



QU'ENTEND-ON PAR MATIÈRES DE VIDANGE ?

Les matières extraites d'une fosse toutes eaux proviennent de l'accumulation des déchets grossiers décantables, flottants et dissous transportés par les eaux usées qui ont au préalable subi diverses transformations par voie anaérobie.

➤ La liquéfaction, qui est une hydrolyse des protéines et hydrates de carbone complexes non solubles en composés organiques plus simples tels que monosaccharides et acides aminés.

➤ L'acidogénèse qui transforme les produits obtenus en acides gras volatils (propionique, butyrique, ...) puis acétates.

➤ Et enfin, la méthanogénèse au cours de laquelle la minéralisation s'accompagne de dégagements de méthane et de gaz carbonique, par dégradation bactérienne des acétates et acides gras.

Au cours de ces étapes, de nombreux composés réduits sont dissous dans la phase liquide et conjointement des produits volatils malo-

dorants s'échappent (ammoniac, hydrogène sulfuré). Ces gaz de digestion entraînent avec eux des graisses et des boues allégées qui vont former un chapeau flottant.

Lors de la vidange de la fosse toutes eaux, il serait théoriquement recommandé de laisser en place une fraction des boues au fond de la fosse qui constituerait une « source d'ensemencement » de façon à ne pas interrompre les processus de digestion et notamment ceux liés aux bactéries méthanogènes dont le développement est réputé lent.

En pratique, au regard de la contenance respective des fosses en assainissement non collectif unifamilial et des engins de curage, il est fréquent que la totalité des déchets solides (boues et flottants) et du liquide soient extraits simultanément.



Les matières de vidange sont normalement extraites des installations « d'assainissement non collectif » (appellation regroupant désormais les dénominations antérieures d'assai-

nissement, autonome, individuel, voire « à la parcelle ») traitant les eaux usées domestiques d'immeubles non raccordés aux réseaux publics d'assainissement.

Spécifiées en annexe de l'arrêté du 6 mai 1996 (fixant les prescriptions applicables aux systèmes d'assainissement non collectif) la capacité et la configuration de ces installations vont dépendre du nombre d'occupants et du type d'habitation (maison individuelle, immeuble, restaurant, ...).

Brièvement, les installations conformes comprennent, en pré-traitement, une fosse toutes eaux (ou une fosse septique pour les seules eaux vannes et un bac à graisses pour les eaux ménagères) équipée de divers dispositifs assurant :

- l'épuration et l'évacuation des effluents par le sol (tranchées ou lits d'épandage, lit filtrant vertical non drainé et terre d'infiltration) ;
- l'épuration des effluents avant rejet vers le milieu hydraulique superficiel (lit filtrant drainé à flux vertical ou lit filtrant drainé à flux horizontal).

D'autres filières, assurant également un pré-traitement, font aussi l'objet de vidanges périodiques. Respectivement, il s'agit des installations d'épuration biologique à boues activées ou cultures fixées.

La vidange régulière des fosses chimiques et fosses d'accumulation, également mentionnées dans l'arrêté du 6 mai 1996, produit des matières de vidange en quantités relativement importantes et dont la qualité est très peu documentée. Ces deux types d'équipements sont heureusement peu répandus.

Peuvent aussi s'y ajouter, notamment du fait de la similitude des modes de collecte (camion hydrocureur), des sous-produits des systèmes d'assainissement collectif (curages de réseaux

et résidus de pré-traitement (dessablage, dégrillage, dégraissage en tête de stations d'épuration).

À terme et compte tenu des réflexions en cours autour de leur élimination, selon une problématique d'ailleurs proche de celle des matières de vidange, ces sous-produits suivront une voie de collecte et de traitement spécifique. Aujourd'hui, les matières de vidange et ces sous-produits sont souvent collectés (conjointement) par les mêmes entreprises et arrivent encore fréquemment sur les sites de traitement (de matières de vidange) d'Indre-et-Loire.

Enfin, les boues des dispositifs d'assainissement collectif de moins de 200 EH, pour lesquels l'élaboration d'un plan d'épandage est très coûteuse au regard des très faibles volumes concernés, sont souvent assimilées à des matières de vidange et donc souvent traitées comme telles en Indre-et-Loire.

ESTIMATION DES VOLUMES PRODUITS

On admet généralement que les boues, constituant le déchet ultime de ces fermentations, représentent un volume qui va décroissant avec le temps et estimé, au bout de quatre ans, à 0,2 – 0,3 litre par personne et par jour (soit 300 à 450 l par an pour un foyer de quatre personnes). La périodicité réglementaire de vidange de la fosse tous les quatre ans interviendrait trop tôt alors que l'équilibre biologique est réputé n'atteindre son maximum qu'à partir de trois ans (Philip *et al.*, 1994). Si les fréquences de vidange sont de l'ordre de un à deux ans, cela conduit à un dysfonctionnement permanent de la fosse, car elle est supposée ne jamais atteindre son équilibre biologique, correspondant à la méthanogénèse plus tardive.

Certains constructeurs proposent d'ailleurs des additifs de composition et modes d'action variés et secrets, supposés stimuler les processus de digestion et donc diminuer la quantité de boues résiduelles. Le coût de ces additifs est théoriquement supposé être compensé par celui d'une vidange moins fréquente.

Pour les pré-traitements à boues activées et à cultures fixées, la fréquence minimale de vidange imposée est respectivement de six mois et d'un an.

APPROCHE GLOBALE DES FLUX EN INDRE-ET-LOIRE

En Indre-et-Loire, l'estimation des quantités produites a fait l'objet de deux approches.

➤ La première a consisté en l'envoi d'un questionnaire portant sur les quantités collectées par commune et par an, à chaque entreprise de vidange travaillant sur le département.

➤ La seconde, menée en parallèle, se base sur une approche théorique partant d'une fosse toutes eaux pour quatre habitants et d'une estimation de production annuelle de **1 m³ de matières de vidange par fosse et par an** (valeur sensiblement surestimée par rapport à l'estimation théorique précédente mais qui prend en compte la « pratique des vidangeurs » qui extraient l'ensemble du volume [eau + boues]).

Le nombre de particuliers relevant de l'assainissement non collectif est estimé à partir des chiffres de la population totale du département et de ceux de la population desservie par un réseau et une station d'épuration.

La population non raccordée à un réseau collectif en Indre-et-Loire s'élève à environ 112 000 habitants en 2000. L'application du ratio « 1 fosse pour 4 habitants » tel qu'il pourrait être interprété à partir de l'arrêté du 6 mai 1996, conduirait à un peu plus de 28 000 fosses. En fait, une

enquête menée auprès de la population des abonnés à l'eau potable (AEP), révèle un chiffre d'environ trois habitants par logement. On peut donc chiffrer « l'équivalent parc » à 37 400 fosses environ d'un volume unitaire estimé à 3 m³. Avec une vidange tous les 4 ans, il en résulte une **quantité annuelle produite théorique d'environ 28 000 m³**.

Le calcul théorique est comparé à la carte du gisement obtenue à partir des fichiers des vidangeurs.

Les valeurs correspondant, il a été conclu que le calcul par des valeurs théoriques de production était d'une précision suffisante pour déterminer le gisement de matières de vidange au plan départemental.

L'évolution du gisement peut être prévue en théorie à l'aide de données obtenues auprès des communes rendant compte de l'extension du réseau d'assainissement et de l'augmentation du nombre d'habitants raccordés à terme, ainsi que du nombre d'installations d'assainissement non collectif. À l'échelle des communes et, partant, au niveau départemental, la production des matières de vidange en provenance stricte de l'assainissement non collectif est donc soumise à deux facteurs d'influence contradictoires et pas nécessairement équivalents.

- Le développement de réseaux de collecte des eaux usées domestiques pour traitement en STEP dans les zones rurales agglomérées (qui conduit à une résorption partielle du parc des installations non collectives). Il convient cependant de pondérer ce jugement en observant aujourd'hui que se développent de petits systèmes d'assainissement collectif (en général < 200 équivalents habitants) mettant en œuvre des fosses toutes eaux de grand volume, lesquelles génèrent aussi des matières de vidange.

- La mise en place de pratiques d'entretien régulières des installations, pérennisées au travers du contrôle exercé par les collectivités (augmentation théorique du volume de matières de vidange extraites).

VALEURS TIRÉES DE LA BIBLIOGRAPHIE

Il est difficile de donner des fourchettes de valeurs précises des différents paramètres représentant les matières de vidange pour au moins trois raisons comme cela est suggéré par les observations précédentes : la grande variabilité du parc d'installations d'assainissement non collectif, une fréquence d'entretien très irrégulière et le mélange occasionnel avec d'autres types de déchets ou sous-produits de l'épuration des eaux usées d'origine domestique. Enfin, s'ajoute à ces facteurs la difficulté d'échantillonnage et de manipulation de tels échantillons hétérogènes.

Le tableau 1 présente des valeurs issues de la bibliographie étrangère. Néanmoins, pour dimensionner des installations susceptibles de traiter de tels produits, des valeurs guides sont recommandées par certains auteurs (Crites and Tchobanoglous, 1998) pour les principaux paramètres : DBO 7000 mg l⁻¹, DCO 15000 mg . l⁻¹, MS 40000 mg . l⁻¹, MES 15000 mg . l⁻¹, NTK 700 mg . l⁻¹, PT 250 mg . l⁻¹.

En France, le document de synthèse établi par l'agence de l'Eau Loire Bretagne (1980) faisait référence à des fourchettes de concentrations de DCO variant de 9 500 à 21 000 mg . l⁻¹, 2 400 à 7 800 mg . l⁻¹ en DBO₅ et 400 à 1 000 mg . l⁻¹ en NTK.

COMPILATION DE DIFFÉRENTES ANALYSES RÉALISÉES EN FRANCE

Des analyses réalisées par la DDASS d'Indre-et-Loire, le SATESE et les exploitants des stations qui reçoivent des matières de vidange dans ce département ainsi que des mesures réalisées par le Cemagref fournissent une base de comparaison avec les données de la littérature présentées dans le tableau 1. Les éléments statistiques sont regroupés dans le tableau 2.

Ces valeurs sont proches de celles recueillies dans la littérature et, bien que certaines séries de mesures soient issues d'échantillons prélevés dans les mêmes cuves de stockage, donc en limitant les écarts liés aux modes de prélèvement et à une aire de collecte des matières de vidange plus restreinte, on observe aussi une très grande variabilité des valeurs, confirmant les remarques faites plus haut.

	Références	Médiane	Écart-type	Minimum	Maximum
DCO (mg . l ⁻¹)	1			1 500	703 000
DCO (mg . l ⁻¹)	2	29 500		1 100	150 000
DCO (mg . l ⁻¹)	3	11 360	15 000	1 200	76 000
NTK (mg . l ⁻¹)	1			66	1 060
NTK (mg . l ⁻¹)	2	324		7	3 800
NTK (mg . l ⁻¹)	3	900	800	300	5 000
PT (mg . l ⁻¹)	1			20	760
PT (mg . l ⁻¹)	2	88		1	525

Références : 1 US EPA (1999), 2 Robidoux (1998), 3 Koottatep (1999).

Tableau 1 – Valeurs tirées de trois sources bibliographiques d'origine étrangère

		Médiane	Écart-type	Centile 0,05	Centile 0,95	Nb. valeurs
PH	unité pH	7,2	0,6	5,9	8	83
Cond.(20°C)	$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$	3 200	1 834	2 334	3 912	7
MS	$\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	17	26,4	6,1	80	83
MES	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$	5 590	12 176	1 295	27 442	30
DBO5	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$	3 735	6 382	1 045	13 645	82
DCO	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$	15 500	28 516	4 602	65 718	89
N-NH4	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$	531	280	250	1 043	45
NTK	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$	1 032	579	591	2 101	46
P Total	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$	209	396	73	980	50
SEC	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$	2 655	5 285	618	13 437	18
MVS	%	69,5	10,9	54,7	92,1	21

Tableau 2 – Valeurs des paramètres caractéristiques des échantillons analysés dans le cadre de cette étude

Les écarts-types sont en effet considérables même après avoir éliminé 5 % des valeurs extrêmes pouvant être considérées comme « anormales » voire entachées d’erreurs.

Les valeurs très disparates des SEC [substances extractibles au chloroforme] traduisant la quantité de matières grasses, montrent que des quantités significatives de graisses sont intégrées aux matières de vidange. Il n’est malheureusement pas possible de déterminer la part qui revient à l’assainissement non collectif de celle qui provient de l’assainissement collectif (curage de réseaux, vidange d’ouvrage de pré-traitements de stations d’épuration).

Étant donnée la grande dispersion des valeurs, il est intéressant de regarder aussi les rapports entre certains paramètres. Pour les mêmes échantillons, on obtient les valeurs mentionnées au tableau 3.

Le rapport médian DCO/DBO₅ proche de 4 montre que les matières de vidange ne sont pas aisément biodégradables en cinq jours. Un tel constat n’est pas surprenant eu égard au fait que la décomposition des matières organiques dégradables est très avancée avec des temps de séjour élevés dans les fosses. De fortes teneurs en SEC et MES de certains échantillons peuvent aussi avoir une influence négative sur la biodégradabilité.

La teneur en azote n’apparaît pas aussi élevée que pourrait le laisser penser un produit essentiellement issu de l’accumulation de matières fécales. Environ la moitié de l’azote se trouve sous forme ammoniacale et cette part varie de façon inversement proportionnelle aux MES. Ce constat peut vraisemblablement s’expliquer par les quantités respectives de liquide et de boue extraites lors de la vidange.

	Médiane	Écart-type	Centile 0,05	Centile 0,95	nb valeurs
DCO/DBO ₅	3,8	2,3	2,2	8,9	80
DCO/MES	1,6	6,7	0,8	19,3	28
DCO/NTK	19,5	13,9	3,1	45,2	42
DCO/PT	77,5	47,8	34,8	169,7	46
NH ₄ /NTK	0,51	0,23	0,22	0,91	45

Tableau 3 – Valeurs de rapports caractéristiques des échantillons analysés dans le cadre de cette étude



LES TECHNIQUES D'ÉLIMINATION DES MATIÈRES DE VIDANGE

Nota : ce chapitre regroupe les différentes techniques de traitement mises en œuvre en Indre-et-Loire. Il décrit sommairement le dépotage en grosses stations d'épuration des eaux usées car il s'agit d'une procédure relativement commune dans de nombreuses collectivités même dans les départements où un schéma départemental d'élimination des matières de vidange n'a pas été initié. En revanche, le traitement primaire par voie physico-chimique des matières de vidange est détaillé ainsi que la qualité des filtrats et des boues obtenus à l'issue de ce processus. Le traitement des filtrats est entrevu pour la partie qui a lieu dans des sites expérimentaux spécialement dédiés à cet objectif et qui ont fait l'objet d'un suivi détaillé dans le chapitre 8. En revanche, des conseils sont prodigués lorsque leur traitement est réalisé en mélange avec des eaux usées dans des stations d'épuration de petites capacités (< 10 000 EH).

Ce chapitre commence donc par un examen de la biodégradabilité de matières de vidange brutes prélevées en Indre-et-Loire.



PROBLÉMATIQUE

Les matières de vidange séjournant pendant plusieurs années dans les fosses septiques peuvent être soumises à des transformations [encore peu élucidées, mais qui peuvent s'apparenter à une « humification » en milieu anaérobie] susceptibles d'affecter la biodégradabilité de la fraction organique, notamment celle des éléments majeurs que sont le carbone et l'azote. Il peut de ce fait, à l'issue d'un traitement biologique, même poussé, subsister une partie réfractaire de ces 2 éléments qui constituera un « talon dur » et en quelque sorte une « limite objective » aux performances des traitements biologiques.

Afin d'évaluer cette possibilité, un test de biodégradabilité a été réalisé sur deux prélèvements de matières de vidange brutes (réalisés « au hasard », au regard des faibles quantités de produits présents dans les cuves de stockage des matières de vidange

brutes au moment du prélèvement) en provenance de deux sites expérimentaux de traitement d'Indre-et-Loire : La Celle-Guénand et Beaumont-la-Ronce.

DESCRIPTION SOMMAIRE DU TEST RÉALISÉ

Il s'agit d'un test inspiré de l'essai statique normalisé [NF EN ISO 9888 – Évaluation, en milieu aqueux de la biodégradabilité aérobie ultime des composés organiques]. Le test effectué sur les matières de vidange diffère essentiellement du fait qu'il est conduit sur des matières brutes dont les concentrations sont présentées dans le tableau 4 alors que dans la norme il s'agit d'étudier la biodégradabilité d'un composé organique placé dans une solution nutritive inorganique à laquelle on ajoute un *inoculum* de boues activées. Schématiquement, l'objectif recherché par l'essai pratiqué sur les matières de vidange est de quantifier le talon dur des composés organiques présents sous forme de carbone (quantifié par la DCO) et d'azote (malheureusement analysé à la fin sous forme uniquement ammoniacale).

Le test est réalisé au laboratoire sur un échantillon brassé et aéré en permanence pendant une vingtaine de jours, dans des conditions nutritives non limitantes. L'échantillon est préalablementensemencé avec un *inoculum* sous

la forme du culot de centrifugation de liqueur mixte provenant d'une station urbaine à boues activées en aération prolongée, réputée nitrifiante.

COMPOSITION INITIALE DES MATIÈRES DE VIDANGE

Les différents paramètres analysés sur les matières de vidange brutes sont présentés dans le tableau suivant.

Assez différents par leur teneur en MES, notamment, ces échantillons présentent pour tous les paramètres, à l'exclusion des sels ammoniacaux, des concentrations sensiblement plus faibles que celles observées sur les échantillons de matières de vidange brutes dépotées sur les sites d'Indre-et-Loire.

Considérant comme apte à la dégradation biologique un produit présentant les ratios DCO/N/P de valeurs 200/5/1, ceux-ci sont donc normalement jugés comme non carencés en sels nutritifs. L'azote est à plus de 90 % sous forme ammoniacale, l'azote organique dissous s'établit à 64 mg · l⁻¹ à Beaumont-la-Ronce et 26 mg · l⁻¹ à La Celle-Guénand où la fraction particulaire est prépondérante [77 % de la DCO_b] et légèrement moins organique [74,6 % des MES]. En

Paramètres	Unité	Beaumont-la-Ronce	La Celle-Guénand
pH	unité pH	7,8	7,9
Conductivité	microS/cm	6900	6060
MES	mg · l ⁻¹	704	2465
% organique des MES	%	80,1	74,6
DCO	mg · l ⁻¹	3336	5895
DCO dissoute	mg · l ⁻¹	2160	1340
Azote Kjeldahl	mg · l ⁻¹ N	747	649
Azote Kjeldahl dissous	mg · l ⁻¹ N	713	584
Azote ammoniacal	mg · l ⁻¹ N-NH ₄	649	558
Hydrogénocarbonates	mg · l ⁻¹ HCO ₃	3490	2490
Phosphore total	mg · l ⁻¹ P	47,2	43,5
Orthophosphates	mg · l ⁻¹ P-PO ₄	35,6	29,2

Tableau 4 – Composition des échantillons soumis au test de biodégradabilité

dépit d'une concentration élevée des MES à La Celle-Guénand, leur contribution spécifique à la charge polluante est également supérieure [1,85 g de DCO g⁻¹ MES, au lieu de 1,67 à Beaumont-la-Ronce], ce qui pourrait indiquer une présence de substances grassieuses.

