



l'assainissement individuel



Agence de Bassin Loire-Bretagne

l'assainissement individuel

PRINCIPES & TECHNIQUES ACTUELLES
étude inter-agences

Ministère de l'Environnement
et du Cadre de Vie

Agence de Bassin
LOIRE-BRETAGNE
B.P. 6339
45063 Orléans Cedex

Sommaire

Avertissement

Introduction

1. Les eaux usées domestiques **Objectifs de l'assainissement individuel**

1.1. Origine et composition des eaux usées domestiques

- 1.1.1. Les eaux vannes
- 1.1.2. Les eaux ménagères

1.2. Variations des débits rejetés - Régime hydraulique

- 1.2.1. Variations des volumes journaliers
- 1.2.2. Variations au cours de la journée - Débit de pointe

1.3. Rejet des eaux usées dans le milieu naturel - Objectifs généraux de l'assainissement - Spécificité de l'assainissement individuel

- 1.3.1. Risques liés à la dissémination des eaux usées domestiques
- 1.3.2. Degré d'épuration préalable au rejet en surface
- 1.3.3. Degré d'épuration préalable à un rejet dans le sol

1.4. Etat actuel de l'assainissement individuel et perspectives d'avenir

- 1.4.1. Etat de l'assainissement individuel dans le canton d'AMFREVILLE LA CAMPAGNE
- 1.4.2. Les souhaits des usagers
- 1.4.3. La gestion collective des installations individuelles

2. Techniques de base pour l'assainissement individuel **Epuration par le sol** **Prétraitement avant rejet dans le sol**

2.1. Epuration des eaux usées par le sol

- 2.1.1. Elimination des matières oxydables
- 2.1.2. Elimination de l'azote
- 2.1.3. Devenir des autres composés gênants
- 2.1.4. Devenir des germes pathogènes
- 2.1.5. Pouvoir d'arrêt du sol, mouvement des bactéries et virus dans le sol

2.2. Prétraitement des effluents avant épandage

- 2.2.1. Principe de fonctionnement de la fosse septique
- 2.2.2. Dimensionnement et dispositions constructives de la fosse septique
- 2.2.3. Equipements annexes ou complémentaires de la fosse septique
- 2.2.4. Epuration aérobie - Microstations d'épuration

2.3. Autres procédés et voies de recherches

- 2.3.1. Fosses étanches
- 2.3.2. Toilettes chimiques
- 2.3.3. Toilettes à compost
- 2.3.4. Voies de recherches

3. Dimensionnement et mise en œuvre de l'épandage souterrain

3.1. Approche théorique de l'écoulement de l'eau dans le sol

- 3.1.1. Porosité et perméabilité d'un sol
- 3.1.2. Caractérisation de l'eau dans le sol : saturation et non saturation
- 3.1.3. Lois et paramètres des écoulements
- 3.1.4. Le colmatage

3.2. Approche pratique du dimensionnement de l'épandage souterrain

- 3.2.1. Critères qualitatifs du sol et du sous-sol
- 3.2.2. Evaluation de la perméabilité d'un sol - Test de percolation
- 3.2.3. Dimensionnement

3.3 Mise en œuvre de l'épandage souterrain

- 3.3.1. Réalisation des tranchées filtrantes
- 3.3.2. Précautions à prendre au cours de l'exécution des travaux
- 3.3.3. Restauration de la capacité d'infiltration d'un épandage colmaté

3.4. Dispositifs d'assainissement individuel pouvant remplacer l'épandage souterrain

- 3.4.1. Principaux cas pour lesquels un épandage souterrain ne peut être utilisé
- 3.4.2. Épandage drainé
- 3.4.3. Tertre d'infiltration
- 3.4.4. Filtre à sable
- 3.4.5. Filtre à sable à flux horizontal
- 3.4.6. Autres dispositifs de filtration
- 3.4.7. Puits d'infiltration

4. Limites techniques et économiques de l'assainissement individuel

4.1. Coût de l'assainissement individuel

- 4.1.1. Description et dimensionnement des filières
- 4.1.2. Coûts d'investissement
- 4.1.3. Coût de l'entretien et de la maintenance
- 4.1.4. Comparaison économique des filières proposées

4.2. Critères de choix entre l'assainissement collectif et l'assainissement individuel

- 4.2.1. Comparaison économique
- 4.2.2. Urbanisme et choix d'un mode d'assainissement
- 4.2.3. Protection du milieu naturel

4.3. Cartes d'aptitude des sols à l'assainissement individuel

- 4.3.1. Critères de base pour la définition de l'aptitude du sol
- 4.3.2. Echelles des cartes et mode d'utilisation

5. Extension des techniques de l'assainissement individuel à l'assainissement des lotissements isolés et des petites communautés

5.1. Caractéristiques des effluents

5.2. Protection du milieu récepteur

- 5.2.1. Le sol, milieu récepteur
- 5.2.2. Rejet dans les eaux douces de surface
- 5.2.3. Rejet en mer

5.3. Procédés d'épuration applicables aux petites collectivités

- 5.3.1. Fosses septiques et décanteurs digesteurs
- 5.3.2. Epuration biologique de type extensif
- 5.3.3. Epuration biologique de type intensif

6. Elimination des matières de vidange

6.1. Caractérisation des matières de vidange - Intérêt agricole

- 6.1.1. Caractéristiques des matières de vidange
- 6.1.2. Utilisation agricole des matières de vidange

6.2. Traitement centralisé des matières de vidange

- 6.2.1. Objectifs du traitement des matières de vidange
- 6.2.2. Elimination des odeurs
- 6.2.3. Déshydratation des matières de vidange
- 6.2.4. Epuration du liquide interstitiel
- 6.2.5. Filières type de traitement de matières de vidange
- 6.2.6. Admission des matières de vidange dans les stations d'épuration par mélange avec l'effluent brut

6.3. Organisation de l'élimination des matières de vidange - Schémas départementaux

Conclusions

Bibliographie

Liste des figures

- | | |
|--|---|
| 1 - Consommation d'eau journalière par poste | 38 - Drains d'infiltration |
| 2 - Variations saisonnières de consommations d'eau dans un immeuble | 39 - Epandage en terrain en pente |
| 3 - Variations des consommations journalières au cours d'une semaine | 40 - Regard de répartition |
| 4 - Enregistrement des débits au cours d'une journée | 41 - Epandage souterrain en série parallèle |
| 5 - Les différentes fonctions épuratrices du sol | 42 - Lit d'infiltration |
| 6 - Cycle de l'azote | 43 - Godet de pelle aménagé |
| 7 - Elimination des coliformes fécaux dans un filtre à sable | 44 - Epandage drainé |
| 8 - Elimination des germes tests dans un sol sableux | 45 - Tertre d'infiltration |
| 9 - Rétention du virus poli dans une colonne de sable | 46 - Filtre à sable sans collecte |
| 10 - Schéma de principe d'une fosse septique | 47 - Filtre à sable avec collecte |
| 11 - Autre disposition de fosse septique | 48 - Mise en œuvre du filtre à sable |
| 12 - Utilisation de deux fosses en série | 49 - Filtre à sable horizontal |
| 13 - Effet du cloisonnement sur la qualité de l'effluent | 50 - Puits d'infiltration |
| 14 - Dispositions des cloisons siphoides | 51 - Fosse septique pour collectivité |
| 15 - Assainissement d'une maison - ventilation | 52 - Décanteurs digesteurs |
| 16 - Installation d'un dégraisseur conseil du SNPEAI | 53 - Lagune naturelle à microphytes |
| 17 - Préfiltre de protection de l'épandage | 54 - Lagune à macrophytes |
| 18 - Microstation d'épuration | 55 - Lagune à macrophytes simplifiée |
| 19 - Toilettes à compost | 56 - Lagune aérée |
| 20 - Triangle des textures | 57 - Epandage et lagunage combinés |
| 21 à 33 - Approche théorique de l'infiltration | 58 - Boues activées en aération prolongée |
| 34 - Mise en œuvre du test de percolation | 59 - Lit bactérien à faible charge |
| 35 - Tarière | 60 - Déshydratation des matières de vidange par camion |
| 36 - Mise en œuvre de l'épandage (principe) | 61 - Procédé calco-carbonique |
| 37 - Tranchée d'infiltration | 62 - Traitement des matières de vidange sur un site de décharge |

Avertissement

Ce document, rédigé par l'Agence de Bassin «Loire-Bretagne», s'inscrit dans le cadre d'une étude inter-Agences concernant l'assainissement des petites collectivités.

Il tente de rassembler les principaux éléments techniques se rapportant à ce mode d'assainissement, à la fois très largement utilisé et souvent mal connu qu'est l'assainissement individuel. Il a pour seule ambition d'être un outil - parmi d'autres - destiné aux techniciens publics ou privés qui ont la charge de concevoir et de mettre en œuvre les équipements d'assainissement individuel, tout en leur permettant également de conseiller les Maires des petites communes pour le choix de la politique à suivre en matière d'assainissement.

Il a fait l'objet de plusieurs documents provisoires qui ont été soumis à une large concertation auprès des techniciens, tant du secteur privé que des administrations. Il a ainsi bénéficié de très nombreux avis et remarques concernant le fond et la forme venant en particulier des ingénieurs des différentes agences du bassin et des ingénieurs sanitaires des Directions Départementales de l'action sanitaire et sociale, dont l'expérience et la connaissance du terrain se sont révélées précieuses.

Il s'appuie sur :

- une étude bibliographique reposant essentiellement sur des publications américaines : Etats-Unis et Canada, pays dans lesquels l'assainissement individuel a fait l'objet de nombreuses études récentes ;

- d'éléments scientifiques recueillis auprès de l'Institut National de la Recherche Agronomique de Dijon, pour ce qui concerne l'épuration par le sol et du Bureau d'Etudes Burgéap pour les aspects fondamentaux de l'infiltration dans le sol ;

- l'expérience des services d'hygiène de plusieurs directions départementales de la Santé et du centre technique, du Génie rural des eaux et des forêts division pêche et pisciculture du ministère de l'Agriculture, et de l'Agence «Seine-Normandie» (étude d'AMFREVILLE LA CAMPAGNE).

En dépit de leur importance, les aspects réglementaires ne sont pas abordés dans ce document. En effet, la réglementation relative à l'assainissement individuel est en cours de réaménagement et certaines dispositions ne sont pas encore définitivement arrêtées. Au delà de la description des procédés les plus classiques et de leur dimensionnement souhaitable, qui n'occupent d'ailleurs qu'une place limitée dans ce texte et ne sauraient être considérés comme une anticipation de la nouvelle réglementation sanitaire, l'objectif principal de ce document est de proposer une approche technique des problèmes posés par l'assainissement individuel. Elle pourra être utilisée dans l'application rationnelle des textes réglementaires à venir, nécessairement plus concis et moins didactiques.

Introduction

Au cours des deux dernières décennies, de nombreuses réalisations ont concrétisé l'effort entrepris dans le domaine de l'assainissement. A la différence des pays en développement, pour lesquels les maladies liées à l'absence d'assainissement et au manque d'eau potable restent parmi les principales causes de morbidité et de mortalité, il semble que dans les pays industrialisés, comme la France, l'assainissement des collectivités soit davantage associé aux notions de confort des usagers et de protection du milieu naturel qu'à celle de protection de la santé. Aussi, l'image de l'assainissement coïncide-t-elle pour le public, mais aussi pour les responsables techniques de l'aménagement urbain et rural, avec celle du réseau de collecte et de la station d'épuration. Cet équipement dont le terme populaire de «tout à l'égout» traduit bien le transfert de responsabilité de l'individu vers la collectivité a pu apparaître comme la seule technique moderne de l'assainissement, sa généralisation à l'ensemble de la population n'étant qu'une question de temps et de disponibilités financières.

Pour les zones urbaines à forte densité, cette technique de l'assainissement collectif a fait la preuve de son efficacité et même si dans certains cas tous les problèmes posés par la concentration en un point de rejet n'apparaissent pas parfaitement résolus par les stations d'épuration, elle reste la seule solution acceptable. De plus, et bien que les investissements consacrés à la mise en œuvre et l'exploitation des systèmes d'assainissements collectifs représentent une lourde charge pour les budgets municipaux, leur coût rapporté à l'utilisateur desservi apparaît modéré, en regard du service rendu.

Par contre, il n'en est pas toujours de même lorsque l'assainissement collectif est appliqué à de petites agglomérations rurales ou périurbaines. En effet, ce coût s'élève rapidement lorsque la densité de l'habitat diminue. Malgré les aides financières publiques parfois importantes dont bénéficient les réalisations de ces équipements, les coûts résiduels restent encore trop élevés pour être supportés par les seuls usagers. Le recours à des financements publics ne dispense pas du souci de l'économie et de l'efficacité. La démarche consiste à rechercher les adaptations susceptibles de diminuer le coût de l'assainissement collectif et à définir les conditions dans lesquelles l'assainissement individuel peut rendre le même service aux usagers avec des coûts globaux moins élevés.

Contrairement à celle de l'assainissement collectif, l'image de l'assainissement individuel ne lui est pas très favorable. Mal connu, voire ignoré des techniciens et des élus, l'assainissement individuel apparaît comme un palliatif temporaire, une technique médiocre imposée provisoirement par des contraintes financières dont on espère qu'elles seront rapidement surmontées. Il n'en reste pas moins qu'en 1980, 30 à 50 % des eaux usées d'origine domestique sont traitées et

restituées au milieu naturel par un dispositif d'assainissement individuel et au moins 200 000 nouveaux dispositifs sont installés chaque année. Ce niveau d'équipements individuels n'est pas spécifique à la France, puisqu'aux Etats-Unis, on estimait qu'en 1970, 19,5 millions d'habitations, soit 30 % des logements utilisaient l'assainissement individuel.

Depuis quelques années, l'assainissement individuel a fait l'objet de nombreuses études. Il existe une documentation importante permettant d'analyser les problèmes que posent sa réalisation et son exploitation et de leur apporter des solutions acceptables. La démarche suivie pour cette analyse, dans ce document a consisté à tenter de répondre aux questions suivantes :

- Comment se posent globalement les problèmes techniques de l'assainissement individuel ? Peut-on caractériser les eaux usées qu'il reçoit et les objectifs qui lui sont assignés ?
- Le milieu récepteur concerné par les rejets de l'assainissement individuel étant généralement le sol, quel est son pouvoir auto-épurateur ? Quel est le degré d'épuration préalable impliqué par ce mode de rejet ? Quelles sont les technologies qui permettent de l'obtenir ?
- La pérennité du fonctionnement d'un dispositif d'assainissement individuel apparaît très dépendante des conditions d'écoulement de l'eau dans le sol. Quels sont les phénomènes qui régissent l'infiltration ? Quelles en sont les interprétations utilisables pour le dimensionnement et la mise en œuvre de l'épandage souterrain ? Quels procédés peut-on substituer à l'épandage souterrain lorsque le sol ne peut être utilisé en l'état ?
- Quel est le coût de l'assainissement individuel ? Peut-on établir des comparaisons avec l'assainissement collectif ? Des cartes d'aptitude des sols peuvent-elles participer à la maîtrise de l'assainissement individuel ?
- Peut-on étendre les techniques d'assainissement individuel à l'épuration des eaux usées des petites communautés, telles que les écoles, campings ?...
- Quels sont les traitements et la destination finale des boues et des matières de vidange qui sont les sous-produits résiduels de l'assainissement individuel ?

1. Les eaux usées domestiques - Objectifs de l'assainissement individuel.

Les eaux usées domestiques ont fait l'objet de plusieurs études récentes destinées à en préciser l'origine et la composition. Ces études, dont les résultats sont actuellement disponibles, ont été réalisées en Suède (1), aux Etats-Unis, (2).(3).(4) et plus récemment en France (5).(6).(7). Elles apportent des renseignements suffisamment précis pour être utilisés dans la conception et le dimensionnement des dispositifs d'assainissement.

On peut ainsi apprécier convenablement les volumes et la composition des eaux usées et prévoir leur évolution probable dans les prochaines années. Bien que les consommations d'eaux domestiques apparaissent significativement plus faibles en France, on peut en effet penser qu'une évolution rapide conduira à des volumes proches de ceux constatés en Suède ou aux Etats-Unis.

Une attention particulière doit être portée aux notions de débit et de régime hydraulique, paramètres essentiels de dimensionnement des équipements d'épuration.

Par ailleurs, il faut souligner que les objectifs de l'assainissement individuel sont sensiblement différents de ceux de l'assainissement collectif. Enfin, l'assainissement individuel pourrait faire l'objet d'une prise en charge partielle par la collectivité. Des études et des expérimentations sont actuellement menées en ce sens et certains résultats sont déjà connus.

1.1. Origine et composition des eaux usées domestiques

Au niveau d'une habitation unifamiliale, les points d'utilisation de l'eau potable qui sont à l'origine des eaux usées peuvent se définir de la manière suivante :

- les eaux vannes issues des W.C. ;
- les eaux ménagères qui présentent l'ensemble des autres rejets.

1.1.1. Les eaux vannes

Jusqu'à une date récente, l'assainissement individuel a surtout concerné le traitement des eaux vannes considérées comme les plus dangereuses.

Leur volume, directement lié à l'utilisation des chasses d'eau, dépend donc de la capacité de ces chasses et du nombre d'utilisations, lui-même sous la dépendance du mode et de la durée d'occupation des logements. Ceci explique sans doute la variabilité relativement grande constatée dans les résultats des études ayant pour but de caractériser ces effluents. En France, où la capacité des chasses d'eau est comprise entre

8 et 10 l, ces eaux vannes représentent généralement un volume journalier de 15 à 25 l par usager. Les valeurs citées par Alsson (1) sont nettement supérieures et dépassent 50 l par habitant. Les valeurs relevées aux Etats-Unis (2) (35 l) s'expliquent par une capacité des chasses d'eau de 16 à 20 l.

La composition moyenne des eaux vannes établie au cours de l'étude du Plan Construction par le Cersoaf (6) fait apparaître les concentrations suivantes :

DB05 : 600 mg/l
 DCO : 1 150 mg/l
 MES : 400 mg/l
 N-NH4 : 175 mg/l

Rapportées à un volume de 15 à 25 l, ces valeurs conduisent à des charges journalières par usager de :

DB05 : 9 à 15g
 MES : 6 à 10 g
 N-NH4 : 2,6 à 4,5 g

Ces données sont comparables à celles des études réalisées aux Etats-Unis (2) :

composition des eaux vannes

Paramètres	Etudes réalisées par			
	Ligman 1972	Laak 1975	Bennett 1975	Siegrist 1976
DB05 g/us/j	23,6	23,5	6,9	10,7
MES g/us/j	30,9		36,5	12,5
Azote total g/us/j	16,8	14,5	5,2	4,14
Phosphore total g/us/j	1,36	2,11		0,55

La disparité de ces valeurs tient en partie aux conditions d'occupation des logements étudiés et aussi très certainement aux difficultés d'échantillonnage de ces effluents.

Il semble cependant que l'on puisse s'en tenir aux valeurs moyennes suivantes :

DB05 : 12 à 15 g par usager et par jour
MES : 10 à 20 g par usager et par jour
N-NTK : 5 à 10 g par usager et par jour

Au plan du risque sanitaire, ces eaux présentent une charge bactériologique très élevée constituée par les germes de la flore intestinale. Cette charge s'évalue classiquement en fonction du dénombrement des germes-tests de contamination fécale, tels que les coliformes fécaux. Leur nombre peut atteindre 10^{10} , soit 10 milliards dans 100 ml d'eau vane.

Rappelons que l'évaluation du risque sanitaire fait appel à des notions complexes et est liée aux risques de contact direct ou indirect des individus avec des microorganismes pathogènes que l'on classe généralement en trois groupes : les parasites, les bactéries et les virus. Ces germes pathogènes, qui ne représentent qu'une infime fraction de la flore intestinale retrouvée dans les eaux vannes, sont rarement recherchés, car leur isolement et leur identification font appel à des techniques longues et coûteuses. Aussi évalue-t-on la salubrité d'un milieu en fonction de la présence plus ou moins massive de bactéries appelées germes-tests de contamination fécale. Ces germes, plus facilement identifiables et dénombrables, ont une origine intestinale identique à celle des germes pathogènes, mais ne sont généralement pas dangereux par eux-mêmes.

1.1.2. Les eaux ménagères

Elles représentent l'ensemble des eaux usées autres que les eaux vannes et sont principalement constituées par :

- les eaux de bains et douches ;
- les eaux de cuisines et plus particulièrement celles rejetées par les lave-vaisselles ;

- les eaux issues des machines à laver le linge ;
- les eaux issues des autres points d'utilisation : évier, lavabos, bidets...

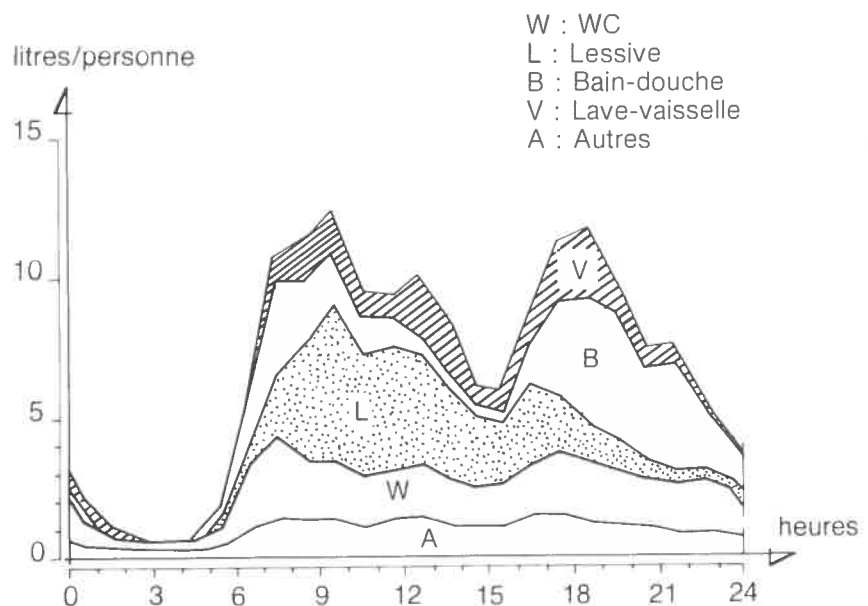
L'étude réalisée par le CERSOAF (6) fait apparaître des variations importantes sur les quantités d'eaux ménagères. Elles sont très logiquement liées aux équipements sanitaires et ménagers des logements étudiés et au niveau de vie de leurs occupants (standing).

La consommation en eau d'une famille n'est pas strictement proportionnelle au nombre d'usagers. Les volumes d'eau utilisés par des équipements ménagers tels que les machines à laver le linge ou la vaisselle sont pratiquement proportionnels à leur fréquence d'utilisation qui ne dépend pas seulement du nombre d'individus desservis. Les valeurs extrêmes relevées dans cette étude (6) vont de 14,4 l pour une personne âgée vivant seule, pratiquement sans équipement sanitaire et ménager moderne, à 110 l par usager pour une famille de 7 personnes au standing très élevé, en passant par des valeurs de 60 l pour des familles de 4 personnes au standing moyen.

Le tableau suivant et la figure 1 montrent la répartition de la production des eaux ménagères en différents postes.

Production des eaux ménagères par poste									
Références	Lessive		Cuisine lave-vaisselle		Bain		Autres robinets		Total
	l/j	%	l/j	%	l/j	%	l/j	%	l/j
Etude Cersoaf haut standing (6)	38	35	13	12	30	27	29	26	110
Siegrist 1976 (2)	40	31	18	14	38	30	31	25	127
Laak 1975 (2)	28	34	14	17	45	40	8	9	83
Ligman 1972 (2)	32	32	17	17	45	44	7	7	101
Bennett 1975 (2)	45	40	27	24	41	36			113
Cersoaf 1978 (7)	25	29	32	37	30	34			87

Fig. 1 REPARTITION DES CONSOMMATIONS D'EAU PAR POSTE AU COURS D'UNE JOURNEE



D'après l'étude de Siegrist, (2) la composition des eaux vannes et celle des eaux ménagères s'établissent de la manière suivante :

Composition des eaux usées domestiques

	Eaux vannes g/us/j	Eau vaisselle g/us/j	Robinet et évier g/us/j	Lavage linge g/us/j	Salle de bains g/us/j	TOTAL g/us/j
DB05 effluent total	10,72	12,6	8,34	14,8	3,09	49,55
DB05 effluent filtré	6,32	7,84	4,58	9,8	1,9	30,44
MES	12,52	5,27	4,11	11	2,26	35,16
MVS	10,21	4,46	3,84	6,5	1,58	28,60
Azote total N	4,14	0,49	0,42	0,75	0,31	6,09
N-NH3 en N	1,11	0,05	0,032	0,03	0,04	1,26
Phosphore total en N	0,55	0,82	0,42	2,15	0,04	4
Orthophosphate en P	0,31	0,38	0,18	0,55	0,02	1,44
Température °C	18°C	38°C	27°C	32°C	29°C	

Il apparait ainsi que pour un haut standing français, les consommations d'eau sont proches de celles citées par les études américaines, la différence entre les consommations globales provenant pour une grande part des volumes d'eaux vannes très supérieurs.

Une étude séquentielle des variations des rejets journaliers d'eaux usées au niveau d'une habitation individuelle a été publiée par Rambaud et coll. en 1977 (5). Pour une famille de cinq personnes, les résultats peuvent se résumer de la manière suivante :

Variations journalières des volumes et des Caractéristiques des eaux usées (d'après Rambaud)

	Volume rejeté/us	DB05 g/us	DCO g/us	MES g/us	MVS g/us	N-NTK g/us	P04 g/us
Vendredi	124	42	99	41	30	9	2,5
Samedi	80	39	86	26	21	8	2,6
Dimanche	150	35	95	54	41	12	9
Lundi	64	34	63	28	22	11	2
Mardi	90	39	76	28	21	8	2
Mercredi	150	45	87	67	52	9	2,1
Jeudi	96	42	91	26	20	11	2,1
Vendredi	90	30	56	30	23	9	1,5
Samedi	134	62	111	46	34	9	3,5
Dimanche	107	40	75	33		10	2,4
Moyenne	108	40	75	38	29	9	3

Enfin, l'étude de Siegrist (8) apporte quelques renseignements concernant la charge bactériologique des eaux de bains et de lavage du linge.

Germes dénombrés dans les eaux ménagères						
	Streptocoques fécaux			Coliformes fécaux		
	Nombre d'analyses	Nb de germes dans 100 ml	Moyenne géométr. /100 ml	Nombre d'analyses	Nb de germes dans 100 ml	Moyenne géométr. 100 ml
Bains ou douches	13	1 à 70 000	4	11	1 à 2 500	220
Lavage du	15	1 à 1,3 10 ⁶	210	13	9 à 1,6 10 ⁴	1,4 10 ³

Ces valeurs sont confirmées par les résultats de l'étude du CERSOAF (7) et ceux d'Alsson (1) cités dans cette étude.

Composition bactériologique des eaux ménagères				
	Etude plan construction 1978 Cersoaf (7)		Etude ALSSON (2)	
	Coliformes totaux pour 100 ml	Coliformes fécaux pour 100 ml	Coliformes totaux pour 100 ml	Coliformes fécaux pour 100 ml
Cuisine	55 x 10 ⁸	77 x 10 ⁶	25 x 10 ⁶	47 x 10 ⁶
Salle de bain	97 x 10 ⁴	94 x 10 ²	16 x 10 ⁶	27 x 10 ⁴

On peut expliquer les fortes concentrations en germes tests dans les eaux de cuisine et les eaux de lavage de linge par la richesse organique de ces eaux qui peut favoriser une prolifération de ces germes.

Malgré quelques divergences, les valeurs citées par ces différentes études semblent suffisamment cohérentes pour qu'on puisse en tirer les valeurs moyennes et les interpréter. Le volume rejeté par une famille au niveau de vie élevé peut atteindre en France 130 l par usager et par jour. Il semble donc qu'un volume de 150 l par jour et par usager constitue une valeur maximum qui peut servir de base pour le dimensionnement des équipements individuels en tenant compte d'un coefficient de sécurité.

Les eaux vannes ne représentent qu'une fraction comprise entre 15 et 25 % du volume total des eaux usées, tant en volume qu'en charge organique exprimée en demande biologique en oxygène (DB05) et en matières en suspension.

Les eaux ménagères contiennent des germes-tests de contamination fécale en nombre important. On peut cependant penser que ces contaminations ne traduisent pas un niveau de risque sanitaire identique et que celui dû aux eaux vannes reste largement prépondérant.

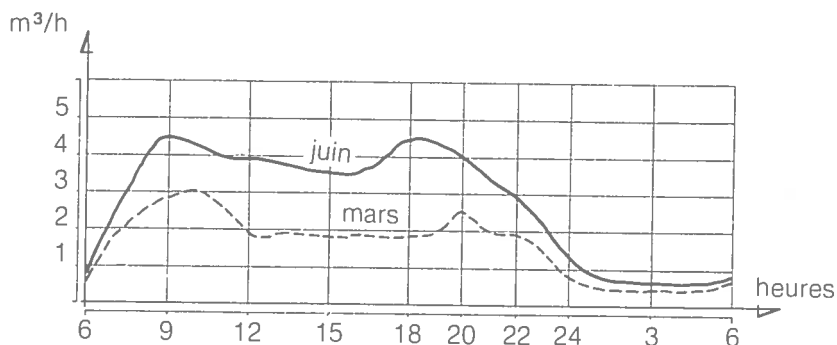
1.2. Variations des débits rejetés - Régime hydraulique

1.2.1. Variations des volumes journaliers

Le régime hydraulique qui rend compte du rythme d'arrivée des eaux usées dans un dispositif de traitement constitue un des paramètres essentiels de dimensionnement de ce dispositif. Les résultats des études précédemment citées permettent d'appréhender les variations de débits dans le temps et d'en retenir les plus significatives.

Les courbes de débit horaire établies sur un même groupe de logements en mars et en juin montrent une différence assez sensible des consommations d'eau en fonction des saisons. L'augmentation de consommation entre l'été et l'hiver ne dépasse cependant pas 50 %. (Fig. 2)

Fig. 2 VARIATIONS SAISONNIERES DES CONSOMMATIONS D'EAU DANS UN IMMEUBLE

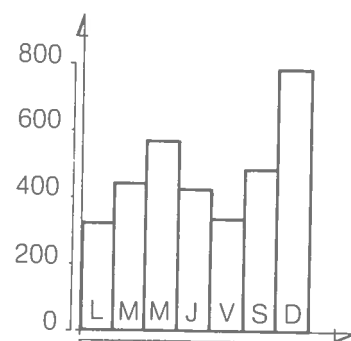


Il semble par contre que les variations au cours d'une même semaine puissent dépasser 100 %, ainsi qu'on peut le voir sur le tableau suivant :

Variations du volume des eaux usées au cours de la semaine							
Jour de la semaine	Volume journal.	Eaux vannes	Robinet	Lave vaisselle	Lave linge	Bains douches	Charge org.DB05 (g/us/j)
Mardi	1 076	129	87	100	610	150	78,3
Mercredi	714	150	293		221	50	32,6
Jeudi	849	60	175	91	208	315	46,6
Vendredi	764	130	173	161	0	300	43,6
Samedi	780	100	260	100	120	200	48,9
Dimanche	626	120	106	100	0	300	19,3
Lundi	1 441	150	325	150	434	150	78,7
Moyenne	893	120	202	93	270	209	
Moy/usager	128	17	29	13	39	30	49,7

Pour une famille de 5 personnes, les résultats de l'étude de Rambaud (5) se traduisent par la figure 3.

Fig. 3
VARIATIONS DES CONSOMMATIONS JOURNALIERES AU COURS D'UNE SEMAINE



1.2.2. Variations au cours de la journée - Débit de pointe

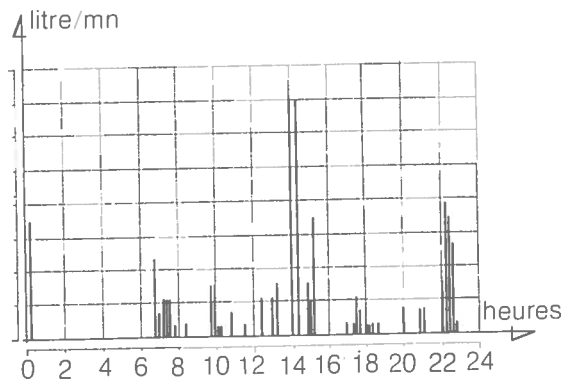
La définition de la notion de débit, qui implique le choix d'une unité de temps, présente une difficulté certaine en raison de la discontinuité des rejets et l'absence de capacité tampon entre les points de production de l'effluent et le site de traitement.

Le débit horaire au niveau d'une installation individuelle n'a pas de signification pratique. En effet, les temps de rejets d'eau sont très courts comme en témoigne le graphique de la figure 4 enregistrant la consommation d'eau et qui se traduit par des volumes consommés maxima de :

- 18,9 l en 1 mn
- 75,7 l en 4 mn
- 98,5 l en 15 mn
- 243 l en 1 h.

Fig. 4

ENREGISTREMENT
DES DEBITS
INSTANTANES
AU COURS
D'UNE JOURNEE



Rambaud (5) fait état d'un rejet de 600 l en 2 heures et de 350 l en 1 heure.

Ces débits de pointe mesurés à la consommation sont encore aggravés au niveau des rejets puisque des débits instantanés de 0,83 l par seconde ont été mesurés au cours de l'étude du Cersoaf (7).

Enfin, les volumes et débits qui servent de base (10) à la conception des équipements sanitaires sont les suivants :

Débit de vidange des équipements sanitaires		
	Volume (en l)	Débit de vidange (en l/s)
Baignoire	120	1,5
Lavabo	10	0,75
Bidet	10	0,5
Evier	30	0,75
W.C.	10	1,5

Les dispositifs d'assainissement individuel, et notamment ceux qui devront assurer la décantation des effluents, devront donc pouvoir admettre **des débits de pointe d'au moins 1,5 l par seconde**.

En résumé, les caractéristiques des eaux usées issues d'une habitation unifamiliale peuvent s'exprimer de la manière suivante :

Caractéristiques des eaux usées domestiques par usager et par jour	
Volume journalier maximum en litres	100 à 150, dont 30 d'eaux vannes
Matières oxydables exprimées en g de DB05	50, dont 10 à 15 pour les eaux vannes
Matières en suspension totale en g	35 à 50
Matières volatiles en suspension en g	30 à 40, soit 80 % des MES
Azote total en g	10 - 13
Phosphore total en g	4
Débit de pointe maximum en l/s	1,5
Charge bactériologique CF/100 ml	10 ⁸ à 10 ¹⁰

Pour l'interprétation de ces chiffres, on retiendra que pour un logement unifamilial, la quantité d'effluents rejetés dépasse rarement 500 l par jour. Les eaux vannes ne représentent que 20 à 30 % de ce volume.

Les concentrations en DC0, DB05, MES des eaux vannes et des eaux ménagères sont très proches et par conséquent la charge organique des eaux ménagères représente 70 à 80 % de la charge totale des effluents domestiques.

Les risques sanitaires liés à la présence de germes pathogènes dans les eaux usées concernent essentiellement les eaux vannes, mais n'excluent pas les eaux ménagères.

Le régime hydraulique des rejets se traduit par des pointes de débits très brèves, mais aussi très élevées.

Ces valeurs diffèrent significativement de celles des effluents urbains observées à l'entrée des stations d'épuration. En effet, ces effluents prennent en compte, en plus des rejets strictement domestiques, ceux des lieux publics, des petits établissements industriels : les restaurants, cantines, établissements scolaires, ainsi que les nettoyages de rues, etc...

1.3. Rejet des eaux usées dans le milieu naturel - Objectifs généraux de l'assainissement - Spécificité de l'assainissement individuel

L'assainissement a pour objectif principal la protection des individus contre les risques sanitaires que comporte la dissémination des eaux usées. Il doit également permettre d'éliminer les nuisances relatives à la stagnation des eaux plus ou moins chargées en matières organiques, qui se traduisent par une détérioration de la qualité esthétique du milieu naturel et parfois par des émanations de mauvaises odeurs. Enfin, il doit éviter la dégradation des ressources en eau et plus globalement, il ne doit pas entraîner une limitation des usages légitimes auxquels peut donner lieu le milieu naturel.

Ces objectifs peuvent être atteints soit par l'assainissement collectif, soit par l'assainissement individuel ; **l'option assainissement individuel se caractérise principalement par :**

- **la proximité immédiate du point de rejet des eaux usées par rapport aux habitations**, alors que l'assainissement collectif implique toujours leur éloignement par un réseau d'égouts ;

- **les faibles quantités en volume et en masse** qui se chiffrent en litres ou en grammes par jour ;

- **le caractère strictement privé des équipements** mis en œuvre qui laisse aux usagers l'entière responsabilité des conséquences qu'ils peuvent avoir le rejet de leurs eaux usées, tandis que la plus grande part de cette responsabilité est transférée à la collectivité dans le cas d'un assainissement collectif.

La prise en compte de ces caractéristiques conduit à une analyse spécifique des problèmes posés par l'assainissement individuel vis-à-vis du milieu naturel. On examinera donc les risques encourus du fait de la dissémination des eaux usées et les contraintes qu'implique la nécessité de limiter ces risques selon que le rejet s'effectue en surface ou dans le sol.

L'assainissement individuel ne concerne pas l'évacuation des eaux de ruissellement qui devront trouver un exutoire naturel par des caniveaux ou des fossés.

1.3.1. Risques liés à la dissémination des eaux usées domestiques

Le rejet d'une eau usée non traitée risque de provoquer ce qu'on appelle couramment une pollution. Ce terme très global recouvre de nombreux phénomènes, dont les conséquences sont très différentes selon les milieux récepteurs concernés et les usages auxquels ils donnent lieu. On peut préciser les principaux risques que peuvent entraîner ces rejets dans le cas d'un assainissement individuel :

- risque sanitaire de contamination directe ou indirecte,
- risque lié à la perturbation de l'équilibre écologique,
- risque de nuisance esthétique et d'émanations d'odeurs.

Dans les pays en voie de développement, les maladies provoquées par la contamination du milieu naturel par les matières fécales sont une des principales causes de morbidité générale et de mortalité infantile. Dans les pays à haut niveau de vie, dans lesquels la population bénéficie d'une protection sanitaire plus élevée, l'incidence de cette contamination est beaucoup plus discrète. Elle peut cependant se manifester sous la forme d'épidémies localisées de typhoïdes ou d'intoxications alimentaires, qui affectent plus souvent des populations saisonnières, dans les zones touristiques par exemple. Ces risques de contact direct sont très limités avec l'assainissement collectif qui éloigne les eaux usées des lieux habités. Pour l'assainissement individuel, les techniques utilisées doivent éliminer les germes participant à cette contamination ou éviter leur propagation en des lieux accessibles où pourraient s'établir des contacts directs ou indirects entre les eaux usées et les individus.

La contamination indirecte est apportée par les aliments et le plus souvent par les eaux de boisson. Pour limiter ce risque, il est nécessaire de bien maîtriser la destination des eaux usées, afin de s'assurer qu'elles n'entrent pas en contact avec les eaux utilisées pour la consommation humaine. En France, l'adduction d'eau potable dessert la quasi-totalité de la population et les ressources auxquelles elle fait appel sont généralement bien protégées contre les risques de contamination. Cependant, en milieu rural notamment, de nombreux puits particuliers sont encore utilisés. Ces puits, souvent peu profonds, sont particulièrement exposés aux infiltrations d'eaux souillées.

La perturbation de l'équilibre écologique d'un milieu naturel se traduit par une modification sensible de la faune et de la flore naturelles de ce milieu. Elle peut être la conséquence des rejets d'eaux usées. Dans le cas d'un rejet dans les eaux douces, l'apport supplémentaire de matières organiques dû aux eaux usées induit un développement de la flore microbienne qui se fait aux dépens des autres formes de vie. Lorsque ces apports deviennent plus importants, l'oxygène dissous du milieu aquatique se raréfie. On sait, en effet, que les matières organiques contenues dans un effluent donnent lieu à un développement important des microorganismes qui s'en nourrissent. Ces microorganismes utilisent l'oxygène dissous du milieu récepteur, oxygène qui n'est plus alors disponible pour la faune naturelle de ce milieu.

Il faut également noter que certains composés contenus dans les eaux usées ou le produit de leur dégradation peuvent être nocifs pour la faune et la flore du milieu récepteur. Ainsi, l'azote organique et surtout l'azote ammoniacal peuvent, à des doses très faibles, modifier très significativement l'équilibre d'un milieu aquatique et entraîner la disparition de certaines espèces de poissons.

Les nuisances esthétiques sont le fait des accumulations et des stagnations d'eaux usées. Elles s'accompagnent pendant les saisons chaudes de dégagements d'odeurs nauséabondes provenant de la fermentation des matières organiques. Ces nuisances, bien qu'intrinsèquement peu dangereuses, sont en général les manifestations les plus évidentes et les moins bien supportées des rejets incontrôlés d'effluents. Elles peuvent s'accompagner d'un risque sanitaire non négligeable.

Un dispositif d'assainissement individuel n'est acceptable que dans la mesure où il élimine convenablement ces différents risques très brièvement évoqués. Les milieux concernés par le rejet d'un assainissement individuel peuvent se classer en deux groupes :

- les rejets en surface ;
- les rejets dans le sol, pour lesquels les degrés d'épuration indispensables avant rejet doivent être sensiblement différents.

1.3.2. Degré d'épuration préalable au rejet en surface

Le facteur de dilution constitue un des paramètres essentiels de la définition du degré d'épuration préalable au rejet. Dans le cas d'un rejet sans dilution, le degré d'épuration qui doit être atteint de manière fiable par le dispositif d'assainissement est nécessairement très élevé. Il faut en particulier que les risques de présence de germes pathogènes dans les eaux soient pratiquement nuls. **Un objectif aussi élevé implique, dans l'état actuel des techniques, la mise en œuvre d'un procédé de filtration lente conduisant à une élimination quasi-complète des matières organiques carbonées et des matières en suspension.**

Lorsqu'une dilution est disponible, elle est également le plus souvent très conséquente, en raison des faibles volumes journaliers d'eaux usées provenant de l'assainissement individuel. Les objectifs du traitement peuvent être alors plus limités, à condition toutefois que le milieu récepteur ne puisse donner lieu à un usage de baignade ou de conchyliculture. Dans ce dernier cas, en effet, la dilution n'est jamais suffisante pour éliminer le risque sanitaire, car les coquillages concentrent les germes en filtrant l'eau dans laquelle ils baignent.

Il arrive parfois que les rejets d'assainissement puissent aboutir à un cours d'eau par l'intermédiaire d'une canalisation enterrée destinée en principe à l'évacuation des eaux pluviales. Ce mode de rejet ne peut être acceptable que dans la mesure où il peut être maîtrisé. Il implique donc que les branchements individuels sur le collecteur ne soient pas réalisés de manière anarchique. Le degré d'épuration préalable à ces raccordements doit être défini en fonction du milieu récepteur concerné et de ses usages, ainsi que du nombre d'usagers pouvant être desservis par ce système. Il doit en outre pouvoir être contrôlé par les autorités sanitaires qui en ont autorisé l'utilisation. On doit enfin tenir compte des risques de corrosion des collecteurs et du risque d'odeurs provenant des bouches d'égoûts en période de temps sec. Le degré d'épuration préalable peut varier, en fonction de ces critères, de la simple élimination des matières décantables à l'oxydation des matières organiques biodégradables.

1.3.3. Degré d'épuration préalable à un rejet dans le sol

Le rejet dans le sol permet de résoudre la plupart des problèmes posés par l'élimination des eaux usées issues d'un assainissement individuel.

En effet, la plupart des éléments contenus dans les eaux usées domestiques et pouvant entraîner une pollution des eaux sont assimilés sans difficulté par le sol. **Ainsi, la matière organique ne constitue pas, pour le sol, une pollution.** Les usages du sol récepteur ne sont pas diminués mais parfois au contraire accrus par un apport d'éléments organiques. **Cependant, le sol ne constitue le plus souvent qu'un milieu transitoire** et on doit alors se préoccuper de la qualité des eaux qui le traversent et rejoignent ensuite, en s'infiltrant, les nappes d'eaux souterraines.

Il faut souligner que l'élimination des eaux usées à l'intérieur de la propriété de celui qui les a émises est le seul mode de rejet totalement compatible avec le caractère strictement privé de l'assainissement individuel. En effet, si le droit français prévoit le transfert des eaux naturelles d'un tiers amont sur un tiers aval, il n'autorise pas qu'on y ajoute les eaux collectées par les toitures et, à plus forte raison, les eaux usées. Dans le même ordre d'idées, le rejet sur la voie publique dans le fossé d'une route par exemple, implique l'acceptation de l'autorité responsable de la gestion de cette voie publique, qui devient ainsi partiellement responsable des conséquences néfastes que peuvent avoir ces eaux usées sur le milieu récepteur.

En isolant radicalement les eaux usées, le rejet dans le sol supprime tous les risques de nuisances esthétiques ou d'odeurs, ainsi que les risques sanitaires de contamination directe. Par contre, il n'en est pas de même pour les risques de contamination indirecte par l'intermédiaire de l'eau de boisson. En effet, les ressources en eau potable font souvent appel aux eaux souterraines, notamment dans les zones d'habitat dispersé ne bénéficiant pas de distribution publique.

Le sol ne peut donc en un même point être utilisé pour épurer les eaux usées et pour fournir de l'eau potable. L'utilisation du sol comme milieu récepteur implique donc que soient bien définies d'une part la destination finale des eaux infiltrées, et d'autre part leur évolution au cours de cette infiltration. Les phénomènes d'auto-épuration des eaux usées sont beaucoup plus rapides et beaucoup plus complets dans le sol que dans les eaux superficielles, mais ils sont moins bien connus et plus difficilement contrôlables. Nous verrons dans les chapitres suivants que l'utilisation de ces phénomènes n'implique qu'un prétraitement sommaire, limité généralement à l'élimination des matières en suspension.

1.4. Etat actuel de l'assainissement individuel et perspectives d'avenir

Actuellement, l'assainissement individuel est très souvent considéré comme un palliatif médiocre à l'assainissement collectif, à la fois par les techniciens et par les usagers. Cette appréciation négative est sans doute due en partie au constat du mauvais fonctionnement de nombreux dispositifs. Elle conduit au choix des dispositifs les moins coûteux qui présentent, par voie de conséquence, les plus grands risques de mauvais fonctionnement.

Une réhabilitation de l'assainissement individuel ne saurait à terme se limiter aux dispositifs nouveaux et il convient de prendre en compte les dispositifs existants, de les améliorer ou de les compléter, d'aborder les problèmes que posent l'entretien et la maintenance de ces ouvrages. Dans ce but, et dans le cadre d'une étude pilote réalisée en 1979 dans le canton d'Amfreville-la-Campagne (11) dans le département de l'EURE, l'Agence de Bassin «Seine-Normandie» apporte des éléments intéressants sur l'état actuel de l'assainissement individuel, les souhaits des usagers et propose de faciliter le bon fonctionnement de l'assainissement par une gestion collective.

1.4.1. Etat de l'assainissement individuel dans le canton d'Amfreville-la-Campagne

L'enquête a porté sur 205 logements représentant un échantillon pouvant se caractériser de la manière suivante :

- type de logement le plus représenté : F4 (3 chambres)
- nombre d'occupants par logement : 3,6 (moyenne)
- surface moyenne des terrains : 1 400 m²
- niveau et équipement
 - . 98 % des logements possèdent des WC intérieurs
 - . 94 % des logements possèdent une salle d'eau
- consommation moyenne 79 l/habitant/jour

Tous les dispositifs examinés sont établis en séparant les eaux vannes des eaux ménagères conformément à la réglementation en vigueur.

Sur le circuit des eaux ménagères, 25 % des équipements ne comportent pas de dégraisseur et lorsque cet ouvrage est mis en place, sa capacité est insuffisante dans 50 % des cas. Cette carence, à laquelle s'ajoute une absence d'entretien, est à l'origine du colmatage des dispositifs de dispersion (puits filtrants ou épandages souterrains).

Pour ce qui concerne les fosses septiques, 9 % des habitations sont dépourvues de tout dispositif, 70 % des fosses ont une capacité insuffisante et 88 % ne sont jamais vidangées.

L'élément épurateur n'est en place que dans 40 % des installations et est constitué pour 75 % des cas par un filtre à cheminement lent, dont l'insuffisance est évidente dans tous les cas.

Pour ce qui est de la dispersion, 16 % des rejets se font par des puisards atteignant le sous-sol de craie ou dans des fossés sans épuration préalable.

Les plateaux d'évapo-transpiration (7,3 % des cas) sont tous inefficaces et donnent lieu à des écoulements par les trop-pleins.

Les épandages souterrains sont utilisés dans 58 % des installations, mais sont très souvent mal conçus et sous-dimensionnés dans 52 % des cas. Les eaux des toitures sont parfois dirigées vers les épandages.

Il est très vraisemblable que l'échantillon étudié est bien représentatif de la situation actuelle de l'assainissement individuel en FRANCE.

1.4.2. Les souhaits des usagers

L'examen systématique des équipements d'assainissement individuel a permis de mener dans le même temps une enquête d'opinion et de motivation. Elle avait pour but de faire exprimer par les usagers leurs souhaits dans le domaine de l'assainissement, afin d'évaluer les difficultés auxquelles pourrait se heurter une action tendant à la réhabilitation de l'assainissement individuel.

Il est apparu clairement que pour l'utilisateur, l'assainissement collectif constitue le système de référence et que l'assainissement individuel ne peut être accepté sans réserve, que dans la mesure où il assure un service identique. Ce service se caractérise par la permanence de l'évacuation, l'absence d'odeur, l'absence de sujétion d'exploitation.

Les implications de ces souhaits très légitimes vont se traduire au niveau :

- de la restitution de l'eau dans le sol, qui représente le facteur limitant de l'évacuation ;

- de la qualité de l'installation des équipements et notamment des dispositifs de mise à l'atmosphère des fosses et des siphons disconnecteurs intérieurs aux habitations ;

- de l'organisation d'une structure d'exploitation capable de prendre en charge l'entretien de l'assainissement individuel.

Si les deux premiers souhaits peuvent être satisfaits par une mise en œuvre de bonne qualité, le troisième par contre implique l'intervention d'une structure d'exploitation. En effet, en mettant en œuvre des procédés simples et rustiques, on peut alléger considérablement les sujétions d'exploitation ; il n'est cependant pas possible de les supprimer totalement. L'enquête montre que la nécessité d'une exploitation rationnelle est admise par les usagers. Il semble même que la crédibilité de l'assainissement individuel soit conditionnée dans une large mesure par la possibilité offerte à l'utilisateur de réaliser cette exploitation dans de bonnes conditions. **Il apparaît ainsi que la mise en place d'une structure collective d'exploitation de l'assainissement individuel constitue un élément important d'une politique tendant à la réhabilitation de l'assainissement individuel.**

1.4.3. La gestion collective des installations individuelles

Concrètement, dans le canton d'Amfreville, 68 % des usagers interrogés souhaitent que l'entretien et le contrôle de leur assainissement individuel soit pris en charge par un organisme géré par la collectivité. Ils en accepteraient les implications financières dans 71 % des cas, sous la forme d'une redevance d'assainissement, à condition cependant qu'elle ne soit pas sensiblement supérieure (moins de 10 %) à celle perçue pour l'assainissement collectif.

La gestion collective de l'assainissement individuel fait actuellement l'objet d'études en FRANCE (12). La mise en place d'une telle organisation implique que soient préalablement définies les modalités d'intervention aux plans technique, administratif et financier.

