.

Catégorie	Qualification	Attribution
1	Ouvrier (manoeuvre)	Entretien des filières IV et V
1	Conducteur de station (seul)	Filière I-II-III
1	Electromécanicien	Dépannage filières I-II-III Chef de filière IV
Agent technique 2-3-4	Contremaître à responsable de secteur	Responsable de secteur Tâche administrative (organisation du personnel)
Agent technique 2-3-4	Technicien qualifié épuration	Chef de filière IV Responsable technique de secteur pour les filières I à IV. Assure la formation du personnel
5	Ingénieur	Chef d'un service assainissement

Tableau 2-17 : Qualification du personnel.

Le problème posé pour l'organisation des équipes et leur localisation vient à la fois de la technicité des agents nécessaires et du temps réduit à passer sur les ouvrages. Actuellement, il est difficile d'envisager d'implanter un préposé à plein temps dans une station que si sa capacité est supérieure ou égale à 20 000 eqha.

V.1.1. Stations d'épuration de taille inférieure à 20 000 eqha

Pour les stations de cette catégorie, il faut organiser des tournées pour exécuter les opérations prévues dans les tableaux détaillés de l'annexe 2-6, avec la fréquence appropriée. C'est une sujétion très contraignante pour les petits services car leur taille ne permet pas de disposer économiquement du personnel spécialisé nécessaire, l'exploitation du réseau ne pouvant pas compléter de façon rentable leur utilisation. C'est pourquoi ils doivent faire appel à des spécialistes extérieurs ou constituer avec d'autres services voisins une équipe commune d'entretien et de contrôle. Cette démarche peut être facilitée en s'appuyant sur les services que les départements ont constitués en France avec l'appui des Agences de l'Eau pour suivre l'efficacité des stations d'épuration vis-à-vis des normes de rejet. Ces Services d'Assistance Technique aux Exploitants de Stations d'Epuration (SATESE)

envoient au service responsable un rapport de visite indiquant les résultats des mesures et le relevé des anomalies de fonctionnement relevées.

Néanmoins, il est souhaitable dans de nombreux cas (à partir de 10 000 eqha) que les stations soient munies d'un système d'alarme signalant au service spécialisé les arrêts des éléments clefs de l'ouvrage (relèvement, recirculation, aération, ...), ou au moins permettant d'interroger à distance la station pour connaître la situation de ces organes essentiels (ce qui déclenche l'envoi d'une équipe). D'autres téléalarmes peuvent être réalisées en fonction des risques (pollution accidentelle, milieu récepteur). Cette transmission des alarmes et des données de fonctionnement au niveau d'un poste central permet non seulement de fiabiliser les systèmes d'épuration par une intervention rapide mais en plus de mieux cibler les compétences des personnels à envoyer en fonction des informations sur le type de panne ou de dysfonctionnement. Le personnel de tournée est alors limité aux tâches simples d'entretien courant et de contrôle qualitatif du traitement.

V.1.2. Cas des stations supérieures à 20 000 eqha

La présence d'un préposé éventuellement étoffé d'un aide ou d'une équipe est alors possible et elle se développe en fonction de la taille de l'ouvrage. Le noyau permanent qui doit s'appuyer sur des moyens de prélèvement et de mesure et éventuellement sur un laboratoire, est parfois utilisé pour apporter son concours à des opérations très techniques à faire sur le réseau (mesures, entretien des capteurs et des matériels électromécaniques) ou encore pour constituer le service commun indiqué plus haut opérant sur la station où il est implanté et en appui sur d'autres stations.

V.2. MOYENS DE CONTROLE

V.2.1. Les mesures et les tests

Il s'agit de suivre le fonctionnement de l'ouvrage pour déceler les anomalies et agir en conséquence soit en modifiant les réglages, soit en procédant au dépannage. Il faudra distinguer les tests simples ou toute opération pouvant être fréquemment effectuée par l'agent de la station, des analyses qui exigent l'intervention d'un laboratoire.

C'est la raison pour laquelle il faut dissocier le cas des petites et moyennes stations (jusqu'à 50000 eqha) de celui des stations importantes (plus de 50000 eqha) généralement équipées d'un laboratoire.

V.2.1.1. Petites et moyennes stations

Pour les petites et moyennes stations, la pratique fréquente d'un certain nombre de tests doit permettre de caractériser rapidement l'état de l'installation.

Les tests et mesures "in situ" fondamentaux portent sur les points indiqués dans le tableau 2-20 :

Points de mesure	Paramètres et tests
Eau brute (sortie des prétraitements)	<ul style="list-style-type: none"> - Mesure de la température - Mesure du pH et du EH (potentiel d'oxydo-réduction) - Aspect et couleur de l'effluent - Test d'oxydabilité au KMnO_4
Sortie décanteur primaire	<ul style="list-style-type: none"> - Test des matières décantables - Mesure de la hauteur du lit de boues - Mesure du EH sur l'eau et les boues
Boues activées	<ul style="list-style-type: none"> - Test de la décantation diluée en 30 mn - Mesure d'oxygène dissous - Mesure du EH - Couleur de la boue - Examen microscopique (éventuel)
Boues recyclées	<ul style="list-style-type: none"> - Test de la décantation diluée en 30 mn - Mesure du EH
Effluent traité	<ul style="list-style-type: none"> - Test de limpidité en disque de Secchi - Test d'oxydabilité au KMnO_4 - Caractérisation de l'azote NH_4, NO_3 (colorimètre de terrain)
Boues en digestion	<ul style="list-style-type: none"> - Détermination du pH - Vérification de la température - Observation : aspect et odeur de la boue
Lit bactérien	<ul style="list-style-type: none"> - Observation - Caractérisation de l'azote (NO_3)

Tableau 2-18 : Tests et mesures.

Ces tests n'ont pas la même précision que les critères analytiques, mais ils s'avèrent généralement suffisants pour permettre de modifier les réglages ou signaler tel ou tel incident tendant à dégrader la qualité de l'épuration. Bien évidemment, ils n'excluent pas les analyses pour évaluer la conformité de l'eau traitée (12 par an) qui seront réalisées par un laboratoire extérieur au site.

V.2.1.2. Pour les stations importantes (50 000 HE et plus)

Ces stations qui sont souvent équipées d'un laboratoire, permettent par conséquent un suivi périodique précis du fonctionnement des ouvrages d'épuration qui s'ajoute aux mesures terrain précédemment décrites.

Les mesures à faire portent alors sur les éléments suivants :

- la charge de la pollution brute à traiter en MES, DCO et DBO₅;
- le rendement du décanteur primaire;
- les charges résiduelles rejetées par la station;
- le rendement de la station;
- les paramètres qui caractérisent le fonctionnement de l'épuration biologique (indice de boue dans le cas de boues activées, consommation en oxygène);
- les conditions de fonctionnement des installations de traitement des boues :
 - digesteur : production et qualité du gaz, rendement d'élimination des matières volatiles;
 - épaisseur : concentration des boues, qualité de la surverse;
 - déshydratation : siccité des boues, qualité du filtrat.

V.2.2. Tableau de bord et synoptique

Les différents éléments de contrôle et les opérations d'entretien doivent être regroupés sous forme d'un tableau de bord comportant suivant la taille de l'installation une feuille hebdomadaire ou journalière. Les feuilles remplies par le préposé sont exploitées par le responsable de la station qui en tire des éléments statistiques et une analyse des incidents lui permettant de rectifier ultérieurement les consignes. Cette feuille est appelée à être remplacée progressivement pour les installations récentes de capacité forte et moyenne par un logiciel de saisie. Ce logiciel permet d'effectuer immédiatement des opérations simples (moyennes, cumul, différences) et donne directement les informations traitées.

Dans les stations disposant d'un préposé sur place ou d'une équipe, la salle de commande et de contrôle comporte de plus en plus souvent un tableau synoptique mural schématisant les différents éléments de la station où sont affichés par des voyants la marche ou l'arrêt des organes et divers autres éléments permettant une vision synthétique de la marche de l'installation. Ce tableau est complété par un pupitre de commande lorsque, comme on le verra ci-après, la station a été plus ou moins "automatisée".

V.2.3. L'automatisation

Elle a pour but l'accroissement de la sécurité pendant le week-end et la nuit et la fiabilisation du traitement pour assurer une constance dans la qualité tout en cherchant à diminuer le coût. Utilisant les techniques modernes développées à partir des capteurs et des microprocesseurs, l'automatisation va de la simple commande d'un matériel par tout ou rien à partir d'un niveau ou d'une perte de charge (asservissement) ou encore d'une horloge (séquence de fonctionnement) à une véritable régulation d'une phase du traitement à partir de la variation de plusieurs paramètres mesurés dans différents ateliers et influant les uns sur les autres.

Une priorité doit toujours être donnée aux automatismes assurant la sécurité de marche, tels que nettoyage des grilles, alimentation permanente en eau brute, extraction et recyclage des boues, alimentation électrique. La

position marche ou arrêt de ces dispositifs est alors généralement renvoyée dans la salle de contrôle avec possibilité d'agir par télécommande.

V.2.3.1. Les automatismes par postes

Il peut s'agir d'horloges déclenchant la mise en route d'un équipement à travers une séquence pré programmée.

Il peut s'agir d'asservissements simples reliant le fonctionnement d'un organe à un paramètre lié à son fonctionnement, tel que niveau, perte de charge, débit, température ou concentration. Le système est ramené à la salle de contrôle et une console programmable permet de passer en commande manuelle ou de modifier les consignes. Ces automatismes sont couramment utilisés pour gérer l'alimentation en eau, le dégrillage, le dessablage, la décantation primaire, l'épaississement des boues, la digestion anaérobie, la déshydratation des boues, l'incinération et le dosage de réactif. Certains capteurs récents permettent de sophistication les asservissements. Ces automatismes doivent être impérativement associés à des alarmes capables de détecter toute incohérence entre l'action et la réaction et éviter ainsi une dérive incontrôlée du système.

Il est également possible, en utilisant des lois simplifiées régissant les procédés (biocinétiques, physico-chimiques, ...), de passer à une véritable régulation visant non plus seulement à améliorer la fiabilité et à alléger la surveillance, mais à optimiser en temps réel les phases de traitement sous des objectifs de qualité et d'économie.

A titre d'exemple, peuvent être mentionnés l'automatisme AGAS antisulfure (cf. FAYOUX, réf. 10) ou encore la conduite automatique de la digestion anaérobie en lit fluidisé (cf. ESCOFFIN, réf. 11).

V.2.3.2. Régulation de l'épuration biologique

Elle est basée sur des capteurs fiables et des modèles qui doivent tenir compte de l'évolution lente des phénomènes biologiques et de l'effet régulateur de la masse en jeu.

Les régulations les plus courantes concernent la fourniture d'oxygène et la gestion des extractions de boues. Cependant, le développement de capteurs nouveaux (analyseurs en continue, respiromètre, ...) et le développement de systèmes de traitement des données complexes (systèmes experts, réseaux neuronaux) laissent supposer une rapide révolution dans le domaine des régulations de l'épuration biologique.

La régulation de l'apport d'oxygène dans la liqueur des boues activées est basée sur l'exploitation des mesures d'oxygène dissous et/ou de potentiel d'oxydoréduction dans le bassin d'aération. Les données collectées sont traitées pour en déduire les actions à mettre en oeuvre :

- marche/arrêt des moteurs;
- modification de la vitesse par variateur;
- modification des recirculations.

La régulation de la masse des micro-organismes est réalisée en utilisant les données concernant la variation de la masse des boues dans la station d'épuration et en actionnant l'extraction des boues en excès pour maintenir cette masse constante. Cette régulation, a priori simple, nécessite cependant de connaître la masse de boues présente dans le clarificateur ce qui oblige à mettre des capteurs non seulement dans le bassin d'aération mais aussi au niveau de la recirculation des boues et dans le clarificateur lui-même pour évaluer le niveau du voile de boues.

V.2.3.3. Régulation en fonction de la pollution entrante

C'est la plus difficile et la plus récente. Elle est basée sur des mesures directes (biodégradabilité de l'effluent par respirométrie de quelques minutes) ou indirectes comme la mesure de turbidité. Cette évaluation de la pollution d'entrée permet en intégrant les données précédemment décrites (taux et consommation d'oxygène

dans la liqueur, masse de boue dans le réacteur, niveau des voiles dans le clarificateur, qualité de l'eau épurée) de boucler et valider les automatismes par poste et de mettre en oeuvre des actions anticipant les phénomènes. Ce dernier point peut être envisagé en effectuant les mesures sur l'eau directement sur le réseau de collecte permettant un délai de réponse au niveau de l'installation..

V.2.3.4. Optimisation de la gestion

On commence à s'en rapprocher, mais le nombre des paramètres et les limites des capteurs, ne permettent encore qu'une gestion à partir d'un guide de procédures et d'instructions dont l'application se fait automatiquement. Ce guide est actuellement inclus dans des systèmes complexes de traitement des informations comme les systèmes experts ou les réseaux neuronaux. Il procède soit en direct pour prévoir ou anticiper un probable dysfonctionnement, soit en indirect via le chef d'exploitation auquel il fournit les éléments de décision pour la mise en oeuvre d'une action. Ainsi, le chef d'exploitation peut, en fonction des éléments affichés et éventuellement d'une vision par télévision de certains points stratégiques (aspect des boues, ...) modifier au mieux les consignes.

Evidemment, cette gestion automatisée n'est envisageable économiquement in situ que pour des stations importantes (à partir de 15 000 à 20 000 eqha) ou pour des stations de traitement intensif comme le couplage d'un réacteur physico-chimique et d'un biofiltre (cf. MECRIN, réf. 14). Par contre, elle peut être mise en place pour gérer un parc de petites installations via la télétransmission. Mais ce type de gestion n'est un succès que si l'exploitant dispose du personnel spécialisé pour son entretien et sa maintenance (cf. AUDIC, réf. 16).

V.3. HYGIENE ET SECURITE

Compte tenu des dangers que présente la concentration d'effluents où se développent de grandes quantités de virus et de bactéries pathogènes, les risques pour le personnel doivent être limités par de sévères précautions sur le plan de l'hygiène et de la sécurité.

Sur le plan de l'hygiène, les précautions préventives consistent à imposer au personnel des vaccinations diverses (diphtérie, tétanos, BCG, poliomyélite, leptospirose) et au moins deux visites médicales par an. On doit également prévoir un local pour que le personnel puisse se laver et se changer (au moins un lavabo) et une pharmacie comportant des produits antiseptiques. Enfin, des articles du règlement concernant le personnel doivent indiquer les précautions à prendre en cas de blessure, d'égratignure ou de chute dans un bassin.

Sur le plan de la sécurité, les prescriptions réglementaires sur la protection du travail doivent être appliquées à la lettre et même renforcées et s'appuyer sur les mesures constructives indispensables. A ce titre, les automatisations devront comporter des systèmes d'alarmes et de contrôles pour éviter des mises en marche dangereuses lors de la présence du personnel. Les précautions décrites ci-après ne sont pas exhaustives mais donnent un bon exemple des mesures à prendre :

- les garde corps de sécurité le long des circulations et passerelles;
- la protection contre les matériels en mouvement par des capots, des capteurs et par des arrêts automatiques en cas de résistance intempestive (particulièrement au dégrillage, au poste de relèvement, à l'aération, ...);
- le bon isolement des moteurs électriques;
- la présence d'échelles scellées et protégées partout où le personnel doit descendre pour l'entretien (bassins de décantation, digesteur, ...).

Enfin, dans les consignes données par écrit au personnel pour l'entretien, les précautions de sécurité doivent être explicitées, en particulier le danger des gaz combustibles (digesteur, gazomètres) ou toxiques (réseaux, postes de refoulement), et de l'électricité en milieu humide ou gazeux. Ces précautions doivent être renforcées en période de gel où s'accroissent les risques de chute.

VI. PROBLEMES SPECIFIQUES

VI.1. ADMISSION DES EFFLUENTS INDUSTRIELS ET SPECIAUX

Les dispositions réglementaires concernant les rejets industriels dans les réseaux de collecte et qui en fixent les limites quantitatives et qualitatives ont été évoquées au chapitre 3. Une convention tripartite entre l'industriel, la municipalité et le gestionnaire des installations d'épuration doit définir très exactement les responsabilités de chacun. L'exploitant de la station d'épuration doit suivre à son niveau l'effet de ces mesures sur la qualité de l'effluent qu'il reçoit. Les variations de la qualité de celui-ci (rapport DBO₅/DCO, métaux lourds) qui peuvent compromettre le bon fonctionnement du traitement ou l'utilisation finale des boues, lui permettront d'alerter le responsable du réseau pour qu'il agisse sur les déversements intempestifs permanents ou accidentels.

Les sels de métaux lourds sont des poisons de la vie aérobie. De plus, ils peuvent entraîner une augmentation de leur taux dans les boues en excès ce qui rend impropre ces boues à la valorisation agricole. De même, des apports importants d'eaux usées septiques qui contiennent des réducteurs de type sulfure et ont un très bas potentiel d'oxydoréduction (+50 à -100mV/ENH) peuvent provoquer le blocage de l'épuration par disparition des conditions aérobies et intoxications de la flore ou développements de bactéries filamenteuses de type *Beggiatoa* ou *Thiothrix* qui dégradent rapidement les qualités de décantation de la boue. Le raccordement des fosses septiques doit donc être très surveillé.

VI.2. TAXATION DES REJETS - AIDE AU FONCTIONNEMENT

La législation française impose un contrôle des rejets par les services de police et le paiement d'une redevance de pollution calculée sur les effluents rejetés dans le milieu naturel. Cette dernière est assortie d'une aide au bon fonctionnement des stations d'épuration qui en modifie l'effet (Agences de l'Eau). On n'en évoquera pas ici en détail les modalités, le lecteur pouvant se référer aux textes réglementaires, mais on insistera sur les conséquences bénéfiques pour l'exploitation que peuvent avoir :

- une collaboration fructueuse à établir avec les services de contrôle et les services chargés du suivi du fonctionnement de stations (Satese);
- une prise en compte des modalités de calcul des paramètres taxés par l'agence pour gérer la station, afin de diminuer la redevance à payer grâce notamment au bon choix des périodes d'entretien;
- une amélioration du coefficient de charge et de rendement de la station pour augmenter au maximum l'aide au bon fonctionnement.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ANNEXES

Annexe 2-1 : SCHEMA DES DIFFERENTES FILIERES DE TRAITEMENT

Chapitre 7

PRESENTATION DES DIVERS ELEMENTS DES FILIERES DE TRAITEMENT DES EAUX USEES

J. M. AUDIC

SOMMAIRE

I. LES PRÉTRAITEMENTS.....	142
I.1. DEGRILLAGE.....	142
I.2. DILACERATION	142
I.3. TAMISAGE.....	142
I.4. DESSABLAGE-DEGRAISSAGE	143
II. LA DECANTATION PRIMAIRE SIMPLE SANS REACTIFS	143
III. LES TRAITEMENTS PRIMAIRES AMELIORES	144
IV. LES TRAITEMENTS BIOLOGIQUES POUR L'ELIMINATION DE LA POLLUTION CARBONEE.....	145
IV.1. TRAITEMENTS BIOLOGIQUES CONVENTIONNELS	145
IV.1.1. Lagunage aéré	145
IV.1.2. Lits bactériens à ruissellement	145
IV.1.3. Disques biologiques.....	147
IV.1.4. Les boues activées.....	148
IV.2. PROCEDES BIOLOGIQUES SUR MILIEU GRANULAIRE FIN	151
IV.2.1. Principe	151
IV.2.2. Lavages.....	152
IV.2.3. Matériau	152
V. LES TRAITEMENTS BIOLOGIQUES POUR L'ELIMINATION DE L'AZOTE	153
V.1. GENERALITES	153
V.2. MISE EN OEUVRE DE LA NITRIFICATION-DENITRIFICATION A L'ECHELLE INDUSTRIELLE.....	155
V.2.1. Nitrification seule.....	155
V.2.2. Systèmes réalisant simultanément une nitrification-dénitrification.....	156
VI. LES TRAITEMENTS DE DEPHOSPHATATION	157
VI.1. GENERALITES	157
VI.2. DEPHOSPHATATION PHYSICO-CHIMIQUE	157
VI.2.1. Précipitation primaire	158
VI.2.2. Déphosphatation tertiaire.....	158
VI.2.3. Précipitation simultanée.....	159
VI.3. DEPHOSPHATATION BIOLOGIQUE.....	159
VII. LES TRAITEMENTS DE FINITION	161
VII.1. LAGUNAGE DE FINITION	162
VII.2. PRECIPITATION PHYSICO-CHIMIQUE	162
VII.3. FILTRATION.....	162
VII.4. DESINFECTION.....	163
VII.4.1. Précipitation physico-chimique	163
VII.4.2. Lagunage	163
VII.4.3. Infiltration / percolation	164
VII.4.4. Chloration (chlore gazeux, eau de Javel, ClO_2)	164
VII.4.5. Oxydation (ozone, H_2O_2 et acide péraétique).....	164
VII.4.6. Traitement par radiations (UV, irradiation)	165
VII.4.7. Filtration par membrane	165

I. LES PRÉTRAITEMENTS

I.1. DEGRILLAGE

Quelque soit le type de traitement utilisé, les eaux résiduaires doivent subir à l'arrivée à la station d'épuration un dégrillage afin de retenir les matières grossières qui sont susceptibles de créer des difficultés sur la suite du traitement. Selon la nature des eaux, l'espace entre barreaux varie entre 10 et 30 mm. Si des débris particulièrement grossiers sont à craindre, une prégrille fixe de construction robuste doit être envisagée. Il existe actuellement sur le marché une très grande variété de modèles allant des grilles manuelles aux grilles mécaniques.

Bien que le dégrillage ne soit pas une partie noble du traitement, c'est un poste important et souvent négligé en exploitation. Or, une grille encrassée peut entraîner un reflux de l'effluent brut dans le collecteur gravitaire et provoquer ainsi des dépôts. L'encrassement de la grille diminue également son efficacité par augmentation de la vitesse de passage entre les barreaux. Pour ces différentes raisons, les grilles à nettoyage manuel sont à proscrire.

La grille doit être calculée de telle façon que la vitesse de passage de l'eau soit suffisante pour appliquer les matières sur les barreaux, sans pour autant créer une perte de charge importante. Les vitesses sur les débits moyens sont de l'ordre de 0,6 à 1 m/s et peuvent atteindre 1,40 m/s en débit de pointe.

La quantité de déchets retenus sur une grille dépend largement de l'espacement entre barreaux. On peut en première approximation estimer à 5 à 10 dm³ de déchets/habitant et par an pour un espacement entre barreaux allant de 15 à 25 mm. Ces matières assimilables aux ordures ménagères doivent être mises en décharge ou brûlées.

En fonctionnement normal, le dispositif de nettoyage d'une grille automatique fonctionnera 3 à 4 h/j. Cependant, pendant certaines périodes de l'année, au moment de la chute des feuilles en particulier, la durée de nettoyage peut pratiquement atteindre 24 h pendant quelques jours.

Dans des conditions normales d'exploitation, une grille automatique correctement entretenue fonctionne environ 5 ans sans réparation importante.

I.2. DILACERATION

Le but de cette opération est, comme son nom l'indique, de dilacérer les matières grossières contenues dans les eaux usées, et évite donc l'utilisation d'une grille. Mais les inconvénients sont si nombreux (matériel délicat, problèmes de bouchage de pompes, formation de "chapeau" dans les digesteurs), que ce procédé n'est plus utilisé sur les nouvelles stations françaises.

I.3. TAMISAGE

Cette technique de filtration sur toile, tôle perforée ou sur treillis métallique est peu utilisée dans les traitements classiques en eau urbaine. Cependant les configurations nouvelles de type décantation physico-chimique-biofiltre peuvent justifier son emploi, pour éviter le colmatage trop rapide de l'étage de biofiltration. Par ailleurs, elle est souvent obligatoire pour les traitements des eaux résiduaires d'industries agro-alimentaires.

I.4. DESSABLAGE-DEGRAISSAGE

Le dessablage a pour but d'éliminer les matières lourdes de granulométrie supérieure à environ 200 microns. Le dégraissage, quant à lui, a pour but d'éliminer les corps flottants les plus importants : graisses, fibres, poils. En outre, il peut constituer, s'il est suffisamment dimensionné, une barrière de sécurité contre des déversements accidentels d'hydrocarbures.

La plupart des dessableurs-dégraisseurs sont maintenant équipés d'un système d'aération à fines bulles réglable permettant de maintenir quelque soit le débit, des vitesses de balayage suffisantes (de l'ordre de 0,30 m/h). L'injection d'air permet de réaliser dans un même ouvrage dessablage et dégraissage.

Les ouvrages sont soit de type tangentiel, soit de type longitudinal. Pour les grandes stations, l'enlèvement du sable est assuré par des moyens mécaniques.

Grâce à un traitement approprié, les sables peuvent être relativement égouttés et débarrassés de matières organiques. L'égouttage et l'élimination des matières organiques sont réalisés soit :

- par un ensemble cyclone et vis courte d'égouttage;
- par une vis longue de séparation et d'égouttage;
- par un clarificateur oscillant assurant également les deux fonctions.

Ils ne posent pas de problèmes particuliers pour leur mise en décharge.

La récupération des flottants est effectuée en surface. Suivant leur consistance, l'extraction des produits rassemblés en surface est réalisée par évasement ou par racle manuel ou mécanique. L'élimination des matières flottables est de l'ordre de 80 à 90 % à condition que la température de l'eau n'excède pas 25 à 26° C. Ces matières sont des déchets très difficiles à évacuer. Récemment, des dispositifs de dégradation biologique in-situ sont réalisés sur les stations d'épuration.

II. LA DECANTATION PRIMAIRE SIMPLE SANS REACTIFS

Elle présente l'avantage essentiel de retenir, sans utilisation de réactifs, une forte proportion des matières en suspension et la partie de DBO₅ qui y est associée ce qui diminue la charge sur le traitement biologique en aval.

Les rendements sont les suivants :

- 85 à 95 % des matières décantables;
- 50 à 65 % des matières en suspension;
- 25 à 40 % de la DBO₅ et de la DCO.

L'exploitation est très simple, mais doit respecter impérativement un taux de soutirage des boues suffisant, pour éviter leur mise en anaérobiose surtout si ces boues extraites sont refoulées vers un épaisseur.

La décantation primaire impose donc un automatisme pour gérer l'extraction des boues. C'est pourquoi la décantation primaire est réservée aux stations déjà relativement importantes qui peuvent supporter un tel investissement et qui réduisent les frais d'exploitation, avec des automatismes d'extraction.

Les décanteurs primaires les plus communément employés sont des appareils circulaires ou rectangulaires à flot horizontal.

L'utilisation d'ouvrages circulaires a plusieurs avantages, ce qui explique leur généralisation :

- plus faible coût de génie civil;
- possibilité d'extraction des boues en un seul point;
- meilleur rendement que les décanteurs rectangulaires, surtout pour les ouvrages de grande taille;
- faible besoin d'entretien des dispositifs de raclage tournants.

Les ponts racleurs sont généralement à entraînement périphérique. Les mécanismes de raclage à entraînement central ne sont généralement adoptés que pour des ouvrages de grand diamètre.

La décantation primaire peut être supprimée avec des traitements biologiques à faible charge et notamment pour les schémas avec dénitrification. Elle est à proscrire dans les traitements avec déphosphatation biologique.

III. LES TRAITEMENTS PRIMAIRES AMELIORES

Dans certaines conditions, le traitement primaire simple est insuffisant. L'amélioration du rendement d'épuration de la décantation se fait alors par ajout de réactifs de coagulation floculation. Pour certains effluents industriels, la flottation peut être utilisée.

La coagulation permet l'agglomération directe de particules colloïdales, alors que la floculation, qui suit, fait chuter des agrégats déjà formés par coagulation.

Les principaux coagulants minéraux utilisés en eaux résiduaires urbaines sont le sulfate d'alumine, le chlorure ferrique, le sulfate ferreux et le chlorosulfate de fer.

Les flocculants organiques les plus employés sont des polymères synthétiques de haut poids moléculaire. En général, des essais de laboratoire sont indispensables pour sélectionner le ou les réactifs à utiliser (Jar-test).

Les techniques utilisées sont extrêmement diverses. Elles vont d'appareils directement extrapolés des décanteurs primaires (décanteur-floculateur) à des appareils plus complexes et plus performants (décanteur lamellaire RPS, Turbocirculator et Densadeg).

Les performances dépendent très largement de la composition des eaux brutes du choix et du dosage des réactifs. On obtient en moyenne une réduction de :

- DBO₅ : 70 % à 80 %;
- MES : 90 %.

Cependant, avec le coût des réactifs et la production de boues supplémentaires en excès, la décantation primaire avec apport de réactifs est plutôt réservée à des stations utilisant la technique du biofiltre. Dans ce cas, les deux traitements sont parfaitement complémentaires, l'étage de biofiltration assurant la rétention des matières en suspension fines et la dégradation de la pollution soluble sans risque de colmatage excessif.

IV. LES TRAITEMENTS BIOLOGIQUES POUR L'ELIMINATION DE LA POLLUTION CARBONÉE

Les différents procédés d'épuration biologique peuvent être classés selon la nature des micro-organismes mis en jeu (aérobies et anaérobies). Actuellement en traitement d'eaux résiduaires urbaines, seuls les procédés aérobies sont pratiquement utilisés.

Les procédés anaérobies sont, quant à eux, soit réservés à la stabilisation des boues en excès soit au traitement d'effluents industriels très chargés. Dans la suite de cette partie, on distinguera les procédés conventionnels (lagunage, boues activées, ...), des procédés utilisant les cultures fixées sur milieu granulaire fin.

IV.1. TRAITEMENTS BIOLOGIQUES CONVENTIONNELS

Ces traitements peuvent se subdiviser à leur tour en traitements intensifs et traitements extensifs.

IV.1.1. Lagunage aéré

Le lagunage aéré permet d'épurer des rejets peu chargés en matières en suspension dans des bassins de 2 à 3 m de profondeur. Comme il n'y a pas de recirculation de boues à partir d'un clarificateur, il se crée un équilibre entre l'apport de pollution biodégradable et la masse de bactéries qui se développe à partir de cette pollution. Les dispositifs d'aération sont calculés sur la base des besoins en oxygène. Compte tenu des grands volumes mis en jeu, les puissances spécifiques appliquées sont faibles ($2 \text{ à } 5 \text{ W/m}^3$) ce qui se traduit par une décantation des bactéries au fond des bassins où elles forment un dépôt.

Les rendements d'épuration dépendent dans une large mesure de la température de l'eau. Mais, même avec des temps de 10 jours et plus, il sera difficile d'obtenir à partir d'un effluent urbain :

- moins de 120 mg/l en MES;
- moins de 100 mg/l sur effluent filtré en DCO;
- moins de 40 mg/l sur effluent filtré en DBO_5 .

Le lagunage demande un contrôle soigné de l'accumulation des dépôts en fond qui peuvent à terme dégrader l'hydraulique des bassins et altérer leurs performances. Le curage périodique de ces dépôts (tous les 3 à 7 ans) et leur évacuation ne doivent pas être sous-estimés dans l'évaluation des coûts d'exploitation.

IV.1.2. Lits bactériens à ruissellement

Les procédés à ruissellement constituent la réponse technologique la plus simple au concept des cultures fixées. Ce type de procédé a vu le jour en même temps que ceux à boues activées, dans certains pays comme l'Angleterre, il a même été choisi préférentiellement. Son domaine d'application couvre aussi bien les eaux résiduaires urbaines que les effluents industriels, mais reste très lié au choix d'un matériau support adéquat.

Le liquide à traiter ruisselle sur le support sur lequel se développe progressivement la biomasse épuratoire. La dispersion de l'eau à traiter en surface du lit est réalisée par un dispositif tournant en contre-réaction des jets d'eau. L'aération se fait par ventilation naturelle à travers la masse filtrante, le transfert d'oxygène se réalise à travers le film liquide en ruissellement. Cela suppose donc un coefficient de vide important dans le réacteur et conditionne à la fois le type de matériau support utilisé et le mode de fonctionnement en lit émergé. L'efficacité d'un tel réacteur va dépendre de la surface d'échange disponible, classiquement les valeurs rencontrées varient de 50 à 200 m²/m³.

Une des grandes contraintes de fonctionnement est liée aux risques de colmatage de ces procédés. D'une part, les eaux à traiter véhiculent des matières en suspension et des graisses qui risquent à terme de provoquer un blocage de la porosité interne du réacteur. Cela impose donc la construction d'un prétraitement efficace et d'un décanteur primaire en amont du lit. D'autre part, la boue produite lors des réactions de dépollution biologique accélère ce processus de colmatage. La solution consiste à appliquer des vitesses de passage de l'eau qui permettent un auto-curage du réacteur. Ces débits impliquent parfois des recyclages du liquide, qui se font après transit dans un décanteur, pour éviter le retour en tête de réacteur des matières en suspension évacuées.

Lors de l'exploitation de tels ouvrages, il est important de tenir compte de leur sensibilité aux baisses de température et des risques d'odeurs liés aux fermentations dans les zones de faibles échanges (colmatage progressif).

Les matériaux supports doivent répondre à un critère impératif, celui d'un coefficient de vide très important pour minimiser les risques de colmatage. A l'origine, les lits bactériens étaient remplis par du matériau vrac naturel de type lave volcanique (pouzzolane), coke métallurgique ou cailloux siliceux concassés de granulométrie moyenne comprise entre 40 et 80 mm et de coefficient de vide voisin de 50%. Ces remplissages, réservés uniquement au traitement des eaux résiduaires urbaines, sont de moins en moins employés en raison des risques élevés de colmatage de la masse filtrante et des faibles hauteurs d'ouvrages (maximum 3 mètres) liées au poids du matériau qui conduisent à des surfaces au sol importantes. D'autres matériaux naturels plus légers sont utilisés comme les "red wood" (Australie, Nouvelle Zélande).

Actuellement, les supports plastiques vrac (anneaux, ...) ou ordonnés (tubes cloisonnés, structure en nid d'abeille) sont largement utilisés, ils présentent des coefficients de vide supérieurs à 90%. Ces derniers répondent donc parfaitement aux contraintes de colmatage et sont employés par exemple en garnissage pour des lits bactériens utilisés en prétraitement d'effluents industriels. La hauteur de filtre peut atteindre 4 à 6 mètres. Suivant la charge volumique appliquée, on distingue les lits à forte charge et les lits à faible charge. Pour les eaux résiduaires urbaines, les caractéristiques de dimensionnement sont résumées dans le tableau 16-1 :

	Faible charge	Forte charge
<i>DBO₅ kg/m³.j</i>	0,08 à 0,15	0,7 à 0,8
<i>Charge hydraulique m³/m².h</i>	< 0,4	> 0,7
<i>Recirculation</i>	chasses	> 200%
<i>Performances</i>	80 à 90%	70%

Tableau 16-1 : Caractéristiques de dimensionnement pour les eaux urbaines.

Pour les lits à forte charge, la présence d'un clarificateur en sortie et la stabilisation des boues produites en excès sont nécessaires.

Etant peu sensible au colmatage, ces supports plastiques sont mieux adaptés au traitement des eaux résiduaires industrielles, ils peuvent travailler sous des charges volumiques élevées comprises entre 1,5 et 5 kg de DBO₅ par m³ et par jour, voire plus. Des recirculations de l'ordre de 500 à 600% sont nécessaires pour minimiser les colmatages hydrauliques.

Dans ces conditions, le rendement d'élimination de la DBO₅ n'est pas suffisant pour produire un effluent de qualité conforme aux normes en vigueur, car il oscille entre 50 et 80% suivant le type d'eau à traiter et la charge volumique adoptée. Le lit bactérien à remplissage sera donc fréquemment suivi par un traitement conventionnel type boues activées.

IV.1.3. Disques biologiques

Le principe consiste en l'utilisation de disques tournant autour d'un axe horizontal et baignant en partie dans l'eau à traiter. De par la rotation, la biomasse fixée sur les disques se trouve alternativement en contact avec l'eau à traiter et l'oxygène de l'air.

Comme dans le cas du lit à ruissellement, la biomasse se développe sur le support et le transfert d'oxygène se fait directement à travers la couche liquide. La régulation de l'épaisseur du biofilm se fait naturellement dès que l'assise biologique en contact avec le support passe sous des conditions anaérobies liées à une limitation de transfert de l'oxygène. Le décrochage de la boue en excès nécessite la présence en aval d'un dispositif de clarification de l'eau traitée.

La vitesse de rotation de ces disques (1 à 2 tours par minute) ne permet pas de générer des énergies de circulation capables de maintenir en suspension des matières solides. Le risque de dépôts en fond de bassin oblige donc à un prétraitement de l'eau brute par décantation primaire et empêche la recirculation de la boue.

Les disques sont réalisés en polystyrène, PVC ou feuilles de polyéthylène, leur diamètre est généralement compris entre 2 et 3 m. Les disques utilisés sont plats ou présentent des ondulations ou une rugosité créée par des reliefs de façon à accroître la surface de fixation de la biomasse. Ils sont espacés de 2 à 3 cm et leur vitesse de rotation est de 1 à 2 tours par minute. Les surfaces développées sont de 150 à 200 m²/m³ de disque.

Récemment de nouvelles configurations ont pénétré le marché des biodisques. Ce sont des structures de type cage remplies de matériaux plastiques vrac (anneaux, selles, ...) identiques à ceux employés pour les lits à ruissellements. La mise en oeuvre est tout à fait comparable à celle effectuée avec les disques classiques.

Les disques biologiques peuvent être appliqués pour l'épuration des eaux résiduaires urbaines et industrielles et permettent l'élimination des pollutions carbonées et azotées, elles nécessitent obligatoirement un prétraitement par décantation primaire. Suivant que les disques sont immergés ou émergés, le fonctionnement sera en mode aérobie ou anaérobie. Cependant, ces technologies sont souvent limitées à des stations de taille réduite et le niveau de qualité en sortie n'est pas toujours compatible avec des rejets en milieu sensible.

La mise en oeuvre requiert une couverture par un bâtiment et comporte le plus souvent deux étages séparés par un déversoir.

En eau résiduaire urbaine, les charges appliquées à ce type d'installation ne sont pas calculées par unité de volume de réacteur mais par unité de surface de disque. Elles ne dépassent pas généralement 10 g de DBO₅ par m² de surface de disque et sont plus proches de 5 g de DBO₅ par m².

La nitrification partielle sur disques biologiques est possible à condition de se situer à une charge en DBO₅ inférieure à 5 g par m² de disque et par jour. Pour une ERU classique, après décantation primaire, cela correspond à une fourchette de débits allant de 50 à 75 litres par m² de disque et par jour. Les réalisations industrielles qui utilisent cette technique, sont conçues avec plusieurs étages de disques en série, ce qui semble permettre une meilleure efficacité par sélection de la flore fixée. Souvent mal dimensionnés au départ, les disques biologiques ont eu peu de succès en France contrairement aux pays germaniques ou scandinaves où ils sont largement utilisés pour l'équipement des petites stations.

IV.1.4. Les boues activées

IV.1.4.1.Principe

C'est actuellement le procédé le plus répandu pour traiter des eaux résiduaires urbaines et au vue des recherches en cours, on peut penser que cette suprématie durera encore de nombreuses années.

Il s'agit en fait d'un ensemble de procédés qui ont tous en commun le développement d'une culture bactérienne disposée sous forme de flocons (boues activées) dans un bassin brassé et aéré (bassin d'aération ou bioréacteur), alimenté en eau à épurer : cette eau pouvant avoir subi ou non un traitement primaire plus ou moins poussé (décantation avec ou sans réactif).

Dans le bassin d'aération, le brassage a pour but d'éviter les dépôts et d'homogénéiser le mélange des flocons bactériens et de l'eau usée. L'aération a pour but de fournir aux bactéries aérobies l'oxygène dont elles ont besoin pour épurer l'eau. L'aération est effectuée généralement à partir de l'oxygène de l'air soit par l'intermédiaire d'aérateur de surface à axe vertical (turbines lentes) ou à axe horizontal (brosses) soit par des dispositifs d'insufflation d'air (disques poreux et plus récemment membranes micro perforées). Dans les premiers cas, brassage et aération sont assurés par un même dispositif, alors que pour l'insufflation d'air, des dispositifs de mélange dissociés (hélice à vitesse lente) sont immergées pour assurer le brassage lors des arrêts de l'aération. Dans certains cas, on peut être amené à utiliser un gaz enrichi en oxygène, voire même de l'oxygène pur.

Après un temps de contact suffisant, la liqueur mixte est envoyée dans un clarificateur appelé parfois décanteur secondaire destiné à séparer l'eau épurée des boues. Cet ouvrage de séparation solide-liquide est un ouvrage capital qui conditionne très fréquemment le bon ou le mauvais fonctionnement d'une station. C'est pourquoi, sur les grandes stations ou pour des traitements particuliers comme la déphosphatation biologique, les clarificateurs sucés sont préconisés, car ils permettent de minimiser et de mieux distribuer le temps de séjour des boues.

Les boues déposées au fond du décanteur secondaire sont pour une part recyclées dans le bassin d'aération afin d'y maintenir une concentration suffisante en bactéries épuratoires, pour une autre part extraites et évacuées vers la ligne de traitement des boues.

IV.1.4.2. Charge massique et performances

Un des critères fréquemment utilisés pour caractériser les différents systèmes de boues activées est la charge massique C_m qui traduit le rapport entre la masse journalière de pollution à éliminer et la masse des bactéries épuratoires mises en oeuvre. On distingue ainsi des systèmes :

- à forte charge massique : $C_m > 0,5$ kg DBO₅/kg de boues/jour;
- à moyenne charge massique : $0,2 < C_m < 0,5$;
- à faible charge massique : $0,07 < C_m < 0,2$;
- à aération prolongée : $C_m < 0,07$.

Chacun de ces systèmes présente des caractéristiques bien particulières (rendement, production de boues en excès, consommation énergétique, ...) résumées schématiquement dans le tableau 16-2 (Ces chiffres donnés à titre indicatif s'entendent pour une eau résiduaire urbaine moyennement chargée (DBO₅ = 250 mg/l) sans apports industriels, comportant une parfaite clarification finale.).

	$C_m < 0,07$ Aération prolongée	$0,07 < C_m < 0,2$ Faible charge	$0,2 < C_m < 0,5$ Moyenne charge	$C_m > 0,5$ Forte charge
Rendement d'épuration sur la DBO₅ (%)	95 %	95 %	90 %	85 %
Nitrification (oui = +, non = -)	+	+	–	
Production de boues biologiques en excès (kg boues/kg DBO₅ éliminée)	0,8	0,9	0,9 - 1,1	> 1,2
Concentration maximale en boues admissible en aération (g/l) *	5	4 - 5	3 - 4	2
Temps de séjour de l'eau dans le bioréacteur (heure)	17 - 18	10 - 15	4 - 8	5
Consommation d'O₂ en aération (kg d'O₂/kg DBO₅ éliminée)	1,5 - 1,7**	1,3 - 1,5	0,9 - 1	0,7 - 0,8

* Cette concentration dépend de la conception générale de l'installation (clarificateur, ligne de traitement des boues) et des caractéristiques de décantation.

** La nitrification peut conduire à des consommations spécifiques d'oxygène plus importantes.

Tableau 16-2 : Influence de la charge massique sur les paramètres d'exploitation

Le tableau appelle quelques remarques :

- **Pour les procédés à forte charge, le rendement d'élimination de la DBO₅** chute à moins de 85 %, ce qui, sur une eau résiduaire urbaine classique n'est plus suffisant pour produire un effluent à 25 mg/l de DBO₅. Il est alors nécessaire de faire précéder l'étage boues activées d'une décantation primaire. Par contre, pour les procédés à plus faible charge, du point de vue uniquement rendement épuratoire, la décantation primaire n'est pas obligatoire.
- **Dans une région tempérée, seuls les procédés d'aération prolongée** ou de faible charge très soigneusement dimensionnés permettent la nitrification (oxydation des formes réduites de l'azote en nitrites et nitrates).
- **Ces différentes concentrations en boues admissibles** dans les bassins d'aération s'expliquent par leurs aptitudes différentes à la décantation. Ces procédés à forte charge donnent d'une façon générale des boues plus gonflées (indice de Mohlman élevé) que les procédés à charge plus faible. Ceci oblige donc, de façon à conserver un volume de boues raisonnable dans les clarificateurs, à travailler avec des concentrations en boues plus faibles.
- **Les consommations spécifiques oxygène** sont plus élevées dans les procédés type aération prolongée que dans les procédés type forte charge.

L'examen de ce tableau montre que le choix entre tel ou tel type de traitement doit faire entrer en ligne de compte :

- les coûts d'investissement;
- les coûts d'exploitation;
- les rendements d'épuration souhaités;
- les contraintes d'exploitation;
- le devenir des boues en excès.

Il n'y a donc pas un type de traitement idéal mais des traitements spécifiques correspondants à des besoins différents.

IV.1.4.3. Différents systèmes

Les procédés par boues activées peuvent être différenciés par la charge massique. Ils peuvent être différenciés également par la façon dont les différents flux sont répartis sur le bassin d'aération. On pourra distinguer ainsi :

- **Les systèmes à flux piston.**

Le système traditionnel comprend des bassins d'aération allongés dans lesquels arrivent simultanément l'eau à traiter Q et les boues activées R à l'amont des bassins.

1. Il présente l'avantage de fournir une excellente qualité d'eau et de favoriser la nitrification et éventuellement si des zones d'anoxies sont aménagées entre les zones d'aération, la dénitrification. Par contre, l'inconvénient sera l'existence d'un gradient de besoins en oxygène le long du bassin, ce qui impliquera une fourniture modulable en oxygène le long du bassin; qui doit être asservie aux signaux fournis par des oxymètres. Les matériels actuellement disponibles sur le marché permettent cependant de répondre parfaitement à cet impératif mais leur coût réserve le flux piston à des stations de taille suffisamment importante (cf. ARMINJON, ref 12).

– **Les systèmes à mélange intégral.**

Le mélange intégral (ou encore réacteur infiniment mélangé) permet d'obtenir les mêmes conditions en tout point du bassin d'aération. Ces systèmes résistent mieux que le flux piston aux effets de variations brutales de charge polluante (ce qui est souvent le cas sur les petites stations). A noter que les chenaux qu'ils soient annulaires ou oblongs sont à classer dans les systèmes à mélange intégral.

– **Les systèmes intermédiaires** entre le flux piston et le mélange intégral.

En fait, dès que les stations comprennent plusieurs bassins en série, en parallèle ou agencés de façon plus complexe, l'hydraulique globale sera intermédiaire entre le flux piston et le mélange intégral. Cependant la multiplicité des bassins correspond souvent à l'élimination de polluants différents (ammoniaque, nitrate, phosphate, ...) et l'avancement des réactions sera fonction de l'hydraulique spécifique du bassin.

IV.2. PROCÉDES BIOLOGIQUES SUR MILIEU GRANULAIRE FIN

IV.2.1. Principe

Les biofiltres cumulent les fonctions de filtration et d'épuration biologique. Ils doivent donc répondre à une activité biologique maximale (grande surface de fixation) et à un fort pouvoir de rétention des matières en suspension. Cela implique donc des supports granulaires fins.

Le phénomène de filtration associé à la production de biomasse en excès due à la dépollution implique un encrassement progressif du biofiltre et la nécessité de recourir à des séquences de lavage pour récupérer l'intégrité du procédé. Cependant, la fréquence des lavages ne devant pas perturber l'activité biologique, la qualité de l'eau admise (prétraitement), le mode de fonctionnement du réacteur (e.g. la vitesse de passage de l'eau) et le choix du matériau support devront respecter un compromis.

De plus, le principe de la dépollution par voie aérobie implique le transfert de quantités importantes d'oxygène très supérieures à sa concentration de saturation dans l'eau. Cette demande pourra être satisfaite par deux principes :

- oxygénation indirecte dans une boucle de recyclage;
- oxygénation directe dans la masse filtrante.

Les alimentations en fluides peuvent combiner tous les cas possibles :

- **eau ascendant / air ascendant;**
- **eau descendant / air ascendant;**
- **eau descendant / air descendant** (ruissellement avec ventilation forcée).

Quelque soit le mode d'introduction de l'eau à traiter, le dispositif de distribution de l'eau et le fait que le biofiltre fonctionne en encrassement obligent à un prétraitement poussé en amont. Ce prétraitement consiste en une phase de décantation améliorée (biosorption ou coagulation floculation chimique) qui élimine la fraction particulaire de la pollution. Cette fraction, si elle était admise sur le biofiltre, impliquerait un colmatage rapide des couches proches de la distribution, donc des séquences de lavage très fréquentes et une forte altération des performances biologiques.

IV.2.2. Lavages

Le fonctionnement des biofiltres entraîne à terme un colmatage inévitable qui provoque un accroissement de la perte de charge dans le réacteur. **Les séquences de lavage sont donc les éléments déterminants de la bonne marche de ces biofiltres.** Un mauvais lavage entraîne non seulement une diminution de l'efficacité globale du biofiltre (épuration biologique et filtration), mais aussi la persistance de zones de faibles échanges avec des risques progressifs d'anaérobiose qui peuvent générer des dysfonctionnements plus graves.

Le démarrage de la phase de lavage est déclenché soit sur une base de temps fixée par des essais préliminaires, soit par une valeur seuil de la perte de charge au sein du filtre. Ce dernier paramètre permet d'évaluer aussi l'efficacité du lavage par le retour ou non à la valeur d'origine. Le lavage se décompose en plusieurs phases :

- détassage du lit par de l'air;
- lavage proprement dit par une association air et eau;
- rinçage à l'eau jusqu'à l'obtention d'une concentration en MES correcte.

Les débits et les vitesses des différents fluides de lavage sont fonction du matériau support (granulométrie et densité) et du degré d'encrassement du filtre, mais ils doivent aussi permettre le maintien d'une biomasse active fixée sur le support pour que le redémarrage du biofiltre en épuration biologique soit immédiat après la phase de lavage. Ce dernier critère est particulièrement important lors de réactions mettant en oeuvre des populations à vitesse de croissance faible telles que les bactéries nitrifiantes. Lorsque les conditions de lavage sont respectées, la qualité de l'eau traitée n'est que peu affectée et retrouve son intégrité moins d'une demi-heure après la fin du cycle.

Le volume des eaux de lavage correspond à peu près à 3 fois le volume du biofiltre. Les eaux utilisées sont des eaux traitées stockées dans une bêche en aval des filtres.

L'ensemble des boues en excès collectées pendant ces phases de lavage est dirigé vers le premier étage de traitement (décantation statique ou physico-chimique), où elles sont piégées avant d'être évacuées vers la filière de traitement des boues.

IV.2.3. Matériau

Le matériau de remplissage du biofiltre doit répondre à une double exigence : fixation maximale de la biomasse épuratoire et action filtrante vis-à-vis des matières en suspension. Ces deux critères dirigent le choix vers des particules de faible diamètre. Toutefois, le phénomène de colmatage et une fréquence raisonnable de lavage (24 à 48 heures) implique un compromis vers des granulométries de 2 à 6 mm. Cela permet tout de même d'assurer des surfaces de fixation de l'ordre de 200 à 500 m²/m³.

La nature des matériaux supports les plus utilisés est minérale (argiles cuites, schistes), un exemple est donné dans le tableau 16-3. Des matériaux synthétiques de densité inférieure à l'eau sont en cours d'application.

Composition chimique	Silicate d'alumine
Taille effective	3.6 mm
Coefficient d'uniformité	1,3
Densité apparente	0,8
Densité réelle	1,5
Porosité intergranulaire	45%
Friabilité	<1

Tableau 16-3 : Exemple d'un matériau support : BIOLITE (DEGREMONT).

Le choix définitif du matériau support dépendra des objectifs de qualité en sortie et de la composition de l'eau en entrée.

Les stations d'épuration construites selon la technologie de la biofiltration vont donc se composer du prétraitement, d'un traitement de rétention des matières décantables et des colloïdes (ajout de réactif de coagulation-floculation en décantation ou mise en oeuvre des phénomènes de biosorption dans des réacteurs très forte charge), d'un tamisage et du biofiltre proprement dit. Les vitesses de passage au sein du biofiltre de l'eau prétraitée seront au maximum de 10 m/h.

V. LES TRAITEMENTS BIOLOGIQUES POUR L'ELIMINATION DE L'AZOTE

V.1. GENERALITES

L'impact de l'azote sur le milieu récepteur explique le souci de l'élimination de l'azote qui se retrouve dans les textes réglementant les rejets d'effluents dans le milieu.

L'azote présent dans les rejets domestiques est essentiellement d'origine urinaire. Il est apporté pour près des 3/4 par l'urée qui s'hydrolyse rapidement pour donner NH_4 en présence d'une enzyme qui est l'uréase. Les bactéries qui possèdent cette enzyme sont en abondance dans les égouts. Par contre, les formes oxydées de l'azote (NO_2 , NO_3) seront toujours en faible concentration, inférieure en général à 1 mg/l, en entrée de station. En plus de NH_4 , les eaux résiduaires contiennent dans des proportions variables de l'azote organique. On rappellera que l'azote total Kjeldahl ou NTK est la somme de l'azote organique et ammoniacal exprimée en N. (Les nitrites (NO_2) et les nitrates (NO_3) ne sont pas pris en compte par ce dosage).

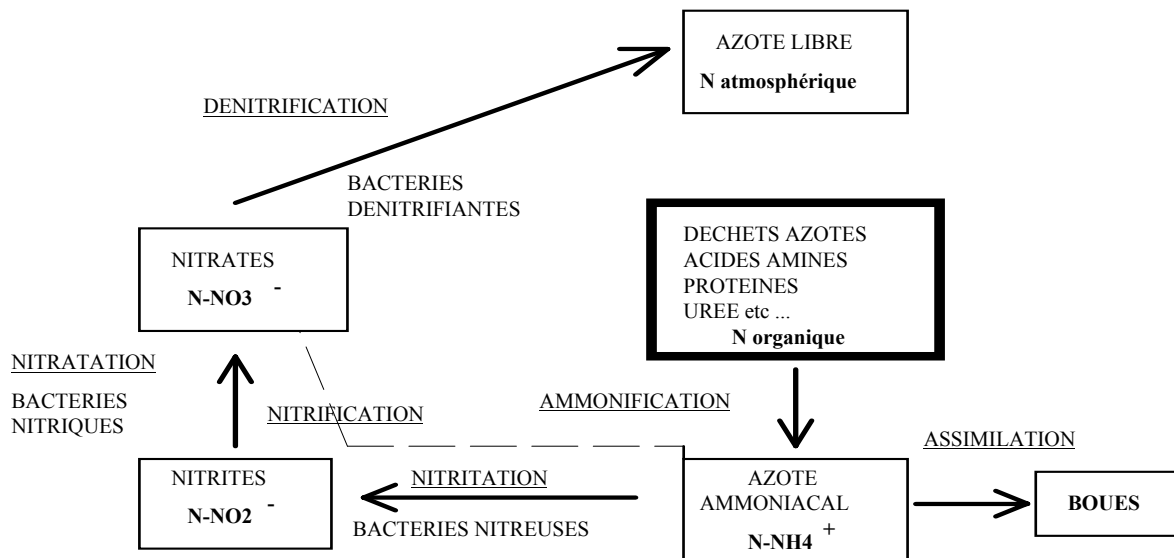


Figure 16-1 : Différentes étapes de la transformation de l'azote dans une station d'épuration.

L'élimination de l'azote fait intervenir quatre processus (figure 16-1) :

- ammonification : transformation de l'azote organique en azote ammoniacal par des bactéries banales;
- assimilation : utilisation d'une partie de l'azote ammoniacal et éventuellement organique pour la synthèse bactérienne;
- nitrification : oxydation de l'azote ammoniacal en nitrites et en nitrates. Cette réaction fait intervenir des bactéries très particulières : Nitrosomonas pour l'oxydation de NH_4 en NO_2 , Nitrobacter pour l'oxydation de NO_2 en NO_3 ;
- dénitrification : réduction des nitrates en azote gazeux qui retournera après un stade intermédiaire NO_2 sous sa forme primitive dans l'atmosphère. Cette réaction fait intervenir des bactéries banales, abondantes dans le milieu naturel.

On insistera sur quelques idées importantes :

- **L'étape limitante dans tout procédé d'élimination de l'azote est la nitrification.** Cela vient du fait que Nitrosomonas et Nitrobacter sont des micro-organismes ayant un temps de doublement élevé (de l'ordre de 24 h dans les conditions optimales). Par conséquent, si on veut les cultiver dans une station d'épuration, on sera amené à travailler avec des âges de boues élevés, on devra donc utiliser des procédés à faible charge. De plus, le temps du doublement de ces micro-organismes étant très dépendant de la température, il sera nécessaire de bien préciser la température minimale à laquelle on souhaite pouvoir maintenir la nitrification.
- **La réaction de nitrification est une réaction aérobie et consommatrice d'oxygène.** Il faut fournir aux bactéries nitrifiantes de 4,1 à 4,2 g d'oxygène par g de N-NO_3 formé. Il sera donc nécessaire d'en tenir compte lors du dimensionnement d'une station conçue pour la nitrification.

- **La dénitrification fait intervenir des bactéries hétérotrophes aérobies** capables d'utiliser l'oxygène lié au nitrate. Ceci a deux conséquences :
 - il faudra fournir à ces micro-organismes une source de carbone organique. On utilisera pour cela dans la majorité des cas le carbone organique de l'eau brute;
 - pour que la réaction de dénitrification puisse se produire dans de bonnes conditions, il sera nécessaire d'être dans des conditions d'anoxie, c'est-à-dire en absence d'oxygène.

V.2. MISE EN OEUVRE DE LA NITRIFICATION-DENITRIFICATION A L'ECHELLE INDUSTRIELLE

V.2.1. Nitrification seule

La nitrification seule ne répond plus à l'heure actuelle à la qualité des rejets définis par la directive Européenne, elle peut cependant être demandée dans des cas très particulier (ex : élimination de l'ammoniaque pour la station d'Achères).

Il faut rappeler que tous les procédés dits faibles charges, très utilisés dans le cas des petites installations sont susceptibles d'effectuer une nitrification, même si cet objectif n'est pas recherché en tant que tel. En outre, cette nitrification involontaire s'accompagne très fréquemment d'une certaine dénitrification au moins dans le décanteur secondaire, ce qui peut apporter une nuisance du fait du dégagement d'azote gazeux entraînant des remontées de boues. Des dispositifs de régulation du séquençage de l'aération permettent de gérer ces réactions si la capacité d'oxygénation est suffisante pour amener l'oxygène en moins de 14 heures par jour.

Les lits bactériens à ruissellement assurent une nitrification pour des charges assez élevées (entre 0,2 et 0,6 kg DBO₅/m³/j), mais doit se situer au dessous de 0,2 kg DBO₅/m³/j pour obtenir un rendement de nitrification de 80 %. Cet abattement est obtenu en nitrification tertiaire pour une charge inférieure à 1,5 g N-NH₄/j.m² de surface.

Les disques biologiques sont susceptibles aussi de nitrifier dans des conditions de charge en DBO₅ faible (plusieurs étapes), le problème majeur est souvent un déficit en oxygène.

Les techniques utilisant des micro-organismes fixés sur milieux granulaires fins permettent de nitrifier à des charges très élevées (> 1 kg N-NH₄/m³.j). Si la concentration en DBO₅ est faible (< à 30 mg/l), les réactions d'élimination de la pollution carbonée et la nitrification peuvent se faire dans un même réacteur. Cependant, pour assurer la meilleure fiabilité dans le traitement, il convient de séparer les deux étapes. Ces réacteurs peuvent aussi être utilisés après un traitement par boues activées, ce qui permet, outre de nitrifier, d'améliorer la qualité de l'eau traitée par la rétention des matières en suspension résiduelles.

V.2.2. Systèmes réalisant simultanément une nitrification-dénitrification

V.2.2.1. Systèmes boues activées à bassin unique

Les réactions de nitrification et de dénitrification sont réalisées par séquençage de l'aération de façon à alternativement créer des conditions fortement aérées pour nitrifier et des conditions anoxiques pour dénitrifier. Ces conditions peuvent être aménagées dans les systèmes classiques équipés d'aérateurs de surface (turbines ou brosses) si la fourniture totale d'oxygène (carbone, azote et endogène) peut se faire en moins de 14 heures par jour. La mise en place d'un agitateur dans le bassin pour homogénéiser la liqueur mixte pendant les périodes d'arrêt de l'aération permet d'améliorer sensiblement la dénitrification. Les nouvelles installations équipées de dispositifs dissociés pour le brassage et l'aération (hélice à vitesse lente et membrane caoutchouc micro-perforée) sont particulièrement bien adaptées pour réaliser ce processus.

Il est cependant impératif que l'arrêt des aérateurs n'entraîne pas dans le bassin l'apparition de conditions anaérobies néfastes à l'activité et à la décantabilité des boues. Il y aura lieu de limiter les phases d'anoxie à 2 heures ou de mettre en place une régulation par le potentiel d'oxydoréduction.

De telles installations, dimensionnées en faible charge (0,07 kg DBO₅/kgMVS.j) permettent de délivrer une eau traitée conforme pour le carbone et l'azote au rejet en milieu sensible.

V.2.2.2. Systèmes boues activées avec zone d'anoxie en tête.

L'expérience acquise depuis plusieurs années sur des stations d'épuration montre que le système avec zone d'anoxie en tête présente les avantages suivants :

- apport de l'intégralité du carbone de l'eau brute dans la zone anoxie, ce qui permet de maintenir les cinétiques maximales de dénitrification;
- contrôle de l'apport des nitrates par le recyclage de liqueur mixte du bassin d'aération;
- certitude d'avoir un taux d'oxygène dissous le plus bas possible (sauf en période pluvieuse).

Cependant, ces avantages ne sont pas toujours évidents à maintenir car ils nécessitent un asservissement complexe à mettre en oeuvre pour éviter une disjonction des flux de carbone et de nitrates à l'entrée de la zone d'anoxie pendant les périodes de transition nocturne-diurne et diurne-pointe. En fait pour la plupart des installations, une partie non négligeable de la dénitrification se fait dans le bassin suivant lors des arrêts de l'aération.

Pour les grandes installations équipées d'une décantation primaire, la zone d'anoxie permet de maximiser l'utilisation du carbone non piégé dans cette première étape pour la dénitrification uniquement de la liqueur recirculée du clarificateur (dénitrification partielle).

V.2.2.3. Nitrification-dénitrification par cultures fixées

Le principe même de la biofiltration ne permet pas de profiter du carbone de l'eau brute pour la dénitrification, à la fois à cause de contraintes hydrauliques et à cause de la compétition entre nitrification et dépollution carbonée.

Par contre, lorsque une source de carbone extérieure est amenée (méthanol), les charges dénitrifiées sur un biofiltre sont très importantes (3 kg N-NO₃/m³.j).

Des schémas incluant trois étages de biofiltres après la décantation physico-chimique (élimination du carbone + nitrification + dénitrification) assurent l'obtention d'un effluent traité de très bonne qualité. Il est bien évident que l'application d'un tel système est limité à des cas particuliers de contrainte d'espace.

Pour garder la conformité de l'effluent, il est nécessaire d'asservir l'apport de substrat carboné à la teneur en nitrates à éliminer.

VI. LES TRAITEMENTS DE DEPHOSPHATATION

VI.1. GENERALITES

Le phosphore peut se présenter sous différentes formes :

- **phosphore organique insoluble** contenu dans le matériel cellulaire végétal ou animal;
- **orthophosphates organiques dissociés** (sucres phosphatés, phospholipides, ...);
- **phosphates inorganiques condensés** (pyrophosphates, tripolyphosphates, trimétaphosphates, ...).

La principale conséquence liée au rejet de phosphore dans le milieu naturel est l'eutrophisation. C'est surtout pour cette raison que dans certains cas, une élimination du phosphore doit être envisagée.

Deux grandes catégories de techniques peuvent être utilisées pour la déphosphatation, soit des techniques physico-chimiques, soit des techniques biologiques, soit à un couplage de ces deux techniques.

VI.2. DEPHOSPHATATION PHYSICO-CHIMIQUE

L'élimination du phosphore fait appel, dans la très grande majorité des procédés actuellement utilisés, à la précipitation chimique. On considère généralement que le phosphore est essentiellement sous la forme (PO₄)³⁻. En réalité, la forme prédominante au pH normal de l'eau d'égout est H(PO₄)²⁻. Le pH est donc un paramètre fondamental, qui gouverne les phénomènes d'insolubilisation du phosphore et donc son élimination par précipitation chimique.

Les anions phosphates et les polyphosphates supérieurs forment naturellement des complexes chelatés et des sels insolubles avec un certain nombre de composés métalliques. Les procédés d'élimination du phosphore par précipitation utilisent les espèces ioniques Fe²⁺, Fe³⁺, Al³⁺ et Ca²⁺, dans le but de former des précipités insolubles de phosphates métalliques. Dans la pratique, il est souvent plus exact de parler de précipités hydroxy-métalliques de phosphates.

De nombreuses études ont montré que trois mécanismes différents peuvent intervenir selon la forme chimique dans laquelle se trouve le phosphore et selon le pH de milieu :

- **précipitation de phosphates métalliques** à partir des orthophosphates;
- **adsorption des phosphates organiques**;
- **coagulation des colloïdes de l'eau usée** pouvant piéger du phosphore particulaire.

Trois techniques sont utilisées pour élimination du phosphore :

- précipitation primaire ou préprécipitation;
- post précipitation ou précipitation tertiaire;
- précipitation simultanée, c'est à dire directement dans la boue activée.

VI.2.1. Précipitation primaire

La précipitation primaire est un procédé qui s'apparente au traitement physico-chimique simple constituant une première étape d'un traitement biologique secondaire. Elle utilise des flocculants classiques : chaux, sels d'aluminium ou de fer. Selon les doses de réactifs utilisés, les rendements de déphosphatation oscillent entre 70 et 90 %.

Parmi les avantages de la précipitation primaire on peut citer :

- la facilité de mise en oeuvre, sans transformations importantes des installations existantes;
- le soulagement de l'étape biologique si celle-ci est surchargée;
- l'assurance de rendements d'élimination de phosphore acceptables.

Parmi les inconvénients, on retiendra :

- les risques d'une élimination trop poussée du phosphore risquant de perturber l'étape biologique;
- une consommation de réactifs relativement importante par suite d'une compétition entre le phosphore et les colloïdes de l'eau brute;
- une augmentation importante de la production de boues primaires (surtout avec la chaux) pouvant atteindre 50 %.

VI.2.2. Déphosphatation tertiaire

La précipitation tertiaire est réalisée à partir de l'effluent sortant du traitement biologique. Comme pour la précipitation primaire, on peut utiliser soit la chaux, soit les sels métalliques. Mais la précipitation à la chaux n'est pas conseillée, car elle conduit à un effluent dont le pH dépasse 10 et nécessite une recarbonatation coûteuse.

L'aluminium est utilisé surtout aux Etats-Unis, le fer ayant la réputation de laisser un résiduel trop important dans l'effluent traité. En Europe, et en particulier en France, en Allemagne et en Suisse, le chlorure ferrique est jugé supérieur au sulfate d'alumine.

Les techniques utilisées en post-précipitation peuvent faire appel, soit à des décanteurs classiques, soit à des décanteurs lamellaires, soit à la flottation. Cette décantation peut être complétée par une filtration rapide qui élimine les éléments fins échappant à la décantation. Les rendements de déphosphatation peuvent dépasser facilement 90 %.

Les avantages de la post-précipitation sont les suivants :

- consommation de réactifs en principe plus faible qu'en déphosphatation primaire, ce qui n'apparaît pas toujours vérifié;
- amélioration très sensible de la qualité globale de l'effluent, la floculation éliminant également des matières organiques carbonées.

Les inconvénients sont les suivants :

- augmentation très sensible du coût de l'installation, surtout lorsqu'une filtration est mise en oeuvre;
- contraintes d'exploitation accrues.

VI.2.3. Précipitation simultanée

La précipitation simultanée est une technique très simple qui consiste à introduire directement les réactifs minéraux au niveau du bassin d'aération.

Des rendements de 80 à 85 % de déphosphatation sont possibles. Le principal avantage du procédé réside dans le fait que sa mise en oeuvre à partir d'une station existante ne nécessite aucune modification profonde. De très nombreuses réalisations existent en Suisse, à cause de la législation sur le phosphore.

En conclusion, on retiendra des procédés de déphosphatation physico-chimique que s'ils sont dans l'ensemble bien maîtrisés, ils présentent un certain nombre d'inconvénients limitant leur application :

- **la production de volumes importants de boues souvent difficiles à traiter;**
- **une consommation de réactifs chimiques relativement élevée entraînant des surcoûts d'exploitation non négligeables.**

Ceci explique l'intérêt croissant suscité depuis peu de temps par les techniques biologiques.

VI.3. DEPHOSPHATATION BIOLOGIQUE

Le phosphore est un élément constitutif de la biomasse et représente en masse, suivant les stations, de 1 à 2,5% des matières sèches. La déphosphatation biologique entraîne un accroissement conséquent de ce pourcentage jusqu'à des valeurs de 5 à 6% et même plus lorsque les chiffres proviennent d'essais réalisés à l'échelle laboratoire.

Le phénomène de suraccumulation de phosphore dans les boues activées sans ajout de réactifs a été observé dans les stations où existaient des alternances de phases anaérobies et aérobies.

Les analyses conduites sur les stations équipées de cette alternance de phases ont montré qu'en zone anaérobie le phosphate est relargué dans le liquide interstitiel, tandis que en zone aérée ce phosphore est réabsorbé par la boue. Le relargage en zone anaérobie est d'autant plus important que la pollution carbonée facilement assimilable est grande dans l'effluent d'entrée.

Des analyses du contenu des floccs bactériens ont montré la présence de polymères organiques type polyhydroxybutyrate dont la synthèse se fait en zone anaérobie. Ces polymères sont ensuite dégradés sous des conditions aérées (ou anoxie) avec comme conséquence un stockage dans les cellules d'un excédent de phosphore.

Les différentes étapes de la déphosphatation biologique sont :

- **Dans la zone anaérobie :**
 - synthèse à partir de la pollution carbonée facilement assimilable de polymères stockés dans les cellules;
 - relargage de phosphore lié à la consommation de l'énergie stockée sous forme de polyphosphates pour la réaction précédente.
- **Dans la zone anoxie ou aérée**
 - oxydation des polymères organiques avec production d'énergie stockée par la synthèse des polyphosphates.

La déphosphatation biologique est donc liée à l'émergence de populations bactériennes possédant un métabolisme capable d'utiliser les conditions particulières d'une alternance de conditions anaérobie et aérobie pour stocker de l'énergie. Cette faculté leur permet d'être plus compétitives que les bactéries classiques dans les schémas à zone anaérobie contrôlée en tête, alors que sous des conditions d'aération ou d'anoxie, elles restent très minoritaires dans les boues activées.

Les populations déphosphatantes appartiennent aux genres ***Acinetobacter*** pour la plupart et ***Moraxella***. Leurs caractéristiques physiologiques restent celles, classiques, des germes hétérotrophes (large gamme de température, pH voisin de la neutralité). Leur dominance dans la boue activée ne peut donc être obtenue que par le biais de la zone anaérobie.

La description des mécanismes impliqués dans la déphosphatation biologique permet d'extraire les éléments qui vont avoir une action prépondérante sur l'efficacité du processus.

Le carbone assimilable est le point clé du processus puisque c'est le déclencheur de tous les mécanismes de synthèse des polymères organiques. La concentration en carbone assimilable dans l'eau brute va donc directement définir la quantité maximale potentiellement éliminable de phosphates par voie biologique.

Il sera donc impératif de limiter toutes les réactions parasites susceptibles de consommer cette pollution assimilable. Outre le fait d'éviter une aération trop intense de l'affluent avant son admission dans le bassin biologique anaérobie, un des problèmes majeurs à résoudre est **l'absence de nitrates dans les retours de boues du clarificateur**.

Il est cependant important de noter que les réactions qui ont lieu en anaérobie n'éliminent pas la pollution organique facilement assimilable (en dehors d'une faible fraction rejetée sous forme de CO_2) mais la transforment en polymères intracellulaire qui vont être disponibles pour les réactions de dénitrification en aval. Le mécanisme de suraccumulation du phosphore peut en effet se faire sous des conditions anoxiques, les bactéries déphosphatantes sont donc aussi dénitrifiantes.

Le nitrate doit donc être maintenu à des teneurs les plus basses possibles dans l'eau traitée de la station d'épuration de façon à ce que la concentration résiduelle dans les boues recirculées vers la zone anaérobie n'inhibe pas les réactions de relargage du phosphate.

La présence d'un résiduel d'oxygène dans l'affluent ou la présence de nitrates en recirculation ont une conséquence supplémentaire à la consommation de carbone facilement assimilable : c'est **la remontée du potentiel d'oxydoréduction** dans la zone décrite comme anaérobie. Cette remontée est évidemment d'autant plus marquée que la teneur en pollution carbonée facilement assimilable est faible. Or, le maintien des conditions anaérobies est obligatoire pour que les réactions de genèse de l'acétate et de stockage du polyhydroxybutyrate aient lieu. L'anaérobiose pour la déphosphatation biologique se définit dans l'intervalle entre la dénitrification et la sulfato réduction.

Les réactions de réabsorption du phosphore sont liées à un métabolisme aérobie impliquant un transfert d'oxygène vers les bactéries. Cela suppose donc un potentiel d'oxydoréduction égal au moins aux conditions de dénitrification ($> +150 \text{ mV/EHN}$).

Les réactions biologiques respectent une cinétique (vitesse de réaction) dépendante de l'activité des micro-organismes et de la biodégradabilité des substrats. L'activité biologique est la résultante de la composition moyenne de l'affluent et des conditions de fonctionnement de l'installation. Cela implique qu'une variation de biodégradabilité de la pollution carbonée entrée n'aura pas un impact facilement prévisible sur la cinétique globale car celui-ci sera lié aux états de fonctionnement antérieurs.

La détermination des temps de séjour à respecter dans chaque bassin est donc prépondérante pour assurer un optimum biologique mais très difficile à prévoir.

VII. LES TRAITEMENTS DE FINITION

Les traitements de finition encore appelés traitements tertiaires se mettent en oeuvre après le ou les traitements biologiques, c'est à dire en général après le clarificateur. Leur rôle est de réduire à des teneurs très basses certains polluants peu ou pas éliminés par les traitements secondaires. Les techniques utilisées font appel aux réactions biologiques ou physico-chimiques.

Parmi ces techniques, il convient de ranger classiquement :

- le lagunage;
- la précipitation physico-chimique;
- la filtration;
- la désinfection.

VII.1.LAGUNAGE DE FINITION

La lagune de finition joue à la fois un rôle dans l'amélioration de la qualité d'un effluent clarifié et un rôle régulateur.

L'effluent clarifié traverse une étendue d'eau dans laquelle l'apport en oxygène peut être naturel (action photosynthétique des algues de surface) ou accéléré au moyen d'aérateur de surface.