Au regard des fortes concentrations en azote réduit, il est possible que les concentrations en bicarbonates, pourtant élevées, ne suffisent pas à compenser l'alcalinité consommée par la nitrification [8,7 g HCO₃⁻ g⁻¹ N nitrifié].

CONDUITE ET RÉSULTATS DU TEST DE BIODÉGRADABILITÉ

Un volume initial de 17 litres de matières de vidange en provenance de chacun des deux sites expérimentaux a été soumis au test. Afin de maintenir constant le gradient des concentrations, l'évaporation est compensée par des ajouts d'eau du robinet.

Sept prélèvements répartis entre 3,4 et 25,3 jours après le démarrage ont été analysés et les paramètres pH, conductivité, DCO dissoute [obtenue après centrifugation], hydrogénocarbonates, sels ammoniacaux mesurés à chaque fois. Sur les trois derniers prélèvements [jours 20,3, 23,3 et 25,3], carbonates, nitrites et nitrates ont été ajoutés. Les graphes suivants résument l'évolution de certains d'entre eux.

Dès le 6^e jour, la DCO dissoute atteint un quasi-palier révélant que près de 85 % de la DCOd initiale est déjà dégradée. En revanche, les

concentrations en sels ammoniacaux sont encore supérieures à 300 mg · l⁻¹. La moyenne des trois dernières mesures donne respectivement une concentration en DCOd de 434 mg · l⁻¹ à La Celle-Guénand et 339 mg · l⁻¹ à Beaumont-la-Ronce. Ces concentrations représentent respectivement 7,2 et 32,4 % de la DCO_b et DCOd à La Celle-Guénand et 4,9 et 15,7 % à Beaumont-la-Ronce.

Au jour 17, dans le réacteur Beaumont-la-Ronce, le pH est descendu à 6,3 et la concentration en hydrogénocarbonates était inférieure à 10 mg · l⁻¹ (bien que cet échantillon soit à l'origine crédité du rapport [HCO₃⁻/NTK] le plus élevé : 4,9 au lieu de 4,3 pour La Celle-Guénand) laissant supposer un blocage de la nitrification alors que la concentration en NH₄⁺ est encore supérieure à 60 mg · l⁻¹ (111 mg · l⁻¹ sur La Celle-Guénand). Par conséquent, on décide de rajouter de l'alcalinité sous forme de carbonate de sodium à raison de 16 g dans le réacteur Beaumont-la-Ronce et 7 g dans le réacteur La Celle-Guénand [soit environ 1 et 0,5 g · l⁻¹, respectivement]. Cet ajout permet de relancer la nitrification, comme en témoigne au moins partiellement la baisse des sels ammoniacaux observée dès le jour 20, des pertes par stripping de NH₃ sont également fort probables aux pH respectifs de 9,5 pour Beaumont-la-Ronce et 9,2 pour La Celle-Guénand qui correspond au pKa [NH₄⁺/NH₃] = 9,2.

Il n'est pas suffisant pour « débloquer » la nitrification car les teneurs en nitrites restent comprises

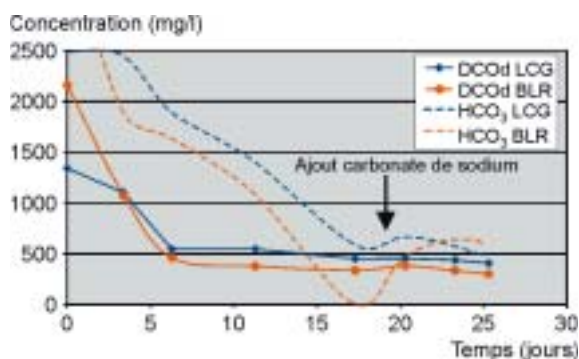


Figure 1 – Évolution des DCO dissoutes et hydrogénocarbonates au cours du test de biodégradabilité

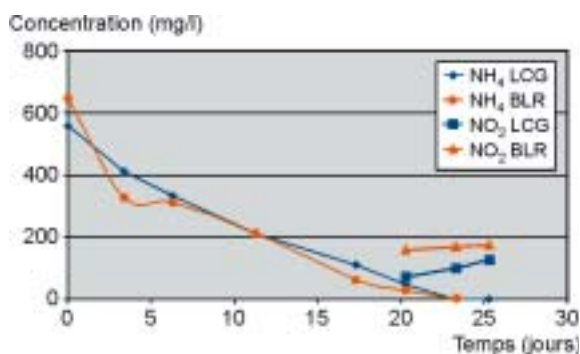


Figure 2 – Évolution des sels ammoniacaux et nitrites au cours du test de biodégradabilité

entre 158 et 175 mg $\text{N-NO}_2^- \cdot \text{l}^{-1}$ sur Beaumont-la-Ronce et entre 72 et 128 mg $\text{N-NO}_2^- \cdot \text{l}^{-1}$ sur La Celle-Guénand. La flore nitratante [Nitrobacter] est réputée sensible aux pH et aux concentrations en NH_3 élevés, s'y ajoute ensuite la toxicité des nitrites à fortes concentrations.

S'ajoutant à sa toxicité, l'ion « nitrite » peut également majorer la mesure de la DCO dans la proportion de 16/14 g d' O_2 /g $\text{N-NO}_2^- \cdot \text{l}^{-1}$ et il est donc souhaitable de corriger cette der-

nière pour ne mesurer que l'incidence de la fraction carbonée de la matière organique. Une vérification des concentrations en chlorures (485 et 595 mg $\cdot \text{l}^{-1}$ respectivement à La Celle-Guénand et Beaumont-la-Ronce) montre qu'ils peuvent être complétés par l'ajout de sulfate de mercure normalement requis. Après correction, les DCOd finales peuvent être estimées à 319 mg $\cdot \text{l}^{-1}$ à La Celle-Guénand et 148 mg $\cdot \text{l}^{-1}$ à Beaumont-la-Ronce.

CONCLUSION PARTIELLE

Cet essai met en évidence que :

- la fraction organique dissoute, non biodégradable, peut atteindre au moins 30 % de la DCOd initiale sur l'échantillon de La Celle-Guénand soit 7,2 % de la DCO brute. Cette valeur est ramenée à 5,2 % après correction de l'influence des nitrites ;
- sur l'échantillon de Beaumont-la-Ronce, ces chiffres sont plus faibles, près de 16 % de la DCO dissoute initiale ou 10 % de la DCO brute, mais ne représentent plus qu'environ 4,0 % de cette dernière sans la part due aux nitrites.

Il est probable que ces fractions réfractaires diffèrent sensiblement en fonction du temps de séjour des boues dans les fosses.

Globalement, on retiendra que la stricte fraction carbonée non biodégradable peut représenter jusqu'à 5 % de la DCO brute des matières de vidange. Cette part doit être prise en compte dans les objectifs de traitement des stations où seront dépotées les matières de vidange brutes et celles qui recevront du filtrat issu d'un traitement primaire par voie physico-chimique, même si l'incidence sur les milieux naturels devrait être très minime.

Dans les sites dédiés exclusivement au traitement des matières de vidange (traitement primaire physico-chimique + secondaire), cette partie non biodégradable pourrait parfois atteindre 30 % de la teneur en DCO du filtrat primaire. En raison de l'hétérogénéité persistante de la qualité des filtrats primaires issus des différents dépotages de matières de vidange brutes, on entrevoit l'intérêt de volumes de stockage intermédiaires suffisants et/ou de procédés nécessitant de longs temps de séjour qui, du fait d'un nécessaire mélange, limitent l'impact de lots pour lesquels la biodégradabilité est faible.

Une remarque similaire peut être faite concernant un lot de filtrat primaire pour lequel l'alcalinité peut être insuffisante et/ou des phénomènes de toxicité vis-à-vis de la population bactérienne nitratante peuvent apparaître.

Le traitement par lagunage naturel est moins soumis à ce type d'aléas en raison des temps de séjour très élevés qui intègrent et équilibrent nécessairement d'importantes variations de la qualité des filtrats primaires. En outre, la croissance et l'activité photosynthétique du phytoplancton utilisent le CO_2 dissous provenant de la dégradation bactérienne de la matière organique, ce qui influe considérablement sur les équilibres calco-carboniques et le maintien d'une alcalinité suffisante.

Nous n'entrerons pas dans le détail du processus de traitement mais tenterons plutôt de cerner les points clefs qui régissent le bon fonctionnement du dispositif à ses différents niveaux.

Ils tiennent essentiellement à une bonne gestion des flux :

- volume admissible au regard de la situation de charge de la station hors matières de vidange ;
- volume prévu quotidiennement au regard du parc d'usagers assainissement non collectif à gérer ;
- volume de la bêche de stockage et aptitude à tamponner les pointes, notamment par rapport au critère précédent ;
- volume réellement admis.

CRITÈRES D'ADMISSIBILITÉ DES MATIÈRES DE VIDANGE BRUTES

La circulaire du 23 février 1978 relative à l'élaboration de schémas départementaux d'élimination des matières de vidange faisait déjà état de prescriptions minimales.

« La station doit être en bon état de fonctionnement et ne pas être surchargée. La charge totale en DBO₅ due à l'apport de matières de vidange doit être inférieure à 20 % de la charge organique nominale de la station et, en débit, le flux de matières de vidange doit rester inférieur à 3 % ».

À la lumière de références beaucoup plus récentes, on ajoutera que :

- les stations les plus adaptées sont du type « boues activées en aération prolongée » ;
- la taille limite inférieure peut effectivement être raisonnablement fixée à 10 000 EH, se décomposant en 8 000 EH en traitement

d'eaux usées domestiques et 2 000 EH provenant des matières de vidange ;

- dans ces conditions, sachant que la concentration moyenne en MES des matières de vidange est au moins 20 fois plus élevée que celle des eaux usées, la filière boues doit être conçue ou adaptée en conséquence pour gérer un flux supérieur de matières en suspension. En termes plus concrets et par analogie à la taille de la station entrevue précédemment, une station de 10 000 EH recevant 2 000 EH sous forme de matières de vidange brutes recevra un flux de boues équivalent à celui de près de 12 000 EH, donc la filière boues devra être capable de le traiter.

REMARQUES COMPLÉMENTAIRES

Sur la base de l'expérience acquise en Indre-et-Loire à Loches et Chinon, il apparaît que les volumes annuels et même mensuels sont respectés mais que les volumes journaliers ne le sont pas. On voit parfois arriver 50 à 60 m³ au lieu des 20 admissibles et prévus.

Une régulation des flux passe par :

- un effort des entreprises de vidange pour lisser les apports en opérant majoritairement au plan préventif [entretien régulier et planifié des installations assainissement non collectif] plutôt que curatif [réponse aux appels d'usagers dont les installations sont saturées].
- une meilleure gestion prévisionnelle des flux de boues des petites stations d'épuration d'assainissement collectif [< 200 EH] qui sont acheminées vers les cuves de dépotage des stations, au même titre que des matières de vidange ; ponctuellement ces flux peuvent en effet être importants et poser problème si leur arrivée n'est pas programmée.
- la mise en place du contrôle de l'entretien au plan départemental qui doit parallèlement s'accompagner d'une planification des interventions et donc aboutir progressivement à une résorption des interventions d'urgence.

Les exploitants des STEP considèrent que, globalement, les concentrations des matières de vidange brutes reçues dépassent souvent

les estimations prises en compte pour le dimensionnement [$6 \text{ à } 10 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ de DBO_5]. Ils notent également que la largeur utile des grilles mises en place, pour réaliser un tamisage grossier (dégrillage) des matières brutes parfois encombrées de granulats [pouzzolane des préfiltres intégrés sous forme de paniers dans les fosses, ...], est incompatible avec les débits des camions qui doivent souvent vider en pression. Épisodiquement, ils soupçonnent la présence de produits de curage provenant d'autres STEP (mousses et graisses), d'interventions sur les réseaux (sables, dépôts, ...) et, à certaines époques, des fonds de cuves ou lies de chais viticoles.

Les exploitants des sites de traitement existants, et encore plus pour ceux à venir, doivent donc mettre en place des procédures de contrôle et de traçabilité s'inspirant de celles existant sur les gros centres de collecte (voir annexe 8).

Parallèlement, une amélioration des pratiques doit être accompagnée de procédures, telles que :

— **➤ privilégier l'alimentation des matières de vidange la nuit** sachant que le fonctionnement est nécessairement automatisé à cette période et que la fiabilité du processus est liée à celle des équipements et circuits de commande – voire de télésurveillance. Une mise à niveau progressive des installations est vraisemblablement encore nécessaire.

➤ ne pas vider pendant la journée pour « faire de la place » avant l'arrivée présumée de vidangeurs au cours de la journée.

➤ limiter la présence des dépôts dans les cuves de dépotage par un meilleur agencement de la géométrie des cuves et des systèmes de brassage, voire par des temps de fonctionnement des agitateurs majorés avant chaque phase de reprise par les pompes. La détermination de la puissance spécifique des agitateurs (en $\text{W} \cdot \text{m}^{-3}$) doit prendre en compte la viscosité des produits au regard de leur teneur en matière sèche qui peut atteindre des valeurs élevées (jusqu'à $80 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$, cf. tableau 2). Une puissance minimale de $50 \text{ W} \cdot \text{m}^{-3}$ semble pouvoir être recommandée.

Enfin, on insistera sur la mise en place de centres spécialisés de regroupement et traitement des déchets ou sous-produits issus des pré-traitements des stations d'épuration (curage des dessableurs et dégraisseurs) et des produits de curage des réseaux d'assainissement ou bassins d'écêtement d'orages.

PRINCIPE ET PROCÉDURE DU TRAITEMENT PHYSICO-CHIMIQUE PROPREMENT DIT

Nota : cette description s'appuie sur le dispositif en place à Beaumont-la-Ronce qui est le site le plus récemment équipé et qui a, de ce fait, bénéficié des perfectionnements élaborés à partir de l'expérience acquise sur les autres sites équipés antérieurement. Le site d'Athée-sur-Cher a fait l'objet d'un réaménagement récent qui n'a pu être pris en compte au moment de cette étude et il constitue aujourd'hui la forme la plus aboutie au plan du matériel et procédure en place pour le traitement physico-chimique.

UTILITÉ D'UN TRAITEMENT PHYSICO-CHIMIQUE

Le passage par une étape de coagulation (voire de coagulation + floculation) est un préalable indispensable à toute étape visant à séparer efficacement les fractions liquides et particulaires de matières, soumises aux processus anaérobies qui se déroulent dans les pré-traitements d'assainissement non collectif, en raison de la dispersion des micro-organismes et des produits résiduels qu'ils engendrent. Des auteurs (EPA, 1995) mentionnent des taux de décantation, relativement faibles, compris entre 20 et 50 % en volume.

Le Cemagref a procédé à des essais de filtration de matières de vidange brutes sur des pilotes de lits de séchage plantés de roseaux en 1995. La couche supérieure assurant la majeure partie de la filtration était à l'origine

constituée de graviers 3/8 mm qui ont été rapidement recouverts d'une couche de boues accumulées susceptible d'améliorer progressivement le processus de rétention par filtration.

Néanmoins, au cours de cinq mois d'essais et sur treize prélèvements de percolats analysés entre janvier et mai 1995, les concentrations en MES ont varié dans une fourchette comprise entre 716 et 1775 mg · l⁻¹. Certes, par rapport aux concentrations initiales des matières de vidange brutes, les abattements en MES, DCO et NTK ont été respectivement de 93, 88 et 79 %, mais de telles concentrations résiduelles de MES peuvent poser des problèmes d'engorgement ou d'accumulation dans certaines filières de traitement (par filtration, notamment) qui doivent succéder à cette étape de traitement primaire.

MODE OPÉRATOIRE

Les matières brutes prélevées par pompage dans le stockage après une séquence d'agitation préalable visant à les homogénéiser sont mises en contact étroit, successivement avec un coagulant qui neutralise les charges électriques des particules, puis un flocculant qui les agglomère ensuite (voir descriptif de l'installation en place à Beaumont-la-Ronce en annexe 2).

Après mise en contact avec ces réactifs, il faut alors séparer les deux phases : matières en suspension agglomérées ou flocculées d'une part et liquide interstitiel, d'autre part.

Sur l'unité mobile de traitement une toile filtrante de section carrée de 400 µm de côté défile en continu. La filtration s'opère gravitairement à la partie supérieure. Le temps de rotation de la toile filtrante est de 1 tour en 35 secondes. Le décolmatage de la toile est assuré par injection d'air au travers de celle-ci.

Les boues égouttées tombent généralement sur l'aire de stockage bétonnée au-dessus de laquelle vient s'installer la machine où elles poursuivront leur égouttage alors que le filtrat est évacué vers la bache ou les cuves de stockage du filtrat primaire.

L'aire d'égouttage-stockage des « boues physico-chimiques primaires » est généralement constituée d'une excavation maçonnée en pente douce débouchant sur une paroi filtrante au fond, également équipée d'une grille à mailles carrées de 0,2 mm de côté arrivant sur une goulotte de reprise et un regard de stockage équipé d'un vide cave pour transférer les percolats vers les cuves de stockage « filtrat primaire ». Les boues sont reprises de ce niveau avant d'être transférées vers un dépôt au champ avant épandage (cf. p. 25).



Photo 1 – L'unité mobile de traitement primaire en service à La Celle-Guérand

À Beaumont-la-Ronce, le principe de la séparation est différent car il s'agit d'emblée d'une séparation gravitaire. Elle est réalisée dans une cuve métallique de 15 m³ (d'un modèle semblable à celles utilisées pour le stockage des matières de vidange), largement ouverte dans sa partie supérieure (cf. annexe 3), où deux cloisons siphonides longitudinales délimitent un espace central dans lequel s'opère une séparation des boues conjointement par flottation et sédimentation.

La fraction liquide qui s'échappe latéralement subit un tamisage à une maille de 0,16 mm² avant d'être collectée et évacuée gravitairement par une goulotte de chaque côté en vue de rejoindre le traitement secondaire via une bêche de stockage.

L'extraction des boues est cependant difficile à réaliser et un tel système ne sera plus reproduit.