Techniquement, et sous réserve d'une confirmation apportée par les expériences en cours, deux types d'interventions pourraient être prévus : la surveillance et l'entretien.

La *surveillance du bon fonctionnement* implique des visites systématiques, dont la fréquence sera définie en fonction de la nature de ces équipements. Dans le cas des fosses toutes eaux, cette fréquence pourrait être annuelle. Pour les dispositifs équipés de séparateurs de graisses, la périodicité des visites devrait être au maximum de 3 à 4 mois. Un examen du dispositif d'évacuation complètera cette intervention de surveillance lorsque cela sera possible.

L'*entretien* sera également adapté aux types de dispositifs en service. On peut penser que l'enlèvement des graisses devrait être réalisé au moins à chaque visite de surveillance. Par contre, la vidange des fosses septiques sera réalisée tous les deux à trois ans, suivant la taille de la fosse et le nombre d'usagers. Cette vidange comportera l'enlèvement des flottants et des boues, en laissant 10 à 20 % de la capacité en place, la fosse étant immédiatement remplie d'eau claire.

Aux plans administratif et financier, il semble qu'on doive s'orienter vers la mise en place d'un *service communal ou intercommunal* à l'échelle du canton comme le souhaitent les habitants du canton d'Amfreville-la-Campagne.

Les modalités financières permettant la prise en charge par l'usager du coût du service rendu par la structure de gestion sont encore à l'étude.

En conclusion, les connaissances actuelles permettent de définir les conditions dans lesquelles l'assainissement individuel peut atteindre les objectifs généraux de l'assainissement qui sont :

- d'assurer l'évacuation des eaux usées sans nuisances et sans risques sanitaires ;*
- de protéger la qualité des eaux superficielles ou souterraines.*

Pour cela, il doit faire appel à des techniques utilisant dans toute la mesure du possible le sol comme milieu récepteur et autoépurateur. Ce mode de rejet implique un conditionnement préalable des eaux usées par un dispositif de prétraitement simple et fiable capable de garantir la pérennité de l'utilisation du sol.

Enfin, et quelqu'en soit la rusticité, l'assainissement individuel doit faire l'objet d'une exploitation sérieuse qui pourrait être facilitée par la mise en place de structures de gestion collective.

2. Techniques de base pour l'assainissement individuel - Epuration par le sol - Prétraitement avant rejet dans le sol

La caractéristique principale de l'assainissement individuel classique est la nature du milieu naturel recevant les eaux usées qui sera presque toujours le sous-sol. Ce milieu récepteur doit être en mesure de recevoir les eaux, c'est-à-dire de les infiltrer en permanence et de les épurer avant qu'elles n'atteignent les couches profondes et les eaux souterraines auxquelles elles se mélangeront.

Pour qu'un tel mode d'assainissement soit acceptable, il faut donc s'assurer :

- de la capacité d'acceptation du sol milieu récepteur vis-à-vis des éléments contenus dans les eaux usées ;
- de la fiabilité du procédé et surtout de sa pérennité, ce qui implique une préparation des eaux usées avant leur admission dans le sol.

Un assainissement individuel est donc composé :

- d'un dispositif de rejet des eaux dans le sol, dont il convient de vérifier l'efficacité au plan de la protection du milieu naturel et notamment des nappes d'eaux souterraines ;
- d'un dispositif de traitement préalable au rejet, capable de rendre les eaux usées compatibles avec le bon fonctionnement des dispositifs de dispersion et d'épuration par le sol.

2.1. Epuration des eaux usées par le sol

Le sol constitue un milieu récepteur très couramment utilisé pour l'épuration des eaux usées, non seulement à l'échelle de l'assainissement individuel, mais aussi à celle des assainissements collectifs ou de l'épuration de certaines eaux usées industrielles.

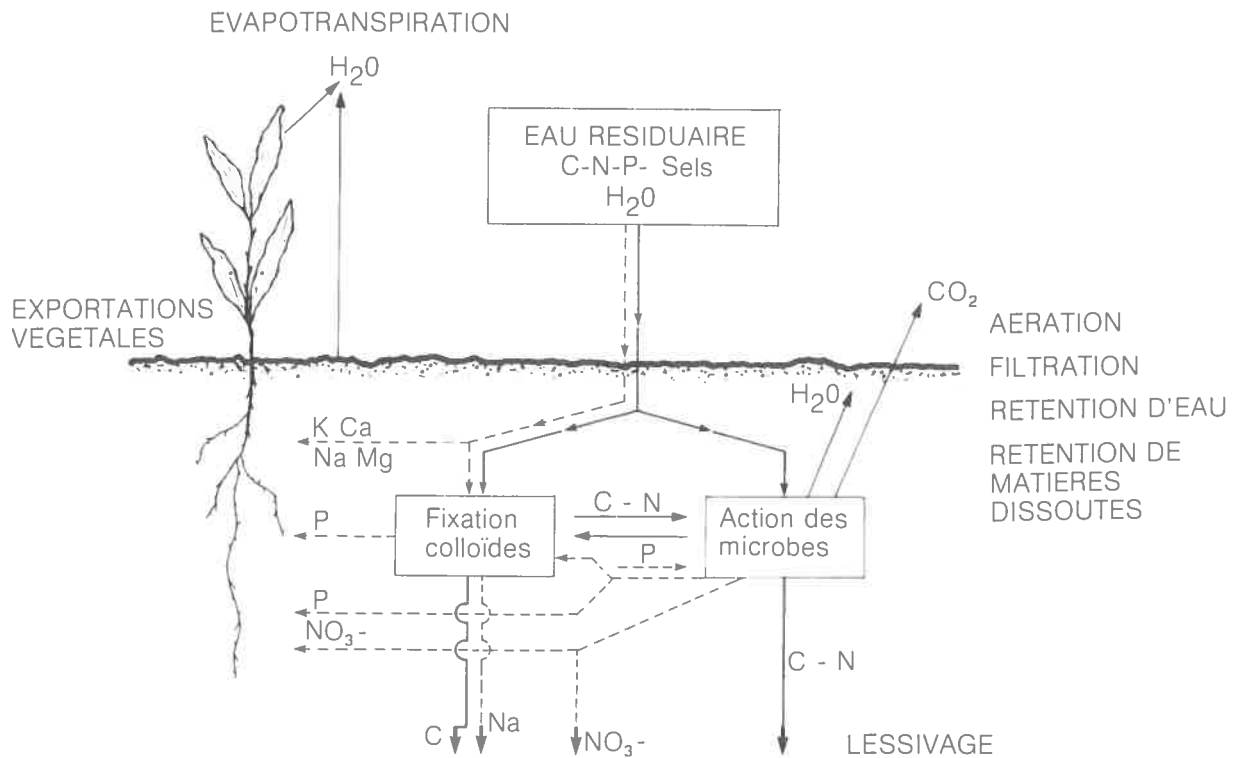
Ce mode de rejet connaît actuellement un regain d'intérêt et a fait l'objet de nombreuses publications, dont une analyse bibliographique récente a été faite par le Laboratoire de Microbiologie des Sols de l'Institut National de Recherche Agronomique de DIJON.

L'eau introduite dans le sol ne peut avoir que deux destinations finales :

- l'atmosphère par évaporation directe ou évapotranspiration par les plantes ;
- le sous-sol et les nappes souterraines profondes ou superficielles.

Entre ces deux destinations, l'eau est retenue dans le sol et les éléments qu'elle contient sont soumis à des transformations qui peuvent être assimilées à un processus d'épuration. Le schéma ci-après (Fig. 5) résume les principales fonctions du sol comme système épurateur des

Fig. 5 LES DIFFERENTES FONCTIONS DU SOL SYSTEME EPURATEUR



Le cheminement des minéraux est représenté par une ligne brisée.

composés organiques et minéraux contenus dans les eaux usées. Par analogie avec les procédés d'épuration classiques, on peut examiner le devenir des principaux composés contenus dans les eaux usées, tels que

- les matières oxydables et plus particulièrement celles qui contiennent du carbone et qui sont mesurées par la DBO et la DCO ;
- les composés azotés ;
- certains autres composés gênants, tels que les phosphates ;
- les germes pathogènes.

2.1.1. Elimination des matières oxydables

Les matières oxydables évoluent sous l'action des microorganismes vers des formes minérales stables. Lorsque prévalent les conditions d'aérobiose, le carbone est oxydé en gaz carbonique. En cas d'anaérobiose, il évolue vers des formes réduites pouvant aller jusqu'au méthane. On sait que l'évolution de la matière organique est beaucoup plus rapide et beaucoup plus complète en aérobiose. Il faut donc que l'oxygène nécessaire aux microorganismes aérobies soit disponible dans le sol en quantité suffisante. Dans un sol utilisé pour l'épandage des eaux usées, la capacité potentielle d'oxygénation journalière a fait l'objet d'estimations variant de 130 à 900 g/m²/j (1 300 à 9 000 kg/ha). Des valeurs de transfert effectif de 50 g/m²/j ont pu être mesurées. Les microorganismes du sol représentent de loin la plus grande masse vivante de la planète ; un hectare de sol peut contenir 1 à 2 tonnes de microorganismes, soit 100 à 200 g par m². A titre de comparaison, la flore biologique constituant une boue activée de station d'épuration représente 2 à 3 g de matières vivantes par litre. On voit donc que 2 à 3 m² de sol pourraient théoriquement assurer, dans des conditions comparables à celles d'une station d'épuration, l'épuration biologique des matières oxydables contenues dans les eaux usées rejetées par un usager.

Des charges de 424 kg de DCO/ha/j (42,4 g/m²/j) ont pu être admises dans le sol avec des rendements d'épuration pouvant atteindre 94 % (13). Même dans des conditions moins favorables d'anaérobiose, des valeurs de 160 kg de DCO/ha/j (14) ont été avancées. **Le sol présente ainsi un potentiel d'épuration par voie biologique considérable** et on peut en déduire que l'élimination d'une partie importante de la matière organique carbonée contenue dans les eaux avant leur admission dans le sol présente peu d'intérêt.

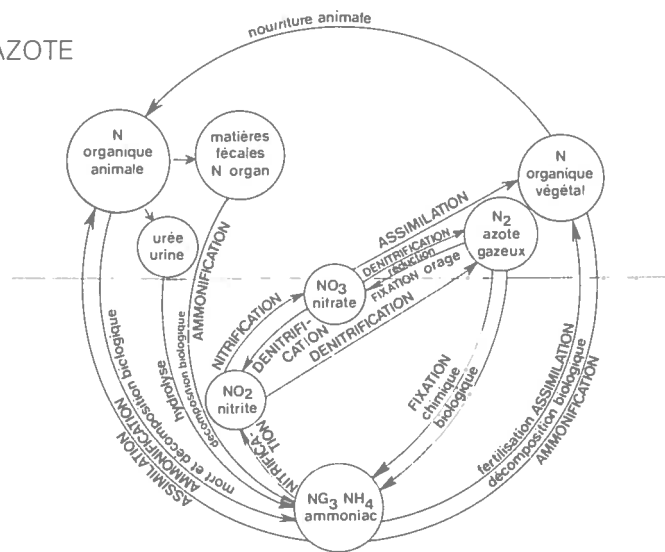
2.1.2. Elimination de l'azote

L'azote contenu dans les eaux usées domestiques se trouve sous différentes formes : azote organique inclus dans les corps microbiens, composés organiques solubilés ou en suspension, azote ammoniacal dissous. A la sortie des fosses septiques, on ne trouve pratiquement pas de formes oxydées, nitreuses (NO₂) ou nitriques (NO₃).

Théoriquement, l'azote est recyclable dans l'atmosphère au même titre que le carbone puisque la fermeture du cycle de l'azote se fait par la seule dénitrification des nitrates et des nitrites. Il est d'autre part exporté par les végétaux et il peut être stocké dans le sol. Un bilan précis de l'épuration de l'azote par l'épandage souterrain ne peut donc pas être établi.

Fig. 6

CYCLE DE L'AZOTE



En raison de l'importance des composés azotés pour le maintien de la qualité des nappes d'eaux souterraines utilisées pour l'alimentation en eau potable, il convient d'être attentif au devenir de l'azote dans le sol et de situer les ordres de grandeur des quantités d'azote susceptibles de s'infiltrer vers les nappes.

Stockage de l'azote dans le sol

Le stockage transitoire de l'azote dans le sol ne constitue pas un mode d'élimination, mais il peut permettre une rétention entre deux périodes favorables à son élimination par l'exportation des plantes ou à la dénitrification. Il se réalise par filtration, rétention capillaire, adsorption ou humification. La filtration est particulièrement efficace pour l'azote contenu dans les matières en suspension et se réalise dans la couche superficielle du sol et notamment dans la zone de colmatage de l'épandage souterrain.

La rétention des éléments en solution est essentiellement la conséquence de la capillarité et sera effective pendant les périodes sè-

ches. Dans certains cas extrêmes et très particuliers, les quantités d'azote retenues pendant ces périodes ont pu atteindre plusieurs tonnes par hectare. Cet azote sous forme nitrrique ne sera libéré vers la nappe que lorsque les précipitations, supérieures à l'évaporation, entraineront, par lessivage, des infiltrations profondes.

L'adsorption qui fixe l'azote sur des particules est le fait des argiles, des hydroxydes et des composés humiques qui sont capables de retenir, par des phénomènes électrostatiques, les particules chargées se trouvant dans leur voisinage.

L'humification est une conséquence de l'utilisation de l'azote par les microorganismes pour leur croissance lorsqu'ils trouvent également les composés carbonés qui leur sont nécessaires. Cependant, il est généralement admis que cette réorganisation du sol implique un rapport C/N supérieur à 20 ou 25 qui est rarement vérifié pour des effluents domestiques.

Minéralisation de l'azote

Le processus le mieux connu et le plus systématiquement mis en jeu est la nitrification qui transforme l'azote organique en azote minéral et en définitive en nitrate. La nitrification est un phénomène largement utilisé dans certaines stations d'épuration des eaux usées. Le premier stade est l'ammonisation qui se réalise en plusieurs étapes successives grâce à une microflore très diversifiée. Dans certaines conditions défavorables à l'oxydation (basse température, anaérobiose, pH acide), la minéralisation peut s'arrêter à ce stade et se traduire par une accumulation d'ammoniaque et sa migration vers la nappe.

Lorsque les conditions d'aérobiose sont maintenues, la minéralisation se poursuit en deux étapes conduisant aux nitrites et aux nitrates. Les principaux agents de cette oxydation sont les bactéries du genre *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*. Elles sont aérobies strictes et utilisent comme substrat carboné le gaz carbonique ou les carbonates. Elles sont particulièrement sensibles aux conditions du milieu (aérobiose stricte et pH compris entre 6,8 et 9). En outre, *Nitrobacter* est inhibé par l'ammoniaque.

L'aération du sol est donc une condition nécessaire à la nitrification. Cependant, comme pour l'élimination des matières carbonées, le potentiel d'aération ne sera pas le facteur limitant, sauf bien entendu si le sol est saturé en eau.

Enfin, les basses températures limitent l'activité des microorganismes sans toutefois, sous nos climats, l'inhiber complètement.

Dénitrification

La dénitrification est la réduction par voie microbienne ou très accessoirement chimique des nitrates à l'état gazeux (essentiellement N_2O et N_2). Ce mécanisme, qui commence à être bien maîtrisé dans certaines stations d'épuration, se déroule dans le sol sous des conditions bien précises.

Si la réduction des nitrates en nitrites peut être réalisée par de nombreuses espèces microbiennes, l'obtention de l'azote gazeux (N_2) est le fait d'une vingtaine d'espèces seulement. Leurs propriétés physiologiques sont très particulières. Ces microbes sont anaérobies facultatifs et dénués de pouvoir fermentaire. En l'absence d'oxygène, ils se développent grâce aux nitrates et aux nitrites dont ils se servent comme accepteurs d'électrons dans leur processus respiratoire. Dans ces conditions, ils se développent rapidement, leur aliment carboné étant totalement oxydé en CO_2 et H_2O (15).

La présence d'un substrat organique carboné est une condition nécessaire à la dénitrification. En ce qui concerne les autres facteurs d'environnement, la température optimum de leur développement se situe entre 60 et 65°C ; cependant, le processus se réalise aux températures normales et le pH optimal est compris entre 7 et 8,6.

La présence d'oxygène inhibant la dénitrification a été longtemps discutée. Il semble admis maintenant (16) que le phénomène est uniquement anaérobie. D'autre part, il paraît acquis (17) que les processus de nitrification et de dénitrification peuvent avoir lieu simultanément dans un même écosystème.

Pour que l'azote soit éliminé par dénitrification, il faut donc que les conditions suivantes soient remplies :

- nitrification préalable en aérobiose,
- présence d'une zone anaérobie,
- présence d'un substrat organique carboné.

Ces conditions, qui ont fait l'objet d'expérimentations, peuvent être favorisées par des dispositions constructives offrant une alternance des conditions d'aérobiose et d'anaérobiose. La présence de substrat carboné sera toujours assurée dans les effluents issus des fosses septiques, ce qui pourrait ne pas être le cas à l'issue d'une épuration aérobie préalable très poussée ne laissant subsister dans les effluents que des composés azotés oxydés.

Exportation par les cultures

La présence de végétaux sur le sol a des effets directs et indirects sur le devenir de l'azote.

L'effet direct résulte de la récolte de ces végétaux ayant utilisé l'azote pour leur croissance.

En assainissement individuel, la «culture» concernée sera presque nécessairement un gazon. On considère que cent mètres carrés de prairies temporaires peuvent exporter 4 à 6 kg d'azote par an, correspondant à la quantité rejetée dans les eaux usées d'un usager. En fait, cette quantité d'azote sera le plus souvent largement fournie au sol sous forme d'engrais et l'exportation de l'azote apportée par les eaux usées sera sans doute très faible.

L'effet indirect des végétaux peut être plus important en favorisant les phénomènes de nitrification-dénitrification. En période sèche, l'évapotranspiration due au couvert végétal abaisse l'humidité du sol, favorisant les effets de rétention et de nitrification. Les racines des végétaux favorisent l'aération du sol et peuvent fournir, par leurs exsudats, du carbone synthétisé par les plantes et utilisable pour la dénitrification.

Dilution par les eaux naturelles

La notion de dilution est essentielle pour apprécier les conséquences d'un rejet d'eaux usées sur la qualité d'un milieu récepteur. Quelque soit l'efficacité de l'autoépuration du sol, certains composés vont gagner les eaux souterraines considérées comme un milieu récepteur dont il convient de conserver l'usage principal qui est celui de l'alimentation en eau potable. Cet usage est actuellement de plus en plus compromis par un accroissement des concentrations en azote et en particulier en nitrates.

Les eaux usées sortant d'une fosse septique et admises dans un système de dispersion par le sol peuvent contenir de 60 à 100 mg/l d'azote.

La concentration en azote tolérée par les normes de potabilité des eaux livrées à la consommation est de 10 mg/l*. Dans l'hypothèse la moins optimiste où les processus de dénitrification seraient inopérants, le facteur de dilution par les eaux naturelles devrait être compris entre 6 et 10. Pour un rejet de 100 litres d'eau par usager et par jour, soit 36,5 m³ par an, l'apport pluviométrique devrait donc être compris entre 182 et 328 m³ par an. (36,5 x 5) ou (36,5 x 9).

* Normes conseillées par l'Organisation Mondiale de la Santé.

Sur la base d'une pluviométrie efficace de 200 mm par an, généralement atteinte et souvent dépassée dans de nombreuses régions en France, la surface d'infiltration concernée devrait être comprise entre $328\ 000/200 = 1\ 640\ \text{m}^2$ et $182\ 000/200 = 910\ \text{m}^2$. Ainsi, dans ces conditions, le maintien de la qualité au plan de l'azote, d'une nappe souterraine alimentée exclusivement à partir d'une zone urbanisée desservie par l'assainissement individuel, impliquerait des surfaces de terrain comprises entre 4 000 m² et 6 500 m² par logement. De ce calcul très élémentaire, on peut tirer deux types d'indications permettant de situer des ordres de grandeur. D'une part, la protection des captages implique des périmètres de protection étendus, à l'intérieur desquels une urbanisation faisant appel à l'assainissement individuel doit être exclue. D'autre part, l'assainissement individuel d'un habitat dispersé, dont la densité est nettement inférieure à 6 à 10 habitants par hectare (600 à 1 000 habitants au km²), ne peut être mis en cause significativement dans l'accroissement des taux de nitrates dans les eaux souterraines.

En fait, l'accroissement inquiétant de la teneur en nitrates d'un certain nombre de nappes a d'autres origines beaucoup plus significatives. ***Il n'en reste pas moins vrai que l'azote apporté par l'assainissement individuel vient s'ajouter à celui de ces autres origines et qu'il convient d'en limiter les rejets en favorisant le déroulement des processus d'élimination précédemment évoqués.***

2.1.3. Devenir des autres composés gênants

On sait que les eaux usées sont susceptibles de contenir en solution de très nombreux composés organiques ou minéraux plus ou moins gênants. Dans les eaux résiduaires d'origine domestique, ces composés sont en quantités faibles et seront généralement retenus par le sol grâce aux phénomènes d'adsorption. Nous en retiendrons cependant deux types, dont les teneurs peuvent être relativement plus importantes et qui sont les composés phosphorés et le sodium. On sait en effet que le phosphore provient surtout des additifs contenus dans les détergents largement utilisés au niveau domestique et que de fortes quantités de chlorure de sodium peuvent être rejetées par les utilisateurs d'adoucisseurs d'eaux ménagers.

La capacité des sols à retenir le phosphore est bien connue (17) et serait reliée principalement à la présence d'aluminium, de fer sous forme d'hydroxydes, et de calcium. Les quantités de phosphore absorbables par le sol pourraient varier de 664 à 6 305 kg par ha pour un sol sableux à 5 190 à 16 565 kg pour des limons ou des limons argileux pour une profondeur de sol intéressée d'environ 1 m. Le devenir du phosphore dépendrait (18) en partie du rapport C/P. Lorsque ce rapport dépasse 225, la totalité du phosphore serait utilisée par les microorganismes. Les meilleures conditions d'arrêt du phosphore contenu dans les eaux usées ne sont pas celles de l'épandage souterrain, comparé à une aspersion par exemple. Cependant les risques d'infiltration dans les nappes paraissent faibles.

En ce qui concerne le chlorure de sodium, il convient de rappeler que les concentrations acceptables dans les eaux potables sont relativement élevées. Les risques de contamination des nappes par le chlorure de sodium contenu dans les eaux usées sont donc pratiquement nuls. Par contre, les effets du sodium sur la destructuration des sols argileux sont bien connus et peuvent accélérer le colmatage des dispositifs d'épandage.

2.1.4. Devenir des germes pathogènes

Le devenir des germes contenus dans les eaux usées admises dans le sol constitue une préoccupation majeure, le rôle principal de l'assainissement étant d'assurer la protection sanitaire des individus.

Le tableau ci-après rappelle les durées de survie citées dans la littérature (19) qui montrent les variations extrêmement importantes, allant de quelques jours pour les kystes d'amibe *Entamoeba Histolytica* à 6 ans pour les œufs d'Ascaris.

Service des germes dans le sol		
Germes considérés	Survie dans le sol	Source
<i>Entamoeba Histolytica</i>	8 jours	DUNLOP (1968)
Oeufs d' <i>Ascaris</i>	6 ans	POUND et CRITES 1973
<i>Salmonella</i>	9 mois	VAN DONSEL et AI 1967
Coliformes fécaux	6 mois	EDMONDS 1976
Entérovirus	12 jours	DUNLOP 1968

De nombreux facteurs influencent la survie des germes dans le sol, tels que l'humidité, le pH, la richesse organique et surtout la température.

Les résultats de ces études confirment l'efficacité de la technique de la filtration lente. Cette technique, utilisée dans les anciennes stations de traitement des eaux potables et conservée dans certains pays, permet d'obtenir des eaux bactériologiquement très pures, à partir des eaux de rivières. Dans les couches supérieures du matériau filtrant, constitué par du sable, se développe une membrane biologique extrêmement active comparable à celle qui prolifère dans la zone colmatée d'un épandage souterrain.

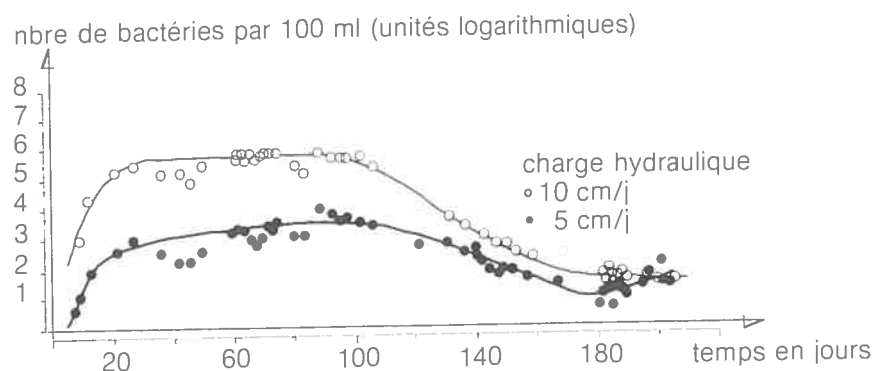
En fait, la durée de survie des germes pathogènes dans le sol n'est pas une donnée essentielle puisque ces germes ne peuvent entrer en contact avec les individus tant qu'ils restent dans le sol. Par contre, il est beaucoup plus important de connaître leurs déplacements dans l'espace et de définir le pouvoir d'arrêt du sol vis à vis d'eux.

2.1.5. Pouvoir d'arrêt du sol, mouvement des bactéries et des virus dans le sol.

Les parasites, dont la taille est en général plus élevée que celle des autres germes, sont bien arrêtés par le sol. Cependant, dans les pays tropicaux, les larves d'ankylostomes (20) peuvent remonter à la surface pendant les périodes humides lorsqu'elles sont émises à moins de 0,60m du niveau du sol.

Plusieurs études (21-22) ont été réalisées pour apprécier le mouvement des bactéries dans le sol à partir d'épandages souterrains en fonctionnement. En laboratoire (28), la figure 7 montre l'évolution du taux de germes coliformes fécaux et streptocoques fécaux après passage d'un effluent issu d'une fosse septique sur deux colonnes de sol de 60 cm d'épaisseur (sable limoneux). Sur la colonne 1, recevant 10 cm d'eau par jour, le taux d'élimination est faible pendant près de trois mois, puis s'accroît très rapidement après l'installation d'une zone de colmatage. Pour la colonne 2, recevant 5 cm d'eau par jour, le taux d'élimination est élevé dès la mise en service, et il s'accroît encore après l'installation de la zone colmatée.

Fig. 7 ELIMINATION DES COLIFORMES FECAUX PAR UN FILTRE A SABLE



Ces résultats sont confirmés par une étude réalisée in situ (24) à laquelle se rapporte le schéma suivant.

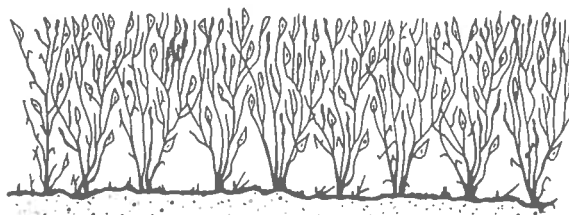
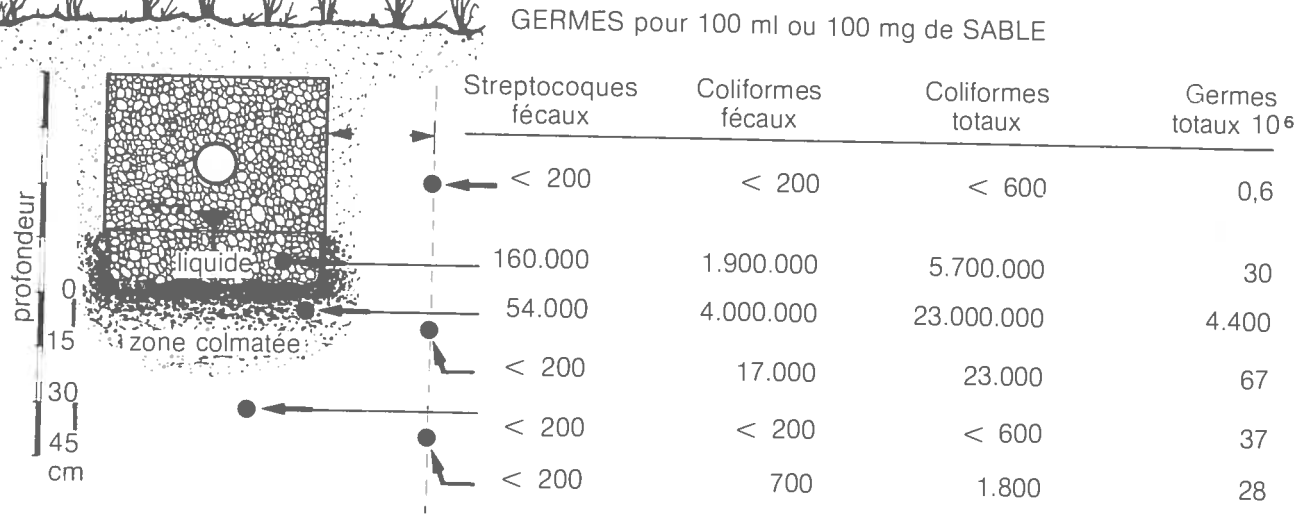


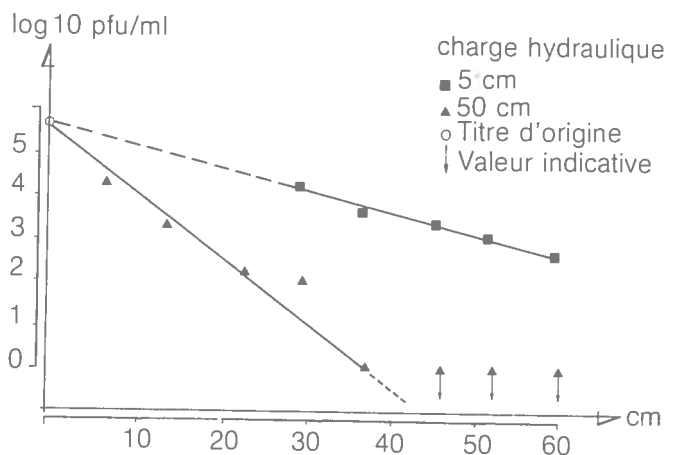
Fig. 8
ELIMINATION DES GERMES TESTS DANS UN SOL SABLEUX



Par ailleurs, RENEAU et al. (23) étudiant le déplacement latéral des coliformes fécaux dans un épandage souterrain après une fosse septique constate une réduction de 2 U.log. pour un déplacement compris entre 0,53 et 1,5 m et 4 U.log. entre 6 et 12,5 m pour des doses de 0,7 à 4,6 cm par jour, très supérieures à celles appliquées dans un assainissement individuel.

Le pouvoir d'arrêt du sol envers les virus serait essentiellement dû à l'adsorption de ces éléments sur les particules du sol. Des essais (24) réalisés à partir d'effluents de fosses septiques enrichis en virus polio, type 1 (Fig. 9) font état d'une élimination complète sur une colonne de sable de 60 cm recevant 5 cm d'effluent par jour, pendant plus d'un an. L'augmentation de la charge hydraulique à 50 cm par jour se traduit par une diminution très sensible de l'efficacité. Une autre expérience réalisée avec un sable limoneux calcaire fait apparaître une adsorption presque complète des virus dans les cinq premiers centimètres de sol, malgré des charges hydrauliques variant de 15 à 55 cm par jour.

Fig. 9
RETENTION DU VIRUS POLIO DANS UNE COLONNE DE SABLE



La désorption des virus n'était obtenue qu'après application d'eau déminéralisée. Après 5 jours de dessèchement du sable cette désorption n'était pas obtenue.

En conclusion, le sol présente une capacité d'acceptation d'effluents d'origine domestique très importante, tant en ce qui concerne les éléments organiques carbonés que les micro-éléments et les germes. M.J. HAUSEL et R.E. MACH-MEIER (25) à partir d'un dispositif fonctionnant dans de bonnes conditions (sol non saturé) font état des résultats suivants :

Efficacité de l'épandage

Paramètres	Eau brute	Sortie fosse septique	Prélèvements effectués sous l'épandage	
			à 0.30 m	à 0.90 m
DBO5 mg/l	270 - 400	140 - 175	0	0
MES mg/l	300 - 400	45 - 65	0	0
Coliformes fécaux NPN 100 ml	10^6 à 10^8	10^3 à 10^6	0 à 10^2	0
Virus P FU/ml	Non déterminé	10^5 à 10^7	0 à 10^3	0
Azote				
total (mg/l)	100 à 150	50 à 60		
N-NH4 (mg/l)	60 à 120	30 à 60	traces à 60	Traces
N-NO3 (mg/l)	1	1	traces à 40	trace à 20
Phosphore total (mg/l)	10 - 40	10 - 30	traces à 10	trace à 1

Pour ce qui concerne l'azote, l'épandage souterrain n'est sans doute pas la meilleure façon d'utiliser les capacités épuratrices du sol, cependant en dehors des zones denses et établies sur des nappes d'eaux souterraines, l'épandage des eaux usées de l'assainissement individuel comporte peu de risques de contamination de ces nappes

On peut donc raisonnablement admettre que la capacité épuratrice du sol ne constitue pas un facteur limitant lorsqu'elle est utilisée dans de bonnes conditions.

Une charge hydraulique inférieure à 1 cm par jour, correspondant à une surface d'infiltration de 10 m² par usager, devrait garantir d'excellentes conditions d'épuration.

Le problème posé par l'assainissement individuel se situe donc au niveau de la possibilité d'utilisation de cette capacité potentielle d'épuration. Cela implique d'une part la préparation de l'effluent pour le rendre apte à son absorption par le sol, d'autre part un dimensionnement et la mise en œuvre convenable de l'épandage souterrain.

2.2. Prétraitement des effluents avant épandage

L'admission des eaux brutes dans un dispositif d'épandage souterrain se traduirait par des dépôts de matières en suspension qui auraient pour conséquence un colmatage quasi-immédiat du dispositif. Il est donc nécessaire de prévoir un traitement préalable de l'effluent, qui a pour but de le rendre compatible avec une infiltration dans le sol.

Le dispositif le plus connu et le plus utilisé est la fosse septique. Inventée par le Français Jean-Louis MOURRAS de VESOUL, en 1871, la fosse septique est utilisée dans la plupart des pays du monde (26). Elle remplace les fosses étanches ou les systèmes de tinettes, dès qu'une alimentation en eau suffisante est disponible pour satisfaire la consommation en eau qu'impliquent des habitudes d'hygiène modernes. **Dans la plupart des pays à niveau de vie comparable à la France, les fosses septiques reçoivent l'ensemble des eaux vannes et ménagères.**

Bien qu'il s'agisse d'un équipement particulièrement simple et rustique, on peut en rappeler les principales caractéristiques en abordant :

- le principe de son fonctionnement,
- son dimensionnement le plus souhaitable,
- les principales dispositions relatives à sa mise en œuvre,
- les équipements complémentaires qui lui sont éventuellement associés,
- le procédé d'épuration aérobie qui peut lui être substitué.

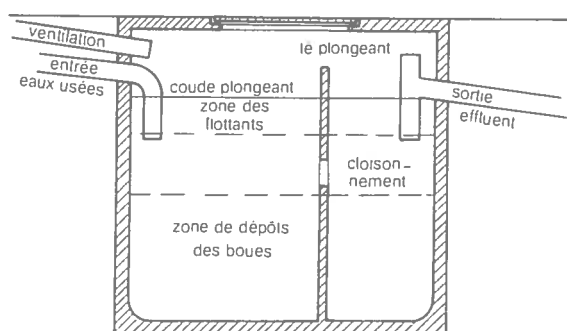
2.2.1. Principe de fonctionnement de la fosse septique

Deux types de processus sont mis en jeu dans une fosse septique :

- la **décantation** qui permet de séparer les particules dont la densité est différente de celle de l'eau,
- la **fermentation des boues décantées** et accessoirement du liquide qui conduit à une destruction et à une liquéfaction partielle des composés organiques dégradables et donc à une diminution de la masse des boues et de la matière organique contenue dans les eaux usées.

La décantation est largement utilisée dans tous les procédés d'épuration des eaux usées. Elle est basée sur le fait que dans une cuve contenant un liquide chargé de matières en suspension, les particules plus denses que l'eau sédimentent (Fig. 10), tandis que les particules moins denses s'accumulent en surface. Cette ségrégation tend à être complète lorsque le liquide est en repos pendant un temps très long, elle est par contre fortement perturbée lorsque le liquide est en mouvement. Dans une fosse septique, la décantation se réalise par phases successives. Pendant les phases d'alimentation de la fosse, il n'y a pas de séparation des particules dans le volume proche du point d'entrée des eaux et dans une moindre mesure, à proximité du point de sortie. Il peut y avoir au contraire une remise en suspension des particules préalablement sédimentées. Entre les phases d'alimentation, la décantation joue par contre pleinement son rôle. Pour un ouvrage fonctionnant dans de telles conditions, il faut donc que la perturbation hydraulique soit aussi faible que possible à proximité immédiate du point de sortie du liquide.

Fig. 10 SCHEMA DE PRINCIPE D'UNE FOSSE SEPTIQUE



Pour cela, un assortissement hydraulique de l'amont vers l'aval peut être obtenu simplement par un dispositif de cloisonnement intérieur. Il faut aussi éviter qu'une partie importante des matières sédimentées et flottées ne soit remise en suspension. Le volume consacré à la rétention des boues et des matières flottantes doit être suffisamment grand et le rester entre deux opérations de vidange. La fermentation est le fait des microorganismes anaérobies utilisant les matières organiques biodégradables, les uns et les autres étant contenus en permanence dans les effluents bruts. Bien que beaucoup moins représentées dans le milieu naturel que les flores aérobies, ces flores anaérobies participent largement au recyclage des composés organiques.

Pour les eaux usées, on considère généralement que les fermentations anaérobies mettent en jeu deux groupes de microorganismes. Le premier groupe transforme les composés organiques complexes en acides organiques plus simples. Il est constitué par des bactéries anaérobies ou anaérobies facultatives contenues en grande partie dans les eaux usées. Le second groupe transforme les acides organiques formés par le premier groupe en gaz carbonique et en méthane. Il est constitué par des bactéries anaérobies strictes. Ces bactéries qualifiées de méthanifères sont celles qui dégradent l'acide acétique et l'acide propionique en méthane. Leur taux de croissance est très faible, surtout aux températures inférieures à 20°C. Les gaz produits comprennent du méthane, du gaz carbonique, mais aussi le plus souvent de l'anhydride sulfureux (H₂S) en quantité plus ou moins importante, qui confère à ces gaz de digestion une odeur désagréable. L'efficacité des fermentations anaérobies se traduit par une liquéfaction partielle des boues, donc par une réduction de leur volume. On sait que ces fermentations peuvent être considérablement ralenties par de nombreux facteurs, dont les plus couramment cités sont les variations de pH, les produits toxiques, les basses températures. Il est donc indispensable que le temps de séjour des boues dans une fosse septique soit très long (il sera généralement de 2 à 3 ans). Ces fermentations affectent donc surtout les matières décantées, dont les temps de séjour dans la fosse sont longs. Par contre, les matières organiques solubles du liquide interstitiel sont peu dégradées.

Les gaz de digestion produits au sein de la boue vont se dégager sous forme de bulles et atteindre la surface du liquide. Ces bulles de gaz entraînent dans leur ascension des particules de boues qui ensemencent en permanence la couche liquide et viennent s'accumuler pour une période plus ou moins longue en surface. Ces boues rejoignent ainsi les particules légères et en particulier les graisses qui ont gagné la surface dès leur admission dans la fosse. Il se forme une couche flottée appelée «chapeau de digestion» qui s'accumule à la partie supérieure de la fosse. **Il est nécessaire de prévoir, dans les dispositions constructives d'une fosse septique, la place nécessaire à cette couche flottée qui peut atteindre jusqu'à 20 à 25 cm.** Il faut cependant noter que ces «graisses», constituées par des produits organiques biodégradables et ensemencées en permanence par les boues du fond, se décomposent lentement et se liquéfient progressivement. **Il n'y a donc aucune raison de ne pas admettre les graisses dans la fosse septique,** à condition bien entendu que le volume de la fosse et plus particulièrement celui réservé aux matières flottantes soit suffisamment grand pour que leur rétention soit efficace.

Dans les dégraisseurs de petite capacité, la rétention des particules flottantes est périodiquement perturbée, soit par des débits importants (vidange des baignoires), soit par des arrivées d'eau chaude (machines à laver) qui dissolvent une partie des graisses.

Les échanges entre les boues décantées et le liquide surnageant entraînent la solubilisation d'éléments de décomposition et conduisent à un enrichissement de cette phase liquide. Il n'y a donc pas lieu d'attendre une diminution importante des concentrations en DBO₅ ou en DCO du liquide entre l'amont et l'aval d'une fosse septique. Les valeurs couramment citées par la littérature et celles mesurées à l'aval des fosses septiques «toutes eaux» font état de concentrations voisines de 100 à 250 mg/l pour la DBO₅ et 50 à 120 mg/l pour les matières en suspension. Les concentrations en DBO₅ et DCO sont évidemment plus élevées lorsque les volumes d'eau utilisés sont sensiblement plus faibles ; les concentrations à l'entrée de la fosse étant de ce fait plus élevées. Ces chiffres traduisent cependant mal les modifications apportées par la fosse septique aux caractéristiques des effluents. L'aspect de l'effluent sortant d'une fosse septique reste très désagréable en raison de sa couleur et de son odeur. Il reste également très chargé au plan bactériologique, en raison notamment des courts-circuits hydrauliques inévitables dans la fosse.

L'évolution du pH de la fosse vers une acidité très marquée n'est pas nécessairement liée à la qualité des eaux brutes, mais peut être provoquée par le blocage des fermentations au premier stade de décomposition des matières organiques complexes en acides organiques. Elle est le plus souvent observée dans la phase initiale de mise en service d'une fosse. Elle peut également se manifester et persister dans une fosse de trop faible capacité.

A des températures inférieures à 10°C, les fermentations anaérobies sont pratiquement inhibées. Cependant, sous nos climats, la fosse septique enterrée est thermiquement bien protégée et la température des eaux qu'elle reçoit, et en particulier celle des eaux ménagères, est toujours comprise entre 18 et 40°C ; le problème ne se pose donc pas. Une étude canadienne montre que la température des fosses septiques reste supérieure à 10°C, même lorsque les sols sont soumis à de longues périodes de gel (27).

Pour ce qui concerne les produits toxiques, il existe de nombreuses idées reçues qui ne résistent pas à un examen sérieux et qui concernent surtout les antibiotiques et les produits ménagers, tels que les détergents et l'eau de javel. Il est certain que l'introduction de ces produits dans les fosses septiques n'est pas de nature à faciliter le développement des fermentations bactériennes. Cependant, il convient de ne pas en exagérer l'importance en situant bien les ordres de grandeur des phénomènes. Par exemple, pour ce qui concerne les antibiotiques, il est bien évident que leur spectre d'activité ne saurait couvrir toutes les espèces nombreuses constituant la flore épuratrice. Ils seront donc sans effet notable sur le fonctionnement de la fosse septique.

Pour les détergents, leur biodégradabilité obligatoire depuis de nombreuses années, permet de considérer le problème comme réglé. Enfin, pour l'eau de javel et les produits désinfectants, des rejets massifs (plusieurs litres d'eau de javel par exemple) peuvent perturber momentanément la flore épuratrice. Il faut cependant remarquer que ces produits sont solubles et ne se mélangent donc que très partiellement avec les boues et les flottants qui sont le siège de fermentations. Il est donc parfaitement inconcevable que le rejet de produits toxiques puisse aboutir à une stérilisation des boues contenues dans une fosse septique. L'apport de matières organiques étant continu, les germes non affectés par les toxiques et ceux apportés en permanence par les eaux usées vont renouveler la flore très rapidement. ***Il n'y a donc pas de réserve sérieuse pouvant être opposée à l'admission de l'ensemble des eaux domestiques dans la fosse septique. L'utilisation d'une fosse septique est parfaitement compatible avec l'emploi des produits d'entretien classiques.***

Par contre, et compte tenu de leurs caractéristiques évoquées au chapitre précédent, les eaux ménagères ne sauraient être admises dans un dispositif d'épandage sans avoir fait l'objet d'une décantation préalable. Cette décantation ne peut être mieux assurée que par une fosse septique de grand volume. La très grande majorité des pays qui ont réglementé l'utilisation de fosses septiques prévoit l'admission de l'ensemble des eaux vannes et ménagères dans ces fosses.

Enfin, il existe des produits industriels vendus dans le but d'améliorer le fonctionnement des fosses septiques. Ces produits seraient composés, soit uniquement de germes lyophilisés, soit de germes et de sels nutritifs. Ils auraient pour but d'accélérer les phénomènes biologiques. Ces produits ne sont certainement pas nuisibles au fonctionnement des fosses, par contre, leur efficacité réelle reste à démontrer. Les études expérimentales (28), peu nombreuses il est vrai, réalisées sur ces produits ne sont pas démonstratives.

Les manifestations de mauvais fonctionnement des fosses septiques se traduisent pour l'utilisateur, soit par des émanations de mauvaises odeurs, soit par une absence d'écoulement en un point du dispositif, en amont ou en aval de la fosse. Les mauvaises odeurs sont toujours liées à un défaut de ventilation ou à un abaissement du niveau d'eau dans un siphon assurant l'isolement hydraulique, ou encore à des circonstances atmosphériques particulières (inversion de température) rabattant les gaz de digestion vers le logement. Les obstructions des canalisations sont le plus souvent le fait, soit des graisses figées dans la canalisation d'amenée à la fosse septique, soit des matières en suspension non décantées dans la fosse et colmatant l'épandage. Dans ces deux cas, la flore épuratrice ne semble pas devoir être mise en cause.

2.2.2. Dimensionnement et dispositions constructives de la fosse septique

Deux types de paramètres peuvent conduire au dimensionnement de la fosse septique : la périodicité des vidanges liée à la production des boues et la décantation des matières en suspension conditionnée par l'amortissement hydraulique de la fosse.

Volume de la fosse

Par référence aux chiffres de production de boues généralement admis pour les stations d'épuration des eaux usées domestiques, on peut estimer à 25 g par usager et par jour la masse exprimée en extrait sec séquestré dans une fosse septique. Ce chiffre tient compte d'une production de boue minéralisée de 35 g par usager et par jour et d'une perte de 10 g (100 mg/l dans 100 l) par l'effluent sortant de la fosse. Avec cette hypothèse, et en supposant que la concentration des boues dans la fosse soit égale à 50 g/l, on peut prévoir que le volume occupé par les boues sera d'environ 0,5 l par usager et par jour. La desserte d'une famille de 4 personnes pendant 1 an conduit à un volume occupé par les boues de $0,5 \times 4 \times 365 = 730$ l. **Pour une périodicité de vidange d'environ deux ans et un encombrement maximum de la moitié de la capacité de la fosse, on voit que le volume total d'une fosse devrait être d'environ 3 m³ pour quatre usagers.**

Par ce calcul théorique, la production de boues est sans doute surestimée. Les valeurs citées par M. BRANDES (29-30) situent les volumes de boues par habitant entre 0,18 et 0,30 l par jour et par usager. Il est intéressant de noter que d'après cette étude, la quantité de boues relative aux eaux usées ménagères représenterait moins de 20 % de l'ensemble des boues. D'après ce même auteur (30), l'intervalle entre deux vidanges pourrait être compris entre 3 et 5 ans, lorsque le volume de la fosse septique est compris entre 2 800 et 3 800 l pour la desserte de 4 à 8 usagers.

Nombre de chambres de l'habitation	2	3	4
Nombre de personnes	4	6	8
Volume de la fosse (en litres)	2 840	3 410	3 790
1 ^{er} compartiment 66 % (en litres)	1 890	2 270	2 520
2 ^e compartiment 33 % (en litres)	950	1 140	1 270
Profondeur utile de la fosse (en mètres)	1,22	1,22	1,22
Hauteur maximum des boues dans le premier compartiment (en mètres)	0,97	1,04	1,07
Volume des boues (en litres)	1 500	1 940	
Intervalle entre deux vidanges en années	5	4,2	3,6

Cet intervalle paraît cependant trop long car il implique un remplissage presque complet du premier compartiment par les boues (0,97 à 1,07 pour 1,22 m de profondeur utile). Un encombrement limité à la moitié de la hauteur ramènerait cette période à 2 ans, ce qui paraît beaucoup plus souhaitable.

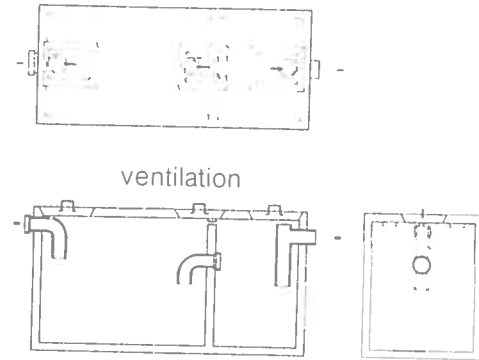
On peut envisager de réduire le volume des fosses septiques de 30 à 40 % en acceptant des fréquences de vidange plus importantes. Cependant, la réduction du volume consacré à la rétention des boues se traduit par une liquéfaction moins complète des boues et donc par une masse résiduelle plus élevée et un encombrement augmenté dans les mêmes proportions.

On peut ainsi estimer qu'une fosse de 2 m³ desservant quatre usagers devrait être vidangée deux fois plus souvent qu'une fosse de 3 m³ utilisée dans les mêmes conditions.