Comme les teneurs en matières en suspension et DBO_5 à l'entrée sont relativement faibles, les dépôts sont limités et les dragages peu fréquents. Une lagune aérée de 48 h de temps de séjour permet à 15°C de ramener de 40 à 20 mg/l la DBO_5 .

L'action photosynthétique des algues qui se développent dans les lagunes permet également une réduction notable mais aléatoire de l'azote et du phosphore, qui sont utilisés pour la synthèse des nouvelles algues. Un tel but est recherché dans les "maturations ponds" sud africains dans lesquels l'eau séjourne une dizaine de jours sans apport artificiel oxygène. Cependant le contrôle de ce procédé est difficile et il faut assurer une élimination périodique d'algues, ce qui pose de gros problèmes d'exploitation. Enfin les volumes et par conséquent les surfaces mises en jeu sont si importants que ce procédé est difficilement applicable à des pays à forte densité de population.

VII.2.PRECIPITATION PHYSICO-CHIMIQUE

Elle permet une élimination de substances coagulables chimiquement par décantation ou filtration. C'est une technique particulièrement bien adaptée à l'élimination du phosphore (voir § VI.2.2.).

VII.3.FILTRATION

Son rôle essentiel est de réduire la teneur des matières en suspension après clarification. La filtration pourra être utilisée avantageusement avant une désinfection pour éviter les interférences.

Le matériau filtrant utilisé est le sable. Selon le résultat désiré, la granulométrie variera entre 1 et 2 mm. Les hauteurs de remplissage sont de l'ordre de 1,5 m.

Dans la très grande majorité des cas, il s'agit de filtre à flux descendant pour des raisons de simplicité de mise en oeuvre, avec lavage à contre courant d'air et d'eau. Les eaux de lavages sont renvoyées en tête de station.

Les efficacités observées dépendent :

- des caractéristiques de l'effluent à traiter;
- de la taille effective de sable utilisé;
- de la vitesse de filtration.

La mise en oeuvre s'effectue soit dans des filtres fermés, soit dans des filtres ouverts type AQUAZUR. Avec des vitesses de filtration de 10 m/h, et un sable de 1,35 mm de taille effective, le rendement sur les matières en suspension est de l'ordre de 60 %.

Une activité biologique peut se superposer à la fonction physique de rétention des matières en suspension soit naturellement, soit forcée par aération dans la masse filtrante. Cela permet, par exemple, d'assurer une oxydation tertiaire de l'ammoniaque.

VII.4. DESINFECTION

Les populations de micro-organismes dans les eaux résiduaires sont variables en quantité et en qualité. De plus, ces micro-organismes sont le plus souvent agrégés entre eux ou adsorbés sur des matières en suspension, ce qui rend souvent leur numération difficile.

Les ordres de grandeur les plus souvent rencontrés sont donnés dans le tableau 16-4.

Compte tenu des objectifs de qualité des milieux récepteurs (nombre guide de 100/100ml pour les coliformes et les streptocoques fécaux) et un maximum de une à deux unités Log d'abattement pour les traitements conventionnels, il est impératif de mettre en place une désinfection pour être conforme.

Coliformes totaux	10^7 à 10^9 / 100 ml
Streptocoques fécaux	10^6 à 10^7 / 100 ml
Coliformes fécaux	10^6 à 10^8 / 100 ml
Escherichia coli	10^6 à 10^8 / 100 ml
Salmonella	2 à 10^4 / 100 ml
Entérovirus	4 à 460 / 100 ml

Tableau 16-4 : Concentrations en micro-organismes dans les eaux résiduaires urbaines.

VII.4.1. Précipitation physico-chimique

Si les traitements physico-chimiques classiques ne permettent pas d'éliminer de façon conséquente les pollutions bactérienne, virale et parasitaire (30 à 60%), la précipitation par la chaux à des pH élevés assure, quant à elle, des abattements importants des germes tests compatibles avec les objectifs de qualité sanitaire (4 unités Log). Cependant, compte tenu du pH optimal (pH=11) à maintenir, cette technique est assez peu développée.

VII.4.2. Lagunage

Le lagunage naturel, grâce à un temps de séjour élevé (50, 60 jours), permet d'exposer les micro-organismes pathogènes, normalement adaptés au milieu intestinal de l'homme ou des animaux, aux effets prolongés d'un environnement préjudiciable à leur survie. L'élimination des germes pathogènes dans les lagunes aérobies ou aérobies facultatives est particulièrement importante en période de fort ensoleillement grâce aux effets directs et indirects du rayonnement solaire sur la destruction des germes (3 à 4 unités Log). Son efficacité peut être sensiblement réduite en période hivernale, lorsque la température devient faible. De même, une altération importante de l'efficacité de désinfection du lagunage peut être noté lors de remise en suspension des sédiments par de fortes précipitations.

L'efficacité du lagunage naturel est étroitement liée à l'ensoleillement, à la température et à la gestion.

VII.4.3. Infiltration / percolation

Cette technique consiste en l'infiltration à vitesse lente (1 m/j) d'un effluent au moins prétraité à travers une couche perméable du sol (couche sableuse) naturelle ou rapportée. L'élimination des bactéries se fait par piégeage/fixation sur les particules sableuses et prédation ultérieure.

La mise en oeuvre repose sur l'utilisation de deux bassins, remplis alternativement pour minimiser les phénomènes de colmatage dans la masse. L'efficacité du piégeage des micro-organismes est bonne, mais nécessite un dimensionnement correct notamment pour le calcul de l'épaisseur et de la granulométrie de la couche de sable.

VII.4.4. Chloration (chlore gazeux, eau de Javel, ClO_2)

La chloration est la technique la plus utilisée actuellement, cependant la formation de sous produits toxiques (chloramine, THM, ...) tend à réduire son utilisation ou à obliger un traitement de déchloration avant rejet dans le milieu.

Elle consiste en une phase de mélange rapide du réactif et de l'eau à traiter suivi d'une période de contact en bassin d'hydraulique de type flux piston pour assurer l'identité des temps de contact entre le désinfectant et les veines liquides.

L'efficacité de la chloration est étroitement liée à la dose mise en oeuvre et au temps de contact (4 à 10 mg/l pour 30 minutes de temps de contact). Elle doit être appliquée sur un effluent débarrassé au maximum des composés chimiques fortement consommateurs de chlore, une nitrification préalable et de façon générale de faibles teneurs en matières en suspension sont donc fortement conseillées.

VII.4.5. Oxydation (ozone, H_2O_2 et acide péracétique)

Tous ces oxydants procèdent par la libération d'oxygène actif qui réagit rapidement avec la matière organique. Ils possèdent un pouvoir germicide important et la formation de sous-produits nuisibles présentant les inconvénients de ceux dérivés du chlore n'a pas été notée dans l'état actuel des connaissances.

La mise en oeuvre est identique au chlore pour les oxydants liquides et est réalisée pour l'ozone dans des ouvrages à compartiments où le réactif est injecté à contre courant du liquide à traiter. La gamme de dosage pour l'ozone est de 4 à 8 mg/l pour des temps de contact de 10 à 15 minutes.

L'efficacité reste bien évidemment liée à la qualité de l'épuration amont. Les matières organiques oxydables, le nitrite, les matières en suspension sont autant d'éléments perturbateurs, qui peuvent diminuer considérablement le pouvoir germicide de ces composés.

VII.4.6. Traitement par radiations (UV, irradiation)

Le pouvoir germicide des ultraviolets est bien connu. La désinfection est réalisée par la mise en contact de l'eau avec le rayonnement issu de lampes à mercure basse pression (7 à 8 000 heures de durée de vie).

Outre la puissance des lampes, l'efficacité du traitement est très liée à la qualité de l'eau et notamment à sa concentration en matières en suspension qui altèrent la pénétration des rayonnements. Des ouvrages "amont" de filtration sont souvent nécessaires pour appliquer cette technologie.

L'irradiation par faisceaux d'électrons est mentionnée pour mémoire car elle n'est pas économiquement possible à l'heure actuelle.

VII.4.7. Filtration par membrane

Les membranes de micro et d'ultra filtration n'ont aucun pouvoir destructeur mais assurent la rétention des micro-organismes sur le filtre en créant une barrière physique.

Leur efficacité, liée au pouvoir de coupure de la membrane, est reconnue et peut atteindre 100% de rétention en ultrafiltration sur des eaux superficielles destinées à la consommation (cf. MANDRA, ref 5). L'influence de la concentration en colloïdes et en matières organiques sur la fréquence des rétrolavages nécessite un effluent de bonne qualité.

Si, en l'état actuel de cette technique le coût limite son utilisation à des cas très particuliers, l'évolution future des membranes permet d'envisager leur application à un domaine plus vaste dans un futur proche.

Chapitre 8

PRETRAITEMENT

F. VIRLOGET

SOMMAIRE

I. OUVRAGES HYDRAULIQUES DE PROTECTION, RELEVEMENTS.....	169
I.1. LIMITATION DES DEBITS	169
I.1.1. <i>Fonction</i>	169
I.1.2. <i>Descriptif, dimensionnement</i>	169
I.1.3. <i>Effets attendus, exploitation</i>	169
I.1.4. <i>Tests et mesures</i>	169
I.2. RELEVEMENT	169
I.2.1. <i>Descriptif</i>	169
I.2.2. <i>Dimensionnement</i>	170
I.2.3. <i>Exploitation</i>	170
I.2.4. <i>Tests et mesures</i>	170
II. PRETRAITEMENT.....	171
II.1. DEGRILLAGE ET TAMISAGE.....	171
II.1.1. <i>Descriptif</i>	171
II.1.2. <i>Dimensionnement</i>	172
II.1.3. <i>Effets attendus, rendements, sous-produits</i>	172
II.1.4. <i>Exploitation</i>	172
II.1.5. <i>Tests et mesures</i>	172
II.2. DILACERATION.....	173
II.3. DESSABLAGE.....	173
II.3.1. <i>Descriptif</i>	173
II.3.2. <i>Dimensionnement</i>	173
II.3.3. <i>Effets attendus, rendements, sous-produits</i>	174
II.3.4. <i>Exploitation</i>	174
II.3.5. <i>Tests et mesures</i>	174
II.4. DEGRAISSAGE	174
II.4.1. <i>Fonction</i>	174
II.4.2. <i>Descriptif</i>	174
II.4.3. <i>Dimensionnement</i>	175
II.4.4. <i>Effets attendus, rendements, sous-produits</i>	175
II.4.5. <i>Exploitation</i>	175
II.4.6. <i>Tests et mesures</i>	176
II.5. TRAITEMENT DES GRAISSES.....	176
II.5.1. <i>Fonction</i>	176
II.5.2. <i>Descriptif</i>	176
II.5.3. <i>Dimensionnement</i>	176
II.5.4. <i>Effets attendus, rendements, sous-produits</i>	176
II.5.5. <i>Exploitation</i>	177
II.5.6. <i>Tests et mesures</i>	177
II.6. RECEPTION DES MATIERES DE VIDANGE	178
II.6.1. <i>Fonction</i>	178
II.6.2. <i>Descriptif, dimensionnement</i>	178
II.6.3. <i>Effets attendus, rendements, sous-produits</i>	178
II.6.4. <i>Exploitation</i>	178
II.6.5. <i>Tests et mesures</i>	179
II.7. BASSIN DE REGULATION OU BASSIN TAMPON	179
II.7.1. <i>Fonction</i>	179
II.7.2. <i>Caractéristiques, dimensionnement</i>	179
II.7.3. <i>Effets attendus, rendements, sous-produits, exploitation</i>	180
II.7.4. <i>Tests et mesures</i>	181
II.8. NEUTRALISATION	181
II.8.1. <i>Fonction</i>	181

II.8.2.	<i>Caractéristiques, dimensionnement</i>	181
II.8.3.	<i>Exploitation</i>	181
II.8.4.	<i>Tests et mesures</i>	182
III.	NUTRITION (TRAITEMENT BIOLOGIQUE)	182
III.1.	FONCTION	182
III.2.	DESCRIPTIF.....	182
III.3.	DIMENSIONNEMENT	182
III.4.	EFFETS ATTENDUS, RENDEMENTS, SOUS-PRODUITS	182
III.5.	EXPLOITATION, TESTS ET MESURES	182
IV.	ELIMINATION DES MATIERES EN SUSPENSION.....	183
IV.1.	DECANTATION PRIMAIRE.....	183
IV.1.1.	<i>Fonction</i>	183
IV.1.2.	<i>Descriptif</i>	183
IV.1.3.	<i>Dimensionnement (eaux usées urbaines)</i>	183
IV.1.4.	<i>Effets attendus, rendements, sous-produits</i>	183
IV.1.5.	<i>Exploitation</i>	184

I. OUVRAGES HYDRAULIQUES DE PROTECTION, RELEVEMENTS

I.1. LIMITATION DES DEBITS

I.1.1. Fonction

La limitation des débits a pour but d'éviter la surcharge hydraulique de tout ou partie des ouvrages, pour empêcher une dégradation dans la qualité du traitement.

I.1.2. Descriptif, dimensionnement

La limitation de débit est souvent assurée par trop plein (surverse, déversoir d'orage). Toutefois, il peut être mis en place un pompage spécialisé, un diaphragme calibré ou une vanne automatique commandés par contacteur de niveau ou par une mesure de débit. Le surplus de débit est alors évacué directement vers le milieu naturel ou bien dirigé vers un bassin d'orage.

A chaque situation correspond un mode de dimensionnement particulier (dimensionnement des déversoirs d'orage notamment), le plus simple étant de brider le débit du relèvement.

I.1.3. Effets attendus, exploitation

Quand il s'agit d'une limitation du débit par "by pass" direct vers le milieu naturel il est important de pouvoir disposer d'un système fiable. En effet, il s'agit de se situer à la limite de la charge hydraulique des ouvrages situés en aval pour limiter les rejets intempestifs. Il est donc essentiel de maintenir dans un parfait état tous le matériel et les ouvrages utilisés à cet effet.

Il doit être systématiquement noter les périodes où le trop plein est activé, certains ouvrages sont équipés de détecteurs de surverse ou d'appareils de mesure débitmétrique.

I.1.4. Tests et mesures

Le cas échéant, il peut être intéressant de situer la charge polluante déversée par le trop plein par un échantillonnage régulier (préleveur échantillonneur automatique asservi à un contacteur de niveau ou à un débitmètre) ou par une mesure continu d'un paramètre pertinent représentatif (turbidité notamment).

I.2. RELEVEMENT

Sa fonction est d'assurer l'alimentation de la station d'épuration.

I.2.1. Descriptif

Le niveau d'arrivée du fil d'eau en aval du réseau d'assainissement ne permettant pas toujours un écoulement gravitaire des effluents à travers la station d'épuration pour atteindre le point de rejet, il est nécessaire d'avoir recours à un ouvrage équipé pour assurer le relèvement des effluents.

Ce relèvement est généralement assuré par des pompes ou par vis d'Archimède, il est situé généralement sur le site d'implantation de la station d'épuration.

La nature des effluents et la hauteur de relèvement vont permettre d'effectuer un choix dans le type de matériel à mettre en oeuvre (vis, pompes à sec ou immergées, roues à canaux, à effet vortex, ...).

L'utilisation de vis de relèvement présente l'avantage d'être moins sensible au colmatage (le prétraitement étant souvent situé en aval) et par un fonctionnement continu permet de "laminer" au mieux les débits entrant (fonctionnement "à sec" possible) ce qui est tout à fait souhaitable pour obtenir des conditions hydrauliques optimales en clarification notamment.

Toutefois, la mise en place de vis s'avère plus coûteuse en investissement et en entretien.

I.2.2. Dimensionnement

Le débit maximum admissible sert de base de dimensionnement, avec le choix d'utilisation d'une ou de plusieurs pompes pour obtenir, moyennant un fonctionnement simultané (si nécessaire), le débit voulu.

Un secours doit être systématiquement installé. Selon le cas, sa capacité pourra correspondre au débit nominal prévu ou à celui d'un des organes (secours partiel ou total).

Il est possible de mettre en place des pompes de différents débits pour mieux "coller" au débit amont et éviter les à-coups et les temps trop longs de séjour dans la bêche de reprise, mais cela peut entraîner des sujétions au niveau de la mise en oeuvre.

I.2.3. Exploitation

Il s'agit principalement d'assurer un entretien électromécanique du matériel en place (vis, pompes, vannes, clapets anti retour, circuits de commande, ...) et un nettoyage fréquent du poste (notamment de surveiller l'absence de dépôts et la propreté des contacteurs de niveau).

Pour les pompes, il est important de vérifier l'absence de colmatage au niveau de la roue, de contrôler au moins tous les six mois leur débit nominal.

La hauteur de marnage est à choisir par un compromis entre la limitation du nombre de démarrage et le maintien d'un faible temps de séjour; ... Quand la distance entre le point de départ et d'arrivée est plus importante, l'implantation d'un poste de **refoulement** va entraîner un temps de séjour des effluents dans la canalisation d'autant plus important que son volume sera important (longueur, diamètre) et les débits à traiter faibles. Cela s'observe fréquemment dans les situations à fortes variations saisonnières (villes touristiques notamment).

En fonction de l'état de fraîcheur initial des effluents et de la température du milieu, des risques importants d'apparition de sulfures sont à craindre, avec en conséquence des dégagements nauséabonds et dangereux d'hydrogène sulfuré (H_2S), une dégradation des canalisation gravitaires et des équipements en aval, ainsi qu'un impact non négligeable sur le traitement biologique (développement de bactéries filamenteuses).

Il est donc important d'être vigilant et de procéder à des investigations dès qu'il existe le moindre doute quant à la qualité des effluents à traiter.

I.2.4. Tests et mesures

Exceptées les mesures qui permettent de situer le flux polluant à traiter (DCO, DBO_5 , MES, MVS, NTK, $N-NH_4$, P_{total}) il est intéressant, le cas échéant, d'effectuer des mesures de potentiel REDOX, pH, sulfure pour connaître l'état de fraîcheur des effluents.

II. PRETRAITEMENT

Le prétraitement, à l'entrée d'une station d'épuration, a pour rôle d'assurer l'élimination des éléments gênants pour le bon fonctionnement de l'installation :

- corps volumineux entraînant des bouchages de pompes et de canalisations;
- corps denses responsables des dépôts au fond des ouvrages;
- corps abrasifs qui peuvent provoquer une usure prématurée des organes mécaniques;
- corps flottants qui peuvent s'accumuler à la surface des bassins, ...

II.1. **DEGRILLAGE ET TAMISAGE**

La fonction de ces appareils est l'élimination des corps solides et volumineux.

II.1.1. Descriptif

Selon l'écartement des barreaux ou le dimensionnement des mailles on distingue :

- **le prédégrillage** : espacement entre barreaux 30 à 50 mm placé généralement en amont des pompes;
- **le dégrillage** : espacement entre barreaux 10 à 30 mm;
- **le dégrillage fin** : espacement entre barreaux 3 à 10 mm (AQUA-GUARD, ...);
- **le tamisage** : mailles de 0,1 à 3 mm.

Pour chacun des types il existe un grand nombre de modèle de matériel, selon le mode de nettoyage :

- **les paniers de dégrillage** placés dans les postes de relèvement ces paniers sont suspendus devant l'extrémité aval de la canalisation d'arrivée. Ce matériel équipe souvent les petites installations (< 5000 eH). On peut toutefois les retrouver sur les plus grosses usines en secours des appareils de dégrillage automatiques;
- **les grilles manuelles** constituées de barreaux en acier, elles sont installées dans un canal d'amenée des eaux, le plus souvent inclinées (angle 30 à 45 ° par rapport à la verticale);
- **les grilles mécaniques** : elles sont équipées d'un "râteau" motorisé et animées d'un mouvement rotatif (grille courbe) ou de va et vient (grille droite). Leur mise en service est commandée par une horloge (cadence durée) asservie au fonctionnement du relèvement (avec temporisation de retard) ou par détection d'une mise en charge du canal amont;
- **les tamis** : ils sont à élément filtrant fixe (CLAROMATIC, ...), avec racleur ou évacuation gravitaire des déchets (HYDRASIEVE, ...) ou à élément filtrant mobile (ROTOSTRAINER, ...). Certains appareils sont équipés de rampe de lavage ou de brosse de nettoyage.

Le dégrillage fin et le tamisage sont utilisés en industrie agro-alimentaire (élimination des matières stercoraires, des soies, ...) et en amont de filière de traitement de type lit bactérien, pour une maille inférieure à celle du garnissage du lit (garnissage plastique ordonné).

II.1.2. Dimensionnement

•Dégrillage :

La vitesse de passage à travers la grille doit être suffisante pour obtenir l'application des matières sur la grille, sans pour autant provoquer une perte de charge trop importante.

- Vitesse de passage de l'eau : 0,3 à 0,6 m/s (sur la section libre de passage, grille colmatée).
- Tirant d'eau : 0,1 à 0,4 m.
- Pertes de charges adoptées :
 - 100 mm de CE en prégrilles;
 - 150 mm de CE en grilles fines.

•Tamisage : à définir à partir des données du constructeur.

II.1.3. Effets attendus, rendements, sous-produits

Selon l'espacement des barreaux ou la maille l'efficacité sera plus ou moins importante, cela va se traduire par une production de déchets variable :

- dégrillage : production de déchets par eH/an - 12 à 15 l/e (e = espacement inter barreaux en cm);
- tamisage : d'après le CEMAGREF un tamisage à maille de 0,75 mm élimine entre 8 et 18 % (selon la nature des effluents et du réseau d'assainissement, 12 % en moyenne) des MES.

Les déchets de dégrillage et de tamisage sont composés de 50 à 80 % de matières organiques. Le taux d'humidité est de 75 à 95 %. On considère généralement que l'incidence sur la DBO₅ et la DCO est négligeable. Cependant dans le cas d'effluents industriels, l'élimination des MES peut atteindre 50 % (abattoirs notamment). Dans ce dernier cas, il en résulte un abattement de la charge organique.

II.1.4. Exploitation

Sur les installations les plus simples, l'enlèvement des déchets s'effectue manuellement à l'aide d'un "râteau" adapté à la grille ou après remontée du panier à l'aide d'un treuil (récupération dans des sacs ou des poubelles). Leur nettoyage irrégulier et généralement trop peu fréquent se traduit par une remontée en charge en amont ou se produisent alors des dépôts (fermentations) où des débordements des eaux. Ce travail s'effectue dans des conditions d'hygiène souvent précaires.

Dans le cas de grosses installations, les déchets sont évacués par tapis transporteur ou compactés pour être dirigés vers une benne de stockage. En cas de panne de l'appareil de dégrillage ou de tamisage automatique un "by pass" est alors utilisé souvent équipé d'un dégrillage plus grossier, à nettoyage manuel. Il est important de vérifier que ce système est opérationnel.

La seule destination valable des déchets est le centre de traitement des ordures ménagères.

II.1.5. Tests et mesures

Aucun test particulier n'est à effectuer, il convient seulement d'assurer un suivi régulier de la production de déchets.

II.2. DILACERATION

Cette technique vise à réduire la taille des solides volumineux en permettant de les "remélanger" à l'eau à traiter ce qui a pour effet de limiter une évacuation spécifique.

Ce type de matériel est abandonné car il entraîne une augmentation de la charge polluante et laisse "passer" toutes les matières fibreuses et autres matières inertes.

II.3. DESSABLAGE

Sa fonction est l'élimination du sable et des matériaux lourds. Il s'agit d'assurer une élimination par sédimentation des sables et des matériaux lourds pour éviter l'abrasion des équipements mécaniques et les dépôts dans les tuyauteries et le fond des bassins (colmatage, réduction des volumes utiles).

II.3.1. Descriptif

Selon la taille de la station, l'ouvrage est indépendant ou associé avec le dégraissage.

- Dessableurs couloirs ou canaux de dessablage

Ils sont constitués de chenaux profilés où l'eau perd de sa vitesse. Dans certains cas on maintient la vitesse constante grâce à un déversoir à variation linéaire de débit (déversoir type "tour Eiffel").

- Dessableurs circulaires "escargot"

On maintient une vitesse de balayage suffisante grâce à une alimentation tangentielle ou par un brassage mécanique qui va permettre, par effet centrifuge, de plaquer les particules denses sur les parois et de les recueillir dans le fond conique de l'appareil. Ce type d'ouvrage malgré son efficacité est abandonné (génie civil complexe) au profit d'ouvrage combiné de dessablage-dégraissage.

- Dessableurs dégraisseurs combinés

Ce type d'installation se retrouve très fréquemment sur les stations. Le système d'insufflation d'air assure la flottation des graisses et le "lavage" des particules sableuses en limitant ainsi la sédimentation de matières organiques. Ces ouvrages sont circulaires ou "couloirs".

II.3.2. Dimensionnement

- Charge superficielle : 50 m/h sur Q maxi.
- Temps de séjour : 5 à 15 min.
- Ecoulement longitudinal : 20 à 30 cm/s.
- Rapport Longueur/hauteur : 10 à 15 pour dessableur couloir.

II.3.3. Effets attendus, rendements, sous-produits

Il est possible d'obtenir un rendement de 80 % sur les particules lourdes d'une taille supérieure à 0,2 mm.

L'extraction des boues est manuelle sur les petits ouvrages (canaux dessableurs), par effet de chasse par l'intermédiaire d'une vanne à ouverture manuelle pour les ouvrages en hauteur, par une pompe spécialisée (vortex) ou un hydro-éjecteur sur les autres ouvrages, soit fixe, soit monté sur pont racleur pour les ouvrages rectangulaires de taille importante (commande par horloge).

Sur les petites installations, les sables extraits sont évacués directement dans un bac de refus. Pour les installations plus importantes, ils sont dirigés vers une aire d'égouttage ou mieux vers un système de classification par vis d'Archimède (les hydrocyclones ont été abandonnés parce que peu performants).

La production de sable varie en fonction de la nature du réseau d'assainissement; dans le cas d'un réseau séparatif on peut se baser sur 0,1 à 0,3 l/m³ eau traitée ou 5 à 15 l/an par eH. L'humidité des sables varie de 15 à 35 % avec une teneur en matière organique de 15 à 25 % pour des sables lavés.

II.3.4. Exploitation

Les tâches d'exploitation se résument à assurer autant que de besoin l'extraction des sables. Ce travail est essentiel puisqu'il va conditionner le bon état du matériel électromécanique et l'absence de dépôts dans les ouvrages concernés (bassin d'aération, digesteur, ...). Il est important de souligner l'effet de retard en cas d'insuffisance (accumulation progressive). Les sables extraits sont enfouis sur le site (petites installations) ou évacués en décharge.

II.3.5. Tests et mesures

Aucun test particulier n'est à effectuer, il convient seulement d'assurer un suivi régulier de la production de déchets.

II.4. DEGRAISSAGE

II.4.1. Fonction

Le dégraissage a pour fonction d'assurer l'élimination des matières grasses et des huiles (en faible quantité) difficilement biodégradables qui flottent à la surface des ouvrages, perturbent la décantation des boues et limitent les performances de transfert de l'oxygène dans les bassins d'aération.

II.4.2. Descriptif

Il existe plusieurs types de dégraisseurs :

- **dégraisseur statique.** Il s'agit d'un bassin généralement pourvu de chicanes ou d'une cloison siphonée qui retient les graisses et autres corps flottants qui remontent à la surface de l'eau;

- **dégraisseur aéré.** Le bassin est généralement de forme cylindro-conique ou rectangulaire dans lequel la flottation des graisses est facilitée par la diffusion de fines bulles d'air injectées dans le fond de l'ouvrage. La production d'air est obtenue avec l'utilisation de surpresseur et de diffuseurs adaptés, ou le plus souvent à l'aide de pompes émulsionneuses (type AEROFLOT);
- il existe d'autres types de dégraisseurs-déshuileurs qui font appel à des techniques de flottation après coagulation (détente d'air pressurisé), de décantation lamellaire, à l'utilisation de filtre coalescent qui sont en général réservés au traitement d'effluents industriels particuliers.

II.4.3. Dimensionnement

- Vitesse ascensionnelle : 15 m/h (sur Q maxi).
- Temps de séjour : 10 min.
- Diffusion d'air : 4 à 8 m³/h par m² de surface.

II.4.4. Effets attendus, rendements, sous-produits

Il est important de rappeler qu'il s'agit d'éliminer les graisses et huiles facilement flottables. Le rendement sur les graisses totales [exprimées en SEC (Substances Extractibles au Chloroforme) ou MEH], pour un ouvrage performant est au maximum de 15 à 25 %. Dans le cas d'ouvrage statique (sans injection d'air) les rendements sont beaucoup plus bas (5 à 10 % maxi).

Un mg de graisses (lipides par la mesure des MEH) correspond à 2,8 g de DCO (d'après le CEMAGREF 1 mg de SEC correspond à 2,4 mg de DCO). Il est préférable d'utiliser la mesure de MEH pour caractériser la concentration en graisses (mesure intégrant mieux la totalité des graisses que celle des SEC)

La concentration en graisses d'un effluent domestique varie de 60 à 150 mg/l. On peut considérer que les graisses représentent 30 à 35 % de la DCO entrante.

Le rejet d'un habitant correspond approximativement à 15 g de graisses par jour (10 à 20 g/j). Pour un rendement maximum de 20 % le volume de graisses à évacuer est d'environ 3 g EH/j soit, pour une concentration des graisses au soutirage approximative de 70 g MEH/l, un volume annuel maximum de 15 l/an par eH.

Les graisses sont dirigées vers une fosse de stockage ou vers un traitement spécifique (traitement aérobie type BIOMASTER G).

II.4.5. Exploitation

Dans le cas de petites installations l'extraction se fait manuellement à l'aide d'une écumoire ou d'une racle. Pour les grosses installations l'extraction est automatique grâce à un raclage de surface mécanisé à fonctionnement continu ou commandé par horloge.

L'aération quand elle existe doit fonctionner en continue pour limiter la décantation de matières organiques surtout quand le débit traité est faible (la nuit notamment).

Les évacuations de graisses sont à assurer très régulièrement pour limiter un temps de séjour prolongé dans l'ouvrage lui-même (réglage de la marche du raclage pour un système automatique ou fréquence d'intervention) ou dans la fosse de stockage. Un temps de séjour trop élevé va entraîner une importante hydrolyse des graisses et leur retour dans la filière de traitement des eaux (sous-verse du stockage) avec toutes les conséquences que cela induit.

Les graisses (humidité 60 à 90 %) sont évacuées généralement par camion de vidange ou par benne, mélangées avec les refus de dégrillage, vers une centrale d'incinération des ordures ménagères. Il subsiste toutefois encore des filières d'évacuation "douteuses" (épandage direct ou avec les boues sur les terres agricoles, enfouissement) qui devront disparaître.

II.4.6. Tests et mesures

Aucun test particulier n'est à effectuer, il convient seulement d'assurer un suivi régulier de la production de déchets. Toutefois lorsque cela s'avère nécessaire il est possible de procéder à des mesures de DCO, MV et de MEH en amont et en aval du dispositif pour juger de ses performances. Ces analyses pourront être effectuées également sur les graisses évacuées.

II.5. TRAITEMENT DES GRAISSES

II.5.1. Fonction

Du fait de la difficulté de trouver un débouché acceptable aux graisses à évacuer, il est préféré la mise en place, sur la station d'épuration, d'un véritable système d'élimination des graisses par un traitement biologique spécifique seule technique actuellement fiable.

II.5.2. Descriptif

Le traitement biologique des graisses se caractérise par la mise en place d'un bassin d'aération spécialisé, équipé d'un ou plusieurs brasseur(s) mécanique(s), dont l'aération est assurée par injection d'air par l'intermédiaire de diffuseurs "fines bulles"(air fourni à l'aide de surpresseurs). Comme pour le traitement biologique des eaux par boues activées la biomasse aérobie spécifique se développe en utilisant comme substrat les graisses issues du prétraitement.

II.5.3. Dimensionnement

Comme pour un traitement biologique classique il s'agit de cultiver une masse bactérienne suffisante pour assurer la dégradation des graisses. Pour une concentration des boues moyenne de 10 à 15 g MES/l il est possible de déterminer pour le flux de graisses maximum à traiter, le volume de l'ouvrage à mettre en oeuvre, c'est à dire en respectant une charge volumique de 2,5 kg de DCO/m³ soit une charge massique inférieure à 0,2 kg DCO/kg MES par jour.

II.5.4. Effets attendus, rendements, sous-produits

Le rendement possible d'élimination des graisses est de:

- MEH : $\geq 80 \%$;
- DCO : $\geq 50 \%$ (DCO totale sur les boues);
- MV : $\geq 50 \%$ (MV totale sur les boues).

Les boues produites sont évacuées par surverse vers le bassin biologique de traitement des eaux de la station d'épuration (production de boues négligeable par rapport à celle de la station d'épuration des eaux).

Il est important de signaler que le volume de boues à évacuer du réacteur de traitement des graisses est supérieur à celui des graisses d'entrée il est donc indispensable d'assurer un appoint en eau supplémentaire pour maintenir le niveau de l'ouvrage.

II.5.5. Exploitation

L'exploitation d'un ouvrage de traitement des graisses doit être très régulière et assurée avec soin et rigueur. L'aération doit être suffisante pour permettre le maintien en permanence d'une concentration en oxygène dissous de 2 mg/l.

Les graisses à traiter ne contiennent pas suffisamment d'azote et de phosphore pour permettre un bon développement de la biomasse. Il est nécessaire d'effectuer des apports complémentaires de manière à maintenir en permanence une concentration résiduelle de 5 mg P/l et de 20 mg N/l (sur filtrat des boues).

Les extractions des boues doivent être effectuées régulièrement il ne faut pas dépasser une concentration en boues supérieure à 15 g MES/l (l'extraction par surverse s'effectue par une alimentation en eau de dilution).

La moindre surcharge en graisses ou un défaut d'aération va provoquer un moussage important (non biologique), cette observation doit conduire au réflexe d'une diminution voire d'un arrêt de l'alimentation en graisses jusqu'à disparition de ces mousses. Le cas échéant, il est possible d'observer une baisse du pH dans le réacteur, un rajustement à la chaux est à prévoir.

Si ces recommandations sont suivies il ne peut y avoir une incidence sur le traitement des eaux de la station.

II.5.6. Tests et mesures

Il est essentiel d'assurer un suivi permanent du fonctionnement du traitement :

– **Réacteur biologique : mesures hebdomadaires :**

Valeurs de consigne

- | | |
|--------------------------|-------------------------|
| • Test de décantation | |
| • MES | 10 à 15 g/l |
| • MVS | |
| • Oxygène dissous | 2 à 4 mg/l |
| • REDOX | > 200 mV/H ₂ |
| • pH | 6,5 à 7,5 |
| • Test N-NO ₃ | > 20 mg/l |
| • Test P-PO ₄ | > 5 mg/l |
| • Production de boues. | |

– **Réacteur biologique, graisses à traiter : analyses bimensuelles :**

	<i>Valeurs de consigne</i>
• MEH	<i>(rendement mini 80 %)</i>
• DCO nd	<i>(rendement mini 50 %)</i>
• DCO ad2	<i>(concentration < 500 mg/l).</i>

II.6. RECEPTION DES MATIERES DE VIDANGE

II.6.1. Fonction

Il s'agit d'un ouvrage qui réceptionne les matières de vidanges et le cas échéant les matières de curage de collecteur (après tamisage), amenées par des camions hydrocureurs, en vue d'un traitement ultérieur dans la filière de traitement des eaux pendant la période où la charge à traiter est faible (période nocturne notamment).

II.6.2. Descriptif, dimensionnement

Le système devrait comprendre une fosse de dépotage des camions (volume équivalent à un camion de fort tonnage) permettant un contrôle des matières rejetées (prélèvement) avant évacuation vers la fosse de matières de vidange proprement dite (transfert par pompage).

Cette fosse de matières de vidanges est aérée pour arrêter la fermentation des effluents et est équipée d'une récupération de l'air vicié pour un traitement des odeurs (charbon actif ou traitement centralisé).

Son volume doit être tel que le débit restitué ne dépasse pas 3 % du débit nominal et la charge 20 % de la charge nominale de la station. La restitution dans le traitement des eaux est assurée par une pompe commandée par une horloge de programmation.

II.6.3. Effets attendus, rendements, sous-produits

Il ne s'agit pas d'un ouvrage de traitement proprement dit mais d'une capacité de stockage provisoire d'effluents chargés qui seront traités avec les effluents domestiques.

II.6.4. Exploitation

Il est très important de bien limiter la charge polluante des matières de vidanges dans les limites réglementaires et d'assurer un contrôle systématique des effluents rejetés par chaque camion (prélèvement systématique). Ceci est particulièrement délicat à effectuer quand l'installation ne comprend pas de fosse de dépotage isolée.

Pour un aspect suspect et inhabituel de ces effluents il est strictement obligatoire de refuser leur traitement en imposant un "repompage" et une évacuation vers une destination appropriée et autorisée. Seuls sont à accepter les camions uniquement affectés à l'assainissement domestique à l'exclusion de tout ceux amenés à transporter des produits industriels. Le moindre envoi de produit toxique dans la filière de traitement des eaux peut condamner pendant plusieurs jours, voire plusieurs semaines le traitement biologique.

Le réglage de l'horloge doit être judicieusement choisie pour permettre une restitution des matières de vidanges lorsque la charge traitée sur la station le permet.

II.6.5. Tests et mesures

Sur les échantillons prélevés à chaque dépotage de camion on pourra se contenter dans un premier temps à un examen visuel et olfactif ainsi qu'à quelques tests élémentaires tels que pH, potentiel REDOX, conductivité.

Il est important de situer la charge polluante à traiter en effectuant les analyses suivantes (sur un échantillon représentatif prélevé dans le bassin de stockage) :

- DCO nd, DCO ad2, MES, MVS, N-NH₄ toutes les semaines;
- P-PO₄, DBO₅ nd, DBO₅ ad2, NTK tous les 15 jours;
- P_{total}.

Une comptabilisation précise des volumes traités est nécessaire.

II.7. BASSIN DE REGULATION OU BASSIN TAMPON

II.7.1. Fonction

Ce bassin sert à la régulation du débit et des autres caractéristiques des eaux usées (charge polluante, pH, température, ...), afin d'éviter les à-coups sur les ouvrages de traitement et d'étaler la charge dans le temps, même en dehors des périodes de rejet.

II.7.2. Caractéristiques, dimensionnement

Il existe de nombreuses possibilités de configuration d'ouvrage selon le but recherché, citons principalement :

- **Bassin à volume d'eau constant.**

Ce bassin permet de réguler tous les paramètres à l'exception du débit, de fait ce type d'ouvrage est peu utilisé. Le volume de l'ouvrage est à définir en fonction du temps de séjour nécessaire à l'obtention d'une concentration quasi constante. Dans certains cas il s'agit d'un bassin à volume d'eau variable avec un volume minimum constant.

- **Bassin à volume d'eau variable.**

Pour ce type d'ouvrage la reprise des eaux s'opère à débit constant (vanne à flotteur, vanne régulée sur une mesure de débit, pompe volumétrique, pompe sur flotteur pour permettre une hauteur de charge constante) ce qui permet de réguler l'ensemble des paramètres pour autant que la variation de la qualité des affluents reste limitée (notamment lorsque le remplissage de l'ouvrage est faible).

Le dimensionnement d'un tel ouvrage nécessite la connaissance de l'hydrogramme amont, il suffit de tracer le graphique des volumes cumulés (m³) sur la période prévue (journée, semaine) par pas de temps horaire (pour une journée). Le volume total devant être pompé pendant la même période, la pente de l'oblique qui rejoint les deux extrémités du graphique va définir le débit de la pompe de vidange.

Une translation de cette oblique pour tracer deux autres droites parallèles et passant par les points de tangence maxi et mini de l'histogramme de cumul va définir le volume utile du bassin : ce volume est l'écart vertical existant entre les deux tangentes.

– **Bassin mixte à volume d'eau constant plus un volume d'eau variable.**

Il s'agit de pouvoir réguler l'ensemble des paramètres avec en amont un débit et une qualité d'eau variable. Il s'agit de combiner les deux ouvrages précédents (dimensionnement à définir en conséquence).

– **Bassin d'orage.**

Placé généralement en dérivation, ce bassin permet de stocker provisoirement les eaux en période de pointe hydraulique et de les restituer en période creuse. Cette configuration est notamment utilisée dans le cas de réseau d'assainissement urbain unitaire où il s'agit de traiter dans la station d'épuration le premier flot d'orage réputé chargé en pollution (point à vérifier systématiquement).

L'alimentation de l'ouvrage est assurée gravitairement (surverse ou vanne à flotteur) ou par l'intermédiaire d'un relèvement (pompe, vis) jusqu'à un niveau haut (les effluents supplémentaires étant alors "by passé". La restitution du débit s'opère gravitairement par l'intermédiaire d'une vanne (flotteur ou régulation par une mesure de débit) ou par pompage.

Le dimensionnement du bassin est à définir à partir de la configuration du réseau d'assainissement (surface imperméabilisée, période où la charge polluante supplémentaire doit être prise en compte) et de la capacité maximale de l'installation de traitement.

Pour tous ces bassins, il est essentiel d'assurer une parfaite homogénéisation des eaux, d'empêcher tout dépôt, de maintenir des conditions aérobies. Pour ce faire un bassin tampon doit être systématiquement aéré et brassé. Ces fonctions sont réalisées simultanément par :

- insufflation d'air surpressé (moyennes bulles : mini 5 à 10 Nm³/h par m² de bassin);
- installation de turbines flottantes (mini 10 à 15 W/m³).

Remarque : l'ouvrage doit être configuré de manière à permettre sa vidange totale et un entretien minime.

II.7.3. Effets attendus, rendements, sous-produits, exploitation

Il ne s'agit pas d'un ouvrage de traitement proprement dit mais d'une capacité de stockage provisoire d'effluents chargés qui seront traités ultérieurement. Cet ouvrage doit toujours, quand il est en eau, être bien brassé et aéré. En cas de mauvaise oxygénation, il y aura fermentation anaérobie avec en conséquence d'importants désordres au niveau du traitement des eaux et des boues.

Quand il s'agit d'un bassin de régulation uniquement (régulation sur 24 h ou sur la semaine du débit ou de la charge polluante), l'ouvrage doit être utilisé au maximum de ses possibilités c'est à dire en occupant régulièrement la totalité du volume de manière à limiter le débit de restitution et donc de soulager le traitement aval (hydraulique de la clarification, faible variation du flux, du pH, de la température).

Cela peut permettre dans le cas d'une sous charge de l'installation de ne pas vider complètement l'ouvrage et donc de bénéficier au maximum de l'effet tampon.

Pour un bassin d'orage, à l'inverse, l'ouvrage devra être vidé dès que possible (c'est à dire sans préjudice sur la qualité de traitement) pour permettre d'accueillir de nouveaux effluents. Un nettoyage pour enlever les dépôts est très souvent nécessaire.

II.7.4. Tests et mesures

Il est important de vérifier régulièrement l'absence de fermentation anaérobie par une mesure de REDOX ($E_{H/H_2} > 150 \text{ mV}$) ou le cas échéant d'oxygène dissous ($O_2 > 1 \text{ à } 2 \text{ mg/l}$).

Pour juger de l'efficacité du pouvoir tampon de l'ouvrage il est intéressant d'effectuer une campagne de suivi de la qualité des effluents, en amont et en aval du bassin. Ce suivi peut selon le cas se limiter à un enregistrement du pH de la température dans l'ouvrage et des débits entrée-sortie (ces mesures sont souvent imposées dans le cas de bassin tampon mis en place sur les rejets industriels) ou bien plus poussé par l'appréhension des flux polluants amont et aval avec la mise en place de préleveurs échantillonneurs automatiques (échantillonnage fréquent avec analyse d'un paramètre pertinent : par exemple la DCO).

II.8. NEUTRALISATION

II.8.1. Fonction

La neutralisation a pour but de maintenir le pH du milieu à une valeur convenable, compatible avec le traitement ultérieur. Il s'agit la plupart du temps de maintenir un pH proche de la neutralité (6,5 à 7,5).

Celle-ci s'impose dans :

- le cas de rejet d'effluents industriels pour faire face aux variations souvent brutales du pH des effluents rejetés (nettoyage acide ou basique des cuves en fin de fabrication, ...);
- un réacteur biologique peu tamponné (digesteur anaérobie, traitement aérobie des graisses, bassin boues activées, ...) pour compenser les effets de réactions notamment d'acidification pouvant se produire dans le traitement (nitrification biologique, ajout de réactif chimique de déphosphatation, fermentation acide, ...);
- le cas de traitement physico-chimique (après coagulation par un sel de fer ou d'aluminium) avant envoi dans le décanteur.

II.8.2. Caractéristiques, dimensionnement

Il s'agit très souvent d'injecter des réactifs acides ou basiques (H_2SO_4 , HCl , $NaOH$, $Ca(OH)_2$, ...) dans un ouvrage d'homogénéisation qui peut être spécialisé (temps de séjour 15 à 20 mn) ou plus souvent dans un ouvrage, souvent de grande capacité, assurant une autre fonction (bassin tampon, bassin de traitement biologique) ce qui a pour effet de limiter leur consommation.

Les produits réactifs (souvent liquides) sont apportés par pompes doseuses ou électrovannes asservies à une sonde pH, au fonctionnement d'une pompe d'alimentation ou plus simplement à une horloge.

II.8.3. Exploitation

L'efficacité de la neutralisation va très souvent conditionnée la qualité du traitement aval, de ce fait une surveillance rigoureuse doit être assurée. Il faut donc veiller au bon fonctionnement des appareils électromécaniques (mélangeurs, pompes doseuses...), de procéder à un étalonnage fréquent de la sonde de pH (il est opportun de disposer d'une sonde de secours), et d'approvisionner régulièrement les réactifs.

Il est important de suivre également la consommation en réactifs.

II.8.4. Tests et mesures

Le suivi de la neutralisation se résume à contrôler très régulièrement le pH du milieu concerné, par une mesure ponctuelle ou par un enregistrement continu.

III. NUTRITION (TRAITEMENT BIOLOGIQUE)

III.1. FONCTION

Il s'agit d'apporter aux micro-organismes des éléments complémentaires (nutriments) indispensables à leurs développements : azote, phosphore.

III.2. DESCRIPTIF

Si les eaux usées domestiques contiennent suffisamment de ces nutriments (rapport $\text{DBO}_5/\text{N/P}$ proche de 100/22/6), certaines eaux industrielles en sont carencées. Dans le cas d'un traitement biologique aérobie, le rapport $\text{DBO}_5/\text{N/P}$ lié à la composition de la biomasse doit être au minimum de 100/5/1.

Il convient de prendre en compte que ces nutriments doivent être facilement assimilables par la biomasse citons principalement :

- azote : urée, ammoniaque, nitrate d'ammonium;
- phosphore : acide phosphorique;
- azote + phosphore : phosphates d'ammonium.

III.3. DIMENSIONNEMENT

L'introduction régulière dans le réacteur biologique s'opère par l'intermédiaire de pompes doseuses de solutions aqueuses contenant ces composés. Les besoins journalier sont à définir pour chaque situation.

III.4. EFFETS ATTENDUS, RENDEMENTS, SOUS-PRODUITS

Ces apports ne doivent pas être négligés, une carence en nutriment va gêner la croissance bactérienne et favoriser le développement filamenteux dont la structure permet d'avoir accès plus rapidement à ces produits que les bactéries de la floculation.

III.5. EXPLOITATION, TESTS ET MESURES

Il est important dans le cas où un complément en nutriment s'avère nécessaire, d'assurer le plus régulièrement ces apports par l'intermédiaire d'une horloge ou d'un asservissement au débit amont (relèvement, débitmètre).

La présence dans le milieu biologique d'une concentration résiduelle en phosphore et en azote sera le signe d'une compensation suffisante en nutriments (tests : P-PO_4 , N-NH_4 , N-NO_3).

Il est important de bien noter les consommation en réactif de complément.

IV. ELIMINATION DES MATIERES EN SUSPENSION

IV.1. DECANTATION PRIMAIRE

IV.1.1. Fonction

La décantation primaire assure la séparation des particules solides de densité supérieure à celle de l'eau selon les lois de STOKES, NEWTON et ALLERS (gravité, inertie des particules, viscosité des fluides) dans un ouvrage spécialisé appelé décanteur primaire.

IV.1.2. Descriptif

Selon la configuration des ouvrages, on distingue généralement :

- **les décanteurs statiques rectangulaires** raclés dans lesquels l'alimentation est faite à une extrémité et l'évacuation des eaux traitées à l'autre extrémité. La reprise des boues décantées dans le fond de l'ouvrage est assurée par un racleur de fond vers une fosse de concentration où elles seront extraites;
- **les décanteurs circulaires** raclés (les plus utilisés) à alimentation centrale par une jupe de répartition (clifford). Ils sont équipés généralement d'un pont racleur à entraînement périphérique permettant la collecte des boues dans une fosse centrale d'où elles sont évacuées par une canalisation vers une bêche de pompage adjacente. Les eaux traitées sont récupérées à la périphérie de l'ouvrage par le biais d'une lame déversante (lisse ou crénelée) réglable en hauteur.

Ces deux ouvrages sont équipés de cloison siphonée permettant "d'arrêter" les corps flottants éventuels. Un racleur de surface solidaire du pont permet de les évacuer vers une trémie de récupération et une fosse de stockage adjacente.

IV.1.3. Dimensionnement (eaux usées urbaines)

Pour une eau donnée, le rendement sur les matières en suspension dépend de la charge hydraulique. A partir d'une certaine limite, une augmentation de la surface ne se traduit que par une faible amélioration du rendement.

- Vitesse ascensionnelle : 1 à 2,5 m/h sur Q maxi (moyenne 1,5 à 2 m/h) (débit traversier/ surface utile au miroir).
- Temps de séjour : 1 à 2 h sur Q maxi (moyenne 1,5 h) (volume utile du décanteur/débit traversier).
- Hauteur d'eau mini : 2 m.

IV.1.4. Effets attendus, rendements, sous-produits

Les performances des décanteurs primaires varient principalement en fonction de la vitesse ascensionnelle imposée. Dans l'hypothèse d'effluents urbains domestiques et d'une vitesse ascensionnelle maxi de 1,5 m/h il est possible d'obtenir un rendement moyen de :

- MES : 40 à 60 %;
- DBO₅ : 25 à 35 %;
- DCO : 20 à 30 %;
- NTK : 5 à 10 %.

Il est important de signaler qu'il s'agit de rendements indicatifs, pour un fonctionnement optimal de la station notamment au niveau du traitement des boues, c'est à dire pour un flux de retour négligeable par rapport au flux d'entrée.

Dans le cas contraire, du fait d'un dysfonctionnement du traitement des boues (mauvaise gestion de l'épaississement, de la digestion, du traitement mécanique des boues), le flux correspondant aux différents retours devient très important et prépondérant, les rendements peuvent chuter rapidement.

La production de boues primaires fraîches (sans tenir compte de la production de boues biologiques en excès souvent renvoyées en tête d'ouvrage) est en rapport avec le rendement épuratoire.

L'intérêt de la présence d'une décantation primaire est de permettre :

- un certain lissage de la qualité des effluents (effet tampon souvent négligé);
- de disposer d'un effluent débarrassé de particules en suspension, cette opération est un préalable à tout traitement par cultures fixées (biofiltres, lits bactériens, ...). Il existe encore des installations où le traitement des eaux se limite à cette décantation primaire!
- d'obtenir à moindre frais (en apparence) un rendement épuratoire intéressant.

Toutefois, cette élimination partielle de la pollution se traduit par un transfert de boues à dominante organique, très fermentescibles vers une filière de traitement adaptée : digestion anaérobie, stabilisation aérobie, stabilisation chimique (dont le coût est à prendre en compte).

IV.1.5. Exploitation

Le plus important est de limiter au maximum le temps de séjour des boues dans le décanteur par un fonctionnement quasi continu de la pompe d'évacuation (pompe à boues primaires).

Le volume extrait doit permettre de limiter à moins de 10 g MES/l la concentration des boues primaires. Aucune remontée de bulles, signe de fermentation anaérobie, doit être observée.



Chapitre 9

TRAITEMENT DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE

J. M. AUDIC

SOMMAIRE

I. LA NITRIFICATION ET LA DENITRIFICATION	187
I.1. RAPPELS THEORIQUES	187
I.1.1. Les réactions d'ammonification	187
I.1.2. Les réactions d'oxydation de l'ammoniaque	187
I.1.3. Les réactions de dénitrification.....	188
I.2. PRINCIPAUX SCHEMAS EPURATOIRES	189
I.2.1. Le procédé avec N/DN en bassin unique	189
I.2.2. Le procédé à zone anoxie en tête	190
I.2.3. Le procédé à zone endogène (trizones Degrémont)	190
I.3. ELEMENTS DE DIMENSIONNEMENT	191
I.3.1. Décantation primaire.....	191
I.3.2. Assimilation.....	191
I.3.3. Nitrification.....	191
I.3.4. Dénitrification.....	192
II.LA DEPHOSPHATATION BIOLOGIQUE	192
II.1. RAPPELS THEORIQUES	192
II.1.1. Le phosphore dans la cellule, stockage énergétique.....	192
II.1.2. Le mécanisme de la déphosphatation biologique	193
II.1.3. Les facteurs d'importance	195
II.2. PRINCIPAUX SCHEMAS EPURATOIRES	196
II.2.1. Le procédé avec N/DN en bassin unique	196
II.2.2. Le procédé PHOREDOX modifié.....	196
II.2.3. Le procédé à zone endogène (trizones Degrémont)	197
II.3. ELEMENTS DE DIMENSIONNEMENT	197
II.3.1. Décantation primaire.....	197
II.3.2. Zone anaérobie	197
II.3.3. Age des boues.....	198
II.3.4. Elimination de l'azote.....	198
II.3.5. Clarificateur.....	198
II.3.6. Traitement des boues	199
III. ELEMENTS D'UNE GESTION AUTOMATISEE.....	199
III.1. MAINTIEN DES CONDITIONS OPTIMALES	199
III.1.1. Conditions anaérobies.....	199
III.1.2. Conditions de nitrification / dénitrification	200
III.2. REGULATION ET RESPECT DE LA NORME.....	200
III.2.1. Régulation par prédiction ou anticipation.....	200
III.2.2. Régulation par dosage aval.....	200

I. LA NITRIFICATION ET LA DENITRIFICATION

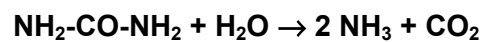
I.1. RAPPELS THEORIQUES

I.1.1. Les réactions d'ammonification

I.1.1.1. *Equations chimiques*

Ce sont les réactions de transformation de l'azote organique, c'est à dire liée à un radical carboné, en azote ammoniacal. Elles sont de type hydrolyse, désamination oxydative et désamination réductive.

La réaction la plus connue est celle de l'hydrolyse de l'urée, source principale de la pollution azotée en eau résiduaire urbaine.



Cependant, certains composés complexes tels les hétérocycles azotés peuvent être peu ou pas ammonifiables pendant le temps de séjour de l'eau résiduaire dans l'ensemble réseau station. Ils vont donc titrer en azote organique dans l'eau traitée (ex : bétaine).

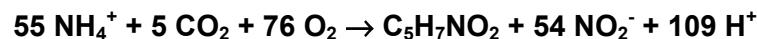
I.1.1.2. *Micro-organismes impliqués*

Ce sont surtout des réactions enzymatiques qui se produisent sous des conditions variées en absence ou en présence d'oxygène. Ces réactions ne sont que rarement limitantes sauf pour des stations d'épuration avec des temps de séjour très courts comme les cultures fixées.

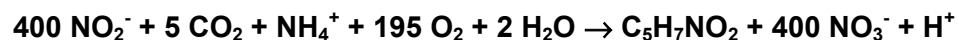
I.1.2. Les réactions d'oxydation de l'ammoniaque

I.1.2.1. *Equations chimiques*

Réaction de nitritation, oxydation de l'ammoniaque en nitrite.



Réaction de nitratisation, oxydation du nitrite en nitrate.



Ces réactions montrent que l'oxydation par voie biologique de l'ammoniaque en nitrate consomme une très forte quantité d'oxygène, libère des protons principalement en nitritation et produit une très faible synthèse de biomasse.

1.1.2.2. Micro-organismes impliqués

Les micro-organismes responsables de l'oxydation de l'ammoniaque appartiennent à deux groupes très spécifiques :

- Nitrosobactéries (genre *Nitrosomonas*) : oxydation de l'ammoniaque en nitrite;
- Nitrobactéries (genre *Nitrobacter*) : oxydation du nitrite en nitrate

Ces micro-organismes sont strictement aérobies mais sont surtout caractérisés par un métabolisme autotrophe vis-à-vis du carbone, c'est à dire qu'ils synthétisent leur matière vivante à partir de carbone minéral (carbonates).

Ce métabolisme particulier entraîne un temps de génération (temps nécessaire au doublement de la population) très long (de l'ordre de 24 heures sous des conditions de croissance optimales, contre 0,5 à 2 heures pour les bactéries dégradant la pollution carbonée). Ce faible taux de croissance va impliquer des âges de boues élevés au sein des stations d'épuration pour que les populations nitrifiantes se maintiennent.

Par ailleurs, ces micro-organismes sont mésophiles (optimum vers 30°C) et vont donc être extrêmement sensibles aux baisses de température surtout en ce qui concerne leur vitesse de croissance. Ainsi, une population préexistante pourra maintenir une activité nitrifiante correcte lors d'une baisse de température (< 10°C), par contre il est très difficile de générer de nouvelles bactéries.

Le pH devra rester voisin de 7 et nécessitera, lorsque le pouvoir tampon de l'eau est insuffisant (effluent industriel, terrain très acide) une régulation.

1.1.3. Les réactions de dénitrification

1.1.3.1. Equations chimiques

La dénitrification par voie biologique hétérotrophe est une réduction du nitrate en azote gazeux via une série d'intermédiaires :



Les nitrates jouent le rôle d'accepteur final d'électrons à la place de l'oxygène. Cela reste donc un métabolisme aérobie malgré la stricte absence d'O₂ dissous.

Ainsi la dénitrification hétérotrophe nécessite pour se réaliser la présence de pollution carbonée qui peut être puisée directement dans l'eau brute ou ajoutée (éthanol, méthanol, ...). En outre, une dénitrification dite endogène peut se mettre en place basée sur la seule demande en oxygène des boues pour maintenir leur métabolisme. Il est évident que cette dernière voie se traduira par des cinétiques beaucoup plus réduites que celles obtenues en présence d'une source carbonée, cependant, elle est d'une importance majeure dans l'efficacité des stations d'épuration.

1.1.3.2. Micro-organismes impliqués

Les micro-organismes impliqués dans la dénitrification appartiennent aux principaux genres bactériens hétérotrophes. Ainsi les genres *Acinetobacter*, *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Bacillus* ou *Moraxella* très fréquents dans les boues activées ont une activité dénitrifiante.

Cette abondance de germes impliqués permet d'assurer la dénitrification dans une vaste plage de conditions de l'environnement: :

- température de 0 à 70 °C;
- pH de 6,5 à 8,5;
- âge de boues variable;

La principale contrainte est liée au maintien d'une concentration en oxygène dissous nulle. En effet, l'oxygène intervient à la fois en compétition avec le nitrate comme accepteur final d'électron et en inhibiteur du système nitrate respiratoire.

I.2. PRINCIPAUX SCHEMAS EPURATOIRES

I.2.1. Le procédé avec N/DN en bassin unique

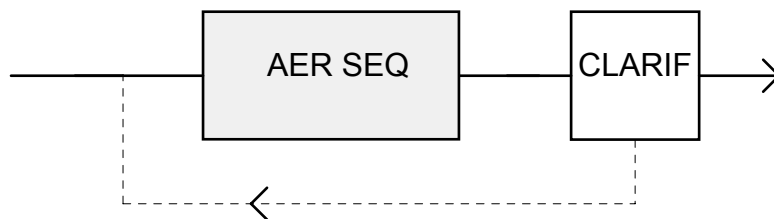


Figure 7-1 : Schéma de principe d'un procédé avec N/DN en bassin unique.

La nitrification et la dénitrification se font alternativement par le séquençage de l'aération. La dissociation des fonctions brassage et aération est ici obligatoire pour optimiser la réduction des nitrates. Le bassin unique doit être dimensionné suffisamment pour permettre la réalisation successive des deux réactions, c'est un bassin d'hydraulique mélange intégral type bassin classique rectangulaire ou mieux chenal d'oxydation. Bien évidemment, une régulation des plages de fonctionnement des aérateurs doit être mise en place.

1.2.2. Le procédé à zone anoxie en tête

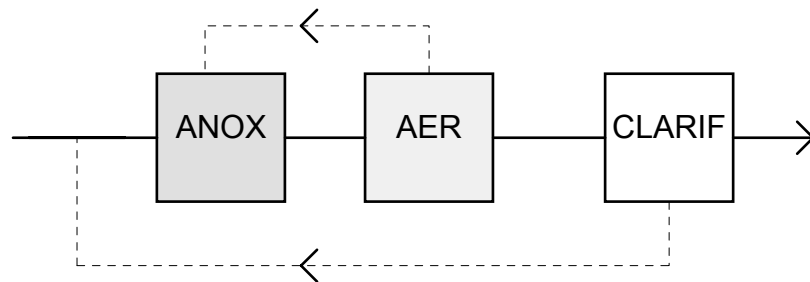


Figure 7-2 : Schéma de principe d'un procédé avec zone d'anoxie en tête.

Le procédé repose sur le concept de la zone anoxie en tête. Le principe est lié au fait que la dénitrification nécessite une source de carbone organique et que cette source est maximale dans l'eau brute. Le nitrate est produit dans la deuxième zone aérée et implique donc un recyclage pour être introduit en zone anoxie. Le degré de dénitrification va donc être dépendant du taux de recyclage employé (un rendement de 100% entraîne un recyclage infini). Ce principe ne permet donc théoriquement, avec un recyclage maximum de 500% (400% en liqueur mixte et 100% en recirculation de boues du clarificateur), que 83% d'élimination des nitrates. En fait, une partie de la dénitrification peut se faire dans le bassin aéré lors des séquences d'arrêt des aérateurs. Ce complément de dénitrification endogène permet, lorsque le dimensionnement est suffisant, d'obtenir des rendements supérieurs à 90%. Cependant, plus la concentration en nitrates est faible et plus le flux de nitrates recirculés vers la zone anoxie est faible. L'équilibre est donc assez délicat à trouver et il faut préférer pour les installations importantes le procédé suivant.

1.2.3. Le procédé à zone endogène (trizones Degrémont)

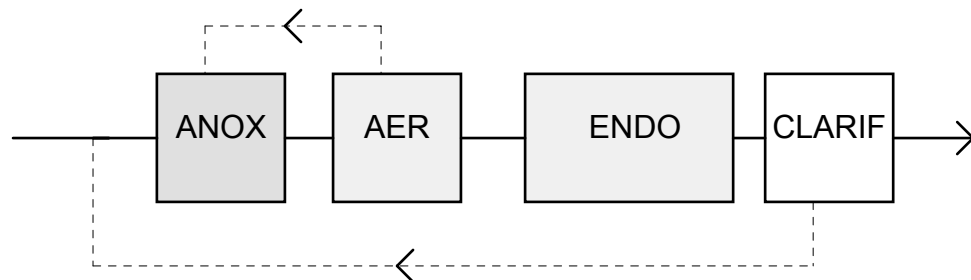


Figure 7-3 : Schéma de principe d'un procédé à zone endogène.

Dans cette configuration, le bassin endogène est clairement identifié pour assurer la dénitrification endogène complémentaire. Dans ce dernier ouvrage, l'aération est séquencée pour permettre la réduction des nitrates sans risque d'anaérobiose. Une régulation basée sur une mesure du potentiel redox est donc obligatoire pour déterminer les plages d'aération.

I.3. ELEMENTS DE DIMENSIONNEMENT

I.3.1. Décantation primaire

Une fraction des composés azotés se trouve liée aux matières en suspension. L'étape de décantation primaire va donc permettre une certaine rétention de cette pollution. L'efficacité sera essentiellement liée à la vitesse appliquée sur le décanteur primaire (taux de capture des matières en suspension) avec cependant une classification du fait de la plus forte présence de matière organique sur les particules de faible granulométrie.

La concentration en composés azotés dans les boues issues de la décantation primaire est de l'ordre de 4% par rapport aux matières sèches (MS).

I.3.2. Assimilation

L'assimilation concerne le piégeage des composés azotés comme éléments constitutifs de la biomasse. La fraction de pollution éliminée par cette réaction est fonction de la quantité de boues produites. Ce sont donc les flux de DCO ou DBO₅ et de MES qui vont déterminer l'efficacité d'élimination.

L'assimilation représente un pourcentage d'azote par rapport à la composition de la matière vivante (C₅H₇NO₂) de 10%. En fait, la moyenne classiquement relevée dans les boues urbaines est de 7% par rapport aux matières volatiles. Dans le cas d'une installation avec décanteur primaire, la capture des particules les plus minérales dans ce premier ouvrage implique souvent une teneur résiduelle en azote dans les boues biologiques supérieure.

I.3.3. Nitrification

I.3.3.1. Conditions de nitrification

D'une part, les micro-organismes impliquées dans les réactions de nitrification sont caractérisés par un temps de génération élevé dépendant de la température. Cela entraîne pour le dimensionnement de l'installation de traitement le respect d'un âge de boue minimum qui peut être approché par l'équation suivante :

$$A = 4,5 \times 0,914^{(T-20)}$$

avec T : température en °C.

D'autre part, l'oxydation de l'ammoniaque en nitrate nécessite une consommation d'oxygène importante, les besoins spécifiques sont évalués à :

$$4,5 \text{ mg O}_2 / \text{mg N-NH}_4 \text{ oxydé}$$

1.3.3.2. Cinétiques de nitrification

En considérant les conditions précédentes respectées, le dimensionnement doit permettre des temps de séjour de l'effluent compatibles avec les cinétiques de nitrification. Le calcul final intégrera l'ensemble des contraintes en se basant sur l'étape limitante.

La cinétique de nitrification est dépendante de la température et de la concentration en pollution carbonée soluble. Le dernier critère est lié à la compétition vis-à-vis de l'oxygène des populations hétérotrophes et nitrifiantes. Ce paramètre est très important et implique lors d'un dimensionnement d'une installation de calculer la fourniture instantanée d'oxygène pour répondre en pointe aux besoins endogènes, d'élimination du carbone et de nitrification pour éviter une inhibition apparente de cette dernière réaction par simple compétition.

1.3.4. Dénitrification

1.3.4.1. Conditions de dénitrification

En dehors de l'absence d'oxygène dissous, il n'y a pas de conditions particulières à la dénitrification. Les populations dénitrifiantes sont des bactéries aérobies hétérotrophes sans contraintes physiologiques particulières influant sur le dimensionnement.

Concernant le calcul de l'aération, la dénitrification agit comme une fourniture potentielle d'oxygène avec un coefficient de restitution de 2,7 mg O₂ par mg de nitrate réduit. Ceci se traduit, en fait, par une consommation de demande en oxygène de 2,7 mg de DBO₅ rapidement assimilable par mg de nitrate réduit.

1.3.4.2. Cinétiques de dénitrification

Les cinétiques de dénitrification sont les éléments de calcul du dimensionnement. Ces cinétiques sont essentiellement dépendantes du carbone biodégradable présent soit dans l'eau brute (source exogène), soit dans les floccs (source endogène).

La cinétique est reliée :

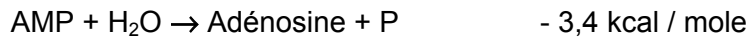
- à la teneur en carbone assimilable pour la dénitrification exogène;
- à la respiration endogène pour la dénitrification endogène.

II. LA DEPHOSPHATATION BIOLOGIQUE

II.1. RAPPELS THEORIQUES

II.1.1. Le phosphore dans la cellule, stockage énergétique

Le phosphore représente pour la cellule le moyen de stocker de l'énergie sous forme de liaisons P-P. Les accumulateurs classiques de ces liaisons sont les adénosines tri, di et monophosphates (ATP, ADP et AMP). L'accumulation d'énergie lors des réactions du métabolisme bactérien se traduit donc par la production d'ATP. La mesure de l'ATP ou du rapport entre les différentes formes d'adénosine permet d'évaluer l'activité globale d'une population de micro-organismes.



1 kcal correspond à l'énergie nécessaire pour augmenter d'un degré un litre d'eau.

Lorsqu'une cellule se trouve dans un environnement défavorable, elle va consommer de l'énergie pour maintenir correct son métabolisme basal, cela se traduit par l'hydrolyse des liaisons P-P et le relargage intra ou extra cellulaire d'orthophosphates. C'est typiquement les phénomènes qui sont observés lorsqu'une boue activée de station d'épuration aérobie se retrouve en anaérobiose lors de dépôts dans les bassins ou de stockage dans un clarificateur ainsi que dans les ouvrages d'épaississement gravitaire de la filière de traitement des boues.

II.1.2. Le mécanisme de la déphosphatation biologique

Le phosphore est un élément constitutif de la biomasse et représente en masse, suivant les stations, de 1 à 2,5% des matières sèches. La déphosphatation biologique entraîne un accroissement conséquent de ce pourcentage jusqu'à des valeurs de 5 à 6% et même plus lorsque les chiffres proviennent d'essais réalisés à l'échelle laboratoire.

Le phénomène de suraccumulation de phosphore dans les boues activées sans ajout de réactifs a été observé dans les stations où existaient des alternances de phases anaérobies et aérobies. Le schéma épuratoire qui a permis comporte, après un bassin aéré avec zone anoxie en tête, une zone d'anoxie de finition qui, en fonction des fluctuations de concentrations en nitrate, se retrouve périodiquement en anaérobiose.

Les analyses conduites sur les stations équipées de cette alternance de phases ont montré que en zone anaérobie le phosphate était relargué dans le liquide interstitiel, tandis que en zone aérée ce phosphore était réabsorbé par la boue. D'autre part, ce phénomène de relargage s'intensifiait progressivement avec l'adaptation de la boue activée et corrélativement l'efficacité de l'élimination du phosphore augmentait.

Les mécanismes classiques de relargage et de réabsorption des phosphates via l'ATP ne permettaient pas d'expliquer les niveaux de concentration. En fait des recherches plus poussées ont montré que les réserves en phosphore dans les bactéries étaient sous forme de granules de polyphosphates (grain de volutine).

Les essais conduits pour accroître le phénomène de relargage du phosphore dans la zone anaérobie ont permis de mettre en évidence une relation marquée entre la concentration en DCO introduite dans ce bassin et la quantité de phosphates libérée dans le milieu.

Cette corrélation montre l'existence de réactions en anaérobiose faisant intervenir la pollution carbonée. La poursuite des recherches a révélé que la nature de la pollution carbonée avait son importance et que les résultats les plus importants concernant le relargage du phosphore ont été obtenus avec des ajouts d'acétate.

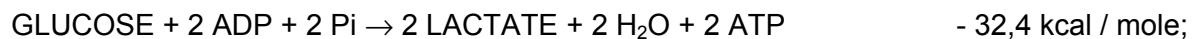
Ce passage obligé vers l'acétate implique que seule la partie utile de la DCO est celle correspondant à la partie la plus assimilable.

Des analyses du contenu des floes bactériens ont montré la présence de polymères organiques type polyhydroxybutyrate dont la synthèse se fait en zone anaérobie. La réaction dans cette zone est donc, via l'acétate produit à partir de la DCO assimilable, une synthèse de polymères intracellulaires. Cette synthèse est possible grâce à l'utilisation des réserves énergétiques incluses dans les liaisons P-P des polyphosphates.

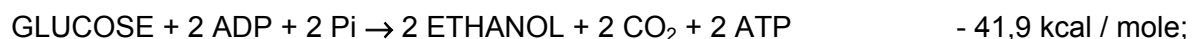
Cependant, la suraccumulation du phosphore ne peut s'expliquer que par un gain énergétique entre les réactions réalisées en anaérobie et celles des zones où l'oxygène est disponible.

Une explication peut être vue à travers l'exemple du glucose :

- fermentation lactique (anaérobie) :



- fermentation éthanolique (anaérobie) :



- respiration (aérobie) :



L'énergie libérée lors de la dégradation aérobie du glucose est dix fois supérieure à celles obtenues dans les fermentations anaérobies. En prenant comme base la synthèse en anaérobie et la dégradation en aérobie, nous pouvons voir que la production d'énergie de dégradation est très supérieure à la dépense de synthèse. La répétition de ce mécanisme permet à terme le stockage excédentaire des phosphates intracellulaires.

Les différentes étapes de la déphosphatation biologique sont donc :

- dans la zone anaérobie :
 - production d'acétate à partir de la fraction facilement assimilable du carbone de l'eau brute (bactéries aérobies anaérobies facultatives);
 - synthèse à partir de l'acétate de polymères type polyhydroxybutyrate et stockage intracellulaire (bactéries déphosphatantes vraies);
 - consommation de l'énergie stockée sous forme de polyphosphates pour la réaction précédente avec libération d'orthophosphates (bactéries déphosphatantes vraies);
- dans la zone anoxie ou aérée :
 - oxydation des polymères organiques avec production d'énergie stockée par la synthèse des polyphosphates (bactéries déphosphatantes vraies)

La déphosphatation biologique est donc liée à l'émergence de populations bactériennes possédant un métabolisme capable d'utiliser les conditions particulières d'une alternance de conditions anaérobie et aérobie pour stocker de l'énergie. Cette faculté leur permet d'être plus compétitives que les bactéries classiques dans les schémas à zone anaérobie contrôlée en tête, alors que sous des conditions d'aération ou d'anoxie, elles restent très minoritaires dans les boues activées.

Les populations déphosphatantes appartiennent aux genres *Acinetobacter* pour la plupart et *Moraxella*. Leurs caractéristiques physiologiques restent celles, classiques, des germes hétérotrophes (large gamme de température, pH voisin de la neutralité). Leur dominance dans la boue activée ne peut donc être obtenue que par le biais de la zone anaérobie.

II.1.3. Les facteurs d'importance

La description des mécanismes impliqués dans la déphosphatation biologique permet d'extraire les éléments qui vont avoir une action prépondérante sur l'efficacité du processus.

II.1.3.1. Le carbone assimilable

Le carbone assimilable est le point clé du processus puisque c'est le déclencheur de tous les mécanismes de synthèse des polymères organiques. La concentration en carbone assimilable dans l'eau brute va donc directement définir la quantité maximale potentiellement éliminable de phosphates par voie biologique.

Il sera donc impératif de limiter toutes les réactions parasites susceptibles de consommer cette pollution assimilable. Outre le fait d'éviter une aération trop intense de l'affluent avant son admission dans le bassin biologique anaérobie, un des problèmes majeurs à résoudre est l'absence de nitrate dans les retours de boues du clarificateur.

Il est cependant important de noter que les réactions qui ont lieu en anaérobie n'éliminent pas la pollution organique facilement assimilable (en dehors d'une faible fraction rejetée sous forme de CO₂) mais la transforment en polymères intracellulaires qui vont être disponibles pour les réactions de dénitrification en aval. Le mécanisme de suraccumulation du phosphore peut en effet se faire sous des conditions anoxies, les bactéries déphosphatantes sont donc aussi dénitrifiantes.