DESCRIPTIF TYPE D'UN SITE DE TRAITEMENT

Schématiquement, chaque site implanté sur un endroit clos, dispose, de l'amont vers l'aval de la filière :

- des éléments de sécurisation et d'accessibilité : armoire électronique de lecture des badges, portillon libérant la connexion au tuyau de vidange et l'accès du chauffeur aux cuves et dégrillage ;
- d'un dégrillage manuel placé sur les cuves : les concepteurs ont veillé à ce que la grille à entrefers de 1 cm soit logée dans un canal d'approche large d'environ 1 m pour éviter un engorgement qui limiterait le débit de vidange des camions ;
- de deux cuves de stockage de matières de vidange brutes, le cas échéant reliées entre elles par la base, lorsqu'il s'agit d'anciennes cuves à fioul* de 30 m³. Ces cuves sont munies de poires de niveau et d'un agitateur pour homogénéiser le produit lors de sa reprise pour traitement ainsi que de canalisations de connexion ;

* Il faut toutefois garder à l'esprit que ce type d'équipement a été mis en œuvre avec le souci de minimiser les coûts d'investissement lorsque ceux-ci étaient intégralement supportés par le GIE avant l'instauration de la redevance (cf. p. 17).

- du dispositif de traitement proprement dit qui comprend (voir annexe 5, [partie entourée de pointillés]) :

- des bacs de stockage des réactifs : coagulant [chlorure ferrique] et floculant [généralement de type cationique] ;

- une cuve de réaction équipée d'un agitateur rapide pour la coagulation et d'une autre cuve équipée d'un agitateur lent pour la floculation ;

- un dispositif de séparation.

- des cuves de stockage du filtrat [filtrat primaire] dans lesquelles sont installées une pompe de transfert vers le traitement secondaire et ses poires de commande. Ces cuves sont fermées comme celles recevant les matières de vidange brutes ou aménagées dans une excavation ouverte étanchée avec une géomembrane.



Photo 2 – Dépotage de matières de vidange à Beaumont-la-Ronce

En Indre-et-Loire, le dispositif est mis en œuvre :

- sous forme séquentielle avec « unité mobile » sur trois sites opérationnels (dont le site expérimental de La Celle-Guénand, présenté plus loin) et un site sur STEP est encore à équiper. Lorsque le niveau de matières de vidange brutes dans les cuves de stockage le requiert, le délégataire qui gère le dispositif est averti et l'unité mobile se déplace sur le site et procède au traitement.

- à poste fixe sur le site expérimental de Beaumont-la-Ronce en fonctionnement automatisé lorsque le niveau dans la cuve de réception de 15 m³ atteint les 3/4 de sa capacité. Le même principe a été adopté à Athée-sur-Cher (voir annexe 5).

QUALITÉ DES FILTRATS ET EFFICACITÉ DU TRAITEMENT PRIMAIRE

QUALITÉ GÉNÉRALE DES FILTRATS OBTENUS EN INDRE-ET-LOIRE

Le tableau ci-après regroupe les résultats d'analyses réalisées sur les filtrats I des sites d'Athée-sur-Cher, Descartes et La Celle-Guénand. Par rapport au tableau 2, on observe un net regroupement des valeurs, particulièrement sur les MES, qui entraîne corrélativement un bon abattement en DCO, NTK et PT.

Le filtrat primaire se caractérise aussi (tableau 6) par une bonne biodégradabilité (rapport médian DCO/DBO₅ de 2) et la proportion d'azote ammoniacal a sensiblement augmenté, prouvant ainsi que la majeure partie de l'azote organique des matières de vidange brutes est sous forme particulaire.

Le rapport DCO/N/P médian est de 200/66/6 révélant ainsi une bonne aptitude du filtrat primaire à la dégradation biologique.

En ce qui concerne les performances du traitement physico-chimique, le tableau 7 donne les pourcentages d'abattelements sur les principaux paramètres.

		Médiane	Moyenne	Écart-type	Centile 0,05	Centile 0,95	nb valeurs
pH	unité pH	7,4	7,2	0,6	6,3	7,9	39
MS	g · l ⁻¹	2,1	2,1	0,6	1,3	3,1	39
MES	mg · l ⁻¹	220	269	239	58	722	35
DBO ₅	mg · l ⁻¹	862	999	694	289	2454	39
DCO	mg · l ⁻¹	1 667	2 195	1 573	821	4977	39
N-NH ₄	mg · l ⁻¹	431	462	234	194	924	40
NTK	mg · l ⁻¹	487	531	236	254	961	40
PT	mg · l ⁻¹	58	59	24	29	93	39

Tableau 5 – Analyses du filtrat primaire après traitement physico-chimique

	Médiane	Écart-type	Centile 0,05	Centile 0,95	Nb. valeurs
DCO/DBO ₅	2,0	1,0	1,5	3,5	36
DCO/MES	9	66	3	93	35
DCO/NTK	3	5	2	13	39
DCO/PT	32	35	18	109	38
N-NH ₄ /NTK	0,94	0,17	0,46	0,97	39

Tableau 6 – Caractéristiques du filtrat primaire après traitement physico-chimique



Photo 3 – Aspect visuel comparatif du filtrat primaire et des matières de vidange brutes

Le rendement médian sur les MES est de 96 %, avec un rendement minimum de 80 %, ce qui montre l'efficacité de la séparation de phase qu'autorise ce traitement comme le confirme la photo 3 et les siccités obtenues en sortie de l'unité mobile de traitement (voir tableau 10).

La figure 3 souligne logiquement l'influence limitée du traitement physico-chimique sur l'azote ammoniacal dissous alors qu'il permet en revanche d'obtenir un effluent de composition assez stable en DCO.

L'incidence sur le phosphore est également à noter même si le traitement, et notamment les doses de coagulant, ne sont pas optimisées pour cet objectif avec un rapport molaire* Fe/P inférieur à 0,1 môle/môle dans la quasi totalité des cas, alors qu'il se situe générale-

ment entre 0,8 et 2,5 en déphosphatation physico-chimique des eaux usées d'origine domestique. Le rendement obtenu (environ 65 %) montre bien que l'essentiel du phosphore, sous forme particulaire, est éliminé avec les MES sous forme de boues qui peuvent être relativement riches en cet élément, comme en témoigne le tableau 12.

Au final et pour simplifier, mais en émettant des réserves sur l'importante variabilité des concentrations obtenues (les coefficients de variation sont, par exemple, de 76 % avant traitement et baissent légèrement à 62 % après, sur la quarantaine de mesures retenues en DCO), les valeurs moyennes des principaux paramètres et rendements sont résumées dans le tableau suivant.

		Médiane	Moyenne	Écart-type	Centile 0,05	Centile 0,95	nb valeurs
MS	%	85	80	15	54	95	31
MES	%	96	93	7	80	99	17
DBO ₅	%	83	79	13	53	92	35
DCO	%	89	85	14	68	97	35
N-NH ₄	%	22	21	21	- 2	49	36
NTK	%	54	47	21	16	72	37
PT	%	64	65	19	43	91	36

Tableau 7 – Performances du traitement physico-chimique

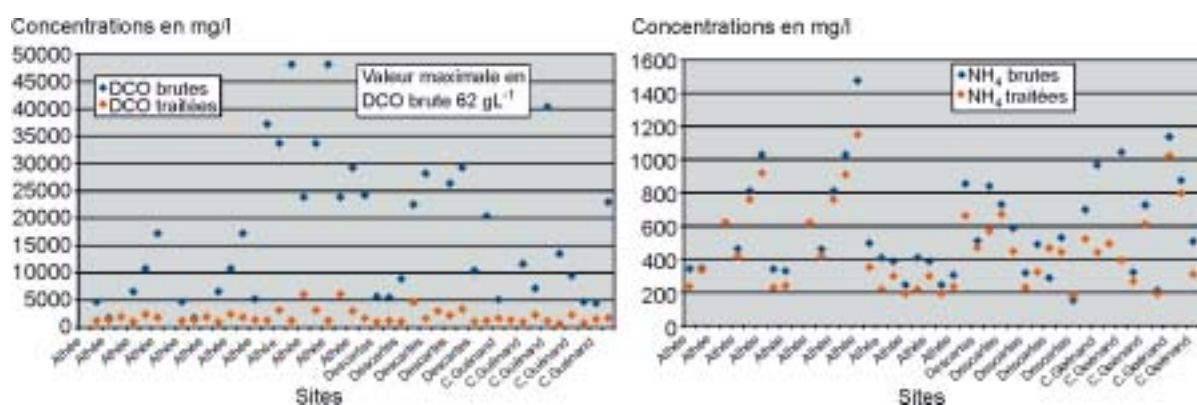


Figure 3 – Concentrations en DCO et sels ammoniacaux des matières de vidange brutes et filtrat primaire sur 3 sites d'Indre-et-Loire

* Estimé à 0,04, à partir d'une concentration de 240 mg · l⁻¹ de PT dans les MV brutes et d'une dose de 17 mg · l⁻¹ de Fe par litre de MV pour un débit d'admission de ces dernières de 10,1 m³ · h⁻¹.

ESSAI PONCTUEL À BEAUMONT-LA-RONCE

L'essai suivant est conduit avec un débit de pompe des matières de vidange brutes $10,1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, avec une dose correspondant à environ 20 ml de coagulant par litre de matières de vidange (soit 17 mg de Fe par litre de MV) et 170 mg de floculant par litre de MV.

Par comparaison avec les résultats obtenus dans le Tarn et Garonne (cf. annexe 1), on note ici que la dose de floculant correspond à 14,2 mg par g de MES et qu'elle donne d'excellents abattements sur ce paramètre qui influence logiquement les autres éléments contenus dans la fraction particulaire (DCO et NTK, notamment).

VARIATION DES DÉBITS DE POMPES À BEAUMONT-LA-RONCE

L'installation en place à Beaumont-la-Ronce comportant plusieurs pompes et notamment celle dévolue au transfert de la fosse de stockage du filtrat primaire vers le filtre à gravier (cf. p. 55), il est possible de comparer leurs temps et débit de fonctionnement respectifs. Considérant que la pompe de transfert du filtrat primaire travaille à débit quasi constant compte tenu de la faible teneur en MES du produit et des faibles variations de pression auxquelles elle est soumise, il est possible d'approcher les débits de la pompe qui prélève les matières de vidange brutes dans les cuves de stockage. La figure suivante présente donc une estimation des débits de pompage des matières de vidange brutes.

	DCOb	DBO	MES	NTK	N-NH ₄	PT
MV brut (mg · l ⁻¹)	18700	5385	6700	986	581	241
Filtrat I (mg · l ⁻¹)	2000	885	293	538	464	57
Rendement %	89,3	83,6	95,6	45,4	20,1	70,5

Tableau 8 – Concentrations moyennes avant et après traitement primaire sur 3 sites d'Indre-et-Loire

	DCOb	DCOf	DBO	MES	NTK	N-NH ₄	PT	P-PO ₄
Matières de vidange brut (mg · l ⁻¹)	22100	6125		12000	1490	780	245	66
Filtrat I (mg · l ⁻¹)	2510	2350	950	97	690	670	55	46
Rendement %	88,6	61,6	–	99,2	53,7	14,1	77,5	30,3

Tableau 9 – Résultats du traitement primaire à Beaumont-la-Ronce

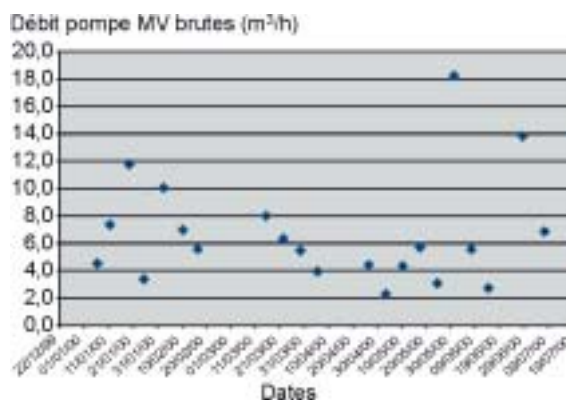


Figure 4 – Variations du débit de la pompe matières de vidange brute établies à partir de celui de la pompe filtrat primaire

Ces fluctuations trouvent vraisemblablement leur origine dans la viscosité très variable des matières de vidange brutes en fonction de leurs teneurs en matières en suspension.

Il n'a pas été possible de corrélérer ces écarts avec l'efficacité du traitement physico-chimique qui leur est attaché mais ce constat souligne l'importance de définir des dosages de réactifs qui peuvent convenir en toutes circonstances.

Un apport de floculant de l'ordre de 200 mg par litre de matières de vidange brutes semble constituer un bon compromis, sachant qu'une adaptation partielle à la teneur en matières en suspension se met automatiquement en place en considérant que le débit de pompage des matières de vidange brutes décroît lorsque la teneur en matières en suspension augmente. En corrélant ces résultats avec ceux

des essais réalisés dans le Tarn et Garonne (cf. Annexe 1), on peut estimer qu'une dose de floculant de l'ordre de $15 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ de MES peut constituer une valeur guide.

On ajoutera une attention particulière aux points suivants.

➤ L'importance d'un dégrillage efficace (entrefers maximum de 10 mm, voire même à 6 mm comme cela est recommandés aux USA) à l'amont des cuves de stockage des matières de vidange brutes. Les refus de dégrillage sont dirigés vers les ordures ménagères.

➤ La nécessité de mettre en place dans les cuves de stockage des agitateurs suffisamment puissants ($\geq 50 \text{ W} \cdot \text{m}^{-3}$) et dont le démarrage est programmé au moins une quinzaine de minutes avant le début du pompage vers l'étape de traitement physico-chimique.

CONCLUSION PARTIELLE

En dépit des variations de concentrations encore fortes qui apparaissent dans le tableau 5 mais pour ne pas engager des investissements surdimensionnés qui fonctionneraient systématiquement en sous-charge, il semble raisonnable de ne retenir que des valeurs arrondies des moyennes des trois principaux paramètres actuellement pris en compte pour le dimensionnement des traitements secondaires.

Les valeurs guides préconisées s'établissent ainsi à : DCO $2\,500 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, DBO₅ $1\,000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ et NTK $600 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

QUALITÉ DES BOUES APRÈS SÉPARATION DES PHASES LIQUIDES ET SOLIDES

SICCITÉ À LA SORTIE DE L'UNITÉ MOBILE

Les performances du système de tamisage installé sur l'unité mobile de traitement qui se

déplace sur les trois sites actuellement équipés sont présentés dans le tableau suivant. On ne note pas de différences significatives entre eux, même si l'écart des résultats est nettement plus grand à Athée-sur-Cher. De ce point de vue, la validité de la valeur maximale peut paraître douteuse et/ou tout à fait exceptionnelle.

	Athée-sur-Cher	Descartes	La Celle-Guénand	Ensemble des sites
Moyenne	19,4 %	16,7 %	14,2 %	17,2 %
Écart-type	7,2 %	2,9 %	3,6 %	5,2 %
Min	13,0 %	13,0 %	8,5 %	8,5 %
Max	33,1 %	23,6 %	18,4 %	33,1 %
Nb. Val.	11	13	6	30

Tableau 10 – Siccités obtenues lors du traitement par l'unité mobile

SICCITÉ APRÈS ÉGOUTTAGE

Mesuré sur des prélèvements effectués sur les aires d'égouttage, entre deux et 42 jours après le traitement, le gain de siccité obtenu est surtout sensible sur les valeurs minimales qui gagnent près de sept points.

Moyenne	23,0 %
Écart-type	4,2 %
Min	15,4 %
Max	35,5 %
Nb. Val.	24

Tableau 11 – Siccités obtenues après égouttage

Très logiquement, les boues, déjà concentrées, n'évoluent quasiment pas. L'avantage de cette opération consiste en une homogénéisation globale. Pour autant, il n'a pas été possible de corréliser l'augmentation observée et, d'une part, la siccité de départ et, d'autre part, la durée de l'égouttage.

VALEUR AGRONOMIQUE

Elle est appréciée à partir d'analyses réalisées sur des échantillons prélevés par la CGE sur les sites de traitement primaire entre 1989 et 1999.

Comparées aux caractéristiques généralement rencontrées des boues de stations d'épuration

d'eaux usées, dont les valeurs indicatives correspondent à celles données par l'ADEME pour des boues pâteuses, les boues issues des MV, telles qu'elles apparaissent au travers de ce petit échantillon, sont plus organiques et plus chargées en carbone. Elles le seraient plutôt moins en azote qui, compte tenu du caractère franchement anaérobie du produit, migre principalement dans la phase liquide. Pour les autres éléments fertilisants, les différences ne sont pas significatives.

TENEURS EN ÉLÉMENTS TRACES

Au regard des teneurs limites imposées par le décret n° 97-1133 du 08/12/97 et arrêté du 08/01/98 modifié le 03/06/98, on note assez logiquement que les échantillons satisfont aux critères (cf. tableau 13).

Dans le cadre d'un plan d'épandage, ces boues sont épandues sur les terrains d'un agriculteur. À titre transitoire, en raison de la sous-charge actuelle des sites et au regard du coût des contraintes analytiques qu'impose la mise en place d'un plan d'épandage, il a été jugé plus économique de regrouper les boues déshydratées sur un seul site pour les épandre. À titre exceptionnel, au nord du département, celles issues du site de Beaumont-la-Ronce sont utilisées par l'entreprise Jean Voisin S.A. sur ses propres terrains.

Paramètres	Unités	Mini	Maxi	Nb. val.	Val. indicatives (*)
PH		7,2	8,0	4	7 à 8
Mat. Sèche	En % du brut	11,6	16,6	10	16 à 22
Mat. Orga.	En % de MS	71,9	74,4	4	50 à 70
Mat. Min.	En % de MS	25,6	28,1	4	30 à 50
rapport C/N		11	16	4	5 à 6
Azote	En kg/t brute	5,4	7,3	4	8 à 12
P ₂ O ₅	En kg/t brute	3,6	12,9	4	6 à 9
K ₂ O	En kg/t brute	0,5	0,8	4	env. 0,8
CaO	En kg/t brute	0,0	11,2	6	5 à 15
MgO	En kg/t brute	0,3	1,2	6	1 à 2

(*) Données ADEME

Tableau 12 – Principales caractéristiques des boues issues du traitement primaire de matières de vidange en Indre-et-Loire

		Moyenne	Mini.	Maxi.	Val. limites	Nb. val.
Cadmium – Cd	mg/kg MS	2	1	5	15 – 10*	9
Chrome – Cr	mg/kg MS	52	23	128	1 000	10
Cuivre – Cu	mg/kg MS	304	148	515	1 000	10
Nickel – Ni	mg/kg MS	39	15	66	200	10
Plomb – Pb	mg/kg MS	90	21	419	800	10
Zinc – Zn	mg/kg MS	1011	576	2 254	3 000	10
Mercure – Hg	mg/kg MS	2,3	0,6	5,8	10	10
Sélénium – Se	mg/kg MS	1,0	0,1	3,0	25**	10
Cr + Cu + Ni + Zn	mg/kg MS	1 406	762	2 963	4 000	10

Tableau 13 – Éléments traces métalliques observés sur les boues issues du traitement primaire de matières de vidange en Indre-et-Loire

* Pour le cadmium, la valeur limite va être abaissée à 10 mg . kg⁻¹ à compter du 1/01/2004.