Amortissement hydraulique - Cloisonnement de la fosse

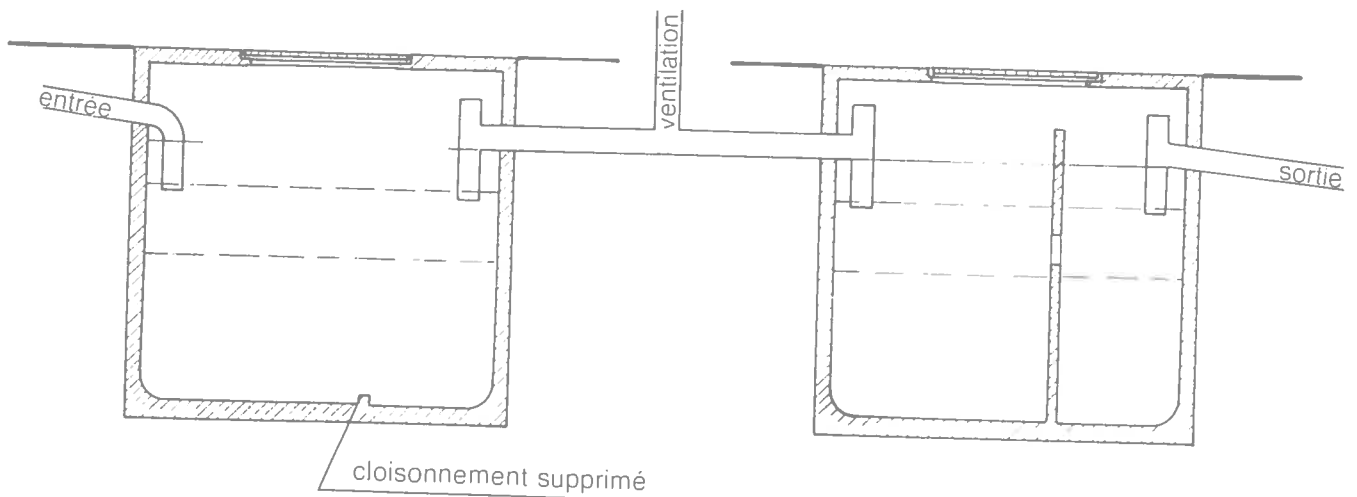
Le cloisonnement de la fosse paraît être une disposition constructive (Fig. 11) importante pour la qualité du fonctionnement, et en particulier pour la rétention des matières en suspension. Le principal effet recherché est l'amortissement hydraulique des débits de pointe instantanés qui doit éviter la remise en suspension des boues à proximité immédiate de la sortie de l'effluent traité. On considère généralement qu'un

Fig. 11 AUTRE DISPOSITION DE FOSSE SEPTIQUE



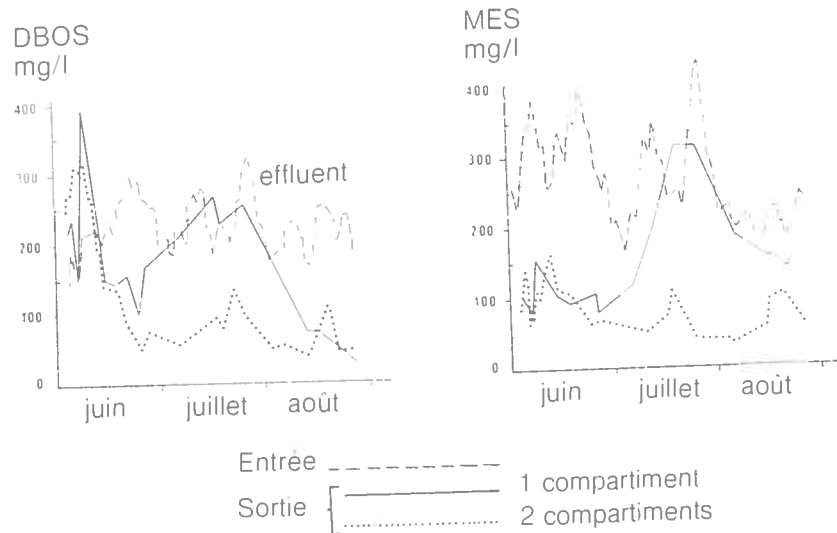
cloisonnement ménageant deux éléments est suffisant. Le volume du premier compartiment représente les deux tiers du volume total. Les deux compartiments sont séparés par une cloison communiquant par des orifices situés entre les $\frac{3}{5}$ et les $\frac{2}{3}$ de la hauteur utile, mesurée à partir du fond. Dans certaines conditions, l'utilisation de deux fosses placées en série peut s'avérer plus avantageuse au plan économique (Fig. 12). Dans ce cas, le volume de la première fosse doit être au moins les $\frac{2}{3}$ du volume total (une fosse de $1,5 \text{ m}^3$ et une fosse de 1 m^3 ou deux fosses identiques de $1,5 \text{ m}^3$)

Fig. 12 INSTALLATION DE 2 FOSSES SEPTIQUES EN SERIE



Le graphique fig.13 est extrait d'une étude comparant les résultats obtenus par des fosses présentant un ou deux compartiments. Il semble que la qualité de l'effluent soit sensiblement meilleure lorsque la fosse est cloisonnée. On note cependant l'importance des variations de la qualité des effluents sortant des fosses, quelque soit le nombre des compartiments et qui est due à l'irrégularité des débits.

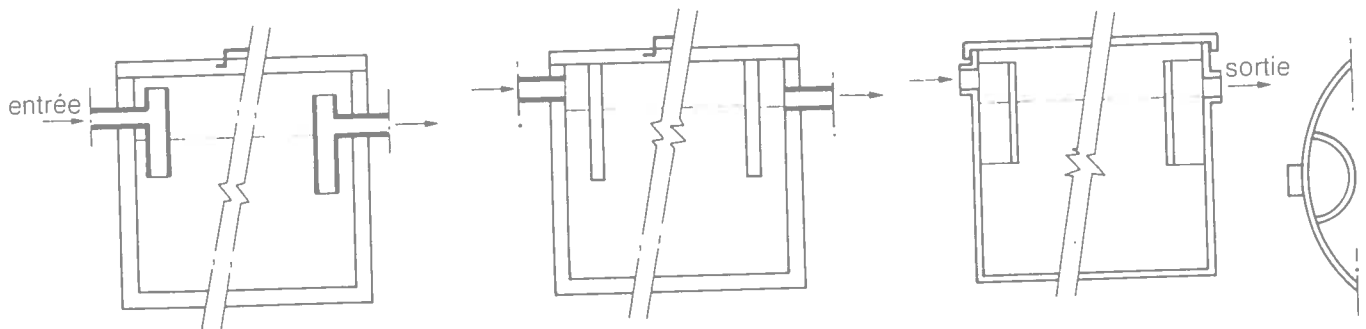
Fig. 13
EFFET DU CLOISONNEMENT SUR LA QUALITE DE L'EFFLUENT



D'autres valeurs citées par BRANDES (30), à partir d'une fosse «toutes eaux» desservant 11 personnes, montrent que la concentration en DCO du liquide passe de 1 424 mg/l dans le premier compartiment à 448 mg/l dans le second et le taux de MES passe de 760 mg/l à 65 mg/l. Le volume des boues accumulées dans le premier compartiment représente environ 80 % du volume total des boues.

Toutes les fosses septiques actuellement mises en œuvre ne présentent pas de cloisonnement ; elles ne comportent souvent que deux courtes cloisons syphoïdes à l'entrée et à la sortie des effluents (Fig. 14). On peut penser que de telles dispositions ne sont acceptables que pour des fosses de grandes capacités (au moins 3 m³).

Fig. 14 DISPOSITIONS DES CLOISONS SIPHOIDES



Autres dispositions constructives

Les autres dispositions constructives principales concernent :

- la hauteur minimum d'eau utile de la fosse,
- les dispositifs d'entrée et de sortie,
- la ventilation,
- l'accès à la fosse pour la vidange.

La hauteur minimum utile de la fosse est si possible égale à 1,2 m et ne sera jamais inférieure à 1 m. La hauteur totale de la fosse doit ménager une revanche d'au moins 25 cm entre le plan d'eau et la couverture.

Le dispositif d'entrée est constitué par un coude plongeant d'environ 30 cm au-dessous de la surface du plan d'eau. Ce coude a pour but de limiter la remontée des gaz de digestion dans les canalisations à

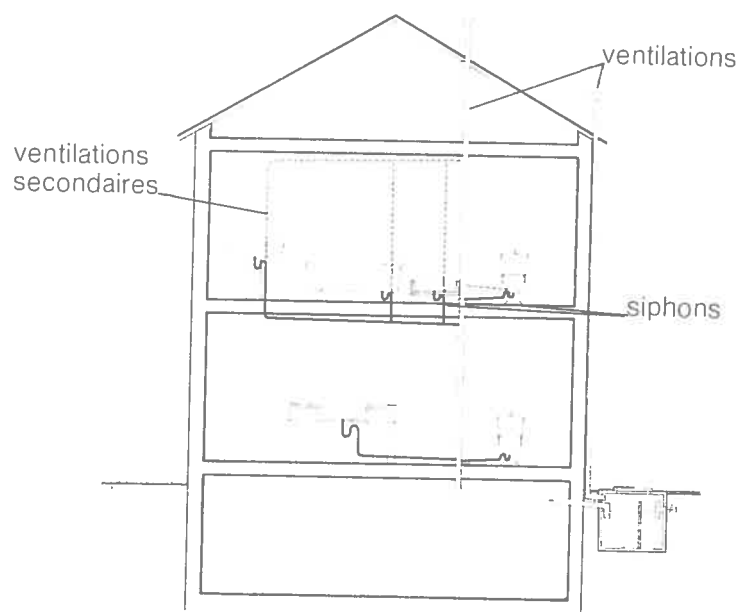
l'intérieur de l'habitation. Un évent assurant l'évacuation des gaz de digestion qui pourraient s'y accumuler est ménagé à la partie supérieure de la canalisation.

Le dispositif de sortie est généralement constitué par un T plongeant également d'environ 30 cm.

Certaines dispositions constructives canadiennes notamment, prévoient la mise en œuvre d'un siphon de chasse à l'aval immédiat de la fosse. Ce dispositif hautement souhaitable pour assurer un meilleur fonctionnement de l'épandage souterrain ne semble pas devoir s'imposer à l'échelle d'une habitation et est réservé aux fosses de grandes capacités.

La ventilation aura pour but d'assurer l'évacuation des odeurs des gaz de digestion, sans occasionner de nuisances. Il convient de rappeler que la présence de composés mal odorants dans les gaz de digestion n'est pas un signe de mauvais fonctionnement. Le phénomène des odeurs fait appel à une notion de seuil de concentration dont le niveau de perception varie d'un individu à un autre. On diminue les risques d'émanations d'odeurs en évacuant cet air le plus loin possible des ouvertures de la maison. Cette ventilation est assurée classiquement par la canalisation de descente des eaux usées, qui est alors prolongée jusqu'au niveau du toit (Fig. 15). Si ce n'est pas le cas, il est nécessaire de mettre en place une canalisation de ventilation haute aboutissant au niveau du toit et exerçant par un tirage à la manière d'une cheminée une extraction continue des gaz de digestion. Cette ventilation haute doit nécessairement être associée à une ventilation basse qui peut être combinée avec l'aération du dispositif d'épandage. Rappelons que les canalisations de collecte à l'intérieur de l'habitation doivent avoir une section et une pente suffisante pour éviter leur mise en charge qui peut provoquer le désamorçage des siphons et être à l'origine de la propagation des mauvaises odeurs dans le logement.

Fig. 15 ASSAINISSEMENT D'UNE MAISON - VENTILATION



L'accès à la fosse doit bien entendu rester possible. Il permet d'effectuer la vidange des boues. Pour cela, il est nécessaire de prévoir deux tampons au niveau de l'entrée et de la sortie. La couverture peu esthétique de la fosse sera le plus souvent masquée, au moins partiellement, par un massif de fleurs ou par du gazon. Il n'est sans doute pas réaliste d'exiger que les tampons d'accès à la fosse restent découverts en permanence, lorsque la périodicité d'intervention sur une fosse de bonne

capacité peut atteindre 3 à 5 ans. Il convient, par contre, d'attirer l'attention des usagers de l'assainissement individuel sur la nécessité de repérer, avec un minimum de précision, l'emplacement de leur fosse septique, en prévision des interventions d'entretien. Dans le but de faciliter la surveillance et les opérations de vidange, il serait souhaitable que les fosses septiques soient équipées d'un dispositif standardisé, du type raccord pompier, permettant une vidange sans qu'il soit nécessaire de dégager les tampons d'accès.

2.2.3. Equipements annexes ou complémentaires de la fosse septique

Les installations d'assainissement individuel utilisées en France mettent en œuvre un certain nombre d'équipements annexes ou complémentaires aux fosses septiques et dont on peut sans doute faire l'économie à l'avenir. Ce sont :

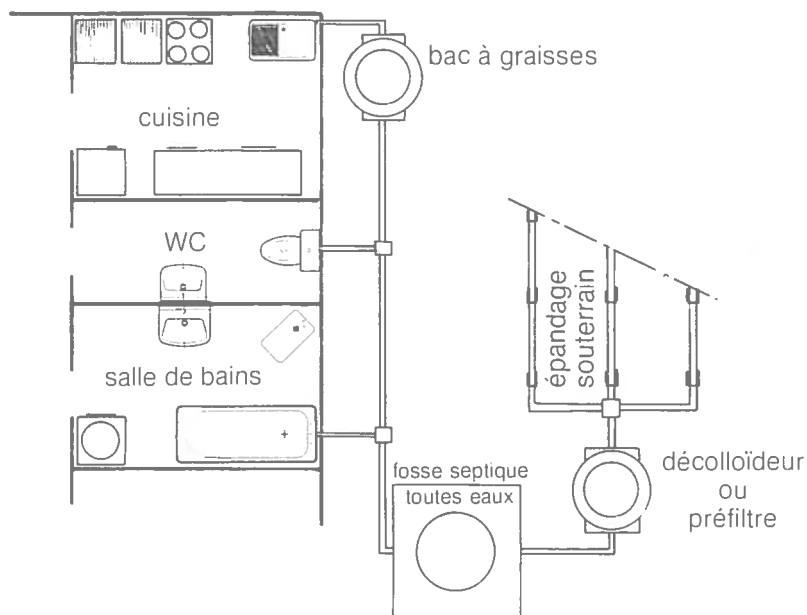
- le dégraisseur,
- le lit bactérien et le filtre à cheminement lent,
- le plateau absorbant,
- le biodiffuseur.

Le dégraisseur installé à la sortie des eaux ménagères constitue, pour beaucoup d'installations en service, le seul traitement appliqué à ces eaux avant leur admission dans l'épandage souterrain. Pour qu'un tel équipement puisse être véritablement efficace, il faudrait que ses dimensions et sa conception soient pratiquement celles de la fosse septique précédemment décrite. En effet, cet ouvrage reçoit avec les eaux de bains notamment, les débits de pointe les plus élevés. La stabilité de la couche flottée, dans laquelle s'accumulent les graisses, est particulièrement perturbée pendant la durée des débits de pointe. Elle est également affectée par les arrivées d'eau chaude provenant des machines à laver le linge et la vaisselle, qui remettent en solution les graisses préalablement arrêtées par l'ouvrage. S'il est difficile d'apprécier l'intérêt que représente un séparateur des graisses de 200 l situé à l'amont d'une fosse septique de 2 ou 3 m³, on peut par contre facilement en prévoir les inconvénients qui se situent surtout au niveau de l'exploitation. Les graisses et les matières décantées retenues dans cet ouvrage sont biodégradables et soumises comme telles aux fermentations. En l'absence d'une ventilation suffisante, ces fermentations sont à l'origine de mauvaises odeurs dégagées dans les salles de bains et les cuisines.

Cependant, certains spécialistes et notamment ceux de la Chambre Syndicale Nationale des Entreprises et Industries de l'Hygiène Publique considèrent que cet équipement est souhaitable, voire indispensable, pour un bon fonctionnement de la fosse septique (32) ; ils proposent donc son installation sur la canalisation de collecte des eaux issues des cuisines. Il appartiendra à la nouvelle réglementation en cours d'établissement de conseiller ou d'exiger la mise en place d'un dégraisseur qui peut éviter l'obstruction de la canalisation d'amenée des eaux de cuisine à la fosse septique, lorsque celle-ci est éloignée de l'habitation. Enfin, lorsque les techniques de l'assainissement individuel s'appliquent à des effluents rejetés par des restaurants ou d'autres établissements produisant des graisses en quantité notable, la mise en œuvre d'un dégraisseur largement dimensionné peut s'imposer. En raison de la faible capacité de cette cuve, la liquéfaction des matières organiques est très limitée et le nettoyage d'un dégraisseur doit être effectué plusieurs fois par an.

Le lit bactérien est une technique utilisée depuis longtemps pour l'épuration des eaux usées domestiques. Il ne semble pas cependant que son application à l'assainissement individuel ait été envisagée dans d'autres pays que la France et la Belgique (33). Il est constitué par une couche de matériaux pierreux souvent en pouzzolane ou machefier de granulométrie voisine de 50-80 mm. En ruisselant lentement sur ces cailloux, l'effluent sortant de la fosse septique subit une épuration complémentaire grâce aux bactéries qui se

Fig. 16 INSTALLATION D'UN DEGRAISSEUR

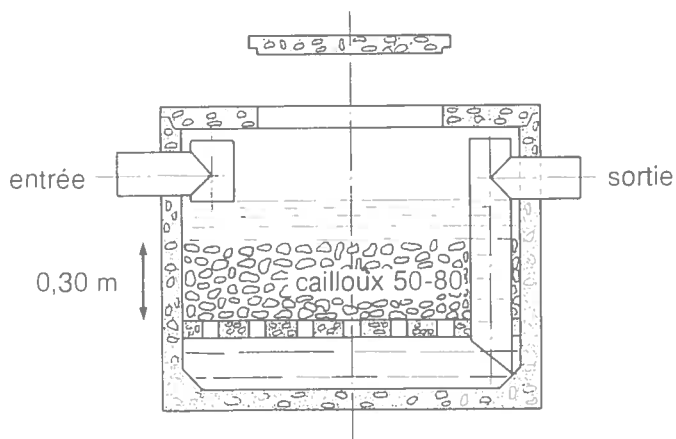


développent dans le lit bactérien. Dans les stations d'épuration collectives, la hauteur du matériau filtrant est voisine de trois mètres et un dispositif d'arrosage assure une répartition sur l'ensemble du lit bactérien. Pour l'assainissement individuel, l'épaisseur du matériau est limitée à un mètre et la répartition de l'effluent est très aléatoire. Le complément d'épuration apporté par ce dispositif ne peut donc être que très limité et ne peut modifier sensiblement les conditions d'admission des eaux usées dans le milieu naturel. Enfin, l'utilisation du lit bactérien abaisse la cote du point de sortie des eaux d'au moins un mètre par rapport à la fosse septique. Sauf conditions topographiques exceptionnelles, il est alors très difficile d'utiliser les couches superficielles du sol les plus actives pour l'épuration complémentaire, avant l'infiltration profonde. Le filtre à cheminement lent qui substitue un cheminement horizontal à la percolation verticale limitant la hauteur du filtre s'est révélé totalement inefficace (34).

Sur le plateau absorbant, il y a peu de choses à dire, sinon que sa prétention à éliminer tout au long de l'année, par l'évapotranspiration des plantes, des volumes de plusieurs dizaines de litres par m², repose sur des données agronomiques aberrantes. Il faudrait en fait, et sous des climats particulièrement secs, des surfaces supérieures à 500 m² pour éliminer les eaux usées d'une famille (35).

Enfin des équipements, tel que le **biodiffuseur** (32), sont proposés dans le but de limiter les risques de colmatage des dispositifs d'épandage. Dans certains départements, les autorités sanitaires recommandent, dans le même but, l'installation d'un préfiltre dénommé parfois décolloïdeur (Fig 17). Ces équipements, dont les conditions de fonctionnement et d'exploitation restent à préciser, peuvent jouer un rôle efficace pour la pérennité des épandages souterrains. Au cas où la vidange de la fosse ne serait pas réalisée à temps, on peut penser que le colmatage de ce préfiltre constituera une alerte pour l'utilisateur, avant la détérioration irréversible du dispositif de dispersion.

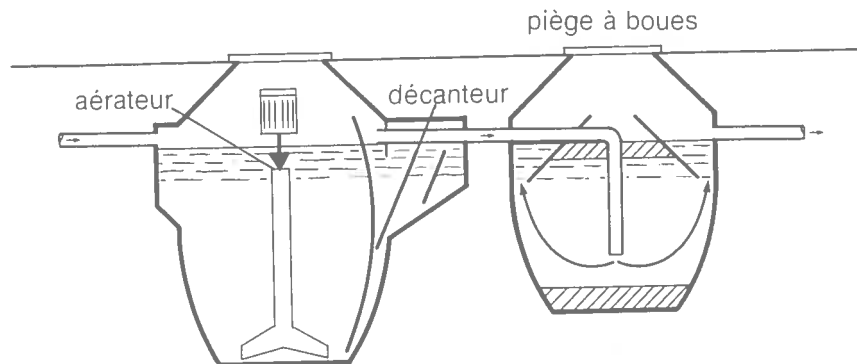
Fig. 17 PREFILTRE DE PROTECTION DE L'EPANDAGE



2.2.4. Epuration aérobie - Microstations d'épuration

L'épuration des eaux usées domestiques des collectivités fait appel, dans la très grande majorité des cas, aux procédés d'épuration aérobie. Dans ces installations, une culture biologique est développée à partir des germes et des matières organiques contenus dans les eaux usées. Cette flore bactérienne, dont la composition est très proche de celle du sol, se développe soit sur un support (lit bactérien), soit dans un milieu liquide (boues activées). Elle a besoin d'oxygène, apporté soit par une ventilation naturelle (lit bactérien), soit par un équipement mécanique insufflation d'air ou aérateur de surface (boues activées). La culture bactérienne doit être séparée du liquide interstitiel dans un décanteur secondaire appelé aussi clarificateur.

Fig. 18 MICROSTATION D'EPURATION



L'application du procédé par boues activées a fait l'objet de recherches aux U.S.A. dès les années 1950, puis de réalisations aboutissant à un agrément en 1970 du National Sanitation Foundation, reconnu dans plusieurs états, tandis que dans le même temps, d'autres états en interdisaient l'utilisation. Des essais comparatifs ont été réalisés, soit sur plate-formes d'essais, soit sur le terrain. La plupart de ces études montrent que l'épuration par boues activées permet d'obtenir un effluent dont les caractéristiques de DCO, DBO5 et MES sont nettement meilleures que celles obtenues par des fosses septiques. Elles peuvent être comparables à celles des stations d'épuration plus importantes (DBO5 : 40 mg/l, MES : 30 mg/l). **L'obtention de ces performances ne souffre pas de discussion, mais elle implique des sujétions et des coûts d'exploitation très nettement plus élevés que ceux de la fosse septique** (cf. chapitre 4). La qualité de l'effluent rejeté par une microstation reste encore incompatible avec un rejet superficiel à proximité immédiate des habitations, du fait de la possible présence de germes pathogènes et du développement éventuel de fermentations dues aux composés organiques résiduels. D'autre part, l'élimination de l'azote rejeté sous sa forme nitrique reste limitée.

Le rejet dans un épandage souterrain reste donc, dans la plupart des cas, indispensable. L'abaissement du taux de MES à 20 ou 30 mg/l présente un intérêt certain pour l'épandage souterrain et permet d'en limiter la surface. Ces valeurs sont obtenues en période de fonctionnement normal et lorsque l'installation aérobie est équipée d'une cuve complémentaire permettant de retenir les boues contenues dans l'effluent.

La réduction de la surface d'épandage qu'autorise l'utilisation d'une microstation est controversée. R. Laak (36) propose un coefficient calculé en fonction des caractéristiques de l'effluent par la formule suivante :

$$3 \sqrt{\frac{\text{DBO5} + \text{MES}}{250}}$$

Les valeurs de DBO5 et MES sont exprimées en mg/l. Pour 40 mg/l (DBO5 et MES), ce coefficient est de 0,66, soit environ 30 % de réduction

Au plan des contraintes, la permanence du bon fonctionnement du dispositif aérobie implique un minimum d'entretien et de surveillance. Compte tenu de la fiabilité des équipements actuellement disponibles, un contrat d'entretien auprès d'un organisme spécialisé paraît indispensable. Le coût de ce contrat (500 F au minimum par an par installation) ajouté à celui de l'énergie consommée (environ 400 kWh par an et par installation), se traduit par un doublement de la charge financière supportée par les usagers de l'assainissement individuel (amortissement inclus).

En conclusion, les dispositifs d'épuration aérobie qui peuvent, dans certains cas, se justifier lorsque les surfaces d'épandage sont trop faibles, ne sauraient être considérés comme la forme moderne de l'assainissement individuel. Ils présentent en effet un bilan coût-avantage inférieur à celui des procédés traditionnels utilisant les fosses septiques d'une manière rationnelle (fosses toutes eaux).

2.3. Autres procédés et voies de recherches

L'utilisation de la fosse septique implique nécessairement un approvisionnement en eau supérieur à 40 ou 50 l d'eau par personne et par jour et une voie d'évacuation acceptable disponible en permanence.

Les cas les plus courants, dans lesquels ces conditions ne sont pas réunies, sont les suivants :

- habitat mobile (caravane, chantiers) ;
- habitat en zones très froides où le sol est gelé sur plusieurs dizaines de centimètres (permafrost) ;
- sol perméable sans exutoire naturel acceptable.

Des solutions peuvent être trouvées souvent partiellement par l'utilisation des fosses étanches, des toilettes chimiques ou des WC à compost. **Les WC à broyeurs, qui permettent un rejet dans une conduite de faible diamètre ne constituent en aucune façon un dispositif d'assainissement individuel.**

2.3.1. Fosses étanches

Les fosses étanches sont admises par la réglementation française et encore couramment utilisées. Elles sont constituées par une fosse de 3 à 7 m³ située à l'extérieur de l'habitation et munie d'un évier pour l'évacuation des gaz. Ces fosses ne reçoivent généralement que les eaux vannes. Les chasses d'eaux doivent être remplacées par des dispositifs dits «à effet d'eau» ne consommant que 0,5 à 1 litre d'eau à chaque usage. Les fosses doivent être vidangées lorsqu'elles sont pleines et la destination de leur contenu est la même que celle des boues de fosses septiques.

Il convient d'associer aux fosses étanches un dispositif recevant les eaux ménagères. Compte tenu du risque sanitaire plus faible que présente le rejet de ces eaux, on peut sans doute dans certains cas exceptionnels en admettre le rejet après un traitement plus sommaire que celui qui serait nécessaire pour l'ensemble des eaux vannes et ménagères. Ce traitement pourrait être assuré par une fosse septique de 1,5 à 2 m³ complétée par un lit bactérien ou un épandage de surface réduite. De telles dispositions devront sans doute être envisagées pour l'amélioration d'assainissements individuels existants lorsque la mise en œuvre de procédés classiques se heurte à des contraintes de sites insurmontables (surface insuffisante ou terrain inapte à l'infiltration).

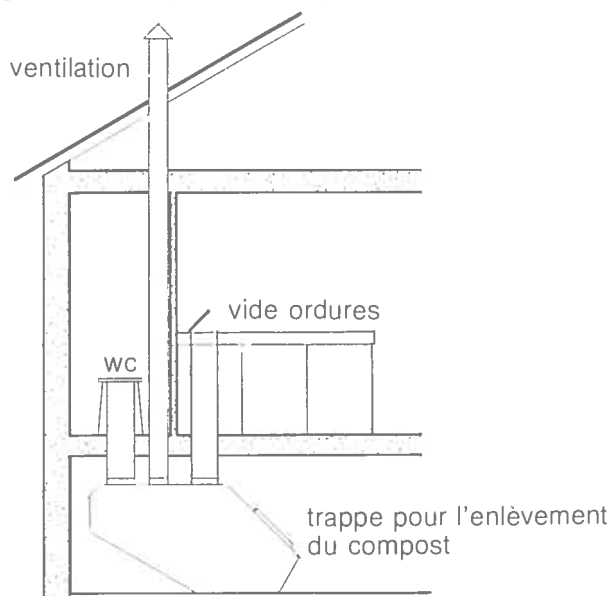
2.3.2. Toilettes chimiques

Les toilettes chimiques équipent généralement les caravanes, les bateaux de plaisance, les avions... Leur principe de fonctionnement est une stabilisation chimique utilisant souvent un produit très alcalin qui a pour but d'éliminer les risques de fermentation et d'émanation d'odeurs et qui détruit les germes pathogènes. L'acceptation en grande quantité du contenu des toilettes chimiques dans des stations d'épuration biologiques peut poser quelques problèmes, en raison de la toxicité du produit chimique utilisé. Il peut, par contre, être mélangé sans risque aux matières de vidange. Comme les fosses fixes, les toilettes chimiques ne reçoivent généralement que les eaux vannes.

2.3.3. Toilettes à compost

Ce sont des procédés nouveaux développés surtout en Norvège et au Canada. Ils utilisent la fermentation aérobie en phase solide. Cela implique une évaporation importante de l'eau facilitée par une élévation de température due aux fermentations ou/et une résistance électrique une ventilation forcée. Un matériau inerte et hydrophile (tourbe) occupe 5 à 10 % du volume de l'appareil à sa mise en service pour faciliter l'installation des fermentations aérobies. Certains dispositifs incluent une résistance chauffante permettant d'accélérer la déshydratation. Un dispositif (38) (Fig. 19) prévoit le traitement des eaux de cuisine. Ce type d'équipement semble réservé à certaines formes d'habitats rustiques utilisés pendant de courtes périodes de vacances par exemple et ne disposant pas d'eau en quantité suffisante.

Fig. 19 TOILETTES A COMPOST



2.3.4. Voies de recherches

Plusieurs procédés concernant surtout les eaux vannes ont été proposés dans le but de limiter la consommation en eau et (ou) la production d'effluent.

Un W.C. sans eau utilise comme liquide d'entraînement une huile non miscible à l'urine aux matières fécales et au gaz qui peut aussi être recyclée après une épuration sommaire.

Un autre dispositif prévoit une utilisation d'eau et son épuration biologique et physique. Enfin, l'incinération des excréta peut être envisagée en l'absence d'eau de transport et nécessite environ 100 g de gaz butane par utilisation.

Le créneau d'utilisation de ces équipements nouveaux restera très vraisemblablement très marginal, dans la mesure où ils n'intéressent pas les eaux usées ménagères. On pourrait sans doute perfectionner les équipements sanitaires en vue de réduire la consommation en eau, sans diminuer les conditions d'hygiène. Cependant les économies d'eau sont à rechercher, en France au moins, beaucoup plus dans l'élimination du gaspillage (fuites au niveau des réseaux internes ou externes et des robinets) que dans les consommations domestiques réellement utilisées.

En conclusion, le sol constitue un milieu récepteur pour les eaux usées domestiques présentant une capacité d'autoépuration importante lorsqu'elle peut être utilisée dans des conditions satisfaisantes. Les risques de pollution des eaux souterraines par les dispositifs d'assainissement individuel sont alors très limités. L'utilisation du sol implique nécessairement un traitement préalable des eaux usées qui peut être réalisé dans de bonnes conditions grâce au dispositif rustique qu'est la fosse septique. Elle recevra l'ensemble des eaux vannes et ménagères et son fonctionnement sera d'autant plus satisfaisant que son volume sera grand. L'utilisation d'une fosse septique n'implique aucune limitation, ni d'exclusive quant à l'emploi des produits ménagers courants.

La qualité du service rendu par l'assainissement individuel et sa pérennité sont très largement conditionnées par la mise en œuvre du dispositif de dispersion dans le sol. En effet, cet élément doit assurer, d'une part la permanence de l'évacuation des débits d'eaux rejetées, d'autre part l'épuration de ces eaux avant qu'elles ne gagnent les nappes phréatiques. De plus, ce dispositif souterrain et pratiquement inaccessible doit présenter une fiabilité exceptionnelle. Enfin, pour des raisons économiques évidentes, son dimensionnement doit être optimisé.

3. Dimensionnement et mise en œuvre de l'épandage souterrain

Pour bien comprendre le fonctionnement d'un épandage souterrain et en déduire les modes d'utilisation et de mise en œuvre, il convient de rappeler le comportement de l'eau dans le sol. L'approche théorique qui peut en être formulée permet de situer les limites de l'approche pratique utilisée pour le dimensionnement et les conditions de mise en œuvre de l'épandage souterrain. Enfin, des procédés non classiques sont disponibles pour faire face à des situations pour lesquelles un dispositif classique ne peut être utilisé.

3.1. Approche théorique de l'écoulement de l'eau dans le sol

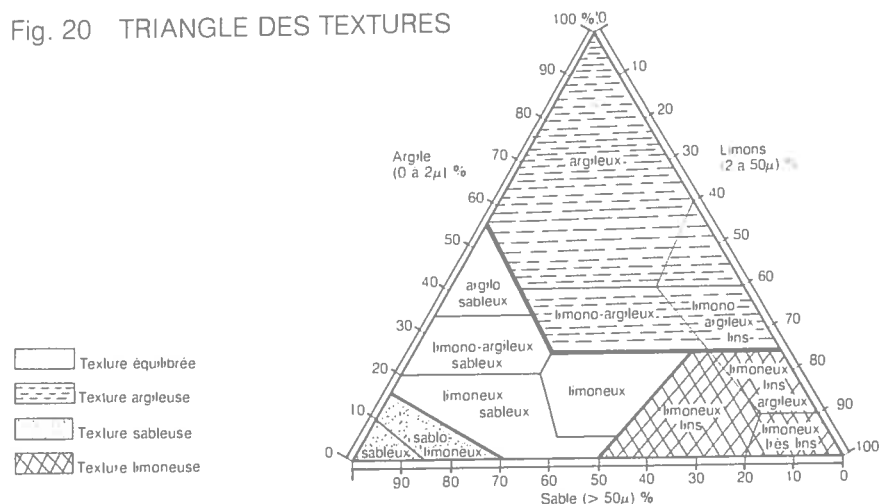
Le comportement de l'eau dans le sol a fait l'objet de nombreuses études en vue d'application au drainage ou à la réalimentation des nappes d'eaux souterraines. Son appréhension repose principalement sur les notions de porosité et de perméabilité, de saturation et de non saturation qui permettent d'établir les lois et les paramètres théoriques des écoulements. A ces notions, s'ajoute celle qui concerne le colmatage, dont l'importance est essentielle, compte tenu de la nature du liquide infiltré qui diffère significativement de celle d'une eau claire.

3.1.1. Porosité et perméabilité d'un sol

Un sol peut se définir comme un assemblage plus ou moins hétérogène de particules solides et d'espaces interparticulaires remplis d'eau ou d'air.

La description d'un sol est guidée par les deux notions fondamentales de structure et de texture. La texture caractérisant les composants mêmes du sol est décrite par la granulométrie.

Fig. 20 TRIANGLE DES TEXTURES



La granulométrie permet de classer les sols en fonction de la taille des particules.

Classification des sols (d'après Atterberg)					
Argile	Limon	Sable fin	Sable grossier	Graviers	Cailloux
$< 2\mu$	20μ	200μ	2 mm	20 mm	

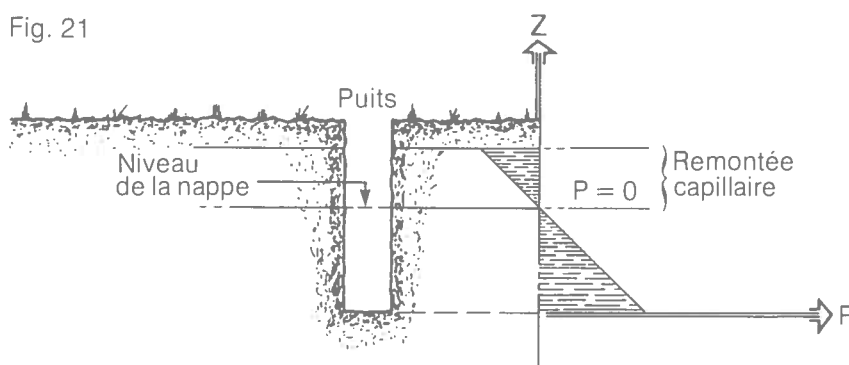
La structure caractérise l'assemblage des composants du sol et conduit à la notion de porosité. Cette porosité peut se définir comme le volume laissé disponible par les constituants solides du sol. Elle se présente sous forme de micro ou de macroporosité suivant la taille des espaces. La macroporosité pourra être celle d'un sable grossier, mais aussi d'un sol limoneux contenant des agrégats ou dans lequel des organismes vivants animaux (vers de terre) ou végétaux (racines) ont établi des canaux aux formes irrégulières et discontinues.

La perméabilité d'un sol, qui peut se définir comme sa capacité à transmettre l'eau, ne découle pas directement de la porosité globale, mais de la taille, de la continuité, et de l'irrégularité de cette porosité. Un sol argileux, dont la porosité globale peut être élevée, transmet difficilement l'eau, en raison de la prépondérance de la microporosité. A l'inverse, un sol sableux dont la porosité globale peut être inférieure à celle d'un sol argileux, transmet beaucoup mieux l'eau, en raison de sa macroporosité. La structure d'un sol n'est pas une donnée statique car elle peut se modifier sensiblement sous l'effet de divers processus, tels que la succession de phases d'humidité et de dessèchement, voire de gel, l'activité biologique (y compris le développement des racines des plantes), les pratiques culturales... Ces processus peuvent contribuer à la formation d'agrégats augmentant la macroporosité. Au contraire, certains phénomènes comme le compactage mécanique ou la solubilisation de certains ions vont dissocier les agrégats et réduire la porosité.

3.1.2. Caractérisation de l'eau dans le sol : saturation et non saturation *

Lorsqu'on creuse un puits (Fig. 21) dans un sol renfermant une nappe, le niveau de l'eau s'établit à la cote correspondant à $P = 0$, niveau de pression atmosphérique.

Fig. 21



On définit deux domaines

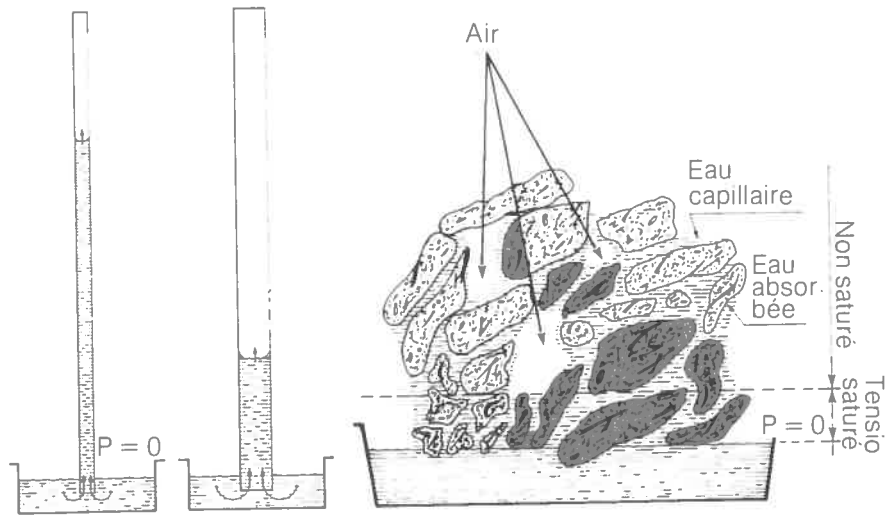
- en dessous du niveau de la nappe, un domaine où le sol est saturé et où les pressions de l'eau sont positives ;
- au-dessus, le domaine des remontées capillaires, où les pressions de l'eau dans le sol sont négatives, l'eau y est en tension.

Dans le domaine saturé, les pressions sont mesurées par des piézomètres. Dans le domaine capillaire, les tensions sont mesurées par des tensiomètres.

Dans ce dernier domaine, la remontée de l'eau au-dessus du niveau $P = 0$ cesse quand le poids de la colonne d'eau est égal à la force d'attraction entre le sol et le liquide (énergie de surface développée au niveau des interfaces eau-air). On définit ainsi la pression capillaire, ou succion, qu'on peut exprimer en millibars ou en cm d'eau.

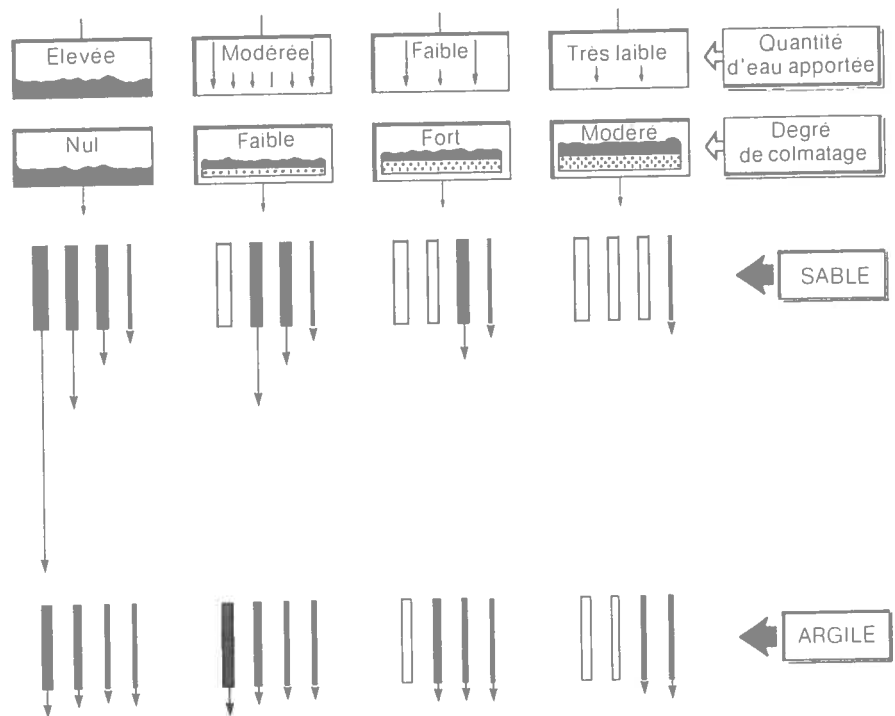
* Les éléments de ce chapitre, qui constituent l'objet principal des recherches sur l'assainissement individuel actuellement en cours dans divers pays, proviennent d'un rapport établi par le BURGEAP. (39)

Fig. 22



Dans des tubes capillaires, la succion, autrement dit la remontée de l'eau, est d'autant plus grande que le diamètre du tube est plus petit (Fig. 22). Dans un sol que l'on peut assimiler à un ensemble de tubes ou de pores de différents diamètres, on assiste au même phénomène. Jusqu'à une certaine hauteur, comptée à partir de la surface libre à pression nulle, tous les pores sont remplis d'eau. On définit ainsi une zone qui est saturée et où l'eau est néanmoins en tension : zone «tensio-saturée». Au-delà, seuls les pores les plus fins sont remplis d'eau, les plus gros pores étant remplis d'air. On définit ainsi la zone non saturée. En écoulement vertical, la non-saturation s'observe dès que la quantité d'eau apportée au sol est réduite en deçà d'une valeur donnée, laquelle dépend de la perméabilité du sol. Prenons par exemple le cas schématisé d'un sable et d'une argile (Fig. 23), sur lesquels on apporte ou de l'eau claire, dont on réduit progressivement le débit, ou une eau colmatante (effluent) qui va provoquer l'apparition d'un dépôt de plus en plus épais et imperméable.

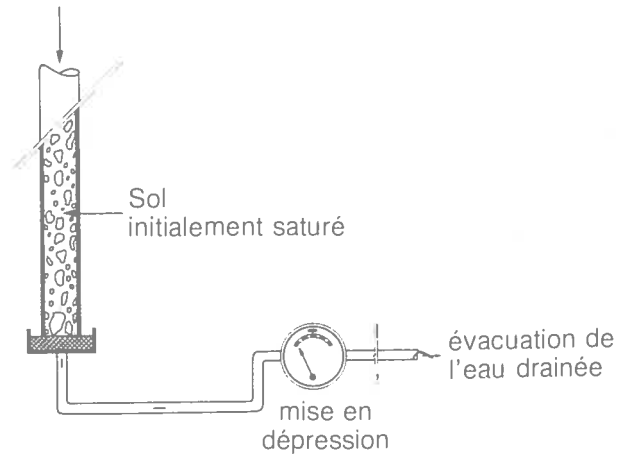
Fig. 23



Dans un premier temps, l'écoulement est saturé. Tous les pores, tant du sable que de l'argile, sont à tout instant remplis d'eau. L'eau s'écoule sous l'effet de la gravité. Les plus gros pores conduisent les plus gros débits. Dans les phases suivantes, l'eau a tendance à être arrêtée par la membrane très peu perméable que constitue la tranche colmatée. Elle ne peut la traverser que si elle est attirée vers le bas par une succion suffisamment élevée, donc par celle qu'exercent les pores les plus fins. Les pores les plus gros vont se drainer et se remplir d'air, l'écoulement sera non saturé. A un écoulement de type gravitaire succèdera un écoulement de type capillaire, le passage d'un type d'écoulement à un autre s'effectuant plus tardivement dans l'argile que dans le sable, en raison de la

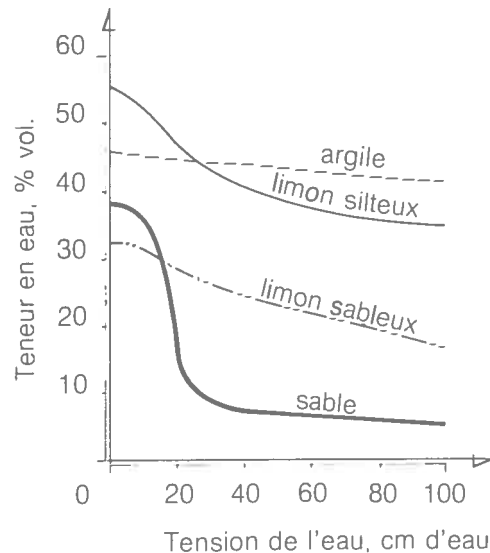
différence de porosité des deux sols. Un phénomène semblable au précédent a lieu en absence de colmatage. Lorsque l'apport décroît, il n'y a pas assez d'eau pour remplir tous les pores et il s'établit une compétition entre ceux-ci, qui se traduit par un drainage des plus gros au bénéfice des plus fins, dont le pouvoir de succion est plus élevé. Au cours du processus de désaturation, la diminution de la teneur en eau du sol s'accompagne d'une augmentation de tension de l'eau dans le sol. Pour tracer la courbe liant ces deux grandeurs, on procède en laboratoire selon le schéma indiqué sur la figure 24. On part généralement d'un sol initialement saturé, dont la teneur en eau est donc connue, et l'on crée une dépression croissante à la base de la carotte, en laissant à l'air la possibilité de venir remplacer l'eau extraite par dépression de l'échantillon. A chaque étape de dépression la valeur T lue sur le manomètre représente la tension des plus gros pores remplis à l'instant de la mesure.

Fig. 24



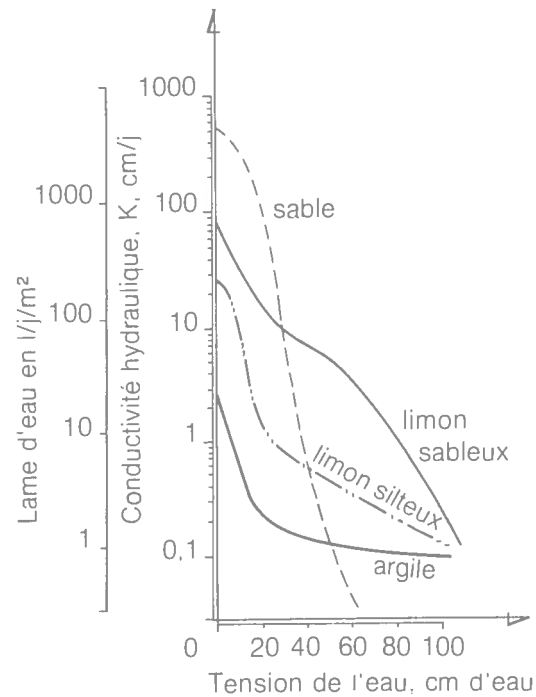
A ce même instant, on connaît la teneur en eau du sol par la mesure du volume d'eau extrait de la carotte. On peut alors tracer des courbes du type de celles que donne la figure 25 qui montre notamment que le sable draine rapidement, et pour de faibles tensions, l'eau de ses pores les plus gros, tandis que l'argile dont les pores sont plus fins tend à retenir l'eau, même pour des tensions élevées.

Fig. 25



En écoulement saturé, tous les pores conduisent l'eau. En écoulement non saturé, seuls les plus fins jouent ce rôle. La capacité d'un sol à infiltrer de l'eau est donc plus faible dans le second cas et d'autant plus que l'eau est confinée dans des pores de plus petits diamètres. Cette capacité s'affaiblit donc avec la diminution de teneur en eau ou encore avec l'augmentation de tension. La capacité d'un sol à infiltrer en saturé de l'eau est exprimée par une grandeur appelée «perméabilité» qui est une constante. En sol non saturé, cette capacité n'est plus une constante puisqu'elle dépend de l'état de teneur en eau ou de tension de l'eau. Afin de marquer la différence, on ne l'appelle plus perméabilité, mais «conductivité hydraulique». La connaissance de la courbe de conductivité hydraulique d'un sol devrait être une donnée fondamentale de tout projet d'infiltration, surtout lorsqu'il s'agit de fluides colmatants. A chaque régime d'apport ou chaque degré de colmatage correspond une valeur de tension T dans le sol (pouvant être mesurée par un tensiomètre) et une valeur de débit infiltré. On peut alors tracer des graphes du type de ceux que représente la figure 26.

Fig. 26



Les quatre sols représentés ont des perméabilités en saturé ($T = 0$) qui sont comprises en $K_{sat} = 5,5$ m/j pour le sable et $K_{sat} = 0,03$ m/j pour l'argile.

On remarque que :

- pour le sable, la conductivité hydraulique, relativement élevée à saturation, chute assez rapidement lorsque le sol se désature. Ce résultat indique que le sable possède une porométrie assez uniforme, constituée quasi uniformément de gros pores. Pour des tensions élevées - consécutives par exemple à un fort colmatage - la conductivité hydraulique d'un sable peut devenir inférieure à celle d'un limon ou d'une argile ;

- pour le limon sableux, la réduction de conductivité hydraulique est moins abrupte que dans le sable. Les pores sont mieux distribués, des gros jusqu'aux fins ;

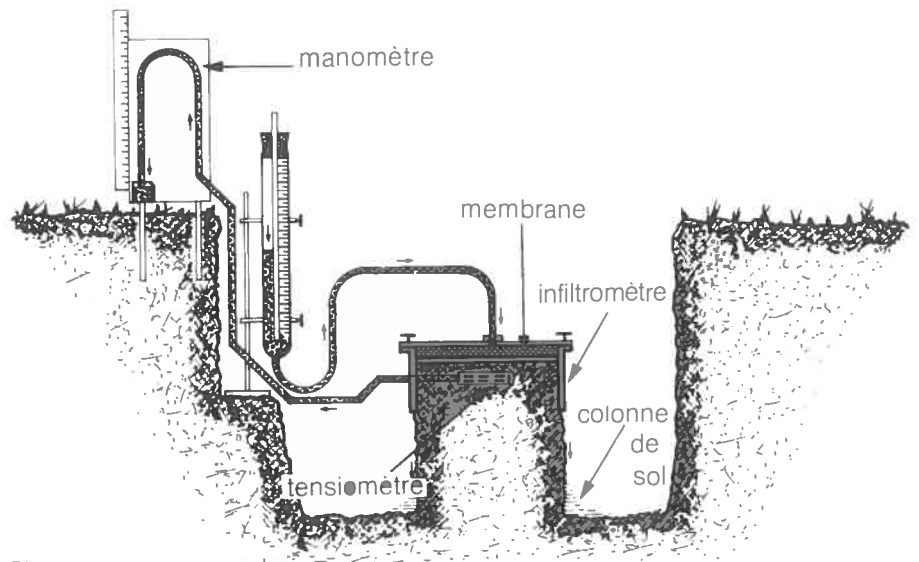
- pour un limon silteux, on constate une chute assez rapide depuis la saturation jusqu'à des tensions de 20 cm d'eau, puis une lente décroissance de 20 jusqu'à 100 cm d'eau de tension. L'allure de la courbe montre qu'il existe deux populations de pores et de diverses origines : des pores assez gros, trous de racines ou de vers, qui se désaturent tout d'abord, et des pores très fins au sein de la matrice granulaire ;

- pour l'argile, la même remarque peut être faite, les conductivités prenant évidemment des valeurs inférieures à celles d'un limon.

Ces valeurs peuvent être obtenues par la méthode du test à membrane (crust test) développé par Bouma et qui a fait l'objet de nombreuses publications.

Sa mise en œuvre exige de grandes précautions pour éviter de perturber les dispositions naturelles du sol en place. Une colonne de sol dégagée au niveau de l'épannage futur est coiffée d'un infiltromètre constitué par un collier étanche avec un couvercle qui permet d'admettre un débit constant d'eau (Fig. 27). Un tensiomètre est placé dans la

Fig. 27 TEST A MEMBRANE (BOUMA)



colonne, juste au-dessous de la surface d'infiltration et permet de mesurer la tension d'humidité du sol et son degré de saturation. Pour maintenir les conditions d'un sol non saturé, une couche colmatée est disposée à la surface de la colonne du sol. Elle est réalisée par une membrane d'un mélange de gypse et de sable.