Le nitrate doit donc être maintenu à des teneurs les plus basses possibles dans l'eau traitée de la station d'épuration de façon à ce que la concentration résiduelle dans les boues recirculées vers la zone anaérobie n'inhibe pas les réactions de relargage du phosphate.

II.1.3.2. Les conditions d'oxydoréduction

La présence d'un résiduel d'oxygène dans l'affluent où la présence de nitrates en recirculation ont une conséquence supplémentaire à la consommation de carbone facilement assimilable : c'est la remontée du potentiel d'oxydoréduction dans la zone décrite comme anaérobie. Cette remontée est évidemment d'autant plus marquée que la teneur en pollution carbonée facilement assimilable est faible. Or, le maintien des conditions anaérobies est obligatoire pour que les réactions de genèse de l'acétate et de stockage du

polyhydroxybutyrate aient lieu. L'anaérobiose pour la déphosphatation biologique se définit dans l'intervalle entre la dénitrification et la sulfato réduction.

Les réactions de réabsorption du phosphore sont liées à un métabolisme aérobie impliquant un transfert d'oxygène vers les bactéries. Cela suppose donc un potentiel d'oxydoréduction égal au moins aux conditions de dénitrification ($> +150$ mV/EHN).

II.1.3.3. Les temps de séjour

Les réactions biologiques respectent une cinétique (vitesse de réaction) dépendante de l'activité des micro-organismes et de la biodégradabilité des substrats. L'activité biologique est la résultante de la composition moyenne de l'affluent et des conditions de fonctionnement de l'installation. Cela implique qu'une variation de biodégradabilité de la pollution carbonée entrée n'aura pas un impact facilement prévisible sur la cinétique globale car celui-ci sera lié aux états de fonctionnement antérieurs.

La détermination des temps de séjour à respecter dans chaque bassin est donc prépondérante pour assurer un optimum biologique mais très difficile à prévoir.

II.2. PRINCIPAUX SCHEMAS EPURATOIRES

II.2.1. Le procédé avec N/DN en bassin unique

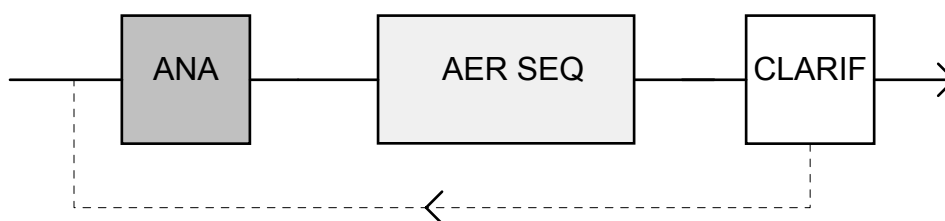


Figure 7-4 : Schéma de principe d'un procédé avec N/DN en bassin unique.

Une zone anaérobie est simplement placée en tête de la chaîne de traitement permettant la nitrification dénitrification en un seul bassin. En dehors de la zone anaérobie, la description du procédé est identique à celle développée dans le chapitre azote. Ainsi, le bassin aéré peut être d'hydraulique mélange intégral type bassin classique rectangulaire ou mieux chenal d'oxydation circulaire ou oblong.

II.2.2. Le procédé PHOREDOX modifié

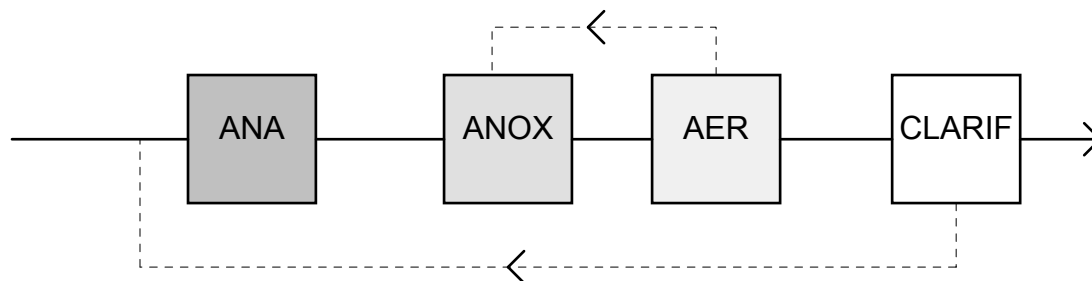


Figure 7-5 : Schéma de principe d'un procédé PHOREDOX modifié.

Le procédé reprend donc le concept classique de la nitrification dénitrification avec zone anoxie en tête avec en amont la zone anaérobie. La simplicité de ce schéma et sa cohérence avec les procédés existants a fait de lui le plus employé, notamment en France où il a été choisi pour l'ensemble des premières installations. Sa principale carence est liée au concept même de la zone anoxie en tête qui ne permet pas toujours de maintenir des concentrations résiduelles en nitrates suffisamment basses et entraîne donc des risques de retour en anaérobiose.

II.2.3. Le procédé à zone endogène (trizones Degrémont)

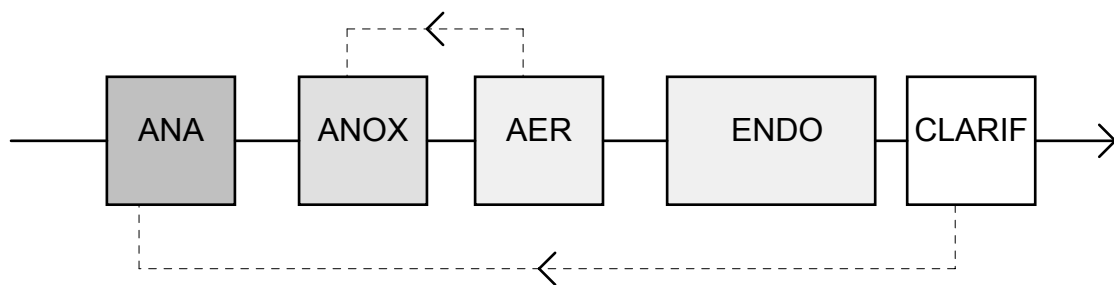


Figure 7-6 : Schéma de principe d'un procédé à zone endogène.

Dans cette configuration, la concentration en nitrate est réduite en amont du clarificateur par passage dans un bassin d'affinage où l'aération est séquencée pour permettre la réalisation d'une dénitrification endogène sans risque d'anaérobiose. Une régulation basée sur une mesure redox est ici obligatoire pour déterminer les plages d'aération. Les avantages d'un tel concept sont évidents puisqu'il cumule la minimisation des nitrates non seulement dans la recirculation des boues mais aussi dans l'effluent traité.

II.3. ELEMENTS DE DIMENSIONNEMENT

II.3.1. Décantation primaire

La décantation primaire est à proscrire complètement dans les schémas de déphosphatation biologique. La rétention de la pollution carbonée particulaire est en effet préjudiciable aux mécanismes de la suraccumulation du phosphore et aux performances de la dénitrification. L'assimilation abusive de la fraction facilement biodégradable à la partie soluble de la DBO₅ (égalité quantitative et non qualitative) a entraîné de telles erreurs de conception.

II.3.2. Zone anaérobie

Le dimensionnement de cette zone reste le point clé de la déphosphatation biologique. Le temps de séjour dans cette zone doit être suffisant pour permettre la réalisation des réactions anaérobies de la déphosphatation biologique, tout en évitant d'initier des perturbations dans les équilibres microbiologiques (bactéries filamenteuses) ou dans les transformations biochimiques de la pollution.

Le calcul du volume de la zone anaérobie se fera sur le débit moyen temps sec et en considérant la pollution moyenne. Le temps de séjour réel en anaérobiose tient compte de l'ensemble des débits transitants dans la zone (eau brute et recirculation des boues), les valeurs sont données en considérant une recirculation de 100%. Les dernières expérimentations sur site montrent qu'un temps de séjour réel de 2 heures (soit 4 heures par rapport au débit moyen de temps sec) permet d'assurer dans le cas des eaux résiduaires urbaines classiques les performances optimales en déphosphatation biologique.

II.3.3. Age des boues

Il n'y a pas de contraintes particulières pour la déphosphatation biologique, les populations impliquées sont sélectionnées par la présence d'une zone anaérobie et non pas par un âge de boues spécifique. Cependant, des âges de boues trop importants semblent affecter les performances, il est donc judicieux de dimensionner sur l'âge de boues critique de l'étape limitante : la nitrification.

II.3.4. Elimination de l'azote

A priori, il n'y a pas d'interférences majeures entre la déphosphatation biologique et l'élimination de l'azote en termes de dimensionnement. La zone anaérobie n'affecte pas l'âge de boue critique pour la nitrification. Cependant, les prévisions de l'efficacité de la zone anoxie devront tenir compte d'une réduction d'environ 10% du carbone assimilable en dénitrification (bilan des transformations réalisées en anaérobiose).

Par contre, les conceptions d'installations incluant la déphosphatation biologique doivent être basées sur une élimination quasi totale des nitrates avant retour dans la zone anaérobie. C'est en effet le point critique pour assurer des performances maximales en déphosphatation. Cette contrainte implique un dimensionnement pour une eau traitée de qualité NGL₂ (plus précisément $N-NO_3 < 5 \text{ mg/l}$).

Le dimensionnement pour atteindre NGL₂ est basé sur une dénitrification complémentaire endogène. Cela implique pour le bassin en amont du clarificateur une dissociation brassage aération permettant une réelle optimisation des réactions de dénitrification lors des arrêts de l'aération (bassin unique pour les petites installations ou zone endogène du procédé trizones).

II.3.5. Clarificateur

Les clarificateurs cumulent les fonctions de séparation floccs/eau traitée et d'épaississement de la boue pour respecter l'équilibre massique.

Les schémas avec déphosphatation biologique sont plutôt caractérisés par une bonne décantabilité des boues et ne modifient pas les critères de dimensionnement de ces ouvrages pour cette première fonction.

Par contre, la contrainte principale reste d'éviter les périodes d'anaérobiose des boues en fond de clarificateur. Cela implique donc une bonne homogénéité de la reprise des boues et la possibilité de pouvoir moduler le débit de recirculation des boues pour maintenir un temps de séjour minimum en fond d'ouvrage.

Les critères de choix sont donc :

- temps de rotation du pont inférieur à une heure pour un radial (2 heures pour un diamétral);
- mode de reprise des boues par tubes suceurs;
- possibilité de dériver tout ou partie des boues recirculées vers une zone située en aval de celle d'anaérobiose.

II.3.6. Traitement des boues

La filière de traitement des boues ne doit posséder aucune étape susceptible de créer un temps de séjour supérieur à deux heures en anaérobiose. Stockeurs et épaisseurs gravitaires sont à proscrire. Le non respect de cette clause implique la mise en oeuvre d'un traitement par précipitation physico-chimique de tous les retours en tête.

Les techniques à retenir sont donc l'épaississement sur table d'égouttage et la flottation. Cependant, la table d'égouttage présente une contrainte de concentration minimale d'alimentation en boue ($> 8 \text{ g/l}$) qui peut être contradictoire à celle dictée par les mécanismes de déphosphatation biologique (temps de séjour des boues en clarification minimal). Le flottateur, par contre, n'a pas cet inconvénient puisque son alimentation est directement connectée au bassin d'aération.

III. ELEMENTS D'UNE GESTION AUTOMATISEE

La complexité des réactions mises en jeu pour l'élimination des pollutions carbonées, azotées et phosphorées et surtout les interférences entre les différents ouvrages d'épuration rendent obligatoire sur ce type d'installation la présence d'automates capables d'aider la gestion des ouvrages. Sans rentrer dans les détails techniques de ces automates, il est indispensable de décrire leurs fonctionnalités.

Les deux principaux rôles de ces d'automates sont d'assurer, d'une part que les différents bassins réactionnels sont dans les meilleures conditions possibles pour que les réactions biologiques se réalisent et d'autre part que l'avancement de ces réactions se fait de manière satisfaisante.

III.1. MAINTIEN DES CONDITIONS OPTIMALES

III.1.1. Conditions anaérobies

La définition des conditions anaérobies au sens de la déphosphatation biologique se situe dans l'intervalle dont la borne supérieure est la fin de la dénitrification et la borne inférieure est l'amorce de la sulfato-réduction, soit entre $+100$ et -200 mV/EHN . L'évaluation du degré d'anaérobiose peut donc se faire par la mesure du potentiel d'oxydoréduction.

III.1.2. Conditions de nitrification / dénitrification

L'objectif de l'automatisation sera de faire en sorte que soient maintenus au sein de l'installation les taux les plus bas en nitrate. Dans la majorité des cas, cet objectif sera soutenu par une conception de station permettant une dénitrification complémentaire endogène par un séquençage de l'aération dans le bassin biologique. La gestion de ce séquençage et le contrôle des conditions d'anoxie sont possibles à travers le suivi des variations du potentiel d'oxydoréduction.

D'ores et déjà, un logiciel développé par le C.I.R.S.E.E. est capable de mener à bien cette tâche : OGAR (Optimisation de la Gestion de l'Aération par le Redox). Il a pour fonction de distribuer les plages de marche et d'arrêt de l'aération sur la journée en rapport avec la demande biologique en oxygène.

Ceci est d'autant plus important que, en considérant de façon globale la qualité de l'effluent, la réaction biologique la plus difficile à récupérer est la nitrification. Il devient impératif de protéger cette réaction, même au détriment de la déphosphatation biologique, lors de circonstances exceptionnelles.

III.2. REGULATION ET RESPECT DE LA NORME

III.2.1. Régulation par prédiction ou anticipation

Ce mode de régulation suppose de s'appuyer sur les modèles de prédiction basés au minimum sur la connaissance de la pollution carbonée de l'affluent (compétition vis à vis de la nitrification, cinétique de dénitrification, performance de la déphosphatation biologique). La mesure en continu de ce paramètre est difficilement réalisable sous des conditions de coût et de maintenance raisonnables (DCOmètre, DBO soluble assimilable, COTmètre, etc..). L'utilisation de turbidimètres pour évaluer indirectement cette pollution est, par contre, une voie intéressante mais en tenant compte du fait que la corrélation obtenue est propre à chaque site et différente par temps sec et pluvieux.

III.2.2. Régulation par dosage aval

L'assurance du respect de la norme ne peut être réaliste que par un suivi en temps réel de la concentration du polluant dans le rejet. Ceci est possible grâce aux analyseurs d'ammoniaque, de nitrate ou de phosphate en continu. Ces appareils restent malheureusement chers et surtout impliquent un suivi serré notamment pour l'unité de filtration précédant le dosage proprement dit par colorimétrie.

La mesure directe de la concentration résiduelle permet pour le phosphore par exemple d'asservir la pompe d'injection de réactif pour compléter l'enlèvement par voie biologique mais reste délicate à utiliser dans les domaines biologiques.



Chapitre 10

LES CULTURES FIXEES EN TRAITEMENT D'EAUX RESIDUAIRES

J. M. AUDIC

SOMMAIRE

I. INTRODUCTION	203
II. LES PROCÉDES A RUISSELLEMENT	204
II.1. PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT	204
II.2. LES MATERIAUX SUPPORTS	205
II.3. APPLICATIONS INDUSTRIELLES	205
II.3.1. Lits bactériens à remplissage traditionnel.....	205
II.3.2. Lits bactériens à remplissage plastique.....	205
III. LES DISQUES BIOLOGIQUES	206
III.1. PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT	206
III.2. LES MATERIAUX SUPPORTS	207
III.3. APPLICATIONS INDUSTRIELLES	207
IV. LES FILTRES A MATERIAUX FINS	208
IV.1. PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT	208
IV.2. LES MATERIAUX SUPPORTS	208
IV.3. APPLICATIONS INDUSTRIELLES	208
V. LES BIOFILTRES	208
V.1. PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT	208
V.2. LES MATERIAUX SUPPORTS	210
V.3. APPLICATIONS INDUSTRIELLES	211
V.3.1. Biofiltres avec oxygénation indirecte.....	211
V.3.2. Biofiltres avec aération directe dans la masse	212
VI. LES SUPPORTS IMMERGES	214
VI.1. PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT	214
VI.2. LES MATERIAUX SUPPORTS	215
VI.3. APPLICATIONS INDUSTRIELLES	215
VI.3.1. Support fixé	215
VI.3.2. Lit mobile.....	216
VII. LES LITS FLUIDISES	217
VII.1. PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT	217
VII.2. LES MATERIAUX SUPPORTS	217
VII.3. APPLICATIONS INDUSTRIELLES	217
VIII. CONCLUSION	218

I. INTRODUCTION

L'épuration biologique des eaux résiduaires urbaines et industrielles peut s'effectuer suivant deux grands types de procédés : les procédés dits "à cultures libres" et les procédés dits "à cultures fixées". La différence fondamentale entre ces deux procédés réside dans le fait que pour les cultures libres, la biomasse épuratoire, présente sous forme de flocons de densité très proche de l'eau, doit être séparée de l'eau traitée par décantation statique ou accélérée puis recyclée en partie dans le bassin biologique (figure 8-1), alors que pour les cultures fixées, la biomasse reste retenue sur le support indépendamment du flux de liquide à traiter.

Dans le cas des procédés à cultures libres, le schéma de principe, toujours le même dans les grandes lignes, est le suivant :

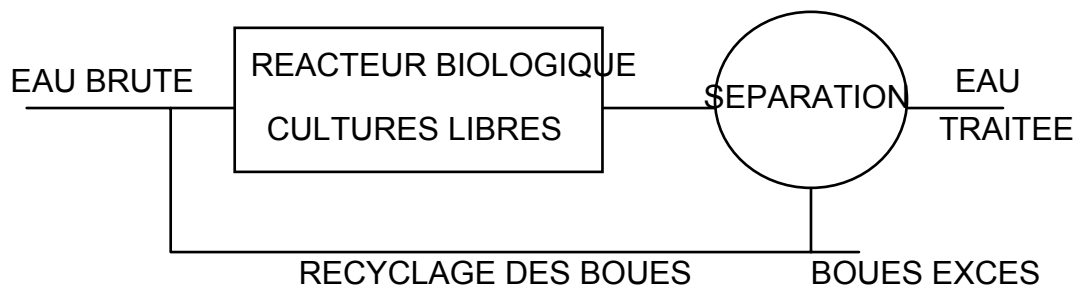


Figure 8-1 : Schéma de principe d'un procédé à cultures libres.

L'effluent à traiter est mis en contact avec les bactéries épuratoires dans le bassin biologique. Dans ce réacteur, les micro-organismes sont maintenus en suspension en même temps qu'est assurée généralement une fourniture d'oxygène. Il y a alors consommation des pollutions carbonées et éventuellement azotées ce qui se traduit d'une part par la satisfaction des besoins énergétiques des micro-organismes présents et d'autre part par la production de boues en excès. Une fois atteint le degré d'épuration voulu, il est alors nécessaire de séparer la totalité de la masse bactérienne dans l'ouvrage de clarification et les boues recueillies sont en partie recyclées dans le réacteur biologique pour y maintenir une activité constante et en partie évacuées pour éviter un accroissement de la concentration.

Il est clair que le bon fonctionnement d'un tel procédé dépend directement des performances de l'ouvrage de séparation. Ainsi, l'ensemble de la masse bactérienne devant transiter dans cet ouvrage de clarification, les concentrations en boues activées seront limitées à quelques grammes par litre ($< 5 \text{ g/l}$), ce qui empêchera d'augmenter les charges à épurer. De plus, ce maximum de concentration implique une relation directe entre l'âge de la boue activée et le volume des bassins à activités biologiques. L'élimination de polluants type ammoniacal qui nécessite la contribution de micro-organismes à développements lents ne pourra se faire que dans des ouvrages de taille importante avec des temps de séjour hydrauliques de l'ordre de la journée.

Cette limite, inhérente aux procédés à cultures libres, a entraîné de nombreuses recherches pour accroître la quantité de biomasse active au sein du bassin réactionnel. Nous allons voir que la mise en oeuvre de matériaux comme supports de fixation de la biomasse épuratoire permet de s'affranchir de cette limite de concentration et de dissocier complètement le temps de séjour hydraulique de l'eau à traiter et l'âge de la boue. Cela permet aussi, pour certains procédés de cumuler une fonction de dépollution biologique et une fonction de filtration.

Nous verrons que l'activité biologique des cultures fixées est directement liée à la surface disponible de fixation par m^3 de réacteur. Cet objectif de maximiser la surface d'attachement doit cependant être tempéré par les contraintes hydrodynamiques des réacteurs développés.

II. LES PROCÉDES A RUISSELLEMENT

II.1. PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT

Les procédés à ruissellement constituent la réponse technologique la plus simple au concept des cultures fixées. Ce type de procédé a vu le jour en même temps que ceux à boues activées, dans certains pays comme l'Angleterre, il a même été choisi préférentiellement. Son domaine d'application couvre aussi bien les eaux résiduaires urbaines que les effluents industriels mais reste très lié au choix d'un matériau support adéquat.

Le liquide à traiter ruisselle sur le support sur lequel se développe progressivement la biomasse épuratoire. La dispersion de l'eau à traiter en surface du lit est réalisée par un dispositif tournant en contre-réaction des jets d'eau. L'aération se fait par ventilation naturelle à travers la masse filtrante, le transfert d'oxygène se réalise à travers le film liquide en ruissellement. Cela suppose donc un coefficient de vide important dans le réacteur et conditionne à la fois le type de matériau support utilisé et le mode de fonctionnement en lit émergé. L'efficacité d'un tel réacteur va dépendre de la surface d'échange disponible, classiquement les valeurs rencontrées varient de 50 à 200 m^2/m^3 .

Une des grandes contraintes de fonctionnement est liée aux risques de colmatage de ces procédés. Les eaux à traiter véhiculent des matières en suspension et des graisses qui risquent à terme de provoquer un blocage de la porosité interne du réacteur. Cela impose donc la construction d'un prétraitement efficace et d'un décanteur primaire en amont du lit. De plus, la boue produite lors des réactions de dépollution biologique accélère ce processus de colmatage. La solution consiste à appliquer des vitesses de passage de l'eau qui permettent un auto-curage du réacteur. Ces débits impliquent parfois des recyclages du liquide qui se font après transit dans un décanteur pour éviter le retour en surface de réacteur des matières en suspension évacuées.

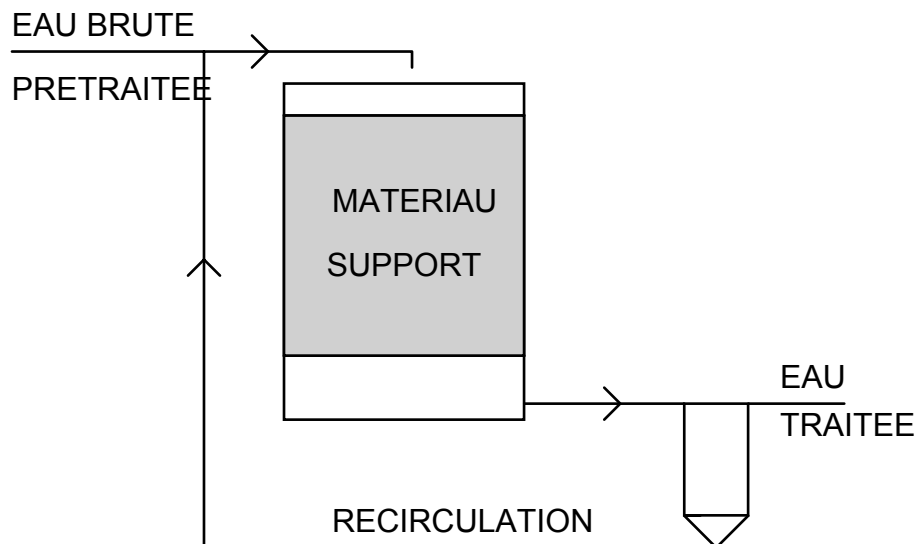


Figure 8-2 : Schéma de principe d'un procédé à ruissellement.

Lors de l'exploitation de tels ouvrages, il est important de tenir compte de leur sensibilité aux baisses de température et des risques d'odeurs liés aux risques de fermentation dans les zones de faibles échanges (colmatage progressif).

II.2. LES MATERIAUX SUPPORTS

Les matériaux supports doivent répondre à un critère impératif, celui d'un coefficient de vide très important pour minimiser les risques de colmatage.

A l'origine, les lits bactériens étaient remplis par du matériau vrac naturel de type lave volcanique (pouzzolane), coke métallurgique ou cailloux siliceux concassés de granulométrie moyenne comprise entre 40 et 80 mm et de coefficient de vide voisin de 50%. Ces remplissages, réservés uniquement au traitement des eaux résiduaires urbaines, sont de moins en moins employés en raison essentiellement des risques de colmatage de la masse filtrante et des faibles hauteurs d'ouvrages (maximum 3 mètres) liées au poids du matériau qui conduisent à des surfaces au sol importantes. D'autres matériaux naturels plus légers sont utilisés comme les "red wood" (Australie, Nouvelle Zélande).

Actuellement, les supports plastiques vrac (anneaux, ...) ou ordonnés (tubes cloisonnés, structure en nid d'abeille) sont largement utilisés, ils présentent des coefficient de vide supérieur à 90%. Ces derniers respectent donc parfaitement les contraintes de colmatage et sont employés en garnissage pour des lits bactériens utilisés en prétraitement d'effluents industriels. La hauteur de filtre peut atteindre 6 à 12 mètres.

II.3. APPLICATIONS INDUSTRIELLES

II.3.1. Lits bactériens à remplissage traditionnel

Suivant la charge volumique appliquée, on distingue les lits à forte charge et les lits à faible charge. Pour les eaux résiduaires urbaines, les caractéristiques de dimensionnement sont les suivantes :

	Faible charge	Forte charge
<i>DBO₅ (kg/m³.j)</i>	0,08 à 0,15	0,7 à 0,8
<i>Charge hydraulique (m³/m².h)</i>	< 0,4	> 0,7
<i>Recirculation</i>	chasses	> 200%
<i>Performances</i>	80 à 90%	70%

Tableau 8-1 : Critères de dimensionnement des lits bactériens à remplissage traditionnel.

Pour les lits à forte charge, la présence d'un clarificateur en sortie et la stabilisation des boues produites en excès sont nécessaires.

II.3.2. Lits bactériens à remplissage plastique

Etant peu sensible au colmatage, ces procédés sont mieux adaptés au traitement des eaux résiduaires industrielles, ils peuvent travailler sous des charges volumiques élevées comprises entre 1,5 et 5 kg de DBO₅ par m³ et par jour, voire plus. Des recirculations de l'ordre de 500 à 600% sont nécessaires pour minimiser les colmatages hydrauliques.

Dans ces conditions, le rendement d'élimination de la DBO_5 n'est pas suffisant pour produire un effluent de qualité conforme aux normes en vigueur, car il oscille entre 50 et 80% suivant le type d'eau à traiter et la charge volumique adoptée. Le lit bactérien à remplissage sera donc fréquemment suivi par un traitement conventionnel type boues activées.

• Exemple de dimensionnement : station d'épuration des eaux de la brasserie d'OBERNAI (DEGREMONT).

Le débit à traiter est de $10\,000\text{ m}^3/\text{j}$ et la charge polluante admise est évaluée à $14\,500\text{ kg DBO}_5/\text{j}$.

Le schéma d'épuration retenu est le suivant :

- prétraitement :
 - dégrillage + tamisage;
 - bassin d'homogénéisation + neutralisation;
- lit bactérien :
 - caractéristiques du réacteur : surface : 500 m^2 , hauteur : 6 m ;
 - matériau de remplissage ordonné en PVC : $100\text{ m}^2/\text{m}^3$;
 - charge volumique : $5\text{ kg DBO}_5/\text{m}^3.\text{j}$
 - charge hydraulique : $3\text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ (recyclage)
- décanteur intermédiaire : diamètre 25 m ;
- traitement biologique final : moyenne charge boues activées.

L'ensemble lit bactérien et décanteur intermédiaire assure 50% de l'élimination de la DBO_5 .

III. LES DISQUES BIOLOGIQUES

III.1. PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT

Le principe consiste en l'utilisation de disques tournant autour d'un axe horizontal et baignant en partie dans l'eau à traiter. De par la rotation, la biomasse fixée sur les disques se trouve alternativement en contact avec l'eau à traiter et l'oxygène de l'air.

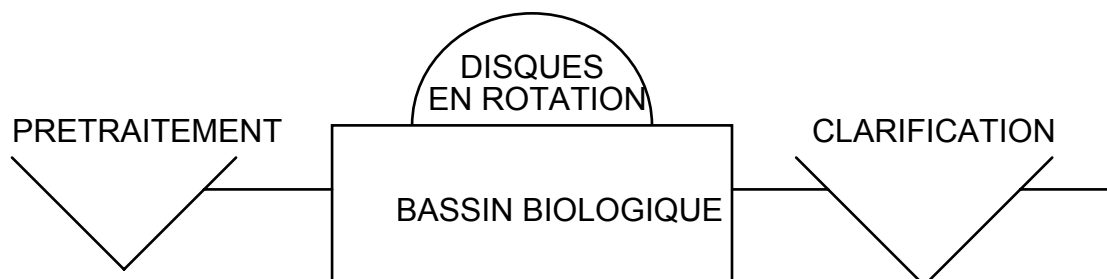


Figure 8-3 : Schéma de principe d'une unité de traitement par disques biologiques.

Comme dans le cas du lit à ruissellement la biomasse se développe sur le support et le transfert d'oxygène se fait directement à travers la couche liquide. La régulation de l'épaisseur du biofilm se fait naturellement dès que l'assise biologique en contact avec le support passe sous des conditions anaérobies liées à une limitation de transfert de l'oxygène. Le décrochage de la boue en excès nécessite la présence en aval d'un dispositif de clarification de l'eau traitée.

La vitesse de rotation de ces disques (1 à 2 tours par minute) ne permet pas de générer des énergies de circulation capables de maintenir en suspension des matières solides. Le risque de dépôts en fond de bassin oblige donc à un prétraitement de l'eau à traiter par décantation primaire et empêche la recirculation de la boue.

III.2. LES MATERIAUX SUPPORTS

Les disques sont réalisés en polystyrène, PVC ou feuilles de polyéthylène, leur diamètre est généralement compris entre 2 et 3 m. Les disques utilisés sont plats ou présentent des ondulations ou une rugosité créée par des reliefs de façon à accroître la surface de fixation de la biomasse. Ils sont espacés de 2 à 3 cm et leur vitesse de rotation est de 1 à 2 tours par minute. Les surfaces sont de 50 à 200 m²/m³ de disque.

Récemment de nouvelles configurations pénètrent le marché des biodisques. Ce sont des structures de type cage remplies de matériaux plastiques vrac (anneaux, selles, ...) identiques à ceux employés pour les lits à ruissellements. La mise en oeuvre est tout à fait comparable à celle effectuée avec les disques classiques.

III.3. APPLICATIONS INDUSTRIELLES

Les disques biologiques peuvent être appliqués pour l'épuration des eaux résiduaires urbaines et industrielles et permettent l'élimination des pollutions carbonées et azotées. Elles nécessitent obligatoirement un prétraitement par décantation primaire. Suivant que les disques sont immergés ou émergés, le fonctionnement sera en mode aérobie ou anaérobie. Cependant, ces technologies sont souvent limitées à des stations de taille réduite et le niveau de qualité en sortie n'est pas toujours compatible avec des rejets en milieu sensible.

La mise en oeuvre requiert une couverture par un bâtiment et comporte le plus souvent deux étages séparés par un déversoir.

En eau résiduaire urbaine, les charges appliquées à ce type d'installation ne sont pas calculées par unité de volume de réacteur mais par unité de surface de disque. Elles ne dépassent pas généralement 25 à 30 g de DBO₅ par m² de surface de disque et sont plus proches de 15 g de DBO₅ par m².

La nitrification partielle sur disques biologiques est possible à condition de se situer à une charge en DBO₅ inférieure à 10 g par m² de disque et par jour. Pour une ERU classique, après décantation primaire, cela correspond à une fourchette de débits allant de 50 à 75 litres par m² de disque et par jour. Les réalisations industrielles qui utilisent cette technique, sont conçues avec plusieurs étages de disques en série, ce qui semble permettre une meilleure efficacité par sélection de la flore fixée.

IV. LES FILTRES A MATERIAUX FINS

IV.1. PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT

Ces réacteurs ont été développés pour répondre à l'élimination des matières en suspension. Ils sont particulièrement utilisés pour le traitement de l'eau potable ou pour l'affinage de l'eau résiduaire épurée avant rejet en milieu sensible. Contrairement aux lits bactériens, le colmatage est ici logique puisque relié à une bonne rétention des matières en suspension. Leur exploitation nécessite donc des séquences de lavage pour évacuer les matières capturées et récupérer la capacité de stockage du filtre.

L'eau à traiter traverse en flux ascendant ou descendant la masse filtrante. La présence d'une pollution dissoute résiduelle ainsi qu'une teneur en oxygène non nulle entraîne le développement d'une biomasse épuratoire sur le matériau. Cette biomasse reste limitée mais permet néanmoins une activité biologique complémentaire.

IV.2. LES MATERIAUX SUPPORTS

Les matériaux supports sont d'origine minérale et présentent une taille effective de quelques millimètres (1 à 3). Ce sont par exemple des sables, des argiles cuites ou du charbon actif granulaire. Ils sont choisis pour assurer un maillage suffisamment fin pour la rétention maximale des matières en suspension tout en présentant des caractéristiques de non friabilité et de densité compatibles avec les énergies de lavage à mettre en oeuvre.

IV.3. APPLICATIONS INDUSTRIELLES

Les applications industrielles sont multiples mais réservées au traitement des eaux très faiblement chargées (traitements tertiaires des eaux résiduaires, traitement des eaux potables). La fonctionnalité première étant la rétention des matières en suspension, le dimensionnement et notamment la vitesse de passage de l'eau dans la masse filtrante seront fonction de l'objectif de qualité et de la teneur en solides dans l'eau à traiter.

Les vitesses de filtration seront de quelques mètres par heure à une dizaine. Les quantités éliminées de pollution soluble seront directement liées à la teneur en oxygène dissous, c'est à dire au maximum de 10 mg/l pour la DBO₅ et de 2,5 mg/l pour la pollution ammoniacale.

V. LES BIOFILTRES

V.1. PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT

Les biofiltres cumulent les fonctions de filtration et d'épuration biologique. Ils doivent donc répondre à une activité biologique maximale (grande surface de fixation) et à un fort pouvoir de rétention des matières en suspension. Cela implique donc des supports granulaires fins.

Le phénomène de filtration associé à la production de biomasse en excès due à la dépollution implique un encrassement progressif du biofiltre et la nécessité de recourir à des séquences de lavage pour récupérer l'intégrité du procédé. Cependant, la fréquence des lavages ne devant pas perturber l'activité biologique, la qualité de l'eau admise (prétraitement), le mode de fonctionnement du réacteur (e.g. la vitesse de passage de l'eau) et le choix du matériau support devront respecter un compromis.

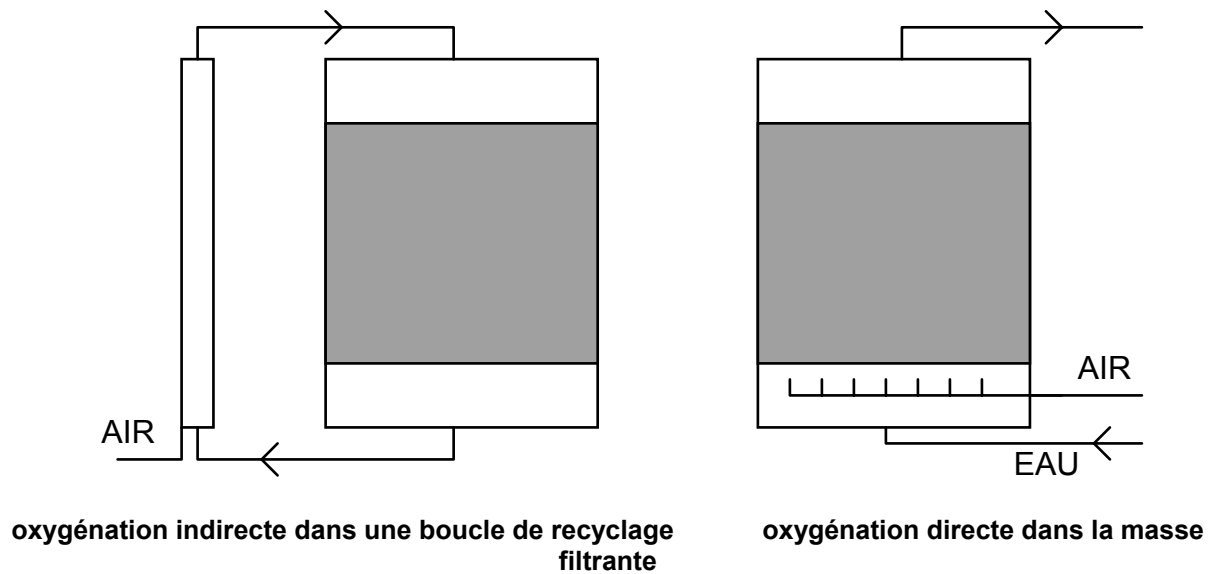


Figure 8-4 : Schéma de principe du dispositif d'aération des biofiltres.

Par ailleurs, le principe de la dépollution par voie aérobie implique le transfert de quantités importantes d'oxygène très supérieures à sa concentration de saturation dans l'eau. Cette demande pourra être satisfaite par deux principes :

- oxygénation indirecte dans une boucle de recyclage;
- oxygénation directe dans la masse filtrante.

Un cas particulier de biofiltre où l'aération n'est pas nécessaire est la dénitrification des eaux potables.

Les alimentations en fluides peuvent combiner tous les cas possibles :

- eau ascendant / air ascendant;
- eau descendant / air ascendant;
- eau descendant / air descendant (biofiltre à ruissellement avec ventilation forcée).

Quelque soit le mode d'introduction de l'eau à traiter, le dispositif de distribution de l'eau et le fait que le biofiltre fonctionne en encrassement obligent à un prétraitement poussé en amont. Ce prétraitement consiste en une phase de décantation améliorée (biosorption ou coagulation-floculation chimique) qui élimine la fraction particulaire de la pollution. Cette fraction, si elle était admise sur le biofiltre, impliquerait un colmatage rapide des couches proches de la distribution, donc des séquences de lavage très fréquentes et une forte altération des performances biologiques.

Le fonctionnement des biofiltres entraîne à terme un colmatage inévitable qui provoque un accroissement de la perte de charge dans le réacteur. Les séquences de lavage sont donc les éléments déterminants de la bonne marche de ces biofiltres. Un mauvais lavage entraîne non seulement une diminution de l'efficacité globale du biofiltre (épuration biologique et filtration) mais aussi la persistance de zones de faibles échanges avec des risques progressifs d'anaérobiose qui peuvent générer des dysfonctionnements plus graves.

Le démarrage de la phase de lavage est déclenché soit sur une base de temps fixée par des essais préliminaires, soit par une valeur seuil de la perte de charge au sein du filtre. Ce dernier paramètre permet d'évaluer aussi l'efficacité du lavage par le retour ou non à la valeur d'origine.

Le lavage se décompose en plusieurs phases :

- détassage du lit par de l'air;
- lavage proprement dit par une association air et eau;
- rinçage à l'eau jusqu'à l'obtention d'une concentration en matières en suspension correcte.

Les débits et les vitesses des différents fluides de lavage sont fonction du matériau support (granulométrie et densité) et du degré d'encrassement du filtre, mais ils doivent aussi permettre le maintien d'une biomasse active fixée sur le support pour que le redémarrage du biofiltre en épuration biologique soit immédiat après la phase de lavage. Ce dernier critère est particulièrement important lors de réactions mettant en oeuvre des populations à vitesse de croissance faible telles que les bactéries nitrifiantes. Lorsque les conditions de lavage sont respectées, la qualité de l'eau traitée n'est que peu affectée et retrouve son intégrité moins d'une demi heure après la fin du cycle.

Le volume des eaux de lavage correspond à peu près à 3 fois le volume du biofiltre. Les eaux utilisées sont des eaux traitées stockées dans une bêche en aval des filtres.

L'ensemble des boues en excès collectées pendant ces phases de lavage sont dirigées vers le premier étage de traitement (décantation statique ou physico-chimique) où elles sont piégées avant d'être évacuées vers la filière de traitement des boues.

V.2. LES MATERIAUX SUPPORTS

Le matériau de remplissage du biofiltre doit répondre à une double exigence : fixation maximale de la biomasse épuratoire et action filtrante vis-à-vis des matières en suspension. Ces deux critères dirigent le choix vers des particules de faible diamètre, cependant le phénomène de colmatage et une fréquence raisonnable de lavage (24 à 48 heures) implique un compromis vers des granulométries de 2 à 6 mm. Cela permet tout de même d'assurer des surfaces de fixation de l'ordre de 200 à 500 m²/m³.

De façon générale les matériaux supports granulaires sont caractérisés par les grandeurs suivantes :

- **Taille effective.**

C'est la taille de la maille correspondant au pourcentage 10 de la courbe des % cumulés. Cela signifie que 90% du matériau a un diamètre supérieur ou égal à cette valeur.

- **Coefficient d'uniformité.**

C'est le rapport entre la taille pour le pourcentage 60 et la taille effective. Plus cette valeur sera proche de 1 et plus l'homogénéité du support sera grande.

- **Teneur en fines.**

Cette teneur en fines doit être minimale, elle sera éliminée progressivement lors des séquences de lavage du biofiltre.

– **Densité apparente et densité réelle.**

Ces valeurs conditionnent les énergies de lavage à mettre en oeuvre

– **Porosité.**

La porosité intergranulaire détermine la capacité de stockage en matières en suspension du biofiltre. La porosité intragranulaire permet de relier densité apparente et densité réelle.

– **Friabilité.**

Ce paramètre est excessivement important pour évaluer la tenue du matériau dans le temps (constance de forme et de diamètre). Des tests d'attrition accélérée sont pratiqués pour estimer ce paramètre.

La nature des matériaux supports les plus utilisés est minérale (argiles cuites, schistes). Des matériaux synthétiques de densité inférieure à l'eau sont en cours d'application.

• Exemple d'un matériau support : BIOLITE (DEGREMONT).

Composition chimique	Silicate d'alumine
Taille effective	3,6 mm
Coefficient d'uniformité	1,3
Densité apparente	0,8
Densité réelle	1,5
Porosité intergranulaire	45%
Friabilité	< 1

Tableau 8-2 : Caractéristiques physico-chimiques du BIOLITE.

Le choix définitif du matériau support dépendra des objectifs de qualité en sortie et de la composition de l'eau en entrée.

V.3. APPLICATIONS INDUSTRIELLES

V.3.1. Biofiltres avec oxygénation indirecte

L'oxygène peut être fournie au système par prédissolution dans l'eau à traiter avant passage dans le biofiltre. Suivant la quantité d'oxygène requise pour le traitement et le mode d'injection, une recirculation de l'eau dans la boucle de saturation pourra être nécessaire.

• Exemple industriel : la station d'épuration de Briançon avec prédissolution d'oxygène pur.

Cette station conçue pour traiter les rejets d'une population équivalente à 45 000 habitants en période de pointe comporte un traitement physico-chimique avec floculation suivi d'une flottation. Ce traitement de base permet de ramener la DCO entre 100 et 200 mg/l et la DBO₅ entre 50 et 100 mg/l. Le traitement final se fait par filtration biologique après préoxygénation par injection d'oxygène pur sous pression. Cette injection d'oxygène pur permet de maintenir les conditions aérobies dans le filtre et permettre ainsi l'élimination de la pollution soluble et particulaire jusqu'à la valeur exigée par la réglementation sans recyclage de l'eau épurée. Il est clair qu'une préaération classique aurait obligé à un recyclage.

Le rendement d'élimination varie de 55 à 65% sur l'étage de biofiltration, le traitement physico-chimique ayant enlevé au préalable 60 à 75% de la pollution organique de l'eau brute.

V.3.2. Biofiltres avec aération directe dans la masse

La limite inhérente au principe précédent est levée ici par l'injection directe de l'air dans le biofiltre. Dans le cas de ces biofiltres, la pollution éliminable en un seul passage est liée au rapport des débits d'air et des débits d'eau et au coefficient de transfert de l'oxygène dans un biofiltre.

• Exemple de la station d'épuration de Métabief (procédé BIOFOR DEGREMONT).

Cette station se compose d'un traitement physico-chimique précédant la filtration biologique sur BIOFOR. La caractéristique essentielle de cette station est le fait qu'elle dessert une population fortement variable avec des pointes non seulement saisonnières mais aussi hebdomadaires.

La population équivalente prise en compte pour le dimensionnement est :

- 2 200 EH pendant la basse saison;
- 16 000 EH pendant la haute saison.

Ceci donne un débit moyen journalier de 700 m³ à 2 300 m³. La qualité de l'eau traitée est e, NK₂, PT₁.

La ligne de traitement est la suivante :

- relevage;
- dégrillage, dessablage, dégraissage;
- coagulation, floculation, décantation lamellaire;
- biofiltres.

La biofiltration permet de sortir une eau conforme en matières en suspension sans avoir recours à une clarification finale.

Les BIOFOR comprennent 4 unités de surface 10,5 m² et de 3 mètres de hauteur de couche filtrante (matériau de type argile de 3,6 mm de taille effective). Ces unités sont alimentées en parallèle, le nombre en opération dépend du débit admis sur l'installation.

Des rendements d'élimination de la DCO et des matières en suspension compris entre 60 et 85% sont obtenus sur l'eau sortie de l'étage physico-chimique. Les filtres sont lavés toutes les 48 heures.

• Exemple de la station d'épuration de PERROY (Suisse).

L'eau à traiter se compose d'un effluent domestique provenant d'une population de 2 500 eqha sédentaire et d'un rejet vinicole particulièrement en période de vendange.

Les caractéristiques de charge sont les suivantes :

- débit journalier : 1 000 m³/j;;
- débit de pointe : 71,4 m³/h;
- DBO₅ : 562 kg/j;
- MES : 426 kg/j;
- P : 28 kg/j.

Le niveau de qualité requis pour le rejet est :

- DBO₅ : 20 mg/l;
- MES : 20 mg/l;
- P : 1 mg/l.

Le principe de traitement retenu est une décantation lamellaire avec adjonction de réactifs complétée par une biofiltration à double étage.

Le traitement physico-chimique est assuré par un réacteur de type DENSADEG comprenant une chambre de coagulation de 4 m³ avec injection de chlorosulfate de fer, une zone de floculation de volume total égal à 24,5 m³ et d'un compartiment de décantation lamellaire de surface libre 7,5 m².

Les performances de traitement de cette étape sont les suivants :

	ENTREE	SORTIE	% ELIMINATION
DBO₅	562	353	37
MES	426	64	85
P	28	1	96

Tableau 8-3 : Rendements d'élimination de l'étape de traitement physico-chimique.

Cela montre bien l'action prédominante de cette étape sur la pollution particulaire et sur le phosphore qui forme sélectivement un précipité avec les sels de fer.

L'étage de biofiltration est composé de trois unités à courant ascendant air et eau (type BIOFOR) de surface unitaire 17,5 m². Ces réacteurs sont remplis d'un matériau support de taille effective 3,5 mm sur une hauteur de 3 mètres. Il est prévu de fonctionner sur deux filtres, le troisième étant en réserve ou au lavage. Les vitesses de filtration sont de 2,1 à 5,3 m³/m².h.

Les performances épuratoires de la biofiltration sont les suivants :

	ENTREE	SORTIE	% ELIMINATION
DBO₅	353	20	94
MES	64	11	82
P	1	0,5	50

Tableau 8-4 : Performances épuratoires de l'étape de biofiltration.

D'autre part deux bâches de stockage sont prévues, l'une de 160 m³ recevant l'eau épurée pour assurer le lavage des biofiltres, l'autre de 170 m³ pour stocker les boues de lavage.

L'étage de biofiltration est conçu pour pouvoir fonctionner en deux étapes. Ce mode de traitement permet non seulement d'affiner les caractéristiques de l'eau traitée en termes de DBO₅ et de MES, mais aussi de réaliser une nitrification. L'oxydation de l'ammoniaque en nitrates ne peut se réaliser de façon complète dans le premier étage du fait de la compétition, entre les populations bactériennes oxydant le carbone et celles assurant la nitrification, pour les sites de fixation et pour l'oxygène dissous.

VI. LES SUPPORTS IMMERGES

VI.1. PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT

Nous avons vu que les réacteurs à lits fixes présentent l'intérêt de coupler l'épuration biologique avec la filtration des matières en suspension. Par contre, cet avantage implique un fonctionnement intermittent et un prétraitement poussé de l'eau brute avant son admission dans le système de distribution. De façon à éviter ces contraintes, le réacteur biologique doit présenter une porosité suffisamment grande pour éviter le colmatage. C'est donc une réflexion similaire à celle menée dans le cadre du lit bactérien, mais avec un nouveau contexte, celui d'un réacteur immergé.

La réponse technologique peut être de deux ordres :

- mise en oeuvre d'un matériau fixe avec un très large pourcentage de vide;
- création d'un mouvement au sein du réacteur pour éviter le piégeage des particules.

Le premier type regroupe des systèmes où sont immergés des structures tridimensionnelles de type plastiques ordonnées plus ou moins complexes, des lames, des fils flottants ou rigidifiés par un double point d'ancrage, ...

Les lits mobiles correspondent quant à eux à la mise en oeuvre d'un matériau support dont les caractéristiques de taille et de densité permettent sa mise en mouvement avec une énergie réduite. Contrairement aux lits fluidisés qui nous le verront, sont basés sur le maintien d'un lit stable et bien délimité de particules supports, les lits mobiles concernent tout bassin biologique remplis de particules support qui parcourent l'intégralité du volume réactionnel.

Cette mobilité ou ce large pourcentage de vide basés sur l'absence de phénomène de filtration impliquent un ouvrage de séparation en aval du bassin biologique dont le but est au minimum de retenir la boue produite en excès. La fonction recirculation, telle que décrite pour le procédé à cultures libres peut être évitée si la biomasse fixée sur le support est suffisante pour assurer seule la dépollution.

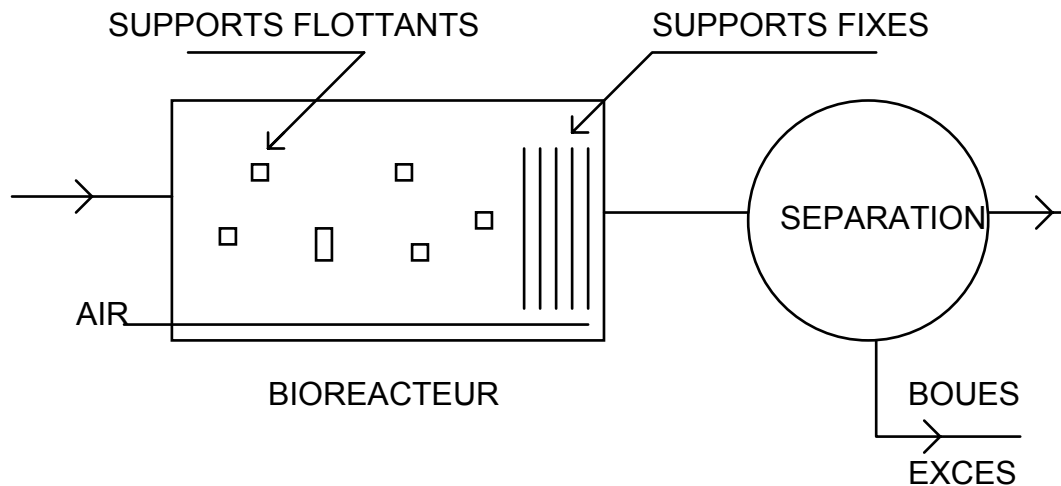


Figure 8-5 : Schéma de principe d'un dispositif de traitement avec des supports immergés.

VI.2. LES MATERIAUX SUPPORTS

Concernant les supports fixés dans le réacteur, nous retrouvons des structures ordonnées similaires à celles utilisées dans les lits bactériens, des grilles, des géotextiles et des fibres isolées, en faisceau ou bouclées. Les derniers matériaux supposent la mise en place de structures de soutien pour réaliser le faisceau de support.

Pour les lits mobiles, les matériaux supports doivent répondre aux contraintes de taille et de densité minimisant l'énergie de mise en mouvement. Ce sont donc, soit des matériaux de très faible granulométrie et de densité forte (sable, argiles, charbons en poudre), soit des matériaux de taille de quelques millimètres mais de densité faible (mousses, matériaux expansés).

VI.3. APPLICATIONS INDUSTRIELLES

La mise en oeuvre industrielle de ce type de procédé reste rare. Elle est très souvent liée à la réhabilitation d'ouvrages existants fonctionnant sur le principe des boues activées, soit pour réagir à une augmentation de charge, soit pour répondre à un accroissement de la qualité de l'effluent produit (passage d'une épuration carbonée à l'élimination conjointe du carbone et de l'ammoniaque).

VI.3.1. Support fixé

Par définition, la présence de structures fixes dans les bassins n'élimine pas complètement le problème de colmatage, surtout celui partiel, lié au piégeage des filasses. Les bassins ne seront donc équipés de ces supports que dans le cas de traitements de finition (affinage carboné ou nitrification).

Un exemple industriel très particulier est donné par la station de traitement de l'OHTE CENTER BUILDING. C'est une station d'épuration qui produit une eau recyclée au sein de l'immeuble pour un usage non noble.

La première étape du traitement consiste en un tamisage fin (maille 0,5 mm). L'eau tamisée est alors admise dans un bassin à boues activées de volume 99 m³. La liqueur mixte est envoyée par pompage vers un flottateur. Les boues ainsi séparées sont recyclées vers la boue activée après passage dans un bassin de stabilisation aérobie. L'eau clarifiée subit alors un traitement de finition par passage dans un bassin aéré de 81 m³, garni d'un matériau plastique ordonné, immergé, type nids d'abeille. Le traitement final s'effectue par passage à travers des membranes de microfiltration.

VI.3.2. Lit mobile

Pour les supports mobiles, l'intégration dans un procédé préexistant ne nécessite pas de modifications particulières. Il est bien évident que l'accroissement de la concentration en boues activées se traduit par une augmentation de la consommation en oxygène qui devra être assurée par le matériel existant ou alors impliquera un complément plus ou moins facilement intégrable dans le bassin biologique. Par ailleurs, l'addition de matériaux dans un bassin oblige à dissiper une énergie suffisante pour éviter la formation de dépôts qui en fermentant généreraient des dysfonctionnements biologiques. Le choix du matériau mobile sera fortement influencé par hauteur de cette demande énergétique supplémentaire.

Un exemple industriel peut être donné par le procédé développé par la société LINPOR.

Le principe consiste à immerger dans le bassin biologique des cubes de mousse plastique. Ces particules ont une taille de l'ordre du centimètre et présentent une porosité très importante qui permet la rétention de la biomasse (10 à 18 kg de matières sèches fixées par m³ de réacteur). Le remplissage avec ce matériau de 15 à 30% du volume d'aération permet donc de maintenir une masse de boues actives très supérieure aux procédés classiques à cultures libres.

La station d'épuration de Munich se compose de trois tranches de 13 100 m³ chaque. Le dimensionnement a été réalisé pour répondre à une élimination de la pollution carbonée (DBO₅ et DCO). La charge volumique moyenne est de 1,5 kg DBO₅/m³.d.

Deux des tranches ont été dopées en cubes de mousse, respectivement à 10 et 30%.

	Tranche 2 0%	Tranche 1 10%	Tranche 3 30%
Boues activées (concentration)	2,8	5,1	6,6
Indice de boues	150	140	120
Charge massique	0,58	0,35	0,24
Eau traitée (DBO₅ moyenne)	19	12	10
Eau traitée (DCO moyenne)	81	65	57

Tableau 8-5 : Exemple de résultats expérimentaux obtenus pendant mars 1989.

L'intérêt majeur de ce dopage est une diminution de la charge massique sur le bassin sans modification du volume et sans changement important de la concentration en boues libres à séparer sur l'ouvrage de clarification (tableau 8-4). Dans l'exemple décrit, lors de la période considérée, les résultats de l'épuration montrent une augmentation de qualité de l'effluent.

VII. LES LITS FLUIDISES

VII.1.PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT

Le lit fluidisé repose sur le principe de l'expansion contrôlée d'un lit de particules par l'eau à traiter. Le phénomène de fluidisation s'insère entre les deux vitesses limites que sont la vitesse minimale de fluidisation et la vitesse de lessivage. La vitesse minimale de fluidisation calculée par rapport au réacteur vide correspond au débit minimum de liquide pour entraîner la séparation des particules du lit créant ainsi une surface de passage de l'eau, donc une vitesse spécifique, qui équilibre leur vitesse de chute, elle se traduit aussi par une stabilisation de la perte de charge. Le lit ainsi créé se caractérise par une interface nette au sommet. La vitesse de lessivage correspond à la vitesse d'entraînement des particules en dehors du lit, elle est égale à la vitesse de chute en fût vide d'un grain support.

L'avantage majeur est la formidable surface spécifique développée par unité de volume du réacteur qui permet de fixer un maximum de biomasse (3000 à 5000 m²/m³). Cela permet donc de développer une quantité de biomasse maximale par unité de volume du réacteur.

Le fait que le liquide à traiter soit le responsable de la fluidisation du lit oblige à concevoir une distribution de ce fluide la plus homogène possible à la base du réacteur. Il est évident que ce système n'est viable que si l'eau est débarrassée de tout élément susceptible de créer des colmatages partiels des dispositifs d'injection. Les vitesses de liquide à appliquer sont de l'ordre de la dizaine de mètres par heure, cela suppose donc pour la majorité des cas un recyclage de l'eau.

VII.2.LES MATERIAUX SUPPORTS

Les supports utilisés sont des matériaux granulaires fins de taille effective de l'ordre de 0,2 à 0,3 mm. Ce sont des substances minérales de type sable, charbon actif, pierre ponce, etc.. Le cahier des charges de ces supports est le même que pour les supports utilisés en biofiltration avec une attention particulière pour la friabilité.

VII.3.APPLICATIONS INDUSTRIELLES

Les applications de ce procédé sont encore très rares et limitées à des cas particuliers tels que la méthanisation. Les problèmes rencontrés lors d'une application industrielle sont d'ordre hydrodynamique.

Le premier point à résoudre est l'homogénéité de la distribution de l'eau de façon à ce que le lit de particules ne soit pas déséquilibré (risque de spiral flow). Cela implique un prétraitement fiable de l'eau empêchant tout risque de colmatage partiel du système de distribution de l'eau et limite la taille des réacteurs à un maximum de 5 à 6 mètres de diamètre.

Mais, la contrainte la plus importante reste le maintien de la stabilité du lit de particules. Les vitesses de fluidisation et de lessivage sont définies par rapport au type de support mis en oeuvre. Or, les caractéristiques du matériau évoluent dans le temps par la croissance du biofilm. L'augmentation quantitative de la biomasse fixée conduit à un accroissement du diamètre et une diminution de la densité de la bioparticule ce qui conduit à son lessivage du réacteur. Les études actuelles sont dirigées vers la mise en oeuvre de séquences de nettoyage capables de régénérer le matériau sans altérer l'efficacité épuratoire du lit.

Les réalisations industrielles en méthanisation permettent de contourner cette dernière contrainte par la croissance très faible des bactéries anaérobies et leur propension à former des biofilms denses qui modifient peu les caractéristiques primordiales du matériau support.

VIII.CONCLUSION

L'utilisation de cultures fixées représente une solution intéressante pour répondre à la dépollution des eaux résiduaires. Les différentes mises en oeuvre possibles, notamment les biofiltres et pour le futur proche, les lits fluidisés, permettent de produire des eaux traitées de grande qualité avec une grande souplesse d'utilisation et une compacité extrême des ouvrages d'épuration. La seule limite qui les empêche de supplanter les systèmes à boues activées est bien souvent d'ordre financier.

Chapitre 11

LES LITS BACTERIENS

F.VIRLOGET

SOMMAIRE

I. HISTORIQUE.....	221
I.1. DIFFERENTES FILIERES DE TYPE "LIT BACTERIEN"	221
II. PRETRAITEMENT.....	222
III. DECANTEUR PRIMAIRE, DECANTEUR DIGESTEUR.....	223
III.1. DECANTEUR PRIMAIRE	223
III.2. DECANTEUR DIGESTEUR.....	223
IV. DEGRILLAGE FIN, TAMISAGE.....	224
V. LITS BACTERIENS.....	224
V.1. GENERALITES	224
V.2. PRINCIPE	224
V.3. BIOLOGIE DES LITS BACTERIENS	225
V.4. DIMENSIONNEMENT	226
V.4.1. Charge surfacique.....	226
V.4.2. Rendements épuratoires.....	226
V.4.3. Nature du matériau - Surface développée.....	227
V.4.4. Débit d'autocurage et de lessivage.....	228
V.4.5. Hauteur du lit.....	229
V.4.6. Exemple de dimensionnement	229
V.4.7. Répartition de l'effluent sur le lit bactérien	230
V.4.8. Recirculation.....	231
V.4.9. Oxygénation	233
V.5. PRODUCTION DE BOUES	233
VI. CLARIFICATION.....	234
VII. DYSFONCTIONNEMENT	234
VII.1. PRINCIPALES CAUSES DE DYSFONCTIONNEMENT	234
VII.2. COLMATAGE DES LITS	234
VII.2.1. Causes.....	234
VII.2.2. Mesures curatives	235
VII.3. PRECAUTIONS D'EXPLOITATION	235
VII.3.1. Lits bactériens.....	235
VII.3.2. Disques biologiques.....	235

I. HISTORIQUE

Historiquement, les lits bactériens constituent une des premières techniques utilisées en traitement des eaux usées domestiques des agglomérations (bien avant l'avènement des "boues activées"). Ils représentaient en 1960 environ les 2/3 des stations d'épuration en service en FRANCE.

Progressivement, en FRANCE, cette technique a été supplantée par les installations boues activées travaillant en forte charge et moyenne charge, puis par celles travaillant en faible charge ou aération prolongée. Ainsi, entre 1960 et 1970 les lits bactériens ne représentaient plus que 1/3 des installations construites. Actuellement moins de 15 % du nombre de stations d'épuration réalisées sont de type "lits bactériens".

De fait, à charge et à performance égales, la construction d'un lit bactérien s'avère plus onéreuse qu'une installation " boues activées " (coût de 20 à 30 % plus élevé). Un phénomène de "mode" n'est également pas étranger à l'abandon de cette technique (et des techniques associées comme les disques biologiques), mais il faut bien avouer aussi que la mauvaise conception et le mauvais dimensionnement des ouvrages en sont certainement les causes principales.

Il faut cependant admettre que cette filière de traitement est facilement exploitable pour un coût de fonctionnement peu élevé ce qui constitue certainement une bonne alternative au traitement "boues activées" pour les installations de petite capacité (< 2000 eH).

Pour les installations recevant certains rejets industriels, la mise en place d'un traitement associé lit bactérien/boues activées peut constituer une solution originale et digne d'intérêt.

I.1. DIFFERENTES FILIERES DE TYPE "LIT BACTERIEN"

Il y a lieu de distinguer les différents procédés de traitement par lit bactérien que l'on retrouve le plus régulièrement en exploitation :

- **Les installations alimentées exclusivement par des réseaux d'assainissement urbains** (eaux usées exclusivement domestiques) avec une filière de traitement classique :
 - prétraitements;
 - décanteur primaire associé ou non à un digesteur (Clarigesteur, fosse IMHOFF);
 - lit bactérien garnissage pouzzolane (le cas échéant garnissage plastique);
 - clarificateur.
- **Les installations alimentées par des effluents urbains et industriels** (souvent des industries agro-alimentaires) dans des proportions variables, avec une filière de traitement en complément d'une installation de type "boues activées aération prolongée" :
 - prétraitements avec un dégrillage fin (1 à 3 mm) ou tamisage (< 1 mm);
 - lit bactérien garnissage plastique ordonné;
 - boues activées aération prolongée (alimentation directe du lit bactérien);
 - clarificateur.

- **Les installations de type "lit bactérien tournant" ou "disques biologiques"** alimentées exclusivement par des réseaux d'assainissement urbains (eaux usées exclusivement domestiques) avec la filière de traitement suivante :
 - prétraitements avec le cas échéant un dégrillage fin (1 à 3 mm) ou tamisage;
 - décanteur primaire (facultatif en cas de présence, à l'amont, d'un dégrillage fin ou d'un tamisage) associé ou non à un digesteur (Décanteur digesteur, Clarigesteur, fosse IMHOFF);
 - disques biologiques;
 - clarificateur.

Il peut exister plusieurs autres variantes peu utilisées : lit bactérien après décantation physico-chimique, lit bactérien après traitement boues activées, lit bactérien avant traitement en biofiltration, lits bactériens en série (avec décantation intermédiaire) pour assurer un traitement complémentaire de l'azote, lagune primaire avant disque biologiques, ... Pour ces filières particulières, le cas échéant, les différentes remarques formulées ci-après sont applicables.

Dans toutes les configurations (cela s'applique aussi pour les disques biologiques), il s'agit de n'accepter, après un premier traitement adapté (décantation primaire, dégrillage fin ou tamisage), que des effluents débarrassés de matières en suspension ou tout du moins de celles dont la taille est de nature à provoquer un colmatage (souvent irréversible) du support bactérien.

Ces ouvrages sont généralement alimentés par un poste de relèvement pour bénéficier d'un débit instantané suffisant pour garantir l'autocurage du lit (charge hydraulique superficielle). Pour certaines petites installations alimentées gravitairement, cette charge hydraulique superficielle est assurée par l'intermédiaire d'une cloche de chasse d'eau.

II. PRETRAITEMENT

La mise en place d'un prétraitement efficace est essentielle puisqu'il s'agit de limiter au maximum les risques de colmatage du support bactérien, et aussi d'assurer la sauvegarde du matériel (bouchage des canalisations de liaison, des vannes diverses, des pompes, ...).

Ceci est particulièrement le cas pour le dégrillage et le dégraissage. En aucun cas ne peut être admis un "by-pass" du dégrillage ou du tamisage. Il est prudent de limiter à moins de 200 mg/l la concentration en graisses des effluents à l'entrée du lit bactérien (mesure des lipides par extraction hexane méthanol).

Pour des installations desservant des industries agro-alimentaires il est essentiel de contrôler le pH des effluents admis dans la station. En effet, en fabrication, les opérations journalières et hebdomadaires de nettoyage des cuves et réacteurs s'opèrent par ajout de produits agressifs (acide, basiques). La mise en place d'une régulation du pH est donc souvent nécessaire (pH admissible sur le lit : 6 à 8,5).

III. DECANTEUR PRIMAIRE, DECANTEUR DIGESTEUR

III.1. DECANTEUR PRIMAIRE

Dans le cas d'une filière de traitement classique il est essentiel d'obtenir et de garantir des performances suffisantes de la décantation primaire. En effet, le dimensionnement du lit bactérien tient compte de l'abattement obtenu au niveau de la décantation.

Dans certaines situations les perturbations hydrauliques du fait d'un trop fort débit de pompage, d'un sous dimensionnement (vitesse ascensionnelle trop élevée) ou d'une conception déficiente du décanteur (décanseurs longitudinaux, ...) vont entraîner un défaut dans le fonctionnement du décanteur.

Il s'agit d'adopter un débit traversier compatible avec la décantation primaire (vitesse ascensionnelle pour un ouvrage circulaire : $< 1,2 \text{ m/h}$), mais aussi avec le lit bactérien (charge hydraulique superficielle : cf. § V.4.3).

Pérenniser et garantir des performances optimales oblige aussi l'adoption d'une gestion rigoureuse des extractions des boues primaires. Il est important de baisser le plus possible le temps de séjour des boues dans le décanteur primaire pour limiter autant que faire se peut les risques de fermentation. Cette fermentation des boues primaires peut réduire les performances du décanteur. Cela se traduit visuellement par des remontées de bulles de fermentation et de boues grises à noires (accompagnées de départ de boues avec l'effluent décanté) et par une odeur putride. Une mesure du potentiel REDOX dans les eaux et les boues révèle dans ce cas des valeurs nettement inférieures à celles mesurées dans les eaux brutes à traiter (un potentiel inférieur à $+100 \text{ mV/EHN}$ traduit déjà des problèmes de fermentation).

Il convient d'être vigilant en toute circonstance. En effet une fuite importante de ces boues va entraîner un colmatage plus ou moins rapide de la surface du support et va ruiner tous les efforts de sauvegarde du lit bactérien. Une légère fuite constante de MES va, quant à elle, elle provoquer un colmatage plus lent mais à la longue, beaucoup plus important puisqu'il va intéresser une plus grande hauteur de lit (colmatage en profondeur).

Il est donc important de limiter en permanence à 5 à 10 g MES/l la concentration des boues primaires, par le fonctionnement adapté de la pompe d'extraction.

III.2. DECANTEUR DIGESTEUR

En ce qui concerne les décanseurs digesteurs, où les boues primaires accèdent directement dans la digestion, l'observation de remontées de boues va traduire une insuffisance des extractions des boues au sein même du digesteur. En effet, dans la partie digestion (qui n'est jamais brassée) le niveau de boues dépasse alors celui de la lumière de communication (décantation/digestion) avec en conséquence une montée du voile de boues qui, avec le régime hydraulique amont, va provoquer cette perte de boues.

Par définition, l'existence d'une communication entre la décantation et la digestion est de nature à limiter les performances de la décantation primaire puisque tous les produits de dégradation de la digestion (hydrosolubles), qui constituent une charge polluante non négligeable, sont restitués dans les eaux en sortie de décantation.

Les performances seront d'autant plus réduites que la digestion sera déficiente. Un contrôle du pH de digestion est à effectuer régulièrement (au moins tous les mois), le cas échéant ($\text{pH} < 7$) un apport de chaux peut être nécessaire.

Le volume de la partie digestion d'un décanteur digesteur est souvent dimensionné pour permettre un temps de séjour important des boues (2 à 6 mois). Ce temps est nécessaire à la dégradation de la matière organique (les décanteurs digesteurs ne sont pas chauffés, il faut donc compenser les performances forcément limitées, par un long temps de séjour des boues). Un tel temps de séjour permet en outre une grande souplesse au niveau de la gestion des boues excédentaires puisque généralement il est possible de jouer sur le niveau de boues (espacement des extractions). Ceci impose de pouvoir disposer d'un système de détection du niveau du voile de boues (piquages de visualisation et de prélèvement, détection par capteur de poids de boues).

L'extraction des boues biologiques en excès issues du lit bactérien (qui s'effectue généralement par retour en tête) devra être la plus fréquente possible, afin d'obtenir un maximum d'homogénéité des boues mixtes et donc permettre un fonctionnement régulier du décanteur.

IV. DEGRILLAGE FIN, TAMISAGE

Dans le cas des installations plus récentes avec une utilisation d'un lit bactérien à garnissage plastique organisé (exemple : tube Cloisonyle) ou pour les disques biologiques, la section de passage du support peut être suffisante pour permettre de s'affranchir de la mise en place d'une décantation primaire en y substituant un dégrillage fin (1 à 3 mm) ou bien un tamisage (< 1 mm).

L'absence de décantation primaire présente le net avantage de ne plus avoir à gérer des boues primaires, par définition très fermentescibles, qui doivent être obligatoirement stabilisées (digestion anaérobie). Toutefois cela doit se traduire par un dimensionnement du lit bactérien qui tiendra compte d'un abattement préalable de la pollution limité par rapport à un décanteur primaire.

V. LITS BACTERIENS

V.1. GENERALITES

Les lits bactériens sont des dispositifs comprenant un support de contact sur lequel se développe la culture bactérienne (film biologique). Ce matériau support est immergé alternativement dans l'eau à épurer (disques biologiques) ou arrosé par celle-ci (lits bactériens classiques). L'apport en oxygène est assuré par la mise en contact du film biologique avec l'air atmosphérique le plus généralement par ventilation naturelle ou par ventilation forcée.

V.2. PRINCIPE

La pellicule qui se développe à la surface du support (épaisseur 0,2 à 0,3 mm) comporte de très nombreuses espèces bactériennes dont beaucoup montrent une croissance filamenteuse très proche de ce que l'on observe dans le foisonnement en culture libre (boues activées). On constate, pour les lits non couverts recevant de la lumière, un développement de champignons inférieurs, d'algues. Lorsque la charge hydraulique est faible, une faune d'organismes "brouteurs " de la biomasse peut se maintenir (larves d'insecte, nématodes).

Avec l'alimentation en eau à traiter, la biomasse se développe rapidement, le film s'épaissit progressivement. La mise en service d'un tel dispositif, pour un traitement de la matière carbonée, s'effectue rapidement (une à deux semaines dans de bonnes conditions de température).

La profondeur, jusqu'à laquelle diffuse l'oxygène dans le film biologique, est sensiblement constante et relativement faible (entre 100 et 150 microns). De ce fait, la biomasse comporte une pellicule superficielle aérobie d'épaisseur proche de la constante, surmontant une zone profonde en anaérobiose.

Cette zone d'anaérobiose, présentant une résistance mécanique moindre que la partie aérobie, va favoriser largement l'autocurage du support de biofilm. En effet, les dégazages profonds conjugués avec l'action érosive du ruissellement vont permettre le décrochement et donc la régénération de la biomasse. Son métabolisme très actif aboutit à la production de produits d'excrétion habituels (CO_2 , NH_4 , NO_2 , NO_3 , ...) ainsi qu'aux sécrétions mucilagineuses qui jouent un rôle important pour l'adhésion au support du biofilm et la biosorption des matières en suspension et matières colloïdales.

Le développement du biofilm va croître proportionnellement à la charge polluante amont à traiter; il sera donc plus important au niveau des premières couches où s'effectue l'alimentation en substrat. L'épaisseur limite dépendra de la charge hydraulique locale à tous les niveaux de hauteur.

Ces remarques vont conditionner les caractéristiques géométriques du lit bactérien (volume, hauteur maxi, surface).

V.3. BIOLOGIE DES LITS BACTERIENS

La faune et la flore sont beaucoup plus diversifiées sur un lit bactérien que sur une station à boues activées. La variété des niches écologiques offertes (ensoleillement, cavités, substrat, humidité, ...) est à l'origine de cette diversité :

- Comme dans les boues activées, **les bactéries** sont en majeure partie des hétérotrophes. Dans les couches inférieures il est possible, dans des conditions de faible charge surfacique, de trouver des autotrophes (nitritation).
- Une fraction importante de la biomasse est constituée de **mycelium** qui colonisent particulièrement la surface en une pellicule rose orangée.
- Dans des cas de nette sous charge, **des mousses vertes** (voir même des herbes) peuvent couvrir la surface du lit, une chloration de la surface est efficace dans les cas extrêmes.
- **Des algues filamenteuses** peuvent être observées dans les zones recevant la lumière.
- La faune **des protozoaires** est riche et variée, on trouve les espèces communes au traitement de type boues activées.
- **Les métazoaires** sont très répandus dans les lits bactériens (nématodes, annélides ou lombrics, ...).