** Pour le sélénium, la mesure ne sera effectuée que si l'une des valeurs obtenues la 1^{re} année dépasse la valeur limite

À la charge nominale de 50 m³ de matières de vidange brutes par semaine et au regard des taux moyens de siccité observés, un site devrait produire environ 4,5 m³ de boue chaque semaine, représentant environ 750 kg de MS. À titre indicatif et indépendamment de toute considération agronomique, cette quantité épandue sur un même terrain représenterait une dose annuelle d'environ 37 t de matière sèche, et, sur la base des concentrations moyennes mesurées dans le tableau 13 et les seuils actuels d'accumulation dans les sols des éléments traces métalliques, c'est la somme des quatre métaux qui fixe la surface maximale nécessaire. La contrainte est toutefois peu importante puisque le seuil d'accumulation de ces quatre éléments ne serait dépassé que si l'épandage de la production annuelle d'un site était réalisé sur une surface inférieure à 1,35 ha.

AMÉLIORATIONS ENVISAGEABLES EN TERME DE SÉPARATION DE PHASES

L'idée consiste à adapter et transposer le savoir-faire acquis sur les lits de séchage de boues plantés de roseaux dans des stations d'épuration d'eaux usées en aération prolongée, au domaine de la séparation des matières de vidange préalablement floculées.

Rappelons brièvement que le développement des tiges, rhizomes et racines des roseaux crée, au sein de la masse de boues, un réseau continu entre la surface, qui s'élève au fur et à mesure des apports de boues, et la couche drainante qui collecte et évacue la fraction liquide à la base.

ATOUTS DES LITS DE SÉCHAGE PLANTÉS DE ROSEAUX

Les percolats issus de la séparation du floc bactérien d'avec l'eau interstitielle, directement prélevés dans le bassin d'aération lorsqu'il est brassé et aéré, sont d'une qualité comparable à celle de l'eau épurée sortant du clarificateur : la séparation est donc efficace.

Les boues extraites à une fréquence indicative de cinq ans peuvent avoir une siccité de l'ordre de 15 % alors qu'elles sont très peu concentrées au moment de leur ajout sur les lits (environ 0,5 % de MS) : l'épaississement et la déshydratation sont conséquents et liés au ressuyage gravitaire sur une longue période et à l'évapotranspiration des roseaux.

Les boues ne présentent pas d'odeurs désagréables (Bodet-Emereau, 2000) au moment de leur extraction et leur teneur en matière organique a régressé : elles ont donc été le

siège de processus de stabilisation et minéralisation conjointes au sein de la rhizosphère des roseaux.

La repousse des roseaux sur les terrains où les boues sont épandues, sans être totalement absente, peut être enrayée moyennant des mesures préventives relativement simples : après dispersion des boues avec un épandeur à fumier, il vaut mieux laisser sécher les rhizomes au soleil avant de les enterrer et éviter les terrains trop humides.

Ce système aujourd'hui appliqué sur plus d'une centaine de stations d'épuration en France dans une gamme allant de 500 à 15 000 EH, donne globalement satisfaction aux opérateurs, maîtres d'ouvrage et maîtres d'œuvre qui l'utilisent ou l'ont recommandé. Sa gestion est très simple et consiste, pour l'essentiel, à assurer l'alternance de l'alimentation, chaque semaine, des quatre lits au minimum qui doivent composer une installation.

En terme d'investissement, l'usage quasi exclusif en France de lits en béton révèle des coûts

au moins égaux, voire légèrement supérieurs, à ceux d'un épaisseur statique suivi d'un silo. Une mise en œuvre « à la danoise », en déblai-remblai (Liénard, 1999), est susceptible de diminuer les coûts mais doit être étudiée au cas par cas au regard des caractéristiques topographiques et géologiques du site.

Les principales règles de conception sont brièvement rappelées :

- 50 kg de MS · m⁻² an⁻¹, à répartir sur au moins quatre lits.
- nécessité de mettre en place une alternance de périodes de repos (au moins trois semaines) et de périodes d'alimentation d'une semaine (pouvant elles-mêmes comporter plusieurs apports [chaque jour ou tous les deux jours]).
- géométrie et surface unitaire des lits doivent aussi prendre en compte l'accessibilité pour la vidange par une pelleteuse équipée d'une benne preneuse ou pince pour sectionner franchement les tiges, rhizomes et racines sans endommager la couche drainante du lit.

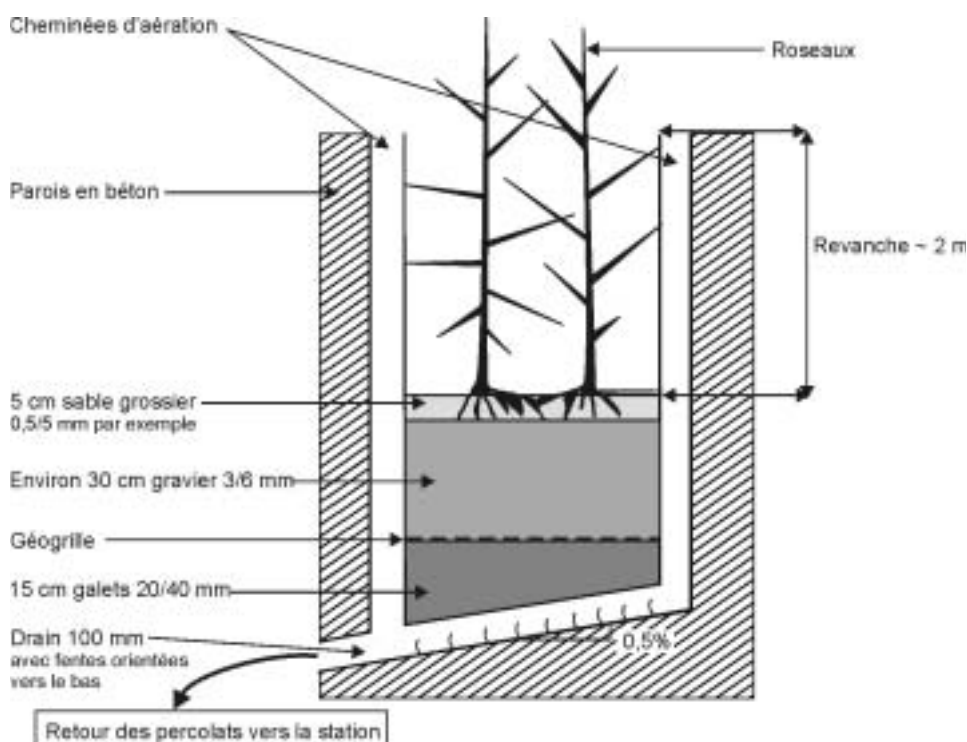


Figure 5 – Coupe schématique d'un lit de séchage planté de roseaux

ADAPTATION AUX MATIÈRES DE VIDANGE FLOCULÉES

En raison du caractère très organique et septique des boues primaires, en 1^{re} approche et jusqu'à ce que des indices recueillis sur des sites traitant des matières de vidange l'infirmement, il est recommandé d'augmenter le dimensionnement des lits de 20 %, soit 40 kg de MS $m^{-2} an^{-1}$ au lieu des 50 kg proposés pour des boues provenant d'une station d'épuration à boues activées en aération prolongée.

En dépit de teneurs en sels dissous, sensiblement plus élevées que celles ayant prévalu lors des expérimentations menées à Bourg-Argental pour déterminer les points clés de conception des lits de séchage plantés pour les boues de stations d'épuration des eaux, le dimensionnement pour le séchage des matières de vidange sera basé uniquement sur les MES. Les analyses réalisées à la fois sur les MV brutes et le filtrat I révèlent en effet que la majeure partie des sels dissous introduits dans les lits avec les matières de vidange floculées est évacuée avec les percolats.

À partir des caractéristiques moyennes des matières de vidange brutes mesurées sur les sites d'Indre-et-Loire (MES : 6,65 g . l⁻¹) et du filtrat primaire sortant des sites équipés en physico-chimique (MES : 0,27 g . l⁻¹), on admettra que **1 m² de lit de séchage planté de roseaux permet de traiter environ 6,5 m³ de matières de vidange brutes par an.**

Afin de ne pas compromettre le développement des roseaux dont la densité est essentielle pour assurer la pérennité et l'efficacité du ressuyage, il faut **veiller à ce que la couche drainante soit bien aérée**. En effet, les roseaux seraient incapables de puiser leurs éléments nutritifs dans un milieu très organique, qui serait le siège de fermentations anaérobies qu'ils ne pourraient compenser par des transferts d'oxygène de leur partie aérienne, siège de la photosynthèse, vers leurs racines. En raison de conditions de fonctionnement *a priori* moins adaptées à un développement harmonieux des roseaux, il paraît souhaitable d'**augmenter la densité de plantation à 9 plants m⁻²**, soit un plant tous les 30 cm environ dans les deux directions.

Un milieu granulaire d'une épaisseur totale (≥ 50 cm) et d'une granulométrie adaptée (voir figure 5) pour éviter la migration des éléments les plus fins, disposés sur une couche drainante de granulométrie plus grossière dans laquelle sont disposés des drains (espacés de 3 à 4 m sur une coupe longitudinale), se terminant par des cheminées d'aération en contact avec l'atmosphère, devrait constituer un arrangement satisfaisant.

Le débit des points d'injection dans chacun des lits et celui de la pompe qui doit les alimenter doivent être judicieusement choisis pour assurer la répartition d'un produit dont la viscosité est supérieure à celle de boues activées issues du bassin d'aération. Il faut alors trouver le meilleur compromis entre volume de chaque apport, surface unitaire de chaque lit et débit de la pompe d'alimentation en boues floculées. Ce dernier peut sembler-il être toujours déterminé à partir des vitesses maximales d'infiltration ou ressuyage qui peuvent atteindre 250 mm . h⁻¹, lorsque la boue se craquelle sous l'effet de la déshydratation après une période de repos consécutif d'au moins trois semaines en été. Ainsi, pour ne pas avoir à surdimensionner les organes (cuves d'injection et mélange des réactifs physico-chimiques), afin de ménager un temps de contact qui ne tombe pas en deçà de deux minutes, la surface unitaire d'un lit ne devrait pas excéder 40 m² (36 m² à Athée-sur-Cher) pour un débit de traitement de 10 m³ . h⁻¹. Au-delà d'une telle surface, le recours à une bêche intermédiaire équipée d'une pompe fonctionnant par à-coups entre deux détecteurs de niveau délimitant les volumes unitaires de chaque apport, semble constituer un compromis acceptable après avoir vérifié que le floc n'est pas cassé par la roue de la pompe.

AMÉLIORATIONS ENVISAGEABLES ET POINTS À CONFIRMER

Les données qui résulteront de la transformation du site d'Athée-sur-Cher (voir photo 4) devraient fournir l'opportunité de confirmer les bases de dimensionnement des lits de séchage plantés de roseaux, calculées sur les flux de MES des boues primaires de MV traitées par voie physico-chimique. Ils permettront aussi

de vérifier l'absence de contre-indications qui pourraient venir de :

- l'hygroscopicité des boues ayant préalablement subi un traitement physico-chimique qui ne leur permettrait pas d'atteindre des taux de siccité élevés au risque d'interférer avec le point suivant ;
- une phytotoxicité potentielle liée, notamment à des concentrations en sels trop élevées ou à leur bio-disponibilité réduite du fait du caractère anaérobie du produit, pouvant gêner l'alimentation et donc le développement des roseaux.

EN STATION D'ÉPURATION D'EAUX USÉES

Comme pour les matières de vidange brutes, le traitement secondaire du filtrat primaire sera de préférence réalisé dans des stations de type « boues activées en aération prolongée » qui sont seules capables de satisfaire à des exigences élevées vis-à-vis des composés azotés.

Toutefois, les capacités d'accueil de filtrat primaire sont évidemment influencées par l'aptitude du milieu naturel à accepter des rejets de station riches en azote ammoniacal.

Si tel n'est pas le cas, la puissance d'aération indispensable à toute nitrification est bien sûr un facteur clef sachant que l'adaptation des temps d'aération devra conjointement s'accompagner de plages d'arrêt adéquates à l'obtention d'une dénitrification conséquente dans le bassin d'aération pour éviter les problèmes de remontées de boues en décantation secondaire.

Sur la base de l'expérience acquise à Athée-sur-Cher, il semble que le traitement des filtrats soit envisageable jusqu'à une taille de station de 2000 EH et dans des conditions identiques à celles envisagées pour les matières de vidange brutes : station recevant 80 % de sa charge organique nominale sous forme d'eaux usées domestiques et admission préférentielle du filtrat primaire en période nocturne.

Une approche par le calcul de la satisfaction des besoins en oxygène nécessaires à l'obtention d'un bon niveau de traitement de l'azote réduit (effluent $< 10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ en N-NH_4^+) montre que le flux admissible de filtrat ayant des caractéristiques comparables à celles du tableau 5 et arrondies dans la conclusion partielle p. 24 ne doit pas excéder $12 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$.

Il est vraisemblable qu'apparaisse conjointement une légère dégradation des performances de la station en DCO et NTK liée au rejet de « talons durs » de matière organique non biodégradable mais son incidence sur la qualité du milieu naturel devrait être négligeable.

Par temps sec, cette station ne recevrait donc qu'à peine 85 % de sa charge hydraulique nominale, son raccordement à un réseau séparatif drainant qui recueillerait en permanence une partie d'eaux parasites claires ne constituerait donc pas un inconvénient majeur.

Une approche plus fine et, certainement encore plus limitative, est nécessaire pour le raccordement à un réseau unitaire.

EN SITES SPÉCIFIQUEMENT DÉDIÉS AUX MATIÈRES DE VIDANGE

Ces sites ont été créés pour équiper des zones du département où il n'existait pas de station d'épuration pour recevoir aussi bien des matières de vidange brutes que celles ayant subi un traitement primaire. Deux sites expérimentaux ont ainsi vu le jour et leur suivi est exposé dans les chapitres suivants (voir chapitre 4).



Photo 4 – Lits de séchage plantés de roseaux pour matières de vidange floculées, en cours d'installation à Athée-sur-Cher



LA STRATÉGIE ADOPTÉE

Le schéma départemental a été adopté par le Conseil général le 23 septembre 1991, il prévoit la mise à la disposition des entreprises de vidange, organisées en GIE, des sites de traitement répartis sur tout le département.

L'établissement de ce schéma résulte de nombreuses contraintes. Le rayon d'action autour de chaque site doit être tel qu'il lui assure un fonctionnement à hauteur de sa capacité nominale, sans dépasser une certaine distance, dite économique (environ 15 kilomètres), pour éviter aux entreprises d'avoir des trajets longs pour dépoter. De plus, il convient de vérifier l'absence de redondance entre les secteurs desservis par les sites ainsi définis.

Le choix technique a permis de concilier au mieux ces contraintes, car il s'est orienté vers les stations d'épuration d'eaux usées existantes sous-chargées, auxquelles on a ajouté, si nécessaire, des équipements pour traiter ce flux de pollution. En effet, ces sites sont suffisamment dispersés et répartis de façon

homogène pour desservir toute la population concernée du département.

Dans deux secteurs, insuffisamment couverts au nord et au sud du département, des équipements spécifiquement dédiés au traitement des matières de vidange ont été mis en place à titre expérimental. L'analyse de leur fonctionnement constitue d'ailleurs l'essentiel de ce rapport (voir chapitre 4).

LES SITES RETENUS

Parmi le parc de stations affectées au traitement des matières de vidange domestiques, on distingue deux catégories :

- a) stations dont la capacité nominale est supérieure à 10 000 EH

Les matières de vidange y sont réceptionnées pendant la journée dans une cuve de stockage ; la nuit, quand les apports du réseau sont les plus faibles, les matières de vidange sont injectées à faible débit dans la filière « eau » de la station (en amont des pré-traitements), à raison de 12 à 20 m³/jour.

Cinq stations sont déjà équipées à savoir : *Tours, Loches, Amboise, Chinon et Châteaurenault*, un autre site reste à équiper.



b) stations dont la capacité nominale est inférieure à 10 000 EH

Lorsque la proportion de matières de vidange devient trop importante par rapport à la charge apportée par l'effluent issu du réseau d'assainissement, les matières de vidange doivent au préalable être traitées par voie physico-chimique.

À l'aide d'une machine mobile, le traitement primaire préalable les sépare en deux phases.

➤ Les boues (pouvant servir d'amendement organique en agriculture, sous réserve qu'elles satisfassent aux contraintes imposées par le plan d'épandage). Rappelons que les matières de vidange sont assimilées aux boues issues de stations d'épuration (décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997) et que l'article 9 de l'arrêté du 8 janvier 1998 fixe les prescriptions techniques applicables aux épandages de matières de vidange sur les sols agricoles.

➤ La phase liquide, ainsi débarrassée de la plus grosse part de la pollution initiale et pouvant de ce fait être admise dans la station, sans risquer de mettre en péril son fonctionnement.

Deux sites ont été équipés : *Athée-sur-Cher* et *Descartes*,

Un site reste à réaliser : *Langeais*.

NB : le site d'Athée-sur-Cher est aujourd'hui modifié comme décrit ci-après : le pré-traitement n'est plus assuré par la machine mobile. Il est désormais réalisé par une installation à poste fixe, ce qui permet son déclenchement automatique et évite ainsi l'engorgement du site (cuvé de réception pleine à l'arrivée d'un vidangeur).

La séparation des boues et de la phase liquide se fait directement dans des lits plantés de roseaux dans lesquels les matières de vidange floculées sont envoyées (voir photo 4, p. 29).

c) Enfin, en l'absence de station d'épuration disponible, deux sites spécifiques, à vocation expérimentale, de traitement des matières de vidange ont été réalisés :

La Celle-Guénand (lagunage naturel aménagé) et *Beaumont-la-Ronce* (filtration sur sable gravier).

Les matières de vidange sont dépotées sur les sites où elles subissent un traitement primaire soit à poste fixe (Beaumont-la-Ronce) soit par unité mobile de séparation de phase (La Celle-Guénand).

CONTRÔLES D'ACCÈS AUX SITES

Dans le cadre d'une mise à niveau des sites de dépotage depuis l'instauration de la redevance, l'accès par les entreprises de vidange peut se faire à toute heure, et ce en l'absence de préposé, le camion de vidange ne pénétrant pas à l'intérieur du site. Cela a été rendu possible grâce à la mise en place d'un système standard de contrôle d'accès (avec possibilité d'interrogation à distance) dont le rôle est :

1) l'identification de l'entreprise par lecture d'un badge introduit dans le lecteur de badges, le badge étant gardé captif à l'intérieur du lecteur jusqu'à la phase 5 ci-après ;

2) l'enregistrement du groupe date/heure ;

3) la mesure du niveau dans la bache avant dépotage (au moyen d'une sonde à ultrasons installée au centre de la dalle de couverture de la bache) ;

4) l'ouverture de la trappe d'accès à la vanne de dépotage ;

5) la restitution du badge après fermeture de la trappe de vidange ;

6) la mesure et l'enregistrement du niveau dans la bache après dépotage.