Il s'établit donc un débit constant réglé par la membrane et la pression d'eau amont et qui est indépendant de la qualité du sol. En fonction de ce débit et de la qualité du sol, une force de succion du sol, pratiquement uniforme, s'établit au-dessous de la membrane et définit une valeur du coefficient K . Plusieurs tests réalisés avec des membranes de résistance hydraulique différentes permettent d'obtenir plusieurs valeurs de K et définir la courbe de variation de K en fonction de la force de succion.

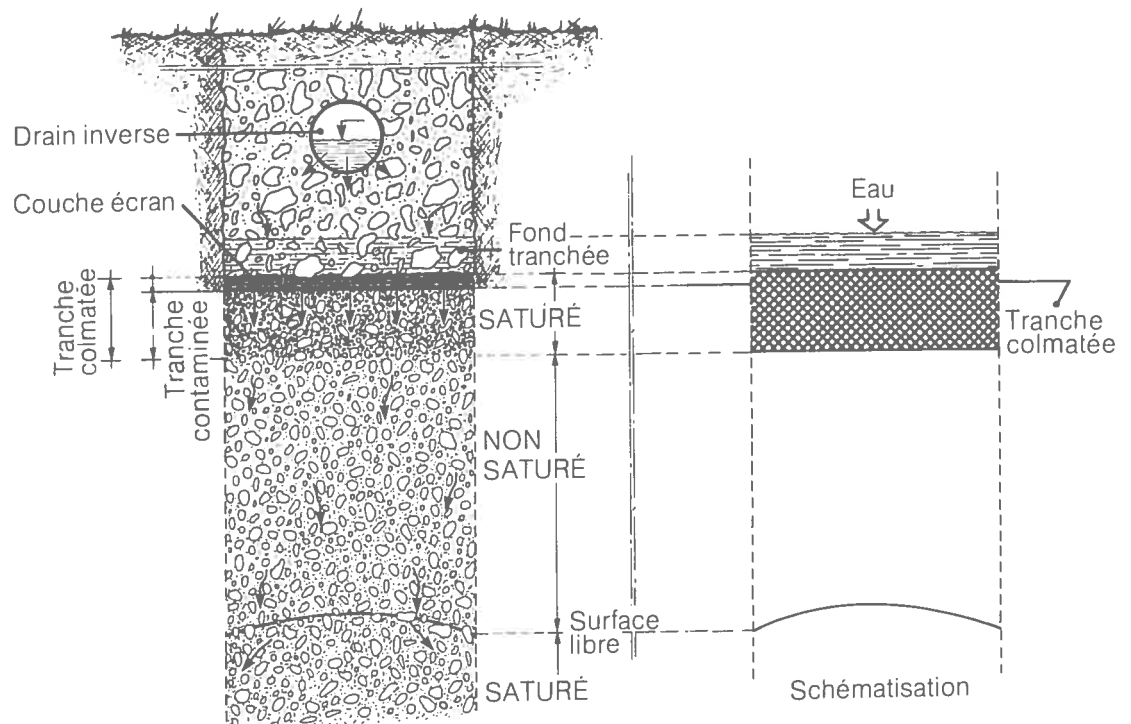
L'utilisation de cette courbe pour le dimensionnement d'un épandage souterrain passera par la mesure de tension d'humidité mesurée sur des épandages existants situés dans des sols de même nature.

3.1.3. Lois et paramètres des écoulements

La connaissance des lois et des paramètres des écoulements de l'épandage souterrain peut permettre de juger rapidement de la faisabilité des projets, éviter les principales erreurs de dimensionnement et éventuellement déterminer les causes de mauvais fonctionnement. Les données qui précèdent permettent d'illustrer le fonctionnement hydraulique d'un épandage souterrain (Fig. 28).

Fig. 28

SCHEMATISATION DE L'ECOULEMENT DANS UN DISPOSITIF D'INFILTRATION BASSIN OU TRANCHEE FILTRANTE



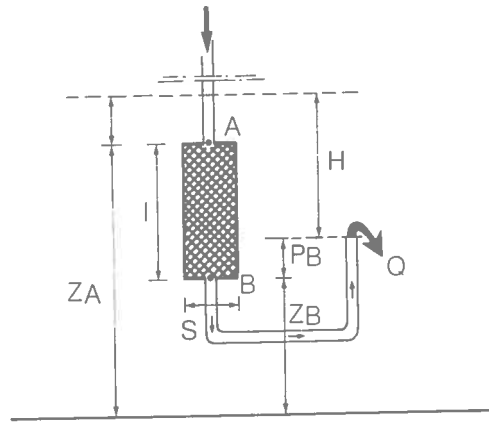
Cette illustration montre que sous une tranchée filtrante il existe trois domaines d'écoulement :

- . un écoulement saturé coextensif de la zone colmatée,
- . un écoulement non saturé dans le sol support de l'épandage,
- . un écoulement saturé dans la nappe réceptrice.

L'étude de l'écoulement dans ce dernier domaine relève de l'hydrogéologie classique. L'ensemble des deux premiers écoulements constitue un chapitre particulier de l'hydraulique des milieux poreux : l'infiltration colmatante. Avant de l'aborder, il convient d'examiner, même sommairement, les lois et les paramètres concernant chaque domaine pris séparément.

. Ecoulement saturé

Fig. 29



La figure 29 représente l'expérience bien connue du perméamètre de Darcy qui consiste à faire s'écouler un débit Q constant au travers d'une carotte de sol de longueur l et de section S. Si K est le coefficient de perméabilité, on a :

$$Q = K.S \frac{H_A - H_B}{l} = K.S \frac{H}{l}$$

On définit $i = \frac{H}{l}$, gradient de la charge hydraulique

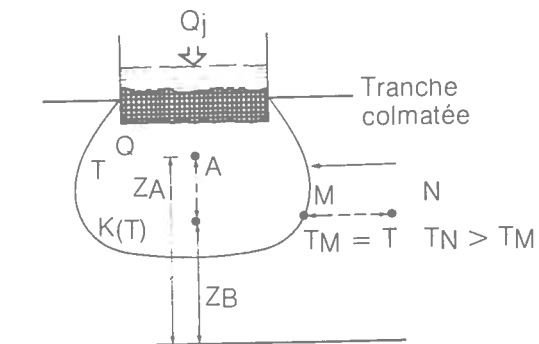
$$Q = K.S.i$$

Si q est le débit par unité de surface, $q = K.i$

. Ecoulement non saturé

L'écoulement sous une tranchée filtrante déjà colmatée au moment de sa remise en eau après une brève période de chômage peut se schématiser par la figure 30.

Fig. 30



Au cours d'une période transitoire - qui prend fin lorsque s'installe un régime permanent représenté sur la figure 31 - on assiste à l'avancée d'un front d'humidification qui a la forme d'un bulbe. Les teneurs en eau du sol sont plus faibles à l'extérieur du bulbe qu'à l'intérieur (les tensions sont donc plus grandes à l'extérieur). A l'intérieur du bulbe, la teneur en eau est la même en tout point, de même que la tension. Soit T la valeur de cette tension, la conductivité hydraulique à l'intérieur du bulbe est donc $K(T)$.

Dans le cas de l'écoulement sur une horizontale entre 2 points M et N, M étant situé à la limite du bulbe, les tensions en N et M sont telles que :

$$T_N > T_M = T$$

Cette relation signifie que la force de succion en N est supérieure à ce qu'elle est en M. Entre M et N, il existe donc un potentiel capillaire tel qu'un flux s'établit de M vers N.

Entre 2 points A et B sur une verticale, à l'intérieur du bulbe et d'après ce qui précède $T_A = T_B = T$, le potentiel capillaire entre A et B est donc nul. L'écoulement de A vers B est uniquement gravitaire et le gradient de la charge hydraulique est égal à l. En effet, comme dans le cas du perméamètre de Darcy, mais cette fois-ci avec une conductivité hydraulique égale à $K(T)$, la relation débit-charge s'écrit :

si l est la distance séparant A et B, on a

$$q = K_{(T)} \frac{H_A - H_B}{l}$$

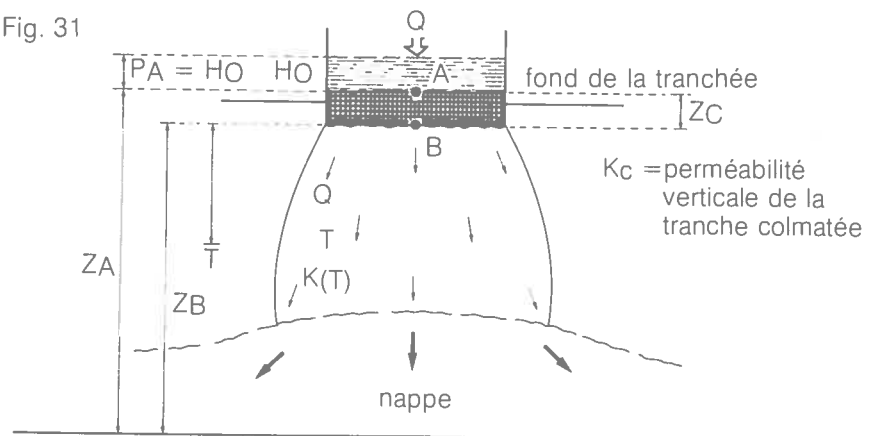
$$q = K_{(T)} \frac{(Z_A - T) - (Z_B - T)}{Z_A - Z_B} = K_{(T)} \times l$$

$$q = K_{(T)}$$

. Ecoulement avec colmatage

Après la phase transitoire de mise en eau, il s'établit sous la tranchée filtrante un régime permanent de l'écoulement (1) qui est représenté sur la figure 31 et qui correspond aux conditions permanentes dans lesquelles l'épandage souterrain doit fonctionner. En pratique, et pour simplifier, on néglige la dispersion latérale due aux effets capillaires et l'on admet que sous la tranchée l'écoulement est unidimensionnel et vertical.

Fig. 31



A l'intérieur du bulbe, qui a désormais atteint la nappe et dont les limites sont fixées - la teneur en eau et la tension étant les mêmes partout, on notera qu'il n'y a pas succion d'un point à un autre du bulbe, mais succion par rapport à la tranche colmatée.

Nous allons exprimer le flux, d'une part au travers du bulbe, d'autre part au travers de la tranche colmatée. Dans tous les cas, q sera le débit par unité de surface de la plage d'infiltration que constitue la tranche colmatée.

. Flux au travers du bulbe

Comme on l'a vu précédemment, on a :

$$q = K_{(T)}$$

. Flux au travers de la tranche colmatée

Comme dans la carotte de sol du perméamètre de Darcy, l'écoulement est saturé dans la tranche colmatée. Seules diffèrent les conditions de charge aux limites du domaine.

Si Z_C est l'épaisseur de la tranche colmatée et K_C sa perméabilité verticale, on a comme auparavant :

$$q = K_C \frac{H_A - H_B}{Z_C}$$

$$H_A = P_A + Z_A$$

$$H_B = -T + Z_B$$

$$q = K_C \frac{[P_A + Z_A] - [-T + Z_B]}{Z_C}$$

(1) En pratique, il n'en est pas exactement ainsi car l'infiltration ne s'effectue pas à niveau constant. L'effluent est en effet envoyé dans le dispositif d'épandage souterrain par «chasses» périodiques ; on est donc en présence d'une infiltration pulsée. Toutefois, l'allure des phénomènes reste à peu près la même.

Si l'on écrit $PA = Ho$, épaisseur de la tranche d'eau dans la tranchée filtrante, il vient :

$$q = K_c \frac{Ho + T + Z_c}{Z_c} \quad \begin{array}{l} Z_c \text{ exprimé en cm} \\ K_c \text{ exprimé en cm/jour} \end{array}$$

On introduit alors la grandeur $R_c = \frac{Z_c}{K_c}$ «résistance hydraulique» de la tranche colmatée, d'où l'expression finale du flux au travers de cette tranche :

$$q = \frac{Ho + T + Z_c}{R_c} \quad R_c \text{ exprimé en jours}$$

On écrit alors que le flux à travers la tranchée colmatée est égal au flux à travers le bulbe, ce qui donne :

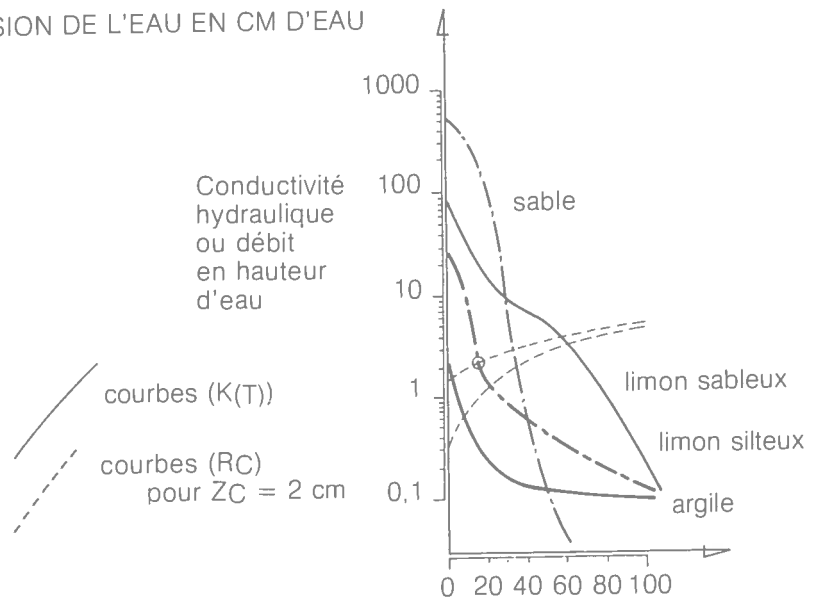
$$q = K_{(T)} = \frac{Ho + T + Z_c}{R_c}$$

Ces égalités constituent la **formule générale de l'épandage souterrain**.

Dans un espace $[Q = K_{(T)}, T]$, cas de la fig. 31, il est donc possible de tracer une courbe $[K_{(T)}]$, typique du sol, et une courbe $[R_c]$, typique du colmatage, donc notamment de l'effluent, telles que la capacité d'infiltration du dispositif d'épandage souterrain est le point de rencontre de ces deux courbes. Les courbes $[K_{(T)}]$ sont obtenues par le «test à membrane» ; les courbes R_c par l'analyse du fonctionnement [détermination de Ho et Z_c] et des résultats hydrauliques (détermination de q) de dispositifs existants. A titre d'illustration, la fig. 32 reprend le cas des 4 sols de la fig. 26 en y superposant des courbes (R_c) pour $R_c = 20 j$, qui semble a priori être une valeur moyenne pour des effluents de fosse septique.

Fig. 32

TENSION DE L'EAU EN CM D'EAU



Inversement, supposons que l'on projette de réaliser un épandage souterrain sur un limon silteux. Si au préalable on a acquis des données sur les valeurs que peut prendre R_c en réalisant des suivis de dispositifs, il est possible d'effectuer une précision de la capacité d'infiltration, donc de dimensionner rationnellement le système de tranchées en fixant à R_c une valeur estimée mais probable.

Par exemple, si on estime que $R_c = 20 j$, pour $Ho = 30$ cm, la capacité d'infiltration prévisionnelle est un peu supérieure à 2 cm/j ou encore à 20 l/j/m², si toutefois macroporosité du limon silteux n'est pas détruite durant les travaux. Sur ces bases, on calcule qu'une habitation de 5 personnes produisant 500 l/j d'effluent nécessiterait la mise en œuvre de 40 m de tranchées de $0,60$ m de largeur.

Avant d'être un outil de prédiction la fig. 32 peut être un outil très efficace de réflexion. Outre qu'elle permet de saisir tout l'intérêt qu'il y aurait à procéder à des auscultations et des suivis de dispositif d'épandage souterrain, elle montre l'influence de

paramètres tels que H_0 , de la qualité de l'effluent, du type de sol, de la perméabilité à saturation, des macroporosités, etc...

NOTA - Dans l'exposé qui précède, on a supposé que la teneur en eau ou encore la tension de l'eau T dans le sol sous les tranchées ne sont pas sous la dépendance des remontées capillaires de la nappe, ce qui est le cas si le niveau de cette dernière est suffisamment profond. En périodes pluvieuses, lorsque les niveaux s'élèvent, la tranche envahie par les remontées capillaires s'élève avec eux (cf. fig.31). Les teneurs en eau augmentant, il s'ensuit une diminution de T , donc, T étant une composante importante de la charge hydraulique (cf. formule finale) une réduction qui peut s'avérer brusque de la capacité d'infiltration. Le phénomène a donc lieu avant même ou sans que la nappe ne vienne baigner le fond des tranchées. En pratique, le niveau de la nappe ne devrait jamais remonter à moins de 1 m à 1,50 m du fond des tranchées suivant le type de sol.

3.1.4. Le colmatage

Lorsqu'un effluent est admis dans un épandage souterrain, il se forme à la surface d'infiltration une zone de colmatage. Le taux d'infiltration diminue et la couche supérieure du sol concernée se sature. Le sol ne peut alors assurer le transport de l'eau que si l'eau peut traverser la couche colmatée grâce à la pression hydrostatique s'exerçant au-dessus de la surface et surtout grâce à la force de succion capillaire qui s'exerce par en dessous (40) (41). Plusieurs processus peuvent simultanément ou non conduire à l'installation d'une couche colmatée ; les plus fréquemment observés sont :

- le compactage et le malaxage (corroyage) du sol au moment de la mise en œuvre de l'épandage,
- l'obstruction des pores par des particules solides en suspension dans l'effluent, le développement et l'accumulation d'une culture bactérienne,
- la détérioration de la structure par des échanges d'ions sur les particules d'argile,
 - la précipitation de sulfures métalliques insolubles,
 - les excréments de polysaccharides par certaines bactéries.

Le mauvais fonctionnement des épandages souterrains qui se manifeste au cours des deux premières années est souvent dû à une mise en œuvre défectueuse.

La structure du sol, dont dépend en premier lieu la qualité d'un épandage souterrain, peut être partiellement ou totalement détruite au cours de la mise en œuvre. Lorsque les terrassements mécaniques sont réalisés en période pluvieuse, l'eau agit avec les particules d'argile comme un lubrifiant qui confère au sol une plasticité très néfaste. Le malaxage de l'argile obstrue de manière irréversible les pores du sol les plus gros. Ce phénomène est d'autant plus dommageable que l'humidité du sol est élevée et que la proportion d'argile est importante. Le compactage peut résulter du passage d'engins lourds tels que les pelles mécaniques et de l'exposition aux pluies des tranchées ouvertes.

Lorsque les précautions nécessaires ont été prises pendant la mise en œuvre, le colmatage normal dû aux processus physiques et biologiques se développe en trois phases :

- une phase initiale lente,
- une phase rapide entraînant une résistance importante à l'écoulement et conduisant à une stagnation non permanente en fond de tranchée,
- une phase d'équilibre qui peut être stable plusieurs dizaines d'années.

Le développement initial de la zone colmatée est dû surtout à l'accumulation des matières en suspension provenant de l'effluent et qui sont arrêtées à la surface d'infiltration. Entre deux périodes d'alimentation, le liquide s'infiltré de plus en plus lentement. La flore aérobique qui s'installe normalement et rapidement dans cette couche colmatée va décomposer la majeure partie de ces matières en suspension essentiellement organiques. Elle contribue ainsi au nettoyage des pores colmatés. Elle ne sera

cependant suffisamment efficace que si l'air, et avec lui l'oxygène, peut pénétrer dans la surface d'infiltration entre deux arrivées d'eau.

Après cette phase initiale qui peut être assez longue lorsque le sol présente une macroporosité importante, les périodes d'aérobiose entre deux arrivées d'eau deviennent insuffisantes pour que les bactéries aérobies soient en mesure d'effectuer seules la dégradation des matières organiques. Une flore nouvelle s'installe comprenant des bactéries aérobies facultatives et des anaérobies strictes. Leur action est beaucoup moins rapide et le colmatage augmente rapidement. Des sulfures provenant de la réduction des sulfates par la flore anaérobie vont précipiter sous forme d'éléments insolubles et former des dépôts noirs. Participant aussi au colmatage, certains micro-organismes vont en plus excréter des matières gélatineuses telles que des polysaccharides qui accélèrent encore le colmatage. **A ce stade, la surface d'infiltration se présente comme un tapis dont l'épaisseur se stabilise. Le dispositif atteint un régime d'équilibre entre l'accroissement du colmatage et l'activité biologique assurant la dégradation des matières. Si cet état d'équilibre correspond au débit admis sur le terrain d'épandage, la pérennité du système est assurée pour plusieurs dizaines d'années.**

La durée de vie des épandages a fait l'objet de plusieurs études dont les résultats diffèrent sensiblement (42) (43) (44) (45). Pour Clayton (42) 94 % des épandages sont encore en service après 20 ans de fonctionnement. Pour E. Jones, citant une étude sur 2 845 dispositifs dans le Connecticut, la durée de demi-vie (défaillance de la moitié des dispositifs) serait comprise entre 23 et 38 ans selon la qualité des sols.

Le processus de colmatage n'est pas irréversible. Il peut en particulier régresser très rapidement après une période de repos ou une diminution très sensible du rythme d'alimentation si les conditions aérobies deviennent prépondérantes. Ce phénomène très important est très intéressant pour les habitants temporaires. Contrairement à une idée reçue, **l'assainissement individuel par fosse septique et épandage souterrain est donc bien adapté aux résidences secondaires.** Pour les cas difficiles, certains spécialistes pensent qu'on aurait intérêt à prévoir un dispositif d'épandage constitué en deux éléments distincts permettant la mise au repos d'une partie du système.

3.2. Approche pratique du dimensionnement de l'épandage souterrain

En raison de l'hétérogénéité des sols et de l'originalité de chaque site pouvant recevoir un épandage souterrain, on doit faire appel à une approche pragmatique basée sur deux types de critères :

- critères qualitatifs du sol et du sous-sol,
- critères semi-quantitatifs de perméabilité, fournis par des tests de percolation.

La prise en compte de ces différents critères doit conduire à un dimensionnement des épandages souterrains tel que leur fonctionnement puisse être considéré comme satisfaisant pendant une durée de plusieurs dizaines d'années, ce qui implique l'adoption d'un coefficient de sécurité.

3.2.1. Critères qualitatifs du sol et du sous-sol

La caractérisation du terrain destiné à l'épandage prend généralement en compte les critères suivants :

- le niveau du substratum,
- le niveau de remontée maximale de la nappe,
- la proximité d'un puits d'alimentation en eau potable,
- la nature du substratum en fonction de sa perméabilité:
 - . substratum imperméable,
 - . perméable en grand (fissuré ou graveleux),
 - . perméable en petit,
- la pente du terrain.

En théorie, **la pente du terrain ne devrait pas être un obstacle à la réalisation d'un épandage souterrain**, et une bonne réalisation devrait éviter les risques de résurgences du liquide infiltré. Cependant, on peut

considérer qu'une pente supérieure à 15 % entraîne des difficultés d'exécution difficiles à surmonter.

Un substratum perméable en petit, tel que du sable, prolonge dans sa zone non saturée l'action épuratrice commencée dans le sol.

Un substratum perméable en grand présente des risques élevés de courts-circuits hydrauliques. Il faut, entre le niveau d'épandage et celui du substratum, une épaisseur de sol d'environ 1 m pour assurer une élimination convenable des germes.

Un substratum imperméable sera dans la plupart des cas surmonté d'une nappe permanente ou temporaire. En l'absence de nappe, **le niveau du substratum devrait être à plus de 1,5 à 2 m de la surface du sol**, afin de permettre un écoulement sans risque de résurgence. En présence d'une nappe, c'est le niveau de cette nappe qui doit être pris en compte. **Le niveau atteint par la nappe est un paramètre fondamental. En effet, l'efficacité des forces de succion qui permettent à l'eau de franchir la barrière que constitue la couche colmatée est étroitement liée à l'humidité du sol et cette tension devient nulle lorsque le sol est saturé.** On admet que le niveau maximum atteint par la nappe doit être à plus de 0,80 à 1 m du niveau de l'épandage, ce qui correspond à environ 1,50 m du niveau du sol.

Le niveau de remontée de la nappe peut être déterminé soit directement par piézométrie en fin d'hiver, soit indirectement par l'observation des signes de stagnation de l'eau dans le sol dans une tranchée d'observation pédologique qui caractérisent l'hydromorphie du sol. Les sols bien drainés sont généralement de couleur brune et uniforme. Cette couleur est due en grande partie à des oxydes de fer et de manganèse finement divisés et répartis de manière homogène. Lorsque des conditions d'anaérobiose prévalent pendant de longues périodes de saturation en eau, le fer et le manganèse sont mobilisés sous des formes réduites (hydroxydes). Ils sont ensuite réoxydés lorsque reviennent les conditions aérobies. Les cycles répétés de saturation et de sécheresse entraînent des concentrations locales de ces oxydes qui forment des dépôts de couleur rouille. Les sols dans lesquels beaucoup de fer et de manganèse ont été complètement réduits évoluent du brun vers le gris (le gley) et indiquent des zones continuellement saturées.

Les taches observées dans les sols soumis à des variations du niveau des nappes sont généralement de couleur rouge orangée avec une partie centrale gris brun. La limite supérieure de la présence de ces marbrures permet généralement une bonne estimation du niveau le plus haut atteint par la nappe d'eau. Certains sols, dans lesquels la nappe remonte temporairement jusqu'en surface, laissent apparaître une couche très blanche dans laquelle on trouve des concrétions scoriacées noirâtres. Cette observation peut permettre aussi de déceler une nappe perchée temporaire qui serait très gênante pour le fonctionnement d'un épandage souterrain. Dans ce cas, les marbrures n'apparaissent que dans la couche du sol intéressée par la nappe et disparaissent dans les horizons inférieurs.

La présence d'un puits utilisé pour l'alimentation humaine doit être prise en compte et sa situation examinée par rapport au site prévu pour l'épandage souterrain. Dans les conditions classiques d'un sol suffisamment profond et homogène, la distance classique de 35 m entre le puits et l'épandage apportera une excellente garantie. Par contre, si l'épaisseur du sol est faible, si le socle est fissuré et si la nappe du puits est peu profonde, il convient de réaliser une étude hydrogéologique plus approfondie.

Ces différents critères peuvent se résumer par le tableau suivant (46), **les valeurs proposées ne devant être retenues que comme des ordres de grandeur.**

Aptitude d'un sol à l'épandage souterrain				
Caractéristiques	Très favorable	Favorable	Peu favorable	Exclu
Pente du terrain %	< 2	2 à 8	8 à 15	> 15
Profondeur d'un substratum perméable fissuré ou graveleux en m ☆	> 2	1,5 à 2	1 à 1,5	< 1
Profondeur d'un substratum imperméable en m ☆	> 2,5	1,5 à 2,5	1 à 1,5	< 1
Niveau de la nappe en m ☆	> 3	3 à 1	1 à 0,5	< 0,5

☆ Les profondeurs sont exprimées en fonction de la cote du drain d'infiltration.

Cette caractérisation du site dans lequel doit s'insérer un épandage souterrain peut conduire, lorsqu'une des conditions minima n'est pas remplie, à exclure l'utilisation de l'épandage souterrain. Elle n'est pas suffisante pour en définir le dimensionnement et doit être complétée par une évaluation de la perméabilité du sol au moyen d'un examen approfondi permettant une caractérisation de ce sol et le cas échéant par la réalisation d'un test de percolation.

3.2.2. Evaluation de la perméabilité d'un sol - Test de percolation

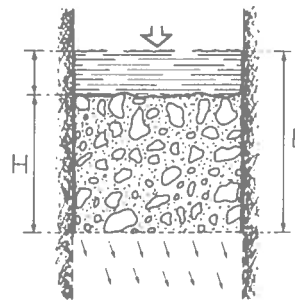
L'évaluation de la perméabilité d'un sol repose sur un test réalisé sur le terrain destiné à recevoir l'épandage au cours duquel on examine l'aptitude du terrain à la percolation de l'eau. Ce test utilisé dans le cas d'un épandage souterrain pour la première fois en 1926 par M. Ryon s'appuie sur la loi de Darcy sur la conductivité hydraulique d'un sol saturé. Cette loi est largement utilisée en hydrologie et en particulier pour le drainage, et a fait l'objet de différents modes d'application. Le plus simple et le plus rapide utilise la méthode de Porchet et tend à se généraliser pour la pratique du test de percolation.

Il consiste à creuser des trous, à les remplir d'eau et à mesurer la vitesse à laquelle est absorbée l'eau (utilisé pour l'étude du drainage des sols, on observe l'arrivée de l'eau dans le trou au lieu de son infiltration).

Le modèle de Darcy est appliqué de la manière suivante : Dans le modèle $Q = KS \frac{L}{H}$ la surface S (Fig. 33) comprend à la fois la superficie du fond et celle de la paroi verticale mouillée. La charge hydraulique peut être considérée comme égale à 1 lorsque le sol a été saturé en profondeur à l'issue d'une période d'humectation suffisamment longue (hypothèse difficile à vérifier).

A l'instant t, le débit instantané Q_t de l'eau est relié à cette surface par la relation : $Q_t = K S t$

Fig. 33



La surface S_t sera constante si le niveau d'eau est maintenu à une valeur fixe. Si le niveau est variable, le calcul du coefficient K est différent. Les deux variantes à niveau constant ou non sont utilisées. Les valeurs proposées par les études réalisées aux U.S.A. ont été obtenues à niveau variable. La méthodologie française (47) s'oriente vers une utilisation systématique de la mesure à niveau constant. Un tableau de correspondance permet de passer des résultats d'une méthode à ceux de l'autre.

Méthode à niveau constant

Pour un tracé de forme cylindrique de diamètre R et pour une variation de niveau de h_1 à h_2 pendant un temps variant de t_1 à t_2 , la valeur de K est donnée par :

$$K = \frac{R}{2(t_2 - t_1)} \ln \frac{h_1 + 2R}{h_2 + 2R}$$

On a en effet :

$$Q = KS = \pi R^2 \frac{dh}{dt}$$

avec $S = \pi R^2 + 2 \pi Rh$, d'où :

$$K dt = \frac{\pi R^2}{\pi R^2 + 2 \pi Rh}$$

Dans un but de simplification, la valeur de K est remplacée par celle d'un coefficient apparent Ka, tel que :

$$K_a = \frac{h_1 - h_2}{t^2 - t_1}$$

Les valeurs de K et Ka sont reliées entre elles par la formule :

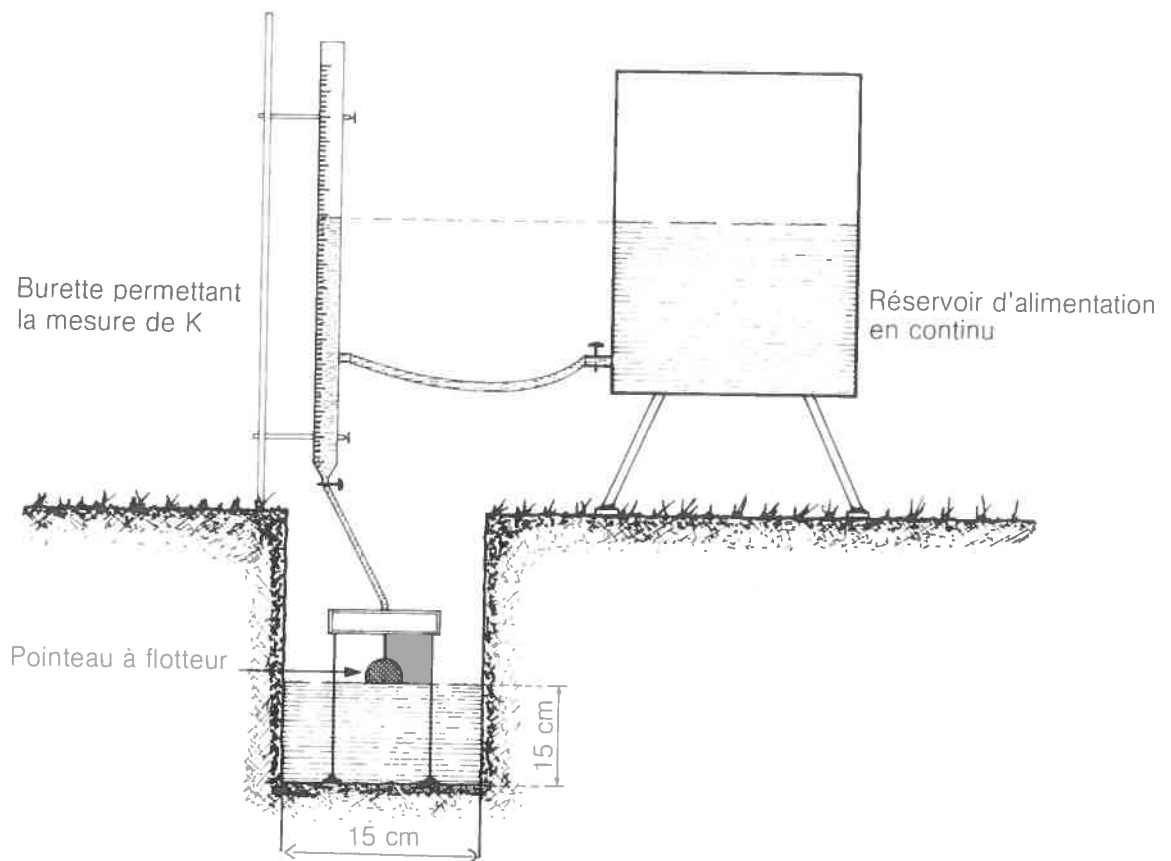
$$\frac{K}{K_a} = \frac{R}{2(h_1 - h_2)} \ln \frac{h_1 + \frac{R}{2}}{h_2 + \frac{R}{2}}$$

qui fait intervenir le diamètre du trou de mesure. Ainsi, pour une même valeur de perméabilité $K = 0,05 \text{ cm/mn}$, les valeurs de K_a varieront de 0,26 pour un diamètre de 10 cm à 0,14 pour un diamètre de 30 cm.

Pour la procédure utilisée aux U.S.A., la valeur de h_1 est fixée à 15 cm et celle de $t^2 - t_1$ à 10 mn.

Dans la mesure à niveau constant (Fig. 34), un dispositif simple, tel qu'une burette de Mariotte ou un appareil à pointeau, permet de maintenir le niveau d'eau à une valeur fixe, quelle que soit la vitesse de percolation. Le volume d'eau écoulé en un temps t à partir d'un réservoir gradué est mesuré lorsque le système est en équilibre. L'expression de K est de la forme $K = \frac{V}{t \times S}$

Fig. 34 MISE EN ŒUVRE DU TEST DE PERCOLATION

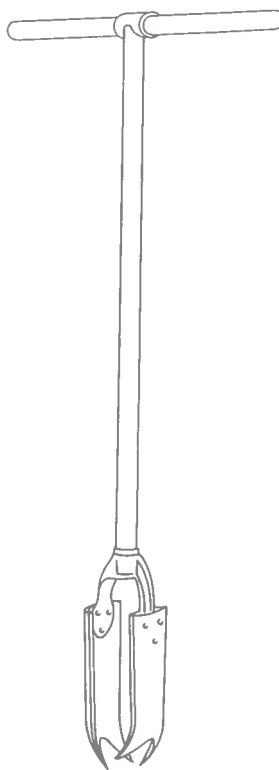


La valeur de K_a est généralement exprimée par les auteurs américains en minute par centimètre ou mn/inch. Il paraît préférable d'exprimer la valeur de K en millimètre par heure (mm/h).

Dans un sol homogène, les deux méthodes conduisent à une valeur de K identique. Par contre, lorsque la mesure est faite à la limite de deux horizons de perméabilités différentes, les valeurs de K sont différentes. Il paraît donc souhaitable d'utiliser à chaque fois que cela est possible la méthode à niveau constant qui peut être automatisée. De

nombreux services publics ou privés sont équipés d'appareils permettant une réalisation facile et rapide des tests de percolation. Les trous forés dans le sol auront un diamètre de 10 à 30 cm qui pourra éventuellement être porté à 40 cm si un matériel correspondant (tarière à poteau montée sur tracteur) est disponible. Une tarière manuelle de diamètre 20 cm convient parfaitement (Fig. 35).

Fig. 35 - TARIERE A MAIN.



La profondeur du trou doit atteindre le niveau auquel sera placé l'épandage. Des essais seront également réalisés à des profondeurs plus importantes (0,50 à 1 m au-dessous du niveau de l'épandage) lorsque le sous-sol présente des problèmes d'hydromorphie. En effet, si au cours d'un essai réalisé en été l'infiltration est très faible ou nulle dans les couches de terrain au-dessous de l'épandage, on peut prévoir la présence d'une nappe temporaire susceptible d'affecter l'épandage pendant l'hiver.

Le nombre de trous de mesures dépend de l'homogénéité présumée du terrain. Les normes américaines prévoient 6 points. Il ne semble pas souhaitable de descendre au-dessous de 3 à 4 points pour un assainissement individuel et 5 à 8 points lorsqu'il s'agit d'un épandage desservant une installation collective.

Cette première série de mesures doit être complétée par d'autres lorsque les résultats obtenus sont trop dispersés. En plus de l'hétérogénéité naturelle des sols, des résultats aberrants peuvent être provoqués par des causes diverses telle que la présence d'une galerie de taupe non détectée à proximité immédiate du trou d'essais par exemple. La phase d'humectation pendant laquelle le niveau d'eau est maintenu constant dans le trou sera d'au moins 4 h, de manière à approcher les conditions saturées dans lesquelles s'applique la loi de Darcy. Dans les terrains très secs, et pour les opérations délicates, il est préférable de porter cette durée à 12 ou 24 h, ce qui implique la disponibilité d'un volume d'eau important. Ainsi, pour 6 trous de diamètre 15 cm avec un coefficient K de 30 mm/h, la consommation d'eau est de 200 l en 12 h et peut poser des problèmes d'approvisionnement.

Il convient de bien souligner que l'application de cette méthode constitue un test et non une mesure précise. Elle a cependant le grand mérite d'impliquer une reconnaissance du terrain dans lequel sera réalisé l'épandage. Au cours de cette manipulation seront collectées d'autres observations concernant la structure du sol, l'hydromorphie, la topographie, dont les relations non exprimées par des chiffres n'en sont pas moins utiles à la mise en œuvre du dispositif.

3.2.3. Dimensionnement

La littérature technique propose de nombreuses interprétations du test de percolation. Le tableau suivant permet d'apprécier la disparité des valeurs proposées par différents auteurs (les valeurs américaines sont généralement données en mn/inch, converties ici en mn/cm).

Interprétation du test de percolation

volume journalier admissible en fonction du test de percolation
en l /m²

Valeurs du test mm/h	>300	150	100	75	60	50	37,5	33	30	25	
	mm/mn	<2	4	6	8	10	12	16	18	20	24
proposé par											
RYAN, d'après GOODE (1974)	44	33	29			22		18		17	
GOODE (1974) (49)	81	41		31		25	21		18	16	
BOUMA (1975)		43				25				8,5	
MACHMEIER (1975)		42				21		18		16	
Codification Illinois (51)	89	65	53	45	41	37	33		29	24	
BERNHART (1975) (50)	27		24			20		14		11	
C.T.G.R.E.F. (1975)	22	18				9				4	

Outre la disparité des chiffres, il faut noter l'importance et la variabilité du facteur de multiplication entre les vitesses attendues dans l'épandage et celles mesurées. Par exemple, la vitesse de 1 cm en 12 mn ou 50 mm/h mesurée dans le test correspond à une absorption de $0,050 \times 24 = 1\ 200$ litres par m² et par jour, alors que les valeurs retenues pour l'épandage varient de 9 à 37 l par m² et par jour (facteurs de multiplication de 133 à 33). Pour 25 mm/h, ce facteur varie de 150 (C.T.G.R.E.F.) (47) à 25 (Illinois) (51).

Le manuel de pratique des fosses septiques édité par le département de la santé des U.S.A. (32) propose le tableau de correspondance suivant (pour une mesure réalisée à niveau variable, Ka étant le coefficient apparent précédemment défini).

Dimensionnement de l'épandage souterrain en fonction du test de percolation
(manuel des fosses septiques)

mn/inch	1 ou moins	2	3	4	5	10	15	30	45	60
mn/cm	0,4	0,8	1,2	1,6	2	4	6	12	18	24
mm/h	1 500	770	500	375	300	150	100	50	33	25
Surface de l'épandage en m ² par chambre	7	8,5	10	11,5	12,5	16,5	19	25	30	33

Certains auteurs tels que W.L. MELLEN (48) propose un mode de dimensionnement basé sur la structure des sols et leur hydromorphie et ne sont pas référencés au test de percolation.

DIMENSIONNEMENT DE L'EPANDAGE SOUTERRAIN D'APRES W.L. MELLEN (48)

STRUCTURE DES SOLS HYDROMORPHIE	Structure grossière	Structure fine sur structure grossière	Structure assez grossière	Structure moyenne	Texture assez fine	Texture fine
	limon sur du sable ou du gravier	argile limoneuse 0 à 1 m sur structure grossière sable ou gravier	terre limoneuse sur du sable ou du gravier limoneux	terre limoneuse sur limon	limon ou limon argileux, structure avec de gros éléments à 0,35 m ou plus	limon ou limon argileux, gros agrégats à moins de 0,75m
SOLS BIEN DRAINES Sols de couleur uniforme et brillante pente de 2 à 15 %	17 m ² par chambre	17 m ² par chambre tranchées étroites	25 m ² par chambre profondeur comprise entre 0,60 et 0,75 m	33 m ² par chambre tranchée de 0,60 m		
SOLS MODEREMENT BIEN DRAINES Sols de couleur uniforme sur les 75 cm supérieurs, tachetés entre 0,75 m et 1,20 m pente de 2 à 15 %	20 m ² par chambre drainage du sous-sol	25 m ² par chambre tranchées étroites et drainage du sous-sol	30 m ² par chambre profondeur 0,60m drainage du sous-sol	33 m ² par chambre profondeur 0,60m drainage du sous-sol	40 m ² par chambre drains d'interception	remblais ou terre d'infiltration drains d'interception
SOLS MEDIOCREMENT DRAINES Sols présentant des marbrures entre 15 et 75 cm, noir en marbrures gris-brun, jaune et gris pente de 0 à 5 %	remblais ou terre d'infiltration	remblais ou terre d'infiltration	30 m ² par chambre profondeur 0,60m drainage du sous-sol	40 m ² par chambre drainage souterrain - terre ou remblais	44 m ² par chambre drains d'interception ou remblais ou terre	remblais ou terre d'infiltration drains d'interception et drainage souterrain
SOLS TRES MEDIOCREMENT DRAINES Colorés en noir en surface, sous-sol grisâtre ou blanc, topographie plate ou en dépression soumise à l'inondation Sols organiques alluviaux	S'il est possible d'améliorer préalablement le drainage naturel du terrain, se reporter à la colonne supérieure.					

Dans l'état actuel des connaissances, et sous réserve des résultats des études en cours, il paraît prudent de s'en tenir au mode de dimensionnement proposé par le C.T.G.R.E.F. Il prend en compte à la fois les caractéristiques des sols et les indications fournies par la valeur de K fournie par le test de percolation.

Dimensionnement de l'épandage souterrain
en fonction du test de percolation et de l'hydromorphie

Surface de l'épandage en m²
pour un logement de 3 chambres (4 - 5 personnes) 500 l/jour

0,50 g de CO₂/l

Valeur de K (test de percolation à niveau constant)	500 à 50	50 à 20	20 à 10	10 à 6
HYDROMORPHIE	Type de sol sableux sol très perméable	sol sablo-limoneux moyennement perméable	sol limoneux* perméabilité médiocre	limon argileux* très peu perméable
SOL BIEN DRAINE pas de nappe superficielle	15 m ² de tranchées ou 25 m ² de lit d'infiltration	25 m ² de tranchées profondeur 0,60 à 0,80 m	40 m ² de tranchées	60 m ² de tranchées peu profondes
SOL MOYENNEMENT DRAINE hauteur de la nappe : voisine de 1 m à 1,5 m	20 m ² de tranchées ou 35 m ² de lit	30 m ² de tranchées profondeur 0,60 m	50 m ² de tranchées profondeur 0,60 m	
SOL MAL DRAINE hauteur de la nappe : voisine de 0,5 à 1 m	tertre d'infiltration 35 m ²	tertre d'infiltration 50 m ² ou drainage du sous-sol	50 m ² de tranchées ou tertre d'infiltration	drainage du sous-sol et tertre d'infiltration 120 m ²

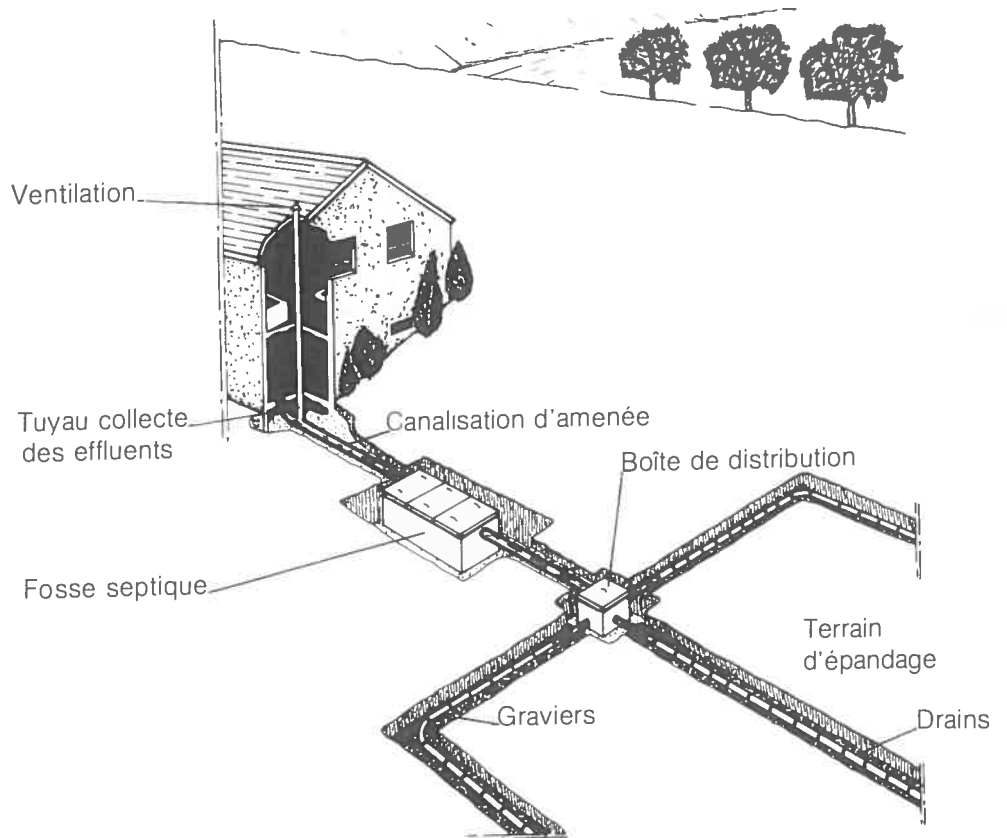
* pour K < 6 mm/h ou dans les terrains constitués d'argile gonflante, l'épandage souterrain sera exclu et remplacé par un filtre à sable.

Les surfaces proposées peuvent apparaître importantes et de nombreux épandages souterrains ont pu donner satisfaction avec des surfaces très inférieures. Il faut cependant considérer qu'une intervention sur un épandage souterrain insuffisant est une opération très lourde, qui peut être aussi coûteuse, et parfois plus, que la réalisation initiale. Il importe donc de prendre des coefficients de sécurité importants qui se traduisent par un abaissement du niveau de risque d'échec et un accroissement très sensible de «l'espérance de vie» du dispositif. Dans certains cas, par contre, il peut être plus judicieux de ne mettre en œuvre dans un premier temps qu'un épandage réduit, en réservant une possibilité d'extension pour faire face à des difficultés éventuelles.

3.3. Mise en œuvre de l'épandage souterrain

Les techniques d'épandage souterrain font appel à des tranchées d'infiltration qui peuvent être parfois remplacées par des lits filtrants. L'objectif est de répartir dans les meilleures conditions l'effluent devant être infiltré sur la surface d'un sol préparé à cette intention. On recouvre ensuite le dispositif par les couches superficielles de sol en place, afin de retrouver l'usage initial des surfaces utilisées.

Fig. 36 MISE EN ŒUVRE DE L'EPANDAGE (Principe)

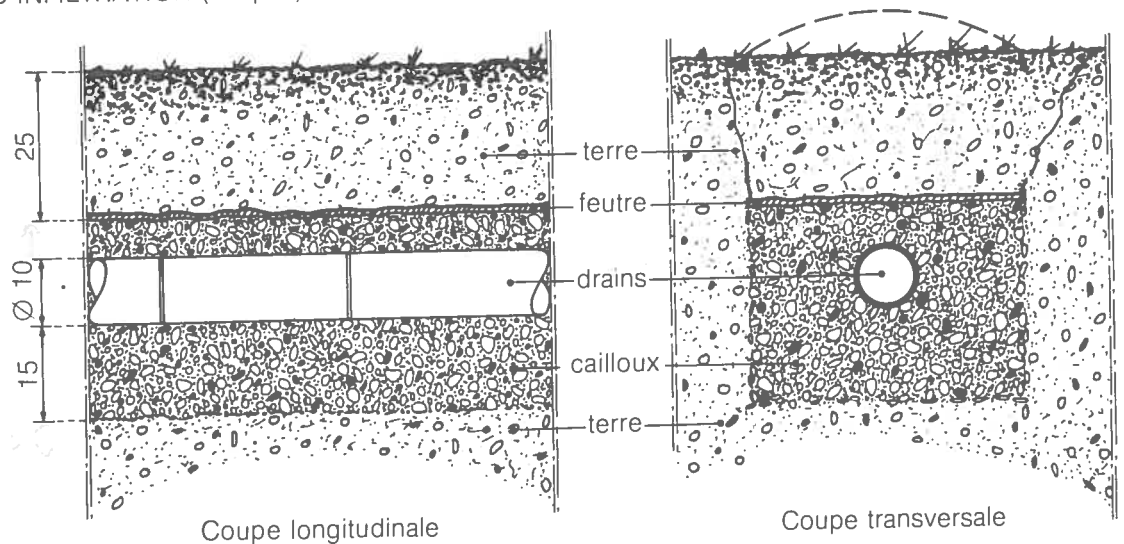


3.3.1. Réalisation des tranchées filtrantes

On peut estimer que la profondeur des tranchées filtrantes (ou des lits) la plus favorable est comprise entre 0,50 et 0,70 m. Mais, le plus souvent, elle est imposée par le niveau de sortie de la fosse septique et la topographie de terrain utilisé. La largeur de tranchées peut varier de 30 à 80 cm. L'intervalle entre les tranchées, calculé à partir de l'axe, est égal ou supérieur à 2 m pour les tranchées dont la largeur est comprise entre 30 et 60 cm et 2,5 m lorsque la largeur varie de 60 à 80 cm.