Selon la saison des pullulations de d'insectes (mouches notamment) constitue une gêne importante dans l'environnement immédiat.

V.4. DIMENSIONNEMENT

V.4.1. Charge surfacique

Comme dans le cas d'un traitement par boues activées, il est possible de qualifier par principe des valeurs de forte charge, faible charge (tableau 9-1). Cette notion n'est pratiquement plus utilisée.

	Faible charge	Forte charge
<i>DBO₅ (kg/m³.j)</i>	0,08 à 0,15	0,7 à 0,8
<i>Charge hyd. (m³/m².h)</i>	< 0,4	> 0,7
<i>Observations</i>	boues stabilisées	stabilisation des boues

Tableau 9-1 : Caractéristiques des lits bactériens à remplissage traditionnel.

Auparavant avec l'utilisation généralisée de la pouzzolane, était souvent utilisée la charge volumique (kg DBO₅/j par m³ de matériau), mais actuellement les surfaces spécifiques des supports étant très différentes il convient d'utiliser la charge surfacique (kg DBO₅/j par m² de surface développée) comme référence. Cette unité de mesure permet réellement de juger des performances des différents procédés.

En eaux résiduaires urbaines, pour une concentration en DBO₅ initiale de 200 à 250 mg/l (après décantation primaire ou tamisage) et une charge surfacique de 5 à 10 g DBO₅/j par m² de surface développée il est possible d'obtenir un niveau de rejet " e ". Pour une charge surfacique inférieure, avec une température non limitante, il est possible d'obtenir une nitrification partielle des effluents.

L'utilisation d'un lit bactérien en nitrification tertiaire, pour une charge surfacique de 1 à 1,5 g N-NH₄/j par m² de surface développée permet des rendements de 80 % sur l'élimination de l'azote ammoniacal.

V.4.2. Rendements épuratoires

Les rendements épuratoires qu'il est possible d'obtenir sont fonction de la nature et de la concentration initiale des effluents à traiter. Il est important de noter que les meilleurs rendements sont obtenus avec des effluents colloïdaux concentrés. La recirculation ne va pas réellement améliorer les performances épuratoires (pour un bon dimensionnement de l'installation), il ne peut s'agir éventuellement que d'une dilution passagère avec effet tampon (ce point donne lieu encore à des controverses).

Dans le cas d'une filière de traitement où le lit bactérien précède un bassin boues activées travaillant en aération prolongée, il est simplement visé un abattement partiel de la pollution carbonée (souvent proche de 50 % en DBO₅). Les effluents issus de cette première étape de traitement rejoignent directement le bassin d'activation sans décantation intermédiaire. Le biofilm qui va se détacher du lit va constituer un support de floc favorable au maintien d'un bon indice de décantation des boues. Ceci est observable surtout dans les cas où l'effluent brut à traiter est essentiellement constitué de pollution dissoute ou colloïdale (laiterie, fromagerie, équarrissage, ...), ce qui peut être une solution pour garantir la clarification des effluents.

Le rendement du lit bactérien est calculé en prenant en compte pour l'aval, des résultats des analyses après décantation 2 heures (DCO ad2, DBO₅ ad2).

Les besoins en oxygène de la respiration endogène des boues en excès provenant du lit bactérien (matière organique adsorbée et absorbée) doivent être pris en compte dans le calcul de l'oxygénation du bassin d'activation.

Ces besoins diffèrent selon la nature des effluents bruts et des prétraitements (il s'agit de quantifier la part des matières en suspension qui ne sera que très peu concerné par le traitement sur le lit bactérien). Ils seront très faibles quand il s'agit d'une pollution essentiellement dissoute en entrée de lit (empiriquement il peut être pris un coefficient multiplicateur de 1,1 sur le flux aval ad2 du lit) et plus important dans le cas contraire (empiriquement il peut être pris un coefficient multiplicateur de 1,25 sur le flux aval ad2 du lit).

- Exemple de rendement pour le CLOISONYLE.

Les abaques en annexe, situent les rendements qu'il est possible d'obtenir pour le CLOISONYLE (support mis au point par l'IRCHA) pour différents effluents agro-alimentaires (support très courant en IAA). Ces valeurs sont utilisables également, comme référence, pour d'autres supports à condition de bien prendre en compte la charge surfacique.

Attention : certains supports sont nettement moins performants dans la réalité. Il s'agit essentiellement des supports livrés en vrac où la surface active (surface "mouillée") est beaucoup plus faible que pour le Cloisonyle (support présentant le meilleur rapport surface mouillée/surface totale).

Ces abaques permettent le dimensionnement des lits alimentés en permanence par les effluents à traiter (flux polluant constant réparti sur 24 heures). Si la charge à traiter n'est répartie que pendant X heures/24 heures, le volume du lit est à augmenter dans la proportion 24/X. En fait, la charge éliminée sur le lit bactérien étant relativement constante, il faudrait dimensionner son volume sur la charge en pointe (en tenant compte de l'effet de dilution dû à la présence du poste de relèvement, de la recirculation, de l'éventuelle décantation primaire ou même d'un bassin tampon).

Le volume de support étant défini les caractéristiques géométriques (hauteur, section) sont à choisir en fonction de la nature du matériau support, du débit de pointe à traiter (y compris l'éventuelle recirculation), du débit minimum d'autocurage, du débit maximum de lessivage.

V.4.3. Nature du matériau - Surface développée

- LITS BACTERIENS

De la nature du support dépend la surface développée; une grande surface développée va permettre le maintien d'une importante biomasse.

Les premiers matériaux de remplissage des lits étaient pouzzolane (garnissage traditionnel), cailloux, graviers, galets, bloc de granit, laitier de fonderie, mâchefer. Ces matériaux sont de prix peu élevé. Mais ils présentent les désavantages d'avoir des masses spécifiques importantes (1 300 à 2 000 kg/m³) avec de faibles surfaces développées (45 à 60 m²/m³ pour des dimensions moyennes de 60/80 mm) et un pourcentage de vide limité (environ 50 %).

Le faible pourcentage de vide va réduire les possibilités de ventilation ce qui oblige une limitation des hauteurs de lits à 2,5/3,5 m (au dessus une ventilation forcée s'impose), de plus les risques de colmatage sont importants.

Pour les lits plus récents se généralise l'utilisation de support plastique en vrac (anneaux de Rachig, sphères, ...) ou ordonné (Floco, Cloisonyle, ...) d'un coût souvent très élevé, avec des surfaces développées plus importantes (80 à 200 m²/m³), des masses spécifiques plus faibles (60 à 80 kg/m³) et un très fort pourcentage de vide (90 à 95%). Les risques de colmatage sont moins importants avec l'utilisation de matériau plastique ordonné (Cloisonyle).

• DISQUES BIOLOGIQUES

Les disques biologiques sont constitués d'un support en forme de disque ou de tambour en matériau plastique monté sur un axe horizontal.

Le tambour partiellement immergé (40 % environ) dans une cuve, où est introduite l'eau à épurer, est animé d'un mouvement de rotation (1 à 3 tours/mn dans le sens du courant de passage), ce qui permet par alternance des phases d'immersion et d'émersion de favoriser le contact de la biomasse avec le substrat, et de provoquer une oxygénation du milieu par ruissellement.

En FRANCE, les installations souvent issues d'un même constructeur. Elles sont constituées de batteries de disques plats en polystyrène expansé dont la surface développée utile est faible (environ 50 m²/m³). Ce type de garnissage est actuellement abandonné (fragilité du support et des organes électromécaniques, faibles performances du fait d'un sous dimensionnement) au profit de support de type disques profilés (ondulations, alvéoles) beaucoup plus performants (surface spécifique : 150 à 200 m²/m³).

Ces installations de deuxième génération sont très développées dans certains pays Européens (SUISSE, ALLEMAGNE, GRANDE BRETAGNE, PAYS SCANDINAVES).

V.4.4. Débit d'autocurage et de lessivage

Le débit d'autocurage est défini comme étant le seul débit admissible sur le lit bactérien, quelque soit le débit des eaux brutes à traiter. Lorsque le débit des eaux brutes est faible ou nul (la nuit par exemple), la recirculation devra apporter un volume complémentaire permettant de rétablir le débit d'autocurage.

Le débit de lessivage du biofilm (arrachement de la majeure partie du biofilm) est défini comme étant approximativement le double du débit d'autocurage.

Dans le cas des disques biologiques l'autocurage est assuré par la rotation du tambour (érosion du fait du ruissellement)

Le débit d'autocurage du lit est en rapport avec la surface spécifique du matériau, il peut être évalué en multipliant la surface spécifique du matériau (m²/m³) par 15 l/h (valeurs usuelles 12 à 18 l/h).

Le ratio : débit d'alimentation / surface horizontale du lit est défini comme étant la charge hydraulique superficielle.

V.4.5. Hauteur du lit

La hauteur du lit maximale prise en compte généralement est de 2,5 à 3,5 m pour un garnissage traditionnel (pouzzolane, ...) et de 4 à 6 m pour un garnissage plastique ordonné.

V.4.6. Exemple de dimensionnement

Hypothèse de calcul :

- charge polluante après décantation primaire : 100 kg DBO₅/j;
- débit de pointe : 40 m³/h;
- charge surfacique souhaitée : 6 g DBO₅/j par m²;
- surface développée nécessaire : 16 666 m².

	Pouzzolane (60/80 mm)	Cloisonyle (d = 102,5 mm)
surface spécifique	50 m ² /m ³	150 m ² /m ³
débit d'autocurage (*)	0,75 m ³ /h	2,25 m ³ /h
débit de lessivage (*)	1,50 m ³ /h	4,50 m ³ /h
volume du lit	333 m ³	111 m ³
hauteur	3 m	5 m
section du lit maxi	111 m ²	22,2 m ²
diamètre	11,9 m	5,3 m
débit d'autocurage	83 m ³ /h	50 m ³ /h
débit de lessivage	166 m ³ /h	100 m ³ /h
débit de pompage	150 m ³ /h	90 m ³ /h

(*) Par m² de section du lit.

Tableau 9-2 : Dimensionnement d'un lit bactérien.

Il est préférable de choisir un débit d'alimentation proche des conditions de lessivage pour garantir tout risque de colmatage (le cas échéant, il sera toujours possible de réduire ce débit).

En exploitation, il est essentiel de vérifier régulièrement le débit pratique du relèvement. En effet une usure prématurée, un bouchage de la pompe va occasionner une baisse du débit d'alimentation du lit jusqu'au non respect du débit minimum d'autocurage. Le colmatage progressif du lit devient alors inévitable.

V.4.7. Répartition de l'effluent sur le lit bactérien

Pour utiliser l'ensemble du support, il est indispensable d'arroser uniformément la totalité de la surface du lit. Cette répartition est assurée par un tourniquet (sprinkler), ce qui oblige une forme circulaire de l'ouvrage. Sur certaines petites installations la répartition s'effectue par l'intermédiaire d'un réseau de goulottes fixes, par pulvérisation à travers des orifices fins, par projection sur plaques pleines, le lit pouvant être alors rectangulaire.

Le nombre de bras du sprinkler est au moins de 2 ; il est souvent de 4 pour les installations plus importantes.

Il est important de ne pas dépasser une vitesse périphérique de 0,8 à 1 m/s. Là encore il s'agit également de ménager un débit instantané suffisant pour assurer un autocurage des bras du sprinkler et un débit maximum pour éviter un lessivage du lit.

Il peut être utilisé une autre méthode pour vérifier la vitesse de rotation du sprinkler par le calcul du volume d'eau distribué (en litre), par bras et par tour sur 1 m² de surface de lit (notion de S_k) :

$$S_k = [(Q + R) \times 1000] / (S \times a \times n)$$

avec :

Q = débit d'alimentation (m³/h).

R = débit de recirculation (m³/h).

NB : Q + R correspond bien au débit d'entrée sur le lit, il s'agit souvent de la capacité du poste de relèvement.

a = nombre de bras.

n = nombre de tour par heure.

La valeur du S_k doit être comprise entre 20 et 40 l/m² par bras et par tour (pour une nitrification tertiaire les valeurs de S_k sont plus importantes soit 60 à 80 l/m²).

En exploitation, il faut surveiller l'absence de bouchage des orifices de distribution. La répartition de ces orifices de déversement (le plus souvent des simples trous, de 1 cm mini jusqu'à 3 cm de diamètre, pratiqués dans des tubes) doit tenir compte de la différence de trajet entre le centre et la périphérie du lit (la distance entre trous est plus resserrée à l'extérieur du lit qu'au centre).

– **Nombre total de trous (n) :**

$$n = [(Q+R) \times 10\,000] / [6,3 \times d^2 \times \sqrt{(2 \times h)}]$$

avec :

Q+R : débit d'alimentation du lit en m³/h (débit des eaux brutes + recirculation).

d : diamètre des orifices en mm (20 à 30 mm).

h : hauteur de charge au dessus de la surface du bras (généralement 0,8 à 1 m).

– **Répartition des trous :**

$$R_x = \sqrt{(x \times a)} \text{ soit } R_1 = \sqrt{(1 \times a)}, R_2 = \sqrt{(2 \times a)}, R_3 = \sqrt{(3 \times a)}, \dots$$

avec :

R_x : distance du trou x par rapport au centre du lit (en m).

$$a = R^2 / n.$$

R : rayon maxi du bras en m.

n : nombre de trous par bras.

Des bouchons amovibles, doivent équiper les extrémités des bras, ils sont là pour permettre une vidange rapide (en cas de bouchage) et un nettoyage de l'intérieur du sprinkler (ramonage).

Pour faciliter l'exploitation il est opportun d'aménager des créneaux sur le génie civil afin de purger les bras vers l'extérieur du lit (il convient en effet de ne pas envoyer, au moment d'un ramonage, les effluents chargés sur la surface du lit).

V.4.8. Recirculation

V.4.8.1. Objectif

Pour garantir les performances d'un lit bactérien, il ne faut jamais être en situation de dessèchement du biofilm. C'est la fonction principale de la recirculation que de maintenir une alimentation régulière du lit.

Ce problème ne se pose guère avec les matériaux classiques, le plus souvent assez poreux pour retenir une humidité suffisante, même en cas d'interruption d'alimentation plusieurs heures. Il n'en est pas de même avec les matériaux plastiques, et cela d'autant plus que le tirage naturel de l'air est plus important.

En ce qui concerne les disques biologiques, le biofilm est "mouillé" en permanence lors de la phase d'immersion dans le bac de rétention. En cas d'arrêt prolongé du disque, la partie émergée va s'assécher, la partie immergée va s'alourdir (développement de la biomasse) ce qui va provoquer un balourd avec d'importantes contraintes mécaniques. Sur certaines installations (desservant des IAA notamment), le lit bactérien est alimenté à partir d'un bassin tampon ce qui permet une humidification permanente de la biomasse.

Pour ces deux dernières configurations il est possible de s'affranchir de la mise en place d'une recirculation d'eau.

Mais généralement, l'arrivée des effluents à traiter n'est pas régulière, il est donc nécessaire de mettre en place une recirculation pour maintenir une humidification constante du biofilm .

V.4.8.2. Mode de gestion

Sur les lits bactériens classiques la recirculation s'effectue principalement en tête de traitement (c'est à dire en amont du décanteur primaire ou du décanteur digesteur, dans le poste de relèvement) à partir du cône de sédimentation du clarificateur ce qui permet de disposer d'un effluent débarrassé de MES (après décantation) et d'assurer l'extraction des boues en excès et leur traitement avec les boues fraîches (digestion anaérobie).

La gestion de la recirculation s'effectue automatiquement par l'ouverture d'une vanne à flotteur (ou autre système analogue) placée dans le poste de relèvement. Pendant les pointes de débit des eaux brutes, le niveau dans le poste de relèvement étant élevé, la vanne à flotteur est fermée, les boues en excès sont provisoirement stockées dans la clarificateur. La charge hydraulique superficielle est adaptée puisqu'elle est fixée par le débit de pompage.

Lorsque les débits à traiter sont faibles, le niveau dans le poste de relèvement est bas, la vanne à flotteur s'ouvre la recirculation est active ce qui permet l'extraction des boues excédentaires, le remplissage de la bêche et la mise en service du pompage pour une charge hydraulique superficielle toujours adaptée.

En ce qui concerne les lits à garnissage plastique ordonné (et non en vrac), notamment ceux précédant un bassin à boues activées (sans décantation intermédiaire), il est possible de recirculer les effluents de sortie du lit eux-même dans une bêche de rétention, équipée d'un trop plein, en communication avec le poste de relèvement amont (figure 9-1).

Cette configuration permet d'alimenter en priorité le lit à partir des effluents brutes, les effluents traités sur le lit étant évacués en aval par la trop plein. En l'absence d'arrivée des eaux brutes le poste de relèvement est alors alimenté en eaux traitées par l'intermédiaire de la lumière de communication.

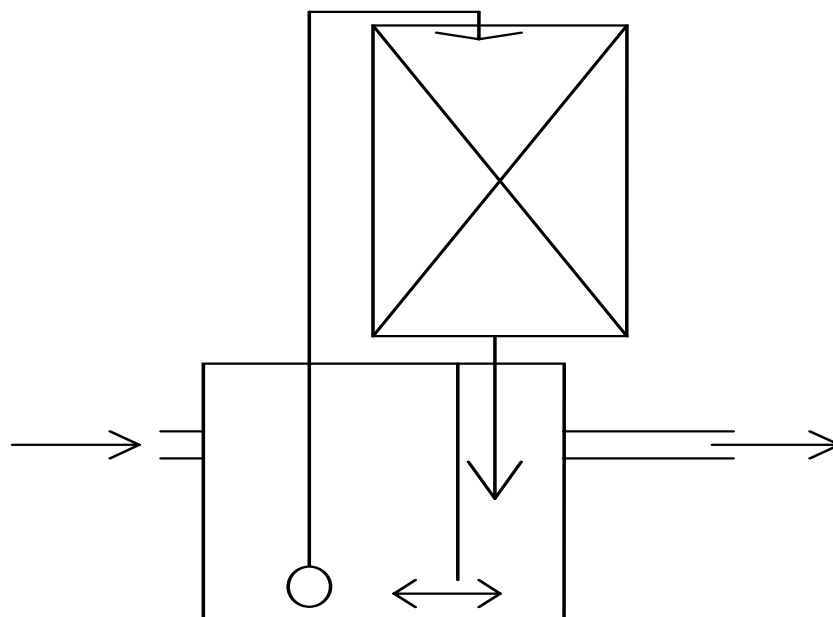


Figure 9-1 : Schéma de principe d'un dispositif permettant une alimentation en continu des lits bactériens.

La présence de MES dans la recirculation (qui correspond au biofilm qui se détache du fait de l'érosion) ne va pas entraîner de colmatage du lit pour autant que le garnissage plastique ordonné présente une structure adaptée (c'est le cas pour le Cloisonyle, support rencontré le plus souvent).

Il est rare de trouver une recirculation à partir des eaux épurées prélevées en sortie de clarificateur.

V.4.9. Oxygénation

La diffusion de l'oxygène s'opère à partir du courant d'air qui traverse le lit. Le tirage naturel s'installe du fait de la différence de température entre l'air extérieur et l'effluent. La circulation d'air s'effectue donc du haut vers le bas en période chaude, en sens inverse en période froide.

Une faible différence de température entre l'eau et l'air va diminuer dans une importante proportion la circulation de l'air (une différence de température inférieure à 10 ° C diminuerait par 10 la vitesse de circulation).

Pour les lits traditionnels situés à l'extérieur, en période froide, il est possible de réduire la surface des lumières situées sous le plancher pour limiter le refroidissement des effluents.

Quand les hauteurs de lits sont importantes les pertes de charge peuvent être suffisamment élevées pour que la ventilation naturelle soit inefficace. C'est notamment le cas pour un garnissage à faible indice de vide. La mise en place d'une ventilation forcée est donc nécessaire (débit mini 20 m³/h par m² de section de lit).

Les disques biologiques doivent systématiquement être abrités dans un local pour s'affranchir des problèmes du au gel. Des ouvertures (soulèvements, fenêtres, ...) sont aménagées pour permettre un renouvellement de l'air ambiant et ainsi donc lutter contre les phénomènes d'humidité.

Les consommations électriques d'un lit bactérien sont beaucoup moins importantes que pour une installation " boues activées " (2 à 3 fois moins élevée). Une consommation de 0,6 à 1 kWh/ kg DBO₅ éliminé peut être prise comme référence, elle sera d'autant plus élevée que la recirculation sera importante et la filière de traitement des boues complexe.

V.5. PRODUCTION DE BOUES

Les productions de boues des lits bactériens sont tout à fait comparables à celles d'un traitement par boues activées et se calcul de la même manière (cf. chapitre 18).

Charge surfacique	Equivalence boues activées	Production de boues (hors boues primaires)
faible : < 5/10 g DBO ₅ /j par m ² de surface développée	boues activées très faible charge massique	0,6 à 0,8 kg MES/kg DBO ₅ éliminé
élevée : > 15 à 20 g DBO ₅ /j par m ² de surface développée	boues activées moyenne charge massique	0,8 à 1 kg MES/kg DBO ₅ éliminé
très élevée : > 30/40 g DBO ₅ /j par m ² de surface développée		Difficile de définir un ratio sur la production de boues*.

* En effet s'agissant souvent d'un traitement de rejet à dominante industriel, les valeurs sont variables selon la nature des effluents et du prétraitement.

Tableau 9-3 : Production de boues.

Quand le lit bactérien est suivi d'un traitement direct sur une filière de boues activées faible charge (sans décantation intermédiaire), la production de boues est à calculer, pour simplification, sans tenir compte de la présence de la première étape (lit bactérien) c'est à dire sur la base du flux polluant brut après pré traitement.

VI. CLARIFICATION

La clarification finale vise à séparer les effluents traités des MES qui selon la nature des effluents et la charge appliquée sont constituées de matières organiques des eaux brutes ou du biofilm. La masse de MES correspond donc essentiellement à la production de boues. Cette masse de boues en "transit" dans le décanteur est donc faible comparée à celle qui correspondrait, à taille égale, à une filière boues activées (15 à 25 fois moins).

Il s'agit donc d'assurer régulièrement l'extraction de ces boues excédentaires.

Ces boues possédant une bonne aptitude à la décantation, un dimensionnement basé sur une vitesse ascensionnelle maxi de 1 à 1,2 m/h et une profondeur en périphérie de 2 à 2,5 m est acceptable.

VII. DYSFONCTIONNEMENT

VII.1.PRINCIPALES CAUSES DE DYSFONCTIONNEMENT

Pour les traitements de type lits bactériens (y compris les disques biologiques) où la biomasse épuratoire est fixée sur un support, les dysfonctionnements d'ordre biologique sont peu fréquents.

Il s'agit en fait, d'une réduction plus ou moins brutale du traitement biologique due :

- aux arrivées illicites de produits toxiques (produits bactéricides ,fortement acides ou basiques, métaux lourds, solvants, peinture, ...). Dans ce cas on observe une dégradation immédiate de la qualité du rejet avec un retour progressif à la normale. La première cause d'arrivée de produits industriel ou plus exactement celle qui apporte le plus de désordres est le dépotage d'hydrocarbures (fuel). Outre un dysfonctionnement d'ordre biologique on assiste à un colmatage partiel ou total de la surface du contact, avec un retour à la normale difficile (décolmatage préalable);
- au lessivage du support lors d'une surcharge hydraulique (perte du biofilm). Il s'avère préférable de limiter ponctuellement (par temps de pluies) le débit d'entrée pour que lit soit toujours opérationnel;
- à un séchage du biofilm du fait d'une alimentation insuffisante ou irrégulière en effluent (panne de la recirculation ou du relèvement);
- au basses températures dans le réacteur biologique en période hivernale;
- au manque d'oxygénation (colmatage, ventilation mécanique hors service, écart de température eau/air insuffisant).

VII.2.COLMATAGE DES LITS

VII.2.1.Causes

De fait la principale cause de dysfonctionnement d'un lit bactérien est lié au colmatage plus ou moins profond du support :

- non respect des conditions hydrauliques d'autocurage (bouchage de la pompe, de la cloche de chasse, mauvais choix du débit de relèvement);
- fuites de boues au niveau du décanteur primaire ou du décanteur digesteur;
- défaut de fonctionnement des prétraitements (dégrillage, tamisage, dégraissage, ...);
- arrivées d'effluents visqueux (huiles, hydrocarbures);
- traitement physico-chimique des effluents en amont du lit, ou retour important de polymère de l'atelier de déshydratation des boues;
- trop grande vitesse de rotation du sprinkler;
- remise en service du lit après séchage partiel.

Par souci d'économie, les constructeurs choisissent des débit d'alimentation proches du débit d'autocurage, ce qui est un facteur aggravant.

VII.2.2.Mesures curatives

Quand un début de colmatage est constaté (flaque d'eau en surface, répartition inéquitable en pied de lit) , le premier réflexe doit être de détecter son origine pour traiter la cause; ce sera souvent suffisant. Des mesures curatives sont à prendre citons principalement :

- augmentation provisoire de la charge hydraulique superficielle (augmentation de la recirculation : mise en service simultanée de plusieurs pompes de relèvement);
- ralentissement de la vitesse ou arrêt localisé du sprinkler;
- retournement manuel du matériau de surface (sur quelques dizaines de cm).

Il s'agit souvent d'un simple colmatage de surface qu'il est facile de corriger. Dans les cas les plus critiques, il s'agit d'un colmatage "de fond" ou seule la dépose de l'ensemble du matériau support et son lavage (lance incendie, ...) permettra une réhabilitation du lit. Il ne faut pas compter sur un apport massif de soude pour assurer le décolmatage du lit.

VII.3.PRECAUTIONS D'EXPLOITATION

VII.3.1.Lits bactériens

Quand est envisager un arrêt du lit bactérien pour une longue période, il est nécessaire au préalable de procéder, autant que faire ce peut, à un lavage du support par une charge hydraulique massive (lavage haute pression, alimentation en eau claire, arrêt localisé du sprinkler).

La qualité du matériau support (et son état) et le volume du lit bactérien vont conditionner les performances épuratoires de l'installation (il faut aussi tenir compte du traitement primaire) . Il convient donc de vérifier si la charge surfacique est compatible avec un rendement épuratoire permettant de délivrer un effluent épuré de qualité suffisante.

Dans le cas contraire, s'il est prévu une réhabilitation du traitement, le remplacement du matériau support existant (pouzzolane par exemple) par un autre support plus performant (plastique ordonné par exemple) doit obligatoirement s'accompagner d'une remise en cause du débit de relèvement et de la configuration du sprinkler.

VII.3.2.Disques biologiques

En ce qui concerne les disques biologiques les dysfonctionnement sont souvent consécutifs à une mauvaise répartition des effluents entre les différents étages des biodisques mais le plus souvent à un arrêt plus ou moins prolongé de la rotation des tambours (pannes électriques ou mécaniques).

Lors de cette période d'arrêt, la partie émergée va s'assécher, la partie immergée va au contraire se charger en biomasse. Ceci va occasionner un phénomène de déséquilibre (balourd) avec des efforts mécaniques tels, qu'il a été observée des ruptures mécaniques souvent irréversibles. Quand les risques de casse sont importants, une vidange totale de l'auge sous le tambour, un lavage et un assèchement complet (arrêt de l'alimentation) des disques est à envisager avant toute remise en service.

Ces expériences malheureuses, liées à une mauvaise conception et à un mauvais dimensionnement des ouvrages (il s'agissait souvent d'un même constructeur), sont à l'origine de l'abandon de cette technique pourtant largement utilisée dans des pays voisins (SUISSE). Les nouvelles générations de biodisques tiennent compte de ces contraintes.

Chapitre 12

LE LAGUNAGE

F.VIRLOGET

SOMMAIRE

I. PRESENTATION	239
II.PRINCIPE DE TRAITEMENT.....	240
II.1 LES BACTERIES.....	241
II.2 LES VEGETAUX MICROSCOPIQUES (ALGUES OU MICROPHYTES)	241
II.3 ZOOPLANKTON	242
II.4 LES VEGETAUX MACROSCOPIQUES (MACROPHYTES)	243
III. PRINCIPALES FILIERES DE TRAITEMENT	244
III.1 DISPOSITIONS CONSTRUCTIVES	244
III.2 LAGUNAGE NATUREL	245
III.2.1 <i>Avantages et inconvénients</i>	245
III.2.2 <i>Dimensionnement</i>	245
III.2.3 <i>Exemples de dimensionnement</i>	247
III.3 LAGUNAGE FACULTATIF.....	248
III.4 LAGUNAGE AERE	249
III.5 LAGUNAGE ANAEROBIE.....	249
III.6 LAGUNAGE DE FINITION	250
III.6.1 <i>Désinfection</i>	250
III.6.2 <i>Finition, tampon</i>	254

I. PRESENTATION

Historiquement, c'est au début de ce siècle en Amérique du Nord que le lagunage à réellement été considéré comme une technique d'épuration, il a fallu attendre la fin de la deuxième guerre mondiale pour que des recherches sérieuses soient conduites à ce sujet.

Le traitement des effluents urbains par la technique du lagunage (appelé aussi dans certains pays étang de stabilisation) s'est développé réellement en FRANCE (souvent sous l'impulsion du CEMAGREF) à partir des années 70 et 75 (la première installation a été construite en 1965 au GRAU DU ROI).

Avec la mise en place d'une politique active de construction de stations d'épuration consécutive à la création des Agences Financières de Bassins (aujourd'hui Agences de l'Eau) leur nombre s'est multiplié rapidement. On dénombre actuellement en FRANCE environ 2 500 installations de ce type pour des capacités nominales presque systématiquement inférieures à 2000 eH (70 % environ inférieures à 500 eH). La technique du lagunage naturel est la plus utilisée (80 % des installations).

Géographiquement, on localise le plus grand nombre de lagunes sur le littoral atlantique (Normandie et Bretagne notamment) ainsi que sur le bassin Méditerranéen (Languedoc-Roussillon). A contrario, les zones montagneuses et celles à forte densité de population sont peu propices à l'implantation d'un tel système de traitement (grandes surfaces planes nécessaires, coût du terrain). Il existe cependant quelques réalisations d'installations d'importance relative dans des régions touristiques (ROCHEFORT EN MER, ILES de RE et de NOIRMOUTIER, LEUCATE, GRAU DU ROI, MARSEILLAN, MEZE, ...).

Les performances épuratoires de ce procédé extensif (temps de séjour de 15 à 100 jours selon les configurations) sont moins importantes que pour les installations de type boues activées faible charge ou autres techniques intensives. Le choix d'une telle filière de traitement est souvent justifié lorsque l'impact sur le milieu naturel est faible au niveau des matières organiques, azotées et phosphorées ou/et lorsqu'il est visé une certaine désinfection des effluents avant rejet (zones de baignade, conchylicoles). De plus les ouvrages s'intègrent tout à fait bien dans des sites naturels.

Certaines industries agro-alimentaires sont encore équipées d'un traitement de leur effluent par l'intermédiaire d'un dispositif de lagunage aéré (avec quelquefois, en amont une lagune anaérobie). Toutefois les performances étant souvent insuffisantes, on assiste progressivement à leur abandon. Du fait de l'importante concentration des effluents à traiter, le traitement s'apparente plus à un système à boues activées (flux de boues en sortie de la lagune aérée inférieur à la production de boues).

Le lagunage est aussi utilisé en complément ou en association avec d'autres procédés de traitement :

- lagunage anaérobie / lagunage aéré;
- décanteur digesteur / lagunage (aéré, naturel);
- décanteur primaire ou physico-chimique / lagunage (aéré, naturel);
- lagunage naturel / disques biologiques / lagunage (aéré, naturel);
- lit bactérien (avec ou sans clarification) / lagunage naturel de finition;
- boues activées-clarification / lagunage de finition;
- lagunage / infiltration-percolation.

En fonction de la zone d'implantation et des conditions climatiques (température, ensoleillement), de la nature des effluents (concentration, flux), de la filière de traitement choisie (lagunage naturel, aéré facultatif, aéré, de finition), et de la configuration et du dimensionnement des ouvrages, les performances épuratoires des installations seront très variables.

La circulaire du 4 novembre 1980 prévoit un niveau de rejet adapté à cette filière de traitement, soit les concentrations maximales dans les eaux traitées (traitement complet des effluents urbains domestiques) :

- MES : 120 mg/l;
- DBO₅ : 40 mg/l;
- DCO : 120 mg/l.

Remarque : Les mesures de DCO et de DBO₅ s'effectuent à partir d'échantillons préalablement filtrés, ce qui revient à admettre le rejet dans le milieu naturel de phytoplancton (algues) qui se développe sur les bassins.

L'exploitation se résume le plus souvent à un entretien des ouvrages de prétraitements (les installations les plus petites sont souvent équipées d'un simple dégrillage manuel), des abords, le cas échéant au réglage du temps de fonctionnement des turbines ou organes d'aération. Il est donc peu possible d'intervenir activement dans le "process" de traitement. Dans certains cas cependant, il est possible de faire varier le niveau du plan d'eau dans les bassins, ce qui peut permettre de maîtriser le temps de séjour des effluents.

Le curage des lagunes envasées constitue la tâche la plus lourde (et bien évidemment la plus onéreuse) à effectuer sur ces installations pour une fréquence bien plus importante (4 à 6 ans) que celle prévue initialement par le concepteur (souvent 10 à 15 ans).

II. PRINCIPE DE TRAITEMENT

Dans un procédé de traitement de type lagunage la destruction de la pollution à traiter s'opère grâce à une succession et une association de processus physico-chimiques et biologiques extrêmement larges.

On prendra comme exemple un traitement par lagunage naturel (filère de traitement la plus courante), où l'installation est constituée d'une lagune primaire (profondeur totale : 1,5 à 2 m, surface : 5 m²/eH), d'une lagune secondaire (profondeur totale : 1 à 1,5 m, surface : 2,5 m²/eH), lagune tertiaire (profondeur totale : 0,5 à 1 m, surface : 2,5 m²/ eH).

Dans le premier bassin s'effectuera une décantation des matières en suspension et d'une partie de la pollution colloïdale. Au fond de cet ouvrage, des micro-organismes anaérobies vont hydrolyser et solubiliser une partie des matières organiques décantées. Dans la partie supérieure existe une zone aérobie (aération mécanique, et dans certains cas de sous charge polluante, oxygénation par photosynthèse) où les bactéries présentes dans le milieu, dégradent les matières organiques solubles ou en suspension selon des processus identiques à ceux qui s'établissent dans un traitement par boues activées. L'oxygénation est assurée par des algues, grâce à la photosynthèse :

Dans les bassins suivants, la faible profondeur et l'épaisseur limitée des sédiments permet de maintenir des conditions d'aérobiose par aération mécanique (effet du vent) et oxygénation par photosynthèse. Là encore, les bactéries présentes dans le milieu, dégradent les matières organiques solubles ou en suspension selon des processus identiques à ceux qui s'établissent dans un traitement par boues activées.

II.1 LES BACTERIES

Quel que soit le procédé biologique mis en oeuvre, les bactéries assurent toujours la part prépondérante, voire la totalité de la dégradation de la matière organique. La réalisation d'installations d'épuration biologique repose donc systématiquement sur la création d'une culture bactérienne à grande échelle. Le lagunage n'échappe pas à la règle.

Dans les systèmes extensifs, caractérisés entre autre par l'absence de recirculation de la culture bactérienne, il y a régulation naturelle du développement des bactéries, en fonction de la nourriture qui leur est apportée et d'autres conditions physico-chimiques (oxygène, pH, température, ...). La régulation de cette masse bactérienne est un équilibre entre sa croissance et les sorties du système, par départ avec l'effluent ou par sédimentation. La phase liquide reste le lieu de la dégradation de la matière organique en solution ou colloïdale.

Du fait du faible brassage et de l'absence d'oxygénation en fond de bassin, les dépôts se trouvent en condition d'anaérobiose. Les bactéries anaérobies réalisent la "minéralisation" de la matière organique des dépôts (transformation de la matière organique en matières minérales et en gaz CO_2 et CH_4).

Une nette surcharge organique et un déficit en oxygène induisent une prolifération d'espèces bactériennes sulfato-réductrices, puis celle d'espèces bactériennes photosynthétiques sulfo- oxydantes (dans la partie supérieure des bassins) à pigment rouge pourpre qui peut colorer l'ensemble de la surface du (des) bassin(s).

II.2 LES VEGETAUX MICROSCOPIQUES (ALGUES OU MICROPHYTES)

Le rayonnement solaire est la source d'énergie qui permet la production de matière vivante par les chaînes alimentaires aquatiques.

Les substances nutritives sont apportées par les effluents sous forme de sels minéraux dissous et de matières organiques dissoutes colloïdales ou particulières (100 mg d'algues = 50 mg en C; 8 mg en N; 1 mg en P).

Cette énergie et les substances nutritives vont permettre la production de végétaux (algues), qui vont constitués alors un élément essentiel dans le processus du traitement.

Les algues vont en effet utiliser la lumière solaire et le gaz carbonique durant la période diurne (fonction chlorophyllienne), les sulfates, les nitrates et les phosphates pour synthétiser leur propre matériel cellulaire et produire de l'oxygène comme résidu (160 mg d' O_2 /100 mg d'algues). Cet oxygène est alors disponible pour les bactéries aérobies. Ces algues sont planctoniques (dispersées dans la masse d'eau), périphtiques (fixés sur des supports immergés) ou épipéliques (déposés à la surface des sédiments) :

- algues bleus (cyanophycées);
- algues vertes (chlorophycées);

- algues brunes (chrysophycées, diatomées);
- eugléniens.

la photosynthèse dépendant de l'activité solaire, la lagune aérobie est surtout intéressante pour les pats à forte insolation. L'intensité de l'action solaire conditionne aussi la profondeur de la lagune (faible pour les faibles insulations et inversement).

Pour une charge importante en matière organique, on observera principalement des algues brunes, puis des algues vertes quand la charge va diminuer. Certaines algues sont capables dans des conditions favorables (température notamment) de proliférer très rapidement (blooms).

De nombreuses algues rencontrées dans les lagunes peuvent utiliser à la fois les substances minérales et les substances organiques.

Ces organismes planctoniques ont une vie très brève, après leur mort, la partie non consommées par leurs prédateurs va sédimenter et se décomposer dans les couches profondes.

Il est important de souligner que l'activité photosynthétique va occasionner, du fait de la production de CO_2 , une élévation du pH (notamment durant la saison estivale ou en période de fort ensoleillement) jusqu'à des valeurs pouvant atteindre pH 9 à 10 (il est possible de constater entre la période diurne et nocturne un écart de pH de 0,5 à 1).

II.3 ZOOPLANCTON

L'importance de la faune zoo planctonique est souvent sous-estimée. Certains organismes vont éliminer les bactéries, algues, substances organiques particulières. Ils contribuent donc pleinement à l'épuration et à l'éclaircissement du milieu.

Citons principalement :

- Les protozoaires (flagellés, ciliés) : certaines espèces bactériophages et détritivores sont abondantes dans les eaux les plus chargées et dans les sédiments. Leur présence indique un effluent peu dégradé; on les rencontre essentiellement dans les premiers bassins. Les paramécies sont les plus abondantes. D'autres sont algivores et microphages. Leur densité est étroitement liée à la charge organique du milieu. Ils participent à l'élimination des germes de contamination fécales.
- Les rotifères : ceux-ci consomment phytoplancton et bactéries (jusqu'à 10 fois leur poids par jour). Certaines espèces algivores apparaissent avec le " bloom " algal. Leur densité est en relation étroite avec le taux d'oxygène dissous : leur maximum de développement coïncide avec le développement algal maximal. Les protozoaires et rotifères sont incapables d'assurer la consommation de la production algale, de ce fait leur rôle en lagunage est réduit.
- Les cladocères : les plus abondants appartiennent au genre DAPHNIA. Prédateurs du phytoplancton et des bactéries. Leur capacité de filtration est élevée, ils contribuent à l'abatement des matières organiques (liées au MES), des coliformes, des protozoaires mais aussi des algues les plus petites avec une forte consommation en oxygène.

De fait, on peut considérer qu'en lagunage, on assiste à une eutrophisation provoquée.

Le plancton se développe préférentiellement dans la tranche supérieure des bassins où la diffusion du rayonnement solaire est possible (jusqu'à une profondeur de 1 à 1,5 m selon la turbidité de l'eau) avec un maximum en surface (sur 20 à 30 cm).

Le rejet du plancton au sein de l'eau épurée est inévitable sans étape de filtration complémentaire (filtration sur sable). La qualité de l'épuration ne peut être jugée que sur la qualité de l'eau interstitielle, les normes de rejet sont exigibles à ce titre sur des critères analytiques à partir d'échantillon préalablement filtrés.

Toutefois l'impact réel sur le milieu naturel doit tenir compte de la masse planctonique rejetée. Cet aspect souvent "oublié" fait l'objet de discussion polémiques, il faut rappeler que la durée de vie des algues étant limitée, leur décomposition va générer une demande en oxygène non négligeable (100 mg d'algues en décomposition induisent une DBO ultime de 150 mg d'oxygène).

C'est du début du printemps jusqu'à la fin de l'été que se situe le plus fort développement algal qui, combiné à une évaporation maximale, va augmenter considérablement la concentration dans le rejet avec un impact maximal sur le milieu naturel dans sa période de forte fragilité.

II.4 LES VEGETAUX MACROSCOPIQUES (MACROPHYTES)

Les macrophytes sont des végétaux supérieurs sous formes fixées ou libres que l'on rencontre en lagunage. Il s'agit généralement de phanéogrammes (roseaux, scirpes, massettes, ...).

Leur utilité est assez controversée. En principe ils jouent un rôle de support pour d'autres organismes et favorisent les échanges nutritionnels avec le sol, les sédiments, les eaux et assurent une certaine consommation des éléments fertilisants.

On retrouve souvent les végétaux à rhizomes suivants : scirpes, phragmites (roseau commun), typhas (massettes). Ces végétaux sont généralement plantés sur une banquette immergée en bordure de bassin; on constate, dans certaines conditions (faible hauteur d'eau sur les berges notamment, absence de fauchage, de faucardage), une colonisation naturelle. Il peut être mis en place une lagune spécialisée dont la végétation couvre l'ensemble du bassin (lagune à macrophytes). Dans ce cas, la sortie des effluents s'effectue toujours par surverse.

Pratiquement, l'utilité des végétaux macrophytes dans l'amélioration du traitement des effluents reste à démontrer. De plus l'entretien doit être effectué régulièrement (faucardage annuel).

Il convient de noter une autre voie beaucoup plus intéressante dans l'utilisation de ces végétaux macrophytes. Il s'agit d'une technique de filtration verticale (de haut en bas) sur des lits plantés de roseaux (*Phragmites communis*). Le filtre est constitué d'un soubassement équipé d'une reprise des effluents qui assure également la ventilation basse du système (plancher béton alvéolé ou cailloux), puis d'une couche de sable et de tourbe où sont plantés les roseaux.

Il s'agit d'une technique de filtration, se rapprochant des systèmes dits "d'infiltration percolation". Les roseaux assurent un rôle d'oxygénation du milieu et de limitation du colmatage. Cette technique a été développée tout d'abord en Allemagne (travaux de madame SEIDEL) et en Grande Bretagne; il existe actuellement plus de 400 installations de ce type dans la C.E.E. Ces filtres peuvent être utilisés en substitution à une lagune primaire (les MES retenues sont "compostées" progressivement) et à une lagune secondaire (filtration du plancton).

III. PRINCIPALES FILIERES DE TRAITEMENT

III.1 DISPOSITIONS CONSTRUCTIVES

Il s'agit toujours de bassins creusés dont l'étanchéité est assurée naturellement (après compactage de la terre) ou par l'intermédiaire d'une bâche plastique.

Il existe de nombreuses installations où l'on constate une mauvaise étanchéité des lagunes (au moins 50 %) du fait essentiellement d'un manque de sérieux dans la construction (absence d'étude de sol préalable). En ce qui concerne les lagunes équipées d'une bâche plastique on constate également des défauts d'étanchéité (mauvaise soudure des lés) ainsi que des remontées de la bâche du fait de l'absence d'un réseau de drainage assurant le dégazage du sous-sol.

Pour assurer la stabilité du talus une pente (horizontale sur verticale) de 2,5/1 (coté eau) doit être respectée avec une hauteur de revanche de 0,50 à 1 m.

L'entretien des abords par engin mécanisé nécessite une bande de roulement d'au moins trois mètres de largeur. Il faut limiter au maximum le développement de la végétation dans le périmètre immédiat des lagunes (empierrement, gravillonnage, ...) pour limiter la colonisation des insectes et rongeurs et le dépôt d'herbes et de feuilles dans les bassins. Dans le but de faciliter les opérations de curage des lagunes (lagune primaire principalement), il est opportun de prévoir la mise en place d'une rampe d'accès pour un engin (mini pelle).

Dans certaines situations, il sera nécessaire d'adopter une profondeur des lagunes supérieure à 1 m pour limiter la prolifération des moustiques (dépôt d'oeufs sur les herbes aquatiques).

Quand les risques de battillage (érosion des berges par les vagues) sont importants (vent, turbines flottantes) il est nécessaire de prévoir un traitement spécifiques des berges (fascines, enrochement, béton projeté, membrane filtre type BIDIM).

Le raccordement entre les différents ouvrages doit permettre une variation de la hauteur du plan d'eau (gestion des temps de séjour). Accessoirement, cette variation du plan d'eau va limiter la présence des rats (immersion des galeries creusées par les rongeurs). Il faut pouvoir également disposer d'une cloison siphonide amovible (sa mise en place est à choisir pour chaque cas). Il est essentiel de prévoir une canalisation de " by-pass " permettant d'isoler une des lagunes (au moins la lagune primaire) pour en assurer l'entretien (vidange, assèchement, curage).

A la surface utile des lagunes, il faut donc ajouter les emprises des digues, accès, clôtures, bâtiment, prétraitement. Cela conduit à multiplier la surface utile des lagunes par 1,5 à 2 pour définir approximativement l'emprise totale de la station d'épuration.

On distingue plusieurs filières de traitement : lagunage naturel, lagunage aéré facultatif, lagunage aéré, lagune de finition.

III.2 LAGUNAGE NATUREL

Cette technique est la plus utilisée en FRANCE (80 % des cas). Le lagunage naturel se caractérise généralement (2 cas sur 3) par la présence de trois bassins creusés dans le sol et disposés en série, pour une surface spécifique de 10 à 15 m²/eH et un temps de séjour des effluents de 60 à 90 jours.

III.2.1 Avantages et inconvénients

La lagune aérobie est d'une exploitation simplifiée et nécessite une main d'oeuvre réduite et peu qualifiée. Sa construction est simple et économique, si on excepte le prix du terrain. Les dépenses d'énergie sont nulles.

Les effluents en sortie de lagune présente souvent des teneurs généralement élevées en MES (au moins 40 mg/l). De plus, des dépôts massifs d'algues à certaines périodes peuvent entraîner des concentrations en MES supérieures à 1 000 mg/l.

La surface nécessaire est importante : 5 m²/hab en Israël, 40 à 50 m²/hab dans les pays froids. Les lagunes sont fréquemment la source de nuisances olfactives, du fait de dépôts et d'une oxygénation insuffisante.

Les berges souvent herbeuses servent de gîtes de reproduction aux moustiques. Il est par ailleurs nécessaire de curer périodiquement les dépôts (environ tous les 5 ans).

III.2.2 Dimensionnement

Plusieurs modes de dimensionnement ont été proposés. Globalement, ces formulations ou valeurs empiriques définissent des surfaces ou des temps de séjour.

Climat	kg DBO ₅ /j/ha	Temps de séjour (j)
<i>Glacial</i>	< 10	> 200
<i>Hivers froids et étés tempérés</i>	10 à 50	100 à 200
<i>Tempéré à semi tropical</i>	50 à 150	30 à 100
<i>Tropical</i>	150 à 350	15 à 30

Tableau 10-1 : Dimensionnement des lagunes en fonction des conditions climatiques.

La disparité des valeurs traduisent particulièrement bien l'influence des conditions atmosphériques (température de l'eau, insolation) sur les performances du lagunage.

$$RT = (C_0 - C) / KC$$

soit : $C = C_0 / (KR + 1)$

K = vitesse.

R = temps de séjour des eaux (j).

C₀ = concentration entrée lagune (mg DBO₅/l).

C = concentration sortie lagune (mg DBO₅/l).

Plusieurs auteurs font état de valeurs du coefficient K en fonction de la température (tableau 10-2).

Il est important de noter la très grande influence de la température sur le dimensionnement des bassins puisque le volume des bassins peut varier du simple au quadruple environ entre 10 et 25 °C.

Auteur	Formule	T = 10 °C	T = 15 °C	T = 20 °C	T = 25 °C
x	$K = 0,1811 \times 1,084^{t-16}$	0,11	0,17	0,25	0,37
D.FIHLO	$K = 1,2 \times 1,085^{t-35}$	0,16	0,23	0,35	0,53
F.SAUZE	$K = 0,035 \times 1,114^t$	0,10	0,18	0,30	0,52
RINGUELET		0,11 en hiver		0,20 en été	
MARAIS		0,17 en Afrique du Sud			

Tableau 10-2 : Valeurs de K en fonction de la température.

Compte tenu des résultats moyens obtenus sur les installations en FRANCE, pour déterminer le coefficient k, il est préférable d'utiliser la formulation la plus contraignante :

$$K = 0,1811 \times 1,084^{t-16}$$

Compte tenu de la surface d'échange air / eau et du temps de séjour des effluents dans les lagunes la température de l'eau dans les bassins va être très proche de la moyenne de la température de l'air ambiant. La température d'air de référence à prendre en charge est la plus basse valeur moyenne mesurée dans l'année sur une période d'un mois. Toutes ces informations sont disponibles sur serveur Minitel (3615 METEO).

III.2.3 Exemples de dimensionnement

Le tableau suivant donne le temps de séjour (j) en fonction de la concentration des eaux brutes à traiter et de la température (concentration des eaux traitées 20 mg DBO₅/l) :

Température (°C)	Concentration des effluents bruts (mg DBO ₅ /l)						
	50	100	150	200	250	300	350
5	20	54	87	120	154	188	221
10	13	35	58	81	103	125	148
15	9	24	39	54	69	84	99
20	6	16	26	36	46	56	66
25	4	11	17	24	31	37	44
30	3	7	12	19	21	25	29

Tableau 10-3 : Temps de séjour en fonction de la concentration des eaux brutes à traiter et de la température.

L'alimentation du dispositif s'effectue gravitairement ou après refoulement par pompage. Le prétraitement des effluents est assuré par dégrillage et dégraissage statiques ce qui permet de s'affranchir de toute alimentation électrique.

C'est dans la lagune primaire que se situe la plus forte demande en oxygène. Il faut disposer d'une surface suffisante de cette lagune pour permettre le développement planctonique qui doit fournir l'oxygène nécessaire. Dans la lagune primaire va s'opérer l'essentiel de l'élimination de la pollution carbonée.

La lagune primaire représente au minimum la moitié de la surface totale pour une hauteur d'eau utile de 1 à 1,5 m (hauteur totale moyenne 1,5 à 2 m). Il est préférable de ne pas dépasser une profondeur moyenne de 1,1 m. La tendance actuelle est d'augmenter encore la surface relative de la lagune primaire pour la porter à 60 % de la surface totale.

Afin de ménager une grande souplesse au niveau de l'exploitation, notamment au moment des opérations de curage, il peut être opportun de prévoir, à surface totale égale, la mise en place de deux lagunes primaires disposées en parallèle avec possibilité de "by-pass" de chacun des bassins (pour un abaissement de plan d'eau ou une mise à sec).

Cette disposition oblige une parfaite répartition hydraulique qui peut être facilement assurée quand on dispose d'une alimentation par poste de relèvement (alternance des alimentations par affectation d'une pompe de relèvement par lagune).

Au niveau de l'alimentation, dans la première partie de la lagune primaire, peut être aménagée une surprofondeur (partie d'ouvrage éventuellement bétonnée) permettant de recueillir les matières en suspension les plus lourdes (cône de sédimentation) et donc de faciliter leur reprise par pompage (hydrocureuse, tonne à lisier). Ce cône de sédimentation peut être dimensionné à 5 à 10 % de la surface de lagune primaire pour une profondeur maximale de deux mètres. Dans ce cas les évacuations de ces boues "primaires" sont assurées régulièrement ce qui va réduire au maximum les contraintes au moment du curage de la lagune.

La surface de la lagune secondaire représente 20 à 25 % de la surface totale des bassins. La hauteur d'eau se situe entre 0,5 et 1 m (hauteur totale : 1 à 1,5 m).

La surface de la lagune tertiaire représente 20 à 25 % de la surface totale des bassins. La hauteur d'eau est généralement inférieure à 0,5 m (hauteur totale : 1 m).

Il est possible de trouver des installations avec un plus grand nombre de lagunes et de plus grandes surfaces. Certaines stations sont équipées de deux lagunes primaires (alimentées en parallèle ou en série) ce qui peut permettre facilement une mise à sec de l'une d'entre elle avant curage. La lagune tertiaire peut être plantée de végétaux macrophytes.

Pour ce type de filière de traitement, une rusticité est visée, l'exploitation se résume en un entretien régulier et indispensable des installations de prétraitement (souvent un simple dégrillage à nettoyage manuel) et des abords (fauchage des berges). Les ouvrages s'intègrent généralement bien dans le paysage (pour peu que l'on utilise avantageusement le relief et les formes du terrain disponible).

Toutefois, les surfaces nécessaires sont importantes puisqu'au 10 à 15 m² utile de bassin par usagers il faut ajouter les surfaces des digues et talus et les emprises divers (accès, prétraitement, ...) ce qui représente 5 à 10 m² supplémentaires (par usagers). Du fait de ces grandes surfaces nécessaires ce type d'installation est adapté au collectivité de petite taille.

Théoriquement le coût d'une station d'épuration de type lagunage est moins élevé que pour un traitement par boues activées aération prolongée (20 à 30 %). Toutefois, plusieurs facteurs peuvent occasionner des surcoûts non négligeables comme le prix du terrain, la mise en place d'une étanchéité artificielle ce qui ne rend plus obligatoirement ce type d'installation concurrentiel au niveau des investissements.

III.3 LAGUNAGE FACULTATIF

Pour ce type d'installation la lagune primaire (profondeur moyenne de 1,5 à 3 m) est équipée d'un système d'aération (turbine, diffusion d'air), qui assure une oxygénation de la surface du bassin.

La puissance absorbée ne permettant pas un brassage de la totalité du bassin (2 à 6 W/m³) la sédimentation des MES reste possible, on retrouve des conditions d'anaérobiose au fond de l'ouvrage. Les puissances en jeu n'étant pas importantes une protection des berges contre les effets de batillage n'est généralement pas assurée.

Comme en ce qui concerne le lagunage naturel deux lagunes complètent l'installation (il peut exister d'autres lagunes supplémentaires). Les temps de séjour sont en général plus courts (30 à 60 jours).

En fonction de la charge polluante à traiter et de l'envasement de la lagune primaire le temps de fonctionnement de l'aération sera variable. Les consommations électriques deviennent rapidement très importantes pour atteindre des valeurs identiques voire supérieures à celles obtenues dans les installations de type "boues activées aération prolongée" (à charge égale). La mise en place d'un système d'aération va occasionner un surcoût d'investissement important par rapport à une installation de lagunage naturel (alimentation électrique, armoire de commande, aérateurs) pour atteindre des valeurs proches d'un traitement par boues activées aération prolongée. On ne plus guère parler de rusticité du système.

III.4 LAGUNAGE AERE

Ces installations sont constituées d'une lagune d'aération et d'une lagune de décantation (sur certaines stations, il peut exister plusieurs lagunes d'aération et de décantation). La lagune d'aération est équipée de turbines flottantes ou fixes (profondeur 2 à 3 m) ou de systèmes d'insufflation d'air (profondeur 3 à 5 m).

En toute logique la puissance de l'aérateur devrait être telle que le brassage du bassin soit efficace (pour des turbines de surface : 20 à 30 W/m³). Presque systématiquement sur les installations existantes, la puissance installée ne permet pas un brassage de la totalité du bassin (puissance installée 5 à 10 W/m³ pour assurer les seuls besoins en oxygène) la sédimentation des MES reste possible, on retrouve des conditions d'anaérobiose au fond de l'ouvrage.

En théorie, les puissances développées au brassage sont suffisamment importantes pour qu'une protection des berges contre les effets de batillages soit mise en place.

L'épuration des effluents se rapproche d'un traitement de type boues activées sans recirculation ou la concentration des boues est fonction de la concentration des effluents en entrée et du temps de séjour des eaux. Le temps de séjour des effluents est souvent limité à 10 ou 15 jours.

En fonction de la charge polluante à traiter et de l'envasement de la lagune primaire (relarguage des produits de fermentation) le temps de fonctionnement de l'aération sera variable. Les consommations électriques sont en général très importantes et dépassent celles obtenues dans les installations de type "boues activées aération prolongée" (à charge égale).

Comme pour les installations de type lagunage aéré facultatif, la mise en place d'un système d'aération va occasionner un surcoût d'investissement important par rapport à une installation de lagunage naturel (alimentation électrique, armoire de commande, aérateurs) pour atteindre des valeurs proches d'un traitement par boues activées aération prolongée. On ne plus guère parler de rusticité du système.

III.5 LAGUNAGE ANAEROBIE

Dans la majorité des cas, les problèmes d'odeurs, liés aux faibles rendements obtenus, font que le lagunage anaérobie ne peut être utilisé dans les conditions réglementaires européennes.

On peut toutefois envisager son utilisation comme prétraitement d'eaux industrielles très chargées à condition d'être éloigné de toute habitation. Les temps de séjour sont supérieurs à 20 jours et dépassent fréquemment 50 jours.

Les charges volumiques appliquées sont de l'ordre de 0,01 kg DBO₅/m³.jour et les rendements d'élimination de la DBO₅ varient entre 50 et 80 %. La teneur en MES dans l'effluent traité est généralement élevé.

III.6 LAGUNAGE DE FINITION

Par définition, la mise en place d'un lagunage de finition se justifie chaque fois qu'il est visé une certaine désinfection des effluents et un "lissage" de la qualité du rejet (effet tampon). Cela constitue un très bon complément derrière une installation boues activées aération prolongée.

III.6.1 Désinfection

III.6.1.1 Principe

Les germes pathogènes contenus dans les effluents domestiques proviennent essentiellement de la flore microbienne intestinale. Le dénombrement des coliformes fécaux et éventuellement des streptocoques fécaux est suffisant pour caractériser le niveau de pollution bactérienne (germes tests de contamination fécale).

Dans les eaux usées brutes, les dénombrements font souvent état des concentrations suivantes :

- Coliformes totaux : 7 à 9 unités log/100 ml;
- Coliformes fécaux : 6 à 8 unités log/100 ml;
- Streptocoques fécaux : 6 à 7 unités log/100 ml;
- Salmonella : jusqu'à 4 unités log/100 ml;
- Clostridium (sulf. réd) : 10⁶/100 ml;
- Entérovirus : jusqu'à 460/100 ml.

L'abattement en coliformes fécaux dans une installation de type boues activées est de 1 ou 2 Ulog. Le risque de contamination direct des baignades par les rejets de stations d'épuration est donc important.

Les directives Européennes fixent pour les baignades des limites microbiologiques :

- 10 000 coliformes totaux / 100 ml (valeur guide : 500);
- 2000 coliformes fécaux / 100 ml (valeur guide : 100)
- absence de salmonelle / 1 l;
- absence de virus entériques / 10 l.

Il faut également tenir compte de la présence de virus et mycobactéries ainsi que des formes hautement résistantes : spores, kystes, oeufs.

Sur le plan législatif il n'existe pas de norme générale précisant sur la qualité bactériologique des effluents épurés de station d'épuration. Validant l'approche de l'O.M.S., le conseil supérieur de l'hygiène publique de FRANCE (C.S.H.P.F) propose de retenir le risque parasitologique comme le plus représentatif du risque infectieux lié à l'utilisation des eaux usées. Ces travaux ont fait l'objet de la diffusion d'une circulaire du Ministère des Affaires sociales et de l'intégration (DGS / SD1.D. / 91 n° 51 du 22 juillet 1991) relative à l'utilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation des cultures et l'arrosage des espaces verts.

Dans cette circulaire il est surtout proposer des recommandations en matière de contraintes bactériologiques et parasitologiques (contrainte de type A cf. p. 38) :

- oeuf d'helminthes intestinaux (ténia, ascaris) : inférieur ou égal à 1 / litre;
- coliformes thermotolérants (fécaux) : inférieur ou égal à 10 000 / litre.

Les causes exactes de la réduction du nombre de germes pathogènes (germes tests de contamination fécales) dans un lagunage sont encore mal connues. Plusieurs hypothèses sont avancées (facteurs favorables) :

- limitation du substrat;
- température;
- temps de séjour élevé;
- compétition d'espèces, prédation;
- sédimentation avec les MES;
- limpidité des effluents;
- hauteur d'eau;
- rôle germicide des rayons U.V. solaires;
- insolation;
- écoulement dans les bassins.

III.6.1.2 Dimensionnement

Il existe plusieurs formulations concernant la désinfection bactériologique en lagunage naturel (MARAIS, GLOYNA, BCEOM RINGUELET) :

$$\text{Bassin unique } N = N_0 / (KR + 1)$$

$$\text{Bassins multiples } N = N_0 / [(KR_1 + 1) \times (KR_2 + 1) \times (KR_3 + 1) \times \dots]$$

N = nombre de bactéries par 100 ml après temps de séjour en lagune (coliformes fécaux).

N₀ = nombre de bactéries par 100 ml dans les eaux à l'entrée de la lagune (coliformes fécaux).

R = temps de séjour hydraulique dans les lagunes 1, 2, 3 etc (jour).

K = "constante de vitesse"

$$= 2,6 \times 1,19^{t-20} \text{ avec } t \text{ entre } 5 \text{ et } 21 \text{ } ^\circ\text{C}, 0,8 \text{ à } 20 \text{ } ^\circ\text{C pour Salmonella typhi} \quad (\text{MARAIS})$$

$$= 3,9 \times 1,13^{t-20} \quad (\text{SAUZE})$$

$$N = N_0 e^{(-K\sqrt{R})}$$

N = nombre de bactéries par 100 ml après temps de séjour en lagune (coliformes fécaux).

N_0 = nombre de bactéries par 100 ml dans les eaux à l'entrée de la lagune (coliformes fécaux).

R = temps de séjour hydraulique dans les lagunes 1, 2, 3 etc (jour).

K = "constante de vitesse "

= exp (exp (0,0254 × t - 0,948)) pour t > 10 °C (BCEOM RINGUELET)

= exp 0,504 = 1,66 pour t < 10 °C (LANGUEDOC/ROUSSILLON)

Le coefficient K à été également relié à l'énergie reçue au sol E (calorie/cm² par jour) :

$K = \exp [(1,138 \times 10^{-5} \times E^6) + 0,504]$ si t > 10 °C

Il existe d'autres système de calcul par abaques (GLOYNA O.M.S à 20 °C ?)

Les tableaux ci après montre la disparité des résultats pour 3 exemples :

Auteur	MARAIS	BCEOM	SAUZE	O.M.S
Température (°C)	20	20	20	20
N_0 (coli. fécaux)	10^8	10^8	10^8	10^8
R (jour)	30	30	30	30
K	3,09	1,9	4,41	
N	$1,1 \cdot 10^6$	$3 \cdot 10^3$	$0,8 \cdot 10^6$	$1,1 \cdot 10^6$

Tableau 10-4 : Performances avec un seul bassin.

Auteur	MARAIS	BCEOM	SAUZE	O.M.S
Température (°C)	20	20	20	20
N_0 (coli. fécaux)	10^8	10^8	10^8	10^8
R (jour)	90	90	90	90
K	3,09	1,9	4,41	
N	$1,4 \cdot 10^2$	14	$0,5 \cdot 10^2$	$< 10^3$ (*)

(*) hors abaque

Tableau 10-5 : Performances avec 3 bassins en série avec une répartition des volumes 1/2, 1/4, 1/4.

Auteur	MARAIS	BCEOM	SAUZE
Température (°C)	10	10	10
N ₀ (coli. fécaux)	10 ⁸	10 ⁸	10 ⁸
R (jour)	90	90	90
K	0,46	1,66	1,15
N	2,4.10 ⁶	1,4	1.10 ⁶

Tableau 10-6 : Performances avec 3 bassins en série avec une répartition des volumes 1/2, 1/4, 1/4.

Il est important de souligner que ces résultats ont été obtenu sur des installations de lagunage sans autre traitement préalable (boues activées, lits bactériens, ...)

Le nombre de facteurs intervenant dans le mécanisme de la désinfection étant important, il est difficile d'établir des règles fiables pour assurer un dimensionnement précis du lagunage.

III.6.1.3 Performances

Les différents résultats obtenus en FRANCE montrent que pour des temps de séjour de 60 à 90 jours les abattements de la population bactérienne sont en moyenne de 3 à 4 unités log dans les conditions météorologiques favorables (période estivale). En période hivernale selon la région et l'ensoleillement les performances sont très variables, en conditions défavorables (basse température, couverture nuageuse permanente) l'abattement peut être réduit à 1 à 2 unités log.

La désinfection sera d'autant plus efficace que le traitement préalable sera performant au niveau des MES, DCO/DBO₅, N, P. Ceci est particulièrement vrai dans d'une association à un traitement biologique de type boues activées faible charge capable d'assurer un traitement de l'azote global et à fortiori du phosphore (développement algal limité permettant une bonne limpidité et facilitant donc la diffusion U.V. solaire). Il est possible, dans ce cas, de mettre en place des bassins d'une profondeur de 1,5 à 2 m.

Ainsi, après un traitement préalable par boues activées aération prolongée performant (traitement de l'azote et mieux du phosphore), il est possible d'obtenir un abattement de 4 à 5 unités log en période favorable avec un temps de séjour de 30 jours.

Les oeufs d'helminthes peuvent être éliminés avec une décantation en lagune moyennant un temps de séjour minimum de 8 à 10 jours (une désinfection chimique au chlore notamment est considérée comme inadaptée du fait de sa faible efficacité).

Comme pour l'élimination de la pollution organique, la désinfection est plus efficace avec plusieurs bassins disposés en série, un écoulement "piston" doit être systématiquement visé.

III.6.2 Finition, tampon

III.6.2.1 Principe

La mise en place de lagune(s) de finition est particulièrement adaptée, après un traitement biologique performant, pour garantir en permanence la qualité du rejet dans des milieux naturels fragiles.

Par un effet de lissage, la lagune tampon permet de réduire l'ampleur des pointes de pollution au niveau de rejet dans le milieu récepteur ce qui peut être précieux pour la sauvegarde du patrimoine piscicole. Il est alors possible de faire face à d'éventuels dysfonctionnements de l'installation en amont (coupure EDF, by-pass, pertes de boues, ...)

L'efficacité du bassin tampon sera d'autant plus importante que son volume sera grand et que le dysfonctionnement sera exceptionnel et limité dans le temps.

En aucun cas l'implantation d'un tel ouvrage doit constituer une solution pour faire face à un dysfonctionnement chronique de l'installation en amont (fuites de boues). Un bassin piège à boues peut être construit, l'enlèvement des boues doit s'effectuer au fur et à mesure de l'accumulation. Il est essentiel de ne pas favoriser le développement algal par un rejet permanent de substances nutritives.

III.6.2.2 Dimensionnement

Pour un seul effet de dilution, en excluant toute réaction biologique complémentaire il est possible d'utiliser la formulation suivante :

$$C_s = C_e + [(C_i - C_e) \times e^{-Q/Vt}]$$

C_e = concentration à l'entrée de la lagune (exemple : 300 mg DBO₅/l)

C_i = concentration initiale dans la lagune (exemple : 20 mg DBO₅/l)

C_s = concentration en sortie de lagune (exemple : 29 mg DBO₅/l)

Q = débit pendant le dysfonctionnement (exemple : 150 m³/j)

t = temps de dysfonctionnement (exemple : 1 jour)

V = volume de la lagune (exemple : 4500 m³ pour 30 jours de temps de séjour)

En mettant en place plusieurs lagunes de finition, positionnées en série (pour une surface totale équivalente), il est possible de retarder encore la charge rejetée lors d'un dysfonctionnement exceptionnel et de "jouer" au maximum sur l'effet de dilution.

Chapitre 13

LES LITS FILTRANTS PLANTES DE ROSEAUX ou LITS A MACROPHYTES

A. SADOWSKI

SOMMAIRE

1) GENERALITES	257
2) PRINCIPE.....	257
3) LIT HORIZONTAL.....	258
4) LIT VERTICAL	258
5) PERFORMANCES	258
6) DOMAINE D'APPLICATION	259
7) ROLE DES ROSEAUX.....	259
8) LITS DE SECHAGE PLANTES DE ROSEAUX.....	260

LES LITS FILTRANTS PLANTES DE ROSEAUX ou LITS A MACROPHYTES

1) Généralités

Différents termes pour nommer ce type de filière de traitement à cultures fixées :

- **lits à macrophytes** (macrophytes = végétaux supérieurs ou roseaux)
- **rhizosphères** (c'est ainsi qu'est appelé le milieu biologique et physicochimique existant autour des racines des roseaux)
- **Filtres plantés de roseaux**
- **Lits filtrants plantés de roseaux**

2) Principe

Les filtre plantés de roseaux se classent parmi les filières de traitement biologique à **cultures fixées** sur supports fins (sable, gravier), rapportés et alimentés à l'air libre, au même titre que « **l'infiltration-percolation** » sur sable.

Dans ce terme générique de « filtre plantés de roseaux » nous trouvons 3 techniques, sensiblement différentes par bien des aspects ;

- 1) circulation de très faible lames d'eau sur des sols plantés de roseaux,
- 2) circulation d'eau par cheminement horizontal (appelé aussi cheminement transversal) sous la surface du sol - matériaux plantés de roseaux (système dit **KICKUTH ou filtre horizontal**)
- 3) infiltration d'eau verticalement dans des sols - matériaux, drainés (système dit **SEIDEL ou filtre vertical**)

Ce sont les système N°2 et N°3 qui sont les plus utilisés, avec une préférence technique pour le système des filtres verticaux conçu par le Dr Seidel (système testé et validé par le **CEMAGREF**, son développement a été confié à un bureau d'étude privé **SINT**, dans le cadre d'un transfert de savoir-faire)

3) Lit horizontal

Le lit horizontal est sujet à colmatage, il est précédé d'un traitement primaire (décanteur, fosse IMHOF), positionné soit en traitement secondaire ou tertiaire, avec une alimentation en continu, filtre partiellement ou totalement noyé.

Dimensionnement : 1 étage et 1 file ou plusieurs files

- en secondaire : 5 à 7 m²/Eq.Hab
- en tertiaire : 1 m²/Eq.Hab
- hauteur de matériaux : de l'ordre de 0,6m

4) Lit vertical

Le lit horizontal est alimenté en direct (sans nécessité d'un traitement primaire - la couche superficielle fait office de protection contre le colmatage du premier étage), l'alimentation se fait impérativement par bâchée et par alternance de phase.

Dimensionnement : 2 étages et 2 files minimum :

- 1^{er} étage : 1 à 2,5 m²/Eq.Hab
- 2^{ème} : 1 à 2,5 m²/Eq.Hab
- hauteur de matériaux : de l'ordre de 0,6 à 0,9m

5) Performances

Ce mode de traitement (filtration verticale) permet de respecter le niveau **D4** conformément à la circulaire du 17.02.1997, circulaire (en annexe) d'application de l'arrêté du 21.06.1994 relatif aux installations de moins de 120k/j de DBO5.

Le niveau D4, ainsi que les performances indiquées ci-dessous, ne peut être obtenus que sur un installation comportant au moins **2 étages en série de lits à filtration verticale**.

Paramètres	Performances attendues	Niveau D4 selon la circulaire
DBO5	$\leq 25\text{mg/l}$	$\leq 25\text{ mg/l}$
DCO	$\leq 90\text{mg/l}$	$\leq 125\text{ mg/l}$
MES	$\leq 30\text{mg/l}$	
NK	$\leq 10\text{ mg/l}$ en moyenne pointe de 20mg/l	
NGL	négligeable	
Ptot	négligeable	

6) Domaine d'application

Traitement des effluents domestiques brutes (sans décantation préalable), non septiques,
pour des agglomérations de l'ordre de 50 à 1000 eq.hab.

7) Rôle des roseaux

La plantation des filtres avec des roseaux (Phragmites australis ou Phragmites communis) procure plusieurs avantages :

- les racines des roseaux sécrètent des acides organiques et dégagent des quantités limitées d'oxygène, favorisant ainsi le développement des bactéries dans leur entourage (on parle alors de « l'effet de rhizosphère ») , **effet très négligeable dans le processus de traitement**
- les roseaux favorisent, par le développement de leurs tiges autour desquelles l'eau peut percoler, l'infiltration de l'eau et diminuent le risque de colmatage total des filtres , **effet principal des roseaux, à savoir maintenir le milieu filtrant « ouvert » y compris à la surface des lits,**
- ils gardent l'humidité sur la surface des filtres et ils tiennent la surface des filtres à l'abri du soleil et des rayons UV., ce qui permet une très bonne minéralisation des boues retenues sur la surface, qui se transforment en terreau et gardent une bonne perméabilité ,
- ils donnent incontestablement **un aspect plus esthétique** aux filtres et facilitent leur entretien (plus de désherbage une fois que les roseaux sont bien établis, pas de « grattage » de la surface des filtres).

Contrairement aux tiges aériennes des roseaux, qui fanent et meurent à la fin de l'automne, les tiges souterraines - les rhizomes - poursuivent leur croissance pendant tout l'hiver, permettant au printemps suivant des repousses assez éloignées des « tiges mères ».

Les besoins du roseau en azote et phosphore sont très limités par rapport aux quantités importantes de ces sels nutritifs amenées sur les filtres avec les eaux usées. En effet, aucune plante ne peut produire dans nos latitudes suffisamment de biomasse pour incorporer de telles quantités sur une surface de quelques mètres carrés, **la dénitrification est négligeable ainsi que le traitement du phosphore.**

La nitrification est obtenu par la présence d'autotrophe, l'oxygène est issu de l'air par l'effet de piston dans l'acheminement vertical de l'effluent dans le milieu filtrant.

Contrairement à ce qu'on peut lire parfois, l'azote et le phosphore ne sont donc pas éliminés par les **plantes dans le** système des « filtres plantés de roseaux » ou dans tout autre système travaillant avec des surfaces similaires.

D'autant plus que les sels nutritifs absorbés par les plantes sont loin d'être éliminés du système : ils seront remobilisés lorsque la biomasse meurt. Dans un système à maturité, absorption et remobilisation sont en équilibre.

Pour rompre cet équilibre, il faudrait exporter les plantes du système avant qu'elles ne meurent. Evidemment, ceci n'est possible que pour leurs parties aériennes, qu'il faudrait alors couper quand elles sont encore vertes.