Dans un proche avenir, se mettront progressivement en place les deux points suivants :

7) le déclenchement de l'agitateur pour homogénéisation du contenu de la bache avant prélèvement ;

8) la prise d'un échantillon et sa conservation pendant une semaine.

Cette prise d'échantillon permet, en cas de problème sur la station, de faire la part des responsabilités, du réseau ou des matières de vidange. Ce n'est que dans ce cas que les échantillons font l'objet d'analyses.

Des cas de dysfonctionnements (blocages intempestifs des portillons d'accès, récupéra-

tion impossible du badge notamment en cas de témoins d'inaccessibilité en panne [pour causes diverses : saturation du site, incident momentané, ...] sont toutefois signalés épisodiquement. Ces incidents, inhérents à toute technique, même élaborée avec un souci de robustesse et fiabilité, sont les manifestations du vieillissement du système. Il devrait aujourd'hui évoluer au regard des progrès de l'électronique et la mise en place de la redondance en fournit l'opportunité.

NB : le même système de contrôle peut en plus de l'accès à la vanne de dépotage, donner accès à une prise d'eau sur le réseau AEP. Dans ce cas, tout autre accès (bouche d'incendie, par exemple) est interdit. Sur le territoire du Grand Lyon, certains exploitants ouvrent leur réseau aux vidangeurs moyennant un forfait tarifaire.

Il est envisagé d'utiliser la puce du badge magnétique, pour enregistrer lors des interventions de vidange, la provenance des matières et la quantité extraite ; ces renseignements lus en station lors du dépotage, assureraient la traçabilité des apports et contribueraient au contrôle de l'entretien des installations d'assainissement non collectif.

Si le succès d'une telle démarche est certes soumis au dialogue et à une volonté partagée des acteurs, un autre élément, établi en concertation et géré par le GIE, y contribue également en Indre-et-Loire.

Il s'agit d'un carnet à souches de quatre feuillets auto-calques numérotés, remis au vidangeur qui doit le remplir lors de son passage chez un usager assainissement non collectif. Mentionnant l'entreprise de vidange, le nom de l'usager*, la commune, le volume prélevé, la date ainsi que le lieu de dépôt envisagé, il accompagne les diverses étapes de la procédure et doit aussi contribuer à la traçabilité des opérations. Il comporte :

➤ un feuillet *blanc* pour le client et remis à celui-ci sur place. Il attestera, avec la facture, que l'entretien de l'installation a été réalisé ;

* Informations différenciées selon les feuillets (voir ci-après).

➤ un feuillet *vert* pour la station de dépotage. En l'absence du préposé, il est déposé dans une boîte à lettres prévue à cet effet et est récupéré par l'exploitant du site de traitement. En vertu de recommandations de la CNIL (Commission nationale informatique et libertés), ce feuillet ne comporte pas le nom du particulier chez qui a eu lieu la vidange mais uniquement la commune, la date et l'heure, le volume prélevé et l'indication du site de traitement. Ce feuillet peut aussi être transmis au SATESE ;

➤ un feuillet *rose* pour l'établissement de la facture au particulier, conservé par le vidangeur. Rappelons que cette facture ne comprend plus que la seule prestation d'enlèvement et transport des matières de vidange ;

➤ un feuillet *jaune* restant sur la souche, conservé par l'entreprise.

Au Grand Lyon, un carnet multi-feuillets a également été mis en place et étendu à toute la région *Rhône-Alpes*. Il porte le nom de « bordereau d'identification et de suivi des sous-produits liquides de l'assainissement », sa conception est inspirée de celle des « bordereaux d'identification et de suivi des déchets industriels » (BSDI). Le verso des feuillets comporte des indications réglementaires sur le traitement des déchets et un rappel de consignes pour garantir la traçabilité de ces sous-produits. Dans le cas du Grand Lyon, le 3^e exemplaire est envoyé par le vidangeur à son client. Joint à la facture, il atteste de la bonne réception du produit par la station d'épuration. La station se réserve le droit de vérifier auprès du producteur (client) que cette procédure est bien respectée.



Photo 5 – Contrôle d'accès aux sites de dépotage en Indre-et-Loire

LE PREMIER MODE DE FINANCEMENT

De janvier 1992 à décembre 2000, c'est la profession des vidangeurs, regroupés en GIE, qui a assuré le financement du traitement des matières de vidange, avec une péréquation des coûts à l'échelle départementale, de façon à gommer les différences de prix de revient entre les différents sites. Le GIE assurait le remboursement des frais financiers induits par le montant de l'investissement restant à la charge des collectivités locales propriétaires des installations (ces dernières sont subventionnées à hauteur de 75 %), ainsi que les frais d'exploitation. Les fonds du GIE provenaient des cotisations perçues auprès des entreprises, qui répercutaient celles-ci à leurs clients, à raison de **60 à 70 F HT m⁻³ en 2000 [9,15 à 10,67 € m⁻³]** de matières de vidange collectées (soit pour la vidange d'une fosse de 3 m³ tous les trois ans, un surcoût de **9,15 à 10,67 € HT an⁻¹ [60 à 70 F HT · an⁻¹]**).

L'INSTAURATION DE LA REDEVANCE

Partant du constat d'échec de ce mode de financement (Alexandre *et al.*, 2001) et devant les risques réels de remises en question d'un travail d'années d'organisation progressivement mis en place depuis des années (non-paiement des cotisations dues, entre autres, à une érosion de la clientèle et impossibilité pour le GIE de payer les factures émises par les gestionnaires des sites), la DDASS a entamé une démarche de mobilisation générale des acteurs locaux autour de ce qu'elle estime être la seule issue possible pour sauvegarder le système en place : **l'instauration d'une redevance** au 1^{er} janvier 2001 à l'échelle du département, payée par les particuliers relevant de l'assainissement non collectif pour financer les coûts de traitement des matières de vidange.

Rappelons que la circulaire du 23 février 1978 se réfère à la loi de 1975 comme « base d'actions réglementaires nouvelles pour l'amélioration des conditions d'élimination de

cette catégorie particulière de déchets ». Dans le département d'Indre-et-Loire, le schéma d'élimination des matières de vidange a été intégré il y a quelques années au plan départemental d'élimination des déchets ménagers (DM) et assimilés. De ce fait, les dispositions du schéma sont devenues opposables aux acteurs publics, et notamment l'équipement des sites pour le traitement des matières de vidange. Il appartient alors aux collectivités locales de prendre toutes dispositions pour faire traiter le déchet ménager assimilé que sont les matières de vidange dans les sites prévus à cet effet, dans le cadre du schéma départemental d'élimination des matières de vidange. Dès lors le traitement des matières de vidange est véritablement hissé au rang de « service public » .

Le raisonnement se fait en parallèle entre la loi de 1975 sur les déchets et la loi sur l'eau de 1992. En assimilant les matières de vidange aux déchets pris en compte dans les plans départementaux d'élimination des déchets ménagers et assimilés, les matières de vidange sont considérées comme des DM dont l'élimination est de la compétence obligatoire des collectivités. Avec la loi sur l'eau, la compétence des collectivités en matière d'assainissement non collectif a été arrêtée au contrôle des installations, laissant l'entretien (c'est-à-dire la collecte des matières de vidange) non obligatoire [Notons toutefois que l'un des volets du contrôle consiste à vérifier que les installations d'assainissement non collectif sont bien entretenues et donc vidangées périodiquement]. Partant de ces deux cadres réglementaires, il a alors été établi une jonction en définissant le traitement comme une compétence obligatoire des collectivités au sens de la loi de 1975, mais laissant la collecte non obligatoire selon la loi sur l'eau.

La mise en route du principe de la redevance date de mars 1999 après l'approbation par tous les acteurs locaux, réunis pour débattre du projet : représentants du conseil général, des professionnels vidangeurs, des consommateurs, des collectivités locales, chambre d'agriculture, gestionnaires de STEP, trésorerie générale et représentant des collectivités.

La redevance a été instituée par circulaire du préfet en date du 12 novembre 1999, incitant les communes à délibérer en ce sens.

La plupart des collectivités ont transféré la compétence relative à la gestion financière du traitement des matières de vidange au SATESE d'Indre-et-Loire afin qu'il soit destinataire du produit de la redevance collectée par ces collectivités (en Indre-et-Loire, la compétence du SATESE a été étendue depuis le

1^{er} janvier 1998 au contrôle des installations neuves d'assainissement non collectif en plus de sa compétence initiale d'aide technique aux collectivités pour le suivi des STEP). Deux sites qui appartenaient au GIE ont été rétrocédés aux collectivités locales alors que l'unité mobile de traitement primaire a été rétrocédée au prestataire de services pour le compte des collectivités locales (communes, groupements de communes ou syndicats).

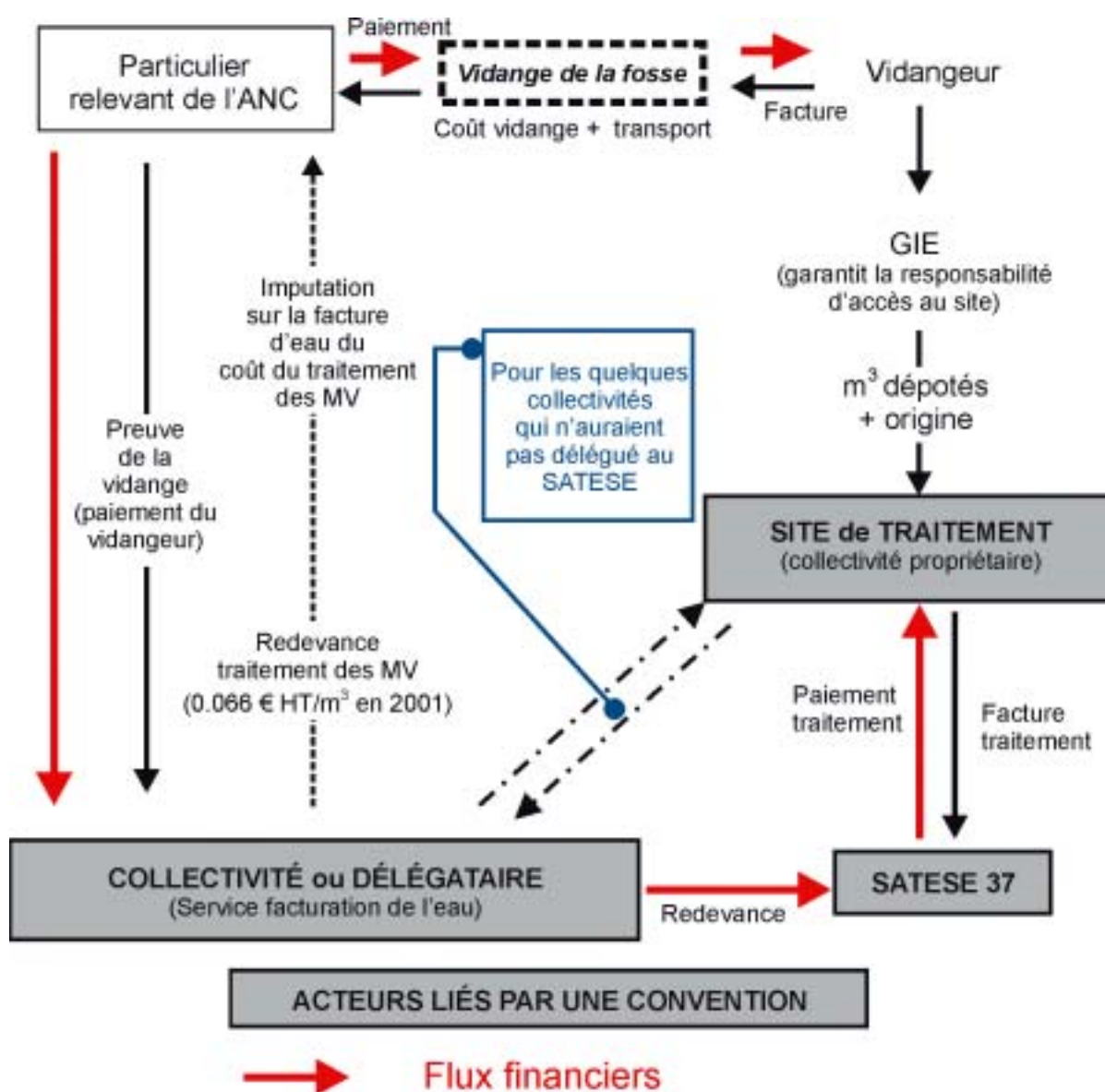


Figure 6 – Gestion financière du traitement des matières de vidange en Indre-et-Loire (en vigueur depuis le 1^{er} janvier 2001)

Les **avantages** déclarés de cette orientation pour le schéma en Indre-et-Loire sont les suivants.

➤ Le financement du traitement des matières de vidange par une redevance va permettre de **sécuriser** la rentrée des fonds nécessaires au fonctionnement des sites de traitement **tout en assurant la péréquation des coûts** différents entre traitement direct en grosse station [moins coûteux] et celui de la réception en petites stations ou sites spécialisés dont les coûts de traitement sont nécessairement plus élevés. La notion de service rendu inhérente à l'application d'une redevance suppose que le traitement des matières de vidange soit possible sur tout le département, **objectif reconnu comme déjà atteint par la profession, même s'il reste deux sites à équiper dans le cadre du plan départemental, sur les dix prévus.**

➤ La mise en place d'un service public va impliquer **l'égalité de tous les usagers face au service**, et permettre de répartir équitablement les coûts de traitement sur tous les particuliers relevant de l'assainissement non collectif, ce qui n'était pas possible dans l'organisation précédente, où seulement 2/3 des particuliers supportaient les coûts. Cette particularité venait du fait qu'avant la mise en place de la redevance, le financement était assuré par les vidangeurs qui faisaient payer le traitement à leurs clients, soit une proportion approximative de 2/3 de ceux possédant un assainissement non collectif. La condition de continuité du service est remplie grâce à la possibilité d'accès aux sites de traitement 24h/24 pour les vidangeurs.

➤ Le financement du traitement ne transitera plus par les vidangeurs, et les pratiques nuisant à l'équilibre financier disparaîtront.

➤ **Le dépotage en STEP sera gratuit**, ce qui devrait inciter les vidangeurs à utiliser les sites.

INCIDENCE SUR LE PRIX DE L'EAU

La **facture d'eau** est utilisée comme support de la redevance. Celle-ci est basée sur le volume d'eau domestique consommée (hors autres usages : agricole, artisanaux ou industriels) sauf pour les rares particuliers n'adhérant

pas au service d'eau potable, pour lesquels la redevance est forfaitaire. Le budget du traitement des matières de vidange avoisinait en 1999 la somme de deux millions de francs hors taxes, alors que la consommation d'eau de la population relevant de l'assainissement non collectif (env. 112 000 habitants) totalisait $4\,888\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$ sur la base de 120 m^3 annuels consommés par foyer.

l'incidence de la redevance sur le prix de l'eau est alors de l'ordre de **0,43 F HT par m³ [0,0655 € par m³ d'eau potable]** pour le traitement des matières de vidange auxquels il faut ajouter **24,50 F [3,74 € an⁻¹]** de coût de facturation annuel (exigé par les délégataires dans le cadre d'une péréquation départementale), soit pour un abonné consommant $120 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$, un coût total de **76,10 F HT · an⁻¹ (11,60 € HT · an⁻¹)**, somme peu différente de celle due avant l'instauration de la redevance (60 à 70 F HT par m³ de matières de vidange, soit environ 9,15 à 10,65 €, cf. p. 34).

Mais il s'agit là d'un calcul provisoire, le prix réel devra aussi tenir compte de l'évolution du nombre d'usagers non raccordés, du nombre et de l'équipement des sites qui seront au nombre de dix à terme.

LES MODALITÉS D'ÉTABLISSEMENT DES COÛTS DE TRAITEMENT

Pour expliquer ces modalités, nous prendrons l'exemple d'un site de traitement des matières de vidange en station d'une capacité supérieure à 10 000 EH (pour transposer dans le cas d'une station nécessitant un traitement primaire préalable, il faudrait tenir compte de la composition de l'effluent après ce traitement et rajouter son coût).

En respectant une charge n'excédant pas respectivement 3 % des flux en hydraulique et 10 % en organique, le calcul prend en compte :

- la totalité des charges liées aux équipements propres aux matières de vidange ;
- la ventilation d'une partie des charges de traitement en station d'épuration, en fonction de critères de répartition comme illustré dans les tableaux ci-après.

CALCUL DE L'ANNUITÉ D'EMPRUNT LIÉE AUX OUVRAGES DE LA STEP SPÉCIFIQUES AUX MATIÈRES DE VIDANGE

Le coût d'investissement pour ces ouvrages est détaillé dans le tableau suivant. Le montant total s'élève à environ 108 200 € HT. Le taux de subvention étant de 75 %, l'annuité de l'emprunt finançant la part restant à la charge du maître d'ouvrage s'élève à 15 670 F ou 2 389 € (avec un taux de 3,75 % sur une durée de 15 ans).

Installations	Coûts hors taxe du génie civil (euros HT)	Coûts hors taxés des équipements électromécaniques (euros HT)
Dégrillage	1 357 €	6 098 €
Cuve de stockage	21 495 €	2 744 €
Agitateur	– €	5 641 €
Pompes de reprise	3 079 €	5 641 €
Alimentation en eau potable	4 573 €	– €
Récupération eaux d'égoutture	1 220 €	– €
Voirie	11 129 €	– €
Bordure de caniveaux	3 811 €	– €
Évacuation des eaux pluviales	1 677 €	– €
Clôture	1 372 €	– €
Plantations	915 €	– €
Système de contrôle d'accès	– €	33 539 €
TOTAL (euros HT)	52 168 €	55 949 €

Tableau 14 – Coûts d'investissement des ouvrages spécifiques aux matières de vidange

CALCUL DES FRAIS LIÉS À LA RÉCEPTION ET AU STOCKAGE DES MATIÈRES DE VIDANGE

On considérera que toutes les charges sont fixes, elles peuvent se décomposer comme suit sur la base de 200 jours ouvrés par an :

• Main-d'œuvre

Ce poste comprend : le nettoyage du site et du dégrilleur, le contrôle du fonctionnement des divers organes, le dépouillement des listings de contrôle d'accès et des interventions légères.

Critère	Données	Total
Heures travaillées (Nb. par an)	70	
Coût horaire (€ HT)	21,34	
		1 494,00 € HT

• Électricité

Ce poste comprend : pompe de transfert (2,0 kW, 1,5 h par jour), agitateur (2,25 kW, 3 h par jour) et dégrillage (0,5 kW, 0,5 h par jour).