Le fond de la tranchée reçoit une couche de cailloux de granulométrie voisine de 15 à 40 mm sur 10 à 15 cm (Fig. 37). Lorsque le fond

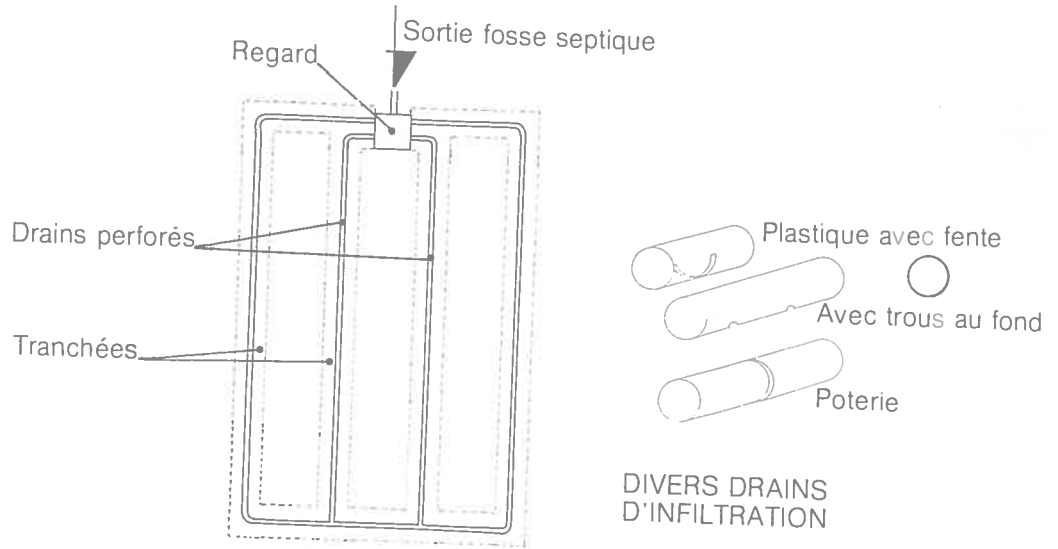
Fig. 37 TRANCHEE D'INFILTRATION (coupes)



5 cm de terre
6 à 5 cm de sable et argile

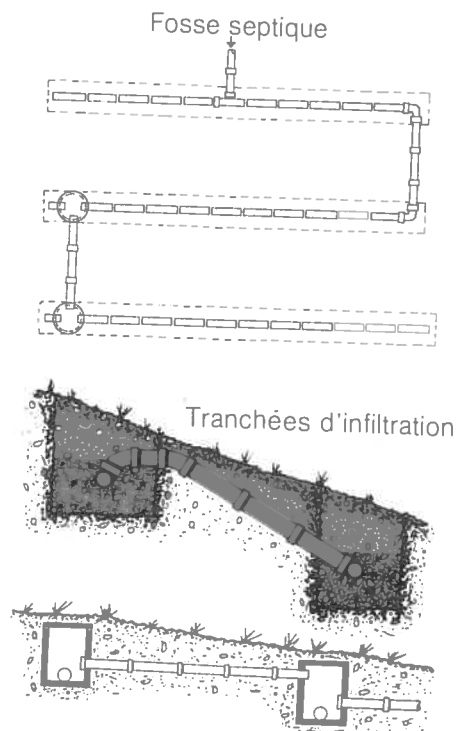
de la tranchée paraît argileux, il est recommandé d'étaler une couche de sable de 4 à 5 cm destinée à supporter la couche de cailloux. Cette précaution augmente cependant significativement le coût de l'épandage. La canalisation de dispersion, dont le diamètre est de 80 ou 100 mm, peut être constituée soit par des drains en poterie non jointifs soit par des canalisations en plastique ou même des drains agricoles. **Lorsqu'on utilise ces deux derniers matériaux, il faut préalablement pratiquer des fentes d'environ 5 mm de large tous les 30 cm.** Cette canalisation de dispersion est ensuite noyée dans la couche de cailloux (granulométrie 15/40) qui la recouvre d'environ 5 cm.

Fig. 38 SCHEMA D'UN EPANDAGE SOUTERRAIN



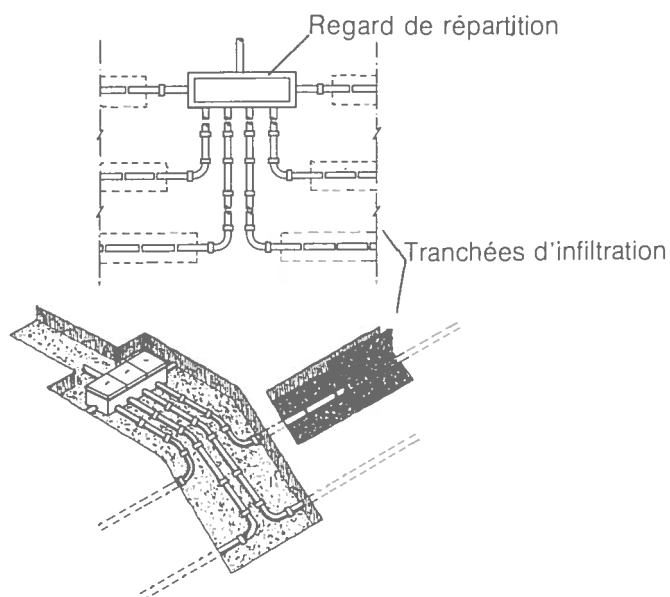
Une couche de feutre jardin (feuille anti-contaminante couramment utilisée en travaux publics) placée au-dessus de la couche de cailloux avant le remplissage du reste de la tranchée par de la terre végétale a pour but d'éviter le mélange de la terre au matériau de diffusion. Elle ne doit pas être imperméable (feuille plastique), ce qui générerait l'aération du dispositif d'infiltration et du sol. Les drains seront placés aussi horizontalement que possible. Dans les terrains en pente, les tranchées seront disposées parallèlement aux courbes de niveau (Fig. 39). **Il est souhaitable de limiter la longueur unitaire à 20 m au maximum**

Fig. 39 EPANDAGE EN TERRAIN EN PENTE



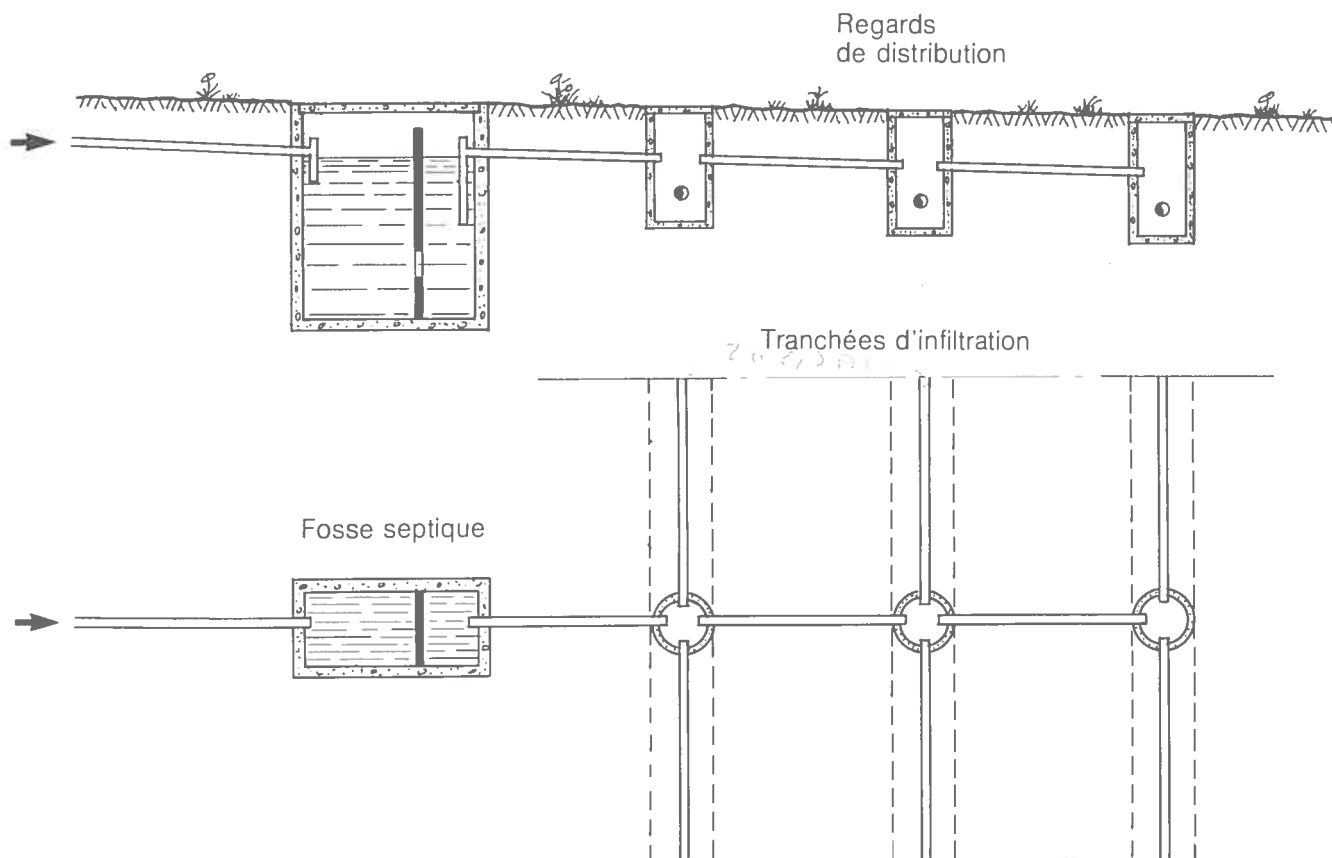
de chaque tranchée, ce qui conduit à en multiplier le nombre. Dans le but d'obtenir une répartition aussi régulière que possible, les tranchées sont alimentées à partir d'une boîte de répartition. Elle peut être combinée avec un dispositif de protection de l'épandage (Fig. 40) et (ou) un siphon.

Fig. 40 REGARD DE REPARTITION



Machmeier (25) propose un mode de réalisation dit en série parallèle qu'il considère comme le mieux adapté. Cette disposition permet d'utiliser progressivement la surface disponible de l'épandage au fur et à mesure du colmatage des tranchées situées à l'amont, qui fonctionnent alors sous une charge hydraulique permanente (Fig. 41).

Fig. 41 EPANDAGE SOUTERRAIN ARRANGEMENT EN SERIE-PARALLELE (MACHMEIR)

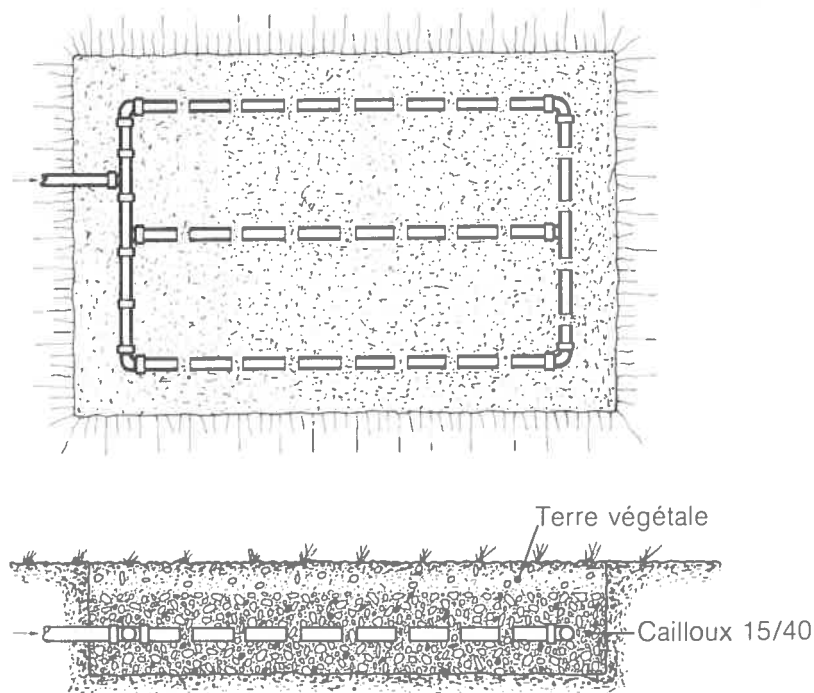


Exemple de calcul :

Pour un logement de type F4 (3 chambres), l'épandage dans un sol sablo-limoneux moyennement drainé nécessiterait une surface d'infiltration d'environ 45 m². Réalisé au moyen de tranchées de 0,60 m de large, leur longueur totale serait de 75 m en 6 tranchées de 12,5 m et espacées de 2,5 m. La surface occupée par l'épandage serait $(6 \times 2,5) \times 12,5 = 187,5 \text{ m}^2$.

Dans le cas où un lit d'infiltration est utilisé (Fig. 42), les dispositions constructives sont identiques pour ce qui concerne les matériaux et leurs dispositions, l'intervalle entre les canalisations de dispersion étant voisin de 2 m. Cette technique moins satisfaisante devrait être réservée aux sols sableux, dans lesquels la mise en œuvre des tranchées est difficile, ou lorsque la surface des terrains disponibles est insuffisante.

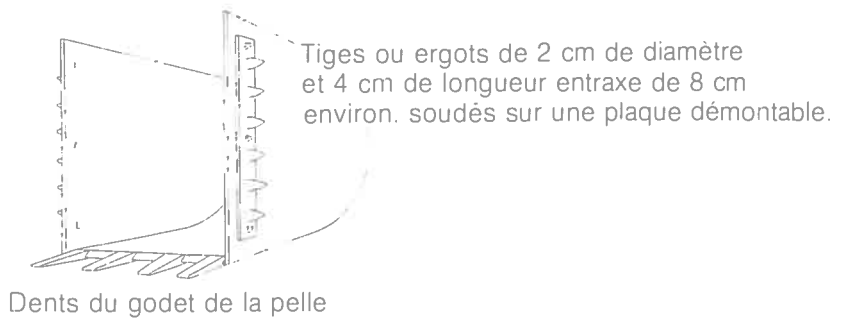
Fig. 42 LIT D'INFILTRATION



3.3.2. Précautions à prendre au cours de l'exécution des travaux

Le respect du dimensionnement et les dispositions constructives précédemment décrites ne suffisent pas à garantir le fonctionnement et surtout la pérennité de l'épandage. Des précautions indispensables, relevant le plus souvent du simple bon sens, doivent être prises et sont d'autant plus grandes que la qualité du sol s'avère moins bonne. Il convient tout d'abord de ne pas effectuer les terrassements lorsque le sol est détrempe ou simplement humide. Un test simple peut situer le degré d'humidité acceptable. Il ne faut pas qu'on puisse confectionner un «fil» en roulant la terre entre ses mains (limite d'Atterberg). Les tranchées ou le lit ne doivent pas rester ouverts plus d'une journée, afin de ne pas risquer le colmatage des pores par des poussières ou par une pluie battante. Lorsque les terrassements sont réalisés par des pelles mécaniques, on finit par une scarification des parois et du fond au moyen d'un râteau. Pour les lits filtrants, la pelle mécanique ne doit pas entrer dans le lit en construction. Au cas où il n'est pas possible de l'éviter, les 15 derniers cm du lit doivent être creusés manuellement. Pour éviter cette finition manuelle, Machmeier propose d'adapter au godet de pelle mécanique un dispositif assurant une scarification (Fig. 43). **Enfin, on prend soin de protéger le terrain d'épandage contre les eaux de ruissellement provenant des surfaces imperméabilisées.** Pour cela, le terrain devra être légèrement surélevé ou ceinturé par un fossé dérivant ces eaux de ruissellement.

Fig. 43 AMENAGEMENT D'UN GODET DE PELLE MECANIQUE



3.3.3. Restauration de la capacité d'infiltration d'un épandage colmaté

Un dispositif d'épandage souterrain peut, après plusieurs années de bon fonctionnement, ne plus évacuer les volumes d'effluents qui lui sont appliqués. Cette insuffisance est le plus souvent due au développement de zones très fortement colmatées qui diminuent la surface réellement efficace d'infiltration. Avant d'envisager la mise hors service de l'épandage existant et son remplacement par un nouveau dispositif, on peut tenter d'en restaurer la capacité d'infiltration.

Une des méthodes proposées consiste à laisser au repos une partie de l'épandage pendant 1 à 2 mois, afin que le développement des fermentations aérobies minéralise les matières organiques responsables du colmatage. Si cette méthode réussit, on poursuivra l'utilisation du dispositif d'épandage en alternant tous les 6 mois l'utilisation de chaque partie du lit. En cas d'insuccès, on devra construire un nouveau dispositif dont les dimensions seront comprises entre la moitié et les 3/4 du dispositif existant et on ménagera une période de repos plus longue pour l'ancien dispositif.

Une autre méthode (53) consiste en l'application d'eau oxygénée. Cet oxydant chimique de la matière organique est efficace aux conditions de pH des épandages et présente l'avantage de ne pas produire de composés toxiques. Les doses à utiliser dépendront de la taille de l'épandage et seraient de l'ordre de 50 à 100 l d'eau oxygénée commerciale diluée à 50 % avec de l'eau potable. L'application d'eau oxygénée sera réalisée en deux fois et si possible juste avant une période de repos, à l'occasion de vacances par exemple.

Il serait souhaitable que ce procédé fasse l'objet d'études plus approfondies, dans le but notamment de définir ses conditions d'utilisation éventuelles dans le cadre de la maintenance normale d'un dispositif d'épandage.

En conclusion, la difficulté majeure que représentent le dimensionnement et la mise en œuvre d'un épandage souterrain efficace peut être surmontée par :

- une bonne compréhension des processus d'infiltration ;
- une reconnaissance précise du site ;
- une réalisation soignée.

La mise en œuvre comporte néanmoins, et comme pour beaucoup de réalisations, des risques d'échecs. Ces risques seront d'autant plus faibles que les surfaces mises en jeu seront plus grandes.

Lorsque l'épandage est réalisé en même temps que l'habitation, son coût est beaucoup plus faible que s'il doit être confectionné après l'aménagement du terrain sur lequel il prendra place. **Il convient donc de limiter les risques coûteux d'intervention sur un lit d'épandage en adoptant initialement un dimensionnement aussi confortable que possible.**

3.4. Dispositifs d'assainissement individuel pouvant remplacer l'épandage souterrain

3.4.1. Principaux cas pour lesquels un épandage souterrain ne peut être utilisé

Dans un certain nombre de cas, les caractéristiques du sol ne sont pas compatibles avec l'épandage souterrain. Il est alors nécessaire de faire appel à d'autres techniques qui sont en général moins satisfaisantes et plus coûteuses, mais qui peuvent cependant présenter une efficacité et une fiabilité très acceptables.

L'épandage souterrain ne peut pas être utilisé lorsque les conditions de site sont trop nettement défavorables ou lorsque les surfaces nécessaires, compte tenu de la qualité du sol, ne sont pas disponibles. Parmi ces conditions défavorables, les cas les plus couramment rencontrés sont les suivants :

Niveau de la nappe souterraine trop élevé

Lorsqu'en hiver le niveau de la nappe souterraine atteint ou approche le niveau du fond de l'épandage souterrain, les forces capillaires qui permettent le passage de l'eau à travers la couche colmatée deviennent trop faibles pour assurer l'infiltration permanente des eaux. On se trouve alors dans des conditions d'écoulement en sol saturé qui se traduisent par un engorgement de l'épandage et une stagnation des eaux usées en surface. Pour surmonter cette contrainte, trois solutions sont possibles :

- rabattre le toit de nappe par un drainage profond ;
- surélever le niveau du drainage par la confection d'un tertre d'infiltration ;
- évacuer l'effluent en surface après une épuration complémentaire par filtration sur sable.

Sol insuffisamment épais sur un substratum imperméable

Une épaisseur insuffisante de la couche de sol arable située au-dessus d'un socle rocheux imperméable peut conduire, soit à l'impossibilité matérielle de réaliser le réseau d'épandage lorsque l'épaisseur de la couche de sol est inférieure à 0,60 m, soit à un ennoyage du dispositif et risque de résurgences en cas de terrain en pente lorsqu'elle est comprise entre 0,60 et 1,5 m. Si la couche de sol est très peu épaisse, on fera nécessairement appel à un rejet en surface, après filtration sur sable. Si la couche de sol dépasse 0,60 m, l'utilisation d'un tertre filtrant permettra d'obtenir une infiltration des eaux dans des conditions acceptables.

Sol insuffisamment épais sur un sous-sol fissuré

Dans ce cas (K supérieur à 1 000 m/h), l'élimination des effluents est très facilement assurée. Par contre, les processus d'épuration ne sont pas suffisamment longs pour garantir une épuration convenable. Il faut alors mettre en place un sol reconstitué sous la forme d'un filtre à sable qui, selon les cas, remplacera le sol en place ou bien s'y superposera. Ce sol sera constitué par du tout-venant sablo-limoneux présentant une bonne perméabilité.

Sol insuffisamment perméable en surface et perméable en profondeur

On rencontre parfois des sols qui présentent une couche superficielle très imperméable située sur des horizons perméables, capable d'infiltrer rapidement les effluents. Il est alors possible d'infiltrer les effluents au moyen de puits filtrants. Ces dispositifs sont admis dans certains Etats des U.S.A. en remplacement et dans les mêmes conditions d'utilisation que l'épandage souterrain. Compte tenu du moindre pouvoir d'épuration biologique de ce dispositif, il ne semble pas acceptable d'y admettre sans précaution des effluents sortant directement des fosses septiques. ***Il est nécessaire de parfaire l'épuration préalable par un filtre à sable qui éliminera notamment une part importante du risque bactériologique.***

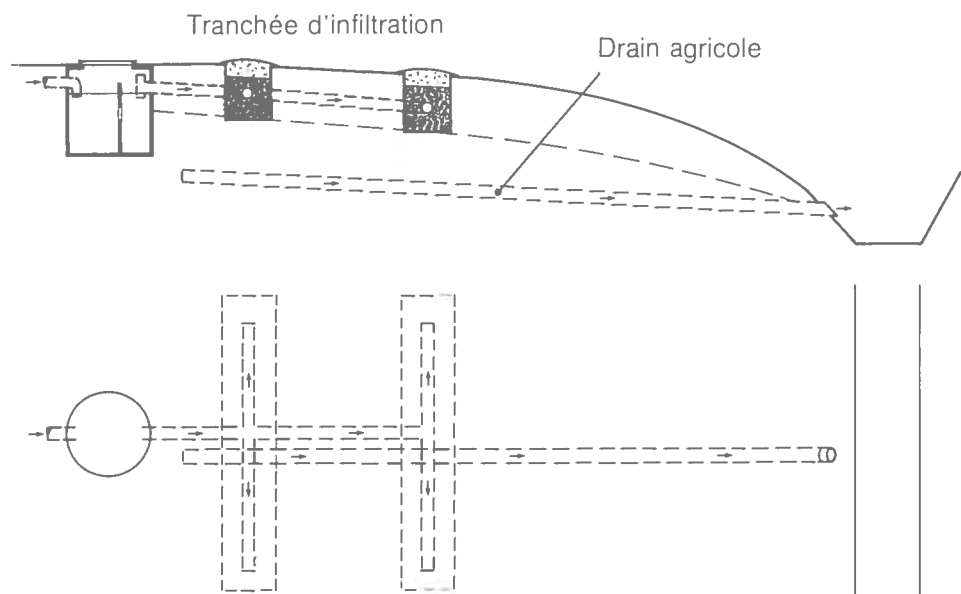
Pente de terrain trop forte

Une pente de terrain supérieure à 15 % exclut pratiquement la mise en œuvre d'un épandage souterrain, d'autant plus qu'une telle inclinaison s'accompagne le plus souvent d'une faible épaisseur de sol. Dans de nombreux cas, une terrasse suffisamment étendue sur laquelle on fera un apport de terre cultivable pourra recevoir un épandage classique. Lorsque le coût de cette terrasse ne sera pas supportable, on utilisera une filtration sur sable et un rejet dans un puits filtrant ou en surface, suivant la perméabilité du sous-sol et la topographie.

3.4.2. Epandage drainé

Ce procédé très peu utilisé en France, est décrit dans plusieurs publications (54) (25). Il est constitué par un épandage de type classique auquel s'ajoute un réseau de drains. Ce réseau, semblable à celui utilisé pour l'assainissement agricole, aboutit dans un exutoire naturel lorsque la topographie le permet ou, sinon, dans un puits pouvant recevoir une pompe d'épuisement du type vide-cave. Le réseau de drain, généralement limité à un drain unique, est établi à une cote inférieure d'au moins 1 m à celle du réseau d'épandage. La position respective des canalisations d'épandage et des drains doit être telle que la distance entre les deux dispositifs soit aussi grande que possible et toujours supérieure à 3 m. Dans le cas d'épandage drainé, il paraît souhaitable d'accroître l'intervalle entre chaque canalisation de dispersion et de la porter de 2 à 3 m. Il faut noter que le drainage peut être étendu à la construction de l'habitation, en vue de limiter les risques de remontées d'humidité. Ce dispositif ne peut être utilisé avec succès que dans les cas de nappes temporaires dont l'extension serait très limitée. Il est également nécessaire de disposer d'un exutoire assurant l'écoulement des eaux de drainage.

Fig. 44 EPANDAGE DRAINE

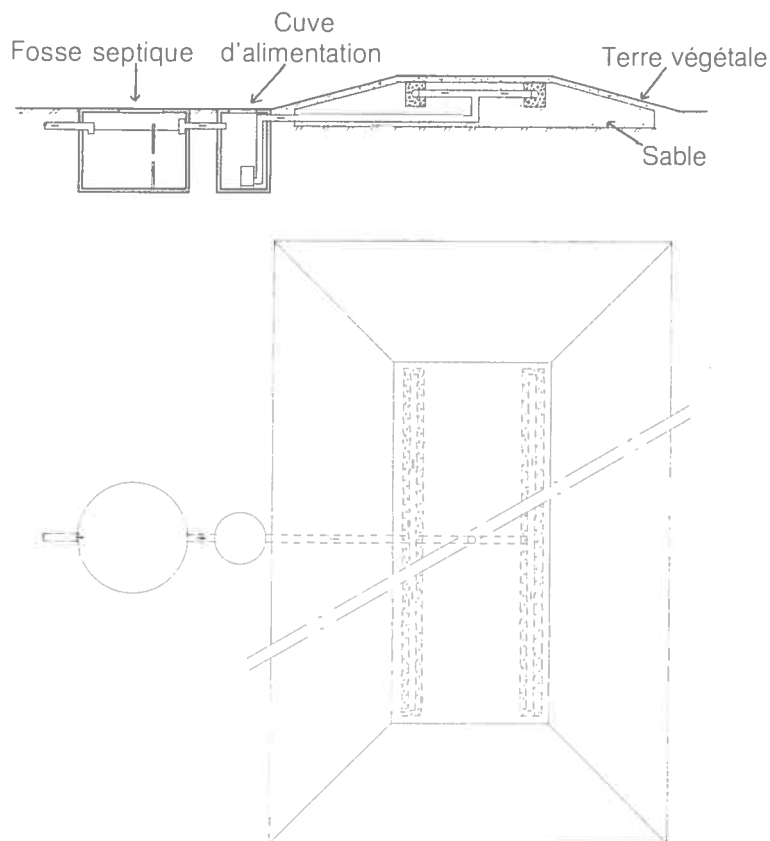


3.4.3. Tertre d'infiltration

Ce dispositif d'épuration par le sol a fait l'objet de plusieurs publications (55)-(56). Il est accepté par la réglementation de l'Etat de Pennsylvanie depuis 1970 et a fait dans cet Etat l'objet de plus de 2 500 applications. Il est recommandé pour les sols dont les résultats du test de percolation sont supérieurs à 36 mn par cm, ce qui correspond à une valeur de K inférieure à 10 à 15 mm/h, et lorsqu'on observe une nappe perchée saisonnière à moins de 60 cm du sol. Il est constitué par un tertre de sable rapporté sur le terrain naturel préalablement décapé

(Fig. 45). Sa hauteur est voisine de 1 m. La surface d'infiltration mesurée au niveau du dispositif de dispersion est celle définie pour un sol sableux, c'est-à-dire environ 30 à 40 m² pour un logement de deux ou trois chambres (4 à 5 personnes) et de 10 m² par chambre supplémentaire. Le

Fig. 45 TERTRE D'INFILTRATION



drain de dispersion de l'effluent est de même nature que celui utilisé pour l'épandage souterrain ; il est placé dans une tranchée remplie par des cailloux (15 - 40 mm) et dont la largeur est de 0,80 m à 1,20 m et la profondeur de 30 cm. L'alimentation de ce dispositif implique une pompe et une cuve de stockage recueillant les eaux sortant de la fosse septique. Cette alimentation séquentielle sous pression doit limiter les risques de colmatage du dispositif. Ce procédé paraît très satisfaisant dans la mesure où il permet un déroulement des processus d'infiltration et d'épuration par le sol dans les meilleures conditions. Il peut être, par contre, difficile à intégrer près d'un pavillon construit sur un terrain plat. La nécessité d'utiliser une pompe de refoulement des eaux entraîne des sujétions d'entretien et augmente très sensiblement les coûts d'installation et d'exploitation.

3.4.4. Filtre à sable

Lorsque les caractéristiques du sol en place n'autorisent pas une vitesse d'absorption convenable, on peut envisager de substituer à ce sol un matériau sableux présentant la meilleure aptitude possible. Lorsque l'utilisation du filtre à sable est imposée par une trop grande perméabilité du sol en place, l'effluent filtré peut s'écouler dans le sous-sol par le fond du filtre (Fig. 46). Si, au contraire, le sous-sol est insuffisamment perméable, un réseau de drains collecte (Fig. 47) les eaux épurées dans le fond du filtre et les conduit vers un exutoire de surface, lorsque la topographie le permet, ou dans un puits d'infiltration si le sous-sol convient. Enfin, un filtre à sable à écoulement horizontal peut être substitué à un filtre classique lorsque la différence de niveau entre l'amont du filtre et l'exutoire est trop faible.

Fig. 46 FILTRE A SABLE SANS COLLECTE INFERIEURE

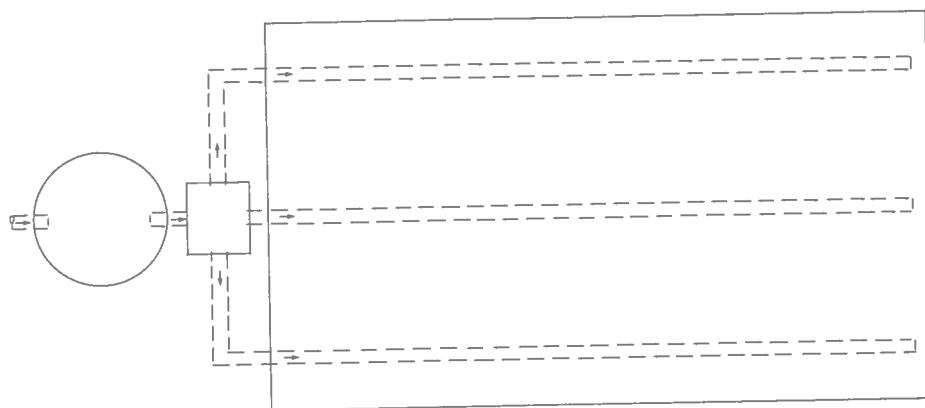
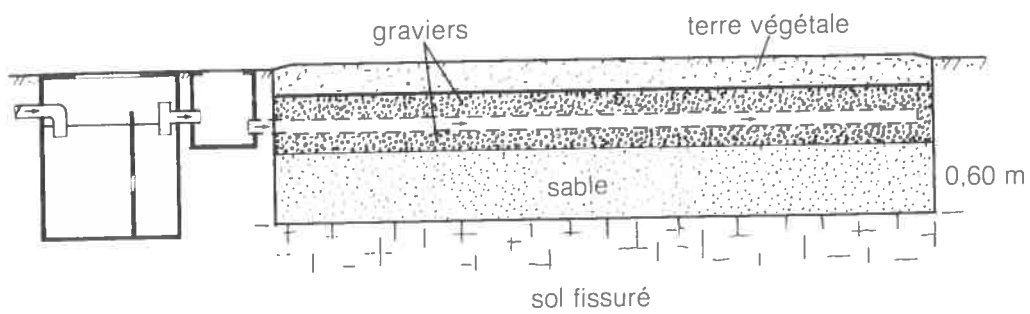
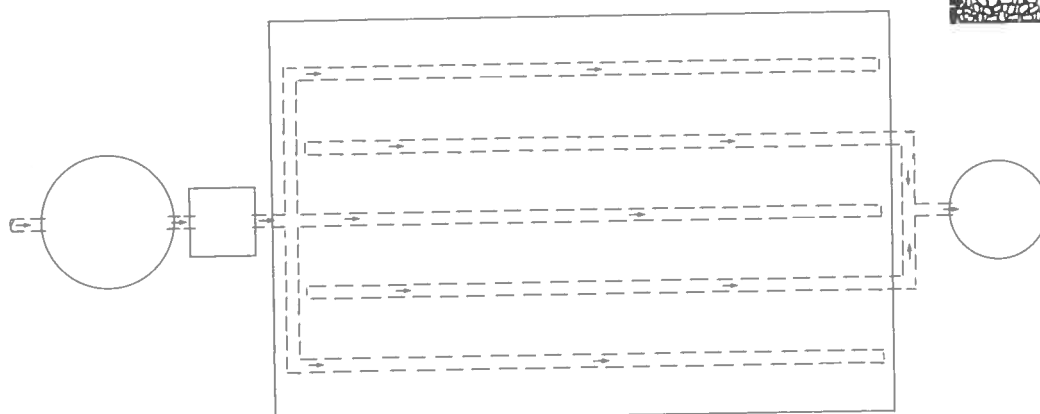
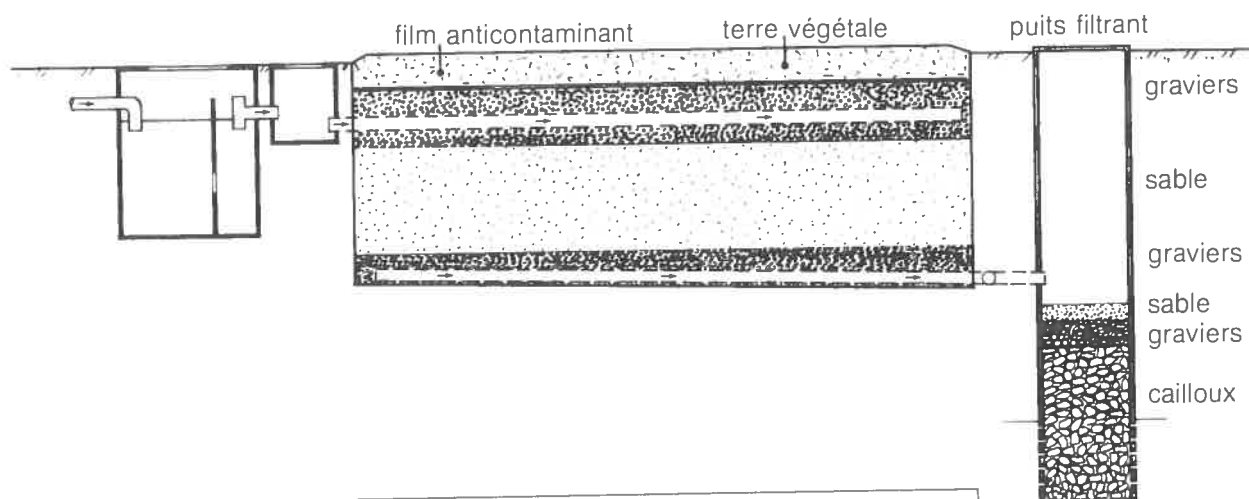


Fig. 47 FILTRE A SABLE AVEC COLLECTE INFERIEURE



La filtration lente sur sable est un procédé dont l'efficacité est connue. La filtration sur sable reproduit fidèlement, et dans les meilleures conditions, les processus naturels de l'épuration par le sol. L'élimination des éléments organiques contenus dans les eaux usées procède de plusieurs types de phénomènes que l'on classe généralement en :

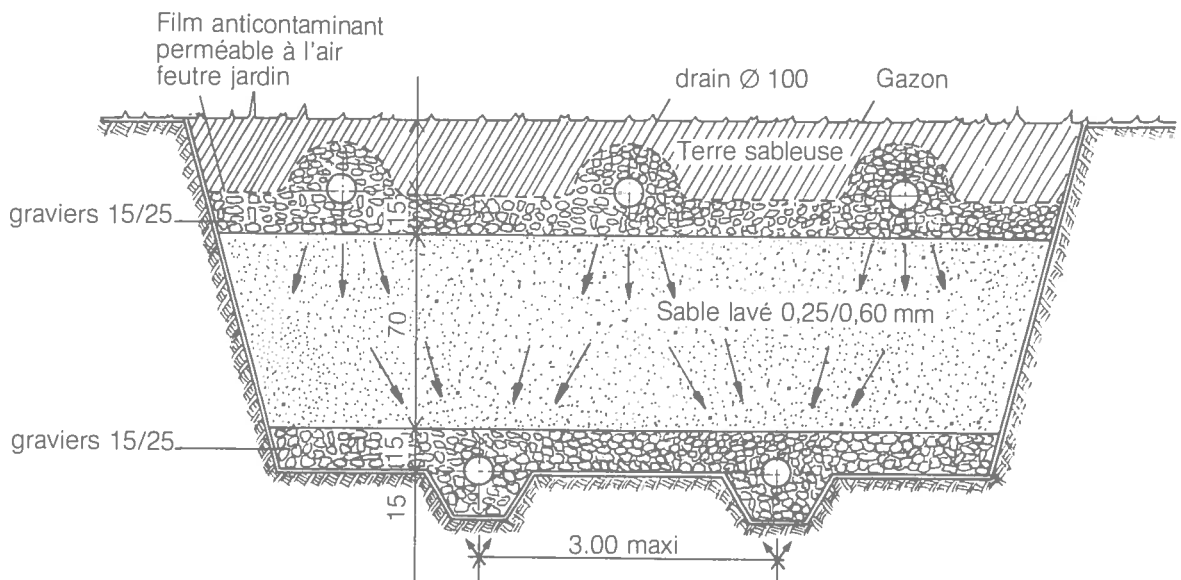
- arrêt des particules dont la taille est supérieure à celle des pores du milieu filtrant ;
- adsorption de certaines molécules et des germes sur les grains des matériaux utilisés ;
- transformation des matières organiques soluble ou particulaire par l'activité biologique développée à l'intérieur du filtre et qui forme ce qu'on appelle une membrane biologique.

La filtration peut être continue ou intermittente. Dans le cas où elle est continue, l'eau doit contenir sous forme dissoute l'oxygène nécessaire au développement de la membrane biologique, ce qui n'est pas le cas pour des effluents sortant d'une fosse septique.

Dans le cas où elle est intermittente, ce qui est le cas de l'assainissement individuel, l'oxygène atmosphérique diffuse dans les porosités vides d'eau. Les dimensions du filtre correspondent à des vitesses de filtration extrêmement faibles, de l'ordre de quelques centimètres par jour, qui sont celles d'un écoulement dans un sol non saturé.

Le filtre à sable enterré est constitué de bas en haut par :

Fig. 48 MISE EN ŒUVRE DU FILTRE A SABLE



- une couche de gravier dont l'épaisseur est de 10 à 20 cm de granulométrie 15 - 40 mm dans laquelle seront noyés les drains de collecte des eaux filtrées (\varnothing 80 à 100 mm) ;

- une couche de sable de 0,50 à 0,70 tel que du sable de rivière de granulométrie 0,4 à 0,6 mm présentant si possible un coefficient d'uniformité inférieur à 4 ;

- une couche de graviers de 10 à 20 cm de granulométrie de 15 à 25 mm dans laquelle seront disposées les canalisations de distribution ;

- une couche de feutre jardin destinée à protéger la couche de dispersion et la couche filtrante ;

- une couche de terre arable de 10 à 15 cm, qui peut recevoir un gazon.

L'intervalle entre deux canalisations de dispersion ou de collecte des eaux filtrées est d'environ 2 m.

La surface nécessaire au filtre est comparable à celle utilisée dans le cas d'un sol sableux bien drainé, soit environ 30 à 40 m² pour un logement de 2 à 3 chambres (500 l/j).

Une alimentation séquentielle du filtre par siphon ou par pompe sera utilisée à chaque fois que cela sera possible, afin d'intéresser l'ensemble de la surface du filtre dans les meilleures conditions.

Le tableau suivant rassemble les résultats obtenus par un filtre à sable recevant les eaux d'une fosse septique, à raison de 7,2 l/m²/jour. Les rendements apparaissent particulièrement élevés.

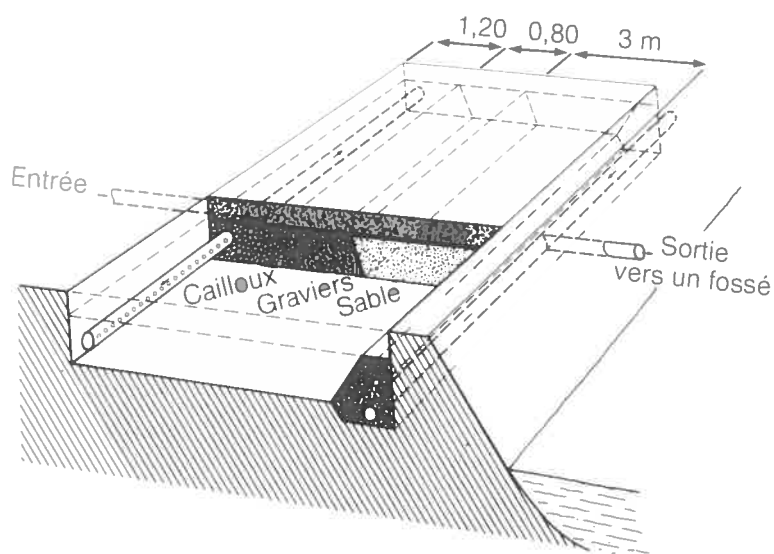
Résultats obtenus par un filtre à sable
d'après Brandes) (59)

	Sortie fosse septique			Sortie filtre à sable			Rend. épurat
	Nb. échant.	Résultats mg/l	Moy. mg/l	Nb. échant.	Résultats mg/l	Moy. mg/l	
Phosphore total (P)	72	8 - 25	14,2	67	4,3 - 15	8,2	42,3
Phosphore soluble (P)	72	4 - 23	10,7	61	4,1 - 14	7,6	30
Matières en suspension	67	31 - 130	68	68	3 - 30	11	83,8
DB05	70	90 - 280	169	64	0,2 - 6,5	1,8	98,9
DC0	58	187 - 610	344	58	10 - 88	22	93,6
N - NH4	71	30 - 70	49	68	0,1 - 6,4	1	98
N - NTK	72	45 - 79	63	66	0,4 - 6,5	1,9	
N - NO2	72	0,01 - 0,09	0,02	70	0,01 - 1,5	0,11	46,5
N - NO3	72	0,1 - 0,3	0,15	50	6,8 - 56	32,2	
Coliformes totaux ·100 ml	58	3,8 à 170 ·10 ⁶	37·10 ⁶	59	10 à 7 400	428	
Coliformes fécaux ·100 ml	58	0,002-2,910 ⁶	0,74·10 ⁶	61	10 à 310	25	

3.4.5. Filtre à sable à flux horizontal

Le filtre à sable à flux horizontal peut être envisagé lorsqu'il n'est pas possible d'utiliser un puits filtrant et lorsque la topographie n'autorise pas un rejet en surface. Il fait actuellement l'objet d'une expérimentation de longue durée de la part des services d'Hygiène des Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales des départements de VENDEE et de LOIRE-ATLANTIQUE. Les résultats obtenus par ces dispositifs sont très encourageants.

Fig. 49 FILTRE A SABLE A CHEMINEMENT HORIZONTAL



Le filtre est divisé en deux parties identiques. Chacun des filtres est constitué d'amont en aval par :

- un dispositif de répartition au moyen d'une canalisation en PVC percée de trous et capable de répartir l'effluent sur toute la largeur du lit ;
- un lit de gros cailloux (30-50) sur 1,20 m de filtre et qui a pour but d'améliorer la répartition d'entrée ;
- un lit de graviers ronds (8-12) sur 0,80 m assurant la transition entre la couche de répartition amont et le sable situé à l'aval ;
- un lit de sable de rivière, type sable de Loire sur 3 m ;
- un lit de graviers situé à la partie inférieure de l'aval du filtre.

Dans un plan vertical, les différents lits de matériaux filtrants sont recouverts par un revêtement poreux anticontaminant et une couche de terre cultivable aussi légère que possible (terre sableuse) qui peut être semée.

Dans les conditions normales, les deux filtres sont utilisés en parallèle. Les couches de matériaux amont ont pour but essentiel d'assurer d'une part la rétention des particules en suspension grossières qui se seraient échappées de la fosse, d'autre part une première épuration biologique aérobie à la manière d'un lit bactérien.

L'aération dans les couches amont sera facilitée par les variations de la cote piézométrique du liquide qui seront en relation avec les variations de débit. En effet, lorsque le niveau s'abaisse, la culture bactérienne qui se développe sur les cailloux est en contact avec l'oxygène diffusant dans l'ensemble du lit. Le complément d'épuration, et notamment l'élimination des germes, est sans doute davantage le fait des couches de sable situées à l'aval. Les performances obtenues par des filtres ayant atteint des conditions de fonctionnement qu'on peut qualifier d'équilibre (après 18 mois) peuvent se caractériser de la manière suivante :

DCO	50 à 100 mg/l
DBO5	10 à 25 mg/l
N-NTK	20 à 40 mg/l
N-NTK	4 à 30 mg/l
Coliformes fécaux	10 ² à 10 ³ par 100 ml

Le dimensionnement proposé est celui adopté pour le filtre à sable à flux vertical, soit 30 à 40 m² pour un logement de 3 chambres et 10 m² par chambre supplémentaire.

3.4.6. Autres dispositifs de filtration

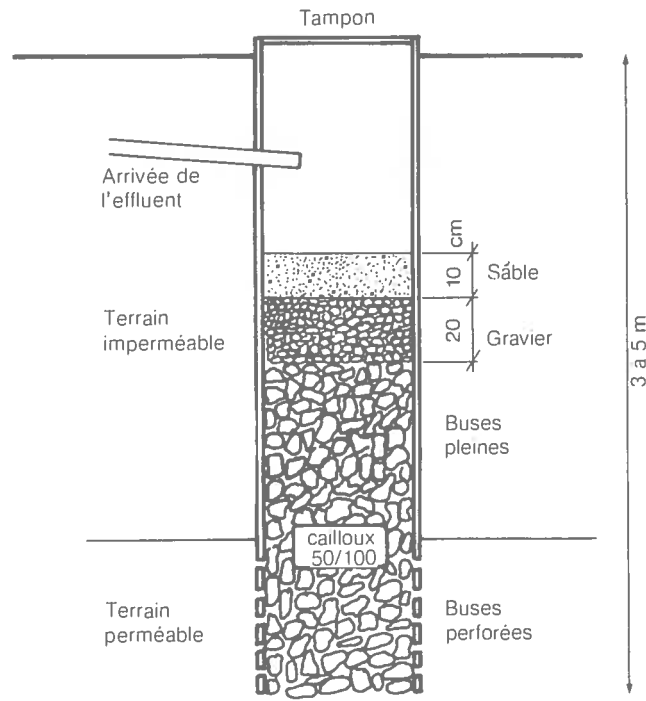
Plusieurs procédés faisant appel à une filtration sur sable ont été proposés, tels que la filtration intermittente ou la filtration avec recirculation. Ces dispositifs, qui ne semblent pas avoir fait l'objet d'une très large diffusion, impliquent l'utilisation d'une cuve de stockage des eaux issues de la fosse septique et d'une pompe de refoulement. Ils mettent en œuvre des surfaces de filtration réduites voisines de 5 m² pour un logement. Il s'ensuit nécessairement un colmatage relativement rapide du filtre qui peut être estimé à quelques mois. La rénovation de la couche colmatée du filtre nécessite alors l'enlèvement de 2 à 5 cm de sable et un appoint en sable propre après 3 ou 4 opérations.

3.4.7. Puits d'infiltration

Ce dispositif a pour but d'infiltrer les eaux usées par l'intermédiaire des couches profondes du sous-sol. Son utilisation est généralisée en France bien que la réglementation n'en prévoie l'usage qu'à l'aval d'un lit bactérien et avec un aménagement particulier consistant en une couche de sable à sa partie supérieure, dans le but de filtrer l'effluent. En fait, et compte tenu de la granulométrie élevée des matériaux sous-jacents, la permanence de cette couche de sable est très aléatoire. L'interdiction réglementaire d'utiliser un puits filtrant à l'aval immédiat d'une fosse septique (puisard) sera sans doute maintenue dans la nouvelle réglementation, en raison des risques de contamination qu'implique ce mode de dispersion. Le puits d'infiltration paraît par contre acceptable lorsqu'il est utilisé pour l'élimination des eaux après une filtration sur sable établie dans un sol dont les couches superficielles sont imperméables. Il est constitué par une excavation dont le diamètre est compris entre 2 et 3 m.

Sa profondeur est comprise entre 3 et 5 m et ne doit pas atteindre la nappe phréatique (Fig. 50). La surface d'infiltration peut ainsi développer plusieurs mètres carrés. Le puits est comblé par des moellons ou des cailloux de granulométrie élevée (80 à 100 mm). La partie supérieure est maçonnée ou busée pour assurer la stabilité de l'ouvrage. Le puits d'infiltration devrait être dimensionné en fonction de la perméabilité des couches géologiques concernées. En raison de la difficulté d'apprécier la perméabilité du sous-sol, il est souhaitable de prévoir, sinon de construire immédiatement, deux puits filtrants pouvant fonctionner en série.

Fig. 50 PUIITS D'INFILTRATION



Procédés de substitution à l'épandage souterrain

Types de procédés	Conditions d'utilisation	Dimensionnements pour un F4	REMARQUES
Epandage drainé	Sol hydromorphe niveau de la nappe trop élevé (nappe temporaire perchée ou faible transmissivité)	Surface d'infiltration : 30 à 60 m ² selon la perméabilité du sol ; tranchée drainante située à 1m au-dessous de l'épandage	Nécessite un exutoire naturel ou un puits de collecte et un pompage
Terre d'infiltration	Sol insuffisamment épais (0,6 à 1,5 m) sur un substratum imperméable ou/et niveau de nappe trop élevé	30 à 40 m ² au niveau de l'épandage ; Hauteur 1 m ; Pente des talus 3/1	Nécessite une cuve et un pompage entre la fosse septique et l'épandage
Filtre à sable à flux vertical	Sol insuffisamment épais sur un sous-sol fissuré ou sol très imperméable et surface insuffisante pour un épandage classique	30 à 40 m ²	Reconstitue un sol de bonne qualité
Filtre à sable à flux horizontal	Sol insuffisamment épais ou très imperméable sur un sous-sol non perméable ou autre condition nécessitant un rejet dans un fossé	30 à 40 m ² en deux éléments	Procédé récent à confirmer
Puits d'infiltration	Sous-sol perméable reçoit le rejet d'un filtre à sable	Diamètre 2 à 3 m - Profondeur 3 à 5 m	Prévoir la construction de deux puits filtrants en série

En conclusion, la gamme des techniques utilisables en assainissement individuel est étendue et permet d'apporter une solution acceptable à chacun des problèmes posés par l'assainissement individuel. Cependant, la technique la plus satisfaisante est celle qui fait appel à la fosse septique et l'épandage souterrain à faible profondeur. Elle doit donc être mise en œuvre dans tous les cas où son application est possible. La faisabilité et le dimensionnement d'un épandage souterrain sont très dépendants de la nature du sol et de son aptitude à l'infiltration. Avant toute réalisation d'un dispositif, il convient donc de s'assurer de cette aptitude par une reconnaissance au moyen d'un sondage complété éventuellement par un test de percolation. La présence d'une nappe temporaire ou permanente à un niveau très voisin de celui auquel doit être établi l'épandage entraîne un risque majeur de mauvais fonctionnement.