8) Lits de séchage plantés de roseaux

Le procédé de lits de séchage plantés de roseaux, ou **Rhizocompostage®** (marque déposée par la Lyonnaise des Eaux et **Rhizophyte®** marque déposée par la SAUR) est composé d'un massif filtrant constitué de différentes couches de sable de granulométries différentes qui reposent sur un radier.

Des roseaux de type *Phragmite communis* sont plantés (4 au m²) sur le massif qu'ils colonisent en développant un réseau de drainage grâce à l'action de leurs racines (*rizhomes*).

Les boues provenant directement du bassin d'aération sont épandus à la surface du lit selon des cycles alternant des périodes de repos et des périodes d'alimentation (par exemple : 1 semaine d'alimentation et 2 semaines de repos).

A l'application d'une dose de boues, les rhizomes vont favoriser le drainage des percolats, l'aération du milieu, et permettre un stabilisation des boues par compostage.

La fréquence de curage des lits est de l'ordre de 5 ans, avec une hauteur moyenne utile de boues de 1,5m.

Pour le dimensionnement la charge maxi est de $150 \text{ g MES} / \text{m}^2 \cdot \text{j}$.

Pour optimiser le fonctionnement, il y a lieu de prévoir au moins 3 lits. L'alimentation des lits se fait par bâchée (afin de napper le lit sur des hauteur de boues de l'ordre de 5 à 15 cm par bâchée) avec environ un nombre de l'ordre de 1 à 4 de bâchées par jour, pour un débit de pompage de l'ordre de $0,15 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$.

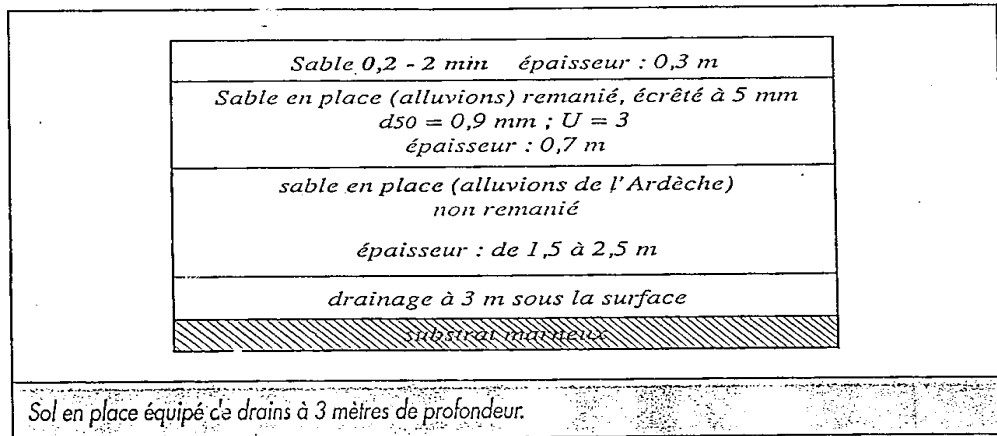
La surface maximale d'un lit est de 100 m^2 , avec une largeur maximale de 5m.

Le nombre de point d'alimentation s'obtient en prenant un point d'alimentation pour une surface unitaire sollicitée de 25 m^2 .

Les drains sont disposés sur la largeur de lits à raison d'un drain pour 15 m^2 .

Une ventilation haute et basse est raccordée sur les drains.

MASSIF FILTRANT



Massif filtrant pour des lits d'infiltration-percolation sur sable

RIZOSPHERE: PROCEDE KICKUTH

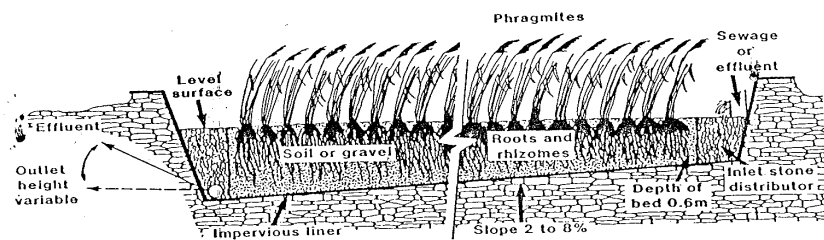
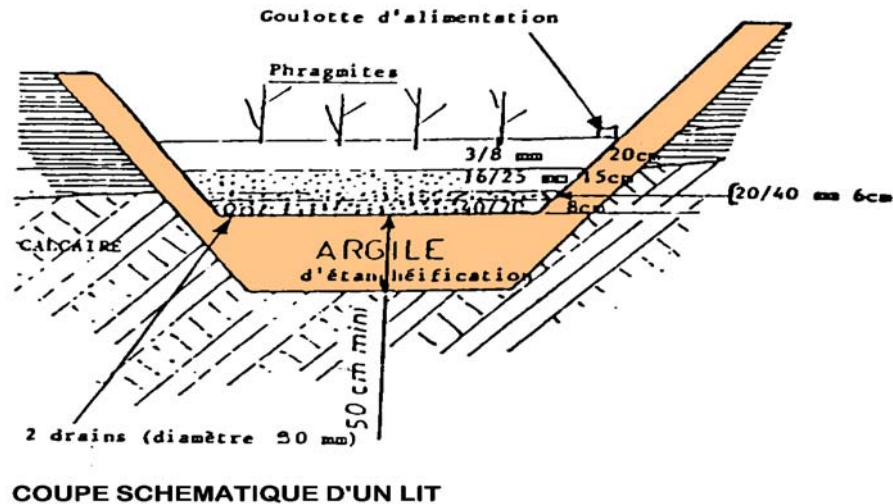


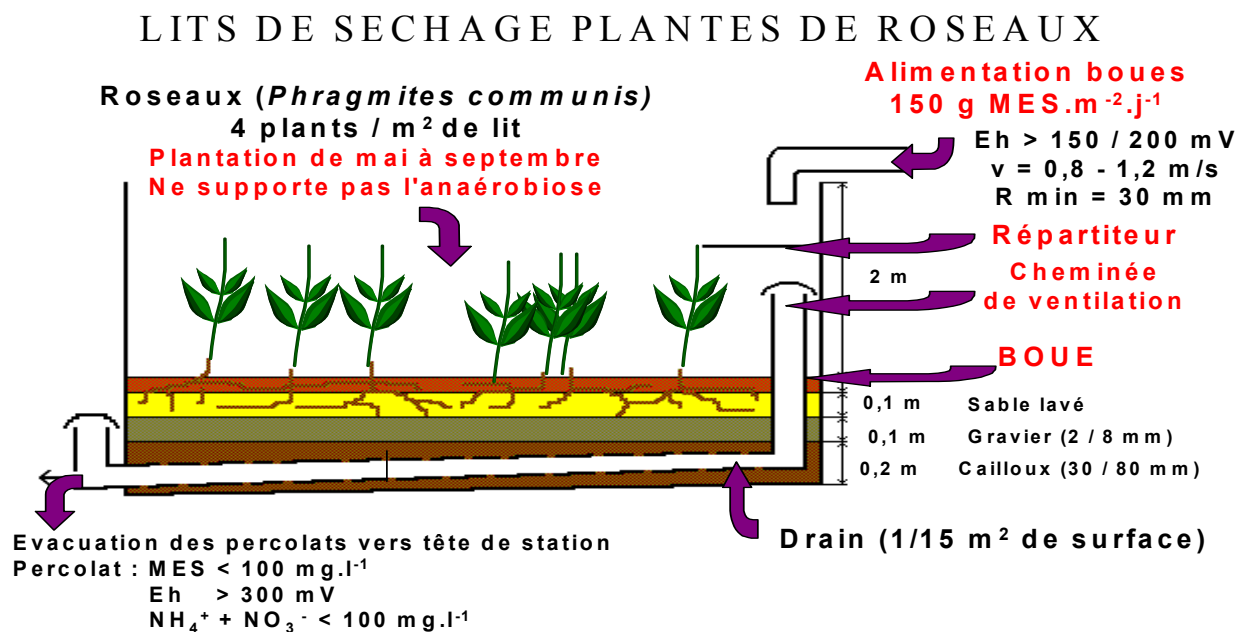
FIGURE 1. TYPICAL ARRANGEMENT FOR A REED BED TREATMENT SYSTEM

Lit planté de roseaux de type horizontal ou transversal

Lit à macrophytes de type SEIDEL

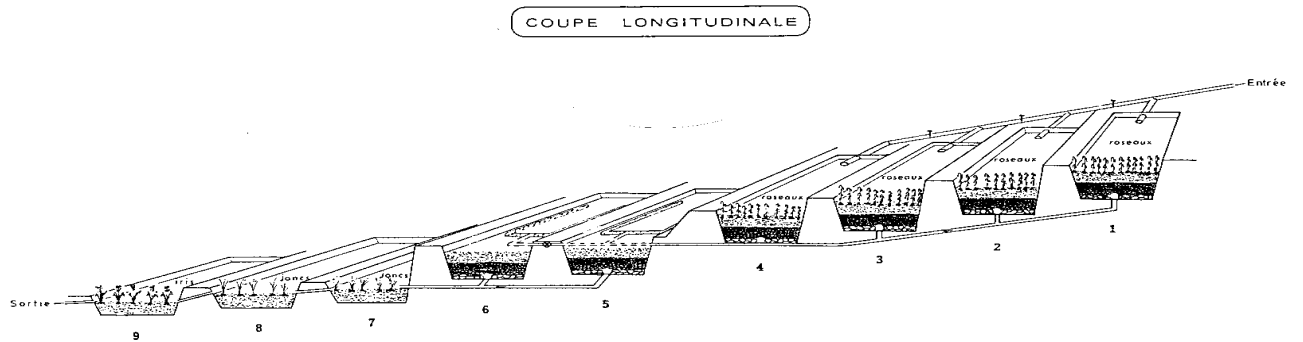


Lit planté de roseaux de type vertical

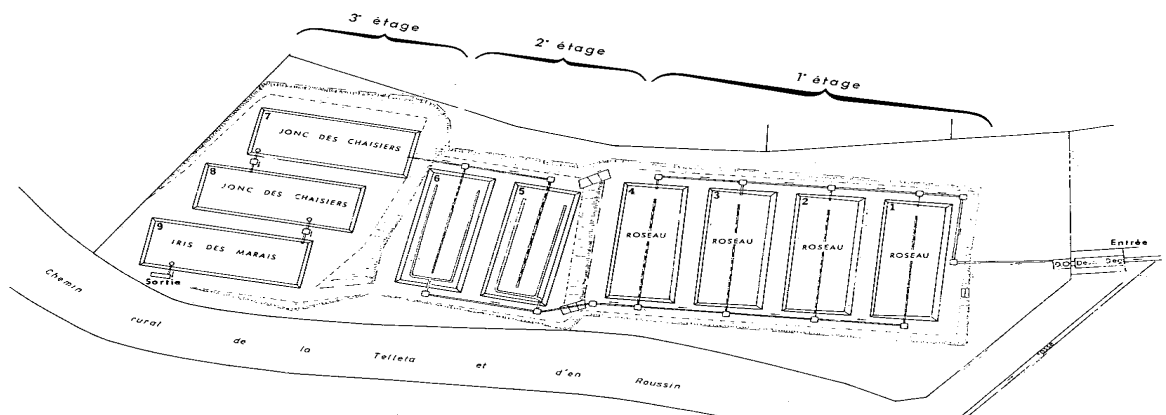


Lit planté de roseaux pour le séchage des boues

DISPOSITIF D'EPURATION PAR LITS A MACROPHYTES Pannessieres (Jura)



DISPOSITIF D'EPURATION PAR LITS A MACROPHYTES Pannessieres (Jura)



Chapitre 14

LES TECHNOLOGIES DE DESINFECTION DES EAUX USEES

F.LEFEVRE

SOMMAIRE

I. INTRODUCTION.....	267
II.PROBLEMATIQUE.....	267
III. MICROBIOLOGIE DES EAUX RESIDUAIRES.....	267
III.1. TENEURS EN MICRO-ORGANISMES DANS LES EAUX USEES	268
III.2. POUVOIR AUTO-EPURATEUR D'UNE STATION D'EPURATION.....	269
III.3. NORMES DE REJET	270
IV. LES TECHNIQUES SPECIFIQUES DE DESINFECTION.....	271
IV.1. LES TRAITEMENTS DITS EXTENSIFS.....	271
IV.1.1. <i>L'infiltration-percolation</i>	271
IV.1.2. <i>Le lagunage de finition</i>	272
IV.2. LES TRAITEMENTS DE DESINFECTION.....	273
IV.2.1. <i>Les produits halogénés</i>	273
IV.2.2. <i>L'ozone</i>	277
IV.2.3. <i>Les U.V.</i>	279
IV.3. LES NOUVELLES TECHNIQUES DE DESINFECTION	281
IV.3.1. <i>L'acide péracétique</i>	281
IV.3.2. <i>L'ultrafiltration</i>	282
V.RECAPITULATIF DES MOYENS DE DESINFECTION DES EFFLUENTS.....	282
VI. COUTS DE LA DESINFECTION	283
VII. CONCLUSION	284

I. INTRODUCTION

La station d'épuration a pour rôle d'éliminer les diverses pollutions présentes dans l'eau brute de façon à rendre le rejet écologiquement compatible avec le milieu récepteur.

Si l'élimination des matières organiques et minérales est assez bien maîtrisée à ce jour, la réduction de la pollution bactérienne est restée marginale et la mise en oeuvre de traitement de désinfection s'est peu développée.

Or, à l'heure actuelle, la situation devient critique et la dégradation bactériologique des zones de baignade ou de conchyliculture ne peut rester sans impliquer un développement rapide d'une stratégie de désinfection.

II. PROBLEMATIQUE

Les premiers traitements de désinfection découlent tout naturellement des procédés mis au point pour l'eau potable. Si la démarche semblait logique, elle se heurte à des objectifs différents et à un produit de base, l'influent de station de traitement, de matrice beaucoup plus complexe que dans le cas des eaux à potabiliser.

En eau potable, le souci est de réduire au maximum la contamination et d'assurer un résiduel de biocide dans le réseau de distribution. Cet effet rémanent du désinfectant est par contre, pour les eaux résiduaires, un élément négatif car susceptible d'induire une toxicité directe sur les organismes présents dans le milieu récepteur.

Un autre élément à prendre en compte est la surestimation du pouvoir auto-épurateur du milieu récepteur (estuaire, côte, rivière, ...). Il apparaît que le temps de survie des micro-organismes peut atteindre plusieurs jours notamment dans des conditions de fortes teneurs en matières organiques et/ou lorsque la pénétration de la lumière est affectée par une turbidité importante.

Lorsque les stations de traitement sont situées en zone sensible (captages, baignades, conchyliculture), le rejet d'eaux résiduaires plus ou moins traitées accroît les risques de contamination. la désinfection des eaux usées devient alors nécessaire afin de limiter le risque de transmission des germes pathogènes à l'homme. Ces stations sont donc susceptibles de faire appel à un étage de désinfection.

III. MICROBIOLOGIE DES EAUX RESIDUAIRES

Certaines des bactéries, virus et parasites identifiés dans les eaux résiduaires sont pathogènes pour l'homme :

- les bactéries peuvent entraîner des maladies telles que le typhus, le parathyphus, le choléra, la gastro-entérite et la dysenterie;
- les virus peuvent entraîner des maladies telles que l'hépatite, la polio et la grippe;
- les parasites intestinaux peuvent entraîner des maladies telles que la dysenterie amibienne, la méningite, la gastro-entérite.

Ces maladies sont transmises à l'homme après consommation de fruits de mer, d'eau potable. Aucune étude n'a révélé de maladie contractée par baignade en eau "polluée".

Les doses de germes pathogènes susceptibles de provoquer une maladie chez l'homme dépendent du germe ingéré et de l'état de santé de l'individu contaminé.

Diverses études montrent que ces doses sont très variables. L'infection de 50% des personnes testées ayant mangé des coquillages élevés en "eaux troubles" correspond à l'ingestion :

- 10^5 à 10^8 cellules pour *Salmonelles* sp;
- 10 à 100 cellules de *Shigella* seulement;
- 1 à 10 kystes de protozoaires *Entamoeba coli* et *Giardia lamblia*.

Il serait fastidieux et onéreux de faire une analyse systématique de tous les germes pathogènes susceptibles d'être rencontrés dans une eau usée domestique. Généralement, la pratique consiste à dénombrer les germes indicateurs d'une contamination fécale (GTCF), à savoir :

- les coliformes totaux (CT),
- les coliformes fécaux (CF),
- les streptocoques fécaux (SF),

car leur dénombrement est simple et rapide. On semble admettre que la présence de virus et de parasites dans l'influent sera d'autant plus probable que la densité de GTCF sera élevée.

La mesure des taux de CF et CT en entrée et en sortie d'une étape de désinfection permet d'apprécier l'efficacité du traitement.

III.1. TENEURS EN MICRO-ORGANISMES DANS LES EAUX USEES

Les concentrations en micro-organismes présents dans les eaux usées sont dépendantes des variations saisonnières et des variations diurnes. De plus, ces micro-organismes sont le plus souvent agrégés entre eux ou adsorbés sur des matières en suspension ce qui rend souvent leur numération difficile.

Les ordres de grandeur les plus souvent rencontrés sont mentionnés ci après :

Micro-organismes	Dénombrements (nb/100 ml)
Coliformes Totaux	10^7 à 10^9
Coliformes fécaux	10^6 à 10^8
Streptocoques fécaux	10^6 à 10^7
<i>Escherichia coli</i>	10^6 à 10^8
<i>Salmonella</i>	2 à 10^4
Entérovirus	4 à 460

Tableau 11-1 : Teneurs en micro-organismes dans les eaux usées.

III.2. POUVOIR AUTO-EPURATEUR D'UNE STATION D'EPURATION

Les stations d'épuration ne sont pas conçues délibérément pour assurer l'élimination de la pollution des micro-organismes. Cependant un certain abattement des germes peut être obtenu tout au long de la filière eau.

La décantation primaire est très inefficace vis-à-vis de l'élimination des germes. Les pourcentages atteints se situent entre 10 et 60 %. La variabilité des résultats peut s'expliquer par le fait que les réductions restent liées aux piégeages des particules en suspension et donc très dépendants de la géométrie de l'ouvrage, de la vitesse de décantation et de la qualité de l'eau brute.

Les procédés biologiques assurent une élimination de 90 à 99 % des micro-organismes contenus dans les eaux usées. Les performances sont dépendantes du type de station, des performances du clarificateur puisque tout départ de boue réduit à néant cette épuration. Les réacteurs à cultures fixées (biofiltres, lits bactériens) donnent des abattements semblables.

La présence d'une filtration tertiaire assure une réduction supplémentaire d'environ 0,5 unité logarithmique.

Généralement, les teneurs habituelles d'une eau usée à diverses étapes du traitement sont :

	Coliformes totaux (nb/100 ml)	Coliformes fécaux (nb/100 ml)
Eau brute	$10^7 - 10^9$	$10^6 - 10^8$
Sortie primaire	$10^7 - 10^8$	$10^6 - 10^7$
Sortie secondaire	$10^5 - 10^6$	$10^4 - 10^5$
Sortie tertiaire filtrée	$10^4 - 10^5$	$10^3 - 10^5$

Tableau 11-2 : Teneurs habituelles en micro-organismes dans une eau usée à diverses étapes du traitement.

Le pouvoir auto-épurateur d'une station de traitement peut être résumé comme suit (les résultats sont habituellement exprimés par rapport à un volume d'échantillon de 100 ml) :

Micro-organismes	Abattement d'un traitement primaire	Abattement d'un traitement secondaire	Sortie secondaire (nb/ 100ml)	
			mini	maxi
Coliformes totaux	< 1 Ulog	2 Ulog	$4,5 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^6$
Coliformes fécaux	< 1 Ulog	2 Ulog	$1,1 \cdot 10^4$	$1,6 \cdot 10^6$

Tableau 11-3 : Abattements d'une station de traitement.

III.3. NORMES DE REJET

Les normes relatives aux eaux de baignade ont été fixées par la Directive du 8 décembre 1975 du Conseil des Communautés Européennes. En droit français, elles ont été rendues applicables aux baignades aménagées par le décret 81-324 du 7 avril 1981, et étendues à l'ensemble des zones de baignade en application de la "Loi littorale" 86-2 du 3 janvier 1986.

La qualité des eaux de zones conchylicoles est définie par la Directive 79-923 du Conseil des Communautés Européennes du 30 octobre 1979. La qualité microbiologique des coquillages est soumise à l'arrêté du 12 décembre 1979 applicable aux produits d'origine animale.

Les normes de rejets à respecter pour les effluents rejetés dans un milieu récepteur varient selon la sensibilité du milieu : zone de baignade ou de conchyliculture. A titre indicatif, les réglementations applicables aux Etats Unis et dans la CEE sont :

	ETATS UNIS	EUROPE ⁽³⁾
Eau de baignade	< 200 ⁽¹⁾ CF ⁽²⁾ /100 ml	< 10 000 CT/ 100 ml < 2000 CF/100 ml
Eau de conchyliculture	< 70 CT/100 ml < 14 CF/100 ml	< 300 CF/100 ml ⁽⁴⁾
Cours d'eau ordinaire	< 1000 CT/100 ml < 200 CF/100 ml	< 10 000 CT/100 ml < 2 000 CF/100 ml

⁽¹⁾ Pour les eaux de baignade aux EU, la moyenne calculée est une moyenne géométrique. De plus, moins de 10 % de tous les échantillons prélevés pendant une période de 30 jours ne doit dépasser 400 CF/100 ml.

⁽²⁾ CT = coliformes totaux, CF = coliformes fécaux.

⁽³⁾ Directives européennes 76/160 et 79/923.

⁽⁴⁾ La concentration est calculée pour 100 ml de chair broyée.

Tableau 11-4 : Réglementations américaine et européenne.

Certains états des Etats-Unis (ex : Maryland, Louisiane) ont adopté des normes encore plus sévères (< 3 CT/100 ml).

Compte tenu des normes de qualité définies pour les milieux récepteurs concernant les paramètres microbiologiques, les réductions qu'il faut atteindre pour respecter les objectifs de salubrité sont de 3 à 4 unités logarithmiques sur l'effluent traité.

Les performances d'auto-épuration d'une station de traitement montrent qu'elle ne peut absolument pas répondre aux objectifs de qualité en terme de pollution microbienne, un traitement spécifique complémentaire doit être envisagé.

IV. LES TECHNIQUES SPECIFIQUES DE DESINFECTION

IV.1. LES TRAITEMENTS DITS EXTENSIFS

IV.1.1. L'infiltration-percolation

IV.1.1.1. Généralités

L'infiltration-percolation est un procédé d'épuration aérobie, qui consiste à infiltrer, des eaux usées urbaines préalablement décantées ou des effluents secondaires, à raison de quelques centaines de litres par mètre carré et par jour, à travers plusieurs mètres de sol naturel en place ou de sol rapporté. Elle est capable de hautes performances sanitaires ; l'élimination des bactéries se fait par sédimentation, filtration, adsorption et dégradation microbienne (prédation, parasitisme, compétition nutritive, ...

Les bactéries et les virus retenus dans le sol sont sujets à une mort naturelle qui peut intervenir plusieurs semaines voire plusieurs mois après leur rétention. Il est certain qu'un choc brutal, qui déséquilibre un écosystème contribue à leur disparition.

IV.1.1.2. Mise en oeuvre

A la suite d'un traitement secondaire, une installation d'infiltration-percolation assurant un traitement tertiaire est constituée d'un stockage, d'un système de répartition, d'un dispositif d'alimentation des bassins, du massif filtrant et du dispositif de restitution à la nappe ou du système de drainage avant le rejet.

La mise en oeuvre de l'infiltration-percolation repose sur l'utilisation de deux bassins de manière à travailler en alternance sur l'un ou sur l'autre. Ce doublement des bassins d'infiltration est nécessaire pour minimiser les phénomènes de colmatage : colmatage intervenant en surface par sédimentation des matières en suspension, colmatage dans la masse résultant d'un développement de biofilm bactérien. Le repos momentané d'un des bassins lui permet de se drainer, de se sécher dans la masse et donc de rétablir ses performances épuratoires.

La survie des bactéries est assurée tant qu'une certaine humidité persiste dans le massif. Ainsi grâce aux périodes d'assèchement qui succèdent à celles de submersion, on contribue à créer des conditions très défavorables à leur survie.

Un des points essentiels du traitement est l'alimentation du bassin : celle-ci doit se faire très rapidement de manière à couvrir l'ensemble de la surface d'infiltration. Le principe d'alimentation le mieux approprié est l'alimentation par bâchée. Le fractionnement de la charge journalière à traiter en bâchée permet un gain considérable au regard de la désinfection : en augmentant les temps de passage les plus courts, on s'affranchit des pointes de pollution. L'élimination des micro-organismes est directement liée à la charge spécifique traitée : c'est la relation "hauteur du massif filtrant - charge appliquée en centimètre d'eau" qui définit la qualité du traitement.

C'est l'objectif de décontamination qui fixe l'épaisseur des massifs filtrants. Le pouvoir de désinfection dépend :

- du temps de séjour de l'eau dans le massif filtrant;
- de l'efficacité de l'oxydation;
- du fractionnement des apports;
- de l'homogénéité de la répartition des influents sur le massif filtrant.

Pour obtenir une désinfection performante (abattement de 5 à 6 Ulog sur les coliformes fécaux) il faut pouvoir maintenir un temps de séjour dans le massif filtrant de plus de 30 heures.

L'expérience a montré que ce temps minimum est obtenu pour des vitesses d'infiltration de 0,50 m/j et une hauteur de massif filtrant de 4 m (sable dunaire).

IV.1.2. Le lagunage de finition

IV.1.2.1. Généralités

La technique du lagunage consiste à maintenir l'eau brute pendant des durées importantes dans le système épurateur. Ce séjour permet un abattement conséquent de la population bactérienne puisque des chiffres de 3 à 4 Ulog sont couramment rencontrés.

Dans un procédé de traitement de type lagunage de finition, la dépollution s'effectue par voie physico-chimique et biologique.

Les causes exactes de la réduction du nombre de germes pathogènes sont mal connues, on reconnaît un certain nombre de facteurs et paramètres susceptibles de jouer un rôle :

- limitation de substrat;
- température;
- temps de séjour élevé;
- compétition d'espèces, prédation;
- sédimentation avec les MES;
- limpidité des effluents;
- hauteur d'eau;

- rôle germicide des rayons solaires, ...

IV.1.2.2.Mise en oeuvre

Une lagune de finition est un bassin peu profond en général 0,5 à 1 m, la surface requise est de 2,5 m² par équivalent habitant. De part sa faible profondeur et l'épaisseur limitée de sédiment (les étapes de prétraitement et traitement de la pollution carbonée étant effectuées en amont soit par une boue activée, soit par un lagunage) des conditions aérobies sont maintenues dans cette lagune de finition.

Les expériences françaises montrent que pour des temps de séjour de 60 à 90 jours les abattements en micro-organismes sont en moyenne de 3 à 4 Ulog. Les variables qui impliquent ces résultats sont outre le temps de séjour, les conditions météorologiques favorables (période estivale), la pénétration de la lumière. En période hivernale, les performances sont extrêmement variables : l'abattement peut être réduit à 2, voire à 1 Ulog.

En dehors de l'infiltration-percolation et du lagunage de finition, qui nécessitent des surfaces disponibles importantes, les techniques d'épuration classiques ne peuvent pas répondre aux normes de salubrité des rejets sans l'addition de réactifs chimiques ou sans l'effet d'agent physique.

IV.2. LES TRAITEMENTS DE DESINFECTION

Dans les traitements de désinfection, un agent chimique ou physique est mis en oeuvre pour assurer la destruction directe des micro-organismes.

IV.2.1. Les produits halogénés

Trois produits ont été testés pour la désinfection d'eaux résiduaires urbaines : le chlore, le dioxyde de chlore et le chlorure de brome avec toutefois une nette dominance du chlore.

IV.2.1.1.Principe

L'opération consiste à mettre en contact de la façon homogène le réactif avec l'effluent et de maintenir un temps de réaction approprié pour que l'inactivation des micro-organismes ait lieu.

Le chlore présent dans l'eau sous forme ionique pénètre dans la cellule après une altération de la membrane cytoplasmique, réagit avec les acides aminés et enzymes et bloque ainsi le métabolisme du glucose. La membrane étant altérée et ne pouvant plus assurer sa "production d'énergie", la cellule meurt.

Réactions :

- $\text{Cl}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{HClO} + \text{H}^+ + \text{Cl}^-$ (à pH faible)
- $\text{NaOCl} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{HClO} + \text{OH}^- + \text{Na}^+$ (à pH élevé)

IV.2.1.2.Mise en oeuvre

La réalisation d'un poste de chloration doit répondre à un dimensionnement précis. Le point d'injection du réactif doit être dans une zone de mélange parfait. De plus, le temps de contact entre le désinfectant et l'effluent à traiter ne peut être assurée que par une hydraulique de type flux piston.

Le dioxyde de chlorure est un réactif très instable et doit être fabriqué sur place à partir de l'oxydation de chlorites (ClO_2^-) par le chlore. Il est alors injecté dans l'eau sous forme gazeuse ou liquide. Le chlorure de brome est livré sous forme de liquide pressurisé. Sa vaporisation s'effectue à température ambiante. Il est injecté sous forme gazeuse.

IV.2.1.3. Efficacité

Il est difficile de déterminer avec précision la quantité de désinfectant à appliquer et les abattements en coliformes associés à une quantité donnée de désinfectant. Des équations empiriques, calculées au cas par cas seulement, permettent de fixer les doses à appliquer.

Des études menées sur les sites de Montpellier, de La Tremblade ont permis de définir des doses à mettre en oeuvre :

Site	Objectif	Qualité de l'eau	dosage CL_2 (mg/l)	Temps de contact (mn)
Montpellier	Réduction 3 Ulog	Eau clarifiée	3,5 à 4	30 à 40
	Réduction 3 Ulog	Eau filtrée	2,5 à 3,5	30 à 40
La Tremblade	1000 CT/100 ml	Floculation-Décantation	10	30
	100 CT/100 ml	Floculation-Décantation	15	30
	1000 CT/100 ml	Epuration biologique	8	30
	100 CT/100 ml	Epuration biologique	10	30
	1000 CT/100 ml	Effluent nitrifié	4	30
	100 CT/100 ml	Effluent nitrifié	6	30

Tableau 11-5 : Efficacité de la chloration en fonction du dosage et du temps de contact.

Le chlore et le chlorure de brome réagissent avec l'ammoniaque. Un surdosage en désinfectant est nécessaire afin d'avoir un résiduel en chlore libre non combiné dans l'eau traitée.

Le dioxyde de chlore ne réagit pas avec l'ammoniac mais oxyde certaines amines, aldéhydes, cétones et alcools.

IV.2.1.4.Sous-produits toxiques de la chloration

Le chlore réagit de façon préférentielle avec l'ammoniaque pour former en cours de réaction des produits intermédiaires que sont les mono, di et trichloramines. En fait, l'oxydation de l'ammoniaque par le chlore permet la transformation complète en azote gazeux. Cette réaction demande stoechiométriquement 6 mg de Cl_2 pour 1 mg de NH_4^+ mais compte tenu des réactions parasites, le dosage pour dépasser le point de rupture nécessite l'apport de 9 à 10 mg de chlore. La rémanence des composés comme la monochloramine pose un problème de toxicité vis-à-vis de la faune du milieu récepteur. Des effets toxiques marqués ont été notés pour des teneurs inférieures à 0,1 mg/l.

Production de chloramines :

- $\text{NH}_4^+ + \text{HOCl} \rightarrow \text{NH}_2\text{Cl} + \text{H}_2\text{O} + \text{H}^+$ (monochloramines)
- $\text{NH}_2\text{Cl} + \text{HOCl} \rightarrow \text{NHCl}_2 + \text{H}_2\text{O}$ (dichloramines)
- $\text{NHCl}_2 + \text{HOCl} \rightarrow \text{NCl}_3 + \text{H}_2\text{O}$ (trichloramines)

La présence d'ammoniaque dans l'effluent à traiter accroît considérablement la demande en chlore de l'effluent. Le chlore est utilisé préférentiellement pour l'oxydation de la matière azotée. Une fois cette oxydation achevée, le chlore devient disponible à la désinfection. Il est donc nécessaire d'apporter une dose de réactif telle que la demande en chlore de l'effluent soit satisfaite : le traitement de désinfection se sera donc au-delà du "break-point"

Le chlore réagit également avec les molécules carbonées induisant la formation de sous-produits de type haloforme (chloroforme) mais les teneurs détectées n'ont dans aucun cas excédé 50 µg/l.

IV.2.1.5.Phénomène de reviviscence

Ce phénomène de reviviscence a été mis en évidence par certains auteurs. Les expérimentations menées en laboratoires montrent que des micro-organismes subissant une chloration sont susceptibles de récupérer leur potentialité de survie.

Ces résultats issus d'expériences de laboratoire ne doivent pas être considérés comme directement transposables au milieu naturel. Cependant, un tel effet doit être pris en considération pour apprécier réellement l'efficacité de la désinfection.

IV.2.1.6.Avantages

La chloration est une technique simple, fiable et employant très peu d'équipement. C'est la technique la plus couramment utilisée à ce jour car la moins onéreuse (cf. § VI).

Les coûts de construction liés à l'emploi de produits halogénés sont faibles. L'équipement nécessaire pour la régulation de la chloration est un chloromètre permettant le réglage du débit de chlore gazeux à injecter. La régulation se fait sur le chlore résiduel qui doit se maintenir entre 1 et 2 mg/l.

IV.2.1.7. Inconvénients

L'efficacité n'est réelle que sur les bactéries et est étroitement dépendante de la température, du pH, de la concentration en MES, en matières organiques et en matières azotées donc, de l'état de fonctionnement de la station de traitement amont. Son pouvoir est nul sur les virus et les parasites.

La chloration génère des produits toxiques (chlore résiduel, chloramines) pour le milieu récepteur.

Pour supprimer les effets indésirables du chlore, une étape de déchloration, mettant en jeu un composé réducteur tel que le dioxyde de soufre ou le bisulfite de sodium, peut être ajoutée. D'autres produits, tel le charbon actif, peuvent remplacer le SO_2 , mais alors le coût de traitement devient prohibitif. Par contre, les sous-produits halogénés sont très peu influencés par cette étape de déchloration et se retrouveront donc dans l'effluent rejeté. L'ajout d'une étape de déchloration augmente le coût total de la désinfection de 30 à 50 %.

- Chlore

Le chlore est un produit dangereux, son transport et sa manipulation sont soumis à des réglementations précises. L'utilisation d'hypochlorite (forme liquide du chlore) est plus sûre car il ne se volatilise pas en gaz toxique comme le chlore, mais son coût est plus élevé.

- Dioxyde de chlore

Avantages : Le ClO_2 est utilisé en eau potable pour éliminer le phénol et les autres composés entraînant une odeur et un goût désagréable. Son effet bactéricide est tout aussi puissant sinon plus que celui du chlore et contrairement aux autres produits halogénés, il est également virucide. Il ne réagit pas avec l'ammoniaque comme le chlore pour former des chloramines et s'accompagne d'un taux plus faible en sous-produits halogénés.

Inconvénients : Le ClO_2 est extrêmement instable et explosif. Son transport est donc dangereux. Il doit être produit sur place grâce à un mélange de chlore et de chlorite de sodium.

- Chlorure de brome

Avantages : Le chlorure de brome, plus soluble que le chlore et le dioxyde de chlore, se transforme en bromamines lorsqu'il est ajouté à de l'eau contenant de l'azote. Les bromamines ont un pouvoir bactéricide reconnu. Etant très instable, le temps de contact est très court. Les bromamines résiduelles ont également un temps de vie très court et de ce fait, ont un effet néfaste limité sur l'environnement.

Inconvénients : Le transport et la manipulation du chlorure de brome demandent les mêmes précautions que celles suivies pour le chlore. Son emploi pour la désinfection des eaux usées urbaines est relativement récent.

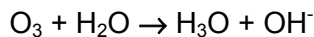
IV.2.2. L'ozone

Ce procédé est peu appliqué en France, par contre aux Etats-Unis une quarantaine d'installations sont en service.

IV.2.2.1.Principe

L'ozone est un puissant oxydant dont la fonction bactéricide et virucide est marquée. Il agit en dégradant les composés organiques internes constituant les bactéries et les virus.

Réactions :



IV.2.2.2.Mise en oeuvre

L'ozone est un composé très instable, qui doit être produit sur site. Sa production s'effectue soit à partir d'air, d'oxygène ou d'un mélange des deux. Dans un générateur, les molécules d'oxygène, sous l'effet d'un arc électrique, sont dissociées en atomes d'oxygène, celles-ci rentrent en collision formant des molécules d'ozone.

Le gaz est alors mis en contact avec le liquide à traiter, il est injecté à contre-courant du liquide à traiter. Une partie de l'ozone se dissout alors dans l'eau et agit sur les micro-organismes présents. L'excès d'ozone récupéré dans l'air de sortie du contacteur est détruit par moyens thermiques ou thermo-catalytiques afin d'empêcher toutes possibilités d'effets irritants ou toxiques sur les exploitants.

IV.2.2.3.Efficacité

Les résultats sont très variables en ce qui concerne l'efficacité de l'ozone en désinfection. Les abattements varient de 3 à 6 Ulog. On admet qu'un abattement de 3 à 4 Ulog de CF est possible avec des temps de séjour compris entre 6 et 10 minutes.

Les temps de contact sont beaucoup plus courts que pour une chloration mais les doses à mettre en oeuvre sont tout à fait similaires.

Des expérimentations menées sur les stations de traitement de Nancy Maxeville, de Colombes et de Montpellier permettent de définir les doses à appliquer :

Site	Type d'eau	Objectifs	Dosage (mg/l)	Temps de contact (mn)
Nancy Maxeville		99,9 % sur CF	5	11
		1 Ulog sur virus	2,5	19
		2 Ulog sur CF	2,5	19
		2 Ulog sur SF	2,5	19
Colombes		3 Ulog sur CF	9,5 à 14	20
Montpellier	<u>Eau clarifiée</u>	3 Ulog sur CF	5 à 8	14 à 16
		1 Ulog sur CF	12	2
	<u>Eau filtrée</u>	3 Ulog sur CF	4 à 5	14 à 16
		6 Ulog sur CF	12	2

Tableau 11-6 : Efficacité de l'ozone en désinfection.

IV.2.2.4. Avantages

La réactivité de l'ozone ne semble pas générer de sous-produits toxiques pour le milieu récepteur, quoique l'on signale depuis peu l'influence possible des ions bromates.

L'ozone induit plutôt une amélioration sensible de la qualité de l'eau traitée en augmentant la teneur en oxygène dissous de l'eau et en agissant sur la couleur.

Le pouvoir germicide de l'ozone concerne, outre les bactéries, les virus et les protozoaires.

Aucun phénomène de reviviscence des germes traités n'a été observé à ce jour.

IV.2.2.5. Inconvénients

Les coûts de construction et de consommation électrique sont élevés. Le procédé est complexe et demande une main d'oeuvre qualifiée, surtout si l'oxygène pur est utilisé.

Une bonne conception de l'ouvrage de dissolution est nécessaire afin d'éviter les courts-circuits hydrauliques. Par ailleurs, les temps de séjours sont de 6 à 10 mn.

L'ozone est explosif à des concentrations de 240 g/m³ et toxique pour l'homme à 0,6 g/m³, pour une inhalation de plus de 10 minutes. Il demande donc l'installation d'appareillage de détection et d'alarme pour la protection du personnel.

Les compresseurs de gaz avant les ozoneurs sont une cause de bruit et doivent être isolés. Les ozoneurs eux-mêmes sont une source de bruit de haute fréquence.

Comme pour l'oxygène, la solubilité de l'ozone dans l'eau dépend de la température : celle-ci chute quand la température s'élève.

L'ozone réagit avec de nombreux produits organiques (acides humiques, pesticides, composés aliphatiques et aromatiques) et minéraux (soufre, azote, fer, manganèse). Si la concentration de ces éléments est élevée, la demande en ozone de l'influent augmente. Pour chaque station, les tests en pilote sont nécessaires afin de définir la demande en ozone de l'influent et donc, le taux de traitement optimal.

IV.2.3. Les U.V.

Le traitement par U.V. est très employé sur le continent américain, on dénombre plus de 120 stations en service.

IV.2.3.1.Principe

Le rôle des U.V. comme bactéricide et virucide est bien établi. Les radiations (à 254 nm) pénètrent la paroi cellulaire, atteignent et modifient les acides nucléiques porteuses de l'information génétique de la cellule et empêchent ainsi la division cellulaire. Le germe reste vivant mais, incapable de se diviser, ne peut engendrer une infection.

La source artificielle d'énergie U.V. la plus répandue est la lampe à mercure. La raison principale de son utilisation est le fait que 85 % de ses émissions s'effectuent à une longueur d'onde de 253,7 nm : longueur d'onde optimale pour la désinfection.

La radiation est générée en créant un arc électrique à travers une vapeur de mercure. La désactivation des molécules de mercure ainsi excitées s'accompagne d'une émission de lumière U.V.

IV.2.3.2.Mise en oeuvre

Un système U.V. est constitué d'un réseau de lampes maintenues ensemble sur un châssis. Ces lampes sont renfermées dans des tubes de quartz ou de Téflon les protégeant du refroidissement, qui aurait lieu si elles étaient en contact avec l'eau.

Ces lampes, qui ressemblent à des ampoules tubulaires de 0,75 à 1,50 m de long et 1,5 à 2 cm de diamètre, peuvent être disposées à l'horizontale ou à la verticale par rapport à l'écoulement de l'eau (Figure 5 en annexe). L'eau circule en fine couche entre les tubes.

Il existe deux systèmes de désinfection, les systèmes à U.V. ouverts et les systèmes à U.V. fermés.

L'avantage du type ouvert est l'accessibilité des lampes. Elles peuvent être changées ou attachées sans avoir à contourner l'étage de désinfection. Par contre, l'étage étant alimenté en gravitaire, il est important de maintenir un niveau d'eau constant dans le canal de désinfection. Si le niveau d'eau est trop haut, une partie de l'effluent passera au-dessus des lampes et ne sera pas traité. Si le niveau est trop bas, une partie des lampes sera à l'air libre, ce qui entraînera la surchauffe et la formation d'un film sur le tube de protection limitant le passage des radiations U.V. Afin de s'affranchir de ce phénomène, le niveau est maintenu constant grâce à une vanne à contre-poids.

Le système fermé étant en charge, il n'est pas nécessaire de maintenir un miroir d'eau. Par contre, toute l'installation fermée doit être arrêtée en cas d'intervention (nettoyage des tubes de protection, changement de lampes).

IV.2.3.3.Efficacité

L'intensité de la radiation émise par la lampe diminue avec l'éloignement. Ceci est simplement dû à un phénomène de dissipation d'énergie.

Une seconde atténuation de l'énergie U.V. est due à l'absorption par les composés chimiques présents dans l'eau à traiter. Ceci est appelé la "demande U.V." de l'eau à traiter. Elle est quantifiée par une mesure spectrophotométrique à 253,7 nm et exprimée en unité d'absorbance d'énergie par unité de profondeur (u.a/cm). On emploie plus facilement la transmittance : % transmittance = $100 \times 10^{-(\text{absorbance})}$.

Les matières colloïdales, les matières organiques solubles et surtout les MES, après un traitement secondaire efficace, absorbent la lumière U.V. et limitent l'efficacité du procédé. Plus la lumière est absorbée, moins elle pénétrera en profondeur et donc plus il sera difficile d'apporter la dose d'U.V. nécessaire à une bonne désinfection.

	TRANSMITTANCE	ABSORBANCE (u.a/cm)
Eau potable	95 %	0,02
Effluent tertiaire	80 %	0,10
Effluent secondaire bonne qualité	65 %	0,19
Effluent secondaire mauvaise qualité	35 %	0,46
Eaux pluviales	20 %	0,70
Effluent primaire	5 %	1,30

Tableau 11-7 : Transmittance et absorbance pour différents types d'eau.

Le nombre de lampes nécessaire augmente de façon exponentielle avec la baisse de la transmittance d'une eau résiduaire urbaine : un effluent ayant une transmittance de 50 % peut demander deux fois plus de lampes qu'un effluent ayant une transmittance de 65 %.

Les doses d'énergie U.V. fournies par ces lampes sont calculées en faisant intervenir l'intensité U.V. moyenne dans le réseau de lampe (W/cm^2) et le temps de séjour de l'eau dans ce réseau, qui est généralement de l'ordre de quelques secondes. Il s'exprime donc en $\text{W.s}/\text{cm}^2$ de lampe. La dose nécessaire à une réduction logarithmique en CF de 4 sera de $30\,000 \text{ W.s}/\text{cm}^2$ pour une eau usée ayant une transmittance de 65 % et une concentration en MES de 30 mg/l, tandis que $16\,000 - 20\,000 \text{ W.s}/\text{cm}^2$ suffisent aux eaux filtrées pour un même abattement de coliformes.

IV.2.3.4. Avantages

Les avantages principaux d'un procédé à U.V. sont sa simplicité et sa compacité. Les temps de contact nécessaires à une bonne désinfection sont de quelques secondes. Le prix du traitement est comparable avec celui de la chloration/déchloration et tend à devenir moins cher avec la mise au point de lampes et de systèmes plus efficaces.

Etant donné qu'il s'agit d'un phénomène physique et non chimique, il n'y a ni transport, ni stockage ou utilisation de substances nocives, ni présence de produits toxiques résiduels dans le rejet.

IV.2.3.5. Inconvénients

Les dépôts de sels (Ca_2^+ , Fe_3^+ , PO_4^{3-}), d'huiles, de graisses et de biofilms sur ces tubes entraînent une diminution de la transmittance des U.V. et donc du rendement de désinfection. La formation de dépôts sur les lampes est plus ou moins rapide et reste spécifique à chaque site. Il est préférable de l'estimer sur des pilotes afin de déterminer l'applicabilité d'un procédé U.V. à l'eau à traiter.

Les tubes doivent être nettoyés de façon régulière : les lavages se font une fois par mois selon la qualité de l'effluent. Ce nettoyage est soit mécanique, sonique ou chimique. Par ailleurs, les gaines en quartz ou Téflon s'opacifient avec le temps : elles sont généralement changées en même temps que les lampes U.V.

Les sels de fer absorbent les U.V. Les stations physico-chimiques employant du FeCl_3 comme coagulant devront donc employer des doses en U.V. plus importantes.

Une réparation des dommages causés par les U.V. au niveau de l'ADN bactérien peut survenir lors de l'exposition des bactéries à la lumière visible ou même à l'obscurité. Ce phénomène, appelé reviviscence, permet donc une reprise de la croissance bactérienne.

Les yeux sont la partie du corps la plus sensible à une surexposition aux U.V. Selon le National Radiological Protection Board, les effets néfastes commencent après 1/6 de seconde d'exposition aux intensités utilisées en désinfection d'eau. Elles se traduisent par l'inflammation douloureuse des yeux (kérato-conjonctivite). Des expositions de plus longues durées peuvent entraîner des lésions irréversibles de la rétine. Le port de lunette protectrice est donc obligatoire pour le personnel travaillant sur un système U.V. en fonctionnement.

IV.3. LES NOUVELLES TECHNIQUES DE DESINFECTION

IV.3.1. L'acide péracétique

L'acide péracétique, bien connu en milieu hospitalier et agroalimentaire est apparu depuis peu en assainissement. Compte tenu de la nouveauté de cet agent, peu d'informations quantitatives sont disponibles concernant ses activités biocides sur les organismes témoins de contamination fécale.

L'acide péracétique, CH_3COOH , se forme à partir de l'acide acétique en présence d'un excès de peroxyde d'hydrogène. Sa décomposition ne génère aucun produit toxique susceptible de nuire au milieu récepteur puisqu'il se décompose en eau et en acide acétique.

Son activité désinfectante repose sur la libération d'oxygène actif qui dénature la membrane plasmique bactérienne et plus particulièrement par rupture des liaisons (-SH) et des ponts disulfures (-SS) constituant les composés protéiniques et les systèmes enzymatiques. Cette altération entraîne une modification de la fonction "transport" des

membranes et une dislocation des cellules membranaires, affaiblissant ainsi l'activité bactérienne.

Les expérimentations menées au CIRSEE avaient pour objet de définir la dose et le temps de contact à mettre en oeuvre tout en gardant à l'esprit que le coût du traitement ne devait pas être prohibitif.

Cette relation a été établie de manière à atteindre une réduction des CT de 3 à 4 Ulog : la dose à mettre en oeuvre est de 5 ppm et le temps de contact à respecter est de 60 mn.

Si cette relation se révèle adaptée à nos objectifs de qualité, elle reste néanmoins inadaptée à l'élimination des virus : les abattements ne dépassent pas 30 %. Ces résultats rejoignent ceux de la littérature qui mentionnent l'application de doses très importantes pour inactiver les virus (140 ppm pour une réduction de 4 Ulog).

Des phénomènes de reviviscence ont été observés lors d'expérience de laboratoire. Après l'application de 5 ppm pendant 60 minutes, une reprise de l'activité bactérienne est observée dès la fin de la première journée faisant suite au traitement. Toutefois, la transposition au milieu naturel n'est pas aisée puisque l'expérience replaçait les bactéries après traitement dans un milieu marin reconstitué.

IV.3.2. L'ultrafiltration

Les membranes d'ultrafiltration n'ont aucun pouvoir destructeur mais assurent passivement la rétention des micro-organismes par barrière physique.

L'ultrafiltration retient 100 % des micro-organismes présents (bactéries, virus, phages, ...). Il y a évidemment absence de sous-produits toxiques et de plus, la qualité de l'effluent est fortement améliorée.

Compte tenu du coût actuel des membranes, il s'avère que cette technique reste adaptée à des cas particuliers où les contraintes sont extrêmes : réutilisation des eaux usées envisagée, haute qualité de rejet.

V. RECAPITULATIF DES MOYENS DE DESINFECTION DES EFFLUENTS

Le choix d'une filière de désinfection doit prendre en considération l'ensemble des éléments décrits ci-avant (inconvenients, avantages, praticité, ...) en tenant compte des objectifs demandés et du contexte particulier à chaque station (taille, lieu d'implantation, intégration dans chaîne existante, ...). Le tableau ci-après donne une comparaison des différents procédés de désinfection.

	Chlore gazeux	Eau de javel	Ozone	VU	ClO ₂	Acide péracétique	Membrane
Action bactéricide	+	+	+	+	+	+	+
Action virucide	-	-	+	+	+	-	+
Reviviscence	+	+	-	+	?	+	-
Toxicité résiduelle	+	+	-	-	+	-	-
Taille d'installation	toute taille	toute taille	moyenne à grande	petite à moyenne	moyenne à grande	toute taille	?
Coûts	faible	faible	élevé	modéré	modéré	modéré	élevé

Tableau 11-8 : Comparaison des différents procédés de désinfection.

VI. COUTS DE LA DESINFECTION

Une étude détaillée des coûts des traitements de désinfection regroupant les frais de fonctionnement et les frais d'amortissement des ouvrages et des équipements a été réalisée par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne en 1982. Ces résultats sont résumés ci-après :

capacité en EH	Chloration	Ozone	Dioxyde de chlore	U.V.
1000	0,62 à 2,35	1,55	1,25	0,71
5000	0,21 à 0,60	0,55	0,35	0,26
25000	0,10 à 0,17	0,30	0,15	0,17
75000	0,06 à 0,09	0,25	0,10	0,15

Tableau 11-9 : Coût de différents traitements de désinfection (F/m^3).

La relation entre l'augmentation de la taille de l'installation et la décroissance du coût de la désinfection est très sensible pour le traitement par chloration, par contre il apparaît que cet effet est beaucoup moins net pour le traitement par U.V. qui souffre d'une corrélation directe entre le nombre de modules en service et le coût d'exploitation. L'utilisation de l'ozone en désinfection représente un coût 2 à 8 fois plus important que la chloration.

VII.CONCLUSION

Il est bien évident que la mise en place d'une unité de désinfection est motivée par la protection d'un environnement sensible. Seule la réponse de ce milieu récepteur à travers ses critères de qualité permet d'évaluer le bien-fondé du système retenu.

Nous avons vu que l'action virucide est très variable selon le type de désinfectant. L'élimination de ces micro-organismes se justifie si leur devenir en milieu littoral présente des risques sanitaires directs ou via une concentration dans un produit consommable.

Il semble difficile de dissocier le traitement de désinfection de l'assainissement global d'un effluent domestique. L'interaction entre les produits résiduels et la désinfection est nette, génération de sous-produits toxiques : génération de chloramines et d'haloforme lors d'une chloration, impact négatif des matières en suspension sur l'irradiation par U.V., consommation d'ozone pour l'oxydation des molécules carbonées, ... De plus, la présence de matières organiques associées aux floccs bactériens induit une protection vis-à-vis des agents bactéricides et semble être responsable des capacités de régénérescence des micro-organismes après traitement.

Au regard de tous les aspects étudiés, il ressort qu'à ce jour aucun agent chimique ou physique ne répond à l'image du désinfectant idéal.

En résumé, on admet qu'en absence de contraintes d'espace les solutions à retenir sont :

- l'infiltration-percolation,
- ou le lagunage,

qu'en présence de contraintes extrêmes la seule solution envisageable à ce jour est l'ultrafiltration et malheureusement lorsque les contraintes sont moyennes aucun désinfectant ne répond à notre cahier des charges à savoir :

- la destruction de 3 à 4 Ulog des germes test;
- l'absence de toxicité résiduelle soit directe, soit par réaction;
- l'absence de reviviscence des micro-organismes détruits;
- des coûts d'investissement et d'exploitation minimaux.

Chapitre 15

CONDITIONNEMENT ET TRAITEMENT DES BOUES DES STATIONS D'EPURATION DES EAUX RESIDUAIRES URBAINES ET DES USINES DE PRODUCTION D'EAU POTABLE

R. CORNICE

SOMMAIRE

I. INTRODUCTION.....	288
II.QUANTITES ET CARACTERISTIQUES DES BOUES PRODUITES DANS UNE STATION D'EPURATION URBAINE	288
II.1. NATURE DU RESEAU ET DE L'EFFLUENT	288
II.1.1. Réseau unitaire	288
II.1.2. Eaux parasites.....	288
II.1.3. Effluents sceptiques.....	288
II.1.4. Rejet d'effluents industriels	289
II.2. LA FILIERE EAU	289
II.2.1. Boues primaires	289
II.2.2. Traitements physico-chimiques (décantation ou flottation).....	289
II.2.3. Boues biologiques	290
II.2.4. Composition globale des boues et production de boues d'une station d'épuration d'eaux usées urbaines	290
II.3. QUALITES PHYSIQUES DES BOUES.....	292
III. QUANTITES ET CARACTERISTIQUES DES BOUES PRODUITES DANS UNE USINE DE PRODUCTION D'EAU POTABLE.....	292
III.1. QUALITE DE L'EAU BRUTE.....	292
III.2. TYPES DE TRAITEMENT D'EAU, SYSTEMES DE SEPARATION	292
III.2.1. Les systèmes de filtration.....	293
III.2.2. Les systèmes de décantation	293
III.2.3. Les systèmes de flottation	293
III.3. LES REACTIFS UTILISES.....	293
III.3.1. Matières de charge minérale.....	293
III.3.2. Réactifs d'adsorption	294
III.3.3. Réactifs de coagulation-floculation	294
IV. STABILISATION.....	296
IV.1. DIGESTION ANAEROBIE	296
IV.2. STABILISATION AEROBIE	296
IV.3. STABILISATION CHIMIQUE (Ca(OH) ₂)	297
V.CONDITIONNEMENT DES BOUES.....	298
V.1. CONDITIONNEMENT PAR AJOUT DE REACTIFS MINERAUX	298
V.2. CONDITIONNEMENT AUX POLYELECTROLYTES	299
V.3. CONDITIONNEMENT THERMIQUE	299
VI. EPAISSISSEMENT DES BOUES.....	300
VI.1. EPAISSISSEMENT STATIQUE	300
VI.1.1. Technologie	301
VI.1.2. Dimensionnement d'un épaisseur	301
VI.2. EPAISSISSEMENT PAR FLOTTATION	303
VI.2.1. Principe de fonctionnement	303
VI.2.2. Dimensionnement d'une flottation	303
VI.3. EPAISSISSEMENT PAR EGOUTTAGE.....	304
VI.4. EPAISSISSEMENT PAR CENTRIFUGATION	305
VII. DESHYDRATATION	307
VII.1. CENTRIFUGATION.....	307
VII.2. FILTRES A BANDES PRESSEUSES.....	308
VII.2.1. Principe de filtration.....	308

<i>VII.2.2. Performances des filtres à bandes presseuses</i>	309
VII.3. FILTRES PRESSES	310
<i>VII.3.1. Principe de fonctionnement</i>	310
<i>VII.3.2. Technologie</i>	311
<i>VII.3.3. Déroulement du cycle</i>	311
<i>VII.3.4. Capacité de filtration</i>	312
VII.4. LITS DE SECHAGE	313
VIII.CONCLUSION	314
ANNEXES	315

I. INTRODUCTION

Les éléments polluants et leurs produits de transformation retirés de la phase liquide au cours de tout traitement d'eau, quelle qu'en soit la nature, se trouvent finalement rassemblés dans la très grande majorité des cas dans des suspensions plus ou moins concentrées dénommées "boues".

Le caractère commun de toutes ces boues est de constituer un déchet encore très liquide de valeur généralement faible ou nulle. Certaines d'entre elles sont chimiquement inertes, mais celles qui proviennent de traitements biologiques sont souvent fermentescibles et nauséabondes.

Toutes les boues de caractère organique nécessitent un traitement spécifique qu'elles soient recyclées, réutilisées ou remises dans le milieu naturel. L'urbanisation et la protection de l'environnement rendent de jour en jour plus difficile le retour pur et simple sans conditionnement préalable de ces produits dans le milieu naturel. Le traitement de la boue est devenu un corollaire inévitable du traitement de l'eau, et il nécessite des moyens techniques et financiers parfois supérieurs.

II. QUANTITES ET CARACTERISTIQUES DES BOUES PRODUITES DANS UNE STATION D'EPURATION URBAINE

Les boues évacuées d'une station d'épuration urbaine sont souvent un bon reflet du degré de dépollution des effluents. Elles sont incontestablement, des produits émis par l'assainissement, les plus variables en qualité et en quantité. Les caractéristiques de ces boues sont éminemment dépendantes de :

- la nature du réseau;
- la nature de l'effluent;
- des filières de traitement d'eau;
- des filières de traitement des boues.

II.1. NATURE DU RESEAU ET DE L'EFFLUENT

Ces deux interactions sont pratiquement indissociables tant l'impact du réseau est important sur la qualité de l'effluent.

II.1.1. Réseau unitaire

Augmentation des matières décantables, parfois diminution de la pollution dissoute (surcharge hydraulique) avec augmentation de Pb et Zn.

II.1.2. Eaux parasites

Diminution de la pollution dissoute. Un effluent dilué produira moins de boues biologiques pour la simple raison que le flux de MES et DBO en sortie sont plus importants, toutes les autres conditions étant, par ailleurs, identiques.

II.1.3. Effluents sceptiques

Augmentation du taux de colloïdes et diminution de la décantabilité des boues, entraînant des pertes suivant les charges hydrauliques appliquées. Nette augmentation du pouvoir fermentescible des boues.

II.1.4. Rejet d'effluents industriels

Risque important de perturbation de la ligne eau. Apport possible de métaux lourds.

II.2. LA FILIERE EAU

Elle interfère sur la filière boues, au niveau de ses performances et de la masse de boues produites. Nous retiendrons 3 types de boues.

II.2.1. Boues primaires

Nous les assimilons à la partie des MES décantables.

Le dimensionnement des décanteurs a son importance : essayer d'avoir les meilleurs rendements de décantation possibles augmente, certes, la production de boues primaires mais, en global, favorise la qualité des boues de la station d'épuration par un ratio boues primaires/boues biologiques plus fort. Il faudra cependant éviter toute fermentation dans l'ouvrage sous peine de surcharger le biologique

II.2.2. Traitements physico-chimiques (décantation ou flottation)

Ils font appel généralement à des sels de fer (ferriques ou parfois ferreux) ou éventuellement à des sels d'aluminium, en combinaison avec des polyélectrolytes et parfois également de la chaux. Ces réactifs servent à piéger des fins colloïdes.

Conditionnement de l'eau	Rendement d'élimination des MES (décantation)	MES (mg/l)		Poids de MES produites (mg/l)	Rapport boues produites/MES éliminées
		Eau brute	Éliminées		
$FeCl_3$ + Polymère	90	350	315	386	1,22
$Al_2(SO_4)_3$ + Polymère	90	350	315	396	1,27
$FeCl_3$ + $Ca(OH)_2$ + Polymère	90				
$FeSO_4$ + $Ca(OH)_2$ + Polymère	90	350	315	630	2

Tableau 12-1 : Caractéristiques des boues issues de filières de traitement physico-chimique.

Dans les boues, nous retrouvons donc les produits de transformation de ces réactifs, principalement des hydroxydes, des phosphates et des sels de calcium. Par rapport à la décantation simple, l'ajout de réactifs va avoir pour effet d'augmenter la quantité de boues (tableau 12-1). Les réactifs sont plus ou moins efficaces. Le $FeSO_4$ (souvent moins cher) produit néanmoins souvent de fortes quantités de boues.

II.2.3. Boues biologiques

Les boues biologiques se présentent généralement sous la forme de floccs de tailles et de densités très diverses : ces floccs contiennent la biomasse excédentaire et des déchets organiques non biodégradables ou en fin de dégradation.

Ces boues en excès ont une importance capitale pour la qualité des boues globales produites par la station d'épuration.

Pour des eaux à forte tendance industrielle, seuls des essais pratiques peuvent donner une idée de la quantité de boues produites. Néanmoins, pour des eaux urbaines "classiques", on peut donner, à titre indicatif, les fourchettes suivantes de production (tableau 12-2). Celle-ci est dépendante de l'âge des boues, du rapport MES/DBO₅ à l'entrée du biologique et de la température.

Age des boues	3 jours	10 jours	20 jours
MES/DBO ₅	Production de boues kg MES/kg DBO ₅ éliminée		
0,6	0,65 - 0,85	0,55 - 0,8	0,45 - 0,65
1	0,8 - 1,1	0,7 - 1	0,6 - 0,9
1,2	0,95 - 1,2	0,8 - 1	0,75 - 1

Tableau 12-2 : Production de boues d'une filière de traitement biologique.

II.2.4. Composition globale des boues et production de boues d'une station d'épuration d'eaux usées urbaines

Toute filière de traitement biologique produit un mélange de boues primaires, de boues biologiques, soit en phase séparée (décantation primaire + biologique) soit conjuguées (aération prolongée).

Globalement, la production de boues d'une station d'épuration d'eau urbaine peut être estimée comme suit :

Type de boue	MES en g/eq ha/jour	% MES boue épaissie	l/eq ha/jour boue épaissie
Primaire fraîche	45-60	8-12	0,4-0,75
Primaire digérée	30-40	7-11	0,3-0,55
Mixte fraîche	75-90	4-6	1,2-2,2
Mixte digérée	50-60	2,5-4,5	1,1-2,4

Tableau 12-3 : Production de boues d'une station d'épuration d'eau urbaine.

Les boues primaires comportent pour l'essentiel des matières minérales, cellulose, fibres et autres constituants bien structurés (tableau 12-4). Leur traitement ultérieur est facile. Les boues biologiques sont très organiques et colloïdales, donc fortement hydrophiles et difficilement déshydratables. Cependant, elles comportent la majeure partie de l'azote et du phosphore (tableau 12-4).

Le rapport boues biologiques/boues primaires sera donc déterminant sur la filière boues.

Composants % /MS	Décantation primaire	Biologique $C_m > 0,1$	Aération prolongée	Lagunage	Chimique
Matières organiques	55-65	70-85	60-75	45-60	35-55
N total	25-3	4-6	4-5	2-3	1,5-2
P	1-1,5	2,5-3	2-2,5	1,5-2,5	1,5-3
K	0,2-0,3	0,2-0,3	0,2-0,3	0,2-0,3	0,1-0,2
Carbone	33-40	38-50	33-40	25-35	20-30
Calcium	5-15	5-15	5-15	5-15	5-30
Magnésium	0,4-0,8	0,4-0,8	0,4-0,8	0,4-0,8	1,7-4,5
Fer	1-3	1-3	1-3	1-3	3-15
Al	0,1-0,3	0,1-0,3	0,1-0,3	0,1-0,3	0,1-15
Pouvoir fermentescible	++	++	+	-	(++) (-)
Contamination bactériologique	++	++	+	+	(++) (-)
Production de boues	+	+	-	-	++
Concentration des boues en sortie de traitement d'eau	30-90 g/l	5-10 g/l	6-8 g/l	60-120 g/l en moyenne stratification	20-60 g/l

Tableau 12-4 : Evolution de la composition des boues en fonction de la ligne de traitement d'eau

II.3. QUALITES PHYSIQUES DES BOUES

L'extraction plus ou moins poussée de l'eau conduit à des états physiques allant du liquide au solide.

Siccité	Etat
jusqu'à 8-9 %	liquide
12-16 %	pâteux pelatable
16-25 %	pâteux gerbable
25-35 %	solide avec retrait
> 35 %	solide sans retrait

Tableau 12-5 : Etats physiques des boues.

La notion de siccité n'est pas toujours représentative de l'aspect physique du sédiment déshydraté. La réversibilité est toujours possible : thixotropie du sédiment.

III. QUANTITES ET CARACTERISTIQUES DES BOUES PRODUITES DANS UNE USINE DE PRODUCTION D'EAU POTABLE

La qualité initiale des boues, c'est-à-dire leur composition dépend :

- de la qualité de l'eau brute;
- du type de traitement d'eau;
- des réactifs utilisés et de leurs caractéristiques physiques.

III.1. QUALITE DE L'EAU BRUTE

La qualité de l'eau brute est très différente selon l'origine du pompage d'alimentation :

- eaux de forages ou eaux de barrages, peu chargées en MES;
- eaux de surface, rivières, dont la qualité est très dépendante de la période de l'année :
 - périodes de crues, eaux chargées en limons;
 - périodes d'algues (printemps, automne), eaux chargées en matières organiques très fermentescibles;
 - périodes de basses eaux, eaux peu chargées.

III.2. TYPES DE TRAITEMENT D'EAU, SYSTEMES DE SEPARATION

Les systèmes de séparation mis en oeuvre interviennent sur :

- le volume des boues et leur concentration;
- la qualité des boues.

III.2.1. Les systèmes de filtration

Ces ouvrages sont caractérisés par :

- des débits instantanés importants (au moment des lavages);
- des concentrations faibles.

Ces caractéristiques ont un effet défavorable sur le fonctionnement du traitement des boues. Il est possible de réduire ces effets en retournant les eaux de lavages en tête de station moyennant certaines précautions.

III.2.2. Les systèmes de décantation

L'effet de ces ouvrages est très différent selon leur principe de fonctionnement :

- **Les décanteurs statiques**, de part leur faible charge hydraulique, intègrent dans leur volume la capacité d'épaississement. En contrepartie, il est généralement très difficile d'avoir une extraction régulière de ces boues sans aménagement particulier. En outre, les temps de séjour importants peuvent conduire à une dégradation de la qualité de l'eau (qualité organoleptique, ...) en raison de la **possible fermentation des boues** suivant leur taux de MO.
- **Les décanteurs accélérés**, généralement utilisés actuellement en raison de leurs performances, nécessitent le plus souvent un **ouvrage d'épaississement séparé** en raison de la faiblesse des concentrations des purges de boues ($\approx 3 \text{ g/l}$). Cette solution, particulièrement bien adaptée, permet la séparation des fonctions de clarification et d'épaississement. L'optimisation du stade épaississement est donc possible par l'utilisation de conditionnements appropriés.

III.2.3. Les systèmes de flottation

Les systèmes de flottation offrent un bon compromis entre le traitement de l'eau et le traitement des boues. L'intérêt porte avant tout sur 2 points :

- sur les eaux difficiles (eaux peu chargées en limons) ils permettent d'obtenir des **boues directement épaissies**;
- par ailleurs la flottation permet souvent de **diminuer les doses de réactifs** mis en oeuvre, donc d'améliorer la qualité des boues et d'en diminuer la production.

III.3. LES REACTIFS UTILISES

Il faut remarquer que le(s) type(s) de réactifs ont une influence, à la fois sur la qualité de l'eau traitée et sur la qualité et la quantité des boues issues du traitement.

III.3.1. Matières de charge minérale

Ces matières sont en général constituées par de la bentonite, du kiesselguhr ou des charges siliceuses, qui ont pour objet d'augmenter la densité des floes et par la-même d'améliorer leur vitesse de décantation.

En conséquence, nous obtenons :

- une amélioration de la qualité des boues passant par une **augmentation de l'aptitude à l'épaississement et à la déshydratation**;
- **une augmentation** parfois très importante **de la quantité de boues produites** venant contrebalancer les gains apportés par ailleurs.

III.3.2. Réactifs d'adsorption

Généralement constitué par du charbon actif en poudre, ce réactif a un effet bénéfique sur :

- la qualité de l'eau traitée;
- la qualité générale quant à **l'aptitude des boues à l'épaississement et à la déshydratation.**

L'augmentation de production de boues due à ce réactif est compensée par son effet bénéfique, d'autant que, dans certains cas, il peut permettre une réduction du taux de coagulant mis en oeuvre.

III.3.3. Réactifs de coagulation-floculation

En ce qui concerne les coagulants, généralement constitués par des sels de Fe ou d'Al hydrolysables, leur action est très importante sur la qualité et la quantité des boues produites, ceci pour la bonne raison que ces produits se retrouvent dans les boues sous forme d'hydroxydes.

Remarques :

- La proportion d'hydroxydes peut atteindre 80 à 85 % (en poids) de la boue produite.
- Les comportements des hydroxydes de Fe et Al sont très différents face au système de traitement des boues. Globalement, bien que la quantité de boues produites soit supérieure avec les sels ferriques comparativement au sulfate d'aluminium, la plus grande facilité de traitement apportée par les sels ferriques conduit à un dimensionnement de la chaîne de traitement des boues de 1,2 à 1,5 fois moindre qu'avec le sulfate d'alumine.
- En contrepartie la qualité de l'eau traitée par les sels de fer est généralement moins bonne que la qualité des eaux traitées par les sels d'aluminium.

Au niveau des floculants, seule l'interaction de SiO_2 peut modifier de façon notable la qualité de la boue obtenue suivant la présence d'ions Na^+ ou Ca^{2+}

Comme nous venons de le voir, la production de boues d'eau potable peut être extrêmement variable. Il faut alors adopter un bilan sensé pour ne pas construire une station de traitement de boues ne fonctionnant que quelques jours par an à plein régime.

Cette détermination est donc très importante car elle va permettre :

- **d'optimiser le dimensionnement de l'installation de déshydratation;**
- **d'aménager les temps d'exploitation.**

Le bilan de production journalière de boues doit faire apparaître les variations journalières de production de boues sur une période minimale de 1 an.

Ce bilan peut être déterminé selon 3 méthodes :

- **par simulation** en appliquant le traitement mis en oeuvre sur la station à un échantillon représentatif d'eau brute;
- **par estimation des volumes et concentration des boues produites** par les différents ouvrages;

- **théoriquement** en fonction des caractéristiques de l'eau brute et en fonction du mode de traitement appliqué.

La détermination théorique de la quantité de boues produite est donnée par la formule suivante :

$$P = V \times [MES \times A \times H \times K \times D \times X \times M_1 \times F_1 \times C] \times 10^{-3}$$

avec :

P : poids de matières sèches journalières exprimé en kg.

V : volume journalier d'eau brute traitée exprimé en m³. V est égal au volume d'eau distribuée plus le volume des purges des ouvrages et de lavages de filtres. En règle générale, volume d'eau brute = volume d'eau distribuée x 1,15.

MES : taux de matières en suspension dans l'eau brute en g/m³.

A : coefficient dû à la couleur (0,05 à 0,07).

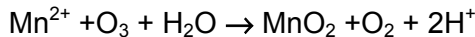
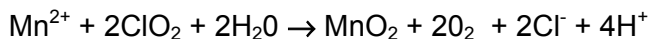
H : couleur de l'eau brute en degrés Hazen (mesure par la méthode platine-cobalt, 1° Hazen correspond à 1 mg/l de platine-cobalt).

K : coefficient de précipitation dépendant du type de réactif utilisé (voir tableau 12-6).

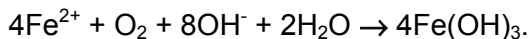
D : dose de réactif anhydre utilisé exprimée en g/m³.

X : dose de réactif entièrement précipitable exprimée en g/m³. Il s'agit dans ce cas des réactifs utilisés en traitement d'eau et se retrouvant intégralement dans les boues (ex : charbon actif).

M₁ : masse de précipité d'hydroxyde de Mn (en g/m³) imputable à une démanganisation (oxydation de Mn²⁺ en Mn⁴⁺ par le dioxyde de chlore ou l'ozone) selon :



F₁ : masse d'hydroxyde de Fe (en g/m³) imputable à une déferrisation (oxydation de Fe²⁺ en Fe³⁺ soit par oxygénation soit par chloration du type :



Nous avons donc : $F_1 = 1,91 [Fe]$

avec $[Fe]$ = concentration en Fe²⁺ de l'eau brute exprimée en mg/l.

C : masse de précipité de carbonate (en g/m³) imputable à une décarbonatation partielle par utilisation de chaux. En admettant que la majorité du TH est calcique, C sera donné par :

$$C = 20 \times (TAC - TAC_1)$$

avec :

TAC = TAC de l'eau brute exprimée en ° F.

TAC₁ = TAC de l'eau traitée en ° F.

Nom commercial	Formule chimique	Densité	Concentration (%) ou masse (g/l)	Valeur de K
<i>Chlorure ferrique</i>	$\text{FeCl}_3, 6 \text{ H}_2\text{O}$	cristallisé	60 % FeCl_3	0,40
<i>Chlorure ferrique</i>	FeCl_3	cristallisé	99 % FeCl_3	0,65
<i>Chlorure ferrique solution 39.41 %</i>	$\text{FeCl}_3, n\text{H}_2\text{O}$	1,41-1,45	596 g/l FeCl_3	0,39
<i>Chlorosulfate ferrique</i>	$\text{FeCl SO}_4, n\text{H}_2\text{O}$	1,6	594 g/l FeCl_3	0,39
<i>Chlorure basique d'aluminium (WAC)</i>	$\text{Al}_n(\text{OH})_m \text{Cl}_{3-m-n}$	1,2	10 % Al_2O_3	0,19
<i>Sulfate d'aluminium</i>	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 18\text{H}_2\text{O}$	cristallisé	17,2 % Al_2O_3	0,27
<i>Sulfate d'aluminium solution 7,5 à 8,5 %</i>	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, n\text{H}_2\text{O}$	1,3	8,3 % Al_2O_3	0,17

Tableau 12-6 : Evaluation du coefficient K en fonction du réactif utilisé.