Critère	Données	Total
Consommation (kWh par an)	2 000	
Coût kWh (€ HT)	0,068	
		1 36,59 € HT

- **Curage de la bâche**

Critère	Données	Total
Curage (Nb par an)	2	
Coût (€ HT)	304,89	
		609,80 € HT

- **Entretien de l'appareillage électromécanique tournant**

L'entretien de l'appareillage électromécanique (agitateur + pompes + dégrillage) est à la charge du fermier.

Critère	Données	Total
Capital investi (€ HT)	17 379,18	
Pourcentage appliqué	5 %	
		868,96 € HT

- **Frais de structure ou charges locales**

Ils se montent à 25 % des rubriques chiffrées précédemment.

Critère	Données	Total
Total des charges (€ HT)	3 109,35	
Pourcentage appliqué	25 %	
		777,34 € HT

- **Amortissement de l'appareillage électromécanique**

Il se monte à 7 % du montant du coût d'investissement de l'appareillage électromécanique.

Critère	Données	Total
Capital investi (€ HT)	55 949	
Pourcentage appliqué	7 %	
		3 916,42 € HT

Total des charges liées à la réception et au stockage des MV 7 803,10 € HT · an⁻¹

CALCUL DES FRAIS LIÉS AU TRAITEMENT DES MATIÈRES DE VIDANGE

a) Les charges fixes

Le traitement des matières de vidange en station d'épuration entraîne la ventilation d'une partie des frais fixes constatés, au prorata de la pollution induite par les matières de vidange.

Critère	Données	Total
Montant frais fixes (€ HT)	83 999,41	
Rapport des capacités	3,6 %*	
		3 023,98 € HT · an ⁻¹

* Nota : ces valeurs sont indicatives d'un site d'Indre-et-Loire. La clé de répartition est le rapport de la capacité d'accueil des matières de vidange exprimée en Équivalent Habitant (sachant que 1 m³ matières de vidange par jour est estimé correspondre à 80 EH) et de la capacité nominale de la station. Lorsque des mesures peuvent être pratiquées pour estimer les charges réelles apportées respectivement par les eaux usées et les matières de vidange, il convient bien sûr de calculer la clé de répartition des frais fixes sur cette base.

b) Les charges proportionnelles

• **Abattement de la DBO₅**

On répartit le coût de la consommation électrique au prorata de la charge éliminée en DBO₅ issue des matières de vidange

Critère	Données	Total
Teneur en DBO ₅ (kg · m ⁻³ de MV)	5**	
Consommation (kWh · kg ⁻¹ DBO ₅ éliminée)	2,5	
Coût du kWh (€ HT)	0,068	
Taux d'élimination	80 %	
		0.68 € HT · m ⁻³ de MV

• **Déphosphatation**

En « zone sensible » (bassin de la Loire, en amont de sa confluence avec l'Indre, arrêté du 31/08/1999), on applique aux matières de vidange le coût de l'élimination du phosphore constaté sur la station.

Critère	Données	Total
Consommation de réactif (kg · kg ⁻¹ de PT)	19,2 (pour un rapport molaire Fe/P de 1,5)	
Teneur en PT (kg · m ⁻³ de MV)	0,2***	
Coût du réactif (€ HT · kg ⁻¹)	0,122	
		0,47 € HT · m ⁻³ de MV

• **Traitement des boues de la STEP**

On applique le coût du traitement constaté sur la station.

Critère	Données	Total
Production de MS (kg · m ⁻³)	17***	
Coût de traitement (€ HT · kg ⁻¹ MS)	0,082	
Déphosphatation (+ 25 %)	125 %	
		1,75 € HT · m ⁻³ de MV

** Valeur pouvant être retenue au regard de la variabilité de la fourchette présentée dans le tableau 2.

*** Valeurs extraites du même tableau.

• **Élimination des boues en agriculture**

On utilise la production de boues calculée précédemment.

Critère	Données	Total
Production de MS (kg · m ⁻³ de MV)	21,25 (= 17 x 1,25 pour déphosphatation)	
Coût d'élimination (€ HT · kg ⁻¹ MS)	0,091	
		1,94 € HT · m ⁻³ de MV

- **Frais de structure**

Les frais de structure représentent 25 % du total des charges proportionnelles.

Critère	Données	Total
Total charges proportionnelles	4,84 € (addition des rubriques précédentes)	
Pourcentage appliqué	25 %	
		1,21 € HT · m ⁻³ de MV
Total des charges proportionnelles liées au traitement :		6,05 € HT · m⁻³ de MV

RÉCAPITULATIF

Le récapitulatif de l'ensemble des frais occasionnés par l'élimination des matières de vidange est le suivant :

Montant des charges fixes	Montant des charges proportionnelles
13 216 € HT · an ⁻¹	6,05 € HT · m ⁻³ de matières de vidange

Lors de la rédaction de ce document (2001-2002), l'Indre-et-Loire était le seul département à avoir instauré un tel système de redevance, d'autres vont probablement l'imiter, mais en l'absence de suivi centralisé, un recensement et une capitalisation des expériences n'est pas assurée.

INSTALLATIONS EXPÉRIMENTALES DE TRAITEMENT DES FILTRATS EN INDRE-ET-LOIRE

BASES DE DIMENSIONNEMENT

La conception de cette installation a été réalisée en février 1993 sur le modèle d'une succession de six bassins totalisant une surface de 1 410 m² pour un volume global de 1 260 m³, prévu pour assurer un temps de séjour de six mois à un flux de 50 m³ par semaine, de filtrat de matières de vidange ayant préalablement subi un traitement primaire physico-chimique.

Ce filtrat primaire était supposé avoir une concentration en DBO₅ comprise entre 300 et 800 mg · l⁻¹, une DCO d'environ 2000 mg · l⁻¹ ainsi qu'une concentration en sels ammoniacaux pouvant évoluer entre 400 et 600 mg · l⁻¹.

Parmi ces diverses caractéristiques, seule la valeur haute de la DBO₅ [800 mg · l⁻¹], était prise en compte, ce qui correspondait à une charge spécifique de 4,8 g de DBO₅ · m⁻² · j⁻¹, tout à fait comparable aux bases de dimensionnement du lagunage naturel de l'époque (10 m² de plans d'eau par équivalent-habitant).



Prenant en considération les caractères septiques et chargés en sels ammoniacaux du filtrat primaire, a priori défavorables à ce type de traitement pour lequel les conditions d'aération ne peuvent être maîtrisées, l'installation de La Celle-Guénand se singularisait par son premier bassin conçu avec une profondeur maximale de 0,6 m, une forme quasi carrée et un temps de séjour de 50 jours. Ces choix devaient globalement :

- favoriser l'activité photosynthétique des algues sur toute l'épaisseur de la colonne d'eau ;
- tirer parti des phénomènes de brassage occasionnés par le vent et prévenir la stratification thermique ;
- maximiser les échanges diffusifs à l'interface air-eau.

Les cinq bassins suivants, globalement dimensionnés pour un temps de séjour hydraulique de 25 jours chacun, devaient compléter le traitement. Ce fractionnement en six bassins devait stimuler le développement de communautés trophiques différenciées supposées favoriser le traitement, sachant que, de façon pragmatique, la configuration finale serait calée en fonction des résultats obtenus.

En l'absence d'une prise en compte précise des facteurs climatiques (précipitations et évaporation) qui devaient approximativement s'équilibrer à l'échelle de l'année, une attention particulière était portée à l'étanchéité des ouvrages.

DESCRIPTION ET MODIFICATIONS APPORTÉES À L'INSTALLATION

Entièrement étanchés avec une géomembrane de type bitumineux et mis en eau avec de l'eau claire courant 1995, les bassins ne sont pas tous utilisés pour le traitement des matières de vidange.

En effet, face à la lente montée en charge de l'installation et au besoin de traiter les lixiviats de la décharge d'ordures ménagères du SICTOM (Syndicat Intercommunal de Traitement des Ordures Ménagères) du Sud-Lochois, la DDASS et l'exploitant sont rapidement convenus de réserver une partie des ouvrages au

traitement des lixiviats. L'ensemble des bassins a reçu, de décembre 1995 à septembre 1996, un mélange de filtrat primaire et de lixiviats de décharge provenant du bassin encore aujourd'hui réservé à ces derniers.

Le bassin situé juste à l'amont du rejet en milieu naturel, via un fossé de plusieurs kilomètres, reçoit le mélange sortant du bassin 4 et de celui des lixiviats (voir figure 7).

Les surfaces et volumes en jeu pour le traitement du filtrat primaire sont donc respectivement les suivants :

	Surface au plan d'eau (m ²)	Volume (m ³)
Bassin 1	653	336
Bassin 2	164	139
Bassin 3	185	159
Bassin 4	185	159
TOTAL	1187	793

Tableau 15 – Caractéristiques des lagunes à La Celle-Guénand

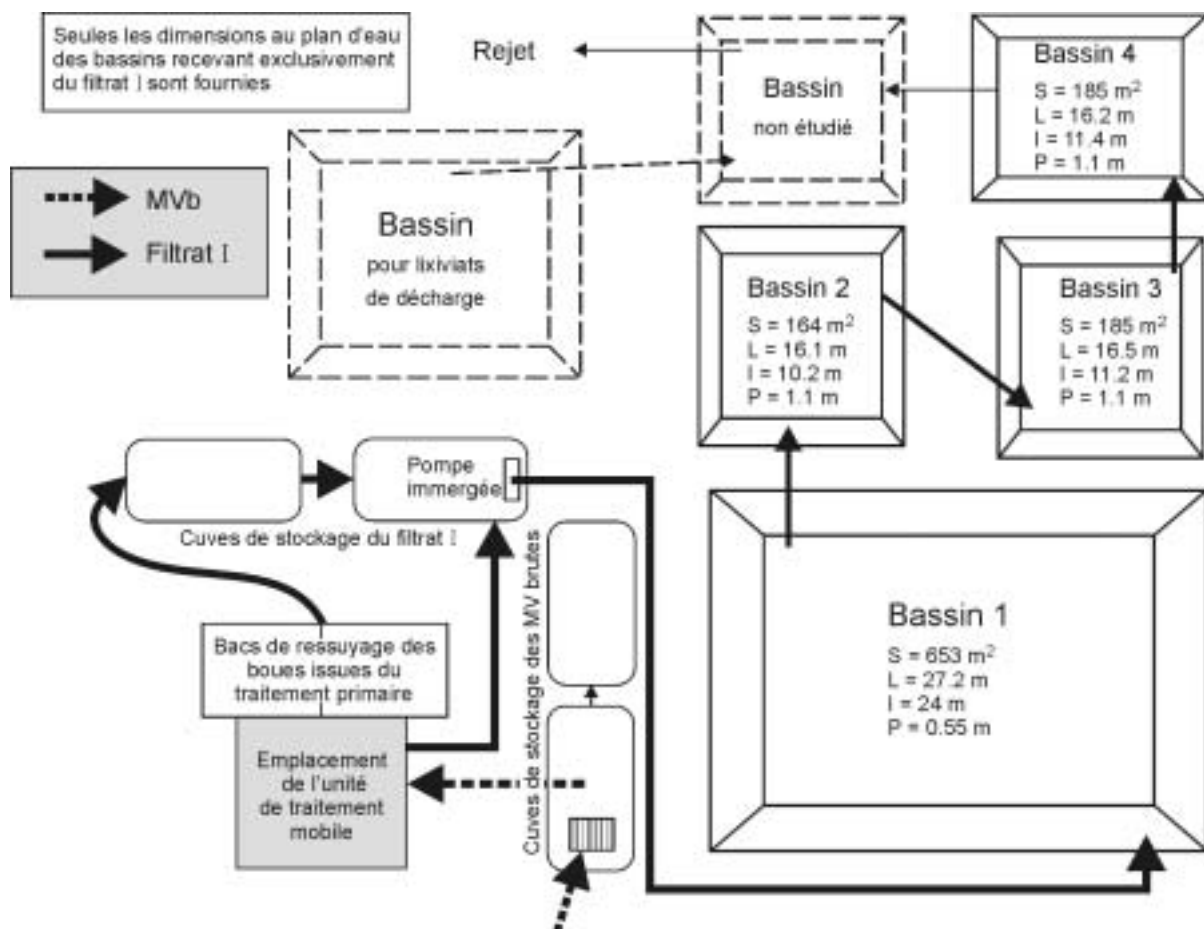


Figure 7 – Plan général de l'installation de La Celle-Guénand

La communication entre chaque bassin est réalisée par des tubes PVC de 160 mm de diamètre qui se terminent par un coude siphonide plongeant à une dizaine de centimètres sous la surface en sortie des bassins 1, 2, 3 et 4.

PROTOCOLE DES MESURES

SUIVI DE LA QUALITÉ PHYSICO-CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DE LA FILIÈRE DE TRAITEMENT

Des prélèvements effectués à la sortie de chaque bassin alternativement par la DDASS et le SATESE permettent de suivre à une fréquence approximativement hebdomadaire, la qualité physico-chimique de l'eau le long de la filière de traitement.

La DDASS a prélevé à la sortie des bassins 1, 2 et 3 (analyses DCO, DCO_f, MES, NH₄⁺) de novembre 99 jusqu'à fin septembre 2000, alors que le SATESE a prélevé mensuellement à la sortie de chaque bassin pour analyse de DCO_b, DCO_f, MES, NTK, NH₄⁺ sur toute l'année 2000. À ces résultats s'ajoutent ceux de deux campagnes de mesures plus poussées effectuées par le Cemagref début décembre 99 et fin mars 2000.

Des prélèvements mensuels spécialement réalisés par le SATESE et conservés dans du formol, à la sortie de chaque bassin, ont servi à l'observation phytoplanctonique et à l'estimation de la densité algale entre décembre 99 et juillet 2000. Des mesures de pigments chlorophylliens ont été réalisées, à deux reprises, en hiver (décembre 99) et au printemps (avril 2000).



Photo 6 – Aperçu des installations de traitement primaire à La Celle-Guénand

Quand cela est possible au regard des données collectées et de leur représentativité, les bilans sont établis sur les périodes les plus longues possibles.

CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES

➤ Températures – Pluviométrie – Évaporation

La température sous abri et la pluviométrie sont mesurées directement sur le site d'enfouissement technique lors des jours de présence du personnel à l'aide d'un petit pluviomètre. Une comparaison des précipitations relevées avec des informations journalières provenant de la station météorologique automatique de mesures de Lésigny (86 – située à moins de 15 km au sud-ouest de La Celle-Guénand) permet de tester la validité des mesures sur site.

L'évaporation est établie de deux façons.

- Mesure directe des fluctuations du niveau d'eau sous l'effet cumulé de l'évaporation ou de la pluviométrie dans un bac métallique, dit « bac colorado », de 0,5 m² immergé dans la première lagune.

L'évaluation est basée sur le maintien du niveau de l'eau du bac en enlevant ou rajoutant de l'eau, selon que la pluie ou l'évaporation a prédominé, et à comptabiliser ces volumes entre deux mesures.

- Interrogation des services de Météo-France à la station de Biard (86 – banlieue de Poitiers) située à environ 60 km au sud-ouest de La Celle-Guénand qui ont aimablement accepté de fournir des indications corrélées avec les données de la station de Thuré (86 – nord-ouest de Chatellerault), distante de seulement 35 km du site expérimental. L'évaporation (assimilée à l'ETP plan d'eau) est obtenue en multipliant l'ETP Penman par 1.2.

Compte tenu de la lourdeur des mesures sur le bac colorado, assurées bénévolement par l'exploitant du site du centre d'enfouissement technique, celui-ci n'a été mis en place qu'entre le 10/05/2000 et le 30/10/2000.

Le tableau suivant (en mm · j⁻¹) et la figure 8 révèlent une assez bonne corrélation entre les deux estimations, sachant que le début des

observations sur le bac a été perturbé par une méséteinte passagère sur le suivi (les premières mesures n'ont pas été compensées par un ajout d'eau).

	Bac colorado	Données Météo – France
Moyenne	3.73	3.70
Médiane	3.75	4.3
Ecart Type	2.51	1.53
Nb. Valeurs	22	17

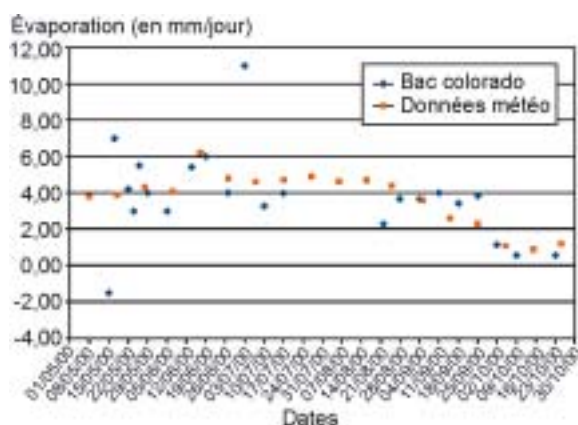


Figure 8 – Évaporation comparée entre relevés du bac colorado sur le site et données calculées par le service de la météo

Pour l'ensemble de la période, nous prenons donc en compte les valeurs décadaires fournies par les services de la météorologie nationale.

BILANS HYDRIQUES

PLUVIOMÉTRIE – ÉVAPORATION

Au cours de l'année 2000, la pluviométrie globale mesurée à La Celle-Guénand s'est élevée à 761 mm. Celle obtenue à Lésigny était de 715 mm, ce faible écart [$< 6,5\%$] témoigne d'une fiabilité satisfaisante des mesures sur site qui seront donc privilégiées.

Pour mieux apprécier les fluctuations respectives de la pluie et de l'évaporation au cours de l'année, cette dernière a été divisée en deux parties : hiver (d'octobre à mars), été (d'avril

à septembre). Les valeurs respectives sont présentées dans le tableau suivant.

	Pluie (en mm)	Évaporation (en mm)
Oct-99 à Dec-99	252	56
Année 2000	761	879
dont hiver : Oct-Déc. 2000 et Janv. – Mars 2000	428	150
dont été : Avril – Sept. 2000	333	728

VOLUMES TRAITÉS

Basés sur les relevés horaires cumulés de la pompe d'alimentation de la première lagune, les volumes mensuels de filtrat primaire admis en traitement secondaire par lagunage se répartissent de la façon suivante.

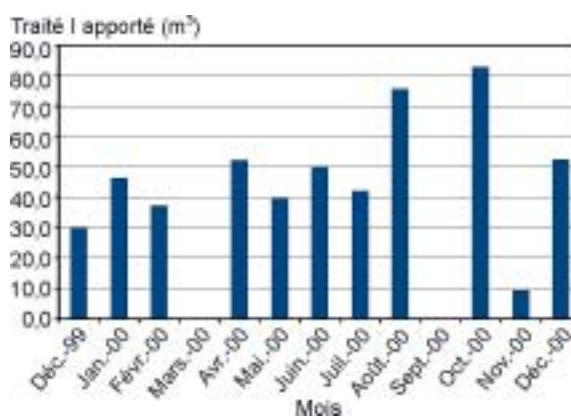


Figure 9 – Apports mensuels à La Celle-Guénand

Aucune matière de vidange n'a été traitée en mars et septembre 2000. Sur l'année le volume total est de 487 m³ (517 m³ sur 13 mois, soit peu ou prou un flux équivalent à 40 m³ par mois) dont 228 m³ en saison hivernale [janvier – mars et octobre – décembre] (47 %) et 259 m³ en saison estivale (avril – septembre). Même dans la configuration réduite actuelle, le temps de séjour hydraulique global représente 1,6 année, soit 19,5 mois.