4. Limites techniques et économiques de l'assainissement individuel

Dans la mesure où l'assainissement individuel apporte une solution satisfaisant aux objectifs généraux de l'assainissement, il convient de prendre en compte ce mode d'équipement et de le comparer à l'assainissement collectif. Pour établir cette comparaison il est nécessaire, d'une part de connaître le coût de l'assainissement individuel, et d'autre part de préciser les méthodes et moyens à mettre en œuvre pour assurer sa bonne utilisation.

4.1. Coût de l'assainissement individuel

Le coût d'un dispositif d'assainissement individuel est principalement conditionné par :

- le type et le dimensionnement des équipements
- les conditions de leur mise en œuvre.

Ces conditions peuvent considérablement varier d'un site à un autre et avoir des incidences financières très importantes. Ainsi, par exemple, un accès difficile au terrain sur lequel doit être situé le dispositif d'assainissement peut entraîner une majoration très sensible du coût. Il en est de même pour certaines situations topographiques nécessitant une alimentation de l'épandage souterrain par pompage. Les principales difficultés seront rencontrées pour l'équipement de logements anciens pour lesquels les techniques classiques devront souvent subir quelques adaptations.

4.1.1. Description et dimensionnement des filières

Les cinq filières examinées et leurs variantes sont susceptibles de répondre à la très grande majorité des cas rencontrés.

La filière de base n° 1 est constituée d'une fosse septique de trois mètres cubes et d'un épandage souterrain constitué d'un réseau de tranchée d'infiltration de 0,6 m de large et d'une longueur de 60 m protégé par un préfiltre. **La filière n° 1 bis** est utilisable lorsque l'étude du sol indique la présence d'une nappe temporaire. Elle **consiste à compléter l'épandage classique par un réseau de drains** aboutissant à un exutoire de surface (fossé) ; la longueur du drain est estimée à 15 m et celle de la canalisation de rejet en fossé à environ 50 m.

La filière n° 2 s'applique dans le cas où le sol ne présente pas une perméabilité suffisante en surface mais permet une infiltration en profondeur. **Elle est constituée par :**

- une fosse septique de 3 m³

■ un filtre à sable de 40 m² à cheminement vertical

■ un puits filtrant de 2 m de diamètre et 3 m de profondeur.

Pour une variante n° 2 bis, le puits filtrant est supprimé et remplacé par un rejet au fossé après filtration.

La filière n° 3 est utilisable lorsque le terrain présente une nappe dont le niveau est à moins de 1 m de celui du terrain naturel. Elle est constituée par une fosse septique de 3 m³ et un tertre d'infiltration. Ce dispositif de dispersion est constitué par un massif en tout-venant recouvert de terre végétale dans lequel s'effectue la dispersion.

L'alimentation de ce tertre est réalisée par une pompe placée dans une cuve de 500 l à l'aval de la fosse septique.

La filière n° 4 utilise une microstation et peut être envisagée lorsque la surface du terrain disponible n'est pas suffisante pour établir un épandage souterrain. Elle est constituée par une station d'épuration biologique par boues activées à faible charge équipée d'une cuve de rétention des boues et par un épandage souterrain dont la longueur est réduite de moitié.

4.1.2. Coûts d'investissement

Le coût d'investissement correspond à la mise en œuvre du dispositif. **Par rapport aux valeurs proposées, il est possible de constater des variations d'environ 25 à 30 % en plus ou en moins.**

Pour la filière n° 1, il peut s'établir de la manière suivante :

- Fosse septique 3 000 l. en béton armé :	
+ prix de base	1 600 F.
+ transport, manutention, terrassement et pose	800 F.
+ branchement de canalisation et ventilation	700 F.
	<hr/>
Total fosse septique	3 100 F.
- Epandage souterrain :	
+ préfiltre, regards et canalisations de liaison	1 100 F.
+ tranchées réalisées à la pelle mécanique finition manuelle 60 m	1 200 F.
+ sable en fond de tranche 4 m ³	400 F.
+ cailloux hauteur de remplissage environ 25 m ³	2 000 F.
+ drains d'infiltration	
- fourniture et pose 60 m	1 200 F.
+ évacuation d'une partie des déblais	600 F.
	<hr/>
Total	9 600 F.

Pour la filière 1 bis, le réseau de drainage peut être estimé à environ 1 500 F. hors taxes.

soit un coût total de 11 100 F.

Pour la filière n° 2, le filtre à sable de 30 m² peut être évalué comme suit :

+ Terrassement	1 000 F.
+ matériaux : cailloux (15 m ³ environ)	1 200 F.
: sable (20 m ³ environ)	1 600 F.
+ équipements préfiltre diffusion et collecte	600 F.
+ regard et raccordements	400 F.
+ puits d'infiltration - diamètre 2 m - profondeur 3 m	1 400 F.
+ évacuation des déblais	1 600 F.
	<hr/>
Total filtre à sable	7 800 F.
+ fosse septique	3 100 F.
	<hr/>
Total filière n° 2	10 900 F.

Pour la filière n° 2 bis, le remplacement du puits d'infiltration par une conduite de rejet à un fosse entraîne une diminution du coût d'environ 1 200 F.

Le coût de cette filière s'établit donc à **9 700 F.**

Pour la filière n° 3, on doit ajouter à la fosse septique de 3 m³ une cuve de 500 l. et une pompe immergée. Le coût de cet équipement installé peut être estimé à : 4 000 F. dont 1 000 F. pour la pompe.

Le terre filtrant peut être estimé au même coût que celui du filtre à sable.

Le coût de l'enlèvement de la terre végétale et sa remise en place sur le terre étant du même ordre de grandeur que celui de l'évacuation des déblais nécessaire à la mise en œuvre du filtre à sable. **L'évaluation de la filière n° 3 s'établit à 13 500 F.**

Pour la filière n° 4, la fosse septique est remplacée par une microstation dont le coût peut être évalué de la manière suivante :

– prix de la station	5 600 F.
– installation, terrassements, raccordements, canalisations et électricité	2 400 F.
Total	8 000 F.
– épandage souterrain estimé à 50 % du coût de la filière n° 1, soit	3 250 F.
Coût total	11 250 F.

COÛTS D'INVESTISSEMENT
(Estimations en francs 1980)

Filières	Prétraitement	Evacuation		Total en Francs
		Epandage souterrain	Filtre ou terre Puits infiltration	
N° 1 Fosse septique	3 100			7 000 à 11 000
Epandage souterrain		6 500		9 600
N° 1 bis Fosse septique	3 100			8 000 à 13 000
Epandage souterrain		6 500		
Drainage		1 500		11 100
N° 2 Fosse septique	3 100			8 000 à 13 000
Filtre à sable		6 400		
+ puits d'infiltration			1 400	10 900
N° 2 bis Fosse septique	3 100			7 000 à 12 000
Filtre à sable		6 400		
Evacuation au fosse		200		9 700
N° 3 Fosse septique	3 100			10 000 à 17 000
Alimentation par pompage	4 000			
Terre filtrant		6 400		13 500
N° 4 Microstation	8 000			9 000 à 14 000
Epandage		3 250		11 250

Le remplacement d'une fosse septique de 3 m³ par une fosse de 2 m³ se traduirait, pour les filières 1, 2 et 3, par une diminution du coût d'environ 1 000 F, soit environ 10 % du coût global.

4.1.3. Coût de l'entretien et de la maintenance

Les filières n° 1 et 2 ne comportant pas d'équipements mécaniques, le coût de leur entretien se limite aux vidanges et aux nettoyages du préfiltre. Pour une fosse septique de 3 m³ utilisée par quatre usagers, la périodicité de cette vidange peut être estimée à trois ans. Le coût d'une vidange pouvant être estimé à 360 F., le coût annuel sera de 120 F. auquel devraient s'ajouter deux nettoyages du préfiltre estimés à 80 F.

Le coût annuel serait donc de 200 F. par an.

Pour une fosse de 2 m³ utilisée dans les mêmes conditions, on peut estimer que la fréquence de vidange sera doublée, ce qui porterait le coût d'entretien annuel à $(120 \times 2) + 80 = 320$ F.

Pour la filière n° 3 (fosse septique, terre filtrant), il convient de prévoir en plus l'entretien de la pompe, estimé à **200 F. par an.**

Pour la filière n° 4 (microstation-épandage), le coût d'entretien s'établit de la manière suivante :

- consommation d'énergie électrique 1,5 Kw par jour, soit sur la base de 0,24 F le Kwh :

$$1,5 \times 365 \times 0,24 \text{ F} = 130 \text{ F./an}$$

- entretien par contrat auprès d'une entreprise spécialisée : 700 F./an

- renouvellement du matériel d'oxygénation sur 5 ans estimé à $1\ 000/5 = 200$ F./an

Coût total de l'entretien : 1 030 F hors taxes

4.1.4. Comparaison économique des filières proposées

Afin de pouvoir comparer entre elles les diverses filières présentées ci-dessus, il a été fait recours à la technique dite de l'actualisation, classiquement employée dans le domaine du choix des investissements ; cette technique vise à exprimer en francs actuels (valeur 1980) des valeurs monétaires échelonnées au cours du temps (investissements, frais d'exploitation, etc...) par l'intermédiaire d'un «taux d'actualisation» .

Le résultat en est la détermination d'un **coût global actualisé** qui permet le classement des diverses solutions en présence.

Pour les calculs suivants, le taux d'actualisation retenu est de 10 % et la période considérée est de 30 ans pour toutes les solutions.

La durée de vie moyenne sera de :

- 30 ans pour les fosses septiques ;

- 15 ans pour les dispositifs d'épandage

les microstations

les équipements de pompage du terre filtrant

soit un renouvellement en 30 ans,

- 10 ans pour les filtres à sable, les terres filtrants et les puits d'infiltration,

soit deux renouvellements en 30 ans.

Le coût global actualisé de chacune des filières s'établit de la manière suivante :

tableau récapitulatif

Filières	Investissement en francs 1980	Exploitation en francs/an 1980	Coût global actualisé en f. sur 30 ans/1980
N° 1 - Fosse septique 3 000 l. épandage souterrain Total	3 100 6 500 9 600	200	13 005
Variante fosse septique 2 000 l. épandage souterrain Total	2 100 6 500 8 600	320	13 290
N° 1 bis - Fosse septique 3 000 l. épandage souterrain drainage Total	3 100 6 500 1 500 11 100	200	15 304
N° 2 - Fosse septique 3 000 l. filtre à sable puits d'infiltration Total	3 100 6 400 1 400 10 900	200	16 915
N° 2 bis - Fosse septique filtre à sable rejet au fossé Total	3 100 6 400 200 9 700	200	15 074
N° 3 - Fosse septique pompage tertre filtrant Total	3 100 4 000 6 400 13 500	400	21 837
N° 4 - Microstation épandage souterrain Total	8 000 3 250 11 250	1 000	24 908

Le caractère indicatif de ce tableau de coûts doit être souligné en raison des grandes variations qu'ils peuvent subir d'une région à une autre, et en fonction des conditions de mise en œuvre. Il permet cependant de comparer les coûts des différentes filières dans des conditions économiques identiques.

Il apparaît ainsi que les investissements sont très voisins pour toutes les filières, à l'exception de celles utilisant le tertre filtrant. Les coûts d'exploitation sont très significativement plus élevés lorsqu'on emploie la microstation, en raison principalement du coût d'exploitation. Les coûts actualisés, qui tiennent compte de la durée de vie de chacun des équipements, font aussi apparaître des différences très sensibles, la filière classique se révélant la plus économique. Enfin, la réduction du volume de la fosse de 3 à 2 m³ qui nécessite une fréquence de vidange plus élevée (2 vidanges au lieu d'une en 3 ans), entraîne une augmentation du coût global actualisé.

4.2. Critères de choix entre l'assainissement collectif et l'assainissement individuel

Le choix entre l'assainissement collectif et l'assainissement individuel se pose surtout en termes économiques pour les petites collectivités ou les extensions des zones pavillonnaires à proximité des agglomérations plus importantes. Cependant, d'autres critères, tels que la protection de certains milieux récepteurs sensibles et les considérations d'urbanisme peuvent aussi être pris en compte.

4.2.1. Comparaison économique

Le coût de l'assainissement collectif s'établit sur trois postes qui sont :

- le réseau généralement situé sous la voie publique ;
- la station d'épuration ;
- les travaux de raccordement des habitations.

En première approximation, on peut chiffrer le coût prévisionnel d'un réseau d'assainissement en milieu rural en fonction du linéaire développé, en prenant comme base un coût de **350 à 400 F le mètre de canalisation**. Ce coût ne prend pas en compte les travaux permettant le raccordement au réseau à l'intérieur de la propriété privée. Peu coûteux lorsqu'il s'agit d'une construction neuve réalisée après la mise en place du réseau, ces travaux se révèlent très lourds pour les logements anciens. En effet, ils impliquent généralement des modifications très complètes du tracé des réseaux intérieurs, dont l'orientation doit passer d'un côté cour ou jardin à un côté rue. **Le coût de ces aménagements, qui restent à la charge de l'utilisateur, peut ainsi varier de 1 000 à 10 000 F et plus parfois.**

Le coût du réseau de collecte des eaux usées est lié à sa longueur et aux conditions dans lesquelles s'effectue sa mise en œuvre. Pour une longueur donnée, et dans le cas des petites collectivités, le coût est indépendant du nombre d'usagers desservis. En effet, le diamètre minimum de 200 mm est toujours suffisant pour assurer le transport des eaux usées. Les conditions de mise en œuvre sont fortement influencées par la topographie et la nature du terrain. Une topographie favorable permet d'utiliser les pentes naturelles et évite le recours à des surprofondeurs et à des postes de relèvement électromécaniques. La présence d'eau, ou celle de rochers dans le sol, accroissent très fortement les difficultés de mise en œuvre et se traduisent par une augmentation du coût.

Pour ce qui concerne la station d'épuration, il est parfois possible, grâce au lagunage par exemple, de diminuer les coûts actuellement consentis lorsqu'on utilise des techniques d'épuration de type intensif. Ces coûts peuvent ainsi être ramenés de 1 000 ou 1 500 F à 500 ou 600 F par usager desservi, lorsqu'il s'agit de capacités inférieures à 200 usagers, soit 1 500 à 2 500 F par logement.

On peut ainsi estimer en première approximation que l'assainissement collectif devient plus coûteux que l'assainissement individuel lorsque la longueur du réseau dépasse 15 m par logement. On notera que ce linéaire correspond à des terrains bâtis, dont la façade est de 25 à 30 mètres en moyenne et implique une urbanisation discontinue. Il faut donc prendre en compte le potentiel de raccordements qui, intéressant des constructions neuves, bénéficieront des meilleures conditions de coût et considérer dans des limites raisonnables les perspectives de développement des collectivités.

4.2.2. Urbanisme et choix d'un mode d'assainissement

L'assainissement collectif représente, pour les municipalités qui s'en équipent, l'infrastructure de très loin la plus coûteuse. Il convient donc de tirer le meilleur parti de cet investissement, d'une part en le limitant aux zones bâties les plus denses, et d'autre part en l'intégrant dans un urbanisme cohérent. La nécessité de l'assainissement collectif s'impose le plus souvent pour la partie la plus agglomérée dans laquelle les logements souvent anciens ne disposent pas de terrains suffisants et parfois pas de terrain du tout, pour réaliser un dispositif, même très sommaire, de dispersion dans le sol. A l'inverse, pour les logements éloignés du centre et possédant un jardin de plusieurs centaines de mètres carrés, l'assainissement individuel peut apporter au moindre coût une bonne solution. Le problème est alors, dans la plupart des cas, d'arrêter la limite entre ces deux zones contiguës. Une approche pratique consiste, à partir d'un projet de réseau correspondant à une desserte exhaustive de l'agglomération, à établir le coût des branchements pour chacune des antennes d'un réseau ramifié et à le comparer au coût de l'assainissement individuel. Il faut, bien entendu, s'être assuré préalablement de la faisabilité de l'assainissement individuel et de son coût, ce qui implique une reconnaissance préalable des sols et de leur aptitude à l'infiltration des eaux. **Une telle approche implique une étude de terrain minutieuse et longue avec la participation effective des futurs usagers ou de leurs représentants.** Cette concertation, difficilement concevable dans le cas des collectivités importantes, paraît s'imposer pour l'établissement des projets d'assainissement des petites collectivités, en raison du montant des investissements mis en jeu, qui peuvent obérer gravement les budgets de ces collectivités pour de très longues périodes.

La mise en place d'un réseau d'assainissement dans une petite commune est fréquemment motivée par la réalisation d'un lotissement auquel ses promoteurs et souvent les services administratifs associent l'obligation d'un assainissement collectif. Lorsque ce lotissement s'éloigne sensiblement de la partie la plus dense de la commune, son raccordement au réseau communal, parfois encore au stade de projet, induit une extension coûteuse de ce réseau, à laquelle la commune ne peut faire face rapidement. Il n'est pas rare, dans ces conditions, qu'un lotissement soit équipé d'un réseau d'assainissement en attente, les logements devant utiliser pendant une période non définie des équipements d'assainissement individuel. Le caractère provisoire ainsi conféré à l'assainissement individuel n'incite pas ceux qui y ont recours, à lui consacrer les efforts financiers susceptibles d'en garantir une bonne réalisation et par conséquent une pérennité acceptable. **on peut estimer qu'un dispositif d'assainissement individuel devrait s'amortir sur une période d'au moins 15 ans.** Cette durée enlève donc tout intérêt financier à un réseau d'assainissement en attente dont la justification pourrait être l'économie réalisée par une mise en œuvre concomitante à celle de la voirie.

L'assainissement individuel offre une grande souplesse d'urbanisation et, de ce fait, risque de participer à l'extension du phénomène de mitage très dommageable pour l'espace rural. En effet, une réponse technique acceptable peut être trouvée à pratiquement tous les problèmes auxquels peut se heurter la mise en œuvre d'un assainissement individuel, à l'exception toutefois des zones inondables qui ne devraient pas être constructibles. Le recours à des filtres à sable par exemple permet de limiter à quelques dizaines de m² les surfaces consacrées à l'assainissement individuel. **Il n'en demeure pas moins que le domaine d'utilisation de l'assainissement individuel doit être défini en fonction des possibilités de mise en œuvre de la technique de base faisant appel à l'épandage souterrain à faible profondeur.** En effet, cette technique est la seule à présenter les garanties de fiabilité et de pérennité suffisantes et comparables à celles obtenues par l'assainissement collectif. Le recours aux autres techniques doit être considéré comme un moyen permettant de faire face à des cas particuliers exceptionnels.

4.2.3. Protection du milieu naturel

L'assainissement individuel peut être aussi parfois justifié par le souci de protéger efficacement des milieux naturels particulièrement sensibles. On peut évoquer un certain nombre de cas où la mise en place d'un réseau d'assainissement collectif peut entraîner des risques de dégradation du milieu naturel qui ne peuvent pas être facilement éliminés par une station d'épuration. L'activité piscicole de certaines rivières à très faible débit d'étiage peut être extrêmement sensible à des doses infimes d'ammoniaque.

Lorsque l'on veut protéger une rivière dans laquelle s'effectue la reproduction des salmonidés (pépinières), il convient de ne pas dépasser un accroissement du taux d'ammoniaque de plus de 0,1 mg/l. Cette valeur limite implique que dans les meilleurs cas d'épuration (épuration biologique complète avec nitrification), le débit d'étiage reste sensiblement supérieur à 20 litres par seconde pour un rejet de 100 habitants. Il n'est pas rare que ces conditions ne puissent être garanties et que la protection de la vie piscicole soit incompatible avec un rejet dans la rivière. **Il est alors plus rationnel d'avoir recours à l'assainissement individuel** plutôt que de mettre en œuvre un dispositif de rejet dans le sol après la station d'épuration.

Dans certaines régions, il n'existe pas d'exutoire naturel vers les cours d'eau et les eaux de ruissellement s'engouffrent dans les nappes profondes à travers des terrains fissurés. Les rejets d'eaux usées collectées par les réseaux d'assainissement dans ces gouffres (ou bétoires) sont très dommageables pour la qualité des eaux souterraines. Enfin, la protection sanitaire des zones conchylicoles implique qu'elles ne soient pas soumises à des rejets d'eaux usées qui n'auraient pas été désinfectées efficacement. Pour les petites collectivités, une telle désinfection ne peut être obtenue autrement que par le lagunage naturel. L'assainissement individuel constitue alors la seule autre solution, en raison de la capacité d'auto-épuration du sol envers les germes pathogènes.

L'assainissement individuel apparaît donc bien comme un mode d'équipement participant à l'aménagement pouvant se justifier non seulement par des critères économiques, mais aussi par des préoccupations d'urbanisme et par le souci de protéger le milieu naturel. Encore faut-il que cette technique soit utilisée dans de bonnes conditions, et en particulier sur les sites qui lui sont favorables.

4.3. Cartes d'aptitude des sols à l'assainissement individuel

L'appréciation de l'intérêt de l'assainissement individuel repose sur deux critères essentiels qui sont, d'une part la densité d'occupation du sol, et d'autre part la faisabilité de l'assainissement individuel. La densité d'occupation du sol peut faire l'objet de décisions d'urbanisme et être ainsi maîtrisée ; la faisabilité qui résulte des caractéristiques du sol est une donnée physique qu'on ne peut modifier. La maîtrise de l'assainissement individuel en tant qu'équipement participant à l'aménagement de l'espace urbanisé, implique donc la connaissance préalable de l'aptitude du sol à le recevoir. La caractérisation de l'aptitude du sol est basée sur plusieurs critères qui peuvent se traduire sous la forme de cartes facilement utilisables. Le degré de précision de ces cartes et, par voie de conséquence, leur mode d'utilisation, dépend de l'échelle à laquelle elles sont établies.

Plusieurs tentatives ont été menées pour élaborer de telles cartes :

En 1978, dans le département de la Haute-Garonne (46-61), sous l'égide des différents services départementaux de la Santé, de l'Équipement, de l'Agriculture, de l'Agence de Bassin «Adour-Garonne» et du Service Technique de l'Urbanisme.

En 1979, dans le canton d'Amfreville la Campagne (11) à l'initiative de l'Agence de Bassin «Seine-Normandie». Actuellement, dans le département de la Seine Maritime (62), la Direction Départementale de l'Agriculture assure la maîtrise d'œuvre d'une étude réalisée par le laboratoire agronomique SAS de GARGENVILLE avec la participation financière de l'établissement public régional de Haute Normandie et l'Agence de Bassin «Seine-Normandie». ☆

Différentes approches sont ainsi expérimentées et il serait prématuré de définir, à partir de ces premières tentatives, une méthodologie susceptible d'être appliquée dans tous les cas et aboutissant à un type de document standardisé.

4.3.1. Critères de base pour la définition de l'aptitude du sol

L'aptitude du sol à l'assainissement peut se caractériser par trois types de critères qui sont les conditions d'infiltration, l'absence de résurgences et la préservation des ressources en eaux souterraines. Ce dernier critère fait appel à la notion de vulnérabilité des nappes et surtout à la proximité des périmètres de protection des captages. Il implique une bonne connaissance du sous-sol et de l'épaisseur du sol au-dessus de l'aquifère. Il est nécessaire de pouvoir apprécier les conditions dans lesquelles se dérouleront les processus d'épuration (voir chapitre II). Les conditions d'infiltration sont reliées aux deux paramètres essentiels que sont l'hydromorphie et la perméabilité (voir chapitre III). Les considérations relatives à l'hydromorphie excluent l'utilisation des terrains inondables qui devraient en tout état de cause ne pas être constructibles. La présence d'une nappe permanente ou temporaire à moins de 1 m à 1,5 m du niveau du sol constitue un facteur très défavorable. La perméabilité doit être suffisante dans les couches supérieures du sol, ou à défaut dans les couches profondes, si l'on admet la possibilité d'un recours systématique à l'utilisation d'un filtre à sable. Cette appréciation de la perméabilité peut être basée sur des résultats de test de percolation ; elle peut aussi sans doute reposer sur une bonne connaissance de la pédologie des zones concernées. Enfin, le risque de résurgence peut être apprécié par la mise en évidence de la pente des terrains et de la présence d'horizon ou de substrat très peu perméable à faible profondeur. L'élaboration de ces cartes ne peut, pour des raisons évidentes de coût, être basée sur une définition précise de ces critères à l'échelle de la parcelle de terrain susceptible d'être utilisée pour un assainissement individuel. Elle passe donc nécessairement par la délimitation d'unités naturelles et l'étude des facteurs géo-hydro-pédologiques. La traduction de ces facteurs en une carte d'aptitude résulte d'une interprétation qui ne peut être prise en charge que par des spécialistes. Cette carte pourrait comporter quatre couleurs :

- le vert pour une bonne aptitude
- le rouge pour une mauvaise aptitude
- l'orange ou bistre pour une aptitude probable moyennant certaines précautions
- le blanc pour une trop grande incertitude à l'échelle considérée.

L'intérêt d'une carte dépendra bien entendu de l'importance plus ou moins grande des zones laissées en blanc qui sera fonction du degré d'investigation et de l'échelle à laquelle sera établie la carte.

☆ La dernière page de la couverture présente un extrait de carte d'aptitude établie pour cette étude.

4.3.2. Echelles des cartes et mode d'utilisation

Sous réserve de confirmation par les études en cours, deux échelles semblent particulièrement intéressantes : celle du 1/50 000^e (ou 1/100 000^e dans un but d'économie) qui correspondrait au niveau d'approche départemental et celle du 1/5 000^e utilisable au niveau de la commune.

Destinées surtout aux administrations et aux autorités responsables de l'aménagement et de l'urbanisme, **les cartes au 1/50 000^e doivent permettre d'orienter les priorités dans la programmation des réseaux d'assainissement** : les zones rouges (sol impropre) doivent être desservies en priorité à moins que l'on ait décidé d'y interdire l'implantation de constructions nouvelles. La carte au 1/50 000^e doit aussi permettre de définir la conduite à tenir devant un projet de lotissement prévu dans une commune qui ne possède pas de document d'urbanisme. En schématisant beaucoup, la réponse pourrait être la suivante. **En zone verte**, le projet de lotissement avec assainissement individuel est, a priori, recevable. Une reconnaissance plus précise des sols sera seulement nécessaire en cours de travaux pour préciser le dimensionnement des dispositifs et leur implantation optimale. **En zone orange ou blanche**, le lotisseur doit produire une étude de sol comportant des sondages et des tests de perméabilité. **En zone rouge**, le dossier n'est recevable que s'il comporte un projet complet d'assainissement.

Dans l'étude réalisée en Seine-Maritime, il s'est avéré possible d'affiner la cartographie et de distinguer huit unités, ce qui permet la prise en compte de l'utilisation des filtres à sable. La description de ces unités s'établit comme suit :

Unité 1 (VERT franc) : Sols profonds de bonne perméabilité, ne souffrant pas d'excès d'eau en hiver.

Sols de fond de vallée, pour lesquels la nappe souterraine est suffisamment profonde. L'épandage souterrain est possible facilement.

Unité 2 (VERT pâle) : Sols profonds et de bonne perméabilité.

Ils occupent les vallons secs du plateau.

L'extrême fond de ces vallons reçoit en hiver une importante quantité d'eau (ruissellement et infiltration des penles voisines). Il peut dans certains cas se trouver engorgé.

L'épandage souterrain est possible facilement mais le ceinturage du terrain est parfois nécessaire pour intercepter les arrivées d'eau extérieures.

Unité 3 (VERT barré) : Sols profonds et sains mais de perméabilité médiocre.

L'épandage souterrain est possible mais nécessite une longueur de tranchées importante.

Unité 4 (BISTRE) : Sols profonds de limon des plateaux

L'épandage souterrain est possible dans des tranchées de très faible profondeur (sauf justification par une reconnaissance de détail) et avec une longueur importante.

Unité 5 (ROUGE pâle) : Sols peu épais reposant sur la craie à faible profondeur

L'épandage souterrain entraînerait un risque important de pollution de la nappe.

L'assainissement individuel est possible par lit filtrant réalisant une épuration poussée.

L'infiltration de l'eau épurée se fait ensuite naturellement dans la craie très perméable.

Unité 6 (ROUGE barré) : Sols peu épais sur sous-sol argileux peu perméable surmontant les couches perméables de la craie.

Assainissement individuel possible par lit filtrant drainé suivi d'un puits d'infiltration (si les exigences de protection de la nappe le permettent).

Unité 7 (ROUGE franc) : Sols en général profonds mais engorgés jusqu'à un niveau très proche de la surface pendant une grande partie de l'année.

Les terrains sont parfois inondables. La technique du puits d'infiltration pour le rejet des eaux épurées n'est pas applicable (nappe trop superficielle ou absence de sous-sol perméable).

Assainissement individuel impossible à moins d'admettre un rejet des eaux en surface après épuration poussée.

Unité 8 (BLANC) : Zone où la variabilité des terrains est trop importante pour qu'il soit possible de délimiter les secteurs favorables ou non à l'échelle de 1/50000^e.

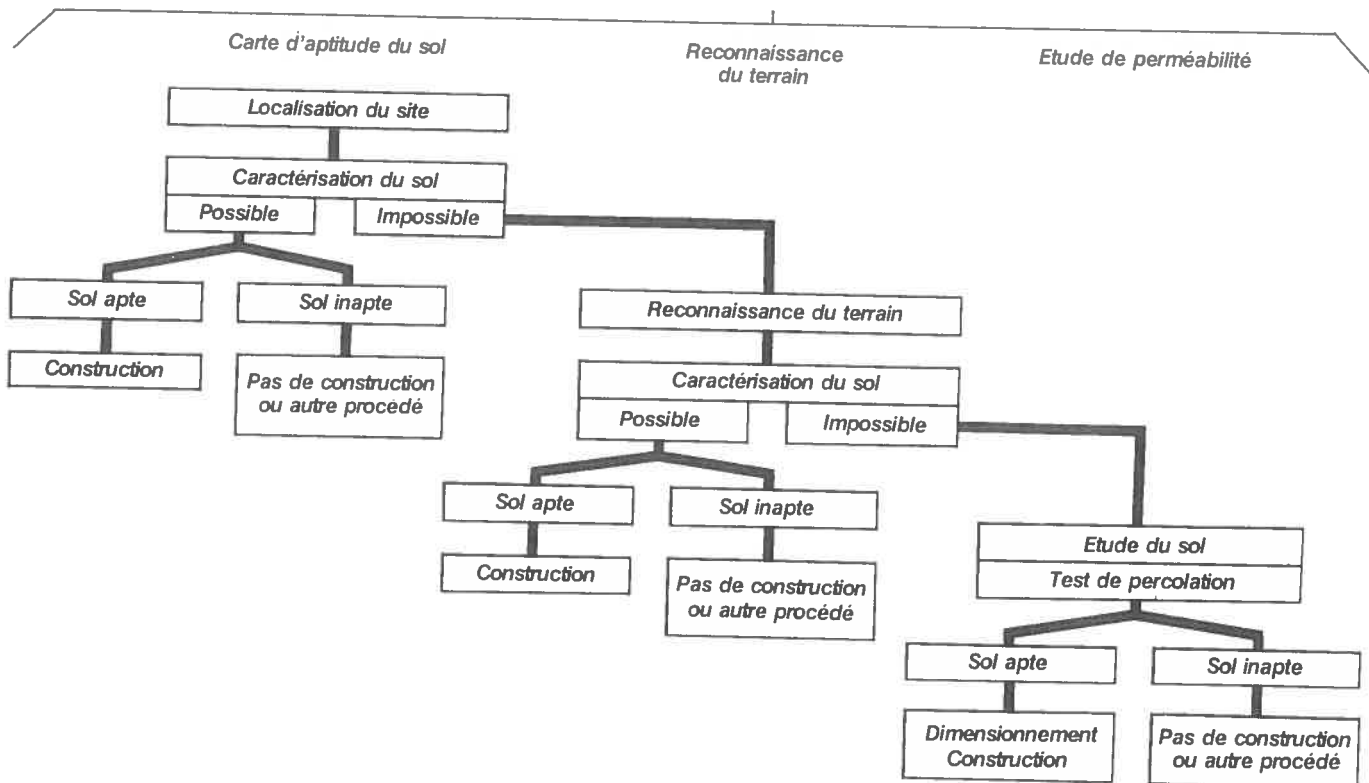
La notice donne quelques précisions sur les types de sols rencontrés et leur aptitude.

Etablie à l'échelle du 1/5 000^e (voire au 1/10 000^e), une telle carte peut être utilisée pour l'élaboration des **plans d'occupation des sols**. Plusieurs communes ont pu, en utilisant la carte d'aptitude des sols réalisée par l'Université de TOULOUSE, préciser ou réviser leur plan d'occupation des sols.

Enfin, la référence à une carte d'aptitude peut constituer la première étape d'un processus d'examen des conditions d'application de l'assainissement individuel. Elle peut permettre de faire l'économie d'une étude de terrain particulière, impliquant ou non la réalisation d'un test de percolation. La définition d'un dispositif d'assainissement individuel peut aussi avoir pour origine, soit la localisation du site sur une carte d'aptitude, soit une reconnaissance légère du sol permettant son classement dans une catégorie de sol bien connue, soit enfin une étude approfondie du terrain assortie d'un test de percolation.

Conditions d'application de l'assainissement individuel

Niveau d'approche



En conclusion, il faut sans doute attendre que plusieurs cartes d'aptitude des sols à l'assainissement individuel aient été réalisées pour établir une méthodologie de base de leur réalisation et préciser leur mode d'utilisation. **Elles paraissent indispensables à l'établissement des plans d'occupation des sols lorsque ces documents prévoient l'urbanisation de zones non desservies à moyen et long terme par des réseaux collectifs.**

Quelles que soient leur qualité et leur précision, ces cartes ne dispenseront pas, dans de nombreux cas, d'une reconnaissance ponctuelle du sol, comprenant le cas échéant la réalisation d'un test de percolation. Il est donc très souhaitable que se mette en place, au niveau des départements, une structure légère mais efficace, capable de réaliser dans de bonnes conditions ces tests de percolation. Une telle structure a été mise en place par plusieurs Directions Départementales de la Santé. On peut penser qu'après plusieurs années et la réalisation de plusieurs centaines de tests, ces services disposeront d'une information très complète qui facilitera la réalisation des cartes d'aptitude des sols à l'assainissement individuel ou viendra les compléter.

5. Extension des techniques de l'assainissement individuel à l'assainissement des lotissements isolés et des petites communautés

Les techniques d'assainissement individuel définies pour la déserte des logements unifamiliaux peuvent être étendues avec des adaptations plus ou moins conséquentes à celles des petites collectivités (lotissements) ou des communautés (pensionnats, casernes) ou enfin des établissements particuliers tels que des usines (effluents industriels exclus), hôtels, restaurants, colonies de vacances, campings... Les rejets de ces établissements ont en commun de présenter une composition d'effluent typiquement domestique.

Lorsque leur situation géographique ne permet pas un raccordement au réseau collectif, ces effluents doivent être traités de manière indépendante. La responsabilité du choix, de la mise en œuvre et de l'exploitation de ces installations appartient, comme pour l'assainissement individuel, à des personnes de droit privé. Le principal problème est alors posé par la définition des caractéristiques des effluents bruts. Les techniques d'épuration doivent permettre d'obtenir un degré d'épuration nécessaire à la protection du milieu récepteur, et la rusticité de ces techniques doit garantir la pérennité du bon fonctionnement.

5.1. Caractéristiques des effluents

A l'exception des lotissements à usage d'habitation dont les rejets peuvent être estimés à partir des valeurs classiques de 100 l par usager et par jour, il existe peu d'informations sur les quantités d'effluents rejetés par les divers établissements précédemment cités. ***Aussi, à chaque fois que cela est possible, il est souhaitable de préciser, par une mesure directe, les quantités et la qualité des effluents devant être traités.***

Les valeurs suivantes ont été extraites du manuel de la pratique des fosses septiques édité aux Etats-Unis (52). Cependant, pour tenir compte des différences importantes existant entre les valeurs standard prises en compte dans ce pays et celles admises en France, et qui sont dues notamment aux normes techniques des équipements sanitaires, les chiffres ont été multipliés par un coefficient égal à 0,6.

Etablissements	Unité	Valeur en l/jour
HOTEL sans salle de bains particulière avec salle de bains sanitaires-buanderie	chambre chambre	240 300
RESTAURANT sanitaires et effluents de cuisine	place	17 à 25
BAR	client	5
CAMPING et CARAVANING (1 - 2 étoiles)	place	500
CAMPING et CARAVANING (3 - 4 étoiles)	place	1 000
ECOLE sans internat - sans cafeteria avec gymnase et douches	élève	35
ECOLE sans internat - avec cafeteria sans gymnase et douches	élève	50
ECOLE sans internat - avec cafeteria gymnase et douches	élève	60
INTERNAT résident permanent personnel travaillant dans l'établissement	élève personne	180 à 200 40
HOPITAL	lit	350 à 600
HOSPICE - MAISON DE REPOS	lit	180 à 300
USINE (effluents industriels exclus)	employé	35 à 80
PISCINE	baigneur	24
THEATRE et CINEMA	place	10
LAVERIES self service	usager	120
MAGASINS (sanitaires seulement)	W.C.	1 000

Les charges organiques peuvent s'évaluer sur la base d'une concentration moyenne correspondant aux valeurs standard de 400 mg/l pour la DB05. On sait cependant que les eaux issues des cantines et restaurants d'entreprise peuvent être particulièrement chargées en matières organiques. Ces rejets importants conduisent à évaluer à environ 100 g/jour et par usager la DB05 rejetée par les habitants d'une collectivité du type hôpital, caserne, etc.

Pour ce qui concerne les campings, on peut généralement distinguer deux catégories d'effluents :

- d'une part, les eaux de vaisselle et les eaux vannes très chargées et dont les volumes par usager sont sensiblement constants ;
- d'autre part, les eaux de douches peu chargées et dont les volumes rejetés varient considérablement avec les équipements disponibles et les conditions atmosphériques.

5.2. Protection du milieu récepteur

Le degré d'épuration auquel doivent satisfaire les eaux rejetées dans le milieu naturel constitue un paramètre essentiel du choix du procédé d'épuration. Il résulte des exigences du milieu naturel qui découlent elles-mêmes de la nature de ces milieux et des usages auxquels ils donnent lieu et qui doivent être sauvegardés ou restaurés. En simplifiant, on peut distinguer trois types de milieux récepteurs :

- les eaux douces superficielles pouvant être utilisées ou non pour l'approvisionnement en eau potable ;
- le milieu marin, lorsqu'il fait l'objet de conchyliculture ou de baignade ;
- le sol en relation avec les nappes souterraines utilisées pour l'approvisionnement en eau potable.

5.2.1. Le sol, milieu récepteur

La capacité d'autoépuration du sol vis-à-vis de la matière organique et des germes a été très largement évoquée au chapitre 2. Comme pour l'assainissement individuel, le facteur limitant l'utilisation du sol est généralement son aptitude à l'infiltration. Une étude approfondie du terrain s'impose avant que soit arrêté le choix d'un rejet dans le sol. Cette étude doit porter sur l'hydromorphie et la perméabilité du sol et sera réalisée, dans toute la mesure du possible, à la fin de l'hiver après une période pluvieuse. **Le dimensionnement du réseau d'épandage est établi en fonction de l'étude du sol et des résultats des tests de percolation.** L'extrapolation des valeurs retenues pour l'assainissement individuel aux dispositifs d'assainissement collectifs conduirait à prévoir des surfaces très étendues qui impliqueraient des coûts élevés. Les chiffres proposés par le tableau suivant (52) doivent sans doute être considérés comme des valeurs limites. Elles ne permettent vraisemblablement pas d'espérer une pérennité des dispositifs d'épandage aussi longue que pour l'assainissement individuel. Elles conviennent par contre sans réserve pour le dimensionnement des épandages équipant des installations à usage saisonnier (campings, colonies de vacances). Elles impliquent cependant des conditions d'hydromorphie favorables.

dimensionnement de l'épandage

Coefficient K Darcy en mm/h	Texture du sol	Volume journalier infiltrable l/m ²	Conditions particulières
500 - 50	sableux	50	Epandage par tranchées ou lit filtrant. 4 périodes de rejet/jour.
50 - 30	sable limoneux	30	Epandage par tranchées uniquement
30 - 20	limon silteux	20	Epandage par tranchées étroites (0,50 m maximum)
20 - 10	limon argileux	10	Epandage par tranchées étroites (0,50 m maximum)

L'alimentation du dispositif doit s'effectuer par séquences au moyen d'un siphon ou d'une pompe, ce qui implique une cuve de réserve.

5.2.2. Rejet dans les eaux douces de surface

La détermination précise du comportement d'une eau superficielle affectée par un rejet nécessite une connaissance approfondie des paramètres hydrologiques et biologiques qui régissent les équilibres écologiques de ces milieux.

Dans les cas de rejets d'effluents d'eaux usées domestiques de faible importance et espacés les uns des autres de plusieurs kilomètres, il est possible de définir un degré d'épuration en fonction du débit d'étiage et de l'intérêt piscicole du cours d'eau concerné. Les paramètres retenus

sont la DB05 et l'azote ammoniacal. On peut admettre que les rejets des fosses septiques collectives présenteront les caractéristiques moyennes suivantes : 15 g de DB05 et 8 g de N-NH₄ par usager desservi. **Le paramètre limitant sera la concentration en azote ammoniacal.** Le degré d'épuration imposé pour la protection d'un cours d'eau disposant d'un débit d'étiage appréciable (100 l/s) ne dépasse généralement pas, pour une petite collectivité inférieure à 100 usagers, celui qui peut être atteint par une fosse septique collective ou un décanteur digesteur. Par contre, les conditions de rejet dans des lacs, marais ou étangs, pour lesquels le renouvellement de l'eau peut être très lent en été, sont beaucoup plus exigeantes. En effet, de faibles quantités d'effluents peuvent accélérer très sensiblement les phénomènes d'eutrophisation liés à l'enrichissement des eaux en azote et phosphore. **On a pu montrer que la quantité de phosphore contenue dans les rejets de 100 personnes peut affecter significativement une retenue d'une centaine d'hectares** et se traduire par un développement d'algues mettant en péril l'utilisation de l'eau à des fins de fabrication d'eau potable. Dans ces cas difficiles, l'épuration préalable au rejet doit éliminer le phosphore, ce qui n'est pas obtenu par la plupart des procédés d'épuration classiques. On doit alors envisager de faire appel au sol comme milieu récepteur.

5.2.3. Rejet en mer

Le rejet en mer offre une dilution potentielle extrêmement importante qui ne peut malheureusement pas être utilisée facilement. En effet, la différence de densité entre les effluents et l'eau de mer limite considérablement la vitesse de mélange des liquides. Les risques de retour rapide à la côte des eaux usées émises en mer sont donc importants. **L'utilisation d'émissaires en mer suffisamment longs pour limiter ces retours ne sont pas envisageables économiquement pour de petites collectivités.** En conséquence, les usages du milieu marin côtier sont affectés par les rejets d'effluents, même lorsque leurs volumes sont très faibles. Or, ces usages sont surtout sensibles aux germes, l'épuration préalable doit donc porter en priorité sur leur élimination. Il convient de rappeler que la qualité sanitaire d'une baignade ou d'un parc conchylicole s'évalue en fonction des dénombrements des germes-tests de contamination fécale qui sont des indicateurs extrêmement sensibles. **Les rejets de quelques dizaines d'habitants dans une zone conchylicole peuvent menacer la salubrité de plusieurs hectares de parcs.** L'abattement des germes-tests par les procédés d'épuration classiques, physiques ou biologiques, n'est pas suffisant pour autoriser un rejet dans une zone sensible et les procédés de désinfection chimique ne sont pas adaptés aux cas des petites collectivités. Pour ces cas, on doit, lorsque cela est possible, remplacer le rejet en mer par un rejet dans le sol (63) (64).

5.3. Procédés d'épuration applicables aux petites collectivités

Il existe une gamme très étendue de dispositifs capables d'assurer l'épuration des eaux usées avant leur rejet dans le milieu naturel.

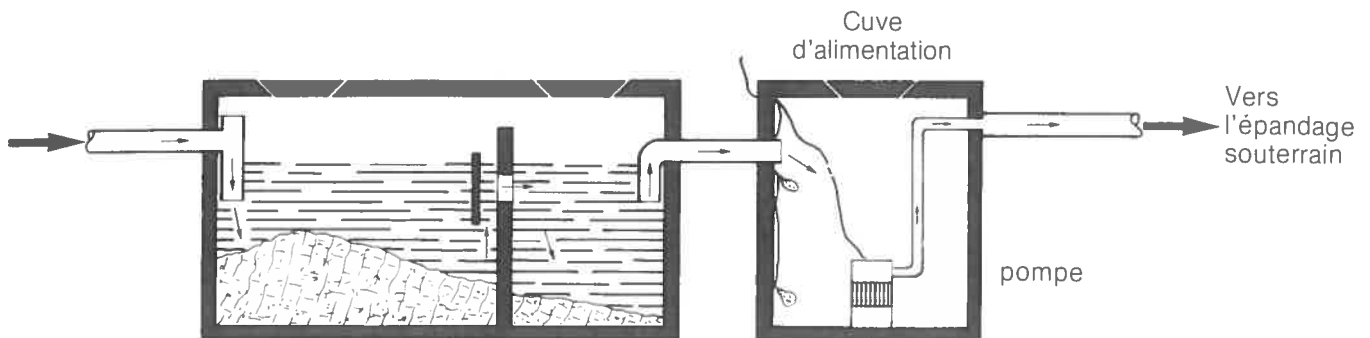
Ils sont cependant plus ou moins bien adaptés, d'une part aux caractéristiques des effluents bruts, et d'autre part au degré d'épuration défini pour l'effluent traité. On peut classiquement en distinguer trois grands groupes :

- les fosses septiques et les décanteurs digesteurs,
- les lagunages naturels ou combinés avec l'épandage, et les lagunages aérés,
- les épurations biologiques intensives par boues activées ou lit bactérien.

5.3.1. Fosses septiques et décanteurs digesteurs

Ces deux procédés réalisent ce qu'il est convenu d'appeler une épuration primaire, mais ils diffèrent très significativement l'un de l'autre. Les fosses septiques peuvent être utilisées pour un nombre relativement élevé d'usagers. La réglementation française prévoyait un nombre maximum d'usagers de 150. Au QUÉBEC, la limite de 135 personnes à 227 l/us/jour, soit 200 personnes à 150 l, est recommandée (65). **En fait, ce sont les paramètres financiers qui en limitent l'emploi.** Leur conception générale et le principe de leur fonctionnement ont été largement développés au deuxième chapitre. **Les dispositions constructives sont identiques à celles des fosses septiques individuelles** (Fig. 51). Le dimensionnement peut être établi sur la base d'un temps de séjour théorique de trois jours. En fait, ce temps de séjour sera plus faible en raison du volume occupé par les boues. Pour les grandes fosses (plus de 10 m³), ce temps de séjour peut être réduit à deux jours.

Fig. 51 FOSSE SEPTIQUE POUR COLLECTIVITE



Les recommandations du QUÉBEC relient la capacité des fosses au volume journalier reçu de la manière suivante :

- pour un volume journalier compris entre 3 et 6 m³, le volume de la fosse C est :

$$C = 1,5 Q$$

- pour des volumes compris entre 6 et 34 m³,

$$C = 4 + 0,75 Q$$

Si l'on tient compte du volume pris en compte par usager (227 l), ce dimensionnement ne diffère pas sensiblement de celui proposé précédemment.

Ainsi, pour la desserte d'un groupe de logements pouvant recevoir 20 personnes (10 chambres), le volume de la fosse septique serait compris entre 6 et 9 m³ (environ 750 l par chambre) pour un volume rejeté compris entre 2 000 et 3 000 l par jour (100 à 150 l par personne). Pour un rejet de 10 m³/j provenant d'un établissement tel qu'une école, le volume de la fosse serait de 15 m³.

Pour les **installations saisonnières** telles que des campings ou colonies de vacances, **les volumes peuvent être limités à 2 fois le volume journalier pour les petites fosses (< 10 m³)** et 1 fois pour les grandes fosses. Il est alors souhaitable que la vidange de boues soit réalisée chaque année, avant la mise en service des installations. Elle doit laisser environ 10 % du volume des boues dans la fosse pour favoriser le développement initial des fermentations.

Pour les campings, on doit étudier la possibilité d'un rejet séparé des eaux de douches et ne mélanger aux eaux vannes que les eaux issues des lavabos et des éviers.

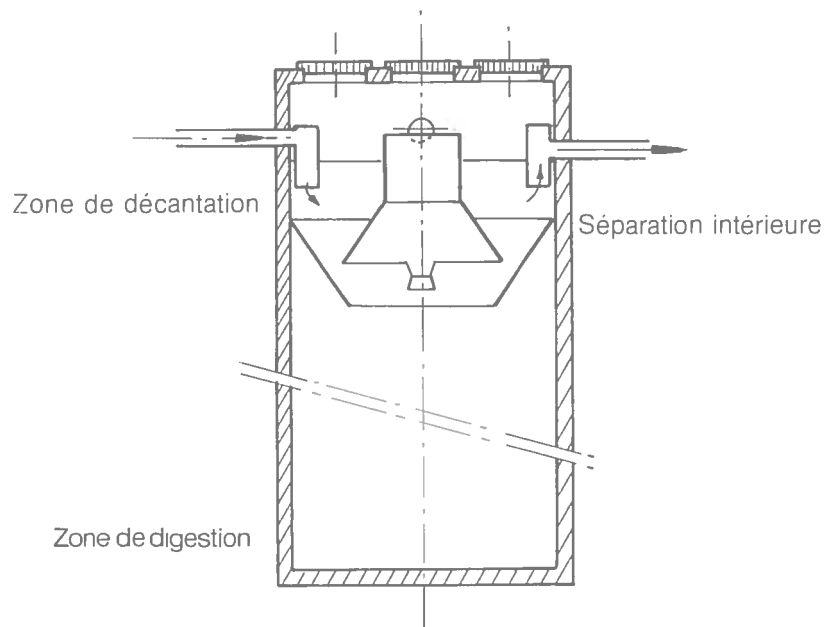
Dans le cas d'un rejet dans le sol, la fosse septique collective sera systématiquement complétée par une cuve de stockage équipée d'un dispositif de siphon ou d'une pompe d'évacuation pour permettre une meilleure utilisation du réseau d'infiltration. Cet équipement permet de répartir uniformément l'effluent dans l'ensemble du dispositif d'infiltration et facilite grandement l'évacuation.

Plusieurs modes de calcul du volume de la cuve de stockage ont été proposés. Le plus simple, mais qui conduit à des investissements élevés, consiste à prévoir un seul pompage par jour. Les recommandations du QUÉBEC prévoient que la capacité utile de la chambre de dosage doit être égale à 75 % du volume des canalisations de dispersion (1 m de drains de diamètre 100 mm = 7,5 litres).

Le rendement d'élimination de la matière organique par une fosse septique peut être évalué entre 40 et 60 % ; la concentration en DB05 de l'effluent sortant sera donc comprise entre 150 et 250 mg/l lorsque la consommation d'eau par usager sera comprise entre 100 et 150 l. Le taux de matières en suspension ne devrait pas dépasser 60 mg/l en moyenne. Malgré ces caractéristiques très différentes de celles obtenues par des fosses septiques non compartimentées et ne recevant que des eaux vannes, l'effluent conserve une teinte jaune et une odeur désagréable et ne peut donc être rejeté sans une dilution conséquente en surface. Il contient également des sulfures qui peuvent entraîner la corrosion des canalisations en cas de rejet dans un égoût pluvial.