IV. STABILISATION

Les boues de stations, en grande proportion à caractère organique, sont instables dans la mesure où des fermentations s'y développent, qui sont à l'origine d'une mauvaise qualité des eaux et de nuisances olfactives. La stabilisation vise donc à réduire le taux de matières organiques de manière à empêcher ou tout du moins limiter les fermentations. Cette stabilisation est inutile pour les systèmes à boues activées en aération prolongée (minéralisation du fait du temps de séjour long des boues en aération), et de lagunage naturel (minéralisation anaérobie au fond). L'impact des différents procédés de stabilisation sur la qualité de la boue est précisé dans le tableau 12-7.

IV.1. DIGESTION ANAEROBIE

Elle nécessite un épaissement en amont donc n'entraîne, en cours de digestion, pas ou peu de réduction de volume. La digestion agit de la manière suivante sur les caractéristiques des boues :

- disparition de 1/3 environ des MES boueuses (**45 à 50 % des matières organiques disparaissent**), d'où la production d'une boue non putride et moins organique;
- **minéralisation de l'azote organique** : eau interstitielle riche en NH_4^+ (1 à 2 g/l);
- **boue plus colloïdale**, plus homogène (disparition de corps fibreux) plus diluée ce qui fait chuter la qualité des boues : dosages de réactifs plus élevés et siccité un peu plus faibles en déshydratation (1 à 3 points).

IV.2. STABILISATION AEROBIE

Elle conduit à la **production de boues très diluées et très colloïdales**, ce qui donne des qualités de boues bien inférieures à celles des boues fraîches. De plus, la **réduction des matières organiques est plus faible par rapport à la digestion anaérobie**.

IV.3. STABILISATION CHIMIQUE (CA(OH)₂)

Les boues, ayant subies une stabilisation chimique, **sont assez favorables en déshydratation**, mais souvent difficiles à flocculer à cause des pH élevés (> 12).

	Aérobic	Anaérobic	Chimique (chaux)
M.O.	réduction de 0-10 %	réduction de 30-50 %	pas de pertes sur boues déshydratées - hydrolyse des M.O. jusqu'à 40 % sur boues liquides
M.M.	constant dans l'absolu	constant dans l'absolu	augmentation de 10 à 50 % suivant () boue
N	peu de perte sur M.S. mais perte en N de la phase liquide	transformation de 40% du N organique en NH ₄	stripping du NH ₄ de la phase liquide et ressolubilisation d'une partie de N organique
P	inchangé	inchangé	précipité
Réduction de la masse de boues	oui 0 à 7 %	oui 15 à 30 %	non augmentation de 10 à 30 %
Fermentation ultérieure	oui après 72 h d'anoxie sous forme liquide perte de 5 à 15 % des M.O. entre 1 et 6 mois 30-40 % N organique + NH ₄	nulle	très faible si pH > 10,5 et milieu non liquide
M.O.	50-65	45-60	35-50
N total	4-5	2-3	0,8-2
P	2-2,5	1,5-2,5	2-5
K	0,2-0,3	0,15-0,25	0,1-0,2
C	28-35	25-35	20-30
Mg	0,4-0,8	0,4-0,8	0,4-2
Fe	1-3	1-3	2-15
Ca	5-15	5-15	15-30

Tableau 12-7 : Impact de la stabilisation sur la qualité de la boues.

V. CONDITIONNEMENT DES BOUES

L'épaississement naturel des boues est limité par des phénomènes physiques. Des forces électriques de répulsion entre les particules de boues empêchent leur rapprochement et en conséquence ne permettent pas l'évacuation d'une part importante de l'eau interstitielle. Pour rendre exploitables les différents équipements de traitement des boues, il est donc nécessaire de procéder à la floculation de celles-ci pour en casser la stabilité colloïdale et pour augmenter artificiellement la taille des particules. C'est le conditionnement qui a recours à des procédés de nature physique (thermique), mais plus souvent de nature chimique (ajout de réactifs minéraux ou de polymères de synthèse). Un conditionnement adéquat de la boue est la base du bon fonctionnement de l'atelier de traitement des boues.

V.1. CONDITIONNEMENT PAR AJOUT DE REACTIFS MINERAUX

C'est le conditionnement adapté à la déshydratation sur filtres presses (schéma 1 Annexes), appareils mettant en oeuvre une filtration à travers un gâteau en formation avec un support filtrant à mailles fines (100 à 200 μm). Ce conditionnement nécessite l'emploi de réactifs minéraux conduisant à la formation de floccs fins, mais mécaniquement stables.

Pour des raisons d'économie et d'efficacité, on emploie le plus souvent des sels de fer. Sur des boues organiques, l'ion Fe^{3+} est de loin le plus efficace. L'action de ces sels de fer est double :

- action coagulante (leur charge est souvent opposée à celle des particules boueuses);
- action floculante (formation d'hydroxydes complexes hydratés tels que $(\text{Fe}(\text{OH})_3, 6\text{H}_2\text{O})_n$ qui joue le rôle d'un polymère minéral).

Une introduction de chaux consécutive à celle du sel de Fe est toujours nécessaire pour améliorer la filtrabilité :

- $\text{pH} > 10$, pH de floculation correcte;
- précipitation d'un certain nombre de sels de Ca favorables à la filtration;
- apport d'une charge minérale dense.

Avec les boues organiques, le double dosage Fe et chaux est en général indispensable. En revanche, pour les boues d'eau potable constituées en grande partie d'hydroxydes hydrophiles, un apport de chaux est généralement suffisant. Les doses de réactifs à mettre en oeuvre (tableau 12-8) sont déterminés par mesure de la résistance spécifique à la filtration $r_{0,5}$. Pour un filtre presse à plateaux chambrés, $r_{0,5}$ doit être compris entre 5 et 15 x 10^{10} cm/g.

Type de boues	FeCl ₃ % MES	Ca (OH) ₂ % MES
<i>ERU (Eau résiduaire urbaine) primaires</i>	2-3	10-15
<i>ERU mixtes</i>	4-6	18-25
<i>ERU stabilisées</i>	6-8	25-30
<i>Eau potable (Al(OH)₃)</i>		30-50
<i>Eau potable (Fe(OH)₃)</i>		25-35

Tableau 12-8 : Doses de réactif couramment utilisées.

Remarque : L'ajout de réactifs augmente d'autant la quantité de boues à traiter. Il faut en tenir compte dans le calcul de la quantité de boues à déshydrater.

V.2. CONDITIONNEMENT AUX POLYELECTROLYTES

C'est le conditionnement adapté à la déshydratation sur filtres à bandes presseuses, centrifugeuses, parfois en flottation, épaissement par égouttage et, sous certaines réserves, sur filtres presses (schéma 2 Annexes).

Les polyélectrolytes ont pour effet :

- une floculation très marquée par la **formation de ponts entre particules** grâce aux longues chaînes ramifiées. Cette floculation est renforcée par une action coagulante dans le cas de polymères cationiques;
- une forte **diminution de la résistance spécifique de la boue floculée** avec une augmentation de l'hydrophilie particulaire et du coefficient de compressibilité.

Un grand nombre de polyélectrolytes est à disposition. Il faut donc effectuer des tests simples de floculation pour déterminer le produit le mieux adapté à la boue à traiter. Les polymères cationiques sont surtout efficaces pour le conditionnement des boues organiques, les anioniques pour les boues d'eau potable.

V.3. CONDITIONNEMENT THERMIQUE

Ce type de conditionnement n'est actuellement utilisé que pour les filtres presses. Il consiste à chauffer les boues entre 150 et 200 °C pendant 30 à 60 minutes selon le type de boues et la filtrabilité désirée. Au cours de cette "cuisson", les gels colloïdaux sont détruits et l'hydrophilie particulaire diminue (schéma 3 Annexes). On assiste également à 2 phénomènes simultanés :

- **solubilisation de certaines MES** (hydrolyse de l'amidon avec formation de sucres) et ammonisation de l'azote organique;
- **précipitation de quelques matières dissoutes**. Selon le type de boues, la cuisson solubilise 20 à 40 % des MO et conduit à des jus présentant des DBO₅ de 3000 à 6000 mg/l (rapport DCO/DBO₅ de l'ordre de 2,5). L'azote est présent dans la phase liquide à des taux relativement élevés (0,5 à 1,5 g/l en NH₄⁺), mais le phosphore ainsi que les métaux restent précipités dans les boues. Le recyclage de ces jus de cuisson apporte une surcharge de 10 à 25 % de la charge de la station dont il faut tenir compte dans le dimensionnement de la biologie.

Il nécessite un nettoyage fréquent des surfaces d'échange (interdisant la mise en oeuvre sur certaines boues très chargées en calcium). L'investissement est par ailleurs coûteux.

Par contre, ce type de conditionnement présente les avantages suivants :

- universalité d'application à toutes les boues organiques;
- stabilité des performances quelle que soit la concentration des boues;
- épaissement rapide et important des boues cuites (120 à 200 g/l);
- amélioration de la structure des boues (filtration possible sans autre conditionnement);
- forte siccité des gâteaux de filtre presse (de l'ordre de 50 %);
- production de boues déshydratées stériles;
- réutilisation optimale du biogaz.

VI. EPAISSISSEMENT DES BOUES

Nous verrons, au chapitre déshydratation, que l'ensemble des techniques utilisées, à l'exception du lagunage, sont sensibles à la concentration de la boue à déshydrater. Ceci de façon plus ou moins marquée, certes, rend indispensable le préépaississement pour les moyens mécaniques de déshydratation.

Si nous observons les modes d'extraction des boues des différents ouvrages de traitement d'eau nous pouvons constater que :

- la concentration des extractions des différents ouvrages de traitement d'eau fonctionnant en marche continue ou cyclique est faible et dépasse rarement 10 g/l (4 à 10 g/l en eau résiduaire urbaine, 2 à 5 g/l en eau potable par décantation);
- les ouvrages fonctionnant en chasse périodique donnent des boues plus concentrées mais l'élimination globale des MES entraîne systématiquement une dilution surabondante des fins de purges.

Nous traiterons donc dans ce chapitre des différents moyens mis en oeuvre pour l'épaississement des boues. Ces moyens sont de deux ordres :

- épaissement par décantation ou épaissement statique;
- épaissement dynamique :
 - flottation;
 - égouttage;
 - centrifugation.

VI.1. EPAISSISSEMENT STATIQUE

Il s'adresse à toutes les tailles de station d'épuration ou d'usine de production d'eau potable. Il présente l'avantage, outre son rôle d'épaississement, de pouvoir fonctionner, au moins dans le cas des boues d'eau potable en raison de l'absence de fermentation des boues, en tant que stockeur intermédiaire des boues. Par contre, en eaux résiduaires, un épaisseur mal géré peut être générateur d'odeurs.

L'épaississement se fait par décantation en piston des boues. La décantation est aidée par une herse à mouvement lent qui, en faisant rouler les particules de boues les unes sur les autres, favorise l'écoulement de l'eau interstitielle et l'évacuation des gaz occlus. Le tassement des boues est donc ainsi favorisé.

VI.1.1. Technologie

Les épaisseurs doivent toujours être de forme circulaires. La cuve peut être réalisée en acier pour les petits diamètres, le plus souvent en béton (schéma 4 Annexes).

La pente du radier est comprise entre 10 et 20 %. Ils sont équipés d'un ensemble herse-racleur tournant, à double bras diamétral, à entraînement généralement central. Les dispositifs d'entraînement sont généralement prévus pour 20 à 30 m daN/m².

Cet ensemble herse-racleur a un double rôle :

- assurer le transfert des boues de la périphérie vers le centre de l'ouvrage par un ensemble de racleurs disposés "en jalousie" immédiatement au-dessus du radier;
- faciliter l'évacuation de l'eau interstitielle et des gaz occlus au moyen de la herse verticale accrochée au dispositif tournant.

La hauteur de l'ouvrage doit être la somme de la hauteur de compression (lit de boue) et d'une hauteur dite de "revanche" (tranche d'eau) permettant d'avoir une bonne clarification du liquide interstitiel et une bonne répartition hydraulique de la liqueur entrante. Sa valeur est généralement de 4 à 5 m.

L'arrivée des boues se fait généralement par le haut à l'intérieur d'une jupe de répartition plongeant de 1 à 2 m sous le niveau hydraulique de l'épasseur et permettant d'éviter le passage direct des MES en surverse.

Le soutirage se fait au centre du radier par un pompage généralement extérieur à l'ouvrage. Il est souhaitable, dans ce cas, de prévoir sur la tuyauterie d'aspiration de(s) pompe(s), une possibilité d'injection d'eau sous pression pour faciliter un décolmatage éventuel. Le surnageant est évacué par une goulotte périphérique.

VI.1.2. Dimensionnement d'un épaisseur

La courbe de sédimentation de la boue, en utilisant un récipient de diamètre suffisant (20 cm minimum) et de hauteur au moins égale à 50 cm est un bon guide. Elle permet d'évaluer, au bout de 24 h, la concentration maximum de soutirage.

La théorie de Kynch permet, à partir de cette courbe de sédimentation (figure 12 Annexes) le calcul des épaisseurs et, en particulier, la détermination de la surface correspondant à la concentration de soutirage recherchée.

Examinons la courbe de sédimentation (figure 12-1 Annexes). Cette courbe présente deux zones :

- une zone linéaire correspondant à une vitesse de chute des particules constante, c'est la plage de décantation libre. La vitesse correspondante est la vitesse limite de décantation qui ne devra en aucun cas être dépassée (ici ≈ 50 cm en 2 h soit 0,25 m/h);
- une zone infléchie où la vitesse de décantation diminue en fonction du temps, c'est la zone dite de décantation entravée.

Dans la zone d'inflexion de la courbe, nous traçons n tangentes qui vont couper chacune l'axe des hauteurs d'interface en H_n et l'axe des temps en T_n .

Nous considérerons que chaque tangente détermine une boue fictive ayant pour décantation libre la partie de la tangente entre le point de contact avec la courbe et l'axe des hauteurs d'interface, et pour décantation entravée la partie de la courbe située à gauche du point de contact. Pour chacune de ces boues fictives, nous pouvons définir, si C_0 est la concentration de la boue initiale et H_0 la hauteur initiale de boue (ici 50 cm) :

- concentration initiale $C_n = C_0 \times \frac{H_0}{H_n}$ (exprimée en kg/m^3 ou g/l);
- vitesse de décantation libre $V_n = \frac{H_n}{T_n}$;

avec :

H_n exprimée en m.

T_n exprimé en h.

V_n est alors exprimée en m/h.

- flux maximum admissible, exprimé en $\text{kg/m}^2/\text{jour}$: $F_n = C_n \times V_n \times 24$.

On reporte ces n valeurs de flux F_n obtenues à partir des n tangentes sur un graphe, on trace ainsi la courbe dite courbe de flux ayant l'aspect de la courbe donnée sur la figure 13 (Annexes). Une tangente à cette courbe coupant l'axe des concentrations au point correspondant à la concentration de soutirage souhaitée, coupera l'axe vertical des flux au point correspondant à la valeur maximum du flux massique admissible pour cette concentration de soutirage.

Le tableau 12-9 ci-dessous donne, à titre indicatif, les valeurs de flux massique et de concentrations de soutirage généralement obtenues sur différents types de boues.

Type de boues	Flux massique ($\text{kgMES/m}^2/\text{jour}$)	Concentration possible de boues épaissies (g/l)
Boues primaires fraîches (ERU)	80 à 120 selon teneur en MO	90 à 120 (60 à 80 si dégrillage fin)
Boues mixtes fraîches (ERU)	45 à 70 Selon rapport B primaires/ B biologiques	40 à 60
Boues biologiques seules (ERU)	25 à 30	20 à 30
Boues de floculation eau potable avec hydroxydes métalliques	15 à 25	15 à 30

Tableau 12-9 : Flux massique et concentration de soutirage pour différentes boues.

L'épaississement par décantation est généralement mis en oeuvre sans conditionnement préalable. Cependant un apport de chaux (de l'ordre de 15 % par rapport au MES des boues) peut parfois être appliqué sur des boues fermentescibles, afin d'éviter les dégagements gazeux risquant de perturber la décantation et de provoquer des mauvaises odeurs. Il arrive fréquemment, en traitement de boues d'eau potable, d'utiliser un conditionnement par polyélectrolytes, voire un conditionnement binaire polyélectrolyte plus

chaux. Il faut cependant bien garder présent à l'esprit le fait que ce type de conditionnement, s'il augmente les vitesses de décantation donc la charge massique admissible sur l'épaississeur, ne change en rien la concentration finale des boues épaissies, à l'apport de chaux près.

VI.2. EPAISSISSEMENT PAR FLOTTATION

Ce système d'épaississement est particulièrement bien adapté aux boues difficiles, boues biologiques ERU ou boues d'eau potable comportant une forte proportion d'hydroxydes et donnant des résultats médiocres en épaississement statique.

Cette technique présente les avantages suivants :

- **forte réduction de la surface et du volume des ouvrages** par rapport à l'épaississement statique (au moins un facteur 3 pour la surface et 6 pour le volume);
- obtention sur des boues très colloïdales de concentrations nettement supérieures.

Les siccités obtenues sur les boues épaissies par flottation sont proches de 3 à 6 %.

VI.2.1. Principe de fonctionnement

Le principe consiste à réduire la masse volumique apparente de la phase solide par adsorption ou absorption de bulles gazeuses pour en provoquer l'entraînement vers la surface (schéma 5 Annexes) avec une vitesse ascensionnelle qui, en modèle laminaire, sera donnée par la loi de STOKES :

$$V = (g/18\mu) \times \Delta m d^2$$

avec

g : accélération gravitaire, μ : viscosité du liquide.

Δm : différence de masses volumiques phase solide-phase liquide, d : diamètre des particules.

De tous les procédés de flottation, le plus utilisé est celui par détente du fluide après pressurisation à l'air comprimé à des pressions de 3 à 6 bars. Cette technique est utilisable selon deux principes :

- flottation directe : pressurisation de la totalité de la boue elle-même;
- flottation indirecte : pressurisation d'eau (souvent l'eau clarifiée du flottateur) puis injection de celle-ci immédiatement après détente dans la suspension boueuse.

VI.2.2. Dimensionnement d'une flottation

Contrairement à l'épaississement statique, il n'existe pas pour la flottation de modèle mathématique valable permettant le dimensionnement de ce système. On devra en conséquence, soit réaliser une série d'essais, soit déduire la charge admissible en comparaison de cas connus

Le dimensionnement dépend :

- de la charge massique admissible (4 kg MES/m²/h sans conditionnement pour les boues ERU, 6 à 8 kg MES/m²/h pour les boues floculées au polymère de synthèse pour les ERU ou eau potable);
- de la charge hydraulique (inférieure à 2 m/h généralement);
- de la concentration des boues en amont de la flottation (4 à 6 g/l maximum).

Dans les paramètres influençant la flottation, nous pouvons noter :

- le fonctionnement sans polymère pour les boues biologiques d'ERU;
- la floculation préalable (polymère anionique ou cationique) sur les boues d'eau potable chargées en hydroxydes;
- le conditionnement préalable des boues biologiques ERU permet d'améliorer les charges massiques et les taux de capture;
- le type de pressurisation modifie les performances de la flottation :
 - pressurisation directe offre un meilleur taux d'épaississement, mais une moins bonne clarification;
 - pressurisation indirecte présente une capacité de production en général plus faible mais une meilleure clarification;
- le taux de recyclage en cas de pressurisation indirecte;

VI.3. ÉPAISSISSEMENT PAR EGOUTTAGE

Différents dispositifs peuvent être utilisés (tambours, poches filtrantes, grilles d'égouttage), mais **la grille GDE est l'appareil qui allie à la fois simplicité d'emploi et fiabilité** (schéma 6 Annexes).

Cet appareil à fonctionnement continu est placé directement au refoulement de la pompe d'alimentation en boues fraîches. La boue, préalablement floculée au polymère de synthèse, est épandue sur un champ horizontal de grille fine raclée en permanence par des lames en caoutchouc.

La concentration des boues augmente progressivement en avançant sur le champ de grille, le réglage est optimal lorsque la boue ne contient plus d'eau libre en fin de parcours. Le débit de la pompe à boue, de l'injection du polymère ainsi que la vitesse de raclage sont réglables. Le lavage de la grille est réalisé de façon cyclique au moyen de pulvérisation d'eau sous pression.

L'apport d'agent de floculation s'effectue à travers un mélangeur statique placé en aval de la pompe à boues. La consommation de polymère est relativement élevée (5 à 8 kg/tonne de MES) mais cette dépense demeure faible sur de petites stations, surtout eu égard aux avantages que présente cet épaississement :

- **soutirage direct de boues en excès** peu concentrées depuis la recirculation en boues urbaines;
- **réduction de 2 à 3 fois du volume de stockage des boues** avant leur reprise en agriculture;
- **réduction dans les mêmes proportions du coût de transport des boues.**

Par contre, pour les boues d'eau potable, les purges de décanteurs doivent subir un préépaississement rapide.

De la même façon que pour l'épaississement par flottation, il n'existe pas de modèle mathématique permettant de faire le dimensionnement d'une grille GDE. On devra donc se référer à des cas similaires connus.

Le tableau 12-10 présente les performances globales des grilles GDE.

Nature des boues	Concentration en MES des boues brutes (g/l)	Capacités en kg MES/h par mètre de largeur de grille	Siccité des boues épaissies (%)
<i>ERU - Aération prolongée</i>	< 10	30 à 70	5 à 6
	> 10	60 à 200	5 à 8
<i>ERU - Digestion anaérobie</i>	15 à 25	70 à 140	7,5 à 9
<i>Eau potable - Hydroxydes d'aluminium</i>	10 à 15	25 à 35	2,5 à 4,5

Tableau 12-10 : Performances des grilles GDE selon la nature des boues.

Comme il n'y a pas de pressage, le rendement d'extraction est toujours élevé (> 95 % généralement). La grille GDE peut également être utilisée comme préépaississeur en amont immédiat d'un appareil de déshydratation (filtre à bandes, centrifugeuse).

VI.4. EPAISSISSEMENT PAR CENTRIFUGATION

L'épaississement par centrifugation présente les inconvénients d'être **lourds en investissement et en coût d'exploitation** (consommation d'énergie 150 à 300 kWh/tonne de MES. Par contre, il a l'avantage de n'occasionner que **peu de nuisances sonores et olfactives** (car l'appareil est fermé) **et d'être très compact**.

L'épaississement obtenu est plus important que par flottation (voire trop important en ERU si nous avons en aval une digestion anaérobie).

Par ailleurs, sous peine d'avoir des rendements de capture et des débits alimentaires possibles faibles, l'emploi d'un polymère (1 à 2 kg/t MES) est indispensable. Nous risquons aussi en cas de fonctionnement sans polymère d'avoir une classification des boues avec départ de fines.

La centrifugation consiste en une décantation accélérée par force centrifuge. Cette force est donnée par :

$$\gamma = \omega^2 \times R = 0,011 \text{ N}^2 \text{ R}$$

avec

γ : force centrifuge en m.sec⁻².

ω : vitesse angulaire en rad.sec⁻¹.

R : rayon moyen en m.

N : vitesse de rotation en tr/mn.

L'accélération engendrée est exprimée en nombre de g (9,81 m/sec) de telle sorte que :

$$G = \text{nombre de g} = (\omega^2 \times R) / g = 11,2 \times 10^{-4} \times N^2 \times R$$

Les champs centrifuges mis en oeuvre dans les machines industrielles varient de 800 à 4000 g suivant la taille de la machine.

Les décanteuses (schéma 7 Annexes) comportent essentiellement un bol cylindro-conique (1) à axe horizontal tournant à grande vitesse. A l'intérieur de ce bol tourne une vis sans fin hélicoïdale (2) disposée coaxialement qui épouse parfaitement la surface interne du bol, au jeu près entre bol et filets de vis. Ces 2 rotors, bol et vis, tournent à des vitesses différentes. La différence entre ces 2 vitesses est appelée vitesse relative (V_r).

Le produit à traiter (3) est introduit axialement dans la machine par un distributeur approprié, (4) il est alors propulsé dans l'espace annulaire (5) formé par la face interne du bol et le corps de vis. La décantation s'effectue essentiellement dans la partie cylindrique du bol. La vitesse relative de la vis par rapport au bol fait progresser le produit décanté (6) à l'intérieur du bol. Le convoyage des solides le long du cône permet de sortir le sédiment hors du liquide clarifié : l'alimentation étant continue, un niveau liquide (7) s'établit en effet dans la machine suivant une surface cylindrique qui constitue la surface interne de l'anneau liquide. Lorsque le solide est sorti de l'anneau liquide, la partie résiduelle du cône jusqu'au diffuseur-éjecteur sert à l'égouttage final : cette partie constitue la plage de séchage (8). Le liquide clarifié (9) est récupéré à l'autre extrémité du bol (coté grand diamètre) par débordement au dessus des seuils (10) réglables qui limitent l'anneau liquide dans la machine. Le rotor est protégé par un capot qui permet également la récupération du liquide clarifié et du sédiment.

Comme pour la flottation ou l'épaississement par drainage, il n'existe pas de modèle mathématique permettant de dimensionner une centrifugeuse. La centrifugation n'est actuellement pratiquement pas utilisée en épaississement de boues d'eaux potables. Elle est utilisée de préférence en épaississement de boues biologiques.

Pour les capacités des diverses tailles de machines, on se référera au tableau 12-11 suivant :

Ø bol	Débits admissibles	
	Sans polymère	Avec polymère
30 - 35 cm	8 m ³ /h	10 m ³ /h
40 - 50 cm	16 m ³ /h	20 m ³ /h
50 - 60 cm	22 m ³ /h	28 m ³ /h
60 - 70 cm	45 m ³ /h	55 m ³ /h

Tableau 12-11 : Débit admissible en fonction de la taille du bol.

Les épaissements obtenus sont de l'ordre de 50g/l sans polymère et 60 à 90 g/l avec 1 à 2 kg polymère/t MES. Les rendements de capture avoisinent 70 % sans polymère (1 à 1,5 g/l de MES dans le centrât) ou 90 % avec polymère (0,2 à 0,5 g/l de MES dans les concentrats) pour des concentrations d'alimentation de l'ordre de 5 g/l.

VII. DESHYDRATATION

La déshydratation des boues consiste à restituer sous forme plus ou moins concentrée l'ensemble des matières en suspension produite par une installation de traitement des eaux.

Cette déshydratation est obtenue par application de différentes techniques de séparation solide-liquide telles que la décantation (centrifugation) ou la filtration (filtres à bande presseuse ou filtres presse). Elle peut être suivie d'un post-traitement (chaux vive, séchage, compostage) suivant l'état final du résidu désiré. Généralement la concentration en MS dans le résidu obtenu est exprimé par la siccité (g MS % g de résidu) mais il faut se garder de n'utiliser que cette donnée du fait qu'elle ne renseigne nullement sur l'aspect physique du résidu obtenu (solide, pâteux, liquide).

VII.1.CENTRIFUGATION

Nous avons vu au chapitre IV.4 le principe de fonctionnement des centrifugeuses. Les machines utilisées en déshydratation sont du même type que celles utilisées pour l'épaississement. Seuls les paramètres de marche vont être différents. La vitesse relative, V_r , mise en oeuvre sera plus basse que pour l'épaississement, afin d'augmenter la siccité du sédiment, au détriment cependant du débit volumique admissible sur la machine. La vitesse absolue sera maximum, afin d'améliorer compactage et siccité. Enfin la plage d'essorage sera maximum en fonction de la qualité des boues et du rendement de capture donc l'épaisseur de l'anneau liquide sera réduite.

La centrifugeuse sera utilisée sur des boues floculées aux polymères de synthèse. La recherche du meilleur polyélectrolyte est primordiale; il faut obtenir un floc très volumineux et très résistant. Peu importe, dans ce cas, la viscosité du liquide interstitiel, ce dernier ne devant traverser aucun médium filtrant.

Il est difficile d'interpréter les tests de laboratoire pour prévoir le comportement de la boue en décantation dynamique du fait des forces de cisaillement et des turbulences engendrées par la vis convoyeuse. Néanmoins il est possible d'estimer une siccité (à quelques points près) ainsi que les débits possibles en tenant compte du volume occupé par le sédiment sous l'anneau liquide. Il est toutefois pratiquement impossible de prévoir le comportement rhéologique de la boue décantée dans l'enceinte tournante. De ce fait, il est encore procédé à de nombreux tests industriels pour cerner les performances optimales.

Les siccités de gâteau se rapprochent de celles obtenues sur un filtre à bandes presseuses classiques (voir chapitre VII.2.). La fourchette des siccités possibles est restreinte même en modulant les différents paramètres opérationnels, le débit de boues ou le dosage de réactifs.

Les gâteaux obtenus ont généralement une structure plastique. Comme pour l'épaississement, les capacités sont corrélées aux diamètres de machine.

VII.2.FILTRES A BANDES PRESSEUSES

La taille des floccs obtenus par conditionnement aux polyélectrolytes a rendu possible le développement d'appareils de déshydratation spécifiquement adaptés au traitement des boues résiduelles : les filtres à bande presseuses. Ces filtres sont très répandus pour plusieurs raisons :

- **grande facilité d'exploitation** et bon contrôle visuel de la boue en cours de déshydratation;
- **faible coût d'exploitation** et investissement modéré;
- **continuité du procédé** et du lavage des bandes filtrantes;
- **simplicité de la mécanique**;
- **ajout de charge minérale en général inutile**;
- **production de boues pelletables**.

Ces filtres permettant d'optimiser l'investissement en fonction de l'aptitude à la déshydratation de la boue. Par ailleurs, ils représentent un procédé quasi universel et le moins énergivore :

- **filtre à bandes** : 15- 20 kWh/t MES;
- **filtre presse classique** : 20- 40 kWh/t MES;
- **centrifugeuse** : 30- 60 kWh/t MES.

VII.2.1.Principe de filtration

Le processus de filtration comporte toujours les étapes suivantes (schéma 8 Annexes) :

- floculation avec des polyélectrolytes dans des flocculateurs à court temps de séjour ou parfois en conduite;
- drainage de la boue flocculée : égouttage sur un support filtrant de l'eau interstitielle libérée. Ceci provoque l'épaississement rapide de la boue. Pour obtenir les meilleures performances, la boue drainée doit être la plus concentrée possible;
- pressage de la boue drainée : celle-ci de consistance suffisante, est alors emprisonnée entre deux toiles filtrantes qui forment un coin et la comprime progressivement. Le "sandwich" ainsi formé s'enroule alors successivement autour de tambours perforés, puis de rouleaux disposés en quinconce suivant un parcours qui varie selon le type de filtre.

L'efficacité de la déshydratation dépend de la pression effective P_e appliquée sur le "sandwich" de boue et aussi du temps de pressage. De façon simplifiée, la pression P_e , dite pression de surface est de la forme :

$$P_e = k \frac{2T}{LD}$$

avec :

T : effort de tension de la toile.

L : largeur de la toile.

D : diamètre du rouleau.

P_e est donc obtenue par la tension des toiles autour des rouleaux. Elle reste modérée (0,3 à 1,5 bars) du fait de la résistance mécanique des bandes filtrantes et des rouleaux. P_e est d'autant plus forte que le diamètre du rouleau est faible.

Le temps de pressage dépend de la surface active de pressée aux enroulements et de la vitesse de défilement. Le départ de l'eau est facilité par les contraintes de cisaillement de la boue au passage des rouleaux et peut s'effectuer alternativement d'un côté puis de l'autre du "tapis" de boues. Dans les filtres à bandes presseuses, le pressage s'effectue dans une enceinte ouverte : le sandwich de boues assure donc lui-même l'étanchéité latérale sous la pression qu'il peut supporter lors de sa progression ; si la pression est trop forte, la cohésion du tapis de boue est détruite et il y a fluage, avec éjection latérale, hors de l'espace de filtration de boues partiellement déshydratées.

La pression provoquant le fluage dépend bien évidemment de la structure physique des boues drainées. Les siccités obtenues sur filtres à bandes presseuses sont donc inférieures à celles obtenues sur filtres à chambres étanches (filtres presses).

VII.2.2. Performances des filtres à bandes presseuses

Il n'existe, pour ce système, aucune relation mathématique définissant la capacité de production. Le dimensionnement découle le plus souvent de l'expérience acquise sur des boues similaires complétées par quelques tests simples de laboratoire pour connaître : vitesse de drainage, résistance au fluage, siccité après pressage. Des essais sur pilote industriel permettent d'affiner les prévisions. Les capacités de production de filtres à bandes presseuses sont données en kg de matières sèches extraites par m de largeur de bande et par heure. Le tableau 12-12 fait apparaître la grande diversité des performances (débits et surtout siccités) rencontrées avec les principales familles de boues.

Nature et origine de la boue	Concentration de la boue (g/l)	Capacité (kg MS/m/h)	Siccité (% MS)	Polymère (kg/tonne de MS)
Urbaine primaire digérée MV ≤ 50 % MES	60-90	400-700	28-35	1,5-3 (C)
Urbaine fraîche mixte % primaire ≥ 65 % des MES	50-60	250-500	23-30	3,5-5,5 (C)
Urbaine fraîche mixte % primaire = % des MES	35-45	150-400	18-26	4-6 (C)
Urbaine mixte digérée anaérobie % primaire = 50 % des MES	20-30	120-300	17-24	5-6 (C)
Urbaine aération prolongée	18-25	100-150	16-21	4-7 (C)
Urbaine physico-chimique dosage FeCl₃ ≤ 50 mg/l	60-80	300-700	26-35	2-4 (C ou A)
Clarification eaux très peu chargée - Al(OH)₃ = 40 à 50 % des MES	20-30	100-130	16-20	2-3 (A)
Clarification rivières argileuses MES d'eau brute 50-100 mg/l Al (OH)₃ = 20 % des MES	50-60	300-450	21-27	3-4 (A)

C = polymère cationique.

A = polymère anionique.

Tableau 12-12 : Performances des filtres à bandes presseuses.

VII.3.FILTRES PRESSES

Le filtre presse est un appareil qui permet de filtrer des boues en chambre étanche sous des pressions de l'ordre de 5 à 15 bars.

VII.3.1.Principe de fonctionnement

Le filtre est constitué d'une batterie de plaques évidées verticales, juxtaposées et serrées fortement l'une contre l'autre par une tête mobile manoeuvrée par un ou des vérins hydrauliques (schéma 9 Annexes).

Ces plaques, exécutées en fonte ou en polypropylène sont rainurées, afin de laisser le filtrat s'écouler et comporte plusieurs bossages répartis uniformément, qui ont pour but d'éviter les déformations, voire la casse des plateaux au cas où le filtre ne serait pas rempli de façon homogène. Ces plateaux sont revêtus sur leurs 2 faces cannelées, de toiles filtrantes de mailles assez fines (10 à 300 µm).

Les boues à filtrer sont envoyées dans le filtre par la partie centrale, noyau et ainsi réparties dans l'ensemble des chambres de filtration. Les matières boueuses s'accumulent ainsi dans les chambres jusqu'à formation d'un gâteau final compacté.

Le filtrat est collecté dans les cannelures des plateaux et évacué au moyen de conduits internes situés aux 4 coins des plateaux.

VII.3.2. Technologie

Les filtres se distinguent essentiellement par :

- supportage des plaques filtrantes, barres longitudinales ou accrochage à 1 ou 2 rails supérieurs;
- le système de halage des plateaux (électromécanique ou hydromécanique);
- le système de lavage des toiles.

Les plus grandes unités comprennent jusqu'à 150 plateaux de 2 x 2 m (surface de filtration : 1 000 m², volume des chambres 15 000 l pour une épaisseur de gâteau de 3 cm).

Il existe également des petites unités (20 plateaux de 0,4 x 0,4 m).

Les pressions appliquées sont en général de l'ordre de 13 à 15 bars parfois 5 à 7 bars.

La profondeur des chambres de filtration (épaisseur du gâteau) dépend de la nature de la boue; Pour des boues difficiles et peu concentrées, on utilisera des épaisseurs faibles (25 mm), pour des boues denses ayant une très bonne filtrabilité on utilisera de fortes épaisseurs (40 à 50 mm) afin d'éviter les cycles trop courts. L'épaisseur couramment utilisée est de 3 à 3,5 cm afin d'avoir des temps de cycle de 2 à 4 h.

VII.3.3. Déroulement du cycle

Le cycle de filtration comporte les opérations suivantes :

- fermeture du filtre;
- ouverture vanne d'alimentation;
- mise en route pompe haute pression;
- arrêt de la filtration (pompe haute pression). Cet arrêt peut se faire :
 - manuellement sur commande de l'opérateur;
 - automatiquement sur minuterie pré réglée;
 - automatiquement sur sonde de filtration détectant un débit final de filtrat, en général 10 à 12 l/m²/h;
- fermeture vanne d'alimentation;
- ouverture vanne de purge du boudin central;
- purge du boudin central à l'air comprimé;
- fermeture vanne de purge;
- ouverture filtre.

VII.3.4. Capacité de filtration

Le temps théorique de pressée peut être estimé par :

$$T_f = K \times 0,2125 - \frac{\eta_{0,5} \cdot 2^s \cdot e^2 \cdot c}{p^{1-s}} \left[\frac{S_f \cdot d_g}{c} - 1 \right]^2$$

où :

T_f : temps de filtration exprimé en minutes.

C : concentration de la boue en kg/m^3 .

d_g : densité du gâteau formé en kg/l .

η : viscosité du filtrat en centipoises, en général on prendra $\eta = 1,1$ centipoises.

$r_{0,5}$: résistance spécifique de la boue conditionnée à 0,5 bar exprimée en 10^{10} cm/g .

s : coefficient de compressibilité de la boue conditionnée.

p : pression maximale de filtration en bars.

e : épaisseur des chambres de filtration en cm.

s_f : siccité finale des gâteaux en fraction poids (40 % = 0,40)

K : coefficient de colmatage des toiles (sur toiles propres, nous avons $K \approx 1,3$)

Nous voyons ici que le temps de pressée est dépendant :

- du conditionnement de la boue ($r_{0,5}$);
- du carré de l'épaisseur des gâteaux;
- de la concentration des boues conditionnées;
- du coefficient de compressibilité de la boue.

Le temps de cycle (t_{cy}) (temps de filtration + temps de débatissage et temps de préparation du cycle) est en général estimé en temps de filtration augmenté d'une demi heure (t_{cy} est exprimé en heures)

La capacité de filtration est alors donnée par :

$$L = \frac{e \cdot d_g \cdot s_f}{0,2 t_{cy}} \text{ en } \text{kg/m}^2/\text{h}.$$

Un ordre de grandeur des performances, que l'on peut espérer d'un filtre presse, sont présentées dans le tableau 12-13 pour différents types d'effluents :

Nature et origine des boues	Conditionnement		Capacité de filtration (kg MS/m ² /h)	Siccité (%)
	FeCl ₃ % MS	CaO % MS		
Urbaines mixtes fraîches				
% primaires > 75 % des MS	2-4	10-15	3-4	40-48
% primaires = 50 % des MS	4-7	15-22	2-3	36-44
Urbaines mixtes digérées				
% primaires indifférent	Thermique	Thermique	2,5-5	45-60
% primaires = 50 % des MS	5-8	16-24	2-3	36-42
% primaires > 65 % des MS	2-8	15-24	2-3,5	26-33
Urbaines aération prolongée	6-10	18-28	1,5-3	31-37
Urbaines physico-chimiques				
Traitement d'eau à plus de 100 mg/l FeCl ₃	Eventuel	18-30	1,5-2,5	33-45
Clarification d'eau de surface peu de limons :				
sels d'Al		18-35	1,5-2,5	30-38
sels de Fe		16-28	1,5-3	34-40

Tableau 12-13 : Performances des filtres presses.

VII.4. LITS DE SECHAGE

Le séchage des boues sur des lits de sable drainés, longtemps la technique la plus utilisée est en régression continue du fait :

- **des grandes surfaces de terrain nécessaires;**
- **des dépenses de main-d'oeuvre** qu'elle entraîne;
- **des performances très dépendantes des conditions climatiques** ne permettant pas dans bien des régions une évacuation régulière des boues produites.

Ce type de déshydratation n'est à retenir que sur des boues bien stabilisées (digestion anaérobie ou aération prolongée).

Les temps de séchage varient de 3 semaines à 1,5 mois pour sécher 30 à 40 cm de boues liquides. La déshydratation comporte une première phase de drainage qui peut éventuellement être accélérée par ajout de polymère et une seconde phase de séchage atmosphérique. La siccité peut atteindre 40 et même 60 % en cas d'ensoleillement optimum.

VIII. CONCLUSION

La caractérisation qualitative des boues doit être bien appréciée lorsque l'on choisit une destination finale possible des boues : valorisation agricole, décharge, voire incinération. En effet, la qualité des boues escomptées va fixer la limite des traitements proposés car les performances prévisibles des différentes filières boues seront bien cernées. Les quantités massiques peuvent être calculées assez justement bien que, pour les boues urbaines, la production réelle de biomasse (si importante pour la qualité des boues globales) n'est pas toujours bien cernée.

Le choix de la filière boue, pour les eaux résiduaires urbaines surtout, dépend également bien évidemment, d'un facteur économique liant l'importance de l'installation de traitement d'eau à la hauteur de l'investissement acceptable. Le tableau 12-14 donne, globalement, le type d'équipement rencontré en fonction de la taille de la station (en éq/ha).

Taille de la station (éq.hab)	0 à 5000	5001 à 10 000	10 001 à 50 000	50 001 à 150 000	> 15 000
Silo	↔				
Epaississeur		↔			
Flottation			↔		
Système drainant	↔				
Filtres à bandes		↔			
Centrifugeuse		↔			
Filtre presse			↔		
Lits de séchage	↔				
Stabilisation aérobie	↔				
Stabilisation anaérobie				↔	

Tableau 12-14 : Type d'équipement rencontré en fonction de la taille de la station.

ANNEXES

Chapitre 16

LES BOUES RESIDUAIRES URBAINES - EVOLUTION DE LA PRODUCTION ET AVENIR DES DIFFERENTES FILIERES D'EVACUATION

P. GRULOIS

SOMMAIRE

I. INTRODUCTION.....	331
II.PRODUCTION DE BOUES SUR LES STATIONS.....	331
II.1. LE PARC NATIONAL DE STATIONS D'EPURATION.....	331
II.2. LES FILIERES DE TRAITEMENT DES BOUES DE STATIONS D'EPURATION.....	332
II.3. PRODUCTION DE BOUES RESIDUAIRES URBAINES SUR LES STATIONS DE TRAITEMENT.....	332
II.3.1. <i>Les productions déclarées</i>	332
II.3.2. <i>Les productions mesurées</i>	335
II.4. EVOLUTION DE LA PRODUCTION DE BOUES A L'ECHELLE NATIONALE.....	336
II.5. DESTINATION FINALE DES BOUES.....	338
III. LES PRINCIPALES VOIES D'EVACUATION	339
III.1. LA MISE EN DECHARGE.....	339
III.1.1. <i>Aspect législatif</i>	339
III.1.2. <i>Réalisation pratique</i>	339
III.1.3. <i>Aspect économique</i>	339
III.2. L'UTILISATION AGRICOLE.....	340
III.2.1. <i>La législation</i>	340
III.2.2. <i>Valeur agronomique des boues</i>	340
III.2.3. <i>Conditions de réutilisation agricole des boues</i>	348
III.2.4. <i>Aspect économique</i>	349
III.3. L'INCINERATION.....	352
III.3.1. <i>Aspect réglementaire</i>	352
III.3.2. <i>Aspect technique</i>	352
III.3.3. <i>Coût de l'incinération des boues</i>	352
IV. LES PERSPECTIVES - LES EVOLUTIONS	352
IV.1. LA REGLEMENTATION.....	353
IV.2. LES INCITATIONS.....	353
IV.3. LES CARACTERISTIQUES DU PRODUIT BOUES.....	353
IV.4. LE COUT DE LA FILIERE EPANDAGE AGRICOLE.....	353
IV.5. ORGANISATION ET CONTROLE DE L'EPANDAGE.....	353
IV.6. L'ACCEPTATION PAR L'AGRICULTURE.....	353
IV.7. LA FILIERE D'EPURATION.....	354
V.DES IDEES POUR UN SECTEUR EN PLEINE EVOLUTION.....	355
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	356

I. INTRODUCTION

L'assainissement est actuellement un domaine en pleine effervescence. La loi sur l'eau du 3 janvier 1992 génère des décisions dont les effets sont palpables tant au niveau politique que technique.

Les délais impartis pour mettre en oeuvre tous ces changements sont brefs. Une première étape aura lieu d'ici 1998, puis une seconde de 1998 à 2005, cinq ans, dix ans, ..., ces durées, compte tenu de l'ampleur de la tâche et des décisions à prendre, sont pour le moins courtes.

Un des principaux problèmes lié à ces changements va venir de la quantité de boues résiduelles produites sur les stations de traitement et de leur destination finale. La fermeture des décharges d'ici 2002 va conduire à une réorganisation des filières d'évacuation. La législation évolue rapidement, de manière difficilement prévisible et peut, "du jour au lendemain", entraîner des modifications radicales du contexte actuel.

Il convient donc, pour les nouvelles options à prendre, de faire posément le point et d'apprécier la situation en disposant d'un maximum d'éléments. Tel est l'objectif de cette synthèse. Après avoir fait le bilan des quantités de boues actuelles et de leurs évolutions probables dans les dix années à venir, un examen des filières aujourd'hui mises en oeuvre sera réalisé.

Puis, selon les évolutions légales possibles, deux scénarios seront proposés, visant à évaluer le développement des différentes voies d'évacuation actuellement rencontrées.

Ce document est donc, après analyse de la station actuelle, prospectif. Il regroupe des éléments qui permettront au lecteur de mieux cerner un problème sensible, mais ne prétend, en aucun cas, apporter "des réponses" catégoriques.

II. PRODUCTION DE BOUES SUR LES STATIONS

II.1. LE PARC NATIONAL DE STATIONS D'EPURATION

Le tableau 13-1 montre l'évolution du parc national sur trois années (Ministère de l'Environnement, 1991) pour les stations de plus de 400 équivalents habitants (eq.hab.).

Stations d'épuration	1987	1988	1989
Nombre	10 197	10 516	10 840
Capacité* (millions eq.hab.)	61,3	62,9	66,4

* ajouter 4 % pour les stations de moins de 400 eq.hab.

Tableau 13-1 : Evolution annuelle du parc français des stations d'épuration de plus de 400 eq.hab.

Le tableau 13-2 indique la répartition du parc des stations d'épuration de plus de 400 eq.hab. par type de traitement en 1989 (Ministère de l'Environnement, 1991).

Stations d'épuration	Traitement primaire	Lagunage	Boues activées	Lits bactériens	Divers biologiques	Physico chimique	Total
Nombre tot.	561	1929	6406	1605	229	110	10 840
%	5,2	17,8	59,1	14,8	2,1	1	100
Capacité tot (Millions éq.hab)	2,481	1,79	49,452	6,814	0,52	5,244	66,3
%	3,7	2,7	74,6	10,3	0,7	7,9	100

Tableau 13-2 : Répartition du parc de stations d'épuration français en 1989.

Les filières intensives, par boues activées et lits bactériens, représentent 85 % de la capacité installée pour 74 % du nombre des installations.

Sur la base d'une pollution totale émise par les agglomérations de 72 100 000 x 1,04, soit 74 984 000 eq.hab. (Ministère de l'Environnement, 1991), la capacité globale des installations d'épuration couvre théoriquement des besoins d'épuration.

II.2. LES FILIERES DE TRAITEMENT DES BOUES DE STATIONS D'EPURATION

Les principales filières de traitement des boues et les différents type de boues sont représentées ci-après (figure 13-1 et 13-2) et sont mentionnées celles qui peuvent faire l'objet d'un épandage agricole à l'état liquide (E.A.L.) ou non (E.A.N.L.).

En dehors de cas extrêmes nécessitant l'apport aux boues de produits extérieurs en quantités importantes (chaulage, compostage), et du cas particulier de la stabilisation anaérobie, les modifications entraînées sur la composition chimique des boues sont faibles au regard des variations couramment rencontrées sur une même station d'épuration.

Les expériences de mise en place de déshydratation par machines mobiles telles que presses à bandes n'ont pas été concluantes. La déshydratation des boues de plusieurs stations sur une seule et même installation d'épuration en place n'a probablement pour l'heure pas d'intérêt non plus au regard de l'épandage agricole, en raison notamment des deux inconvénients liés à plusieurs reprises du produit et du coût du transport des boues liquides (supérieur au coût de déshydratation par filtre à bandes).

II.3. PRODUCTION DE BOUES RESIDUAIRES URBAINES SUR LES STATIONS DE TRAITEMENT

II.3.1. Les productions déclarées

On entend par "production déclarée" la valeur annoncée par l'exploitant ou déduite des indications portées par lui au livre de bord. Dans ce paragraphe, les valeurs sont données en kg de Matières Sèches (MS), compte tenu de leur obtention par des techniques analytiques variées.

Figure 13-1 : Différents type de boues.

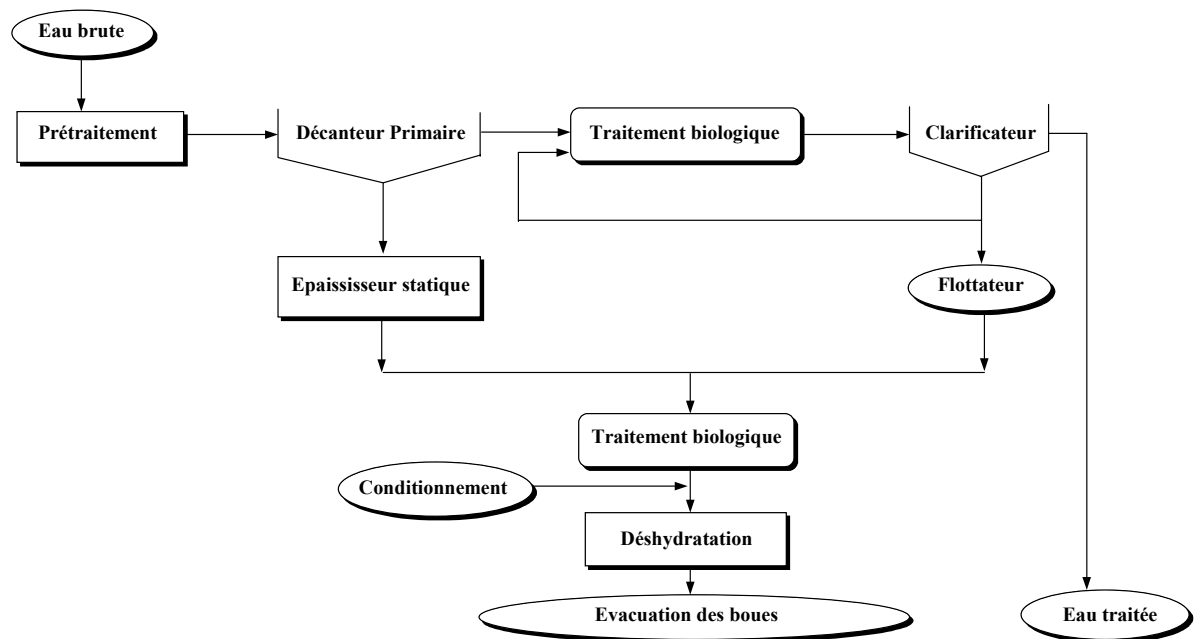
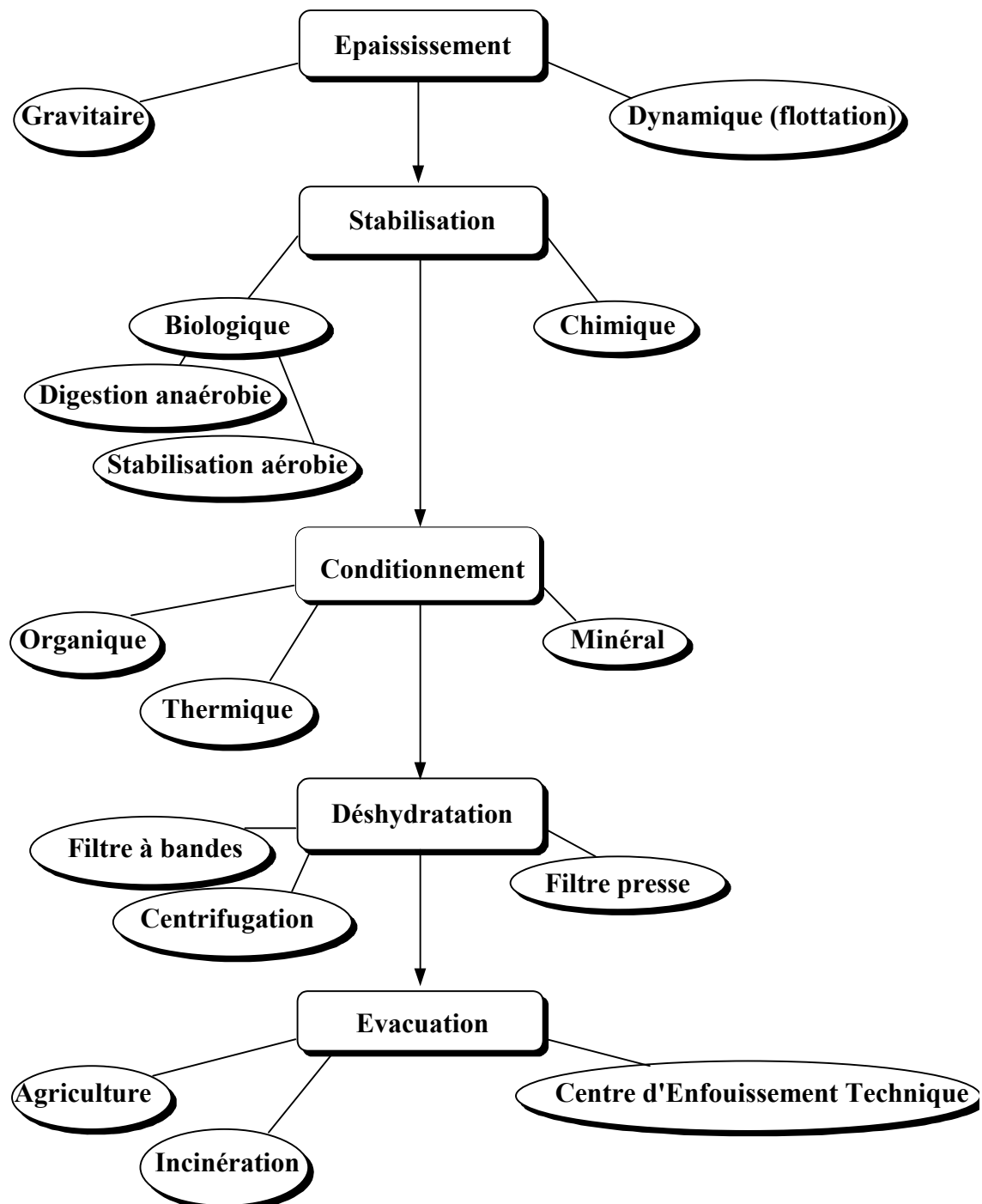


Figure 13-2 : Principales filières de traitement des boues.



Les résultats de 1120 stations d'épuration (13 départements) ont été fournis par le SATESE (figure 13-3) et analysés (CEMAGREF, 1992).

Sur les 1120 stations, la moyenne de production déclarée est de 0,44 kg MS/kg DBO₅ éliminée. Les valeurs se situent dans la fourchette 0,1-1,5 kg de MS/kg DBO₅ éliminée.

La moyenne très faible résulte des pertes accidentelles des boues liées à des débits excessifs, des lacunes dans l'évacuation des charges by-passées lors des périodes à fort débit, mais aussi en général à des effluents dilués (si les effluents bruts ont des DBO₅ < 100 mg/l, les MES de l'effluent épuré représentent normalement 20 % et plus de la production brute).

Seules 30 stations, soit 2,70 % des effectifs, déclarent des productions supérieures à 0,9 kg MS/kg DBO₅ éliminée ; la production déclarée croît, en général, avec la taille de la station.

Figure 13-3 : Production déclarée de boues (kg MS/kg DBO₅ éliminé) en fonction de la capacité nominale des stations d'épuration.

II.3.2. Les productions mesurées

Les estimations des quantités de boues produites peuvent être réalisées de nombreuses manières. Les incertitudes liées à l'estimation des volumes, des concentrations, étant en général un test ne portant que sur des stations recevant des effluents domestiques, en réseau séparatif et ne perdant pas de boues, a été conduit. L'ensemble des résultats individualisables reçus (132 stations de 20 départements différents) montre des productions

mesurées variant de 0,1 à 1,3 kg MES/kg DBO₅ éliminée en boues activées en aération prolongée.

Ces résultats démontrent l'ampleur des incertitudes liées au problème posé (figure 13-4). Sur les résultats bruts, les valeurs sont assez comparables aux productions déclarées. Par contre, les données les plus fiables, correspondant à des réponses complètes au questionnaire posé, sont proches en moyenne des valeurs théoriques les plus couramment citées (0,8 kg MES/kg DBO₅ éliminée en effluent domestique). Les variations (de 0,1 à 1,3 kg MES/kg DBO₅ éliminée) autour de ces moyennes restent toutefois de forte amplitude.

Figure 13-4 : Productions moyennes mesurées ou estimées par le SATESE, en boues activées en aération prolongée (132 stations).

II.4. EVOLUTION DE LA PRODUCTION DE BOUES A L'ECHELLE NATIONALE

La production annuelle **réelle** de boues urbaines sur le territoire français est estimée à 600 000 tonnes de matières sèches (ADEME, 1992), soit environ 500 000 tonnes pour les stations biologiques par boues activées et lits bactériens.

La production annuelle **théorique** des stations d'épuration par boues activées et lits bactériens peut être évaluée comme suit :

- capacité des stations boues activées et lits bactériens de plus de 400 eq.hab. (84,8 % du total des stations collectives en 1989) selon le Ministère de l'Environnement (1991) : 56 266 000 eq.hab;
- correction liée à la définition de l'eq.hab. (57 g de matières oxydables/j);
- coefficient correcteur :
$$\frac{\text{pollution entrant sur les stations en 1988}}{\text{capacité de traitement}} = 0,58 \text{ (Min. de l'Envir. ,1990) ;}$$
- production journalière de boues par eq.hab.: 40 g de MS/j (CEMAGREF, 1991);

- **production annuelle théorique:** $56\,266\,000 \times 40 \cdot 10^{-6} \times 365 \times 0,58 = 476\,460$ tonnes.

Une simple saturation de la capacité des stations actuelles porterait cette valeur à 821 483 tonnes.

Remarque : l'incinération d'environ 10 % des boues conduit à environ 40 000 tonnes de cendres.

Sur la base d'une pollution totale émise par les agglomérations (de plus de 400 eq.hab.) de 72 100 000 eq.hab (Ministère de l'Environnement, 1991) d'une part, d'une proportion inchangée des stations d'épuration par boues activées et lits bactériens dans le total des installations françaises d'autre part, **la quantité théorique de boues produites annuellement pour un parc complet de traitement collectif des eaux usées des agglomérations est de :**

$$72\,100\,000 \times 40 \cdot 10^{-6} \times 0,848 \times 365 = 892\,655 \text{ tonnes MS.}$$

Cette production devrait être augmentée de 10 à 20 % d'ici l'an 2000 si l'on tient compte d'une augmentation de la population et d'une introduction très large de l'élimination du phosphore. Une valeur de 1 100 000 tonnes de MS peut être retenue en première approximation, à laquelle il conviendrait d'ajouter les boues résultant du traitement d'une quantité d'eau beaucoup plus importante par temps d'orage.

La production de boues des stations biologiques urbaines par boues activées et lits bactériens pourrait donc **passer de 500 000 tonnes de MS à environ 1 100 000 tonnes de MS** pour une situation idéalisée (épuration améliorée, pertes de boues négligeables, populations raccordées = population raccordable aux réseaux collectifs).

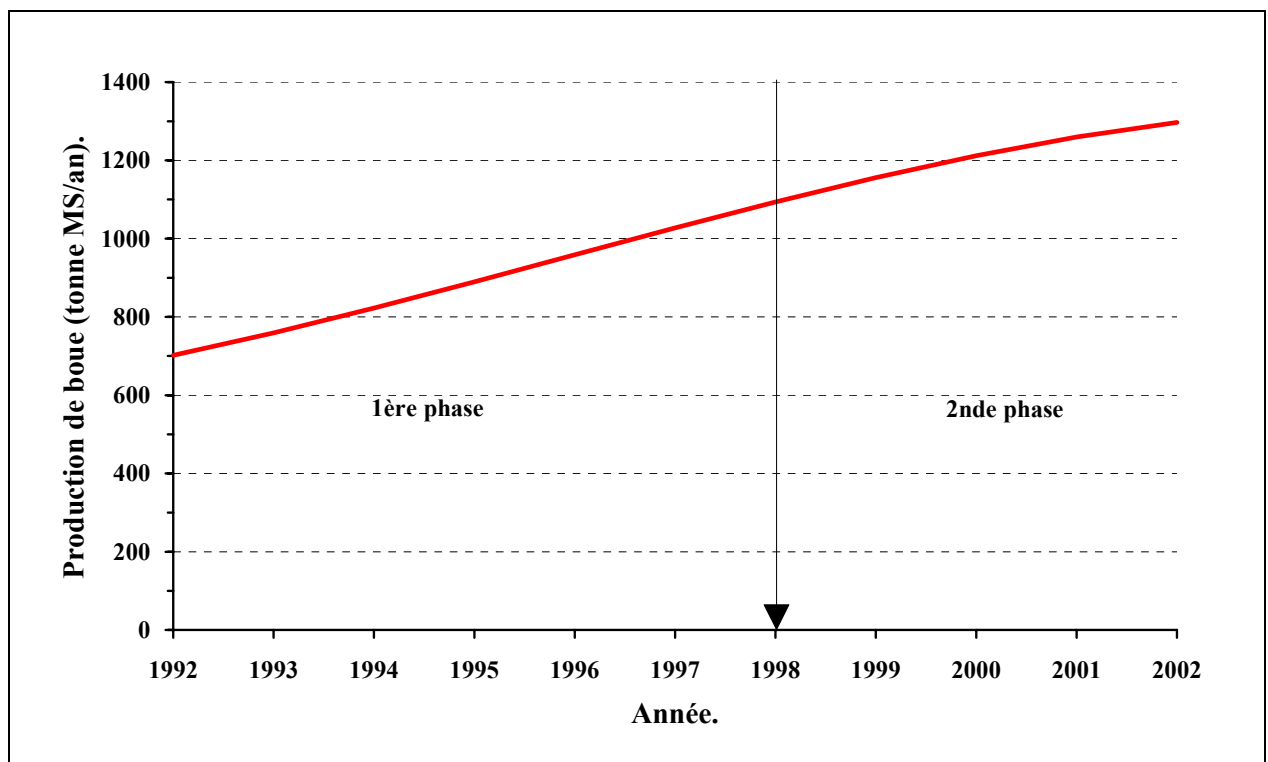


Figure 13-5 : Evolution prévisible de la production de boues d'ici à l'an 2002.

La figure 13-5 donne une représentation de ce que pourrait être l'évolution de la production de boues d'ici 2002.

Deux périodes sont à discerner :

- de nos jours à 1998 : une forte augmentation est à prévoir du fait de l'obligation des stations de plus de 10 000 eq.hab. de se mettre conforme à la loi sur l'eau du 3 janvier 1992;
- de 1998 à 2002 : une augmentation moins accentuée, due essentiellement à des stations de moindre capacité.

II.5. DESTINATION FINALE DES BOUES

Il est difficile de connaître avec exactitude la destination finale des boues résiduaires urbaines. Les valeurs données fluctuent en effet de manière importante selon les auteurs, et l'on ne peut que se baser sur des fourchettes d'évaluation (tableau 13-3). L'incinération, la mise en Centre d'Enfouissement Technique (C.E.T.) et l'utilisation agricole se partagent l'essentiel de l'évacuation des boues, les autres étant le compostage, la lombriculture, ou d'autres filières, pas toujours très bien identifiées.

Pays	Production (10 ³ tPS/an)			Destination finale (%)						
	(1)*	(2)	(3)	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)	(3)
Autriche	150	-	-	47	-	-	-	20	-	-
Belgique	57	29	33	-	27	100	51	-	22	32
Danemark	156	150	-	32	45	27	45	41	10	-
Finlande	130	-	-	41	-	37	-	-	-	-
France	510	-	850	24	27	45	53	31	20	-
R.F.A.	1690	2180	-	32	32	56	59	10	9	-
Grèce	3	15	-	-	3	10	97	-	-	-
Irlande	21	24	24	5	29	57	18	-	-	-
Italie	800	800	-	30	34	50	55	20	11	15
Luxembourg	11	15	-	91	80	10	18	-	-	-
Pays-Bas	258	202	217	58	64	27	27	1	3	3
Norvège	70	-	-	40	-	40	-	-	-	-
Espagne	45	281	213	60	62	20	10	-	-	-
Suède	250	-	200	60	-	30	-	-	-	-
Suisse	170	-	210	71	-	-	-	29	-	20
Grande Bretagne	1210	1018	1020	45	46	15	9	4	3	4
Canada	287	-	-	42	-	18	-	40	-	-
Japon	1000	-	-	10	-	38	-	44	-	-
Etats-Unis	7000	-	-	42	-	15	-	27	-	-

Tableau 13-3 : Production et destinations finales des boues dans certains pays (d'après Spinosa et Lotito).

III. LES PRINCIPALES VOIES D'EVACUATION

III.1. LA MISE EN DECHARGE

Cette filière d'évacuation concerne actuellement environ 40 % des boues évacuées. Compte tenu d'une évolution du contexte législatif concernant les centres d'enfouissement techniques, elle devrait, à terme de 10 ans, ne plus concerner que les boues dont les caractéristiques sont rigoureusement incompatibles avec un épandage agricole et dont l'incinération n'est pas possible.

III.1.1. Aspect législatif

La législation, en matière de mise en décharge, est précise. Selon la circulaire du 11 mars 1987, les boues mises en site d'enfouissement technique doivent répondre à des critères de qualité bien spécifiés (pp. 1830-1831) dont le principal est une siccité minimale de 30 % (teneur en eau maximale de 70 %). Des remarques font état des odeurs générées par les boues, ainsi que des précautions à prendre du fait de leur nature thixotrope.

III.1.2. Réalisation pratique

La contrainte sur la siccité est forte, car cette valeur de 30 % impose quasiment, avant la mise en décharge, une déshydratation par filtre-presse. Les autres techniques actuellement utilisées ne permettent pas d'obtenir, sur des boues urbaines, des siccités si élevées.

Un palliatif peut être trouvé. Il consiste à ajouter de la chaux à des fins de stabilisation chimique de la boue. Quoiqu'il en soit, le caractère thixotrope des boues constitue toujours un inconvénient majeur face à la mise en décharge.

La contrainte sur la qualité organique du produit intervient fortement sur la réalisabilité de la mise en décharge.

III.1.3. Aspect économique

Selon leurs caractéristiques, les boues seront disposées en site d'enfouissement de classe I ou de classe II. Les coûts peuvent être estimés aux valeurs suivantes selon la destination :

- classe II : 125 à 250 F par tonne de produit brut;
- classe I : 350 à 500 F par tonne de produit brut.

Il est possible alors de déterminer les coûts maximum et minimum pour la mise en décharge selon la siccité des boues (tableau 13-4) :

Siccité (%)	20	25	30	35	40
classe I maxi	1250	1000	835	715	625
mini	625	500	420	360	316
classe II maxi	2500	2000	1670	1430	1250
mini	1750	1400	1170	1000	875

Ces prix sont amenés à augmenter.

Tableau 13-4 : Coût de la mise en décharge en fonction de la siccité des boues (F/t MS, hors transport).

III.2. L'UTILISATION AGRICOLE

Actuellement, une proportion de 35 à 40 % de boues est utilisée à des fins agricoles. Cette filière, compte tenu de la restriction de la mise en décharge, est amenée à se développer, sauf évolution du contexte législatif.

III.2.1. La législation

La mise en agriculture des boues résiduaires urbaines est assujettie à la norme NFU 44-041 du 11 juillet 1985.

Certains contraintes peuvent également être apportées par les normes NFU 44-051 (décembre 1981) et NFU 44-071 (décembre 1981).

III.2.2. Valeur agronomique des boues

La répartition du mode de présentation des boues traitées en stations d'épuration n'est pas connue.

III.2.2.1. Concentrations en matières sèches

Les concentrations ou siccités des boues sont indiquées dans le tableau 13-5 pour chaque système de déshydratation actuellement rencontré.

Concentrations des boues recirculées	8 g/l (rappel)
Boues fraîches épaissies : épaississement statique	25 - 30 g/l
Boues fraîches épaissies : épaississeur hersé	30 - 55 g/l
Boues conditionnées égouttées ou drainées	60 - 70 g/l
Boues de lits de séchage	30 - 35 %
Boues centrifugées	12 - 25 %
Boues pressées par filtres à bande	15 - 25 %
Boues de filtres presses	25 - 45 %
Boues de séchage thermique	> 90 %

Ces valeurs correspondent bien sûr aux situations actuellement rencontrées.

Tableau 13-5 : Concentrations ou siccités des boues pour chaque système de déshydratation.

III.2.2.2. Eléments fertilisants

Les valeurs de concentrations retenues à partir d'une enquête effectuée par le CEMAGREF en Bretagne pour des stations d'épuration biologique intensives aérobies sont reportées dans le tableau 13-6. Il s'agit ici de rappeler simplement quelques valeurs indicatives couramment rencontrées dans la pratique, les incidences du mode de stabilisation des boues (exemple : transformation de N organique en N ammoniacal par digestion), du conditionnement des boues, des objectifs de traitement de l'eau pour N et P ne faisant pas l'objet de cette approche grossière. Par ailleurs, le tableau 13-7 donne une comparaison entre la valeur fertilisante de boues urbaines et de fumier de ferme.

Paramètres	Concentration % de la matière sèche	Observations
Matière organique	50 - 60	
Azote total (N)	3 - 5	80 % sous forme organique dans le cas général (hors stockage anaérobie prolongé); valeur la plus faible pour les boues solides
Phosphore total (P_2O_5)	4 - 10	
Potassium hydrosoluble (K_2O)	1	
Calcium total (CaO)	3 - 7	
Magnésium total (MgO)	1,5	hors boues chaulées
C/N	7 - 10	
pH eau	6 - 7	

Tableau 13-6 : Caractéristiques agronomiques des boues de stations d'épuration (CEMAGREF, 1992).

	Boues (/t de MS)	Fumier de ferme à 25% de siccité (/t de MS)
Matières organiques	400 à 600 kg	600 kg
Azote total	40 à 60 kg	10 à 30 kg
Acide phosphorique	30 à 80 kg	3 à 25 kg
Potasse	5 à 15 kg	25 à 35 kg
Chaux	35 à 55 kg	10 à 15 kg

Tableau 13-7 : Comparaison entre la valeur fertilisante de boues urbaines et de fumier de ferme.

La composition des boues d'eaux résiduaires (N et P) en fait une bonne matière fertilisante. Toutefois, les concentrations en éléments fertilisants majeurs ne sont pas équilibrés au regard des besoins des cultures. Les proportions d'azote et d'acide phosphorique des engrais sont très différentes de celles des boues.

L'apport de potasse étant considéré comme négligeable, il est toujours nécessaire dépendre en complément un engrais minéral potassique. **Les fumures en N et P_2O_5 à partir des boues entraînent des apports organiques très faibles.**

La fraction d'azote organique des boues disponible pour les plantes est limitée à 40 % (35 % la première année). Elle est dépendante de la minéralisation biologique, très liée aux conditions climatiques.

Les boues chaulées peuvent être utilisées comme amendement calcique, l'apport de fertilisants devant être considéré comme négligeable dans ce cas.

III.2.2.3. Valeur humique des boues

L'humus formé à partir de la matière organique des boues d'origine urbaine représente une fraction de 20 à 40 % de celle-ci. Ainsi, une tonne de matière sèche de boue urbaine contenant environ 50 % de matière organique produira de 100 à 200 kg d'humus (coefficient de transformation de la matière organique de la boue en humus stable = coefficient isohumique dont la valeur est d'environ 25%).

En pratique et compte tenu des doses de boues couramment apportées, l'intérêt des boues urbaines comme amendement humique est limité. Il est possible **de compenser les pertes annuelles en humus du sol** (1 t/ha) avec des apports de boues solides et dans une moindre mesure avec des boues liquides (1 tonne d'humus contenu dans 8 tonnes de matière sèche est apportée par 266 m³/ha de boues liquides fournissant 320 x 0,3 = 96 unités de N utilisable ou par 26,6 m³/ha de boues déshydratées fournissant 160 x 0,3 = 48 unités de N utilisable) si les boues contiennent très peu de phosphore. Par contre, **la correction du taux d'humus du sol** (apports ponctuels de 5 à quelques dizaines de tonnes d'humus par hectare) peut être partiellement réalisée avec des boues déshydratées très appauvries en azote. Elle est absolument impraticable avec des boues liquides ayant une richesse en N excessive. Les 4,5 tonnes d'humus/ha nécessaires pour faire passer le taux d'humus du sol de 1,5 à 1,6 % (sol de densité 1,5; labouré à 0,30 m de profondeur; 10000 m² x 0,30 m x 1,5 x 0,001 = 4,5) sont apportées par 36 tonnes de matière sèche soit 1200 m³/ha de boues liquides fournissant 1440 x 0,3 = 432 unités de N assimilable par ha ou par 120 tonnes/ha de boues solides fournissant 720 x 0,3 = 216 unités d'N assimilable par ha.

Dans la pratique, la seule vraie possibilité d'utilisation des seules boues déshydratées (30 % de matière sèche) en **correction de taux d'humus pourrait être assez vite remise en cause par les concentrations de métaux lourds.**

III.2.2.4. Valeur d'amendement calcique des boues

Les boues chaulées (conditionnement chimique avant déshydratation, traitement dans le cadre d'une amélioration physique ou de la préparation volontaire d'un amendement calcique) dont la teneur en CaO est voisine de 20 % de la matière sèche peuvent être utilisées en l'état comme amendement calcique en respectant les conditions agronomiques.

III.2.2.5. Métaux lourds

La présence de métaux lourds dans les boues est la contrainte la plus importante pour l'utilisation agricole. Des concentrations en métaux lourds dans les boues sont données à titre indicatif dans le tableau 13-8.

Les valeurs les plus élevées correspondent à la moitié des valeurs limites de conformité issues de la norme AFNOR U 44-041.