Par rapport à la charge hydraulique prévue au projet (50 m³/semaine soit 2 500 m³ an⁻¹), si

nous admettons que les bassins 5 et 6 auraient dû être équivalents aux bassins 3 et 4 en surface et volume (comme cela avait été envisagé à la conception, soit respectivement 1 557 m² et 1 111 m³), la configuration actuelle n'autoriserait qu'un temps de séjour de 5,3 mois. On peut donc en conclure que l'installation reçoit 27 % de la charge hydraulique nominale au regard des données de projet.

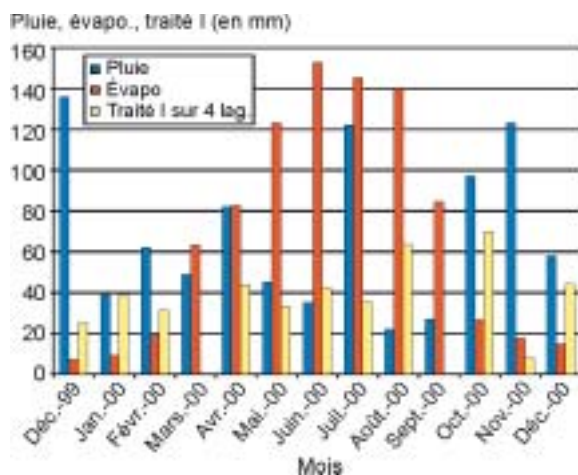


Figure 10 – Évolution mensuelle comparée de la pluie, de l'évaporation et des apports ramenés à la surface globale des quatre bassins alimentés en filtrat primaire

l'incidence des apports (32 à 36 mm par mois en 2000 en hiver et été respectivement) peut être jugée comme relativement peu influente au regard des phénomènes météorologiques. L'évaporation, pourtant faible en hiver équivaut à environ 25 mm par mois en moyenne.

TENEURS EN CHLORURES (TRACEUR)

En l'absence d'un dispositif expérimental permettant de quantifier les flux sortant de chaque bassin et en vue d'analyser aussi précisément que possible l'incidence des facteurs météorologiques sur les concentrations, les chlorures (réputés ne pas intervenir dans les processus biologiques et pouvant, de ce fait, être considérés comme traceurs intégrant simultanément les concentrations et dilutions résultant respectivement de l'évaporation et des précipitations) ont été analysés régulièrement.

(mg/l)	Filtrat I	B1	B2	B3	B4
Moyenne	367	289	241	166	181
Ecart-type	51	70	66	47	107
min.	290	172	118	98	108
Max.	425	435	485	290	510
Nbre. Val	15	24	24	24	12

Tableau 16 – Concentrations en chlorures aux différents points de la filière de traitement

Compte tenu de la faiblesse des volumes apportés qui entraînent des temps de séjour très longs dans les bassins et considérant l'hypothèse d'un flux de type « piston », il est vraisemblable que le 4^e bassin ait été peu concerné par l'incidence des apports pendant la période de mesures, comme le laisse à penser la sensible remontée des concentrations de chlorures à ce niveau. Ceux-ci pourraient être majoritairement le fait du mélange filtrat primaire + lixiviats qui a précédé le suivi.

Dans ces conditions, les performances des trois premiers bassins seront prioritairement examinées.

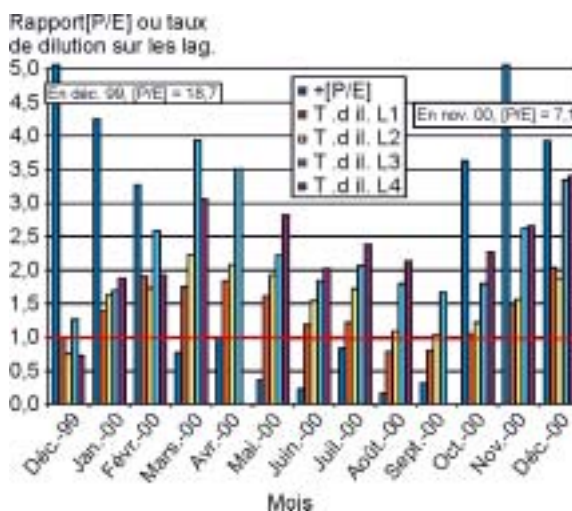


Figure 11 – Évolution comparée du rapport [pluie/évaporation] et des taux de dilution calculés à partir des chlorures

Les concentrations mesurées en sortie de chaque bassin sont évidemment la résultante des phénomènes de dégradation qui se sont produits, d'une part, et, d'autre part, des phénomènes météorologiques intervenus au cours de la

période considérée. Pour mettre en évidence la seule influence du traitement, il convient donc de corriger les concentrations en fonction des taux de dilution ou de concentration. Le taux de dilution est le rapport entre la moyenne annuelle des concentrations du filtrat primaire et celles mensuelles des différents bassins entre décembre 99 et décembre 2000.

On note sur la figure 11 que ce taux est presque toujours supérieur à 1, ce qui conduit à majorer la quasi-totalité des concentrations à l'exception de celles du bassin 1 en août et septembre.

CHARGES REÇUES

FLUCTUATIONS MENSUELLES

Établies à partir des prélèvements réalisés au débouché de la canalisation dans la première lagune et des temps de fonctionnement de la pompe de transfert du filtrat primaire, les charges en DCO, azote réduit [NTK quand ce paramètre a été analysé ou N-NH₄⁺] et DGO* sont présentées dans le tableau suivant.

(Kg mois ⁻¹)	DCO	NTK	DGO
déc-99	36,0	6,0	62,9
janv-00	42,0	13,1	121,0
févr-00	32,2	10,9	81,1
mars-00	0,0	0,0	0,0
avr-00	44,1	20,1	163,3
mai-00	33,9	18,0	114,8
juin-00	37,7	14,6	103,5
juil-00	65,5	18,5	148,6
août-00	45,7	36,4	209,6
sept-00	0,0	0,0	0,0
oct-00	66,2	54,1	321,5
nov-00	8,2	3,6	24,4
déc-00	46,7	20,6	139,4

Tableau 17 – Charges mensuelles reçues à La Celle-Guénand

* DGO [Demande générale en oxygène] = DCO + 4,5 NTK, en admettant que l'oxydation d'un gramme d'azote réduit requiert 4,5 g d'oxygène. Ce paramètre permet d'estimer la quantité totale d'oxygène nécessaire pour dégrader la fraction carbonée de la matière organique et oxyder l'azote réduit.

Ce tableau révèle les importantes variations de charge reçues par l'installation, notamment entre août et décembre 2000, suivant approximativement les fluctuations observées sur les débits. Ne serait-ce qu'entre les deux mois consécutifs d'octobre et novembre 2000 au cours desquels du filtrat primaire a été introduit dans le système, on note un facteur 8 à 15 suivant les paramètres considérés. De telles variations sont évidemment encore amplifiées dès lors que la station ne reçoit rien certains mois. Les répercussions de tels à-coups de charges sur le fonctionnement du système seront analysées ultérieurement notamment sur la première lagune qui les subit de plein fouet en dépit d'un temps de séjour hydraulique élevé : de l'ordre de quatre mois sur la seule base des débits reçus en octobre (82,7 m³).

ESTIMATION MOYENNE PAR RAPPORT À LA CHARGE NOMINALE DE PROJET

En moyenne, ramenées au mois ces valeurs s'établissent respectivement à 35, 18 et 115 kg mois⁻¹ pour la DCO, l'azote Kjeldahl et la DGO.

Si nous admettons un rapport [DCO/DBO₅] de 2, la charge en DBO₅ reçue par l'installation est de 0,49 g DBO₅ m⁻² j⁻¹, soit au regard des 4,8 g prévus à la conception **un taux de charge organique de seulement 10 %**.

La base de calcul initiale ne tient pas compte de la charge importante en azote réduit, nous pouvons cependant tenter de la faire intervenir via la DGO. En considérant qu'un habitant rejette en moyenne 9 g d'azote par jour et 80 g de DCO, la DGO journalière s'établit à 120 g EH⁻¹ j⁻¹ pour 10 m² de plans d'eau, aujourd'hui majorés à 11 m² (Cemagref, 1997).

Le lagunage de La Celle-Guénand reçoit en moyenne 3,8 kg de DGO j⁻¹ pour 1 187 m² de plans d'eau alors qu'il pourrait théoriquement en accepter 13 kg sur la base de 11 m² EH⁻¹.

Dans ces conditions, **en prenant en compte la charge carbonée et celle de l'azote réduit, sous forme de DGO, le taux de charge organique de l'installation atteindrait 29 %**.

En octobre 2000, mois le plus chargé du suivi, la charge moyenne sur la première lagune atteint près de $16,5 \text{ g DGO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$.

Pour compléter cette approche, il a été remarqué lors d'une campagne de mesures que des dépôts de MES s'accumulent dans les cuves de stockage du filtrat primaire (DCO de $2092 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, MES $697 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$). Cette observation est confirmée par le fait que les concentrations mesurées sur les prélèvements arrivant dans la première lagune sont plus faibles que celles des analyses de filtrat primaire sortant de l'unité mobile à La Celle-Guénand (en moyenne sur 11 valeurs : DCO $1460 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, NTK $591 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, N-NH_4^+ $488 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$).

Deux solutions existent pour résoudre ce problème.

- Installation d'un mélangeur dans les cuves de stockage du filtrat primaire dont le fonctionnement serait programmé pour anticiper de quelques minutes la vidange par la pompe alimentant les lagunes dès lors que des poires de niveau l'autoriseraient, de façon à homogénéiser préalablement le contenu des cuves.
- Mise en place d'une unité de traitement primaire à poste fixe dont le fonctionnement serait automatiquement commandé par le niveau dans les cuves de matières de vidange brutes, comme cela est désormais réalisé à Beaumont-la-Ronce et Athée-sur-Cher. Néanmoins, il conviendra de veiller à ne pas générer dans la première lagune des à-coups de charge trop importants, en limitant les apports

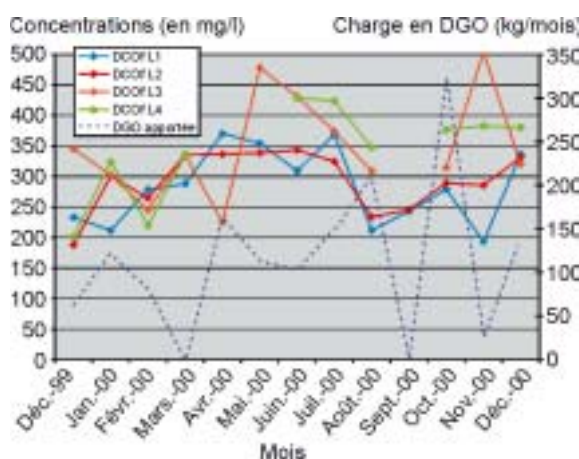


Figure 12 – Évolution des concentrations moyennes mensuelles corrigées en DCO en sortie des quatre lagunes au regard des charges en DGO apportées

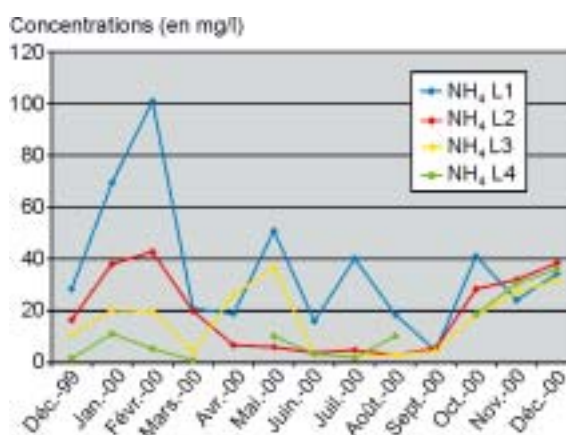
hebdomadaires de filtrat primaire à moins de 10 % du volume de la lagune 1.

QUALITÉ DES EAUX EN SORTIE DE BASSINS ET ABATTEMENTS

FLUCTUATIONS MENSUELLES DES CONCENTRATIONS CORRIGÉES

La qualité des effluents est appréciée à partir des deux paramètres principaux représentatifs de l'épuration biologique DCO [représentative de la fraction carbonée dissoute] et N-NH_4^+ , non influencés par le développement algal qui apporte l'oxygène nécessaire à l'action métabolique des bactéries épuratrices.

Les graphes suivants présentent des moyennes mensuelles calculées à partir des concentrations corrigées par les taux de dilution entrevus précédemment. L'analyse des résultats, dont les concentrations sont, à l'exception des mois d'août et septembre 2000, toujours corrigées à la hausse, est sécuritaire vis-à-vis de l'impact des rejets sur le milieu naturel. La protection de celui-ci est vraisemblablement renforcée en termes de charges effectivement rejetées en saison estivale (au moment où les taux de dilution dans les cours d'eau sont faibles en période d'étiage) en raison de volumes réduits d'effluents sortant de l'installation compte tenu de l'impact élevé de l'évaporation sur des surfaces non négligeables au regard des volumes traités.



Figures 13 – Évolution des concentrations moyennes mensuelles corrigées en N-NH_4^+ en sortie des quatre lagunes de la Celle-Guénand

Concernant la DCO_f, au regard des valeurs du filtrat primaire proches de 1 000 mg · l⁻¹ en moyenne, on note que l'essentiel du traitement s'effectue dans la première lagune. Les pointes de concentrations corrigées se situent logiquement en saison estivale lorsque l'évaporation est élevée. La contribution au traitement des bassins L2 et L3 apparaît insignifiante comme le montrent les fluctuations des concentrations qui suivent assez bien celles issues de L1. Les rendements moyens saisonniers et globaux se révèlent même négatifs. Il se peut donc qu'une bonne partie de la matière organique dissoute provienne majoritairement d'excrétions de la biomasse présente dans ces bassins.

En revanche, pour ce qui concerne les sels ammoniacaux, les deux premiers bassins contribuent au traitement et au lissage des pointes liées aux fluctuations de charges. L'action du 3^e et plus encore, celle du 4^e et dernier bassin, ne sont pas positives. Ce constat est vraisemblablement à relier à la sous-charge actuelle et au fait que la qualité est trop influencée par les apports antérieurs d'effluents (avec de possibles reminiscences des lixiviats de décharge admis quatre ans auparavant).

Les processus d'élimination des sels ammoniacaux dans les lagunes procèdent conjointement d'un stripping lorsque les pH sont élevés mais aussi de nitrification et dénitrification concomitantes. Les prélèvements par la biomasse peuvent être importants, lors d'épisodes de bloom algal notamment, mais la mort des organismes entraîne une accumulation sous forme de dépôts organiques qui conduiront inexorablement à une re-solubilisation après minéralisation.

En moyenne sur les treize mois d'investigation, l'abattement opéré sur la première lagune est particulièrement efficace, que ce soit pour la DCO dissoute ou l'azote ammoniacal. Les abattements parfois meilleurs en hiver qu'en été ne s'expliquent pas d'un point de vue strictement épuratoire mais résultent essentiellement d'un effet de dilution en saison hivernale sous l'effet des précipitations et, à l'inverse, de concentration en été.

APERÇU DE LA COMPOSITION DES EFFLUENTS SORTANT DES OUVRAGES

À partir d'un prélèvement de filtrat primaire et d'effluent sortant de chacun des bassins en avril 2000, la caractérisation partielle de certains composés présents dans la phase liquide a été réalisée. Le tableau 19 synthétise les résultats.

L'essentiel de la matière organique présente dans le filtrat primaire se trouve sous forme de polysaccharides et/ou lipides qui n'ont pas été dosés et constituent la majeure partie de la fraction de DCO non identifiée.

A contrario, les protéines et monosaccharides représentent 23 % de la DCO dissoute mesurée et on note que 8 % de celle-ci est déjà présente sous forme de substances humiques générées au cours de la dégradation accomplie dans les ouvrages raccordés aux habitations.

Cette part croît de façon sensible au cours du traitement, elle est vraisemblablement le résultat combiné de la dégradation des composés initialement présents dans l'effluent mais aussi des sécrétions des algues et bactéries présentes dans le milieu qui se nourrissent des fractions

DCO _f	L1/Traité I	L2/L1	L3/L2	L3/Traité I
Moyenne globale	70,7 %	- 6,2 %	- 19,9 %	63,9 %
Moyenne hivernale	73,1 %	- 12,0 %	- 22,6 %	65,0 %
Moyenne estivale	67,9 %	0,5 %	- 16,1 %	62,4 %
N-NH ₄	L1/Traité I	L2/L1	L3/L2	L3/Traité I
Moyenne globale	88,1 %	39,9 %	- 33,6 %	94,7 %
Moyenne hivernale	85,0 %	19,3 %	40,1 %	93,8 %
Moyenne estivale	91,8 %	63,8 %	- 119,5 %	95,8 %

Tableau 18 – Rendements individualisés et globaux des bassins en DCO dissoute et sels ammoniacaux

	en mg · l ⁻¹ de DCO (en % de la DCO _f correspondante)				Fraction de DCO _f non identifiée
	DCO _f	Protéines	Sucres dissous	Sub. humiques	
Filtrat I	1065	240 [prot. + monosaccharides dissous] (23 %)		81 (8 %)	69 %
B1	251	62 (25 %)	58 (23 %)	45 (18 %)	34 %
B2	190	48 (25 %)	24 (13 %)	32 (17 %)	45 %
B3	137	34 (25 %)	19 (14 %)	26 (19 %)	42 %
B4	122	24 (20 %)	17 (14 %)	24 (20 %)	46 %

Tableau 19 – Caractérisation de la DCO présente dans la fraction liquide

rendues en partie assimilables comme en témoigne la part relative importante des protéines et monosaccharides qui représente 48 % de la DCO_f en sortie de la première lagune. Concomitamment, ces diverses recombinaisons aboutissent à la synthèse de substances humiques qui vont constituer une partie du « bruit de fond » de la matière organique [MO] résiduelle quasiment non dégradable et souvent dénommée « DCO dure » ou « réfractaire ».

L'annexe 4 présente les études réalisées à La Celle-Guénand pour tenter de caractériser le peuplement algal entre décembre 1999 et juillet 2000. Elle confirme un peuplement assez différent dans le 4^e bassin dont le contenu est peu renouvelé compte tenu des faibles volumes admis pendant le suivi.