Le décanteur-digesteur se différencie de la fosse septique par la séparation des ouvrages dans lesquels s'effectuent la décantation et la fermentation des boues.

Fig. 52 DECANTEUR-DIGESTEUR



Le décanteur situé à la partie supérieure de l'ouvrage a pour but de séparer par sédimentation les matières en suspension denses du liquide qui les contient.

Le dimensionnement d'un ouvrage de décantation est basé sur deux paramètres qui sont le temps de séjour moyen du liquide dans l'ouvrage et la vitesse de circulation de l'eau. Le temps de séjour moyen s'exprime par le rapport du volume de l'ouvrage au débit horaire. La vitesse de circulation du liquide dans l'ouvrage est moins facile à appréhender.

En admettant que les dispositifs d'entrée et de sortie de l'effluent soient réalisés de telle sorte que l'ensemble du volume de l'ouvrage soit uniformément concerné, la vitesse de circulation s'exprime par le rapport du débit à la surface du décanteur et peut ainsi être assimilée à une vitesse ascensionnelle. Pour un temps de séjour identique, la qualité du fonctionnement du décanteur augmente avec la surface de décantation.

Pour les petits équipements dont les conditions hydrauliques d'admission et de reprise des effluents sont généralement médiocres, **la surface en m² du décanteur doit être de 1 à 1,5 fois la valeur du débit en m³/h**, ce qui correspond à une vitesse ascensionnelle comprise entre 0,6 et 1 m/h. **Le temps de séjour dépassera 1h 30, la profondeur moyenne de l'ouvrage devant être supérieure à 1 m et si possible à 1,5 m.**

Pour les petites installations, l'estimation du débit de pointe à partir duquel doit être dimensionné le décanteur n'est pas facile à déterminer. Pour les installations inférieures à 200 usagers, on pourra se baser sur des valeurs en m³/h comprises entre le 1/4 et le 1/5 du débit journalier. Lorsque le décanteur sera alimenté à partir d'un poste de relèvement, le débit horaire des pompes de relèvement devra être compatible avec la vitesse ascensionnelle et le temps de séjour.

Les matières sédimentées sont recueillies dans le compartiment de digestion grâce à des lumières de communication situées à la base du décanteur. Comme dans la fosse septique, les boues sédimentées sont soumises à des fermentations conduisant à la liquéfaction d'une partie de la matière organique et par conséquent à la minéralisation des boues. L'efficacité de la digestion est liée à la température. On admet généralement que la moitié de la matière organique, soit environ 40 % de la masse totale des boues, peut être minéralisée en 2 à 3 mois lorsque la température est voisine de 20° C. Lorsque cette température baisse, le temps nécessaire à la minéralisation augmente très sensiblement et peut atteindre 6 à 9 mois. Le dimensionnement de la partie digestion sera basé sur un volume utile égal ou supérieur à 150 l par usager correspondant à un temps de séjour de plusieurs mois.

Grâce à des chicanes équipant les lumières de communication, les boues flottant sous l'effet des gaz de digestion ne peuvent pénétrer dans le compartiment de décantation. Elles s'accumulent dans une zone dite de flottants pour former un «chapeau». Ce chapeau peut devenir suffisamment consistant pour emprisonner les gaz de digestion et mettre en péril la tenue des cloisons de séparation. Pour éviter cet inconvénient grave et fréquemment rencontré, il est nécessaire d'accroître la surface réservée aux flottants ou briser périodiquement (1 à 2 fois par semaine) le chapeau en cours de formation. Cette zone de flottants ne concerne pas les matières en suspension légères contenues dans l'effluent et qui ne gagneront pas le digesteur. Les «graisses» s'accumulent à la surface du décanteur lorsqu'il est équipé d'une cloison siphonoïde. Dans le cas contraire, les particules en suspension légères sont éliminées avec l'effluent traité.

Le rendement d'épuration obtenu par un décanteur-digesteur est sensiblement plus faible que celui d'une fosse septique bien conçue et est compris entre 15 et 25 % pour ce qui concerne la DB05 et 40 à 50 % pour les matières en suspension. Cette différence s'explique en grande partie par les mauvaises conditions hydrauliques qui prévalent dans les ouvrages de petites dimensions et leur faible pouvoir d'arrêt envers les particules légères. **Lorsqu'un décanteur-digesteur doit être choisi pour équiper un établissement rejetant des graisses (cantines, restaurants, ...) il doit être nécessairement précédé d'un ouvrage de dégraisage.** Par contre, l'aspect d'un effluent domestique bien décanté est parfois moins désagréable que celui sortant d'une fosse septique. N'ayant pas subi de fermentations prolongées, il contient peu de sulfures et n'est pas aussi malodorant. **L'effluent décanté se prête mieux à une épuration aérobie complémentaire** et s'intègre ainsi dans une station d'épuration par lit bactérien. Il convient pour un rejet dans une rivière assurant une dilution importante ; son utilisation à la place d'une fosse septique avant un épandage souterrain n'est pas recommandée. Enfin, et malgré une capacité plus faible, les coûts de construction des décanteurs-digesteurs sont parfois plus élevés que ceux des fosses septiques, en raison de la hauteur importante qu'implique la superposition des ouvrages de décantation et de digestion.

comparaison entre la fosse septique et le décanteur-digesteur

termes de comparaison	fosse septique	décanteur-digesteur
Conception générale	Cuve en 2 ou 3 compartiments disposés en séries.	Cuve en 2 compartiments superposés.
Fonctionnement	<p>Sédimentation et accumulation des boues dans le même ouvrage.</p> <p>Fermentation des boues et du liquide. Echange entre les deux phases. Accumulation des graisses et des boues flottées dans un chapeau en surface du premier élément.</p> <p>Temps de séjour du liquide 2 à 3 jours.</p> <p>Temps de séjour des boues 1 à 3 ans.</p>	<p>Sédimentation dans le compartiment supérieur (décanteur).</p> <p>Séquestration des boues sédimentées dans le compartiment inférieur (digesteur) fermentation des boues seulement. Chapeau constitué exclusivement par les boues en fermentation.</p> <p>Temps de séjour du liquide 1 à 4 h.</p> <p>Temps de séjour des boues environ 6 mois à 1 an.</p>
Dimensionnement	<p>Habitat permanent Fosse de moins de 10 m³, 3 fois le volume journalier d'effluent reçu. Fosse de plus de 10 m³, 2 fois le volume journalier d'effluent reçu.</p> <p>Pour une occupation saisonnière ≤ 50 % du temps :</p> <ul style="list-style-type: none"> . fosse de moins de 10 m³, 2 fois le volume journalier, . fosse de plus de 10 m³, 1 fois le volume journalier. 	<p>Décanteur : Surface en m² égale au débit horaire en m³. Volume 1,5 fois le débit horaire.</p> <p>Débit horaire = $\frac{\text{volume journalier}}{4 \times 8}$</p> <p>Digesteur : 1,5 fois le volume journalier d'effluent</p> <p>Installation saisonnière :</p> <ul style="list-style-type: none"> . décanteur inchangé . digesteur 0,5 à 1 fois le volume journalier.
Exploitation	<p>Vidange tous les 2 ans des boues (tous les ans pour les installations saisonnières).</p> <p>Laisser 10 % des boues et remplir en eau claire.</p>	<p>Vidange annuelle des boues :</p> <ul style="list-style-type: none"> . dégrillage préalable pour éviter le bouchage des lumières de communication avec le digesteur (plusieurs fois par semaine) . enlèvement des flottants en surface du décanteur 1 fois par semaine.
Performance pour un effluent domestique ou assimilé		
Entrée		
DB05 : 300 à 400 mg	DB05 : 150 à 250 mg/l	DB05 : 200 à 300 mg/l
MES : 300 à 400 mg	MES : 60 à 100 mg/l	MES : 100 à 150 mg/l
Différence principale de conception	Séparation dans le plan horizontal	Séparation dans le plan vertical des fonctions de décantation et de digestion des boues.

5.3.2. Epuration biologique de type extensif

Les procédés d'épuration de type extensif connus depuis longtemps trouvent leur champ d'application privilégié dans l'équipement des petites collectivités (66). Ils se caractérisent principalement par :

- des ouvrages de grandes dimensions impliquant une emprise au sol étendue ;
- l'utilisation de procédés biologiques rustiques ;
- une intégration harmonieuse au paysage rural ;
- une exploitation simple et peu coûteuse ;
- une très grande fiabilité ;

- un niveau de performances parfois limité.

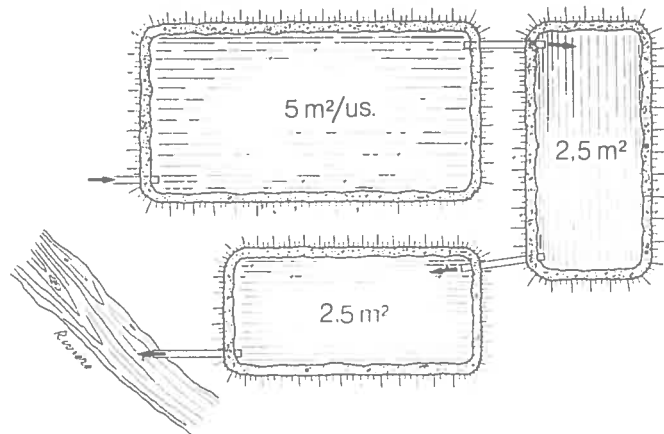
Les applications les plus connues sont :

- . le lagunage naturel utilisant ou non des plantes aquatiques ;
- . le lagunage aéré moins rustique mais exigeant moins de place ;
- . l'épandage-lagunage combinés, initié par l'Institut Max Plank (R.F.A.) et qui a fait l'objet de premières réalisations encourageantes.

Lagunage naturel à microphytes

Le lagunage naturel est constitué classiquement par trois bassins à faible profondeur (1 m à 1,20 m) disposés en série (fig. 53).

Fig. 53 LAGUNAGE A MICROPHYTES



Les effluents y subissent une épuration biologique grâce à une flore en grande partie bactérienne, qui se développe à partir de la matière organique contenue dans les effluents. En raison de leurs grandes surfaces exposées à l'ensoleillement, ces bassins sont rapidement colonisés par différentes algues (microphytes). Ces algues, qui sont des végétaux à chlorophylle, utilisent l'azote et le phosphore sous leurs formes minérales. Par la photosynthèse, elles utilisent pendant la journée le gaz carbonique de l'air comme source de carbone et produisent de l'oxygène qui se dissout dans l'eau et est ainsi disponible pour les bactéries épuratrices. L'épuration par lagunage naturel est un procédé simple reposant sur des phénomènes biologiques très complexes qui s'auto-régulent lorsque sont respectées certaines règles simples de dimensionnement et de construction.

Pour les effluents domestiques et sous les climats tempérés, les bases de dimensionnement classiques sont les suivantes :

- surface totale des besoins :
 - . 10 m² par usager desservi ou
 - . 10 m² par 100 à 200 l d'effluent journalier suivant la dilution
- répartition en 3 bassins :
 - . 1^{er} bassin : 50 % de la surface totale
 - . 2^e et 3^e bassins : 25 % chacun de la surface totale
- profondeur des bassins : 0,80 m à 1,5 m

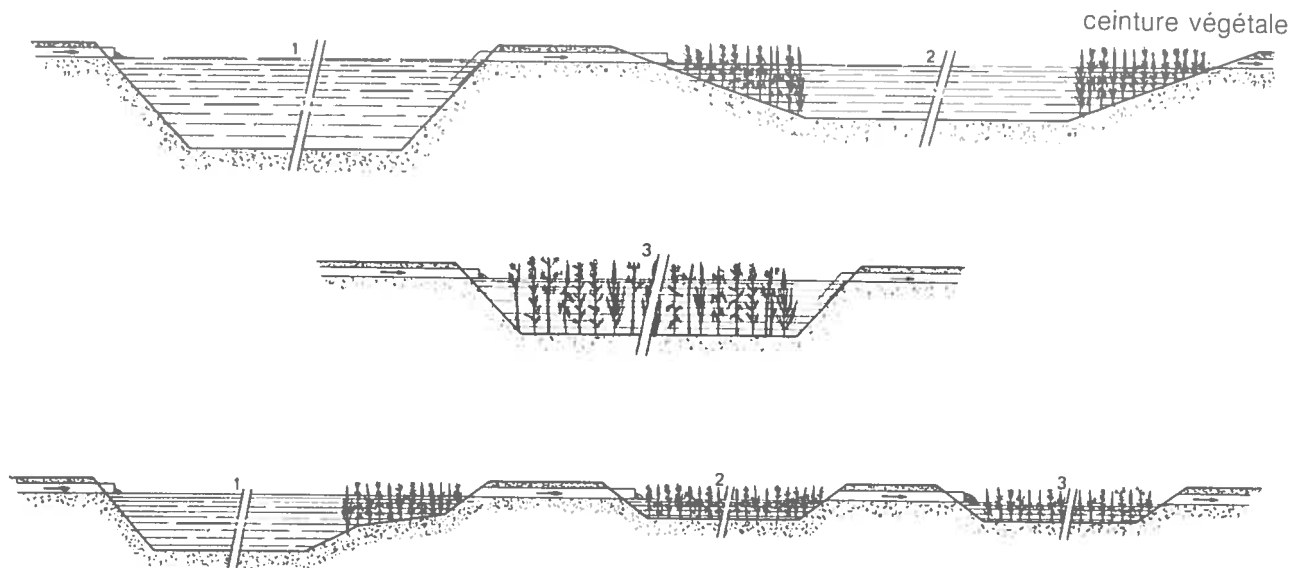
Les prétraitements peuvent se limiter à une cloison siphonée disposée à l'entrée du premier bassin et permettant l'arrêt des principaux éléments flottants.

La communication entre bassins est réalisée par une canalisation permettant une prise des eaux dans le fond du bassin amont et le rejet en surface dans le bassin aval. Pour les petites installations, il peut être avantageux de réaliser un seul bassin muni de cloisons légères (clôture par poteaux et plaques de ciment ou madriers). Les performances des lagunages naturels sont le plus souvent suffisantes pour autoriser un rejet dans tous les types de milieux récepteurs, à l'exception peut-être des retenues d'eau utilisées pour l'eau potable. En effet, l'effluent sortant des lagunes peut contenir plus de 100 mg/l de matières en suspension constituées par des algues dont le rejet en rivière ou en mer ne présente pas d'inconvénient. Par contre, il peut contribuer à ensemençer massivement une retenue et en accélérer l'eutrophisation. **Lorsque les temps de séjour sont suffisamment longs (50 à 60 jours), un abattement très sensible des germes-tests de contamination fécale traduit une élimination efficace des germes pathogènes.** Le lagunage naturel est donc particulièrement adapté aux conditions de rejet en mer pour protéger les lieux de baignade et de conchyliculture.

Lagunage naturel à macrophytes

On peut utiliser les végétaux aquatiques supérieurs dans l'épuration par lagunage. Ces végétaux, plantés soit en sortie du premier bassin, soit dans l'un et l'autre des deux autres bassins, servent de support aux bactéries épuratrices. Ils limitent le développement des algues et, par voie de conséquence, le taux de matières en suspension contenues dans l'effluent épuré.

Fig. 54 LAGUNES COMPOSITES A MACROPHYTES

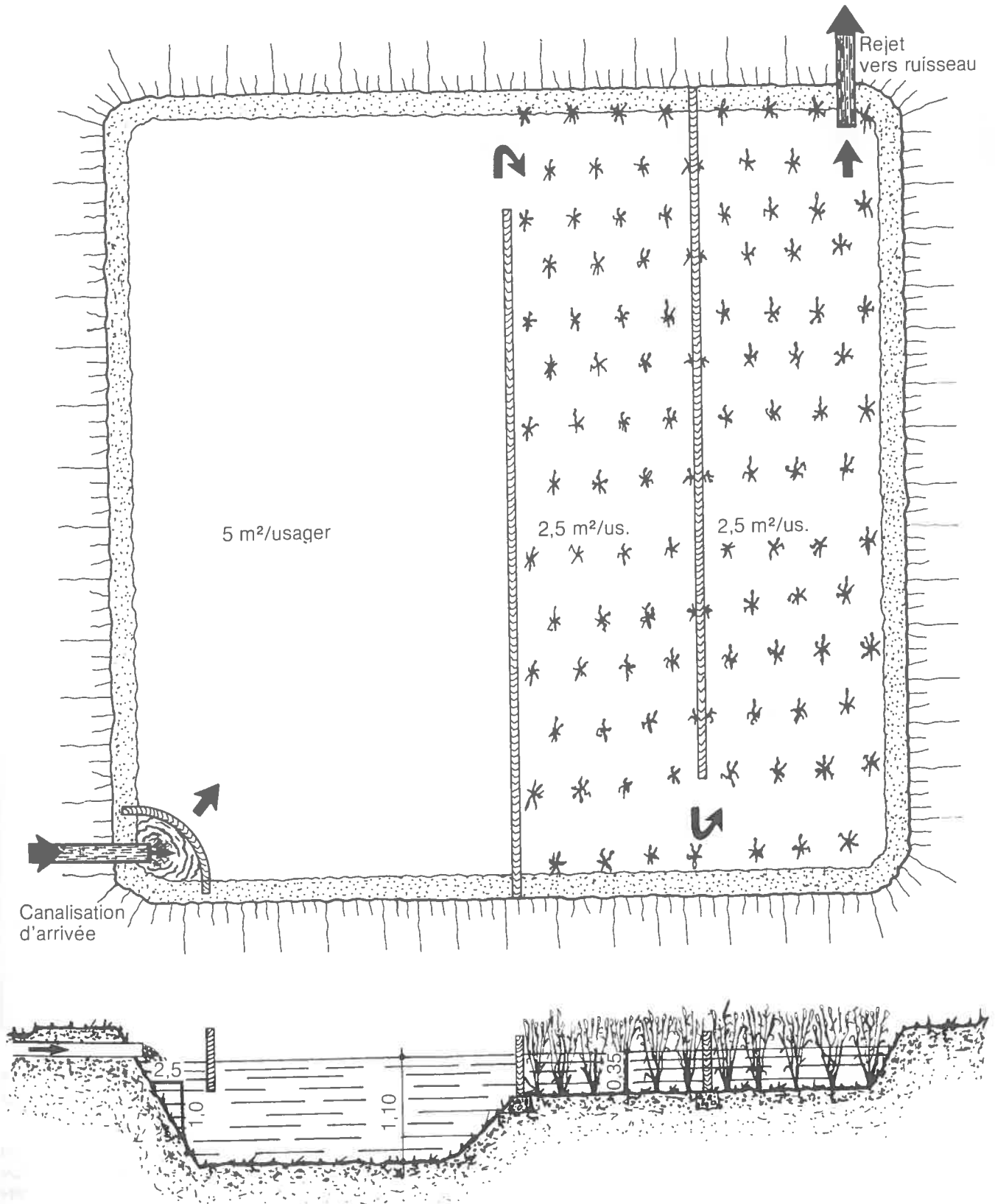


Les surfaces des bassins plantés, dont la profondeur est comprise entre 0,30 et 0,50 m, sont identiques à celles des bassins de lagunage à microphytes. Des dispositions très simplifiées peuvent être utilisées pour les petites installations (Fig. 55).

L'exploitation du lagunage naturel se limite à l'enlèvement des flottants retenus à l'entrée du premier bassin, à l'entretien des digues et au curage des boues. Les matières en suspension sédimentées dans le premier bassin évoluent en anaérobiose, qui entraîne une liquéfaction

partielle de la matière organique. Le résidu s'accumule essentiellement dans le premier bassin et doit donc en être extrait périodiquement. L'expérience encore récente de l'exploitation du lagunage naturel conduit à prévoir un **curage partiel** autour du point d'arrivée **tous les 2 ou 3 ans** et un **curage complet du premier bassin après 10 ou 15 ans**. Le curage complet sera mis à profit pour éventuellement remettre les digues en état.

Fig. 55 LAGUNE A MACROPHYTES SIMPLIFIEE

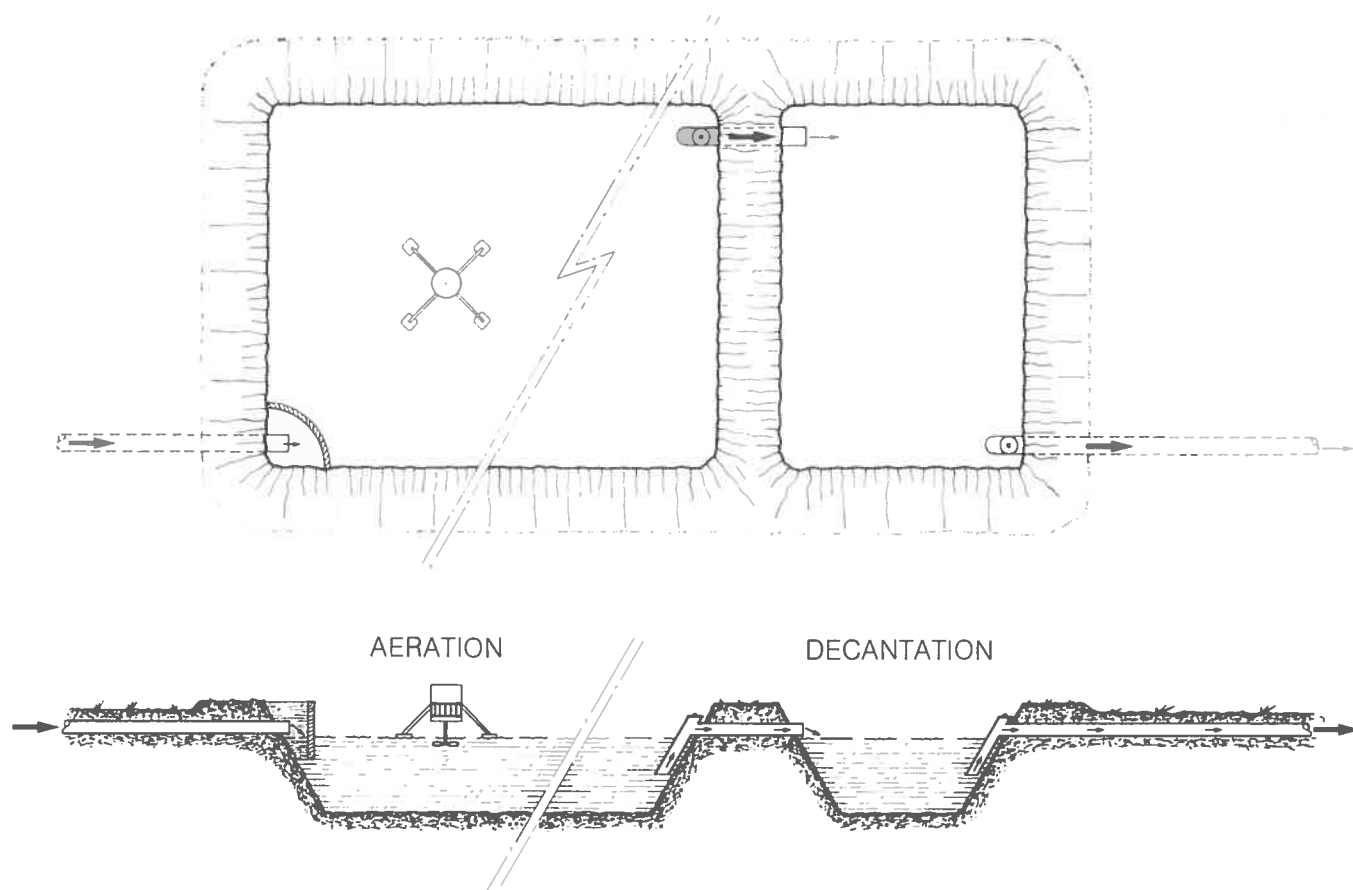


Lagunage aéré

Le lagunage aéré, malgré sa dénomination, est plus proche des procédés d'épuration biologique classiques que du lagunage naturel.

En effet, l'oxygène nécessaire aux bactéries épuratrices est fourni par un équipement d'aération, le plus souvent par une turbine flottante. Il est constitué par deux bassins disposés en série (Fig. 56) : bassin d'aération et bassin de décantation.

Fig. 56 LAGUNE AEREE



Le dimensionnement classique de ces ouvrages et de l'équipement d'aération est :

- **volume du bassin d'aération : 20 fois le volume journalier d'effluent à traiter ;**
- **volume du bassin de décantation : 5 fois le volume journalier d'effluent à traiter ;**
- **puissance de l'aérateur de surface : 5 W/m³ de bassin.**

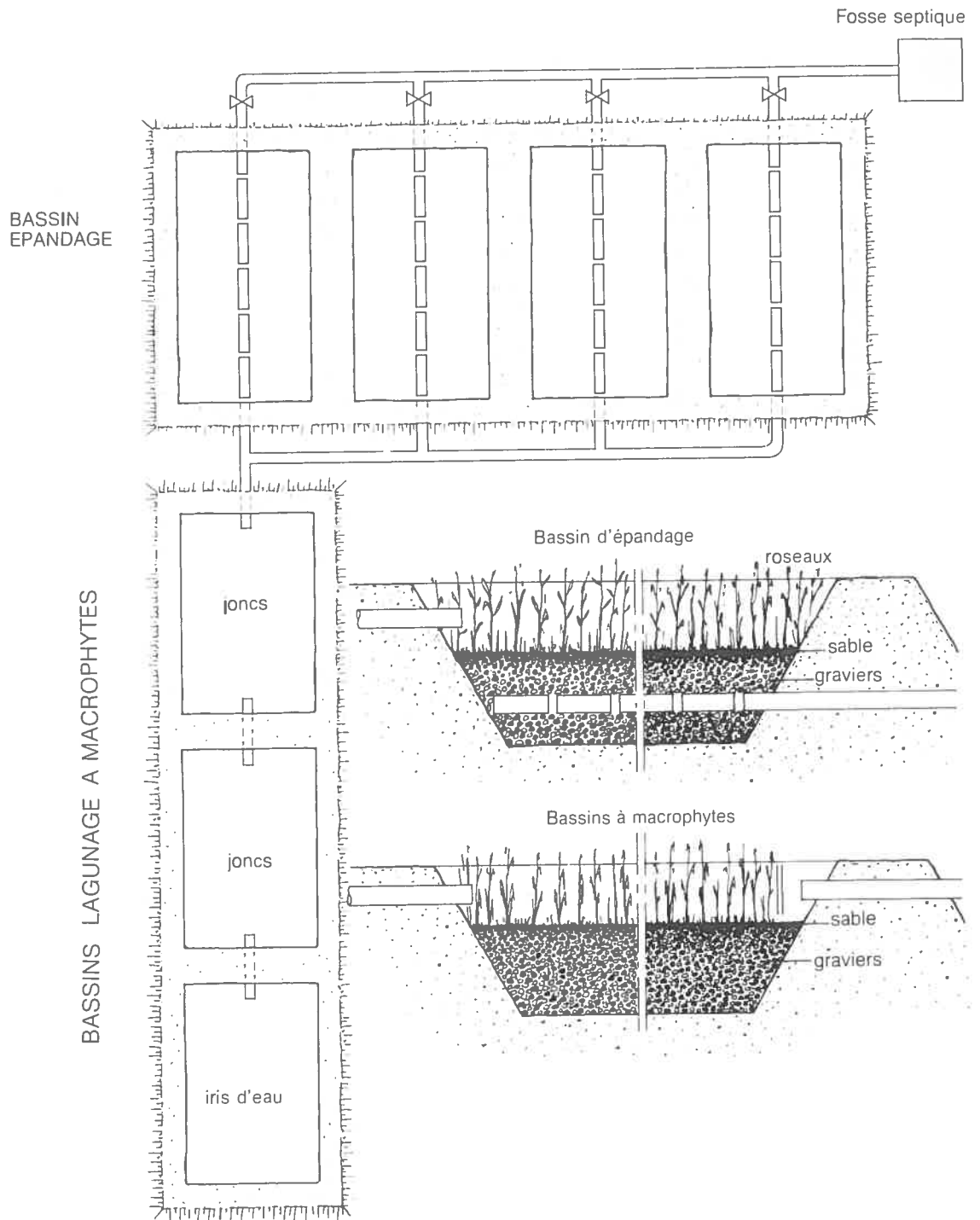
La consommation électrique nécessaire à l'aération sera voisine de 2 kWh par kg de DB05 éliminé, soit environ 100 Wh par jour et par usager.

L'entretien du lagunage aéré est limité à la surveillance et au réglage des temps de fonctionnement journaliers de l'aérateur. Le curage des boues déposées dans le bassin de décantation sera en principe réalisé tous les 3 ou 5 ans.

Épandage et lagunage combinés

Ce procédé d'épuration, mis au point par le Imnologische Arbeitsgruppe de l'Institut Max Plank de Krefeld (R.F.A.) sous la direction de Mme le Docteur Käthe Seidel, a été qualifié de «station verte» (Grüne Kläranlage). Il met en œuvre un épandage superficiel sur un terrain planté et drainé suivi d'un lagunage par macrophytes en plusieurs bassins en séries (Fig. 57).

Fig. 57 EPANDAGE ET LAGUNAGE COMBINES



L'effluent brut est admis dans un «bassin» étanche dont la hauteur utile est de 0,50 m. Il est garni de graviers de rivière de granulométrie décroissante de bas en haut suivant la figure ci-avant. Un drainage assure la collecte des effluents percolés à travers le gravier. Ce réseau de drains est relié à des cheminées d'aération. Les bassins sont plantés de roseaux (*Phragmites communis*) qui supportent la présence des boues et une immersion temporaire. Les bassins sont au nombre de 4 et sont alimentés les uns après les autres 1 ou 2 jours consécutifs (le rythme de 2 jours facilite l'exploitation pendant les fins de semaine).

Les bassins placés à l'aval sont remplis partiellement de graviers et de sable en partie supérieure et plantés de joncs (*scirpus lacustris*). Ils sont au nombre de 3. Dans la station équipant une petite collectivité de 60 usagers (collège), le troisième bassin a été planté d'iris d'eau.

Cette installation peut recevoir des effluents bruts. Il semble cependant préférable de la faire précéder par une fosse septique ou un décanteur-digesteur qui éviterait les accumulations de déchets à l'entrée des premiers bassins.

Le dimensionnement des différents bassins est le suivant :

Bassins amont à phragmites	0,3 m ² par usager réparti en 4 bassins égaux disposés en parallèle,
■ Bassins aval à scirpes et iris (éventuel-1 m ² par usager réparti en 3 bassins égaux lement dans le dernier bassin).	disposés en série

Ce type d'installation encore très peu répandu (il a l'objet d'un dépôt de brevet par Mme le Docteur Käthe Seidel) (68) paraît devoir s'adapter particulièrement à de très petites collectivités. Il implique cependant une intervention tous les deux jours pour permettre l'alimentation des bassins amont.

La surface totale, y compris les voies d'accès, est faible (moins de 2 m² par usager). La mise en œuvre est favorisée par un terrain en faible déclivité, la perte de charge entre l'arrivée et la sortie étant voisine d'un mètre.

5.3.3. Epuration biologique de type intensif

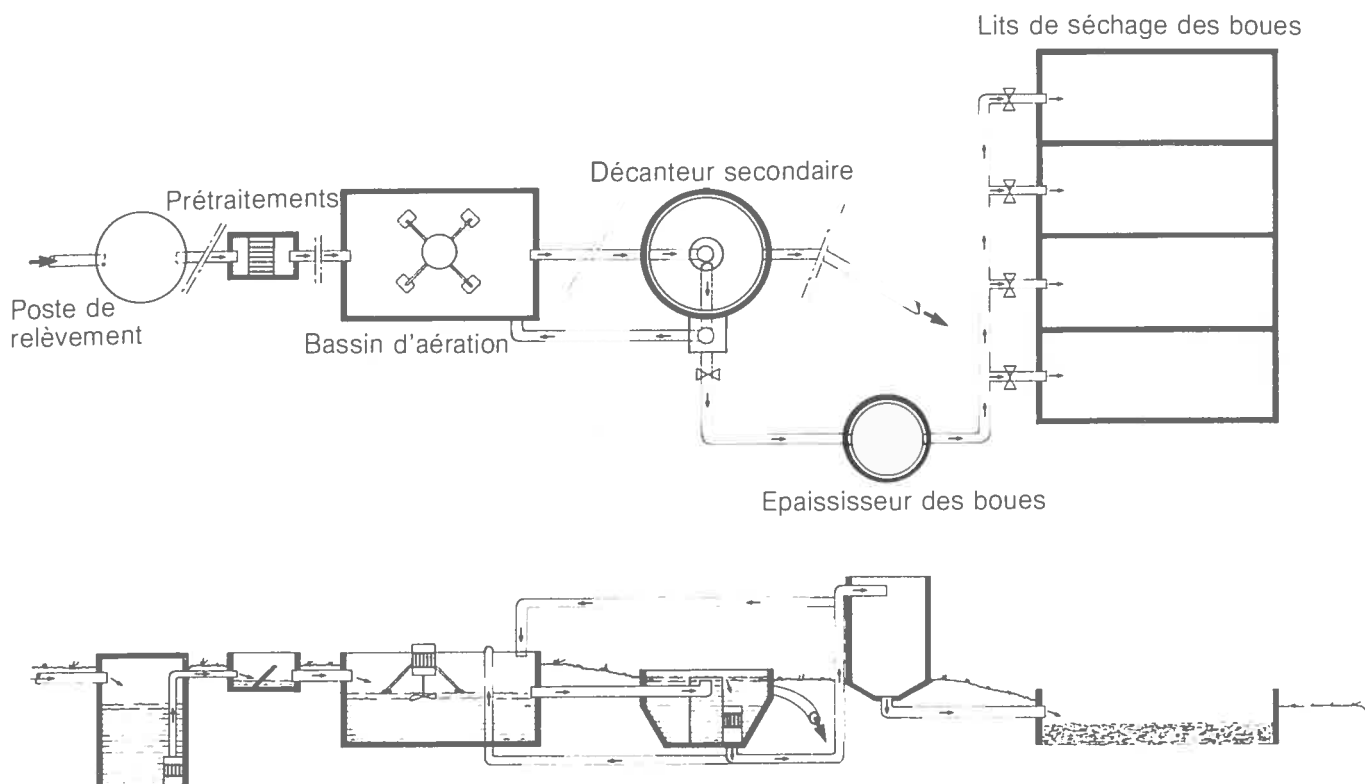
Ces procédés d'épuration sont très largement utilisés pour les collectivités. Bien dimensionnés, réalisés et exploités soigneusement, ils permettent d'obtenir de hauts degrés d'épuration. **Cependant, leur application à des petites collectivités se heurte à des sujétions de coûts d'investissement et d'exploitation élevés qui ne sont pas toujours supportables par ces petites collectivités.** Ils peuvent être imposés lorsque les conditions d'implantation, et notamment l'exiguïté des terrains disponibles, n'autorisent pas la mise en œuvre des procédés extensifs. Ils font appel, soit au procédé par boues activées en aération prolongée, soit à celui des lits bactériens à faible ou forte charge ou encore aux disques biologiques.

Les boues activées en aération prolongée

Ces procédés sont classiquement composés de :

- un prétraitement limité le plus souvent à un dégrillage et un dégraissage statique, indispensable lorsque l'installation doit recevoir des eaux chargées en graisses (restaurant)
- un traitement biologique comprenant :
 - . un bassin d'aération
 - . un décanteur secondaire équipé d'un poste de recirculation des boues
- un dispositif de stockage et de déshydratation des boues sur lits de séchage.

Fig. 58 BOUES ACTIVEES EN AERATION PROLONGEE



L'effluent dégrillé est admis dans le bassin d'aération dans lequel s'installe et se développe une flore bactérienne aérobie homogénéisée et oxygénée par un dispositif d'aération constitué par un aérateur de surface ou une insufflation d'air. Cette culture bactérienne suffisamment enrichie se nourrit de la matière organique contenue dans les eaux usées. Elle présente de plus la propriété de s'agglomérer en flocons lorsque cesse le brassage (phénomène de floculation). Admise dans le décanteur secondaire, la culture décante donc rapidement et libère un liquide interstitiel très bien épuré.

Les boues collectées dans le fond du décanteur sont recyclées dans le bassin d'aération et viennent enrichir la flore épuratrice. Lorsque cette flore devient trop abondante, ce qui gêne la clarification finale, il est nécessaire de la déconcentrer. Les boues en excès extraites sont collectées dans un épaisseur à boues, puis déshydratées sur lit de séchage ou utilisées sous forme liquide en agriculture. **La périodicité de déconcentration des boues varie de 2 à 4 semaines lorsque l'installation reçoit sa charge nominale.**

Les opérations de nettoyage des grilles, évacuation des graisses, déconcentration des boues, remise en état des lits de séchage après usage et réglage des temps de fonctionnement de l'aérateur et de la pompe de recirculation des boues, impliquent un entretien suivi. Le temps nécessaire à l'**exploitation normale** de ces installations peut être estimé de **3 à 5 heures par semaine**. La consommation en énergie électrique est voisine de 2 kWh par kg de DB05 traité, soit 100 Wh par usager et par jour.

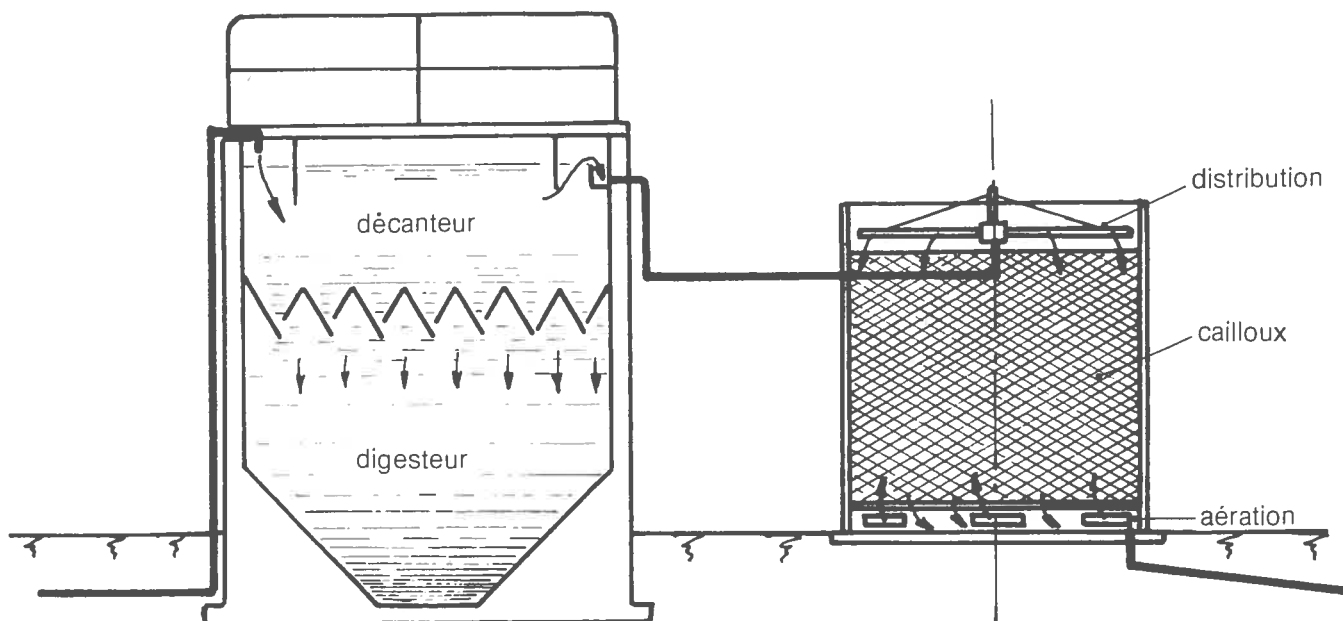
Les règles de dimensionnement des ouvrages et équipements peuvent se résumer de la manière suivante :

- **Débit horaire de pointe** compris entre 1/4 et 1/6 du volume journalier,
- **Dégrillage** : largeur de la grille : 0,5 m à 1 m
écartement des barreaux : 30 à 50 mm
- **Bassin d'aération** : volume = 150 litres par usager desservi ou une fois le débit journalier,
aération : puissance de l'aérateur = 30 W/m³ de bassin
- **Décanteur secondaire** :
Surface en m² ≥ 1 à 1,5 fois le débit horaire de pointe en m³
Volume en m³ ≥ 2 fois le débit horaire.
- **Recirculation** : débit de recirculation égal au débit de pointe (prévoir une pompe de secours en cas de panne)
- **Epaississeur** : 20 l par usager
- **Lits de séchage** : 1 m² pour 5 usagers.

Par raison d'économie à l'investissement, certains procédés combinent les ouvrages de décantation et d'aération. Ces dispositifs sont généralement moins fiables et moins performants que les procédés dans lesquels les ouvrages sont séparés.

Dans les procédés par lit bactérien la flore épuratrice se fixe sur un matériau pierreux sur lequel l'effluent ruisselle et à travers lequel l'air circule apportant l'oxygène nécessaire au maintien des conditions d'aérobiose. Pour éviter le colmatage du matériau support, l'effluent doit subir préalablement une décantation dans un décanteur-digesteur. La répartition de l'effluent sur le matériau est réalisée grâce à un tourniquet hydraulique. Une partie de la culture fixée étant détachée de son support et entraînée par l'effluent, celui-ci contient des matières en suspension. On peut éliminer ces matières en suspension par un décanteur secondaire.

Fig. 59 LIT BACTERIEN A FAIBLE CHARGE



Les boues sédimentées sont alors extraites par le fond de l'ouvrage et conduites dans le décanteur digesteur. On distingue classiquement deux applications du lit bactérien :

- le lit bactérien à faible charge généralement sans décanteur secondaire,
- le lit bactérien à forte charge, pourvu d'un décanteur secondaire et d'un dispositif de recirculation qui permet d'augmenter sensiblement les performances de l'appareil en diluant l'effluent d'entrée et en maintenant sur le lit un régime hydraulique régulier.

Les principales règles de dimensionnement des lits bactériens sont les suivantes :

règles de dimensionnement des lits bactériens		
OUVRAGES	LITS BACTERIENS Faible Charge	LITS BACTERIENS Forte charge
Décanteur-digesteur Volume du lit bactérien	voir page 100 1 m ³ pour 5 usagers ou 500 l d'effluent brut par jour (alimentation par chasse)	1 m ³ pour 10 à 15 usagers ou 1000 à 1500 l/effluent par jour
Recirculation	Pas de recirculation	Débit de recirculation 2 fois le volume journalier réparti sur 24 H.
Décanteur secondaire débit de pointe pour moins de 200 usagers :	Non systématique : - lorsqu'il existe 0,8 m ² pour 1 m ³ /h de débit de pointe	Systématique : 1 m ² pour 1 m ³ /h de débit de pointe
$\frac{\text{Volume journalier}}{4}$		
pour plus de 200 usagers :		
$\frac{\text{Volume journalier}}{6}$		
Lits de séchage	1 m ² pour 12 usagers	1 m ² pour 8 usagers
Performances	Avec décan. Sans décan.	
DB05	30 - 40 mg/l	30 - 50 mg/l
MES	30 mg/l	50 - 80 mg/l
Avantages principaux	simplicité et fiabilité (peu d'appareils électro-mécaniques)	
Inconvénients principaux	investissement élevé - mauvaise intégration au site	

Le procédé par disques biologiques constitue une autre application du traitement biologique par culture fixée. Après passage dans un décanteur-digesteur, les effluents sont mis au contact d'un matériau constitué par une batterie de disques en polystyrène de haute densité. Ces disques sont colonisés rapidement par une flore épuratrice du type de celle des lits bactériens. La rotation des disques permet à cette culture d'être alternativement au contact de l'effluent et de l'air.

Les règles du dimensionnement couramment admises sont les suivantes :

- Décanteur digesteur : voir page 100
- Disques biologiques : 3 m² par usager desservi ou 200 l d'effluent par jour
- Décanteurs secondaires : identiques lit bactérien.

D'autres procédés moins répandus, tels que les tambours biologiques, utilisent aussi des flores épuratrices fixées. Leurs règles de dimensionnement peuvent être extrapolées de celles utilisées pour les disques biologiques.

ELEMENTS DE COMPARAISON DES DIFFERENTS PROCEDES
APPLICABLES AUX PETITES COLLECTIVITES

CRITERES DE COMPARAISON	DEGRE D'EPURATION		EXPLOITATION	SURFACE NECESSAIRE	COUT		OBSERVATIONS
	Effluent domestique brut DBO ₅ 400 mg/l MES 400 mg/l				Nature et fréquence d'intervention	Intégration au site	
PROCEDES	DBO ₅ mg/l	MES mg/l					
Décanteur-digesteur	200 à 300	100 à 150	Vidange des boues 1 fois par an Dégrillage et écumage 2 à 3 fois/semaine	Très faible : 0,1 m ² /us. Bonne si l'ouvrage est enterré.	Variable suivant le sous-sol	nulle	Convient pour un rejet dans une rivière au débit important.
Fosse septique	150 à 200	60 à 100	Vidange des boues tous les 2 ans 1 an en utilisation saisonnière	Très faible = 0,1m ² /us Bonne (ouvrage enterré)	Faible pour les petites unités. Elevé pour les autres.	nulle	Particulièrement adaptée au rejet par épandage souterrain
Lagunage aéré	30 à 50	20 à 100	Ecumage du dégraisseur 1 fois/semaine Réglage des aérateurs 2 fois/an Vérification des aérateurs 2 fois/an Vérification des aérateurs : 1 fois/an	3 à 5 m ² /usager Bonne intégration	Variable en fonction du terrain	100 W/j/ usager	Procédé simple pour un rejet dans un cours d'eau
Lagunage naturel	10 à 40	30 à 100	Entretien des berges Curage partiel tous les deux ans. Curage du 1 ^{er} bassin entre 5 et 10 ans	15 à 20 m ² /usager Très bonne intégration	Variable en fonction du terrain	nulle	Particulièrement adapté aux petites collectivités. Utilisation des macrophytes lorsque cela est possible.
Epandage lagunage	5 à 20 chiffres à confirmer	10 à 30	Permutation de l'arrivée sur les bassins amont tous les 2 jours Elimination des boues du 1 ^{er} étage tous les 5 ans (à confirmer)	2 à 3 m ² /usager Très bonne intégration	Faible si la topographie est favorable	nulle	Procédé en cours de développement
Boues activées Aération prolongée	15 à 30	10 à 40	Dégrillage tous les 2 jours. Purge de boues 2 fois par mois Réglage de l'aération 2 à 5 fois par an	0,5 à 1 m ² /usager Médiocre intégration	Elevé	70 à 100W/j par usager	Adapté pour l'obtention d'un degré d'épuration très élevé - Exploitation contraignante
Lits bactériens et Disques biologiques	30 à 50	30 à 50	Dégrillage tous les 2 jours Enlèvement des boues 2 fois par an	0,5 à 1 m ² /usager Mauvaise intégration au site	Très élevé	20 à 50W/j par usager	Adapté si la déclivité du sol permet une alimentation gravitaire

En conclusion, le choix d'un procédé d'épuration adapté aux très petites collectivités doit tenir compte principalement des paramètres suivants :

- **caractéristiques des effluents très variables et souvent mal connues pour les collectivités particulières** (restaurants, campings, ...)
- **faibles quantités de pollution mises en jeu ;**
- **modicité des moyens techniques et financiers disponibles pour l'entretien des équipements.**

Parmi la gamme des procédés d'épuration actuellement disponibles, les choix technologiques reposeront sur les critères principaux suivants :

- **grande souplesse envers des variations de charge** et de débit : ouvrages possédant une grande inertie envers ces variations ;
- **recherche de la fiabilité** plutôt que de la performance ;
- **simplicité et faible coût d'exploitation.**

Ces conditions sont bien remplies par la fosse septique et l'épandage souterrain dans le sol et l'épuration biologique par **lagunage**, lorsque les rejets affectent les eaux superficielles.

Enfin, les techniques plus élaborées, extrapolées des grandes stations d'épuration, ne doivent être utilisées que si l'on doit faire face à des sujétions de site très particulières (insuffisance de terrain ou topographie défavorable). Ces installations doivent alors être dimensionnées très largement et faire l'objet d'un entretien et d'une exploitation particulièrement soignés.

6. Elimination des matières de vidange

Le bon fonctionnement des dispositifs d'assainissement individuel des installations collectives ne disposant pas d'un traitement autonome des boues implique une élimination régulière des sous-produits de l'épuration des eaux usées. L'absence de collecte conduirait à une réduction de capacité des ouvrages précédant l'épandage souterrain et se traduirait par la mise hors service rapide des systèmes de diffusion dans le sol. La politique d'élimination des matières de vidange des dispositifs d'assainissement individuel repose sur les principes suivants :

- **éliminer les risques de pollution du milieu naturel par les déversements incontrôlés ;**

- **les valoriser par une utilisation agricole**, chaque fois que cela est possible ;

- **proposer des équipements dans le but de maîtriser l'élimination des produits collectés ;**

- **proposer et promouvoir une organisation efficace** dans laquelle sera nécessairement impliquée la collectivité.

Pour cela il est nécessaire :

- de bien connaître qualitativement et quantitativement le produit devant être géré et notamment son intérêt agricole ;

- d'examiner les procédés techniques de conditionnement et de stockage du produit ;

- de définir le cadre dans lequel peut s'inscrire une organisation de collecte et de gestion des matières de vidange.

6.1. Caractérisation des matières de vidange - Intérêt agricole

La plus grande part des matières de vidange a trouvé depuis toujours sa destination finale dans une utilisation agricole qui présente de nombreux avantages. Ce mode d'élimination par recyclage dans le milieu naturel ne peut être maintenu que si les caractéristiques des matières de vidange sont compatibles avec cette utilisation.

6.1.1. Caractéristiques des matières de vidange

Les caractéristiques des matières de vidange qui sont en général un mélange des produits de curage de plusieurs fosses varient en fonction de l'importance relative de chacune des origines. On peut considérer que les matières de vidange sont constituées par :

- le contenu des fosses étanches ou fosses fixes ;
- le contenu des fosses septiques ;
- les boues en excès des micro stations d'épuration.

En principe, les matières de vidange ne contiennent pas d'effluents d'origine industrielle ou agricole ni les produits de curage des égouts. On ne peut cependant en exclure totalement l'éventualité d'une présence accidentelle. Des analyses nombreuses ont été effectuées en FRANCE, à l'occasion de diverses études (70-71-72). Une étude réalisée dans le Nord de la FRANCE (72) donne les valeurs suivantes :

Paramètres	Valeurs minimales	Valeurs maximales	Moyenne sur l'ensemble des analyses
pH	7	9	
DCO mg/l	2 000	50 000	20 000
MES T mg/l	10 000	40 000	20 000
MVS mg/l	10 000	30 000	10 000

Les valeurs mesurées dans la région parisienne ou dans le Sud-Ouest (70) sont sensiblement plus faibles, surtout pour ce qui concerne les valeurs minimales des MEST et de la DCO (1 000 à 2 000 mg/l) et les valeurs moyennes de la DCO (5 000 à 6 000 mg/l), des MES (2 500 à 3 000 mg/l), de l'azote organique total (1 000 mg/l) et de l'ammoniaque (800 mg/l). Une origine possible de ces variations régionales pourrait être recherchée dans la composition du parc de fosses septiques, de fosses étanches à effet d'eau, et de fosses étanches à chasse d'eau.