Métal	Boues urbaines		Sols	Végétaux	Valeurs limites norme AFNOR		
	ppm MS	ppm MS ⁽¹⁾	ppm MS	ppm MS	boues (ppm MS)	sols (ppm MS)	flux calculés pour les boues (kg/ha/an)
cadmium	5 - 15	3 - 5	0,5	-	40	2	0,06
chrome	50 - 200	40 - 65	200	0,1 - 100	2000	150	3
cuivre	200 - 1000	300 - 400	20	3 - 40	2000	100	3
mercure	2 - 8	2,5 - 3,8	0,03	0,001 - 0,01	20	1	0,03
nickel	25 - 100	30 - 45	40	0,1 - 0,5	400	50	0,6
plomb	100 - 300	50 - 250	10	0,05 - 0,2	1600	100	2,4
sélénium	-	< 10	-	-	200	10	0,3
zinc	2000 - 3000	750 - 1400	50	15 - 150	6000	300	9
chrome + cuivre + nickel + zinc	2275-4300	1120-1910	-	-	8000	-	-

Tableau 13-8 : Teneurs des boues, des sols et des végétaux en métaux lourds. D'après LEGRET M. 1984 sauf ⁽¹⁾ AGHTM. Valeurs norme AFNOR U 44-041.

Les quantités maximales de métaux lourds susceptibles d'être épandues à partir des boues sur la base des recommandations de la norme AFNOR U 44-041 (jusqu'à 30 tonnes de MS/ha sur 10 ans pour des boues dont les concentrations en métaux lourds sont inférieures à la moitié - valeur de référence - des valeurs limites de la norme AFNOR) sont très inférieures aux flux limites annuels calculées : $(\text{valeurs limites} \times 15 \text{ t/ha}) / 10$.

Au cours des prochaines années, les concentrations en métaux lourds dans les boues doivent évoluer différemment selon la provenance de celles-ci (EAWAG, 1990) :

- **industrie et artisanat (a);**
- **ménages (b);**
- **ruissellements de surface (c);**
- (agents de précipitations dans les stations d'épuration).

(a) doit baisser en raison de réglementations et de meilleurs contrôles. (b) le Zn et le Cu sont les plus concernés, il n'y a pas de modifications à attendre. (c) concernent les Pb via l'atmosphère, le Zn et le Cu.(b) et (c) augmenteront vraisemblablement en raison de l'accroissement des surfaces métalliques.

Les boues d'épuration représentent un convoyeur de métaux relativement modeste par rapport aux déchets divers. Les concentrations de nombreux métaux sont plus élevées dans les boues d'épuration que dans le sol.

Les normes établies sur la base de valeurs réelles actuelles pour les métaux dans les boues et les sols montrent **une saturation du réservoir sol dans un siècle pour les superficies qui reçoivent régulièrement des boues**. Malgré une extension possible à l'ensemble des superficies disponibles (environ 1 % des superficies est actuellement mobilisé), cette pratique de "remplissage" du sol jusqu'aux normes actuelles ne peut être durablement retenue.

Des actions des maîtres d'ouvrage ou de leurs délégués visant à **diminuer sensiblement les rejets de métaux lourds dans les réseaux** se développeront au cours des dix prochaines années sur la base des expériences réussies de plusieurs collectivités. Les travaux de recherche en cours devraient permettre de définir des valeurs susceptibles d'être atteintes en fonction des types d'activités rencontrées.

Remarque : l'E.P.A. (Environmental Protection Agency) a fixé une réglementation particulière pour le cadmium fondée sur la capacité d'échange de cations du sol.

III.2.2.6. Polluants organiques

Les connaissances relatives aux éléments organiques contenus dans les boues d'épuration sont rudimentaires au regard de celles portant sur les substances nutritives et les métaux lourds, probablement en raison de la faiblesse des recherches sur leur évolution dans les sols et de difficultés analytiques.

Les valeurs citées par l'EAWAG pour des boues suisses et allemandes figurent au tableau 13-9, à titre indicatif.

Produit	Concentration dans la matière sèche (ppm)
<i>alkybenzène sulfonate linéaire</i>	1000 - 10 000
<i>composés organo-étains</i>	1 - 50
<i>hydrocarbures aromatiques polycycliques</i>	0,1 - 50
<i>polychlorobiphényles</i>	0,1 - 10
<i>hexachlorobenzène</i>	0,01 - 10
<i>lindane</i>	0,01 - 10
<i>DDT + DDE</i>	0,01 - 0,5
<i>polychlorodibenzodioxines</i>	0,01 - 0,4
<i>polychlorodibenzofuranes</i>	0,001 - 0,01
<i>phthalates</i>	0,1 - 1200

Tableau 13-9 : Concentrations en polluants organiques dans des boues d'épuration (d'après EAWAG, 1989).

A titre indicatif, le seuil fixé aux USA est de 10 mg de PCB par kg de matière sèche de boues.

Il est tout à fait probable que l'effet de recherche des dix prochaines années sur les toxiques organiques présents dans les boues d'épuration ne sera pas suffisant pour garantir une meilleure évaluation des risques dans l'utilisation agricole des boues d'épuration.

III.2.2.7. Organismes pathogènes

Des teneurs de boues en germes pathogènes figurent au tableau 13-10, à titre indicatif.

Organismes	Nombre par g de matière sèche
<i>coliformes</i>	$10^8 - 10^9$
<i>coliformes fécaux</i>	$10^6 - 10^9$
<i>streptocoques fécaux</i>	$10^4 - 10^8$
<i>salmonelles</i>	$0 - 10^7$
<i>ascaris</i>	$0 - 10^4$
<i>trichuris</i>	$0 - 10^4$
<i>entérovirus</i>	$0 - 10^4$

Tableau 13-10 : Organismes pathogènes des boues d'épuration (d'après Pederson, EPA, 1981).

Les mesures appliquées actuellement en France :

- épandage de boues interdit sur des terrains affectés à des cultures maraîchères ou qui le seront dans un délai d'un an,
- épandage sur pâturages limité aux boues ayant reçu un traitement approprié avec une mise à l'herbe possible au plus tôt 30 jours après l'épandage,

ne sont pas susceptibles d'évolution rapide au cours des dix prochaines années.

III.2.2.8. Impact de la stabilisation et du conditionnement des boues en vue de leur déshydratation

Le tableau 13-11 résume les conséquences de stabilisations des boues par voies biologiques, aérobie ou anaérobie, et par voie chimique par adjonction de chaux vive ou éteinte (TSM, 1988).

Le conditionnement, dont l'objectif est d'obtenir une déshydratation plus poussée des boues, conduit souvent à un abaissement du rapport entre matières fertilisantes et matière sèche.

Paramètres	aérobie	anaérobie	chimique (chaux)
matière organique	réduction de 0 - 10 %	réduction 30 - 50 %	pas de perte sur boue déshydratée ; hydrolyse de M.O. jusqu'à 40 % sur boue liquide
matière minérale	constant dans l'absolu	constant dans l'absolu	augmentation de 10 à 50 %
N	peu de perte sur MS mais perte en N de la phase liquide	transformation de 40 % du N organique en NH_4	stripping de NH_3 de la phase liquide et resolubilisation d'une partie de N organique
P	inchangé	inchangé	précipité
masse de boue	réduction 0 à 7 %	réduction 15 à 30 %	augmentation 10 à 30 %
fermentation ultérieure	oui après 72 heures d'anoxie sous forme liquide perte de 5 à 15 % des M.O. entre 1 et 6 mois 30 - 40 % N organique $\Rightarrow \text{NH}_4$	nulle	très faible si pH > 10,5 et milieu non liquide
désinfection	non	faible	oui si pH \geq 11,5

Tableau 13-11 : Impact de la stabilisation et du conditionnement des boues en vue de leur déshydratation.

La stabilisation réelle semble devenir une nécessité au regard d'une demande forte d'absence de nuisances olfactives de la part de certaines catégories de populations. Les procédés actuels (sauf digestion anaérobie dont le développement paraît peu probable à grande échelle malgré son intérêt) n'évitent pas la reprise de fermentation. Deux solutions se profilent :

- la stabilisation à la chaux à dose massive. L'étude scientifique des doses à incorporer, c'est-à-dire des besoins de chaux pour éviter les reprises de fermentation, est probablement encore à réaliser. Les conditions techniques du mélange sont aussi à améliorer;
- le compostage à seul but de stabilisation (sans songer à une commercialisation).

III.2.3. Conditions de réutilisation agricole des boues

Mois	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N
Epandage liquide												
Tonne à lisier camion léger	suivant état des sols			avant (maïs, pommes de terre)		terres occupées			sur chaumes + derrière maïs, betteraves			
Enfouissement liquide												
Tonne à lisier (sauf terrains durs, caillouteux)	suivant état des sols			avant et sur maïs, pommes de terre			terres occupées		sur chaumes, etc.			
Aspersion												
« grosses gouttes »	sauf gel			avant et sur maïs, pommes de terre			terres occupées		sur chaumes, etc.			
Epandage solide												
Epandeur à fumier	suivant état des sols			avant labour		terres occupées			sur chaumes, etc.			

Tableau 13-12 : Réutilisation agricole des boues sur des terres arables.

Mois	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N
Epandage liquide												
Tonne à lisier camion léger	suivant état des sols			Pour boues non urbaines ou boues urbaines, sous réserve de précautions sanitaires								
Enfouissement liquide												
Tonne à lisier (sauf terrains durs, caillouteux)	suivant état des sols			Pour toutes boues								
Aspersion												
« grosses gouttes »	Pour toutes boues sous réserve de précautions sanitaires											
Epandage solide												
Epandeur à fumier	Pas de boues solides sur pâtures											

Tableau 13-13 : Réutilisation agricole des boues sur des prairies.

III.2.4. Aspect économique

Les coûts donnés ci-après ont été estimés sur les bases suivantes :

- une station de 5000 eq.hab. utilisée à 100 % de sa charge nominale avec épandage liquide et une station de 20 000 eq.hab. avec épandage de boues pâteuses;
- filière : depuis la sortie du concentrateur situé sur la station d'épuration jusqu'aux interventions de la mission chargée de la valorisation des déchets;
- stockage de 6 mois;
- boues liquides à 30 g MS/l ; boues de filtre à bandes à 15 % de MS;
- besoin de stockage de boues liquides : 400 F/m³ (amortissement sur 20 ans);
- aire de stockage couverte pour les boues pâteuses : 20 F/eq.hab.;

Le coût moyen de l'épandage réalisé par les agriculteurs (ADEME, Agences de l'Eau, Ministère de l'Agriculture, 1992) est donc de :

- **boues liquides** : 15 F/m³ (à 30 g/l \Rightarrow 500 F/t de MS);
- **boues pâteuses** : 20 F/t à 15 % de MS (soit 150 F/t de MS);
- **rayon moyen d'épandage** : 4 km.

Ces coûts sont à comparer à ceux proposés dans TSM (1988, Tableau 13-14).

Siccité	2 %	5 %	10 %	20 %	35 %
<i>Epandage seul (F/TMS)</i>	1000-2000	400-1400	200-700	100-350	60-200
<i>Stockage + reprise + épandage (F/TMS)</i>	2000-3000	800-2000	400-1000	200-500	100-350
<i>Valeur agronomique (N-P : 3 à 4 F/kg) (F/TMS)</i>	80-160	80-160	80-160	80-160	50-100

Tableau 13-14 : Coût de l'épandage ramené à la tonne de MS.

•Analyses

Nombre d'analyses par an	Station d'épuration	
	5 000 eq.hab.	20 000 eq.hab.
<i>Boues</i>		
- éléments traces + MS	1	1
- éléments fertilisants	1	4
<i>Sol</i>	0,3	0,3

Les prix à considérer sont ceux couramment pratiqués par les laboratoires "agricoles".

Tableau 13-15 : Nombre d'analyses retenu découlant d'une recommandation du 7 juillet 1986 (Ministère de l'Agriculture, de l'Équipement et de l'Environnement).

• **Mission de valorisation :**

- deux agents par département;
- réalisation des études de périmètres d'épandage;
- suivi agronomique;
- information générale des agriculteurs.

	Station d'épuration	
	5 000 eq.hab. boues liquides	20 000 eq.hab. boues pâteuses
Stockage (20 ans) station	$48\ 000 / (20 \times 37) = 650$	
Filtre à bande		$400\ 000 / (20 \times 148) + 800 = 935$
Equipement d'épandage (matériel + temps passé) tonne à lisier + tracteur épandeur + tracteur	500*	135
Marquage, enregistrement	pour mémoire	pour mémoire
Analyses de boues (prélèvements + analyses)	40	20
Analyses de sols (prélèvements + analyses)	6	2
Coût filière proprement dite	1196	1092
Façons culturales pour l'enfouissement	pas de façons culturales spécifiques	
Intervention, mission de valorisation des déchets	160	160
Recherche des superficies disponibles	pour mémoire	pour mémoire
Coût total	1356	1252
Valeur retenue	1400	1300

* cette valeur est portée à environ 600 F si le matériel est celui de la station d'épuration.

Tableau 13-16 : Coût de l'épandage agricole de boues liquides et de boues pâteuses (hors rémunération du capital) en F 92 HT part de matière sèche (CEMAGREF, 1992).

Les coûts simulés pour les épandages de boues liquides et de boues pâteuses sont très proches et voisins de 1 400 F/t de MS. Le coût de l'opération d'épandage proprement dite est de 546 F/t de matière sèche en boues liquides et de 157 F/t de MS en boues pâteuses. Cette dernière valeur est cohérente avec le coût d'épandage, par une entreprise, d'un engrais minéral, soit 110 F/t épandue (CEMAGREF; 1992).

Les montants pour les ensembles "épandage + analyses + interventions de valorisation des déchets (MVAD, 706 F et 317 F respectivement pour les boues liquides et pâteuses, sont sensiblement inférieures aux valeurs contractuelles pratiquées par les entreprises spécialisées dans ce domaine.

• **Indices de coût des filières boues.**

Les coûts relatifs des filières de traitement des boues sur la base de l'indice 100 affecté à l'ensemble "déshydratation + stockage + épandage tracteur épandeur + analyse réglementaire + MVAD" indiqués dans le tableau ci-dessous sont calculés sur la base de coûts d'exploitation (hors rémunération du capital) par unité de matières sèches de boues.

Neuf filières ont fait l'objet d'estimations sur la base de valeurs calculées pour des installations adaptées ou volume de boues à traiter.

Filière	Indice de coût d'exploitation
stockage + épandage tracteur et tonne + analyses réglementaires + MVAD	150
déshydratation + stockage + épandage tracteur épandeur + analyses réglementaires + MVAD	100
stockage + épandage matériels spécifiques + analyses réglementaires + marquage + étude préalable et suivi périmètre épandage + suivi agronomique (à l'entreprise)	
- liquide	260
- solide ou pâteux	100 - 120
déshydratation + décharge actuelle classe II	110
déshydratation + granulation + épandage tracteur épandeur + analyses réglementaires + suivi agronomique	210
stockage + compostage + épandage tracteur épandeur	(150)
déshydratation + compost avec ordures ménagères	(100)
incinération + décharge	170
incinération + inertage + décharge	240
valeur des éléments fertilisants d'une boue	10 - 15

Les valeurs les plus imprécises concernent les filières avec compost. La valeur des éléments fertilisant d'une boue est rappelée à titre indicatif. L'hygiénisation, dont le coût estimé correspond à environ 35 points d'indice, est réalisée de fait pour les cinq filières du bas du tableau 13-16.

Tableau 13-17 : Indices de coût d'exploitation de filières de boues avec l'indice 100 pour la filière liquide (Lyonnaise des Eaux-Dumez, CEMAGREF, ADEME, Agences de l'eau, 1992).

III.3. L'INCINERATION

Actuellement, de 10 à 15 % des boues résiduaires urbaines sont incinérées, conjointement ou non à des ordures ménagères. Là encore, compte tenu de l'évolution du contexte législatif, cette proportion ne peut qu'augmenter dans les années à venir afin d'absorber une fraction des boues qui ne pourra plus être mise en décharge.

III.3.1. Aspect réglementaire

La législation, en ce domaine, concerne essentiellement la qualité des fumées émises des installations d'incinération. Les directives 89/429/CEE du 21 juin 1989 et 89/369 CEE du 8 juin 1989 spécifient les limites de concentrations en différents composés dans les fumées.

III.3.2. Aspect technique

L'aspect technique sera abordé dans le cours se rapportant au traitement et à la collecte des ordures ménagères.

III.3.3. Coût de l'incinération des boues

L'incinération des boues, du fait de son caractère marginal, reste une filière assez onéreuse.

Si l'on détaille l'ensemble des étapes qui conduiraient à l'incinération, il est possible d'arriver aux prix suivants :

- déshydratation : 400 à 600 F/t de MS,
- séchage : 800 F/t de MS,
- incinération : 500 à 700 F/t de MS,
- inertage des cendres : 800 à 900 F/t de MS,

soit, un prix se situant dans une fourchette de 2 500 à 3 000 F/t de MS.

IV. LES PERSPECTIVES - LES EVOLUTIONS

Une analyse objective de la situation indique donc que les flux de boues sont amenés à augmenter sérieusement dans les années à venir.

Paradoxalement, une incertitude surprenante règne sur la pérennité et le développement des différentes filières existantes. Toutes cependant ne sont pas concernées, et l'on peut dès lors résoudre le cas de la **mise en décharge**, puisque cette filière sera (légalement) définitivement **fermée en 2 002**.

Les interrogations concernent essentiellement la mise en agriculture, dont l'évolution dépend de nombreux paramètres. Lors de l'étude entreprise avec le CEMAGREF (1992), ces paramètres ont été classés par ordre décroissant d'importance.

IV.1. LA REGLEMENTATION.

C'est un facteur d'influence clé du développement de l'épandage agricole. Les paramètres susceptibles d'évolution sont les métaux lourds, les polluants organiques et les germes pathogènes.

– Les métaux lourds.

Les teneurs admissibles en métaux lourds dans les boues en vue de leur utilisation agricole sont amenées à évoluer. A titre indicatif, les valeurs réglementaires actuellement en vigueur dans quelques pays d'Europe sont mentionnées dans le tableau XIII. Si l'on considère que ces pays influencent l'orientation des normes à l'échelle européenne, ces valeurs donnent à réfléchir. D'aucunes, comme la concentration en cadmium au Danemark par exemple, sont même préoccupantes. En effet, de tel seuil rendrait toutes les boues impropres à l'utilisation agricole.

– Les polluants organiques, les germes pathogènes.

L'évolution concernant ces deux paramètres est plus floue. Rien de précis n'a été réalisé jusqu'alors, mais le cas est parfois abordé. La seule contrainte qui existe actuellement concerne la restriction des cultures pouvant recevoir les boues résiduelles urbaines (NFU 44-041).

IV.2. LES INCITATIONS.

Les incitations des Agences de l'Eau principalement et d'autorités publiques (Conseils Généraux, Chambre d'Agriculture) secondairement constitueront un levier d'autant plus important du développement de l'épandage agricole des boues.

IV.3. LES CARACTERISTIQUES DU PRODUIT BOUES.

Il conviendra de plus en plus de générer un produit stable, à concentration assez élevée en matière sèche, et dont la teneur en éléments indésirables sera inférieure aux normes.

IV.4. LE COUT DE LA FILIERE EPANDAGE AGRICOLE.

Cette filière conserve l'avantage d'être moins chère que l'incinération. L'imputation comptable des coûts liés à l'épandage agricole doit conduire à leur prise en charge par la collectivité.

IV.5. ORGANISATION ET CONTROLE DE L'EPANDAGE

Le principal facteur qui va changer est la nécessité d'une capacité de stockage de six mois environ sur la station. De plus, des structures spécialisées rémunérées par les maîtres d'ouvrage ou sous leur contrôle se développeront. Ces services apportés aux maîtres d'ouvrage soutiendront "la cause" de l'épandage agricole.

IV.6. L'ACCEPTATION PAR L'AGRICULTURE.

La qualité du service apporté conditionnera pour beaucoup la perception de cette activité pour le monde agricole. Il faudra informer et conseiller, suivre et promouvoir l'épandage agricole, et surtout, il faudra des conditions financières adaptées.

IV.7. LA FILIERE D'EPURATION.

La fiabilité exigée en traitement des eaux, du fait de la nouvelle loi sur l'eau va conduire à produire des boues de qualité plus homogène et en quantité plus importante.

L'option politique est un dernier paramètre qui pourrait conditionner l'utilisation agricole des boues. Cette filière d'évacuation peut être présentée comme étant la plus écologique et la plus "naturelle", générant ainsi un cycle séduisant de la matière. Les pays nordiques sont assez favorables à cette orientation. Compte tenu de tous des arguments, deux évolutions possibles peuvent être présentées (figure 13-6) :

- Dans le premier cas, l'utilisation agricole des boues connaît un essor jusqu'en 1998 puis retombe jusqu'en 2002. A cette date, les quantités concernées par la mise en agriculture et par l'incinération sont quasiment équivalentes.
- Dans le deuxième scénario, l'épandage des boues connaît une progression croissante, de même que l'incinération. En 2002, environ 2/3 des boues sont évacués en agriculture, pour 33 % environ (soit 365 000 tonnes de MS) qui sont incinérées. Logiquement, ce deuxième scénario serait le plus probable. Cependant, toute modification du contexte législatif actuel pourrait conduire à l'autre situation.

Figure 13-6 : Evolutions possibles pour la destination finale des boues.

V. DES IDEES POUR UN SECTEUR EN PLEINE EVOLUTION

Les préoccupations suscitées par le traitement des boues sont récentes. Il est même possible de dire que les boues sont encore aujourd'hui, un sujet secondaire par rapport au traitement des eaux. Mais la situation évolue rapidement, tant il apparaît évident que la station de traitement doit être abordée avec une vision systémique, intégrant le traitement des eaux et des boues.

Des idées émanent cependant, proposant des transformations pour le moins originales des boues résiduelles urbaines.

Des méthodes de compostage ou de thermocompostage sont ainsi proposées, permettant d'obtenir un produit final aux qualités multiples. D'autres proposent des solutions alternatives d'intégration de la boue dans la confection de matériau de construction. Après déshydratation et traitement approprié, la boue pourrait également servir comme matériau de remblais (Los Angeles, 1990, IAWPRC).

Toutes ces idées, et d'autres encore, pourraient susciter un intérêt dans les années à venir.

Références bibliographiques

- FAYOUX Ch. (1994). "Valorisation et devenir des boues et des déchets" (Document interne CIRSEE).
- HAUBRY A. (1989). "Quantités et caractéristiques des boues produites dans une station d'épuration urbaine." Conférence aux journées de traitement des boues de Barcelone.
- BESEME J.L., Iwema A. (1990). "Les caractéristiques des eaux usées françaises." T.S.M. L'EAU, n°7-8, 340-344.
- LAWLER D.F., Singer P.C. (1984). "Return flows from sludge treatment." Journal WPCF ; Vol. 56 ; n°2, 118-126.
- Groupe de travail SATESE-CEMAGREF. "Production et gestion des boues dans les stations d'épuration." Rapport de synthèse, année 1991.
- CORNICE R. "Conditionnement et traitement des boues des stations d'épuration des eaux résiduaires urbaines et des usines de production d'eau potable." Institut National Agronomique de Paris, cycle "Valorisation agricole des déchets des usines de traitement des eaux", 13-17 avril 1992.

Chapitre 17

VERS UNE NOUVELLE GENERATION DE PROCEDES DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE DES BOUES RESIDUAIRES URBAINES

P. GRULOIS, A. ATTAL, J. MANEM, C. FAYOUX.

SOMMAIRE

I. INTRODUCTION.....	359
II. UN CONTEXTE EN PLEINE EVOLUTION.....	359
II.1 DES EXIGENCES TOUJOURS PLUS FORTES	359
II.2 LA PRODUCTION NATIONALE DE BOUES RESIDUAIRES URBAINES.....	359
II.3 LE MIRAGE DE L'EAU	361
III. NOUVEAUX PROCEDES DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE DES BOUES	362
III.1 LA STABILISATION AEROBIE THERMOPHILE AUTOTHERMIQUE.....	362
III.1.1 Principe du procédé.....	362
III.1.2 Performances et avantages de la stabilisation aérobie thermophile autothermique.....	363
III.2 LA DIGESTION ANAEROBIE EN DEUX PHASES	364
III.2.1 Principe du procédé.....	364
III.2.2 La séparation des phases.....	366
III.2.3 Performances et avantages de la digestion anaérobie en deux phases	366
III.3 DES PROCEDES ADAPTES AUX NOUVELLES EXIGENCES	367
IV. CONCLUSION	368
V. BIBLIOGRAPHIE.....	369

I. INTRODUCTION

L'assainissement est amené à subir, dans les années à venir, des modifications majeures. Les raisons qui sont à l'origine de ces changements sont essentiellement d'ordre législatif et environnemental, ce qui entraîne une prise de conscience globale du problème. Ainsi, un traitement plus poussé et plus fiable de l'eau, une augmentation de la capacité épuratoire auront comme conséquence directe un accroissement important de la quantité de boues résiduaires urbaines produites.

La première partie de ce texte consistera à réaliser, de la manière la plus précise possible, une évaluation de l'évolution des flux de boues dans la décennie à venir. Ces données essentielles permettront de mieux apprécier l'importance et la nécessité d'une reconsidération de la filière de traitement des boues sur les stations de traitement d'eaux résiduaires urbaines.

Des solutions existent déjà, qui amorcent le changement. Deux procédés de traitement biologique des boues, la digestion anaérobie à séparation de phases et la stabilisation aérobie thermophile autothermique seront présentées, avec les différences notoires qu'ils apportent par rapport aux moyens existants.

II. UN CONTEXTE EN PLEINE EVOLUTION

II.1 DES EXIGENCES TOUJOURS PLUS FORTES

La mise en application de la nouvelle loi sur l'eau du 3 janvier 1992 aura des conséquences sérieuses sur l'assainissement. BEBIN et al. (1992) analysent les résultats d'une étude sur les performances et la fiabilité des stations d'épuration d'eau résiduaires urbaines. Les données émanent de 70 installations sur lesquelles 12 mesures entrée/sortie représentatives de 24 heures sur les 12 derniers mois sont disponibles. Les méthodes de prélèvement, de mesure de débit et de concentration ne sont pas entachées de doute (auto-contrôle validé périodiquement par des organismes indépendants : Agences de l'Eau, SATESE, ...).

Seulement 31% des stations d'épuration étudiées sont strictement conformes au niveau normal de la Directive. Sans tenir compte des MES, la situation est à peine meilleure et le pourcentage passe à 37%.

Le taux d'épuration national actuel des eaux usées se situerait à 43% (Ministère de l'Environnement, 1993) et l'objectif est d'augmenter de 50% cette quantité d'ici l'an 2 000.

Ainsi, la mise à niveau des installations existantes et la mise en oeuvre de nouvelles stations d'épuration conduiront à une réelle augmentation de la production de boues.

II.2 LA PRODUCTION NATIONALE DE BOUES RESIDUAIRES URBAINES

Les données actuellement disponibles sur la production nationale de boues résiduaires urbaines sont pour le moins disparates. Selon SPINOSA et LOTITO (1988), cette quantité est comprise entre 510 000 et 850 000 tonnes de Matières Sèches (MS) par an. Selon une évaluation de l'ADEME (WIART, 1992), il est possible de retenir une valeur de 600 000 tonnes de MS par an. Une production de 700 000 tonnes de MS semble constituer une bonne approche.

D'une étude réalisée conjointement par le CIRSEE et le CEMAGREF (1992), il ressort que la saturation des installations existantes amènerait à une quantité d'environ 890 000 tonnes de MS par an. Cette production devrait être augmentée d'environ 20% d'ici l'an 2000 si l'on tient compte d'une augmentation de la population, d'une introduction très large de l'élimination du phosphore et d'une augmentation de la production de boues due au strict respect de la législation en vigueur.

Un groupe de travail SATESE-CEMAGREF a réalisé en 1991 un bilan sur les production de boue sur les stations d'épuration. Cette étude est intéressante à plus d'un titre :

- il ressort que la production de boue déclarée, sur 1120 stations dont la capacité varie entre 0 et plus de 50 000 éq.hab est en moyenne de 0,44 kg de MS/kg de DBO₅ éliminée. Les valeurs déclarées varient entre 0,1 et 1,5 kg MS/kg DBO₅ éliminée. Seules 30 stations, soit 2,7 % des effectifs, déclarent une production supérieure à 0,9 kg MS /kg DBO₅ éliminée;
- en se référant aux productions mesurées, les résultats varient de 0,1 à 1,3 kg MS/kg DBO₅ éliminée (132 stations boues activées en aération prolongée, 20 départements). Sur les résultats bruts, les valeurs sont assez comparables aux productions déclarées. En revanche, les données les plus fiables, correspondant à des réponses complètes au questionnaire posé, sont proches en moyenne des valeurs théoriques les plus couramment citées [0,8 kg MS/kg DBO₅ éliminée (effluent domestique)]. Les variations autour de ces moyennes restent toutefois de très forte amplitude.

Les productions de boues sur les stations sont donc amenées à augmenter considérablement si la gestion en devient plus rigoureuse. Ainsi, il est probable que le flux de boue résiduaire urbaine produit vers 2002 se situerait aux environs de 1 300 000 tonnes de MS/an.

Cette augmentation pourrait se décomposer en deux phases (figure 14-1).

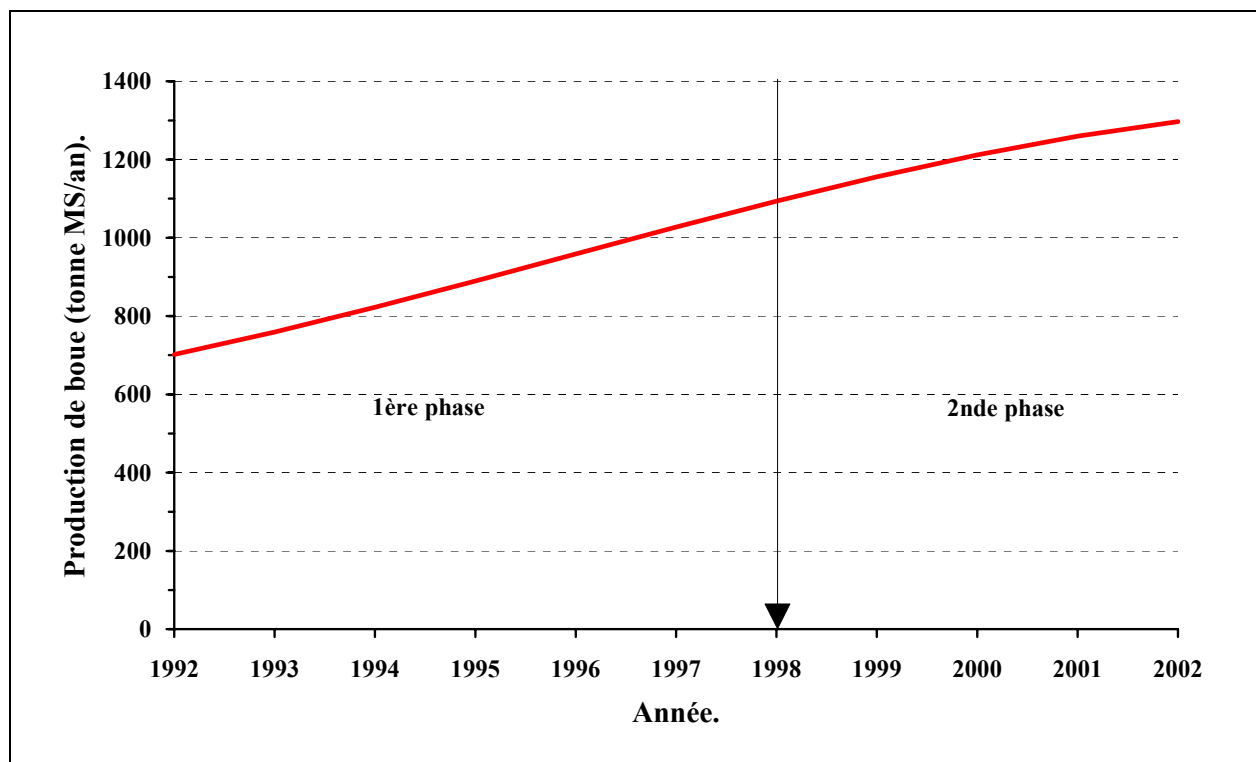


Figure 14-1 : Evolution possible de la production de boue d'ici 2002.

La première, jusqu'en 1998, verrait une augmentation importante de la quantité de boue à traiter du fait de l'application de la nouvelle législation obligeant les communes de plus de 2 500 habitants à disposer d'une station d'épuration. La seconde, plus régulière, serait imputable à l'installation d'une station sur les communes de plus petite taille.

II.3 LE MIRAGE DE L'EAU

Une approche holistique permet de mesurer l'importance des différentes étapes qui composent l'assainissement, de la collecte à l'évacuation des boues en passant par la station d'épuration. Ne limiter les objectifs de traitement qu'à l'eau conduit à aborder le problème de façon très partielle. Le suivi de la qualité des rejets dans le réseau de collecte, le bon fonctionnement de la filière de traitement des boues et une gestion rigoureuse du traitement des eaux pourront seuls permettre de considérer réellement les performances d'un système épuratoire.

Il apparaît évident aujourd'hui qu'une amélioration de la qualité du traitement des eaux passera par une optimisation du traitement des boues produites sur la station, les interactions entre les deux filières étant nombreuses (GRULLOIS et al., 1993). Le traitement des boues est de ce fait en pleine mutation : une meilleure connaissance de la matière à traiter, une compréhension approfondie des réactions mises en oeuvre et une optimisation des techniques de traitements seront indispensables pour atteindre les objectifs fixés.

Deux problématiques majeures peuvent de ce fait être distinguées au niveau de la filière de traitement des boues : l'une concerne l'étape de traitement biologique, qui fera l'objet de ce texte, et l'autre la phase de déshydratation.

Le traitement biologique des boues vise à réduire la quantité de produit à évacuer de la station par une transformation de la matière organique. Il s'agit également d'obtenir une boue stabilisée et correctement déshydratable, qui puisse être stockée sans risque de fermentation ultérieure. Deux procédés novateurs de traitements biologique des boues vont être présentés, qui marquent le début d'une nouvelle approche.

III. NOUVEAUX PROCEDES DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE DES BOUES

III.1 LA STABILISATION AEROBIE THERMOPHILE AUTOTHERMIQUE

III.1.1 Principe du procédé

C'est une transformation de la matière organique par oxydation en milieu aérobie avec dégagement de chaleur et production de CO₂. Les réactions intervenant dans ce type de procédé sont encore assez mal connues, mais il est possible de donner une représentation des différentes phases de la dégradation de la matière organique complexe (figure 14-2). Pour être optimale, la réaction doit se dérouler à une température comprise entre 50 et 55°C. Toute élévation incontrôlée de la température peut entraîner des phénomènes d'inhibition des réactions biologiques.

Les réacteurs conçus pour la mise en oeuvre de ce type de procédé doivent être clos et disposer d'une bonne isolation thermique. Il est facile, compte tenu de cette configuration, de prévoir un traitement des gaz issus du réacteur.

Les applications actuelles de ce procédé visent deux objectifs différents :

- réaliser un prétraitement (pasteurisation et chauffage) avant une digestion anaérobie (temps de séjour de 18 à 36 heures). Ceci se rencontre essentiellement en Suisse et en Allemagne ;
- opérer en 6 à 10 jours un traitement de stabilisation des boues avant leur évacuation. Cette application n'est pour l'heure que peu répandue.

La matière organique de haut poids moléculaire ne pouvant traverser la membrane cellulaire, elle doit être fractionnée en monomères avant métabolisation par des enzymes extracellulaires libérées par les microorganismes. La matière organique ainsi dissoute est transportée dans les cellules où se déroule le métabolisme. La dégradation de la matière organique libère de l'énergie (catabolisme) et permet la synthèse de la biomasse (anabolisme).

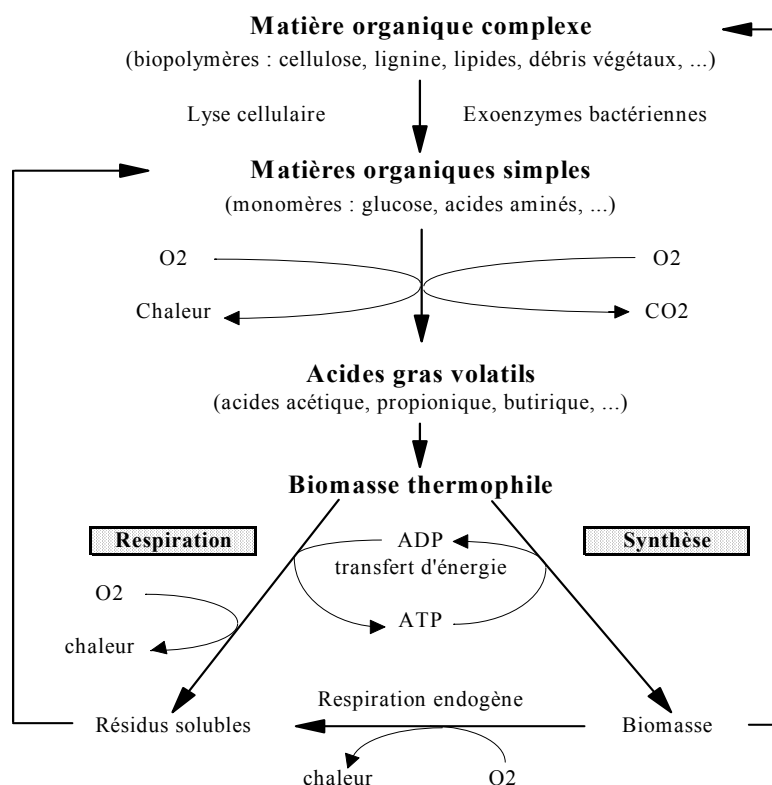


Figure 14-2 : Schéma de principe de la stabilisation aérobie des boues.

III.1.2 Performances et avantages de la stabilisation aérobie thermophile autothermique

La stabilisation aérobie thermophile autothermique présente de nombreux avantages par rapport au procédé conventionnel de stabilisation aérobie, qui peuvent se résumer ainsi :

Paramètre	Stab. Aéro. Thermo.	Procédé conventionnel
Elimination matière organique (%)	50	< 15
Temps de séjour (j)	10	> 20
Degré de stabilisation	++	--
Déshydratabilité des boues	++	--

Tableau 14-1 : Performances comparées de la stabilisation aérobie thermophile et de la stabilisation aérobie conventionnelle.

Il est fort probable que l'élimination d'une fraction de la matière organique par le procédé conventionnel soit imputable à des déficits en oxygène qui génèrent dans le bassin des processus de dégradation anaérobie. Ces carences sont dues soit à une sous-estimation du dispositif d'aération, soit à un syncopage de cette aération, soit, dans la majorité des cas, à une combinaison des deux phénomènes. Cette anomalie explique en partie l'émanation d'odeurs nauséabondes qui caractérise généralement la mise en oeuvre de ce procédé sur les stations de traitement d'eaux résiduaires urbaines.

La stabilisation aérobie thermophile autothermique des boues est réalisée dans un réacteur clos. Le temps de réaction est divisé par deux, et, compte tenu de l'optimisation des réactions biologiques, il est possible d'obtenir un rendement de dégradation supérieur à 50% en 10 jours de temps de séjour. Des analyses détaillées indiquent que les différentes fractions qui composent la boue sont largement touchées par le processus de dégradation mis en oeuvre. Ont ainsi pu être mesurés des rendements de dégradation de (AMAR et al. (1990); GRULOIS et al.(1991)) :

- 80% sur les lipides;
- 75% sur les protéines;
- 55% sur la cellulose.

Avec une diminution d'environ 40% des matières sèches (MS), ce procédé conduit à une diminution non négligeable de la quantité de boue à évacuer de la station d'épuration. La qualité de ces boues est intéressante à deux points de vue :

- la température à laquelle s'effectue la réaction ($> 50^{\circ}\text{C}$) entraîne une pasteurisation du produit traité;
- l'élimination d'une proportion importante de la matière organique conduit à une boue à caractère de stabilité correct. Ceci signifie que les reprises de fermentation sur ce produit sont limitées mais restent supérieures à celles d'une boue traitée en digestion anaérobie.

Ces résultats ont pu être validés à l'échelle industrielle du fait de la réhabilitation en stabilisation aérobie thermophile d'une stabilisation aérobie conventionnelle sur le site de Chantilly (60) (GRULOIS et al., 1992).

La stabilisation aérobie thermophile est un procédé qui présente des perspectives d'application réelles sur les stations de petite et moyenne taille ($< 40\,000$ éq.hab.). La facilité de maintenance du procédé, la taille restreinte du réacteur à mettre en oeuvre et ses performances font de la stabilisation aérobie thermophile une technique à développer.

III.2 LA DIGESTION ANAEROBIE EN DEUX PHASES

III.2.1 Principe du procédé

La digestion anaérobie est un procédé biologique qui permet de transformer les substances de la boue en dioxyde de carbone et en méthane. Le processus se déroule à l'abri de l'air dans un réacteur clos, de façon à pouvoir maintenir des conditions d'anaérobiose et de récupérer le gaz produit .

La digestion anaérobie est une succession de réactions biochimiques assurées par diverses populations bactériennes ayant des taux de croissance et des exigences de milieu de développement différentes (figure 14-3). Les étapes qui la composent peuvent être regroupées en deux phases distinctes qui sont l'hydrolyse-acidogénèse et l'acétogénèse-méthanisation.

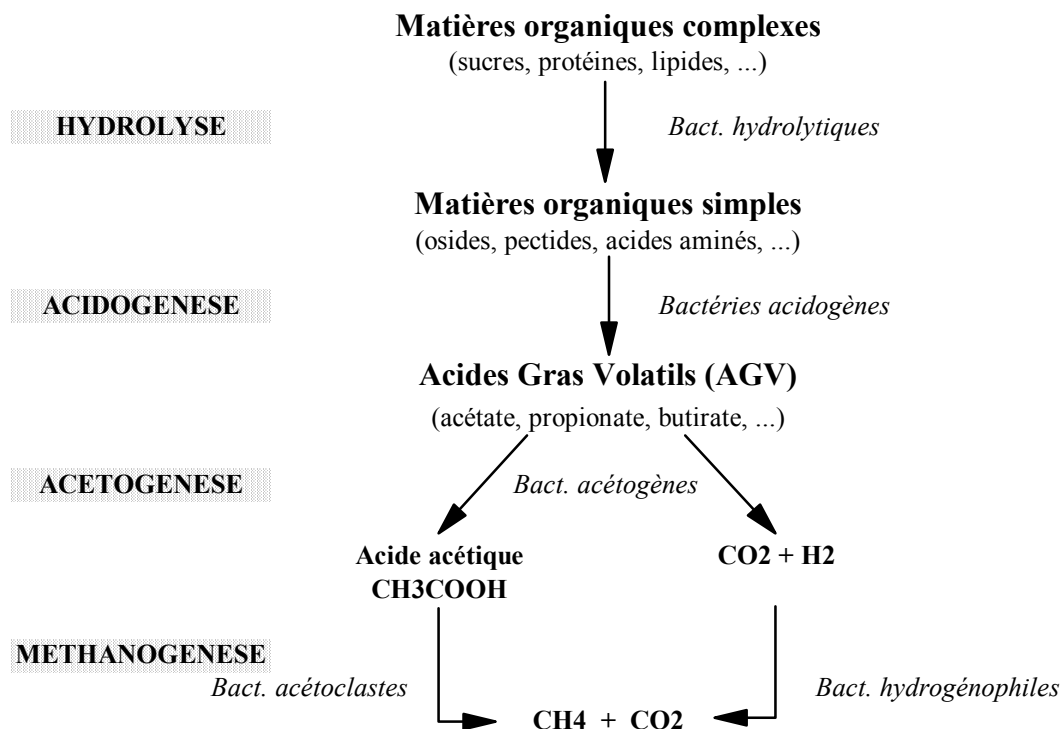


Figure 14-3 : Schéma de principe de la digestion anaérobie.

• L'hydrolyse-acidogénèse

Les macromolécules organiques complexes (polysaccharides, protéines, lipides, ...) ne peuvent diffuser à travers la membrane cellulaire. Les bactéries hydrolytiques sécrètent des enzymes (cellulase, protéases, lipases, ...) destinées à dépolymériser les grosses molécules (HENZE et al., 1983).

Les bactéries hydrolytiques ont un taux de croissance élevé, de l'ordre de quelques heures. Les produits simples résultant de l'action des exo-enzymes (sucres simples, acides aminés, acides gras) pénètrent à l'intérieur des cellules bactériennes où ils sont métabolisés grâce aux enzymes intracellulaires des bactéries acidogènes. Les bactéries acidogènes ont été dénombrées par TOERIE et al. (1967) et seraient, dans les boues mésophiles, au nombre de 10^8 à 10^9 /g de boue. Leur temps de génération est inférieur à 24 heures.

La plupart des bactéries hydrolytiques et acidogènes sont anaérobies strictes ou microaérophiles (KOTZE et al., 1968). Leur pH préférentiel de croissance se situe entre 5,7 et 6 à 37°C, et elles peuvent se développer entre 30 et 55°C (GOSH et al., 1975).

•Acétogénèse-méthanisation

Les produits de la phase précédente sont transformés par les bactéries acétogènes en acétate, dioxyde de carbone et hydrogène. Ces bactéries sont inhibées par de fortes concentrations en hydrogène gazeux (de l'ordre de 10^{-4} atm) ce qui implique la présence de bactéries hydrogénophiles pour leur développement (CONRAD et al., 1985). Les bactéries acétogènes sont également sensibles aux fortes concentrations en acide acétique : 80 m.moles/l (KASPAR et al., 1978). L'acétate produit par les bactéries acétogènes est ensuite transformé par les bactéries acétoclastes en méthane et dioxyde de carbone.

Les bactéries méthanogènes ont des temps de doublement longs, qui peuvent aller de 2-3 jours à plus de 10 jours (SAHM, 1984). Ce sont des archéobactéries strictement anaérobies nécessitant un potentiel d'oxydo-réduction d'environ -330 mV/H₂ et un pH compris entre 6 et 8 pour leur croissance (HENZE, 1983). Leur optimum de température se situe entre 30 et 38°C pour la zone mésophile, et entre 49 et 57°C pour la zone thermophile (MAC CARTY, 1964).

III.2.2 La séparation des phases

La séparation des phases permet ainsi à chaque groupe bactérien de se développer de façon optimale. La séparation des deux étapes permet de lever l'inhibition des bactéries méthanigènes par les acides gras volatils et l'hydrogène rapidement produit au cours de la première phase. Il est ainsi possible d'augmenter l'efficacité et la stabilité du procédé (COHEN et al., 1982).

Il semble cependant que sur un substrat complexe comme les boues, l'étape limitante n'est pas la méthanisation mais la dégradation des macromolécules organiques (DE BAERE et al., 1984).

En raison des taux de croissance différents des populations bactériennes acidogènes et méthanigènes, la sélection des deux types de biomasse est réalisée sur le temps de séjour hydraulique (POHLAND et al., 1971). Chacune des populations bactériennes doit en effet se trouver en phase exponentielle de croissance afin d'augmenter les rendements globaux de la phase concernée.

III.2.3 Performances et avantages de la digestion anaérobie en deux phases

L'étape d'hydrolyse de la digestion anaérobie en deux phases se déroule à une température de 50°C avec un temps de séjour de l'ordre de 2 jours. Ces conditions ont été définies comme étant optimales pour mettre en oeuvre la première étape du procédé (PEROT, 1989). La phase de méthanisation est réalisée en conditions mésophiles à 37°C, en 10 jours de temps de séjour.

La comparaison de la digestion anaérobie en deux phases avec la digestion anaérobie conventionnelle amène plusieurs constatations :

Paramètre	Digestion anaérobie en deux phases	Digestion anaérobie conventionnelle
Elimination matière organique(%)	45 à 50	45 à 50
Temps de séjour (j)	12 (2 + 10)	20
Charge volumique (kg MV.m⁻³.j⁻¹)	> 2,5	1,5 à 1,8
Stabilité du procédé	++	-

Tableau 14-2 : Comparaison des performances de la digestion anaérobie en deux phases et de la digestion anaérobie conventionnelle.

Les études menées à l'échelle pilote ont permis d'apprécier la remarquable stabilité du procédé. Contrairement à la digestion anaérobie conventionnelle dont le bon fonctionnement repose sur une stricte régularité dans la charge d'alimentation, le système en deux phases supporte, sans répercussion notable sur l'efficacité de la dégradation de la matière organique, des à-coups de charges ponctuels non négligeables (jusqu'à 50%). La phase d'hydrolyse joue dans ce cas un rôle déterminant en faisant office de réacteur tampon dont l'équilibre biologique est moins sensible que la flore méthanigène du second réacteur.

La réduction du temps de séjour et la stabilité de la digestion anaérobie en deux phases devrait permettre une extension du traitement des boues par voie anaérobie. Ce procédé pourrait ainsi prendre le relais de la stabilisation aérobie thermophile autothermique en offrant des perspectives d'application pour les stations importantes.

III.3 DES PROCEDES ADAPTES AUX NOUVELLES EXIGENCES

Ces deux procédés apportent, à l'heure où les exigences concernant le produit "boue" deviennent de plus en plus contraignantes, des éléments de réponses parfaitement adaptés en :

- réalisant une dégradation poussée de la matière organique, donc en diminuant d'autant le volume de boues à évacuer de l'installation ;
- permettant d'obtenir un produit stabilisé dont les caractéristiques sanitaires, du fait de la température de réaction, constituent un avantage certain ;
- mettant en oeuvre des installations compactes qui rendront possible l'extension de la stabilisation des boues sur de plus nombreuses stations.

Ces procédés à "hautes performances" exigent un suivi et une maintenance rigoureuse. Ces éléments sont les plus sûrs garants d'une meilleure fiabilité.

IV. CONCLUSION

L'entrée en vigueur de la nouvelle loi sur l'eau est en train de modifier considérablement le paysage de l'assainissement. La construction de nouvelles installations et la mise à niveau des stations existantes vont avoir comme conséquences directes une meilleure qualité de l'eau traitée et, de ce fait, une production accrue de boues résiduelles urbaines. Les techniques de traitement des boues évoluent et doivent elles aussi répondre à de nouvelles exigences. La stabilisation aérobie thermophile autothermique et la digestion anaérobie en deux phases sont deux procédés qui apportent des réponses adaptées à ce nouveau contexte.

La stabilisation aérobie thermophile, pour les petites et moyennes stations, consiste en une oxydation poussée de la matière organique en présence d'oxygène. Une élévation naturelle de la température vers 50-55°C dans un réacteur adapté conduit à une élimination de 50% de la biomasse en 10 jours de temps de séjour.

La digestion anaérobie en deux phases, mieux adaptée pour les stations de plus de 50 000 eq.hab. consiste en une élimination de la matière organique en CO₂ et CH₄. Le rendement d'élimination de la matière organique est de 50% en 12 jours de temps de séjour. La première phase d'hydrolyse est réalisée à une température d'environ 50°C ; la seconde étape se déroule en condition mésophile (37°C).

Ces deux procédés conduisent à une réduction importante du volume de boues à évacuer de la station, boues dont les critères de qualité organiques et sanitaires sont autant d'avantages en vue de leur retour au milieu naturel.

V. BIBLIOGRAPHIE

AMAR D., B. SELMI, A. ATTAL and J. MANEM (1990). "The thermophilic aerobic digestion for the rehabilitation of conventionnal aerobic sludge stabilization".

BEBIN J., D. BALLAY and A. LESOUEF (1992). "Reflexions sur les performances et la fiabilité des stations d'épuration des eaux résiduaires urbaines". Techniques, Sciences et Méthodes, n° 7-8, pp 345-351.

COHEN A., A.M. BREURE , J.G. VAN ANDEL and A. VAN DEURSEN (1982). "Influence of phase separation on the anaerobic digestion of glucose. II. Stability and kinetic responses to shock loadings". Water Research, n° 16, pp. 449-455.

CONRAD R., T.J. PHELPS, R.J. ZOETEMEYER and A.M. BREURE (1984). "Gas metabolism evidence in support of the juxtaposition of hydrogen-producing and methanogenic bacteria in sewage sludge and lake sediments". Applied Environmental Microbiology, n° 38, pp. 758-760.

DE BAERE L. and A. ROZZI (1984). "Solubilization of particulate organic matter as the rate-limiting step in anaerobic digestion loading". Tribune du CEBEDEAU, 484, 37, pp. 75-81.

Ministère de l'Environnement (1993). "Etat de l'Environnement". Edition 1991-1992, 308 p.

WIART J. (1992). "Situation française sur les différentes voies d'élimination des boues urbaines et industrielles". ADEME, 25 p.

Groupe de travail C.I.R.S.E.E.-CEMAGREF (1992). "Eléments de reflexion sur l'utilisation des boues d'épuration à l'horizon 2000". Document Interne C.I.R.S.E.E., 80 p, 1992.

Groupe de travail SATESE-CEMAGREF (1991). "Production et gestion des boues dans les stations d'épuration". 31 p, 1991.

GRULOIS P., J. AGUILLON, J.M. AUDIC, C. FAYOUX (1991). "La stabilisation aérobie thermophile autothermique des boues". Symposium de l'A.Q.T.E. 1991, Montréal, Québec, 12-14 novembre 1991.

GRULOIS P., A. BOUSSEAU, E. BLIN, C. FAYOUX (1992). "L'impact des retours en tête du traitement des boues sur le fonctionnement de la station d'épuration". L'Eau, l'Industrie, les Nuisances, n° 160, pp. 53-56.

GRULOIS P., B. SELMI, D. AMAR, C. FAYOUX et Y. LESTY (1992). "La digestion aérobie thermophile autothermique des boues. Exemple de la station de Chantilly". Techniques, Sciences et Méthodes, n°5, pp. 261-266.

GOSH S., J.R. CONRAD and D.L. KLASS (1975). "Anaerobic acidogenesis of wastewater sludge". J.W.P.C.F., 47, 1, pp. 30-45.

HENZE M. and P. HARREMOES (1983). "Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors ; a literature review". Water Science and Technology, n° 15, pp. 1-101.

KASPAR H.F. and K. WUHRMANN (1978). "Product inhibition in sludge digestion". Microbial Ecology, n° 4, pp. 241-248.

KOTZE J.P., P.G. THIEL, D.F. TOERIEN, W.H.J. HATTINGH and M.L. SIEBERT (1968). "A biological and chemical study of several anaerobic digestors". Water Research, n°2, pp. 195-213.

MAC CARTY P.L. (1964). "Anaerobic waste of acetic, propionic, and butyric acids". Water Research, vol.20, n°3, pp. 385-394.

PEROT C. (1989). "Optimisation de la digestion anaérobie en deux étapes des boues de stations d'épuration : étude de l'étape d'hydrolyse de la matière organique". Thèse de Docteur-Ingénieur, Université de Clermont Ferrand II.

POHLAND F.G. and S. GHOSH (1971). "Developpements in anaerobic stabilisation of organic wastes, the two-phase concept". Environmental Letter, vol.1, n°4, pp 255-266.

SAHM H. (1984). "Anaerobic wastewater treatment". Adv. in Biochem. Engng. Biotechnol., n°29, pp. 83-115.

SPINOSA L., V. LOTITO (1988). "Technical requirements and possibilities of incineration". Conference "Sewage Sludge Treatment and Use", Amsterdam, 19-23 septembre 1988, pp. 223-235.

TOERIEN D.F., M.L. SIEBERT and W.H.J. HATTINGH (1967). "The bacterial nature of the acid foaming phase of anaerobic digestion". Water Research, n° 4, pp. 129-148.

Chapitre 18

CONTROLE CENTRALISE ET AUTOMATISME

J.M. AUDIC

SOMMAIRE

I. LES OBJECTIFS ET LEUR APPROCHE	373
II.COMPOSITION DU SYSTEME.....	376
II.1. LES CAPTEURS	376
II.1.1. Les mesures de niveaux.....	378
II.1.2. Les mesures de débits en réseau	378
II.1.3. Les mesures d'oxydo-réduction	378
II.1.4. Les mesures de turbidité.....	379
II.1.5. Les capteurs et analyseurs spécifiques.....	379
II.1.6. Les mesures de pluies.....	380
II.2. LES ORGANES DE COMMANDE - LES ACTIONNEURS.....	381
II.3. LES AUTOMATISMES ET LES ACQUISITIONS DE DONNEES	382
II.4. LES TRANSMISSIONS	384
II.4.1. Les supports de transmission	384
II.4.2. Les matériels de transmission	384
II.5. CONCENTRATEUR DE DONNEES	385
II.6. LES POSTES CENTRAUX.....	385
III. EXEMPLES DE CONTROLES CENTRALISES ET D'AUTOMATISMES	386
III.1. L'AIDE A LA GESTION DES BASSINS D'ETALEMENT.....	386
III.1.1. Les modèles d'aide à la décision.....	386
III.1.2. L'exemple de la gestion des bassins d'étalement	387
III.2. L'AIDE A LA GESTION DES BASSINS D'AERATION	389
III.2.1. Les capteurs et la validité des informations	390
III.2.2. Régulation par valeur de consigne.....	390
III.2.3. Régulation par valeurs seuils	390
III.2.4. Régulation par évolution de la valeur	391
IV. L'EXPLOITATION DES CONTROLES CENTRALISES.....	391
IV.1. DE LA MAINTENANCE CURATIVE A LA MAINTENANCE PREVENTIVE	391
IV.2. EVOLUTION ET FORMATION DU PERSONNEL	392
IV.3. L'EFFORT DE STANDARDISATION DES EQUIPEMENTS	393
V.L'APPROCHE TECHNICO-ECONOMIQUE	393
V.1. LES COUTS D'INVESTISSEMENTS	393
V.2. L'APPROCHE TECHNICO-ECONOMIQUE.....	394

I. LES OBJECTIFS ET LEUR APPROCHE

L'exploitant d'un système d'assainissement se trouve confronté au problème de la gestion d'un ensemble d'installations très diverses et souvent très dispersées géographiquement.

De façon à permettre la cohérence entre le fonctionnement de ces différentes installations pour assurer la fiabilité, à la fois dans la maîtrise hydraulique et dans l'optimisation des traitements de dépollution, il est indispensable de mettre en place un système de gestion centralisé. En général, l'objectif de gestion optimale visé par un tel contrôle centralisé va impliquer les étapes suivantes :

- une reconnaissance de l'état de fonctionnement des différents organes du système d'assainissement;
- l'acquisition de données concernant le fluide à transporter et à traiter;
- la prise en compte d'une mémoire d'événements passés;
- l'utilisation de données extérieures et de modèles permettant de prévoir ou d'anticiper les actions à mettre en oeuvre;
- la détermination des actions à appliquer;
- le contrôle et le suivi des conséquences de ces actions;
- le bouclage vers la première étape.

On distinguera deux types de gestion très différents :

♦ **La gestion des périodes où les phénomènes aléatoires sont limités dans le temps et dans l'amplitude.** Dans ce cas, la gestion ne fait appel qu'à des routines de calcul ou à des modules de cohérences simples et peut être assurée par des automates décentralisés, le poste central n'assurant qu'un rôle de supervision. Cela suppose que l'automate dispose des informations (données capteurs directement connectées) et des actionneurs nécessaires.

♦ **La gestion correspondant aux épisodes exceptionnels** (orages, dysfonctionnements majeurs, arrivée de toxiques, etc.) qui est peu importante en durée mais qui demande des prises de décision rapides faisant intervenir une multiplicité de paramètres.

Dans ces cas, les automates délocalisés doivent être shuntés, soit directement par détection d'une incohérence dans les données captées ou le dépassement de seuils soit par l'intermédiaire du contrôle centralisé. Ce point est particulièrement important, car, par définition, l'automate décentralisé n'a ni les informations d'ensemble ni les capacités d'interprétation et de prévision lui permettant de répondre en toute sécurité. Son action, a priori positive, pourrait à l'opposé conduire à une situation globale plus catastrophique.

C'est donc uniquement le contrôle centralisé qui va prendre l'ensemble des décisions d'actions en utilisant tous les outils possibles disponibles (banques de données, modèles déterministes, stochastiques, systèmes experts, ...) pour évaluer les conséquences de ses actions à court, moyen et long terme.

Suivant l'importance de la décision et la complexité du problème, le système peut alors demander la validation par l'exploitant de la stratégie choisie ou même passer complètement la main en réduisant son rôle à la centralisation des informations.

Cette "*gestion de crise*", où il faut réagir en fonction de paramètres aléatoires, rapidement variables, à conséquences complexes et ayant tous une interaction les uns sur les autres, est une spécificité des systèmes d'assainissement.

En outre, **le cas particulier de l'assainissement va entraîner certaines exigences au niveau du choix de la structure et des matériels de l'automatisation**. Ces exigences peuvent être décrites à travers plusieurs points principaux et quatre contraintes :

♦ **La première contrainte est liée au nombre limité de capteurs fiables, peu onéreux et qui ne nécessitent qu'une maintenance raisonnable.** Cette limitation est la conséquence d'abord de l'environnement de la mesure (humidité, vibrations) et de la localisation délicate des ouvrages qui nécessite une grande robustesse et une protection des matériels utilisés. Cependant, le véritable problème réside d'une part dans le caractère aléatoire des événements à saisir (précision des capteurs, temps de saisie, transmission et traitement de l'information, ...) et d'autre part dans la complexité des paramètres à mesurer (paramètres globaux, interférences, ...). Ce dernier point est particulièrement net lorsque l'on essaie de collecter des informations sur la qualité de l'eau transportée et sur le degré d'épuration (ce sont les grandeurs classiques de DBO₅, DCO, NTK, Pt, ...). Cela va impliquer d'une part de multiplier le nombre des informations simples à acquérir, et d'autre part d'utiliser des corrélations ou des tests de cohérence pour approcher, à travers ces données indirectes, la valeur d'un paramètre décrivant l'état du système que ce soit dans le réseau, aux différents stades de traitement ou avant son rejet au milieu naturel.

♦ **Cela implique une deuxième contrainte qui est l'existence de nombreux moyens sophistiqués d'exploitation et de gestion des données** : stockage, archivage, tri des données, exploitation manuelle ou nécessité d'outils informatiques d'aide à la décision. Ces derniers outils ont fait l'objet de nombreux développements permettant à travers un réseau de causalités entre les événements de prédire ou d'anticiper les conséquences de telle ou telle action. Ils sont disponibles sous forme de modèles déterministes ou stochastiques, lorsque des lois possibles à mettre en équation relient les événements entre eux, ou de systèmes experts lorsque des relations complexes sont mises en évidence sans formulation mathématique appropriée. C'est la mise au point de ces outils qui constitue souvent la véritable révolution permettant la mise en place d'une gestion automatisée des systèmes d'assainissement répondant réellement aux besoins de l'exploitant dont les maîtres mots sont fiabilité et qualité.

♦ **La spécificité suivante correspond à la structuration même de l'automatisme.** La gestion automatisée d'un système aussi complexe et aussi dispersé qu'est un ensemble d'assainissement oblige à mettre en place une architecture particulière qui respecte les règles de sécurité et de modularité. Cela peut être résolu par l'adoption d'un **système hiérarchisé** laissant une autonomie "contrôlée" à des automates décentralisés. Les fonctions simples sont assurées en local par un automate, celui-ci puise ses informations dans les données de ses capteurs associés ou dans une banque de données préenregistrée. La remontée des informations des différents automates locaux est assurée via la télétransmission vers une structure centralisée bénéficiant d'une intelligence (ensemble des données collectées, base de modèles, information directe de l'exploitant) et d'une capacité d'analyse très supérieures. Ce poste central est alors à même de prendre des décisions complexes nécessitant un grand nombre d'informations. Lui-même peut être un sous-ensemble d'une structure plus vaste incluant plusieurs systèmes d'assainissement avec des réseaux complexes débouchant dans plusieurs stations d'épuration.

Cette structuration permet d'assurer une sécurité lors de pannes ou de dysfonctionnements d'un automate local par le fait que les autres automates ne sont pas affectés et que la détection de l'anomalie se fait par le système centralisé. Par ailleurs, le travail en couches successives limite l'intervention des systèmes centraux à des tâches exceptionnelles demandant une longue analyse (ex : système expert de dysfonctionnement GEANT), tandis que les automates délocalisés assurent en continu la gestion de leur poste (ex : gestion des phases d'aération OGAR).

♦ **La dernière contrainte est liée aux moyens de mise en oeuvre de la décision d'action qu'elle soit prise par l'automate délocalisé ou par le système central.** Ces moyens sont décrits **comme les actionneurs**. Ces actionneurs restent en nombre très limités sur un système d'assainissement, ils se réduisent essentiellement aux équipements électromécaniques (pompes, turbines, siphons, ...). La mise en oeuvre de ces actions répondra à deux types de décisions associés à deux types d'évaluation des résultats. Le premier type d'action est directement lié à l'actionneur lui-même, ainsi la détection d'un surdébit se traduit par une action qui est la modification d'ouverture d'une vanne et le résultat est évalué directement par une nouvelle mesure de débit. Par contre, en aucun cas ils ne permettront par exemple de modifier directement la qualité de l'eau transportée, ils agiront plutôt de façon indirecte. Ceci oblige alors pour juger de l'efficacité d'une action à attendre les conséquences de réactions intermédiaires.

Pour illustrer cette spécificité propre à l'assainissement, la figure 15-1 montre très schématiquement une structure pour assurer la gestion automatisée d'un système comprenant un réseau de collecte, des postes de relèvement, des bassins de limitation hydraulique en période pluvieuse et une station d'épuration. Le milieu naturel de rejet est aussi incorporé dans la structure à travers une surveillance amont aval. Cette structure est donc basée sur le principe de la décentralisation des décisions et de la séparation des fonctions d'automatisme qui permet d'éviter ce qui peut être considéré comme la hantise de l'exploitant : la panne totale du système.

Figure 15-1 : Exemple de structure pour assurer la gestion automatisée.

Un tel ensemble présente les avantages suivants :

- **une conception évolutive** car chaque couche est autonome vis-à-vis de la couche supérieure;
- **une hiérarchisation des problèmes et des prises de décision;**
- **une sécurité par la décentralisation** des automatismes à tâche simple;
- **la détection à chaque couche d'incohérences et de défauts inconnus** par la couche considérée qui se traduit par l'envoi à la couche supérieure ou vers l'exploitant d'un message d'alarme et de l'arrêt des prises de décision. Elle respecte aussi les contraintes d'évolutivité pour permettre d'ajouter de nouvelles parties sans détruire l'ensemble.

II. COMPOSITION DU SYSTEME

Six paragraphes successifs décriront en détail les différents éléments constitutifs de la structure :

- **Capteurs.**
- **Actionneurs - Organes de commande.**
- **Automates.**
- **Transmission.**
- **Concentrateurs de données.**
- **Postes centraux.**

II.1. LES CAPTEURS

Les capteurs en assainissement doivent travailler dans des conditions difficiles : violence des écoulements, teneur des eaux en graisse et en MES, agressivité de l'eau ou de l'air ambiant, risque de surtension atmosphérique (foudre), ... En général, les constructeurs connaissent peu ou mal ces contraintes et seule l'expérience de l'exploitant peut permettre un choix judicieux.

Le choix d'un capteur doit intégrer un ensemble de contraintes et doit toujours se référer à l'utilisation que l'on va faire de ces données collectées. Il est évident que des besoins aussi différents que le contrôle, l'émission d'alarmes ou la décision d'actions vont nécessiter des critères de choix très diverses.

Ainsi lorsqu'on se pose la question : Quelle "densité" de capteurs faut-il avoir ? On se heurte à deux approches un peu contradictoires :

- **Fonction contrôle ou alarme.**

L'exploitant souhaite alors avoir la plus grande densité de capteurs possible. La plupart du temps, il suffit de stocker sur place les mesures et de ne transmettre sur un Poste Central que les mesures qui s'éloignent des valeurs de consigne (fonction alarme) ou des moyennes pour assurer la fonction contrôle. Le stockage permet l'exploitation de ces mesures en temps différé, par exemple pour des calages de modèles mathématiques.

– **Fonction gestion en temps réel.**

Il est alors impératif que l'information soit rapatriée au poste central. Mais il ne faut pas qu'il y en ait trop, si l'on veut pouvoir les intégrer et les exploiter en temps réel. Dans ce cas les informations pertinentes dans le diagnostic pour définir une action seront seules transmises.

Ainsi, pour la gestion en temps réel d'un réseau de collecte des eaux pluviales **les mesures "essentiels" devront être choisies** avec soin par l'exploitant, **en fonction** :

- **Des conditions topographiques du réseau** : points d'inondations, ...
- **Des temps de transfert.** Une mesure de hauteur ne doit pas être trop éloignée de l'organe qu'elle est censée réguler. Sur un bassin d'étalement 10 à 15 mn de temps de transfert semblent être un maximum.
- **De la topographie** qui conditionne en général, l'implantation des pluviomètres, ... Le choix du site est primordial pour que la mesure faite soit bien significative du phénomène observe.

Enfin, il faut prendre garde que les conditions d'installations ne modifient pas trop les conditions hydrauliques et par suite le phénomène mesuré. Une fois l'utilisation de la mesure bien répertoriée, il est alors nécessaire de choisir le capteur. Le tableau 15-1 résume de manière très succincte les types de capteurs actuellement disponibles pour mesurer différents paramètres.

CAPTEUR	APPLICATION
MARCHE/ARRET	<i>état de fonctionnement des équipements électromécaniques</i>
INTENSITE ELECTRIQUE	tout moteur électrique <i>détection d'anomalies</i>
DEBIT	toutes eaux, <i>canalisations fermées, ouvertes</i>
HAUTEUR	tous bassins <i>niveaux d'eau, de boues</i>
TEMPERATURE	toutes eaux
CONDUCTIVITE	réseau, station <i>salinité, présence d'eaux parasites</i>
POTENTIEL OXYDO REDUCTION	réseau, station <i>état d'oxydation de l'eau</i> <i>risques d'anaérobiose</i>
OXYGENE DISSOUS	toutes eaux
TURBIDITE	réseau, station <i>MES, concentration boues</i> <i>niveau lit de boues</i>
ANALYSEURS SPECIFIQUES	toutes eaux <i>NH₄, PO₄, DCO, COT, DBO</i>
PLUVIOMETRE	eau de pluie

Tableau 15-1 : Types de capteurs actuellement disponibles.

II.1.1. Les mesures de niveaux

Les capteurs de mesure de niveaux sont certainement les capteurs les plus employés en réseau et dans les ouvrages d'assainissement et ceux sur lesquels ont été faites le plus d'expériences.

Jusqu'à ces dernières années, le capteur dit "bulle à bulle" a été certainement le plus employé. Mais il demande un entretien et un réglage délicats. Son coût est relativement élevé si on veut avoir un appareil ayant une bonne précision et des possibilités de retransmission à distance. Il est peu à peu supplanté par d'autres types de capteurs, notamment les capteurs piezo-résistifs à jauges de contraintes et pont de Wheastone.

Récemment, les capteurs à ultrasons sont apparus sur le marché, ils permettent sans contact avec le liquide de déterminer des variations de niveau d'eau ou de boues avec beaucoup de précision sur plus de 10 mètres de hauteur par l'analyse fine de l'écho ultrasonique.

II.1.2. Les mesures de débits en réseau

Cette mesure est encore difficile à appréhender, surtout lorsque l'on se trouve confronté à la mesure de débits pouvant atteindre plusieurs dizaines de m^3/s sur des collecteurs de plusieurs mètres de diamètre.

On en est souvent réduit à une mesure indirecte : mesure de hauteur d'eau dans une section de contrôle judicieusement choisie et que l'on peut tarer par un procédé manuel : micro-moulinet, traceurs salins ou radioactifs, ... En l'absence de tarage, une hypothèse est faite pour déduire le débit de cette hauteur d'eau (écoulement uniforme par exemple).

Les seuls capteurs que l'on puisse considérer comme de vrais capteurs de débits en continu sont de conception récente : ils combinent la mesure de la hauteur d'eau au droit d'une section et celle de la vitesse dans un ou plusieurs plans horizontaux à celle-ci.

La mesure de la vitesse se fait par sonde électromagnétique ou à ultrasons.

II.1.3. Les mesures d'oxydo-réduction

Ces capteurs sont composés d'une sonde double (électrode de référence + électrode de mesure) et d'un transmetteur. Les électrodes sont soit séparées, soit combinées. Les électrodes de référence sont choisies préférentiellement avec un électrolyte gélifié. L'attention doit être portée sur les contraintes d'installation (mise à la terre soignée) et de maintenance (la surface de mesure de la sonde doit être régénérée périodiquement par polissage).

Ces capteurs sont d'une importance extrême pour le contrôle et la régulation des processus biologiques qui se déroulent dans les bassins de traitement ou le réseau de collecte des eaux usées. En intégrant l'ensemble des composés réduits et oxydés, ils renseignent l'exploitant sur les risques de mauvais fonctionnement et lui permettent de statuer sur le degré d'avancement des réactions de dépollution. Ces informations peuvent se traduire par des actions correctives sur les conditions de fonctionnement des ouvrages d'assainissement.

II.1.4. Les mesures de turbidité

La mesure de la turbidité se fait par passage d'une émission lumineuse à travers l'échantillon. La lumière (visible, IR, UV) absorbée, diffusée ou réfléchiée est analysée et rapportée à une courbe d'étalonnage en unités arbitraires (plaques étalons, gouttes de formazine, gouttes de mastic). Ces unités de turbidité peuvent alors être corrélées avec des paramètres pertinents comme les concentrations en boues dans les bassins de dépollution, les concentrations en matières en suspension de l'eau brute ou traitée ou même des paramètres plus indirects comme la demande chimique en oxygène.

Les mesures de turbidité peuvent se faire à travers une cellule de mesure, par réfraction sur la surface du liquide ou à travers un filet en écoulement. Le choix dépendra bien évidemment de l'objectif de la mesure mais devra tenir compte des contraintes de nettoyage, des interférences avec d'autres sources de lumière, des risques de colmatage et de la gamme de mesure (il est souhaitable de rester inférieur à 70% de la saturation).

II.1.5. Les capteurs et analyseurs spécifiques

Dans cette classification, rentre l'ensemble des capteurs permettant de mesurer spécifiquement un ou un ensemble d'éléments constitutifs de l'eau transportée ou traitée. On retrouve ici des paramètres classiques comme la conductivité ou la concentration en oxygène dissous. Il est à noter pour ce dernier paramètre l'existence d'appareillage de terrain capable de quantifier la pression partielle de l'oxygène dans la phase gazeuse par effet paramagnétique. Cela peut permettre d'évaluer en continu les transferts d'oxygène dans les bassins biologiques.

Les analyseurs procèdent différemment. Ce sont souvent des adaptations à la mesure in situ d'analyseurs de laboratoire. Ces analyseurs couvrent les principaux paramètres définissant la qualité d'une eau brute ou traitée.

Les principes de mesure des différents paramètres sont donnés dans le tableau 15-2 :

PARAMETRE	PRINCIPE
Ammonium	électrode spécifique, analyse colorimétrique
Nitrates	électrode spécifique, absorption U.V., ampérométrie
Phosphates	analyse colorimétrique
Carbone organique total	absorption U.V.
Demande biologique en oxygène	respiration biomasse
Demande chimique en oxygène	four micro-ondes

Tableau 15-2 : Principes de mesure des capteurs spécifiques.