La composition des boues extraites de fosses septiques (73) fait apparaître les concentrations suivantes :

- MES T : 10 000 à 19 000 mg/l
- DCO : 9 500 à 21 000 mg/l
- DBO5 : 2 400 à 7 800 mg/l
- N-NTK : 400 à 1 000 mg/l
- Phosphore total : 100 à 200 mg/l

Quatre enseignements principaux peuvent être tirés de ces chiffres :

- **l'amplitude des variations dans la composition** interdit une évaluation précise des charges organiques constituées par les matières de vidange qui peuvent varier dans des proportions de 1 à 4 d'un camion de vidange à un autre ;

- **l'importance de la fraction minérale** qui dépasse en moyenne 30 % des MEST. Cette proportion correspond sensiblement à celle d'une boue en excès extraite d'une station d'épuration en aération prolongée ;

■ la DB05 du liquide surnageant est voisine de 1 500 à 2 000 mg/l, soit 6 à 10 fois celle d'un effluent domestique standard ;

■ les concentrations en azote organique et en ammoniacque sont extrêmement variables. Pour l'azote ammoniacal, certaines études (73) signalent des concentrations de 70 mg/l, alors que d'autres mentionnent des valeurs proches de 1 000 mg/l. Là encore, la diversification des origines des matières de vidange (fosse septique ou fosse étanche) peut expliquer cette variation. Dans le cas d'une fosse septique, l'azote est entraîné par l'effluent vers le dispositif d'épandage souterrain.

Il convient enfin de rappeler les risques sanitaires que présente une dissémination non contrôlée de ces produits dans le milieu naturel, en raison de la présence probable de germes pathogènes d'origine entérique.

6.1.2. Utilisation agricole des matières de vidange

Depuis toujours, une part importante de matières de vidange est utilisée en agriculture et, comme pour les boues en excès des stations d'épuration, cette utilisation constitue une destination finale intéressante. **L'intérêt agronomique des matières de vidange est comparable à celui des boues liquides des stations d'épuration.** Un mètre cube de matières de vidange peut apporter au sol environ :

- 10 à 20 kg de matière organique
- 1 kg d'azote organique
- 0,1 à 0,2 kg de phosphore

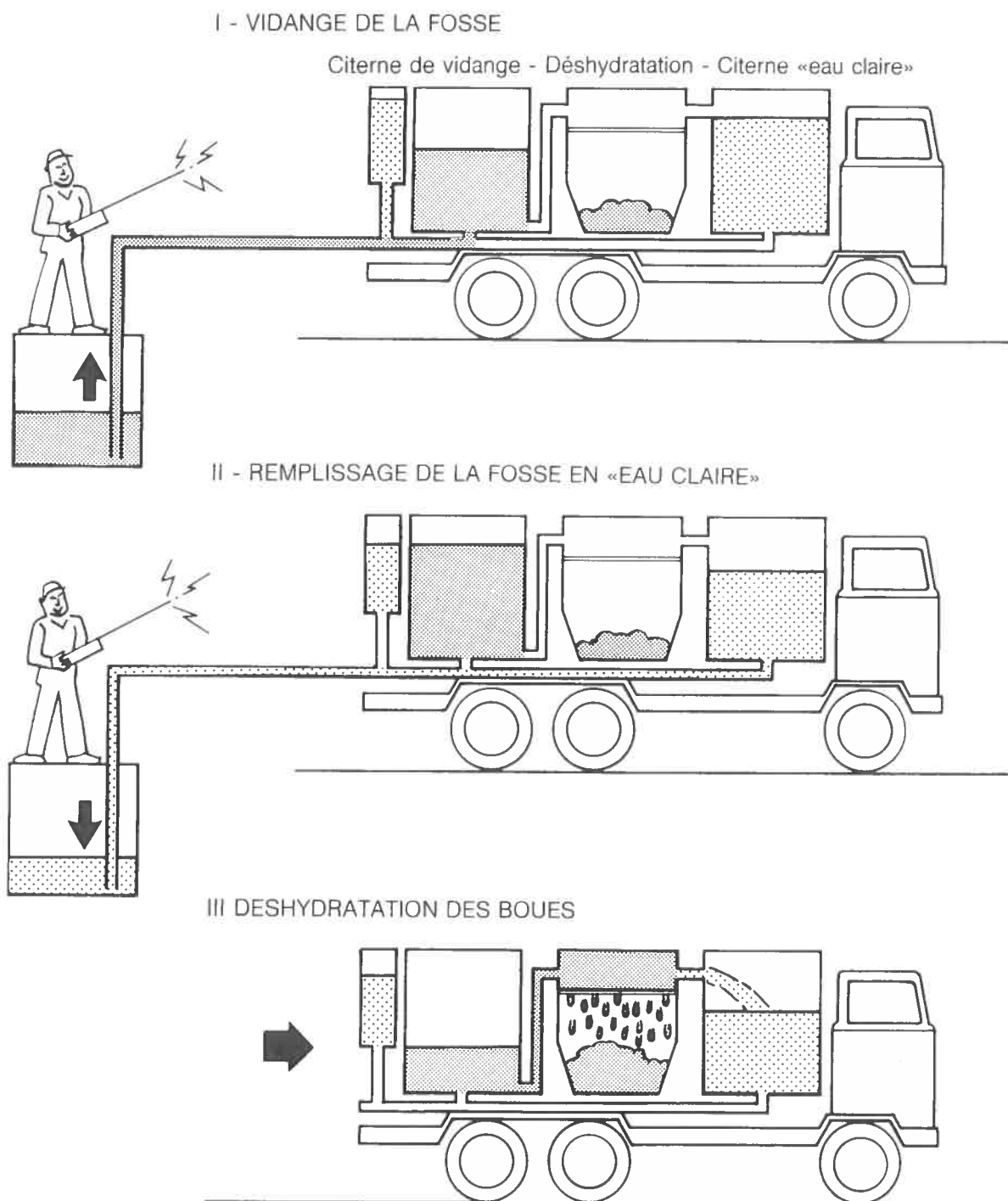
auxquels s'ajouteront du fer, du magnésium, du fluor, du manganèse, etc... Pour une fumure annuelle de 100 kg d'azote/ha, le volume épandu de matières de vidange serait voisin de 70 m³. Au plan de l'équilibre des différents composants on note, comme pour les boues en excès des stations d'épuration, une insuffisance en potasse. En dehors du problème sanitaire précédemment évoqué et qui interdit l'utilisation des matières de vidange sur les cultures maraîchères intéressant des légumes susceptibles d'être consommés crus, l'utilisation agricole des matières de vidange ne soulève pas de réserves d'ordre agronomique. Il faut donc rechercher ailleurs les origines des difficultés de plus en plus grandes rencontrées par les vidangeurs et qui les conduisent parfois à des rejets sauvages répréhensibles.

La principale difficulté provient du caractère saisonnier de l'utilisation agricole. La période la plus favorable pour l'utilisation agricole des matières de vidange est comprise entre la fin juillet (après les moissons) et la fin septembre.

Pour tenir compte de la périodicité des opérations de vidange, il faudrait en envisager le regroupement sur quelques mois de l'année. Il semble que dans certains pays, comme la Suisse, la collectivité organise des campagnes saisonnières de vidange. Il ne semble pas que l'on puisse s'orienter en France vers une telle solution, qui implique une certaine discipline des usagers et qui oblige les entreprises à diversifier leurs activités en dehors des campagnes de vidange, afin d'amortir le matériel sur toute l'année. Une autre solution consisterait à installer dans les fermes utilisatrices des matières de vidange, des capacités de stockage nécessaires pour attendre la période favorable à l'utilisation agricole, soit environ 4 mois par an. Ce stockage ne semble pas devoir entraîner de notables problèmes d'odeur au-delà de la proximité très immédiate de la fosse de dépotage.

Enfin, il existe en Suède une technique très intéressante qui consiste à traiter par filtration et déshydratation les matières de vidange au moyen des camions de collecte. Le liquide interstitiel est remis dans les fosses tandis que les boues déshydratées qui ne représentent qu'une faible partie du volume extrait sont utilisées en agriculture.

Fig. 60 DESHYDRATATION DES MATIERES DE VIDANGE PAR CAMION



On a parfois évoqué le risque de toxicité des matières de vidange et notamment celui du bore, provenant des produits lessiviels. Il ne semble pas que ce risque puisse être sensible en dehors du cas d'épandages à doses élevées, sur plusieurs années, sur un même terrain. Dans les conditions actuelles d'utilisation agricole des matières de vidange (de 50 à 70 m³/ha), ce cas de figure apparaît peu probable.

L'utilisation agricole semble bien devoir constituer une destination finale des matières de vidange très intéressante, tant du point de vue agronomique que de l'épuration. Cependant leur passage direct des dispositifs d'assainissement individuel aux terrains d'épandage se heurte à certains obstacles. Pour éviter que, faute de pouvoir surmonter ces obstacles, les vidangeurs ne soient contraints à des rejets nuisibles au milieu naturel ou que des installations de traitement plus onéreuses ne soient mises en place, il convient d'aménager l'utilisation agricole des matières de vidange :

- par la réalisation des opérations de vidange aux seules périodes compatibles avec l'utilisation agricole ;
- par la réalisation d'unités de stockage transitoire des produits de vidange avant leur épandage.

En raison des volumes de matières de vidange épandues dans les conditions actuelles (50 à 100 m³/ha/an), leur utilisation agricole va trouver sa limite en fonction du rapport entre les quantités collectées sur une zone géographique donnée et les surfaces d'épandage disponibles.

De ce fait, au-delà d'une certaine densité de collecte des matières de vidange, on se trouve dans l'obligation de développer des techniques de traitement plus intensives que l'utilisation en agriculture.

6.2. Traitement centralisé des matières de vidange

Il convient de souligner que les objectifs du «traitement» des matières de vidange diffèrent très sensiblement de ceux de l'épuration des eaux usées. En effet, cette dernière consiste à partir d'un effluent brut en la production d'un effluent épuré et d'une boue. La composition des matières de vidange et en particulier de celles issues des fosses septiques est beaucoup plus proche de celle des boues de station d'épuration que de celle d'un effluent domestique. Les matières de vidange ne doivent donc pas être considérées comme un effluent domestique concentré et traitées comme tel dans les stations d'épuration. Au contraire, le but du traitement des matières de vidange sera assez comparable à celui du traitement des boues, à savoir :

- obtenir un produit stabilisé, ou dont l'évolution ne peut pas être à l'origine de nuisances particulières ;
- éliminer une partie de l'eau contenue dans le produit, afin d'en réduire le volume.

Les matières de vidange doivent faire, dans la majorité des cas, l'objet d'un traitement spécifique établi en fonction d'objectifs simples. ***Afin de réduire les coûts de fonctionnement*** (et en particulier de main d'œuvre), des unités de traitement de vidange, il se révélera intéressant d'établir ces unités sur une structure technique préexistante. Compte tenu des objectifs du traitement, ***les stations d'épuration ou les sites de traitement d'ordures ménagères constituent les structures d'accueil les plus évidentes.***

6.2.1. Objectifs du traitement des matières de vidange

Les ***objectifs du traitement*** des matières de vidange se résument pratiquement dans tous les cas en :

- une ***stabilisation du produit*** en vue d'une élimination ou au moins une forte atténuation des odeurs ;
- une ***réduction de volume*** impliquant une déshydratation.

La destruction de la matière organique par des fermentations aérobies ou anaérobies n'est pas un objectif mais une conséquence des traitements utilisés pour atteindre les deux objectifs élémentaires.

les matières de vidange. Des études (74) ont montré que la fraction biodégradable de la matière en suspension organique des matières de vidange n'est que de 40 à 45 %, ce qui correspond à une boue très correctement stabilisée. Il faut rappeler que les matières de vidange ont été soumises avant leur collecte et pendant un temps très long à des fermentations anaérobies. Par contre, le liquide interstitiel est relativement riche en matière organique soluble biodégradable, puisque la DB05 moyenne est voisine de 1 500 à 2 000 mg/litre.

L'utilisation agricole des boues issues du traitement des matières de vidange ne devrait pas poser de problème particulier dans la mesure où aucun produit dommageable pour l'agriculteur n'est ajouté au cours du traitement des vidanges. Comme pour les boues de station d'épuration, on peut envisager une valorisation par compostage (avec de la sciure, des ordures ménagères, de la paille, des écorces, etc...) qui permet une stabilisation des produits et une évaporation de l'eau.

A défaut de ces filières de valorisation, la mise en décharge ou l'incinération des boues résiduelles déshydratées peuvent être aussi envisagées.

6.2.2. Elimination des odeurs

Les odeurs émises par les matières organiques soumises à des fermentations anaérobies trouvent leurs principales origines, soit dans des produits intermédiaires de dégradation des composés organiques carbonés, soit des composés soufrés réduits (H₂S), soit des composés azotés intermédiaires ou finaux, tels que l'ammoniaque. Le traitement des odeurs qui fait appel à des «masques à odeurs» peu efficaces ou à des techniques de lavage de gaz efficaces mais compliquées et coûteuses ne peut être envisagé que dans les installations importantes. La plupart du temps, on peut éliminer les odeurs par une aération. **Lorsqu'on aère des matières de vidange brutes par une insufflation dans une cuve de stockage, le dégagement d'odeurs désagréables cesse après une période d'aération continue d'un à deux jours.** On peut expliquer ce phénomène par un entraînement des produits odorants et la substitution de fermentations aérobies inodores aux fermentations anaérobies. **Lorsque l'on ajoute après cette période un volume de matières de vidange représentant moins de 20 à 30 % du volume préexistant désodorisé et aéré, on ne constate pas de nouveaux dégagements d'odeurs.** Il semble que les produits odorants soient «absorbés» par le volume initial désodorisé.

Cette technique très simple de désodorisation est également utilisée dans la technique du stockage aéré des lisiers d'élevage de porcs. Elle a fait l'objet d'une réalisation récente en VENDEE pour laquelle l'aération est assurée par une diffusion d'air par grosses bulles qui en confirme l'efficacité.

6.2.3. Déshydratation des matières de vidange

Cette opération qui consiste à séparer le liquide interstitiel des matières en suspension se déroule généralement en deux stades :

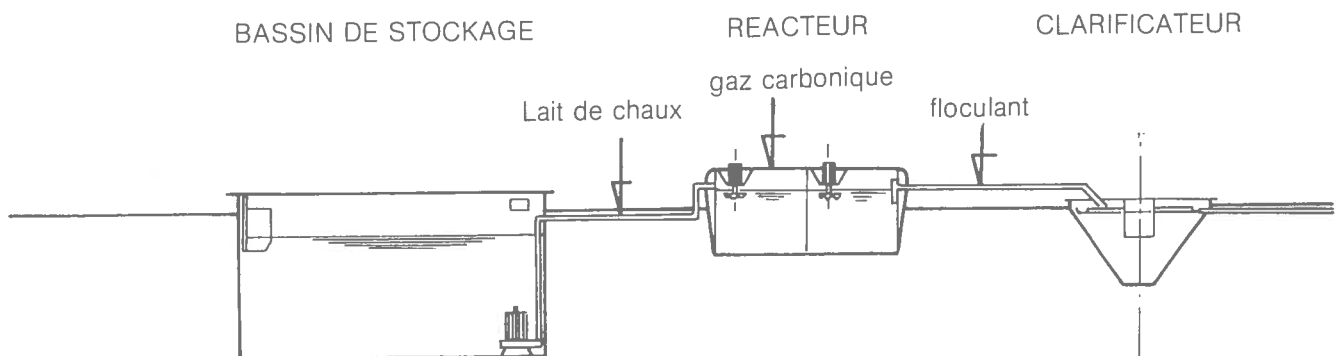
- un épaissement par décantation ;
- une extraction du liquide interstitiel restant par filtration ou centrifugation.

Le degré de déshydratation atteint au cours de ces deux stades dépend pour une grande part de la structure colloïdale des boues. En effet, les matières de vidange à l'état brut contiennent une proportion importante de matières colloïdales qui entrave fortement la sédimentation et conserve au liquide surnageant de fortes concentrations en matières organiques. La transformation des matières colloïdales en matières en

suspension est une opération très souvent utilisée pour le traitement des eaux usées et qui fait appel au phénomène de coagulation-floculation. Ce phénomène peut être déclenché, soit par adjonction de produits chimiques floculants, soit par le développement d'une culture bactérienne aérobie (boues activées). **La déshydratation des matières de vidange passe donc par un stade de conditionnement préalable chimique ou biologique.**

La floculation chimique met en œuvre des électrolytes minéraux (chaux, sels de fer ou d'aluminium) ou organiques (polymères ioniques ou neutres) ou la combinaison de plusieurs d'entre eux. Des essais ont été réalisés (71-76) et ont conduit à l'obtention, d'une part d'un liquide surnageant dont la concentration est beaucoup plus faible et d'autre part d'une boue s'épaississant jusqu'à 10 % de matières sèches. La dose de floculant nécessaire dépend de la concentration en matières sèches des boues et peut atteindre 10 à 15 % de cette concentration. L'utilisation de la chaux, dont le taux d'application sera porté à 20 % de la matière sèche, peut permettre d'obtenir, en plus de l'épaississement, une élimination des germes pathogènes, bactéries et virus. Par contre, le pH alcalin atteint au cours du traitement se traduit par de forts dégagements d'ammoniaque très odorant et corrosif. L'utilisation de sels de fer, et en particulier de sulfate ferreux, contribue à limiter les odeurs. Ce produit, qui précipite les sulfures et en particulier l' H_2S , est utilisé depuis longtemps pour désodoriser les fosses étanches. Le procédé «calco carbonique» (Fig. 61) constitue une application particulière de floculation-décantation par la chaux et a fait l'objet de plusieurs réalisations fonctionnant dans des conditions industrielles. Il consiste à injecter du gaz carbonique en même temps que la chaux dans une cuve fermée.

Fig. 61 PROCEDE CALCO CARBONIQUE



La floculation biologique sera le fait d'une culture bactérienne obtenue par une aération des matières de vidange (74). On peut aussi obtenir par le même équipement (bassin aéré) à la fois la désodorisation et le conditionnement des matières de vidange. Pour des installations importantes ($> 100 m^3$ /semaine), le volume du bassin d'aération est voisin de 2 à 5 fois le volume journalier des matières de vidange reçues. Pour les petites installations ($< 100 m^3$ /semaine), le temps de séjour doit être plus long (environ 10 jours) pour tenir compte de l'irrégularité des apports. La déshydratation des matières de vidange préalablement floculées et désodorisées sera essentiellement réalisée par filtration sur lit de séchage. En effet, la déshydratation mécanique par filtration continue et filtre presse ou par centrifugation n'est généralement pas mise en œuvre pour traiter des matières de vidange seules.

Des études pilotes ont montré que l'utilisation de l'oxygène pur pouvait conduire à une désodorisation et une floculation en des temps significativement plus faibles et qui seraient inférieurs à 24 h (70). La filtrabilité des boues obtenues après application de l'oxygène semble comparable à celle d'une boue en excès de station d'épuration par boues activées. La filtration sur lit de séchage peut être réalisée avec les mêmes équipements qu'en station d'épuration. L'adjonction d'un adjuvant de floculation (polyélectrolyte cationique) permet d'accélérer la fréquence des rotations de boues sur les aires de séchage.

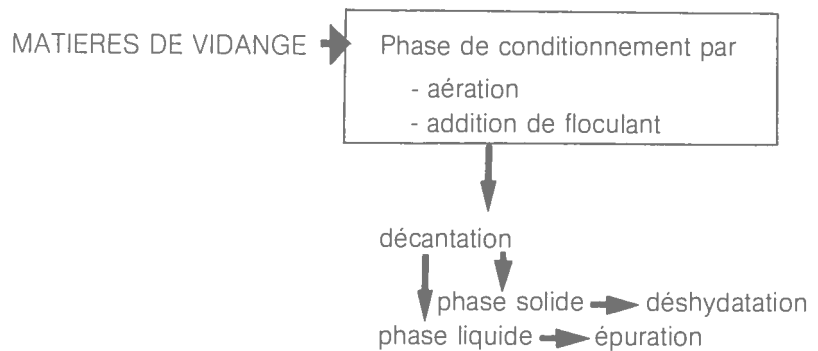
6.2.4. Epuration du liquide interstitiel

Le liquide abandonné par les matières de vidange à l'issue de la désodorisation et de la déshydratation ne peut généralement pas être rejeté sans épuration complémentaire. Dans le cas où l'installation de traitement de matières de vidange se situe sur le site d'une station d'épuration, le surnageant après épauvrissement et les eaux de collature des aires de séchage peuvent être admis dans la station d'épuration sans risques de surcharge, les concentrations de ce liquide étant très voisines de celles d'un effluent domestique classique. Dans les autres cas, une épuration spécifique par lagunage par exemple, ou un rejet dans le sol par épandage souterrain, doit être envisagée.

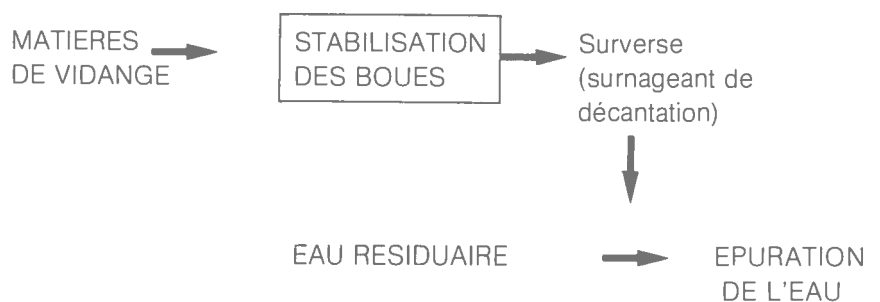
6.2.5. Filières type de traitement de matières de vidange

Les installations de traitement de matières de vidange doivent être, dans toute la mesure du possible, réalisées sur des sites de stations d'épuration ou de traitement d'ordures ménagères.

Dans les stations d'épuration importantes susceptibles de recevoir plus de 100 m³ par jour de matières de vidange, il semble que la filière suivante soit la mieux adaptée :

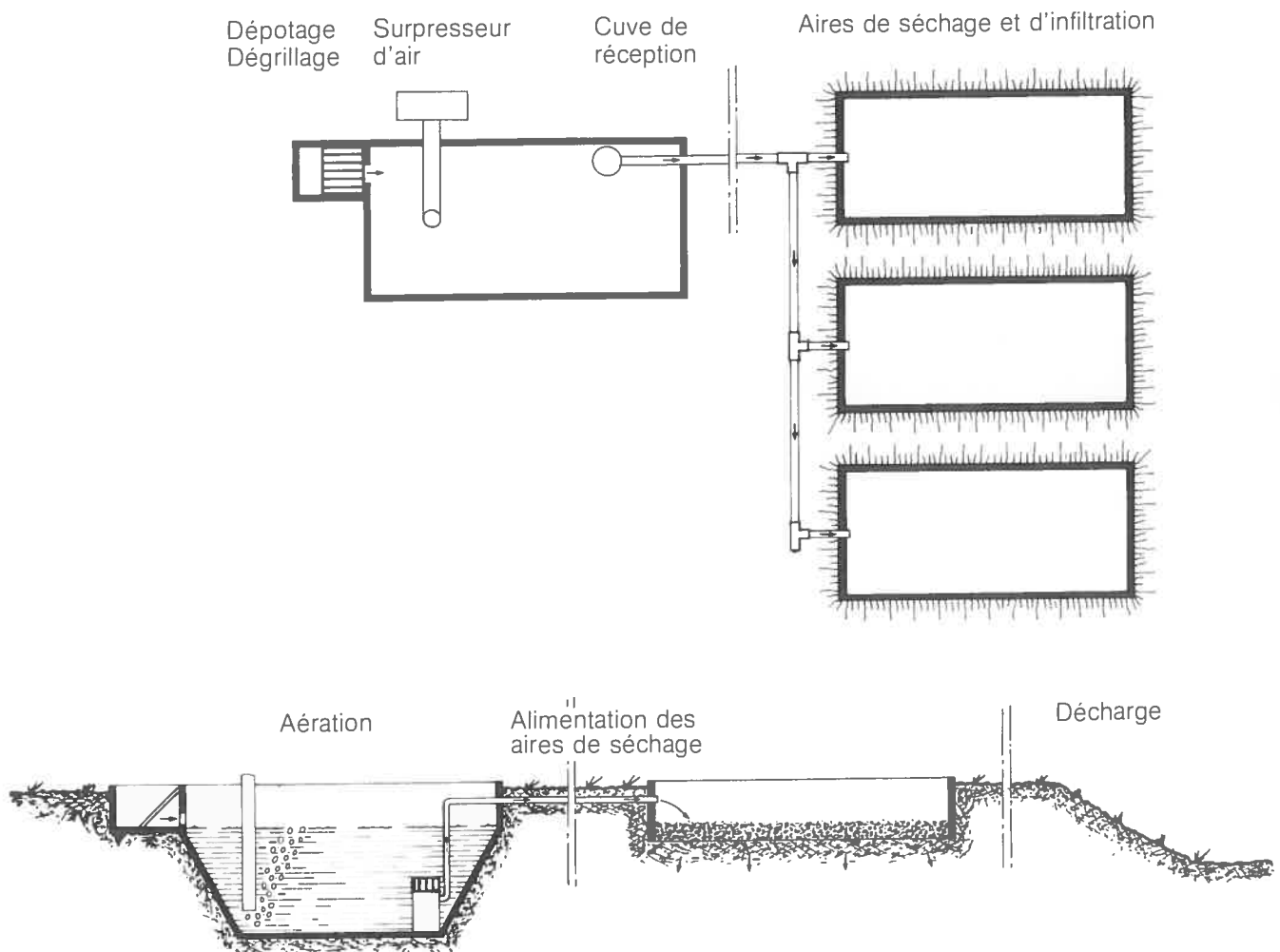


Petites et moyennes stations d'épuration équipées d'une stabilisation aérobie des boues :

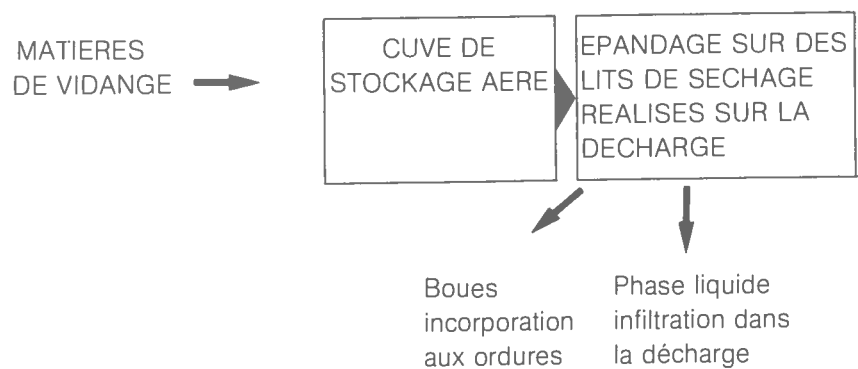


Sur les sites de traitement des ordures ménagères, les boues épaissies peuvent être mélangées aux ordures ménagères sur le front de la décharge, s'il s'agit d'une décharge contrôlée ou avec le compost broyé, dans le cas d'un broyage compostage. Les expériences relatives à ce dernier cas sont peu nombreuses et font l'objet d'appréciations contradictoires. Par contre, le traitement sur le site d'une décharge contrôlée a fait l'objet d'une réalisation dont le fonctionnement apparaît très satisfaisant. Dans cette installation schématisée ci-dessous, les boues sont épandues sur des lits d'infiltration établis sur la décharge stabilisée, dans laquelle le liquide interstitiel s'infiltré (Fig. 62).

Fig. n° 62 TRAITEMENT DES MATIERES DE VIDANGE SUR UN SITE DE DECHARGE D'ORDURES MENAGERES



Traitement sur un site de décharge contrôlée



6.2.6. Admission des matières de vidange dans les stations d'épuration par mélange avec l'effluent brut

Cette technique est certainement la plus facile à mettre en œuvre. Ce n'est sans doute pas par contre la plus rationnelle car, d'une part il est toujours moins coûteux de traiter un liquide concentré qu'un liquide présentant la même charge de pollution sous forme diluée, d'autre part, la composition des matières de vidange est beaucoup plus proche de celle des boues en excès produites par les stations d'épuration que de celle de l'effluent qui y est admis. Cependant, l'admission des matières de vidange dans une station d'épuration biologique se justifie lorsqu'elle permet d'utiliser une capacité d'épuration laissée disponible, soit en raison

d'un effluent entrant très dilué limitant la capacité d'épuration pour des raisons hydrauliques. Le traitement des matières de vidange dans la station d'épuration en mélange avec l'effluent brut bénéficie alors d'un coût marginal limité au poste de dépotage.

La quantité de matières de vidange admissible par une station d'épuration biologique est classiquement évaluée à 1,5 à 2 % du débit journalier représentant moins de 20 % de la charge nominale exprimée en DB05. En fait, cette limite peut être très largement dépassée (72). Des installations en aération prolongée faiblement alimentées en effluent brut ont supporté des quantités de matières de vidange, dépassant très largement la moitié de la charge, la seule manifestation notable étant une concentration relativement élevée en nitrates dans l'effluent traité. **Le traitement des matières de vidange mélangées avec l'effluent brut peut constituer une première phase** au cours de laquelle va s'organiser la collecte et qui sera mise à profit pour établir les caractéristiques des produits apportés. Par contre, **il ne serait pas raisonnable d'accroître globalement, de 10 à 20 % par exemple, la capacité d'une station d'épuration pour tenir compte d'apports de matières de vidange.** Le surcoût relatif à l'amortissement rapporté au mètre cube de matière traitée se révélerait prohibitif.

L'utilisation de la dépositrice dite classique autonome mise en œuvre sur un site qui ne serait ni une station d'épuration ni une installation de traitement des ordures ménagères n'a pas été évoquée, car l'expérience prouve qu'elle n'est pas réaliste. En effet, ce procédé qui implique une gestion spécifique ne devient économiquement supportable que pour des installations de grande capacité ; or le principe même de la déshydratation par évaporation implique des surfaces très étendues qui sont incompatibles avec des grandes capacités. Il n'est donc pas étonnant que ce procédé n'ait fait l'objet d'aucune application pratique, les coûts d'investissement se situant à plus de 120 F le m³ traité annuellement et l'exploitation à 25 F le m³, le coût total amortissement inclus se situant à près de 50 F le m³, soit environ 2 fois celui du traitement en station d'épuration (prix 1980).

La solution la plus satisfaisante et la moins coûteuse est certainement le dépotage relai à la ferme, sous réserve que soient assurées les garanties nécessaires pour une utilisation agricole des vidanges. Enfin, le traitement en station d'épuration ou dans les installations de traitement des ordures ménagères doivent faire l'objet d'installations spécifiques.

6.3. Organisation de l'élimination des matières de vidange - Schémas départementaux

L'organisation à l'échelle départementale de la collecte et du traitement des matières de vidange a fait l'objet d'une analyse approfondie exposée dans le guide pour l'étude des schémas départementaux d'élimination des matières de vidange édité par la D.P.P. (77) dans le cadre de ses cahiers techniques. Seuls les principes en seront donc évoqués. Ces schémas ont pour but de fixer le nombre des dispositifs de stockage ou de traitement des matières de vidange produites dans un département, de les localiser et d'en déterminer les grandes lignes techniques, y compris le dimensionnement. Les choix devront aboutir à une optimisation des coûts globaux pour la collectivité, tout en assurant la garantie de la sauvegarde de l'hygiène publique et du milieu naturel. Les coûts relatifs aux opérations de pompage nettoyage des installations après vidange sont indépendants des deux postes principaux (collecte et traitement).

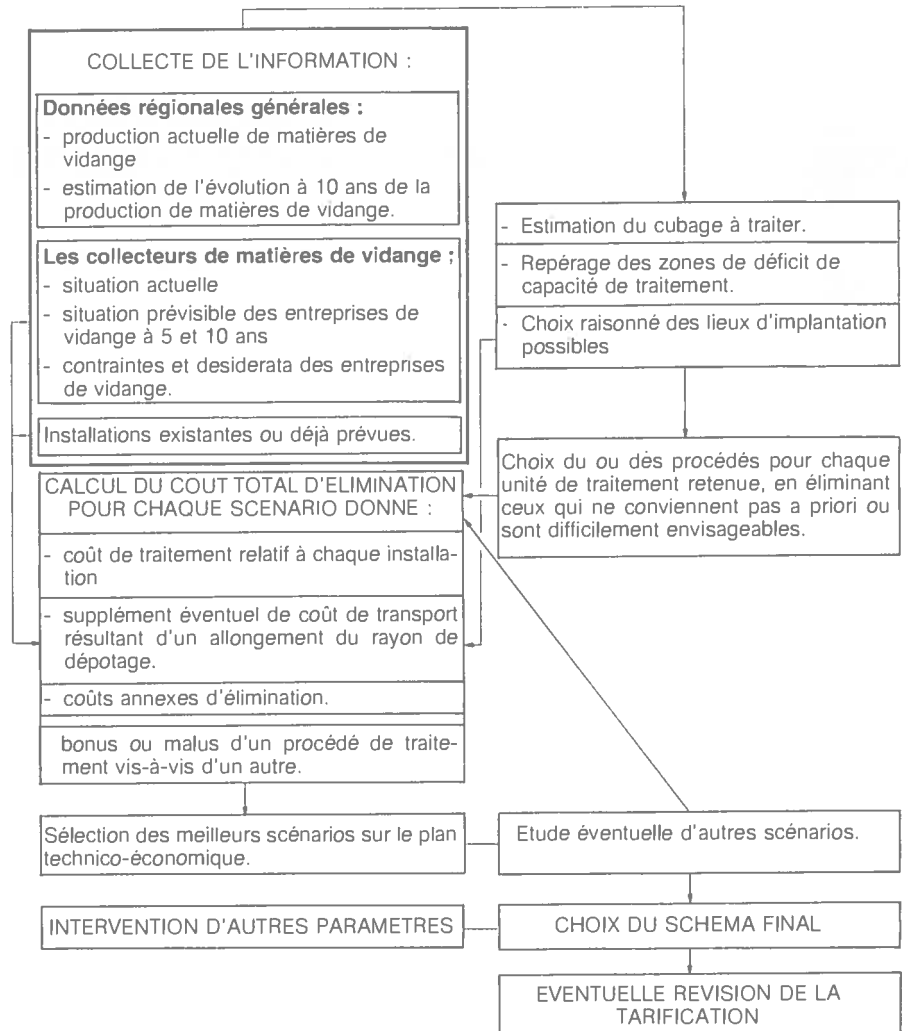
La méthode d'analyse procède d'une étude comparative de plusieurs possibilités définies en fonction d'un nombre plus ou moins élevé de sites, de dépôts et de techniques de traitement. D'autres paramètres sont dans un deuxième temps pris en compte, tels que :

- difficultés rencontrées pour trouver des sites ;
- difficultés de financement.

L'approche pratique peut être resumée par le schéma suivant.

La réussite d'un plan départemental dépend pour une grande part de la volonté d'aboutir, qui doit se manifester aussi bien de la part des vidangeurs qui détiennent la majeure partie des informations que des services administratifs et des collectivités concernées.

ENCHAÎNEMENT DES DIFFÉRENTES PHASES DE L'APPROCHE PRATIQUE DE MISE EN PLACE D'UN SCHEMA DEPARTEMENTAL



Conclusions

Au plan technique, la protection du milieu naturel contre les risques de pollution que font courir certains rejets d'eaux résiduaires, pose des problèmes beaucoup plus difficiles à résoudre que ceux de l'assainissement individuel. Cependant, en raison du nombre élevé des installations concernées, de la multiplicité des conditions dans lesquelles il est appliqué, de l'acuité des nuisances que peut provoquer son mauvais fonctionnement et des investissements qui lui sont consacrés, on doit lui apporter plus d'attention que par le passé.

Les bases techniques sur lesquelles repose l'analyse de ces problèmes paraissent désormais bien établies, en dépit du fait que leur définition fasse largement appel à des données de pays étrangers et en particulier des Etats-Unis. On peut même estimer qu'en raison des consommations d'eaux usées plus élevées et d'un mode de vie encore quelque peu différent auxquelles elles se réfèrent, elles apportent une marge de sécurité qui ne peut être que favorable à la pérennité des installations. Les études menées en France, telles que celles réalisées à Amfreville la Campagne, montrent que les conditions dans lesquelles est utilisé l'assainissement individuel doivent être améliorées.

Les technologies proposées, et qui font pour la plupart d'entre elles l'objet de nombreuses applications, se caractérisent essentiellement par leur rusticité. L'importance conférée à cette qualité première ne traduit ni une méconnaissance des technologies plus élaborées, ni une méfiance envers leurs possibilités actuelles ou futures. Elle est justifiée par le souci de limiter pour l'usager les sujétions d'exploitations ou le coût qu'entraînerait leur prise en charge par la collectivité. En effet, si l'assainissement individuel doit apporter à l'usager le même confort que l'assainissement collectif, il ne doit pas impliquer de sujétions d'entretien sensiblement plus lourdes.

La fosse septique qui reste la technique de base de l'assainissement individuel répond parfaitement à ce critère de rusticité et de fiabilité. En contre-partie, le niveau d'épuration qu'elle assure reste limité et n'est acceptable qu'en raison de la nature du milieu récepteur sollicité.

La technique de l'épandage souterrain, tout en ne permettant pas de tirer le meilleur parti de la capacité d'auto-épuration du sol, autorise que soit limitée l'épuration préalable au rejet et garantit en particulier une bonne protection des eaux souterraines contre les contaminations bactériennes.

Les limites de l'utilisation de cette technique sont en fait définies par la capacité physique d'infiltration. Cet aspect est de loin le plus important de l'assainissement individuel. Il apparaît dès à présent que les études engagées en vue d'améliorer la connaissance des sols destinés à l'infiltration des eaux usées permettront de mieux apprécier les risques que présentent certaines conditions d'implantation. L'importance de ces risques peut conduire au remplacement de l'épandage souterrain par des procédés à base de lits filtrants qui consistent en fait à reconstituer artificiellement des conditions de sol favorables. L'emploi de ces techniques, dont la fiabilité et les coûts sont moins satisfaisants doit cependant être réservé à la solution des cas les plus difficiles. Enfin, la notion d'assainissement individuel s'étend communément aux dispositifs équipant des communautés isolées, telles que les hôtels, collèges, campings... Les techniques qui leur sont le mieux adaptées s'apparentent soit à celles de l'assainissement individuel, soit à celles utilisées pour les petites collectivités. Leur point commun reste la rusticité des équipements.

Enfin, comme les stations d'épuration, les dispositifs d'assainissement individuel produisent des résidus boueux, dont la destination finale doit être contrôlée. La gestion des matières de vidange en vue de leur élimination peut faire appel à plusieurs types de techniques associés ou non à des stations d'épuration de collectivités.

La maîtrise de l'assainissement individuel devrait permettre d'intégrer cette technique dans les programmes d'aménagement participant au maintien de la qualité du milieu naturel. Assainissement individuel et assainissement collectif apparaissent ainsi complémentaires.

Orléans, Octobre 1980

Bibliographie

- (1) - Alsson, Eskel et Al - *Household waste water - The National Swedish Institute for building research - Stockholm*
- (2) - Siegrist (R.), Witt (M.), Boyle (W.C.) - *Characteristics of rural household waste water - J. Environ. Eng. Div. juin 1976 - p. 533-548*
- (3) - Ligman (K.), Hutzler (N.), Boyle (W.C.) - *Household waste water characterization - J. Environ. Eng. Div., février 1974 - p. 201-213*
- (4) - Siegrist (R.) - *Waste segregation as a mean of enhancing on site waste water management - J. Env. Health, 1978 - n° 1, p. 5-9*
- (5) - Rambaud (A.), Alozy (C.), Reboul (B.) - *Etude séquentielle des variations des rejets journaliers d'eaux usées au niveau d'une habitation individuelle - Trav. Société de Pharm. Montpellier (37), fasc. 3, 1977 p. 195-206*
- (6) - Cersoaf - *Typologie des effluents issus des résidences unifamiliales - La technique de l'eau et de l'assainissement, février-mars 1975, mai 1976*
- (7) - Durand (A.), Golicheff (A.) - *Etude des composants des eaux usées domestiques - La technique de l'eau et de l'assainissement 383, 1978 - p. 27-42*
- (8) - Siegrist (R.) - *Waste segregation as a means of enhancing onsite waste water management - J. Environ. Health, vol. 40, juillet-août 1977 - p. 5-9*
- (9) - Bleu - *Considérations sur l'étude analytique des variations périodiques dans les consommations d'eau - Tech. et Sciences Municipales, mai-juin 1965*
- (10) - *Norme française - NF - p. 41-102*
- (11) - Agence de Bassin «Seine-Normandie» - *Examen comparatif de l'assainissement individuel et collectif sur le cas du SIVOM d'Amfreville la Campagne (27)*
- (12) - Départements et communes - *L'assainissement individuel, avril 1979*
- (13) - Schwartz (W.A.), Bendixen (T.W.) - *J.W.P.C.F., 42, 1970 - p. 624-630*
- (14) - Lance (J.C.), Whisler (F.D.), Bouwer (M.) - *J. Environ. Quality, 2, 1973 - p. 345-350*
- (15) - Pichinoty (F.) - *Bull. Inst. Pasteur, 71, 1973 - p. 317-395*
- (16) - John (M.F.) - *Canad. J. Soil Science, 51, 1971 - p. 315-322*
- (18) - Routson (R.C.), Wildung (R.E.) - *Ind. water Ing., 7^e 1970 - p. 25-27*
- (19) - Pound (C.E.), Crites (R.W.) - *Waste water treatment and reuse by land application - 1973 - (E.P.A. 660/2-73-006)*
- (20) - Chandler (A.C.), Read (C.P.) - *Introduction to the parasitology 10^e édition, J. Wiley and Sons Inc.*
- (21) - Gerba (C.P.), Wallis (C.), Melnick (J.L.) - *Fate of waste water bacteria and viruses in soil - J. of Irrig. and Drain. Division, septembre 1975 - p. 157-174*
- (22) - Mc Coy (E.), Ziebel (W.A.) - *The effects of effluents on groundwater bacteriological aspects - Individual onsite waste water systems, Proceedings of the second National Conference, 1975 - Michigan, 1977*
- (23) - Reneau (R.B.), Pettry (D.E.) - *Movement of methylene blue active substances from septic tank effluent through two coastal plain soils - J. Environ. Quality, 4, n° 3, 1975 - p. 370-375*
- (24) - Green (K.M.) and D. Olliver - *Removal of virus from septic tank effluent. Home servage disposal Proc. Am. Soc. Ag. Eng. 175 - Déc. 1974*
- (25) - R.E. Machmeier and Hausel - *On site wastewater treatment on problem soils J.W.P.C.F. Vol 52 - p. 548-552*
- (26) - J.A. Cotteral, D.P. Norris - *Septic tank systems - Journal of the sanitary Engineering Division Août 1969 - p. 715-746*
- (27) - Viraraghavan (T.) - *Influence of temperature on the performance of septic tank systems - Water, Air, Soil Pollut., 7, n° 1 - 1977 - p. 103-110*
- (28) - Chelle (R.), Baserque (F.) - *Etude de l'action des activateurs sur l'efficacité d'épuration des fosses septiques - T.S.M. l'Eau, janvier 1978 - p. 43-47*
- (29) - Brandes (M.) - *Characteristics of effluents from gray and black water septic tanks - J.W.P.C.F., novembre 1978 - p. 2547-2559*
- (30) - Brandes (M.) - *Accumulation rate and characteristics of septic tank sludge and septage - J.W.P.C.F., vol. 50, 5, 1978 - p. 936-943*
- (31) - Otis (R.J.), Hutzler (N.J.), Boyle (W.L.) - *On site household waste water treatment alternatives : laboratory and field studies - Water Research vol. 8, 1974 - p. 1009-1113*
- (32) - *Opuscule d'informations et de recommandations sur l'assainissement individuel et privé 1970 - Chambre syndicale nationale des entreprises et industries de l'hygiène publique*
- (33) - *Spécifications techniques unifiées - Chapitre 35 - Février 1975 Bruxelles*
- (34) - Agence de Bassin «Seine-Normandie» - *Etudes de différentes filières d'assainissement - Colombes 1978*
- (35) - Tanner (C.B.), Bouma (J.) - *Influence of climate on subsurface disposal of sewage effluent - p. 133-144, in : Individual onsite waste water systems, Proceedings of the second national conference - 1975 - Michigan, 1977*

- (36) - Laak (R.) - *Influence of pretreatment on soil clogging* - p. 113-120, in : *Individual onsite waste water systems, Proceedings of the first national conference, 1974* - Michigan, 1977
- (37) - Agence de bassin Adour Garonne - *Etude du fonctionnement des microstations d'épuration - Rapport d'étude 1978*
- (38) - Guttormsen (D.) - *Some aspects of composting toilets with specific reference to their fonction and practical applications in Norway* - p. 145-151, in : *Individual onsite waste water systems, Proceedings of the fourth national conference, 1977* - Michigan : Ann Arbor Science, 1978
- (39) - Burgeap - *Approche théorique de l'hydraulique de l'infiltration colmatante* (document non publié)
- (40) - Vries de (J.) - *Soil filtration of waste water effluent and the mechanism of pore clogging* - J.W.P.C.F., 44, n° 4, 1972 - p. 565-573
- (41) - Mc Gauhey (P.H.), Ninneberger (J.H.) - *Studies of the failure of septic tank percolation systems* - J.W.P.C.F., 36, n° 5, 1964 - p. 593-606
- (42) - Clayton (J.W.) - *An analysis of septic tank survival data from 1952 to 1972 in Fairfax Country, Virginia* - J. Environ, Health, vol. 36, mai-juin 1974 - p. 562-567
- (43) - Saxton (G.B.), Zeneski (J.M.) - *Prediction of septic - systems failures* - J. Environ. Eng. Div., juin 1979 - p. 503-509
- (44) - Harkin (J.M.), Jawson (M.D.) - *Clogging and unclogging of septic system seepage beds*, p. 11-21, in : *Second annual Illinois private seewage disposal symposium - 1977* - Champaign (Illinois)
- (45) - Jones (E.E.) - *Improving subsurface disposal system performance* - p. 64-82, in : *Second annual Illinois private seewage disposal symposium 1977* - Champaign (Illinois)
- (46) - Bize J., Guerin B. - 1979 *Cartographie des sols de la Haute-Garonne à l'assainissement individuel - Etude méthodologique du secteur de Villemur sur Tarn - Burgeap TSM l'eau, juin 1979* - p. 339-354
- (47) - C.T.G.R.E.F. - *L'assainissement individuel - Etat actuel des connaissances* - 1979
- (48) - Mellen (W.L.) - *The need for improving septic system repair practices*, p. 87-92, in : *Individual onsite waste water systems, Proceedings of the Third National Conference - 1976* - Michigan, An Arbor Science, 1977
- (49) - E.T. Goode - *Current status of state regulations (Virginia)* - p. 53-62 *Individual onsite waste water systems - Proceedings of the first National Conference 1974*
- (50) - Bernhart (A.P.) - *Treatment and disposal of waste water from homes by soil infiltration and evapotranspiration* - p. 77-106, in : *Individual onsite waste water systems, Proceedings of the first national conference 1974* - Michigan, 1977
- (51) - Private sewage disposal - *Licensing Act an Code State of Illinois, Department of Public Health 1974*
- (52) - Anon., *Manual of septic - tank practice - Public Health Service Publication n° 526, Washington D.C. : USGPO, 1967* - p. 93
- (53) - Miller (F.P.), Wolf (D.C.) - *Renovation of sewage effluents by the soil* - p. 89-118, in : *Individual onsite waste water systems, Proceedings of the Second National Conference, 1975* - Michigan : Ann Arbor Science, 1977
- (54) - Kamppi (A.) - *Ditch infiltration systems in Finland - Experiences on their operation*, p. 7-130 - 7-149, in : *International water conferency exhibition, 1975* - Yonkoping
- (55) - Bouma (J.), Converse (J.C.), Otis (R.J.) - *A mound system for onsite disposal of septic - tank effluent in slowly permeable soils with sea sonally perched water tables* - J. Environ. Qual., 4 n° 3, 1975, p. 382-388
- (56) - Maurer (G.E.) - *Field application : sand mound and évapotranspiration systems*, p. 93-101, in : *Individual onsite waste water systems, Proceedings of the Third National Conference, 1976* - Michigan : Ann Arbor Science, 1977
- (57) - Nilsson (K.), Viak AB (M.) - *Infiltration of waste water experiences from swedish plants* - p. 7-120 - 7-129, in : *International water conferency exhibition, 1975* - Yonkoping
- (58) - Chestnut (T.) - *Design and construction costs of sand filter installations in Central Illinois* p. 28-38, in : *Second annual Illinois private sewage disposal symposium, 1977* - Champaign (Illinois)
- (59) - Brandes B. - *Effect of precipitation and evapotranspiration of a septic tank sand filter* - J.W.P.C.F. vol. 52 - p. 59-75
- (60) - D.D.A.S.S. Vendee - *Suivi expérimental d'un filtre à sable horizontal* (document non publié)
- (61) - Donville B. 1979 - *Essai de carte d'aptitude des sols à l'assainissement individuel* - TSM l'eau, mai 1979 - p. 279-290
- (62) - Département de la Seine-Maritime - *Etude de l'aptitude des sols à l'assainissement individuel 1° tranche 1979*
- (63) - Agence de Bassin «Loire-Bretagne» - *Assainissement des agglomérations littorales - Orientation des choix technologiques, 1977*
- (64) - Agence de Bassin «Loire-Bretagne» - *BURGEAP - Inventaire des sites favorables à l'infiltration des eaux usées du littoral atlantique Ouest* - 1980
- (65) - Tétard J.M., Gril J.J. (1979) - *Assainissement individuel et assainissement des petites collectivités au Québec - Rapport de mission*
- (66) - Agence de Bassin «Loire-Bretagne» - *CTGREF - Lagunage naturel lagunage aéré procédés d'épuration des petites collectivités* - 1979
- (67) - Vaucouloux - *Utilisation des végétaux aquatiques dans les procédés d'épuration biologique - Rapport de mission en RFA - CTGREF juin 1978*
- (68) - Ministère de l'Industrie - *Brevet d'invention n° 1* - p. 424-633 - *Installation d'épuration biologique des eaux usées*
- (69) - CERU - *Ministère de la culture et de l'Environnement Matières de vidange domestiques. Méthodologie d'élaboration d'un schéma départemental d'élimination 1977* - p. 22
- (70) - Agence de Bassin «Adour-Garonne», 1979 - *Etude de l'épuration biologique par boues activées à l'oxygène par des matières de vidange domestiques - Rapport d'étude Degrémont*
- (71) - Agence de Bassin «Seine-Normandie», 1976 - *Compte-rendu d'essais de traitement physico-chimique des produits de vidange par floculation et micro-tamissage* - Colombes, p. 18
- (72) - Agence de l'Eau «Artois-Picardie», 1978 - *Influence de l'introduction de matières de vidange d'origine domestique sur le fonctionnement des stations d'épuration - Rapport CETE Nord-Picardie*
- (73) - Kolega J.J., 1971 - *Design curves for septage* - *Water and Sewage Workds, May 1971, 132-135*
- (74) - Jewell J.J., Howey J.B., Perrin D.R., 1974 - *Design quidelines for septic tank sludge treatment and disposal, 7 th Int. Conf. of Water Pollution Research, Paris, Pergamon, Press Ltd.*
- (75) - Laybourne A., Todd J.J., 1972 - *Automatic aerobic digestion at Horsham R.D.C. Surveyor, 10 November 1972, 151-152*
- (76) - Perrin D.R., 1974 - *Physical and chemical treatment of septic tank sludge. Thesis, University of Vermont*
- (77) - Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie - *Direction de la Prévention des Pollutions - Cahier technique n° 1.*