L'inconvénient majeur de ces systèmes réside dans l'obligation d'une filtration de l'eau à analyser en amont des cellules de mesure. Cela entraîne l'équipement en systèmes de micro ou d'ultrafiltration avec toutes les sujétions techniques associées mais aussi que seule la pollution soluble est prise en compte ce qui réduit l'intérêt de ces analyses vis-à-vis des normes. De plus, leur coût d'achat (100 à 150 000 F) ainsi que les dépenses couvrant les opérations de maintenance et la consommation des réactifs freinent aujourd'hui leur application aux petites et moyennes installations. Ils devraient cependant devenir des équipements importants pour le suivi de la qualité des eaux traitées en sortie des installations.

II.1.6. Les mesures de pluies

II.1.6.1. Les capteurs

Ils sont de deux types :

- **Capteurs (ou pluviomètres) à augets basculants.** Ils nécessitent des visites fréquentes pour nettoyer l'impluvium et l'auget basculeur. De plus, le type de signal délivré (1 basculement = 1 top électrique) n'est pas très bien adapté à une transmission continue à distance et nécessite un "interface" électronique (comptage d'impulsion + convertisseur fréquence courant). Du fait de leur grande diffusion, ces capteurs restent d'un prix relativement modéré : 5 à 8 000 F.
- **Capteurs d'intensité.** Pour pallier aux inconvénients des appareils précédents, des capteurs à intensité ont été développés. Ces appareils mesurent en continu le remplissage d'un récipient (par pesée ou mesure de niveaux). Ils sont encore d'un coût relativement élevé : 30 000 F environ.

II.1.6.2. Les réseaux de pluviomètres

Pour bien connaître la pluviographie sur la zone d'exploitation d'un réseau d'assainissement, il faut disposer d'un réseau de pluviomètres dont les mailles soient suffisamment resserrées pour déceler, à la fois, les épisodes pluvieux de petites superficies et leurs déplacements.

Un réseau convenable de pluviomètres doit avoir une maille de l'ordre de 2 à 5 km, avec un resserrement possible à 1 km dans les zones à fort coefficient d'imperméabilisation.

Pour être utiles à la gestion, les données fournies par ces pluviomètres doivent être :

- **acquises et centralisées avec rapidité** (dans des temps inférieurs à quelques minutes, pour la gestion "temps réel");
- **mises au format**, synchronisées et mises sous une forme facilement exploitable (courbes ou graphes facilement comparables);
- **stockées** pour permettre une exploitation plus fine en temps différé : les modèles mathématiques d'interpolation des résultats (méthode SPLINE, par exemple) permettent d'avoir une vision précise de la pluie et de ses déplacements sur des surfaces relativement réduites de quelques centaines d'hectares.

II.1.6.3. Les prévisions données par "ECHO RADAR"

Le suivi des masses nuageuses et cellules convectives par RADAR est une application qui se développe dans tous les pays industrialisés. Elle permet de faire de bonnes prévisions qualitatives à court terme (1 heure). Des études sont en cours pour préciser les corrélations quantitatives entre les intensités des échos radar et les relevés pluviométriques.

II.2. LES ORGANES DE COMMANDE - LES ACTIONNEURS

Les actionneurs sont des organes permettant de transformer un ordre en une action aboutissant à la modification des conditions de fonctionnement du système global d'assainissement. Leur état doit pouvoir être modifié par télécommande. Cette modification peut se faire par tout ou rien ou par variation graduelle (variateur électronique, asservissement électrique ou hydraulique).

Les actionneurs mis en oeuvre dans le contrôle des stations d'épuration et dans le contrôle des réseaux sont variés comme le montre le tableau 15-3 :

	ORGANE DE CONTROLE	FONCTION
CONTROLE DES STATIONS D'EPURATION	Pompes (centrifuge, queue de cochon, ...) par tout ou rien ou variateur de vitesse	imposer un débit (entrée, recyclage, boues en entrée filtre à bandes, ...)
	Turbines ou brosses	réaliser simultanément aération et brassage
	Agitateurs immergés	assurer l'homogénéisation
	Compresseurs, surpresseurs, turbocompresseurs	contrôler la fourniture d'oxygène
	Vannes, siphons	vidange ou aspiration
	Moteurs électriques	diverses commandes (prétraitement, sauterelle, ...)
CONTROLE DES RESEAUX	Stations de pompage avec pompes à vitesses variables	régulation de débits
	Vannes diverses avec alimentation soutenue	niveau aval ou amont constants
	Seuils variables ou barrages gonflables, siphons	asservissement niveau à débit ou qualité de l'eau

Tableau 15-3 : Actionneurs divers pour les réseaux et les stations d'épuration

Pour être opérationnels, ces équipements doivent être soigneusement entretenus : au moins 3 visites complètes par an, minimum, avec graissage et dégrillage éventuel de toutes les parties mécaniques. Pour certains de ces matériels qui jouent un rôle essentiel dans le contrôle des processus, il est nécessaire, par sécurité, de prévoir des secours ou des doubléments de commande.

Les critères de choix entre ces différents types de matériel de commande dépendent pour l'essentiel du problème spécifique à traiter et des conditions d'installation. Et il faut reconnaître que l'on est plus souvent dans le domaine du "sur-mesure" que dans celui du "catalogue fournisseur".

II.3. LES AUTOMATISMES ET LES ACQUISITIONS DE DONNEES

En assainissement comme en eau potable l'automatisation vise en priorité à l'amélioration de la qualité en prenant en compte rapidement des modifications survenu sur le site ou le réseau. En effet, seul l'automatisme permet d'adapter en temps réel l'installation aux variations de la qualité de l'effluent ou aux événements divers nécessitant une modification de commandes.

Un automate équipé d'une carte de communication ou couplé à un système d'acquisition de données permet également la transmission d'informations ou des commandes à distance (données, état des équipements, alarmes, ...). L'outil d'acquisition de données, par opposition à un automate programmable, supporte peu ou pas de programmation interne mais dispose en contrepartie de possibilités de dialogue à distance supérieures via le réseau téléphonique ou une liaison filaire. Certaines versions de ces système autorisent la prise en compte de commandes externes.

La liste ci-dessous récapitule **les principaux avantages** d'un automatisme équipé d'une **liaison à distance par opposition à des solutions de type électromécanique** :

- **commande et surveillance accrues** par une prise en compte d'un plus grand nombre événements;
- traitements **adaptés aux variations de paramètres** mesurés ou à des événements externes comme des défauts de fonctionnement ou des tarifications EDF;
- **grande fiabilité** de fonctionnement;
- **renvois à distance d'informations** diverses y compris d'alarmes permettant l'intervention sur le site d'un agent d'astreinte;
- **optimisation des interventions de maintenance;**
- **commandes à distance;**
- possibilité de **connexion à un outil de gestion** centralisée (voir chapitre III);
- possibilité de **connexion à un micro-ordinateur** assurant des tâches plus évoluées d'optimisation.

De tous les avantages énumérés ci-dessus, l'amélioration de la qualité de traitement ou de gestion reste un des principaux arguments justifiant une automatisation d'installations d'assainissement.

La L.E.D. travaille sur plusieurs produits d'automatisme permettant d'améliorer les réponses du procédé aux contraintes extérieures, voire d'optimiser le ou les traitements, comme le ferait un exploitant présent en permanence sur le site.

A titre d'exemple, deux produits ci-dessous répondent à ces critères :

♦ **AGAS** ou "**automate de gestion antisulfures**", permettant la gestion d'un poste de relèvement avec injection de réactifs tout en limitant la production d'H₂S.

Le produit AGAS se compose d'un automate *ALSPA C50 CEGELEC* équipé d'une carte programmable en Basic supportant le programme d'optimisation de l'injection des réactifs.

Cet automate assure les fonctions suivantes:

- calcul en continu du débit des pompes de relèvement;
- calcul de la quantité optimale de réactifs à injecter et répartition des volumes au cours de la journée;
- intégration des périodes à débit nul influençant la répartition du réactif;
- intégration des périodes de pluie;
- gestion des pompes de relèvement (jusqu'à 3 pompes) et des pompes doseuses d'injection de réactifs (une à deux pompes);
- détection de défauts pompes ou capteurs de niveau;
- vidange cyclique du poste;
- option de communication, par adjonction d'une carte au protocole JBUS ou par le raccordement d'un poste d'acquisition de données.

♦ **OGAR**, ou "**optimisation de la gestion de l'aération par le redox**", automatisme embarqué sur un automate dédié couplé éventuellement à un système d'acquisition de données.

Le produit *OGAR* se compose comme *AGAS* d'un automate dédié de type *ALSPA C100 CEGELEC* équipés en plus des cartes d'entrées-sorties, d'une carte programmable en Basic et d'une carte communication optionnelle au protocole JBUS.

L'optimisation de la gestion des périodes d'aération est réalisée sur la carte Basic, une acquisition de données ou un automate existant peut par être couplé à *OGAR* par le biais de la carte communication.

Une mini-console de paramétrage permet à l'exploitant d'ajuster ou consulter certains paramètres.

A un automatisme simple, reproduisant un fonctionnement syncopé sur seuils ou sur horloge, est substitué une analyse de la dérivée du potentiel Redox du bassin. Cette méthode permet d'adapter le fonctionnement des aérateurs à la variabilité de l'effluent. En cas de dysfonctionnement grave une alarme permet de basculer sur un mode de marche dégradé.

On remarque que dans ces deux exemples, l'**amélioration de la qualité est obtenue** par la mise en oeuvre d'**automatismes évolués** constituant une approche d'**optimisation** et que l'ouverture des produits sur l'extérieur est assurée par des cartes communication.

Cependant, aux **avantages de l'automatisation** et du renvoi à distance d'informations s'opposent **les contraintes ci après**:

- coût de réalisation pour des sites de faible importance;
- formation du personnel à l'utilisation ou au diagnostic en cas de dysfonctionnement;
- modification de l'organisation interne des services.

II.4. LES TRANSMISSIONS

II.4.1. Les supports de transmission

La commande ou transmission à distance d'informations à partir d'un automate équipé d'une carte de communication ou à d'un système d'acquisition de données s'effectue par le biais de quatre supports ou médias.

- **Le réseau commuté téléphonique**, bien adapté pour une surveillance ou commande à distance ne nécessitant pas une liaison permanente donc de gestion temps réel de l'information. Ce support est utilisé particulièrement par les système d'acquisition de données.
- **Le réseau filaire des P.T.T.** ou lignes spécialisées, autorisant la connexion permanente, utilisés prioritairement sur des réseau de communication important.
- **Le réseau filaire privé**, composé d'un câble installé à l'intérieur d'une exploitation.
- **Le réseau radio**, qui permet des liaisons proches du temps réel mais est sensible aux perturbations atmosphériques et dépend des contraintes géographiques. Ce média nécessite des flux de données faibles pour respecter des temps de connexion-déconnexion agréés P.T.T. Les vitesses de transmission sont généralement faibles.

II.4.2. Les matériels de transmission

♦ **La transmission des informations sur le média s'effectue par des modems** (modulateur-démodulateur). Les signaux envoyés étant modulés par le "modem émetteur" et démodulés par le "modem récepteur".

Il existe plusieurs types de modems :

- **les modems téléphoniques** autorisant un débit maximum de 9600 Bauds ou bits par seconde;
- **les modems bandes de base**, d'un coût moindre mais réservés aux liaisons spécialisées ou câbles privés. Ces modems codent les signaux numériques par une suite de niveaux de tension. Le débit peut atteindre 19200 Bauds.

Ce moyen de transmission doit être protégé des orages par des parafoudres adaptés au support.

♦ **Coté automate**, la transmission d'informations s'effectue par des cartes spécialisées supportant la plupart du temps un protocole de communication. Un protocole est un ensemble de règles définissant l'échange des informations. Le plus employé reste le protocole JBUS. D'autres protocoles plus performant font leur apparition dans le monde des automates comme **FIP, Profibus, Ethernet**.

♦ **Coté système d'acquisition de données**, la liaison s'effectue presque toujours par réseau téléphonique commuté toutefois, certains matériels offrent un port protocolé **JBUS** pour une liaison filaire. Ils disposent souvent d'une interface Minitel.

Ces systèmes datent les informations en station, au moment de leur apparition (données de type horodatée) et se connectent avec un poste central périodiquement ou sur montée d'une information. Ils sont généralement capables d'appeler en lieu et place du poste central, un agent d'astreinte sur apparition de défaut et de réaliser du stockage d'informations.

L'objectif de gestion technique impose le média utilisé. En effet, sur un réseau d'assainissement sensible aux orages des décisions doivent être prises dans les premières minutes, en fonction des tendances, c'est à dire sur analyse de dérivée des paramètres. Ceci implique un rafraîchissement rapide de l'information, de l'ordre de la minute.

Par ailleurs, un regroupement partiel d'informations dans des postes périphériques principaux avec stockage éventuel de sauvegarde est à préférer à une solution très centralisée.

II.5. CONCENTRATEUR DE DONNEES

Il se peut que plusieurs dispositifs soient à gérer dans une même zone géographique. Dans ce cas les données peuvent être regroupées avant d'être renvoyées d'un seul bloc vers un système de contrôle centralisé. Ce travail de regroupement et d'envoi des données est assuré par le **concentrateur de données** appelé aussi **frontal de communication**.

Dans le cadre d'un dispositif de gestion centralisée, le frontal de communication peut avoir les fonctions suivantes :

- gérer la ou les communications avec les postes centraux;
- effectuer un premier niveau d'exploitation;
- gérer les appels d'astreinte.

II.6. LES POSTES CENTRAUX

Les postes centraux seront plus ou moins complexes et élaborés, en fonction des objectifs que l'on s'est fixés. Il est possible de définir trois grandes classes de choix techniques :

♦ **Objectif n° 1** : Simple télésurveillance à distance. Le poste central pourra se limiter à un **"concentrateur de données"** appelé aussi "frontal de télétransmission" couplé à une imprimante servant de "mouchard", et à un dispositif d'appel du personnel d'astreinte.

♦ **Objectif n° 2** : Meilleure connaissance du réseau et des installations par centralisation de l'information. Dans ce cas il sera possible d'utiliser un "micro-ordinateur" type PC/386. Dans ce cas le **"micro ordinateur"** peut être équipé du système d'exploitation "Windows" couplé à un logiciel spécialisé permettant de générer simplement un système de contrôle centralisé. Un stockage sur bandes magnétiques permet l'archivage. Cette technique assure le stockage sûr d'un grand nombre de données. Elle est plus efficace que l'utilisation de disquettes.

♦ **Objectif n° 3 : Gestion technique des équipements "temps réel"**. Les matériels et les logiciels à mettre en oeuvre pour répondre à ce type d'objectifs sont plus complexes et plus onéreux. En effet on aura tendance dans ce cas à se tourner vers des matériels tels que les stations de travail. Les logiciels choisis seront alors utilisés autour du système d'exploitation

UNIX. Il s'ensuit deux inconvénients : d'une part ce type de logiciels est plus cher que ceux vendus pour une utilisation avec **"Windows"** (TOPKAPI par exemple) et d'autre part, l'utilisation du système d'exploitation Unix nécessite l'emploi d'un expert en informatique (ingénieur système). Il en résulte que **l'aspect "gestion temps réel"** d'un dispositif de contrôle commande a **un coût qu'il ne faut pas négliger**.

D'une façon générale, les postes centraux répondant aux objectifs un et deux sont organisés autour d'une base de données qui constitue le coeur du système. Plusieurs outils de traitement de ces données permettent d'offrir un grand nombre de fonctionnalités parmi lesquelles :

- la gestion des alarmes et des appels d'astreinte;
- l'édition des journaux de bord;
- l'édition de bilans;
- l'affichage de synoptique, et de courbes;
- la communication avec les installations contrôlées.

Un accès rapide aux "actionneurs" par l'intermédiaire de télécommandes, téléconsignes, télérégulations n'est possible que dans le cas d'une gestion technique temps réel.

Mais, sur les grands réseaux, on atteint très vite les limites d'intégration d'un homme seul. Il convient alors :

- de décentraliser le maximum de décisions sur des automatismes locaux (automates programmables);
- d'implanter au poste central des outils d'aide à la décision.

III. EXEMPLES DE CONTROLES CENTRALISES ET D'AUTOMATISMES

III.1. L'AIDE A LA GESTION DES BASSINS D'ETALEMENT

III.1.1. Les modèles d'aide à la décision

Les modèles mathématiques d'aide à la décision doivent être des outils spécifiques conçus en vue de la gestion "temps réel". Les quelques expériences où l'on a cherché à adapter des modèles utilisés pour la conception des réseaux se sont traduites par des échecs. En effet, ces modèles "conception" sont des outils lourds dont les temps de réponse ne sont pas adaptés aux besoins de la gestion "temps réel".

Les modèles d'aide à la décision pour la gestion "temps réel" peuvent très schématiquement prendre les deux formes suivantes :

III.1.1.1. Catalogue de situations types

Elles sont préenregistrées en mémoire de l'organe de décision qui comparera la situation réelle à ces situations types. Dans ce cas, les situations types peuvent être déterminées hors ligne, à partir des modèles classiques existants :

- **Modèle de propagation hydraulique**

Divers modèles mathématiques existent permettant le calcul pluie-ruissellement-hydrogrammes et celui des lignes d'eaux par intégration des équations de Barré de Saint-Venant. Des simplifications peuvent être apportées à ces équations pour faciliter leur résolution.

– Modèle de propagation des pollutions

On citera les modèles SWMM (USA), MOUSETRAP (SAFEGE), HYPOCRAS et HYDROPOL (Lyonnaise des Eaux-Dumez), mais en précisant que ces modèles nécessitent de nombreuses données que peu d'exploitant ont en leur possession. L'inconvénient de ces catalogues de situations types est qu'ils ne couvrent pas toujours la multiplicité des cas possibles ni la complexité des évolutions du système.

III.1.1.2. Modèles de calcul " temps réel "

Ces modèles sont basés sur des équations des écoulements très simplifiées et une configuration de réseau très schématique.

Ces modèles n'ont pas la prétention de traduire la réalité exacte des phénomènes. Mais ils répondent rapidement et traduisent bien les tendances. Par contre, pour éviter les dérives, il convient que ces modèles soient recalés "pas à pas", en fonction des mesures in situ et donc que l'on ait un système bouclé.

III.1.2. L'exemple de la gestion des bassins d'étalement

C'est un exemple classique en assainissement pluvial. Un bassin d'étalement stocke un volume d'eau en période de pointe, permettant ainsi de diminuer le dimensionnement des collecteurs aval.

Le problème est de régler au mieux le débit de fuite Q_s du bassin, en fonction des apports latéraux des bassins versants aval, forcément aléatoires, pour utiliser au mieux la retenue et éviter les débordements au niveau des zones critiques.

Si l'on ne dispose pas de moyen de gestion centralisé, on est amené à régler un débit de fuite constant, calé relativement bas, par mesure de sécurité. Par rapport à cette gestion à débit de fuite constant, la gestion centralisée et automatisée permet :

- pour une même pluie, d'utiliser moins de volume de retenue : gain de 20 % environ dans le cas présenté;
- surtout de l'utiliser moins longtemps, laissant la retenue davantage disponible pour l'épisode pluvieux suivant : gain de 400 % environ dans le cas présenté.

Les principes de gestion centralisée et automatisée des bassins d'étalement peuvent être les suivants :

III.1.2.1. Méthode de gestion par les débits calculés (régulation en boucle ouverte)

Les idées directrices sont présentées ci-après dans le cas d'un bassin d'étalement situé sur un collecteur où on a identifié un point sensible.

Pour éviter les débordements au point sensible, le principe retenu est de calculer le débit prévisible en ce point et d'agir sur les actionneurs disponibles à l'amont, de façon à maintenir le débit, au point sensible, au voisinage de la valeur de consigne fixée avec une marge de sécurité suffisante pour qu'il n'y ait pas de débordement.

Ce débit prévisible est à chaque instant la somme de deux composantes :

- le débit antérieurement lâché par la retenue située à l'amont, convenablement propagé et amorti;

- la somme des débits d'apport intermédiaire entre retenue d'étalement et point sensible aval considéré également propagée et amortie de façon adéquate.

On constate immédiatement que seule la première composante peut être modifiée par action sur les organes de réglage du débit de vidange, les débits d'apport intermédiaires ne peuvent être modifiés en l'absence de dispositifs particuliers sur les collecteurs affluents (autres retenues d'étalement, transfert vers un autre bassin versant, ...).

Le problème consiste à trouver un hydrogramme de réglage de la retenue, qui, propagé jusqu'au point sensible tend à compenser les apports latéraux.

Sur le plan matériel, l'algorithme de régulation comprendra :

- télémesures pluviométriques des bassins versants latéraux et calculs des débits d'apport;
- modèle de calcul, à chaque pas de temps, des débits prévisibles aux points critiques (modèle de propagation en conduite);
- calcul à chaque pas de temps, de la position des vannes et du débit de vidange Q_s , compte tenu des temps de propagation entre la vanne et les zones sensibles.

L'inconvénient de cette régulation est qu'elle est en "boucle ouverte", donc sans possibilité d'autocorrection en cas de dérive des débits calculés par rapport aux mesures faites sur le terrain.

III.1.2.2. Méthode de gestion par les hauteurs mesurées (régulation en boucle fermée)

Le niveau au point sensible dépend des apports latéraux et du débit de la vanne du bassin de rétention. Seules des manoeuvres sur la vanne peuvent régler le niveau au point sensible car on n'a pas de moyen d'agir sur les apports latéraux.

On suppose que l'on a au point sensible, une mesure permanente de l'écart entre une hauteur de consigne et la hauteur réelle.

Intuitivement on voit qu'on peut se servir de cet écart D_h pour agir sur la vanne de vidange du bassin de rétention :

- si cet écart est négatif on diminuera le débit de la vanne à une certaine vitesse, généralement proportionnelle à l'écart; on augmentera de la même manière en cas d'écart positif;
- on peut également manoeuvrer plus ou moins vite suivant que la variation du niveau est rapide ou pas.

On vient ici de définir une régulation proportionnelle, intégrale et dérivée (P.I.D.). La difficulté dans ce type de régulation est de trouver le coefficient de proportionnalité entre écart en hauteur D_h et variation de débit dQ/dt de la vanne :

- si dQ/dt est trop petit l'effet ne se fera pas assez sentir et le niveau continuera à monter ou à baisser de façon trop importante;
- si dQ/dt est trop grand, à partir d'un écart par exemple positif on produira un écart négatif de plus grande amplitude, qui à son tour tendra à se compenser par un écart positif encore plus grand : la régulation est instable.

L'étude de la stabilité est essentielle en régulation en boucle fermée. L'étude théorique montre d'ailleurs que ce coefficient de proportionnalité est surtout déterminé par le temps de propagation entre le bassin et le point sensible.

Cette régulation s'effectue par des systèmes PID ou similaires et comprend sommairement :

- une télémessure de niveau vers l'automatisme et un calcul des écarts entre niveaux mesures et niveaux de consignes;
- une modification de la position des vannes de vidange par pas de temps et par incrément en fonction des écarts constatés.

L'avantage de cette régulation est qu'elle auto corrige. L'inconvénient est que son temps de réponse est relativement long : plusieurs minutes pour un capteur situé à 500-700 m du bassin d'étalement. Or cette régulation a à faire face à des variations de hauteurs extrêmement brutales dans les collecteurs, souvent de l'ordre du cm/seconde.

III.1.2.3. Méthode de gestion mixte (boucle ouverte + boucle fermée)

La gestion ou régulation mixte consiste à utiliser les deux types de régulation définis précédemment (méthode des débits et régulation en boucle fermée). Le principe en est simple. On additionne les valeurs de la commande de la vanne; ces valeurs sont issues d'une part du régulateur de la boucle fermée et d'autre part du résultat du calcul en boucle ouverte (méthode des débits). En d'autres termes, on corrige un débit de réglage calculé (méthode des débits) par un débit complémentaire issu de l'observation des hauteurs sur le collecteur aval.

Pour des phénomènes rapides (orages, ...), l'action de la boucle ouverte sera déterminante, surtout pendant la phase de montée des eaux où il sera possible d'anticiper la fermeture, grâce aux télémessures pluviométriques.

Le reste du temps la régulation en boucle fermée aura en quelque sorte la capacité de corriger en partie les erreurs de modélisation provenant de la commande en boucle ouverte, en tendant à ramener en permanence le niveau au voisinage du niveau de consigne.

La régulation mixte réunit les avantages des deux solutions précédentes. Les précautions indispensables en ce qui concerne la stabilité demeurent cependant.

L'algorithme de calcul sera évidemment dans ce cas un peu plus complexe, ce qui nécessitera en général son implantation sur micro-ordinateur industriel qui sera le coeur du système de régulation. Cette méthode peut être étendue à des cas plus complexes (bassins d'étalement en série ou en parallèle).

III.2. L'AIDE A LA GESTION DES BASSINS D'AERATION

Un des points critiques dans une station d'épuration par boues activées est la gestion des bassins d'aération. L'objectif est de moduler l'apport d'oxygène au sein du bassin biologique pour respecter le mieux possible la demande. Cette quantité d'oxygène sert en effet à oxyder les pollutions carbonées et azotées et à maintenir en activité les micro-organismes présents dans les boues. Les conséquences d'une mauvaise aération sont rapidement dramatiques non seulement au niveau de la qualité de l'eau traitée mais aussi à long terme sur l'ensemble des fonctions de l'épuration par la sélection de bactéries indésirables comme les bactéries filamenteuses. Cette gestion des bassins d'aération par la régulation de la fourniture d'air implique le développement d'une stratégie de contrôle très fiable que ne peut assurer au aucun cas un dispositif de type horloge.

III.2.1. Les capteurs et la validité des informations

Le choix du capteur est déterminant mais doit intervenir après la réflexion sur l'automatisme et la définition des paramètres majeurs à acquérir. Une fois ce paramètre identifié, le moyen de le mesurer et donc le type de capteur à mettre en oeuvre peuvent être réfléchis. Dans le cadre de la régulation de l'aération, les capteurs associés (mesure de l'oxygène dissous ou du potentiel d'oxydo-réduction) sont de type sonde immergée. Le problème majeur sera le positionnement de la sonde pour que l'information collectée soit représentative de l'ensemble du système ou d'une partie suffisamment bien caractérisée pour être extrapolée à la totalité via des modélisations cinétiques ou hydrodynamiques.

Le signal obtenu par le capteur doit être d'abord validé électriquement avant d'être transformé en grandeur interprétable. Cette valeur doit ensuite être comparée à un intervalle de référence pour être définitivement utilisé par l'automate. Toute incohérence détectée lors de ces deux tests rend la donnée invalide et s'il y a persistance entraîne l'envoi d'une alarme.

III.2.2. Régulation par valeur de consigne

Dans ce type de régulation, une valeur de consigne sert à définir les conditions de marche ou d'arrêt du ou des dispositifs de fourniture d'oxygène. Cette valeur de concentration en oxygène dissous est définie comme permettant un équilibre correct entre la fourniture et la consommation de l'oxygène. En deçà de cette valeur, il y a des risques de carence par limitation diffusionnelle ou autre de l'apport d'oxygène vers les boues. Au delà, on suppose que la concentration n'est pas nuisible d'un point de vue biologique mais entraîne une dépense énergétique excessive.

La régulation se fait par l'analyse de la valeur de concentration relevée dans le bassin biologique à des intervalles de temps prédéfinis, si celle-ci est inférieure à la valeur de consigne, l'action consiste à mettre en fonctionnement le $n+1$ dispositif d'aération, dans le cas contraire c'est bien évidemment $n-1$ qui sera mis en oeuvre.

Il est cependant important de choisir une base de temps suffisante pour éviter des battements marche/arrêt trop rapprochés des équipements sans toutefois risquer des chutes importantes de la concentration en oxygène dans le bassin biologique. Par ailleurs, dans le cas des aérateurs de surface combinant aération et brassage, la contrainte mélange va interférer sur la stratégie de régulation en obligeant à inclure une contrainte de temps minimum de marche associé à une puissance minimale.

III.2.3. Régulation par valeurs seuils

La régulation se fait par rapport à des valeurs critiques qui bornent la zone de travail. L'atteinte de la valeur seuil haute implique l'arrêt du ou des dispositifs d'aération qui seront réactivés lors de l'atteinte de la valeur seuil basse. Une telle régulation permet d'ouvrir le champs de fonctionnement du système à une vaste zone et de prendre en compte les vitesses de montée ou de descente du signal. Ainsi plus la vitesse de montée de la concentration en oxygène dissous sera lente, c'est à dire plus la demande en oxygène sera importante, et plus la durée de fonctionnement des aérateurs sera élevée.

Ce type de régulation par seuils est cependant risqué si des temporisations maximum et minimum ne lui sont pas associées. L'atteinte du seuil bas ou du seuil haut peut ne pas se faire pour de multiples raisons et le système se trouve ainsi bloqué dans une position. Des bornes temporelles permettent alors de faire repartir la régulation lors de ces stagnations du signal dans la zone intermédiaire. De même, des atteintes trop rapides des seuils impliquant des démarrages et des arrêts très fréquents des dispositifs doivent être protégées par des

durées minimales. Si les limites de temps sont trop souvent sollicités, il est alors nécessaire de réajuster les valeurs seuils critiques.

La limite de la régulation par seuils se situe dans le fait que l'information collectée est du type tout ou rien. Le seuil est atteint ou n'est pas atteint. Le déclenchement d'une temporisation maximum est aveugle par rapport à la position réelle de la valeur qui est riche d'enseignement sur le problème rencontré.

III.2.4. Régulation par évolution de la valeur

La régulation est basée ici sur l'information en temps réel de l'évolution du paramètre de contrôle choisi pour alimenter l'algorithme de régulation. Le développement du contrôle de l'aération en respectant ce principe a abouti à l'automate OGAR (Optimisation de la Gestion de l'Aération par Redox) basé sur la mesure en continu du potentiel d'oxydo-réduction. Ce type de régulation permet non seulement d'ajuster la fourniture d'oxygène à la demande du système évaluée à partir des variations de potentiel mais aussi de détecter en permanence toute incohérence entre l'évolution "normale" ou prévue du paramètre de contrôle et son évolution réelle. Ainsi l'automate renseigne en temps réel de l'état du système à la fois aux structures supérieures de l'automatisme global et à l'exploitant via la télétransmission et la supervision. Une telle régulation s'insère donc parfaitement dans un contrôle centralisé.

IV. L'EXPLOITATION DES CONTROLES CENTRALISES

Pour utiliser d'une manière efficace un contrôle centralisé, l'exploitant devra savoir s'adapter et faire évoluer ces techniques de gestion.

IV.1. DE LA MAINTENANCE CURATIVE A LA MAINTENANCE PREVENTIVE

La maintenance curative, souvent un peu improvisée, doit évoluer vers une maintenance préventive plus constante et plus efficace. Ceci est particulièrement vrai en "assainissement pluvial", où les équipements ne sont sollicités à leur maximum que quelques jours par an. Mais qu'un incident survienne durant ces périodes de "crises" et c'est toute la philosophie du système qui peut être remise en question.

Au niveau des organes de commande (vannes motorisées, stations de pompage), ce transfert du curatif au préventif, s'il est bien organisé, n'engendre pas d'heures de main d'oeuvre supplémentaire. De plus, on a la possibilité de faire appel à une sous-traitance efficace et spécialisée et la fiabilité de fonctionnement est, de toutes façons augmentée.

Au niveau des autres équipements du contrôle centralisé, une maintenance complémentaire devra être mise en place.

♦ **Pour le nettoyage, l'étalonnage et l'entretien des capteurs.** Cette tâche est essentielle. Elle est relativement lourde en réseau d'assainissement, du fait de l'agressivité du milieu dans lequel on travaille et de la grande dispersion des capteurs. Le tableau 15-4 donne à titre indicatif une idée du temps à consacrer pour l'entretien de capteurs tels que pluviographes. Sur les grands réseaux, on estime qu'une équipe de deux instrumentalistes peut assurer l'entretien annuel de capteurs.

FREQUENCE ENTRETIEN	HEBDO	MENSUEL	ANNUEL	TOTAL
Contrôle heure, tension pile enregistreur, déroulement papier, impluvium, aspect général	0,1 h			5 h
Nettoyage cône, débouchage, dépannage sur site, remplacement rouleau		0,5 h		6 h
Nettoyage des tables, augets, contrôle étanchéité, contrôle fonctionnement, tarage avec éprouvette			10 h	10 h
Dépouillement pluviométrie		1 h		12 h
Saisie de la pluviométrie après événement pluvieux			1 h	1 h
total				34 h

Tableau 15-4 : Estimation de l'entretien annuel des pluviomètres.

♦ **Pour la maintenance des circuits électriques et électroniques.** Ces équipements sont très fiables et les technologies actuelles de cartes modulaires en facilitent grandement la maintenance. Sur les grands réseaux, un technicien ayant des connaissances de base en électronique, peut facilement assurer cette tâche, dans la mesure où il dispose d'un lot de cartes de rechange, et d'un simulateur pour détection des défauts.

Sur les petits réseaux, on pourra faire appel à un contrat de maintenance, en général proposé par le constructeur.

♦ **Pour la maintenance et l'évolution des "logiciels",** ceci s'applique surtout lorsque l'on dispose de programme d'aide à la décision que l'on peut faire évoluer. L'emploi d'un agent informaticien à temps plein ne se justifie pas, en général, et il vaudra mieux faire appel à une sous-traitance.

Par contre, sur les grands réseaux, on aura souvent intérêt à ce que le personnel en poste, au poste central ait une formation suffisante en informatique pour assurer une maintenance de premier niveau.

IV.2. EVOLUTION ET FORMATION DU PERSONNEL

La mise en place d'un contrôle centralisé entraîne les conséquences suivantes :

- diminution des tâches routinières de surveillance, souvent vides d'intérêt sur le plan professionnel et difficiles à pourvoir lorsqu'il s'agit de travail par postes (3 x 8 h);
- enrichissement des tâches liées à la découverte de nouvelles techniques et à la recherche d'une gestion technique optimum. La tâche de l'agent n'est plus de constater puis de rendre compte mais de rechercher l'explication des anomalies puis d'agir.

L'exploitant d'un système d'assainissement et d'épuration devra donc prévoir:

- un plan de formation du personnel, d'une ampleur suffisante;
- une restructuration de ses équipes, avec, par exemple :
 - responsabilité de la gestion quotidienne des équipements, centralisée sur une équipe ayant une bonne connaissance globale de l'ensemble des ouvrages et de leurs interactions;
 - organisation d'une maintenance préventive sur les équipements électromécaniques, décentralisée par secteurs géographiques, afin de limiter les temps de trajets, ...;
 - création d'équipes d'astreinte, polyvalentes et très mobiles, pouvant intervenir rapidement en cas d'incident imprévu ou sur appel du poste central.

IV.3. L'EFFORT DE STANDARDISATION DES EQUIPEMENTS

Une gestion centralisée, surtout lorsqu'elle s'adresse à des équipements aussi divers que ceux que l'on rencontre sur l'ensemble réseau station, ne peut se concevoir sans un effort important de standardisation des installations.

Ce souci, souvent absent dans notre domaine d'activités, doit devenir une préoccupation majeure de l'exploitant. Cet effort de réflexion sur la standardisation pourra être mené dans le cadre d'un "bureau des méthodes" comme cela a fait dans d'autres industries.

V. L'APPROCHE TECHNICO-ECONOMIQUE

Combien coûte un contrôle centralisé et que peut-on en attendre en retour ?

Chaque cas particulier doit évidemment faire l'objet d'une étude précise intégrant les différents paramètres cités dans les paragraphes précédents. Il est possible sur un plan général de définir quelques ordres de grandeur et une méthodologie permettant d'orienter cette étude.

V.1. LES COÛTS D'INVESTISSEMENTS

Au niveau d'une décomposition "fonctionnelle", on peut dire d'une manière générale que :

- le poste "capteurs" représente entre 15 et 20 % du montant des investissements;
- le poste "actionneurs" représente environ 20 % du montant des investissements;
- les équipements de télétransmissions proprement dits sont assez lourds en assainissement du fait de la dispersion des installations et représentent environ 30 % du budget;
- l'organisation du poste central proprement dit (synoptique, gestion de l'information, ...) demande environ 10 % des investissements.

Enfin, la gestion "temps réel" nécessite souvent l'implantation d'automatismes locaux et dans certains cas d'outils d'aide à la décision représentant environ 25 % du montant des investissements: 50 % de cette dépense est due à l'établissement des logiciels, qui peuvent être amortis sur plusieurs opérations.

Il ne s'agit bien entendu que d'un ordre de grandeur, qui peut varier notamment avec les effets d'échelle, mais qui montre l'importance de l'enjeu. De plus les évolutions rapides des coûts dans le domaine des matériels informatiques et des automates rendent très rapidement les évaluations financières obsolètes.

V.2. L'APPROCHE TECHNICO-ECONOMIQUE

Comme indiqué dans les paragraphes, la décision d'implanter un contrôle centralisé doit faire suite à une analyse technique précisant les problèmes posés et les objectifs suivis .

En général, le contrôle centralisé se révélera un outil de gestion technique indispensable si l'on veut atteindre un double but :

- amélioration du niveau de service rendu en termes de qualité et de fiabilité;
- réaliser ce premier objectif, en optimisant les coûts d'exploitation et d'investissements.

La rentabilité du contrôle centralisé sera appréciée en tenant compte de ces deux objectifs divers paramètres :

- allègement des tâches de surveillance routinières et souvent inefficaces;
- optimisation de la gestion technique (gain sur la main d'oeuvre, l'énergie, ...);
- possibilités d'adopter des solutions techniques moins coûteuses ou plus compactes que des solutions classiques, et dont la gestion n'aurait même pas pu être imaginée sans contrôle centralisé;
- par optimisation de la conception des installations nouvelles (ni surdimensionnement, ni sous-dimensionnement) due à une meilleure connaissance du couple réseau-station et de ses interréactions.

L'ensemble des gains réalisés sur chacun de ces différents paramètres compensent en général largement les investissements consentis pour un contrôle centralisé.

Chapitre 19

LES COUTS D'EXPLOITATION DU TRAITEMENT DES EAUX USEES

A. SADOWSKI

SOMMAIRE

I. INTRODUCTION.....	397
II. LES DIFFERENTS POSTES INTERVENANT DANS LES COUTS D'EXPLOITATION	397
III. COUTS UNITAIRES PRATIQUES EN FRANCE	398
IV. MAIN D'OEUVRE D'EXPLOITATION	399
V. REPARTITION DES PRINCIPAUX POSTES	399
V.1. EXPLOITATION STRICTE (HORS ENTRETIEN & RENOUVELLEMENT)	399
V.2. ENTRETIEN ET LE RENOUVELLEMENT DU MATERIEL (Y COMPRIS LA MAIN D'OEUVRE).....	400
VI. EVOLUTION DES COUTS D'EXPLOITATION.....	401

I. INTRODUCTION

Nous allons d'abord définir :

- les différents postes qui rentrent dans les frais d'exploitation d'une station de traitement des eaux usées urbaines.
- distinguer les coûts d'exploitation stricte et les coûts relatifs à l'exercice de l'entretien et du renouvellement du matériel électromécanique.
- l'incidence du niveau de traitement pour la pollution carbonée / la pollution azotée et la pollution phosphorée (avec ou sans traitement biologique préalable).
- l'incidence de la taille de la station sur certains postes comme le personnel d'exploitation / la consommation électrique ramenée au kilogramme de DBO₅ traitée;
- l'incidence de la filière de destination des boues;
- l'incidence de la filière eau et de la filière boue;
- l'incidence des systèmes d'aération des réacteurs biologiques;
- définir le coût spécifique dû à l'entretien et au renouvellement du matériel électromécanique.

Pour rendre la lecture aisée dans la comparaison des coûts, nous partirons sur une taille de station de **100.000 Equivalents-habitants** et cela sur deux types de traitement ; l'une en cultures libres dites "**boues activées**" et l'autre en cultures fixées de types "**lits biologiques immergés**"

L'incidence de la taille de la station sur les coûts d'exploitation sera abordée en comparant une station de 10.000 Eq.hab / 50.000 Eq.hab et 100.000 Eq.hab

Nous prendrons comme référence trois niveaux de traitement :

- traitement de la pollution carbonée stricte soit 30 mg/l en DBO₅ et en MES et 90 mg/l en DCO;
- traitement combiné avec l'azote soit 20 mg/l pour l'azote global;
- adjonction du traitement du phosphore avec 2 mg /l pour le P_{tot}.

De plus nous indiqueront certains coûts unitaires : de main d'oeuvre / de consommation électrique / de réactifs et d'évacuation des boues (valorisation agricole, décharge contrôlée ou incinération)

II. LES DIFFERENTS POSTES INTERVENANT DANS LES COUTS D'EXPLOITATION

1) Main-d'oeuvre.

2) Consommation électrique.

3) Réactifs :

- traitement des boues;
- traitement du phosphore;
- traitement de l'eau dans les cas d'une décantation primaire physico-chimique;

- traitement des odeurs.
- 4) Evacuation des boues (transport, valorisation agricole ou traitement particulier).
- 5) Traitement éventuel des graisses.
- 6) Enlèvement des refus de dégrillage et du sable (décharge).
- 7) Analyses sur l'eau et sur les boues(auto-contrôle).
- 8) Produits consommables (huile, graisse, peinture serrurerie, eau potable, ...).
- 9) Entretien espace vert.
- 10) Entretien des peintures (génie-civil).
- 11) Désinfection éventuelle.
- 12) Désodorisation éventuelle.
- 13) Frais de gestion locale et frais généraux.
- 14) Entretien et renouvellement des équipements électromécaniques.

III. COUTS UNITAIRES PRATIQUES EN FRANCE

- Electricité : 0,40 FF du kWh.
- Polymère : 40 FF le Kg.
- Chaux : 600 FF la tonne.
- FeCl_3 technique : 1200 FF la tonne.
- Evacuation des boues : 35 FF la tonne de boue.
- Evacuation et valorisation agricole des boues : 80 FF à 180 FF la tonne de boue.
- Evacuation en décharge : 300 FF à 500 FF la tonne de boue.
- Incinération : 600 à 900 FF la tonne de boue.
- H_2SO_4 (98%) : 2000 FF le m^3 .
- NaClO (48°Cl) : 1200 FF le m^3 .
- NaOH (41%) : 1000 FF le m^3 .
- Main d'oeuvre, coût moyen (tout niveau confondu) : 200 à 250 KF/an.

IV. MAIN D'OEUVRE D'EXPLOITATION

Taille (eq hab)	Exploitation directe	Entretien Renouvellement	Analyse Bilan	Encadrement
200-2500	0,4	0,2	0,1	0,1
2500-5000	0,5	0,3	0,1	0,15
5000-10000	1*	0,4	0,1	0,2
10000-20000	1,2	0,6	0,1	0,3
20000-30000	1,6	0,8	0,2	0,4
30000-50000	2,6	1,4	0,4	0,7
50000-100000	4	2,4	1,2	1,1
100000-200000	7	5	2	2

* unité = 1 personne
 Exploitation directe = ouvriers
 Entretien & renouvellement = ouvriers spécialisés
 Analyse & bilan = technicien de laboratoire
 Encadrement = maîtrise

Tableau 17-1 : Répartition des coût de la main d'oeuvre pour différentes tailles d'installation.

Ne sont pas compris dans ces ratios :

- l'encadrement supérieur;
- le personnel administratif;
- le personnel d'évacuation des déchets et des boues;
- le personnel des bureaux d'études.

V. REPARTITION DES PRINCIPAUX POSTES

V.1. EXPLOITATION STRICTE (HORS ENTRETIEN & RENOUVELLEMENT)

- main d'oeuvre: 20 à 35 %;
- électricité : 25 à 35 %;
- réactifs et évacuation des boues : 15 à 35 %;
- divers(enlèvement déchets,analyses, produits consommables) :12 à 20 %.

V.2. ENTRETIEN ET LE RENOUVELLEMENT DU MATERIEL (Y COMPRIS LA MAIN D'OEUVRE)

- 500 à 5000 Eq.hab : de 6 à 4% du coût d'investissement total par an;
- 10000 à 50000 Eq.hab : de 4 à 3,5 du coût d'investissement total par an;
- 50000 à 200000 Eq.hab : de 3,5 à 2,5 % du coût d'investissement total par an;

La part entretien représente environ 55% dont 72,5% de main d'oeuvre. La part renouvellement représente environ 45% dont 53% de main d'oeuvre.

VI. EVOLUTION DES COUTS D'EXPLOITATION



Chapitre 20

GLOSSAIRE EAU & ASSAINISSEMENT

A. SADOWSKI

GLOSSAIRE EAU & ASSAINISSEMENT

ACIDITE

Voir définition pH

ABSORPTION

Transfert de matière ou d'énergie, transformation d'une énergie en une autre forme d'énergie. L'absorption d'une substance par un milieu résulte, par exemple, du remplissage des interstices d'un matériau poreux ou transfert au travers de la membrane cellulaire de substances nutritives dissoutes et stockage à l'intérieur (intracellulaire).

ADSORPTION

Stockage des substances polluantes non dissoutes à la surface d'un corps quelconque ou de cellules bactériennes (ne pas confondre avec l'absorption qui se fait à l'intérieur de la cellule).

AERATION

Opération consistant à introduire mécaniquement de l'air dans un liquide.

AEROBIE

Les micro-organismes intervenant dans l'épuration des eaux sont dits aérobies s'ils empruntent l'oxygène qui leur est nécessaire à l'air atmosphérique ou à l'air dissous artificiellement dans l'eau. On dit qu'ils opèrent en phase aérobie ou en aérobiose.

Présence d'oxygène dissous (O₂) et d'oxygène lié (nitrates et/ou nitrites) dans le milieu.

AMONT

Côté d'où vient l'eau.

ANAEROBIE

Les micro-organismes sont dits anaérobies si leur activité s'exerce à l'abri de l'air. Ils travaillent en phase anaérobie ou en anaérobiose. Par extension, un milieu anaérobie est un milieu où il n'y pas d'oxygène dissous ni d'oxygène lié (nitrates ou nitrites).

ANALYSE

Détermination de laboratoire permettant de mesurer certaines caractéristiques des effluents.

ANOXIE

Présence d'oxygène lié (nitrates et/ou nitrites) dans le milieu mais pas d'oxygène dissous (O₂).

ASSAINISSEMENT AUTONOME

Dispositif de collecte et de traitement individuel des eaux usées, établi généralement sur le domaine privé, à proximité de la maison desservie (normalisation européenne DTU 64.1)

ASSAINISSEMENT COLLECTIF

Réseau de collecte des eaux usées (réseau séparatif) et éventuellement des eaux pluviales (réseau unitaire) établi généralement sur le domaine public, vers les dispositifs de traitement collectif (station de traitement des eaux usées appelée communément épuration...)

ATMOSPHERE

Milieu dans lequel nous vivons, composé de gaz (azote, oxygène, gaz carbonique, pour l'essentiel) .

AUTOCURAGE

Le curage d'un réseau sans intervention extérieure, sous la seule action du courant d'eau. C'est le rôle des réservoirs chasses d'eau lorsque les pentes sont insuffisantes.

AUTOEPURATION

Ensemble des processus physiques, chimiques, biologiques, permettant à un milieu naturel pollué de retrouver son état de pureté originelle sans intervention extérieure.

AVAL

Côté vers lequel s'écoule l'eau (fossé, ru, rivière, fleuve, mer, océan, lac).

AZOTE

Gaz (désigné par la lettre "N") entrant pour les 4/5 environ dans la composition de l'air atmosphérique.

AIR LIFT

Béduwe, pompe mammoth, ascenseur à air.

BACTERIES

Micro-organisme inférieur formé d'une seule cellule (monocellulaire), dépourvu de noyau (procaryote) généralement dépourvu de chlorophylle et se reproduisant par scission. Leur matériel génétique est de l'ADN circulaire diffus dans le cytoplasme de la cellule.

On distingue :

- les organismes hétérotrophes : elles sont chimioorganotrophes et exigent une source de carbone organique (elles dégradent la matière organiques)
- les organismes autotrophes : parmi lesquels on distingue :
 - les phototrophes : ce sont les algues, les plantes, ainsi que certaines bactéries qui utilisent l'énergie lumineuse pour synthétiser leur matière organiques à partir de CO₂ (ce sont des photosynthèses, nécessitant des pigments)
 - les chimiotrophes : dénués de pigment, oxydent des substances minérales et utilisent l'énergie ainsi libérée pour synthétiser ensuite la matière organique à partir de CO₂, qui est leur source carbone.

BACTERIES FILAMENTEUSES

Type de bactéries se développant parfois dans les bassins d'aération. La prolifération de telles bactéries entraîne un foisonnement des boues pouvant provoquer des "accidents" de décantation (départ de boues avec l'effluent épuré). Certaines de ces bactéries sont en plus génératrices de "mousses" stables que l'on retrouve en surface des décanteurs secondaires.

BACTERIOLOGIE

Partie de la biologie concernant les bactéries.

BASICITE

Voir pH.

BASSIN D'AERATION

Ouvrage dans lequel on développe une culture de micro-organisme en suspension dans un milieu liquide aéré (ou oxygéné) mécaniquement (turbine, pont-brosse, insufflation d'air).

BASSIN COMBINE

Type de station à boues activées, dans lequel le décanteur secondaire et le bassin d'aération ont des cloisons communes, ce qui présente l'avantage de diminuer les frais d'investissement en génie civil. Le système est caractérisé par le fait que la recirculation des boues du décanteur secondaire vers le bassin d'aération s'effectue gravitairement par des lumières de communication situées à la partie inférieure.

BIOCHIMIE

Partie de la biologie traitant des phénomènes chimiques de la vie.

BIODEGRADATION

Phénomène de dégradation d'un corps par certains êtres vivants.

BIODEGRADABILITE

Aptitude d'un corps à être dégradé biologiquement (par les êtres vivants).

BIOLOGIE

Science qui a pour objet l'étude des êtres vivants et les phénomènes dont ils sont le siège.

BOUES

Une station de traitement des eaux usées est une usine à boues. Les boues sont extraites des décanteurs et sont constituées d'un mélange d'eau et de matières en suspension (floc ou biofilm).

BOUES ACTIVEES

Boues qui se développent sous forme de flocons ou flocs au cours de l'aération des eaux usées. Elles sont constituées d'espèces vivantes assurant la dégradation de la pollution (micro-organismes) et de matières inertes qui ont la faculté de décanter.

BOUES EN EXCES

C'est l'excédent de boues activées (cultures libres) ou de biofilms (cultures fixées) présent dans le système provenant d'une part, du développement des micro-organismes en présence de pollution, et d'autre part, des matières non biodégradables présentes dans l'effluent. Cet excédent doit être extrait quotidiennement.

BY-PASS

Canalisation permettant de court-circuiter (by-passer) la station d'épuration ou une partie de la station.

CAPACITE D'UNE STATION

C'est la charge théorique normale pour laquelle la station a été conçue. Cette capacité est généralement exprimée en équivalents-habitants, en DBO5, MES...

CELLULE

Élément fondamental constituant toute substance vivante. Les bactéries sont unicellulaires (ou monocellulaires) c'est-à-dire constituées d'une seule cellule.

CHAPEAU

Croûte formée à la partie supérieure d'un digesteur anaérobie par les matières flottantes.

CHARGE BRUTE

La charge brute est définie par la quantité de DBO5 calculée sur la base de la charge journalière moyenne de la semaine la plus chargée au cours d'une année donnée (art. 1 du décret du 03.06.1994). La notion de charge brute correspond à la totalité de la pollution théorique produite, que cela soit dans une zone d'assainissement collectif ou non collectif (art. 14 C du décret du 03.06.1994, où il est considéré que la charge polluante d'un équivalent habitant est uniformément égale à 60 g DBO5/j).

CHARGE ET DEBIT DE REFERENCE

Valeurs retenues pour le dimensionnement des ouvrages, tenant compte des variations saisonnières; ce débit et ces charges sont constitués du débit et des charges de matières polluantes produits par temps sec dans la zone d'assainissement collectif que les ouvrages de collecte desservent et de la part du débit et des charges des eaux pluviales retenues par la commune.

CHARGE NOMINALE

En référence à la nomenclature et au classement de la station conformément au décret du 29 mars 1993 et aux arrêtés du 22 décembre 1994.

CHARGE MASSIQUE (Cm)

Charge massique ou facteur de charge (f), dans une station à boues activées, c'est le rapport entre le poids de la DBO5 éliminée (reçue) journallement dans le bassin d'aération (et la zone d'anoxie si elle existe) et le poids de micro-organismes (MVS) contenue dans ces bassins .

Ex : $C_m = 0,1 \text{ Kg DBO5 / Kg MVS/j.}$

CHARGE POLLUANTE

Quantité de pollution transitant pendant un temps défini, généralement un jour, dans un réseau, ou une station d'épuration. S'exprime en kg DBO5/j, kg DCO/j, kg MEST/j.

CHARGE VOLUMIQUE (CV)

Rapport entre le poids de DBO5 éliminé (reçue) journallement dans le bassin d'aération (et la zone d'anoxie si elle existe) et le volume du bassin d'aération (et la zone d'anoxie si elle existe). Ex : une station reçoit 50 Kg DBO5 / j, le volume du réacteur biologique (aération et anoxie) est de 170 m³, la charge volumique $CV = 0,3 \text{ Kg DBO5/m}^3\text{j.}$

CHENAL

Forme originale de bassins d'aération dans lequel les eaux sont soumises à une circulation permanente.

CHLOROPHYLLE

Substance organique, constituant cellulaire de la plupart des végétaux ; grâce à elle, les plantes sous l'action de la lumière, absorbent le gaz carbonique, en fixent le carbone pour l'édification de leurs tissus et rejettent de l'oxygène.

CLARIFICATEUR

En général on parle de clarificateur en eau potable et de décanteur secondaire en eau usées. Le décanteur secondaire est la seconde partie du traitement biologique. Il est situé après le bassin d'aération (cas boues activées) et sert à séparer les boues de l'eau interstitielle par décantation.

CLIFFORD

Buse située au centre d'un décanteur circulaire, destinée à assurer la répartition régulière de l'effluent.

CONDITIONS NORMALES

Le débit d'air sec d'un surpresseur s'exprimé en **Nm³/h** (normaux m³ d'air) en référence aux conditions normales ; à **273 °K ou 0°C**, **Pn = 1 atm** = 10332 mm CE = 1,01325 bars = 1013,25 mbars = 101,325 KPa = 760 mm Hg.

CONDITIONS STANDARD

Les performances des aérateurs s'expriment en terme d'apport spécifique brut en eau claire (ASB) en kgO₂/kwh absorbé dans des conditions dites standard (eau claire, concentration nulle en O₂ dissous , T = 10°C, pression atmosphérique = 1,013 bars ou 10,33 mCe).

CONCENTRATEUR

Ouvrage destiné à épaissir les boues.

CYTOPLASME

Constituant interne de la cellule ne comprenant pas le noyau.

Le cytoplasme renferme des organites comme les mitochondries, les lysosomes le réticulum endoplasmique, l'appareil de Golgi, des ribosomes. Il est entouré par la membrane cellulaire. Son compartiment principal vidé de ses organelles est le cytosol.

Le cytoplasme est le siège de nombreuses réactions métaboliques, y compris de la synthèse des protéines au cours de la traduction des ARN messagers.

DBO5

Demande biochimique en oxygène. Quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation par l'action bactérienne (biodégradation) de matières organiques contenues dans une eau polluée. La DBO₅ est la mesure de la DBO effectuée sur 5 jours.

DCO

Quantité d'oxygène nécessaire à la transformation par voie chimique des matières organiques (biodégradables mais aussi réfractaires) et éventuellement d'une partie des matières minérales.

DECANTATION

Séparation par gravité des matières en suspension contenues dans un effluent.

DECANTEUR-DIGESTEUR

Ouvrage combiné dont la partie supérieure assure la décantation des boues qui sont digérées dans la partie inférieure.

DECANTEURS PRIMAIRE ET SECONDAIRE

- le décanteur primaire, lorsqu'il existe, précède l'épuration biologique ;
- le décanteur secondaire (ou clarificateur) fait partie du traitement biologique et est situé après le bassin d'aération (ou le lit bactérien, les disques biologiques).

DEGRAISSEUR

Voir déshuileur.

DEGRILLEUR

Installation de prétraitement permettant de retenir les matières en suspension grossières par une grille.

DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGENE EN 5 JOURS (DBO5)

Voir DBO5.

DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE {DCO}

Voir DCO.

DENITRIFICATION

Processus biochimique au cours duquel les nitrates (NO_3) sont transformés finalement en azote (gaz) par des bactéries hétérotrophes.

DESHUILEUR - DEGRAISSEUR

Ouvrage de prétraitement conçu pour piéger les huiles et les graisses, il peut être statique, aéré, raclé ...

DESSABLEUR

Ouvrage de prétraitement permettant de séparer de l'eau les matières solides organiques, sable, gravier, etc...

DEVERSOIR D'ORAGE

Ouvrage permettant de rejeter directement dans le milieu naturel un débit d'eau excédentaire dû aux précipitations atmosphériques.

DIGESTION

Opération effectuée dans un ouvrage appelé digesteur et destinée à transformer les matières organiques biodégradables afin de les stabiliser et réduire les nuisances qu'elles pourraient provoquer pour l'environnement (odeurs). La digestion aérobie (stabilisation) s'effectue en présence d'air, c'est-à-dire en aérobiose.

DILACERATEUR

Appareil destiné à déchiqueter les matières solides en suspension dans l'eau.

DILUTION

Mélange entre une eau usée et une eau non polluée.

DISQUE BIOLOGIQUE

Principe de traitement basé sur le développement de micro-organismes fixés (cultures fixées) sur des disques rotatifs à haute surface d'accrochage à demi-immergés dans lesquels l'aération s'opère par contact avec l'air.

DISQUE DE SECCHI

Instrument formé d'une canne graduée au bout de laquelle est fixé un disque blanc de 20 à 30 cm de diamètre. Cet instrument permet d'évaluer la transparence de l'eau dans les décanteurs secondaires en notant la profondeur d'immersion à partir de laquelle le disque n'est plus visible.

DOSAGE

Détermination de la concentration de tel ou tel élément dans une solution par un procédé analytique précis.

EAUX PARASITES

Ensemble des eaux propres de temps sec qui surchargent inutilement un réseau, nuisant au bon fonctionnement d'une station d'épuration : eaux d'infiltration, de drainage, de sources, entre autres. Il peut aussi y avoir des eaux parasites d'origine pluviale, dues à de mauvais branchements (gouttières...).

EAUX VANNES

Eaux domestiques contenant exclusivement les urines et matières fécales.

ECOLOGIE

Science traitant des rapports réciproques des êtres vivants entre eux et dans le milieu où ils vivent.

EFFLUENT, EAU RESIDUAIRE

Synonyme d'eaux usées brutes ou épurées, d'origine domestique ou industrielle.

ENSEMENCER

Apporter à une station en drainage les micro-organismes qui permettront une mise en route plus rapide.

ENZYME

Protéine produite par un être vivant pour catalyser des réactions biochimiques spécifiques, dans des conditions compatibles avec la vie.

Les enzymes sont inactivées par des températures élevées, comme la majorité des protéines. Dans l'organisme, leur action est modulée par les concentrations du milieu et donc par les besoins des cellules, par l'action de protéases ou de kinases.

Le **génie enzymatique** permet la production de ces biocatalyseurs, utilisées en particulier dans les biotechnologies, en génie génétique.

Les enzymes sont élaborées dans les cellules, chaque enzyme étant l'expression d'un gène. Ce sont les catalyseurs hautement spécifiques des réactions chimiques nécessaires à la vie : synthèse, dégradation des molécules du vivant, mais aussi activation ou inactivation d'autres protéines (par phosphorylations par exemple : kinases et phosphatases).

EPAISSISSEMENT

Augmentation de la concentration des boues en excès par différents procédés (gravitaire, égouttage).

EPANDAGE

Opération consistant à épandre sur le sol des boues ou de l'eau.

EPURATION BIOLOGIQUE

Traitement de l'eau usée (après prétraitement et décantation primaire éventuelle) par des procédés biologiques permettant la transformation de la matière organique dissoute en matière décantable, et son élimination par décantation (secondaire).

EQUIVALENT-HABITANT

Notion utilisée pour exprimer la charge polluante d'un effluent par comparaison avec celle d'un habitant. Elle est fixée par arrêté ministériel pour 5 ans. Un équivalent-habitant représente 90 g de MES, 57 g de Matières Oxydables, 15 g d'Azote, 4 g de Phosphore...

EXTRACTION

Soutirage des boues d'un digesteur, d'un bassin d'aération, d'un silo à boues.

FERMENTATION ACIDE

Première phase de digestion anaérobie des boues provoquée par des bactéries productrices d'acides.

FERMENTATION METHANIQUE OU BASIQUE

C'est le second stade de la digestion anaérobie des boues provoquée par des bactéries. Au cours de cette fermentation, il y a production de gaz méthane (CH_4).

FILM BIOLOGIQUE OU ZOOLOGIQUE

Pellicule de micro-organismes sur les disques biologiques ou sur le matériau constituant un lit bactérien ou tout support minéral (biofiltre).

FILTRE A BANDES

Dispositif mécanique de déshydratation continue des boues par pressage entre 2 toiles.

FILTRE PRESSE

Dispositif mécanique de déshydratation discontinue des boues par pressage entre 2 toiles dans une enceinte fermée.

FLOC

Agglomération des colonies de micro-organismes présents dans un bassin d'aération. L'ensemble des grains de floc constitue la boue activée ou biologique.

FOSSE IMHOFF

Combinaison d'un décanteur primaire et d'un digesteur non chauffé permettant la digestion des boues avec un très long temps de séjour.

GAZ DE DIGESTION

Ce sont les gaz produits au cours de la digestion anaérobie : méthane et gaz carbonique.

GRANULOMETRIE

Indique le calibre d'un matériau granuleux comme le sable, le gravier.

GRAVITAIRE

L'alimentation d'une station est dite gravitaire lorsque le niveau du réseau d'égout est plus haut que le niveau de la station. l'eau pénètre donc dans les ouvrages par gravité, sans qu'un relevage soit nécessaire.

GRILLE G.D.E

Dispositif mécanique d'épaississement des boues par égouttage sur une grille inox longitudinale à fente avec apport de polymère permettant la formation de floc.

HYDROGENE

Gaz (désigné par la lettre "H") entrant notamment dans la composition de l'eau.

HYDROGENE SULFURE

Gaz nauséabond (oeuf pourri) composé d'hydrogène et de soufre, dont la formule est H_2S . Il se développe dans les réseaux, les postes de relèvement, les refoulements, lorsque le temps de séjour est long. Il se combine avec l'humidité pour former de l'acide sulfurique qui provoque de multiples corrosions et dégradations.

INDICE DE MOHLMAN

Caractérise la facilité à la décantation des boues dans un bassin d'aération.

L'indice de Mohlman correspond au rapport entre le volume de boue (V) après 30 minutes de décantation en éprouvette d'1 litre de la liqueur mixte sans dilution et la masse de boue (M) contenue dans ce volume.

L'indice est destiné principalement à la caractérisation des boues biologiques et représente le volume de la boue occupé par 1 g de cette boue :

$$IM = \frac{V}{M} \text{ ml/g}$$

IM : Indice de Mohlman (en ml/g)

V : Volume de boues après 30 min. de décantation (ml ou cm^3)

M : MES présentes dans ce volume (g)

INDICE DE BOUE

Lorsque l'Indice de Mohlman tel que défini ci-dessus ne peut -être mesuré (boue trop concentrée, mauvaise décantation, etc.), il faut procéder à une série de dilutions.

Ces dilutions sont réalisées avec de l'eau traitée désoxygénée.

La dilution adéquate est retenue quand le volume de boue après 30 minutes de décantation est inférieur à 250 ml (l'indice de boue reste constant et n'est plus influencé par la concentration en boue de l'échantillon).

$$IB = \frac{V}{M \times d} \text{ ml/g}$$

IB: Indice de boue (en ml/g)

V : Volume de boues après 30 min. de décantation (ml ou cm^3)

M : MES présentes dans ce volume (g)

d : Taux de dilution (par exp : $\frac{1}{2}$ ou $\frac{1}{4}$)

INHIBITEURS

Produits ralentissant ou bloquant une réaction biochimique. Ex : le Nickel et le plomb ont des effets néfastes sur un traitement biologique à des concentrations de quelques mg/l.

LAGUNAGE NATUREL

Traitement des effluents basé sur des très longs temps de séjour (environ 2 mois) dans des bassins de faible profondeur dans lesquels l'aération est assurée par photosynthèses (UV) au moyen de micros algues (microphytes).

LAGUNAGE ARTIFICIEL OU AERE

Traitement des effluents basé sur des temps de séjour de l'ordre de 15 jours dans des bassins équipé de dispositif mécanique pour l'apport en oxygène (turbine flottante ou insufflation d'air).

LAME DEVERSANTE

Elle permet l'évacuation de l'eau par débordement. Sur un décanteur, elle peut être plate ou en dents de scie (crénelée).

LIT DE SECHAGE

Ouvrage sur lequel on épand les boues lorsqu'on les extrait des digesteurs, des décanteurs, des silos... Le séchage s'effectue par drainage d'abord, puis par évaporation naturelle ensuite.

MATIERES DECANTABLES

Substances susceptibles d'être séparées par décantation.

MATIERES DISSOUTES

Les matières dissoutes sont solubilisées dans l'eau, elles ne sont pas extraites par filtration ou centrifugation mais par évaporation.

MATIERES EN SUSPENSION (M.E.S.)**MATIERES EN SUSPENSION TOTALES (M.E.S.T)**

Ensemble des matières solides de diverses natures, insolubles, en suspension dans l'eau usée, susceptibles d'être séparées de l'eau du fait de leur dimension ou de leur poids spécifique par

décantation, filtration ou centrifugation. Pour en faire l'analyse, on fait une filtration ou centrifugation, elles sont ensuite séchées dans une étuve à 105°C, puis pesées.

MATIERES VOLATILES EN SUSPENSION (M.V.S.)

Matières volatiles en suspension : fraction organique ou volatile des M.E.S. C'est cette partie de ce qui a été détruit lors de la calcination à 550°C dans un four.

MATIERES MINERALES

Par opposition aux matières organiques qui évoluent dans le temps, les matières minérales sont stables biologiquement (par exemple le sable). C'est la partie de MES qui a résisté lors de la calcination à 550°C.

MATIERES ORGANIQUES

Matières constituant les êtres vivants ou qui en proviennent.

METABOLISME

Ensemble des processus physico-chimiques liés à la consommation et à la dégradation de substances nutritives chez les êtres vivants, permettant de produire de l'énergie (catabolisme) et de la matière (anabolisme).

Les réactions du métabolisme cellulaire sont catalysées par des enzymes.

L'énergie issue du catabolisme (notamment des glucides) est stockée au sein de la cellule grâce à la phosphorylation (formation d'un ester-phosphate) de l'A.D.P.(adénosine diphosphate) en A.T.P. (adénosine triphosphate), et libérée par hydrolyse de l'ATP.

Le **métabolisme basal** correspond à l'énergie minimale consommée par un sujet à jeun et au repos pour assurer les fonctions vitales élémentaires.

METHANE (CH₄)

Gaz issu de la digestion anaérobie des boues. Ce gaz est combustible et peut être utilisé après stockage dans un gazomètre pour alimenter une chaudière assurant le chauffage du digesteur (récupération d'énergie).

MICRO-ORGANISME

Terme général englobant l'ensemble des organismes vivants non visibles à l'oeil nu.

MILIEU RECEPTEUR

Lieu où sont déversées les eaux épurées ou non. Ce peut être une rivière, un lac, un étang, un fossé, une mer...

MINERALISATION

Transformation de la matière organique en matière minérale.

MUCILAGE

Substance visqueuse sécrétée en particulier par les micro-organismes. Elle facilite l'agglomération des bactéries pour former le floc.

N

Azote

nd

nd : Non décanté

Ad2 : après décantation de 2h

NH₄

Représentation de l'ion Ammonium.

N-NH₄

Représentation de l'ion Ammonium exprimé en N.

NO₂

Représentation de l'ion Nitrite.

N-NO₂

Représentation de l'ion Nitrite exprimé en N.

NO₃

Représentation de l'ion Nitrate.

N-NO₃

Représentation de l'ion Nitrate exprimé en N

NTK

Représentation de l'Azote Total mesuré par la méthode de KJELDAHL. C'est la somme de l'azote organique + l'azote ammoniacal.

NGL

Représentation de l'Azote Global = NTK + N-N02 + N-N03

NEUTRALISATION

Addition de produits chimiques dans le but de ramener une solution au pH de la neutralité

- une solution basique sera acidifiée
- une solution acide sera basifiée

NITRIFICATION

Processus biologique par lequel l'Azote ammoniacal est transformé en Nitrites (N02) puis Nitrates (N03).

NOUVEAU TRONCON

Toute construction nouvelle, extension ou réhabilitation du système de collecte ; toute incorporation d'ouvrages existants au système de collecte.

OXYGENE

Gaz désigné par la lettre "O" entrant dans la composition de l'eau. Très répandu dans la nature où il représente le cinquième de l'atmosphère. Il est nécessaire à la respiration des êtres vivants (à l'état de gaz dissous dans l'eau pour les êtres aquatiques aérobies).

PATHOGENE

Générateur de maladie. Ex : Bacille de Koch : le BK est l'agent de la tuberculose. Les Salmonelles provoquent la typhoïde et la paratyphoïde.

PHOTOSYNTHESE

Les végétaux pourvus de chlorophylle transforment des substances minérales en substances organiques nécessaires à leur développement sous l'influence de la lumière (voir chlorophylle).

POTENTIEL D'HYDROGENE (pH)

Caractérise la différence entre les acides et les bases

Acide : pH inférieur à 7 (ex : vitriol ou acide acétique vinaigre)

Base : pH supérieur à 7 (ex : soude caustique)

Point neutre : l'eau distillée.

POTENTIEL D'OXYDO-REDUCTION**POLLUTION**

Altération du milieu naturel par des éléments nuisibles à son utilisation ou aux êtres vivants.

PREDATEUR

Organisme se nourrissant d'individus d'une autre espèce, en général plus petite. Ex : les protozoaires sont prédateurs de bactéries.

PRESSDEG

Filtre à bande Degrémont.

PRETRAITEMENT

Traitement préliminaire ou partiel pouvant intervenir soit :

- sur un effluent industriel qui, s'il était directement rejeté dans le réseau, nuirait à celui-ci ou au fonctionnement de la station d'épuration
- En tête d'une station d'épuration et destiné à éliminer les plus gros déchets solides, les huiles et graisses (dégrilleur, dessableur, dilacérateur, déshuileur).

PROTOZAIRE

Animal unicellulaire -50 000 espèces ont été décrites. Dans les boues activées, la classe la plus représentée est celle des ciliés qui sont bactériophages, c'est-à-dire qu'ils se nourrissent de bactéries.

PT

Phosphore total

PT1

Norme sur phosphore n'étant plus en vigueur

PT2

Norme sur phosphore n'étant plus en vigueur

PROTEINE

Macromolécule organique composée essentiellement d'acides aminés polymérisés par liaison peptidique (liaison carbone-azote : CO-NH)

RADIER

Partie inférieure d'un ouvrage.

RECIRCULATION-RECYCLAGE

Cette opération consiste à réintroduire dans la partie antérieure d'un circuit la totalité ou une partie de l'eau ou des boues.

REGLE DE CONFORMITE

Un échantillon moyen journalier est déclaré conforme, si l'une au moins des 2 valeurs (concentration au rejet, rendement épuratoire) figurant dans l'autorisation de rejet, est respectée. Cette démarche est conduite paramètre par paramètre.

RENDEMENT

Caractérise l'efficacité d'une station d'épuration et s'exprime en pourcentage. C'est le rapport entre la quantité de pollution éliminée et la quantité de pollution entrant dans le dispositif d'épuration pendant la même période

Ex : entrée station : 50 kg DBO5/j
 sortie station : 10 kg DBO5/j

Rendement en 24 h sur la DBO5 : $((50-10) \div 50) \times 100 = 80 \%$

RESEAU D'ASSAINISSEMENT

Réseau situé dans le domaine public et assurant le transport des eaux usées urbaines, pluviales et éventuellement des eaux industrielles.

RESEAU SEPARATIF

Il est constitué par deux canalisations. L'une reçoit les eaux usées, l'autre les eaux pluviales.

RESEAU UNITAIRE

Réseau d'assainissement assurant, dans la même conduite, le transport des eaux usées et pluviales.

SILO CONCENTRATEUR

Voir "Concentrateur".

SILO STOCKEUR

Ouvrage de grande capacité, permettant de stocker les boues pendant plusieurs mois, durant l'hiver ou les périodes défavorables à l'épandage.

STABILISATION DES BOUES

Voir "Digestion aérobie" ; "Minéralisation".

STEU

Station de traitement des eaux usées (vulgairement appelée "station d'épuration")

SYSTEME D'ASSAINISSEMENT

Le système est composé du « système de collecte » et du « système de traitement »

SYSTEME DE COLLECTE

Le système de collecte désigne le réseau, mais englobe les déversoirs d'orage, les ouvrages de rétention et de traitement d'eaux de surverse situés sur le réseau

SYSTEME DE TRAITEMENT

Le système de traitement désigne les ouvrages d'assainissement mentionnés à la rubrique 5.1.0 (1°) du décret du 29.03.1993 (ouvrage recevant ou de capacité supérieure à 120 kg de DBO5/j soumis à autorisation) et les ouvrages connexes (bassins de rétention, ouvrages de surverses éventuels...)

TAUX DE COLLECTE

Le taux de collecte est le rapport de la quantité de matières polluantes captée par le réseau à la quantité de matières polluantes générées dans la zone desservie par le réseau.

La quantité de matières polluantes captée est celle parvenant aux ouvrages de traitement à laquelle se rajoutent les boues de curage et de nettoyage des ouvrages de collecte.

TAUX DE RACCORDEMENT

Le taux de raccordement est le rapport de la population raccordée effectivement au réseau à la population desservie par celui-ci.

TESTS

Opération simple pouvant être réalisée sur le terrain et permettant d'apprécier la qualité du fonctionnement d'une station d'épuration. Ex : test de décantation en 30 mn, test au permanganate.

TRAITEMENT PHYSICO-CHIMIQUE

Traitement des effluents par décantation après adjonction de réactifs chimique de coagulation et de floculation.

TURBIDITE

Diminution de la transparence d'une eau due à la présence de matières en suspension.

VITESSE ASCENSIONNELLE

Vitesse de montée de l'eau sans un décanteur. C'est le rapport entre le débit exprimé en m³/h et la surface du décanteur exprimée en m². Ex : un débit de 100 m³/h surface du décanteur : 125 m². La vitesse ascensionnelle est de $100 / 125 = 0.8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$.

ZOOGLEE OU FILM BIOLOGIQUE

Agglomération des micro-organismes, sous forme visqueuse, sur les bords des bassins ou sur tout support minéral.