EXTRAPOLATION À LA CHARGE NOMINALE

Exposée de façon triviale, la question qui se pose est la suivante : un système conçu pour traiter 2500 m³/an, qui n'en a reçu que 487 (mais représentant environ 30 % de la charge prévue au nominal aux plans hydraulique et organique), aurait-il fonctionné de manière équivalente ? Et convient-il d'en revoir la conception ?

La réponse est particulièrement délicate pour un lagunage naturel, essentiellement gouverné par les conditions climatiques, et placé, de surcroît, dans un domaine d'utilisation peu connu et donc doté de peu de références.

APPROCHE « BIBLIOGRAPHIQUE »

Nous nous appuyerons donc sur les observations relatées précédemment et sur le travail

de thèse de B. Steiner (1985) pour tenter d'apporter une réponse, en considérant que le problème est essentiellement centré sur le fonctionnement de la première lagune qui doit impérativement être aérobie.

En été, cet auteur fait fréquemment état de teneurs supérieures à 1 500 mg · m⁻³ de chl. *a* dans les lagunes, même si elles sont situées dans la moitié nord de la France. La valeur maximale de 4 600 mg · m⁻³ ayant été notée au cours de l'été 1981 aux Saintes-Maries-de-la-Mer. Si l'on exclut précisément cette dernière installation et celle de Porquerolles situées dans le même contexte climatique et de surcroît prévues pour un traitement tertiaire, B. Steiner fait état de concentrations moyennes annuelles en phytoplancton allant de 230 à 540 mg chl. *a* m⁻³ dans les premiers bassins de six installations de lagunage naturel étudiées et non soumises à d'importantes variations de charges.

La première lagune de La Celle-Guénand a un volume de 340 m³ et les teneurs en chlorophylle *a* (représentative de l'ensemble de la population algale) sont en décembre 99 et avril 2000 respectivement de 108 et 113 mg m⁻³ (voir annexe 4). On voit donc que le potentiel de croissance du phytoplancton est considérable si l'on se réfère à des installations de lagunage naturel réputées fonctionner correctement.

Par ailleurs, l'étude phytoplanctonique réalisée à La Celle-Guénand montre que la très grande majorité des espèces appartient aux groupes C et D de la classification reprise par B. Steiner. Le genre *Euglena* [groupe A] normalement domi-

nant dans les milieux chargés [75 à 135 kg de $\text{DBO}_5 \text{ ha}^{-1}$] est peu représenté à La Celle-Guénand. De ce point de vue aussi, un taux de charge supérieur à celui appliqué au cours de l'année 2000 paraît tout à fait acceptable.

Si l'on essaie d'approcher la production nette d'oxygène par photosynthèse à partir des productions primaires de carbone observées par B. Steiner à l'aide de mesures de C_{14} en flacons translucides et opaques, les chiffres qu'elle relate sont en moyenne de $1,5 \text{ g Cg}^{-1} \text{chl a h}^{-1}$. En supposant une production d'oxygène purement stœchiométrique avec celle du carbone sous forme de CO_2 ainsi que les teneurs moyennes annuelles de $350 \text{ mg chl a m}^{-3}$ relatées précédemment, nous arrivons pour une hauteur utile de seulement 0,35 m dans L1, à couvrir les besoins nominaux quotidiens d'oxygène calculés sur la DGO maximum du filtrat primaire à La Celle-Guénand [soit $6,7 \text{ g DGO l}^{-1}$ à partir de : DCO $2,3 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ et NTK $0,98 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$] en $5,85 \text{ h j}^{-1}$ de production.

Cette approche peut être complétée d'un regard critique sur le dimensionnement, la conception et l'agencement global du système par l'intermédiaire des enregistrements [températures, pH et O_2 dissous] réalisés lors de la campagne de mesures de mars 2000.

APPROCHE CRITIQUE

DE LA CONFIGURATION DES LAGUNES

Les valeurs minimum et maximum des trois paramètres [température, pH et oxygène dissous] enregistrés à une dizaine de cm du fond et à environ 15 cm sous la surface, ainsi que les valeurs notées dans l'air et, le cas échéant la pluie, sont synthétisées dans le tableau ci-après.

Ces enregistrements confirment un mélange important des eaux de L1, dont les écarts de température entre la surface et le fond sont faibles, et inversement, les minima et maxima à chaque niveau sont élevés, traduisant une inertie thermique limitée. La teneur en oxygène, tout au moins en surface demeure toujours élevée mais la lagune n'a pas reçu d'effluent au cours du mois de mars. La variation des pH est sous l'influence combinée et contradictoire de l'activité photosynthétique relativement importante qui consomme du CO_2 dissous au détriment des hydrogénocarbonates et de la dégradation de la matière organique qui réalimente le stock de CO_2 dans l'eau. Des mesures d'hydrogénocarbonates ont révélé des teneurs au moins deux fois plus élevées dans les bassins 1 et 2 (275 et $280 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) par rapport à celles des bassins 3 et 4 (45 à $105 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$).

Lieu Date Heure (début-fin)	Temp. air min. °C	Temp. air Max °C	Pluie mm	Temp. eau haut °C	Temp. eau. bas °C	pH haut	pH bas	O2. haut $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$	O2. bas $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$
L1 22/03 18h 24/03 10h	4	31	1	9,9 – 17,8	9,9 – 12,0	8,6 – 10,8	7,7 – 9,1	6,7 min. sursat.	panne probable
L2 24/03 11h 26/03 10h	8	17	4	9,1 – 13,2	8,7 – 9,0	9,2 – 10,1	7,4 – 7,8	4,6 – 9,1	0 – 2,4
L3 26/03 11h 27/03 16h	0	21	8	8,4 – 12,1	9,0 – 9,5	9,9 – 10,8	9,4 – 10,2	3,6 min.	4,9 min.
L4 27/03 19h 29/03 8h30	0	22	18	7,9 – 11,9	8,6 – 9,1	6,4 – 9,7	9,4 – 10,1	6,7 – 11,5	panne

min. = valeur minimum, Max. = valeur maximum, sursat. = sur-saturation par rapport à la valeur de saturation à température donnée.

Tableau 20 – Résumé des enregistrements réalisés sur les bassins en mars 2000

Dans les autres bassins, profonds de 1,1 m, la stratification thermique qui s'amorce à cette saison est encore limitée. L'oxygène demeure à des valeurs assez basses au fond du bassin 2 où l'effet de brassage est vraisemblablement faible en raison de la petite taille du bassin [164 m²], des faibles flux traversiers qui contribuent très peu au mélange des eaux et à l'arrivée et sortie qui demeurent assez superficielles [immersion du coude de reprise en sortie immergé d'une dizaine de cm].

Les pH plus élevés dans le bassin 3 traduisent vraisemblablement un déplacement de l'équilibre calco-carbonique vers les carbonates au détriment des hydrogencarbonates.

PROPOSITIONS D'AMÉLIORATION

a) Géométrie des bassins du lagunage

Bien que la première lagune n'ait pu donner la pleine mesure de son potentiel d'aération, tous les éléments rassemblés ici et l'expérience plus large acquise sur les lagunages pour eaux usées domestiques, militent en faveur d'une profondeur limitée à 50-60 cm au maximum. Un volume correspondant au flux cumulé entrant de huit semaines et une forme relativement carrée favorisant la prise au vent, quelle que soit la direction de celui-ci, ne paraissent pas devoir être remis en cause. En charge, on s'efforcera de ne pas dépasser sur ce premier ouvrage une valeur journalière de $30 \text{ g DGO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$.

Sans revenir sur les volumes ménageant des temps de séjour hydrauliques unitaires de trois semaines, la profondeur des bassins suivants pourrait être limitée à 80 cm pour éviter le risque de mise en place de volumes fortement anaérobies, jugés peu efficaces dans ce cas, et faiblement renouvelés. L'évacuation siphonée des effluents pourrait être immergée d'environ 30 cm et la forme pourrait être plus allongée (rapport L/l \approx 2) pour éviter des courts-circuits hydrauliques superficiels.

Évidemment, on recommandera toujours, pour l'ensemble des bassins, une étanchéité parfaite réalisée avec une géomembrane qui permet de s'affranchir de la perméabilité et de l'hétérogénéité du sol en place surtout si les futurs sites se développent dans l'enceinte de

sites d'enfouissement technique. L'intérêt de se situer en de tels lieux réside dans le fait que :

➤ si ces sites ne sont plus en activité, cela redonne une autre destination au terrain ;

➤ une telle implantation ne nécessite pas de procédure d'autorisation particulière, sinon une modification de l'arrêté initial, dans la mesure où l'on ne dépasse pas la qualité de rejet imposée dans la forme initiale de l'arrêté d'autorisation.

b) Nombre de bassins

Sans remettre en cause les principes qui ont prévalu à la conception de cette installation (cf. p. 41), il ne paraît pas utile d'imposer la mise en place de six bassins pour une installation à construire. L'expérience acquise ici et sur d'autres ouvrages dédiés au traitement d'eaux usées domestiques montre qu'une biocénose suffisamment différenciée, traduisant et générant à la fois une amélioration de la qualité des effluents de bassin en bassin, n'est pas franchement capable d'améliorer rapidement la qualité et l'efficacité du traitement.

En revanche, la mise en place d'un autre processus de traitement plus efficace que celui lié à une évolution progressive de la biocénose algale et zooplanctonique de bassin en bassin, pour réduire simultanément les teneurs en MES, elles-mêmes fortement corrélées au développement de ces organismes, et les composés organiques résiduels, paraît être la seule voie pour améliorer significativement et rapidement la qualité du rejet. Une filtration sur un support fin et minéral de type infiltration-percolation sur sable peut représenter un bon compromis.

Toutefois, au regard de la sous-charge constatée à La Celle-Guénand pendant le suivi et de la spécificité de ces effluents, il semble raisonnable de ne pas réduire la chaîne de traitement préalable par lagunage naturel à moins de quatre bassins.

c) Mise en place d'un dispositif de filtration en aval du 4^e bassin

Un système filtrant, en milieu non saturé et donc convenablement aéré, combine deux actions simultanées.

➤ Physiquement, une filtration et une rétention superficielle des MES, essentiellement sous la forme d'algues microscopiques, qui sont retenues dès les premiers centimètres du massif en raison de la finesse du matériau en place.

➤ Biologiquement, le massif filtrant est colonisé par des micro-organismes hétérotrophes et autotrophes qui vont respectivement dégrader la matière organique dissoute et oxyder les composés azotés réduits résiduels. Les matières en suspension retenues par le filtre sont progressivement détruites lors des périodes de repos indispensables dans le cadre d'un fonctionnement en alternance sur au moins deux massifs.

Il présente néanmoins l'inconvénient d'imposer la mise en œuvre d'un système de pompage qui joue conjointement le rôle de dispositif d'alimentation par bâchées nécessaire à une répartition équitable des effluents sur le massif.

Deux systèmes issus de travaux précédemment réalisés par le Cemagref sont proposés, il s'agit de lits d'infiltration-percolation sur sable ou de filtres plantés de roseaux à flux vertical.

Le dispositif de filtration est conçu pour traiter un flux de 50 m³ de matières de vidange par semaine, il est précédé d'une série de quatre lagunes totalisant un volume et une surface utiles respectifs de 850 m³ et 1 100 m² pour une capacité de traitement de l'ordre de 45 m³ de filtrats traités l par semaine.

Après avoir préalablement vérifié que l'accroissement des teneurs en DCO et NTK en saison estivale, lié à un rapport [P/E] nettement inférieur à 1 sur une période équivalent au temps de séjour hydraulique au débit nominal [environ quatre mois], a peu de chance de générer des pointes de charge imposant un sur-dimensionnement, le calcul est réalisé d'après les concentrations corrigées sortant du 3^e bassin (à titre de sécurité et compte tenu du fait que la contribution du 4^e bassin n'est pas jugée significative au cours de ce suivi).

Ces données de base sont résumées dans le tableau 21.

Le Cemagref a conduit, en 1994, des essais de filtration sur pilotes de faible taille (environ 70 cm de diamètre) en sortie de 2^e bassin sur deux lagunages naturels du département de l'Ain. La hauteur de sable était volontairement limitée à environ 30 cm en vue d'expérimenter l'intérêt et la faisabilité d'un tel dispositif en sortie de lagunage sans avoir à recourir à la mise en place de pompes. La granulométrie du sable utilisé à cette date était cependant beaucoup plus fine que celle actuellement recommandée pour des ouvrages assurant un traitement secondaire (Liénard, 2000).

La granulométrie du sable utilisé pour ces essais présentait les caractéristiques suivantes d₁₀ = 0,19 mm, d₆₀ = 0,37 mm, coefficient d'uniformité : CU = d₁₀/d₆₀ = 1,94

	Concentrations en DCO en sortie de L3	Concentrations en NTK en sortie de L3
Moyenne sur 13 mois	368 mg · l ⁻¹	32 mg · l ⁻¹
Valeur mensuelle la plus élevée sur les 13 mois de suivi	536 mg · l ⁻¹	55 mg · l ⁻¹

Tableau 21 – Conditions applicables au dimensionnement d'un dispositif de filtration à l'aval des 4 lagunes (valeurs corrigées par les « taux de dilution chlorures »)

		ENTRÉE	SORTIE
MES mg/l	Min-max	26-99	10-40
	moyenne	50	20
	Écart type	19	7
DCO brute mg/l	Min-max	79-398	36-99
	Moyenne	135	61
	Écart type	71	16
NTK	Abattement	78 à 87 %	

Tableau 22 – Performances de lits d'infiltration-percolation sur sable à l'aval d'un lagunage naturel

Un rythme de quatre bâchées par jour apportant chacune l'équivalent de 30 g de DCO m⁻² pour 15 cm de hauteur d'eau, sur deux bassins fonctionnant en alternance tous les 3,5 jours, a permis d'atteindre une efficacité synthétisée dans le tableau 22.

Les caractéristiques essentielles d'une installation par lits d'infiltration-percolation sur sable à l'aval du lagunage de La Celle-Guénand sont synthétisées ci-après.

- 3 filtres de 20 m² de surface unitaire, fonctionnant en alternance chaque semaine.
- La sortie du 4^e bassin s'effectuerait dans une bache de stockage – pompage d'environ 1,0 m³, équipée d'une pompe capable de délivrer un débit effectif d'environ 6 m³ · h⁻¹ et de contacteurs de niveaux afin d'automatiser le fonctionnement au regard des fluctuations de débit liées à différentes situations météorologiques.
- Au débit nominal, ces filtres seraient alimentés par une dizaine de bâchées quotidiennes d'environ 0,5 m³ chacune, représentant des apports unitaires de l'ordre de 2,5 cm.
- La répartition des effluents sur chacun des filtres pourrait être assurée par un réseau de tubes de distribution sous pression, espacés d'environ 80 cm et percés de trous de 7 à 8 mm à la même distance les uns des autres et disposés en quinconce. La charge à l'entrée du réseau devrait être d'environ 1 mètre (Lalire, 2001).
- L'essentiel des contraintes de gestion de ce dispositif consisterait à régaler la surface du

massif filtrant et scarifier la croûte colmatante formée suite à la dessiccation des algues retenues par le dispositif.

Il s'agit d'un modèle conçu pour traiter les eaux de lavage d'installation de traite [eaux blanches et eaux vertes, le cas échéant mélangées à des eaux usées domestiques], composé de deux étages en série comprenant chacun deux filtres fonctionnant en alternance une semaine sur deux. Le système est normalement positionné après une fosse toutes eaux qui assure une rétention des matières en suspension les plus grossières et une neutralisation des pH acides ou alcalins des produits lessiviels.

Expérimenté sur cinq sites répartis sur le territoire national, depuis trois à six ans, le système donne satisfaction. Il est dimensionné sur une charge organique correspondant à 70 g DGO m⁻² · j⁻¹, la surface qui résulte de ce calcul, après un abattement de 20 % sur la DGO dans la FTE, est ensuite répartie pour 65 % sur les filtres du 1^{er} étage et 35 % sur ceux du second.

La couche la plus active du massif filtrant est constituée de sable sur une hauteur de 20 cm sur les filtres du 1^{er} étage et de 40 cm sur ceux du second. Ce sable répond aux caractéristiques suivantes : d₁₀ compris entre 0,25 et 0,40 mm, CU compris entre 3 et 6, teneur en fines < 80 µm inférieure à 3 % en masse et teneur en calcaire < 4 % en masse. Il est posé sur des couches de granulats de taille croissante qui constituent la

couche drainante dans laquelle sont enchâssés les drains qui communiquent avec l'atmosphère via des cheminées d'aération.

Le rôle majeur des roseaux est de limiter le colmatage superficiel en créant à leur base un anneau libre à la circulation de l'eau qui est régulièrement réalésé par les oscillations provoquées par le vent. Des conditions très favorables au développement des micro-organismes peuvent également se créer au sein de la rhizosphère.

Les performances de ces filtres varient entre 89,5 et 95,9 % sur la DCO_b, 79,1 et 92,7 % pour la DCO_f, 94,9 et 97,6 % pour les MES et 65,0 et 92,2 % sur l'azote Kjeldahl.

Les caractéristiques essentielles d'une installation par filtres plantés de roseaux issue de l'expérience acquise en traitement d'eaux de lavage d'installations de traite, adaptée aux conditions de La Celle-Guénand, sont synthétisées ci-après.

➤ L'ensemble de la surface de traitement calculée serait regroupée sur un seul étage de traitement scindé en deux filtres de 32 m² chacun alimentés en alternance chaque semaine.

➤ Les surfaces calculées différant très peu, les conditions d'alimentation et le matériel nécessaire pourraient être identiques à celles entrevues précédemment pour les lits d'infiltration-percolation sur sable (Lalire, 2001).

➤ La présence des roseaux évite tout travail nécessaire au maintien de la perméabilité mais un faucardage (coupe et enlèvement de la partie fauchée) annuel en automne est nécessaire.

d) Principales caractéristiques des deux systèmes de filtration envisageables après les lagunes

Elles sont résumées par le tableau 23.

On notera que, bien qu'issues d'études menées dans des contextes différents, les bases de dimensionnement aboutissent à la conception d'installations peu différentes dans leur surface utile.

Pour résumer, après le traitement primaire physico-chimique, la filière comprendrait de l'amont vers l'aval :

- une lagune de 50 à 60 cm de profondeur ayant un volume correspondant à huit semaines d'apports ;
- trois bassins en série, profonds de 80 cm maximum et dimensionnés chacun pour trois semaines d'apports ;
- une bêche équipée d'une pompe de relèvement (avec une pompe identique en secours sur le site pour pouvoir procéder à un changement rapide en cas de panne) ;
- deux ou trois filtres de 20 à 30 m² de surface unitaire, le cas échéant plantés de roseaux, et fonctionnant en alternance chaque semaine.

	Lits d'infiltration-percolation sur sable	Filtres plantés de roseaux
Études réalisées	Essai de filtration sur pilote en sortie de 2 ^e lagune de deux lagunages naturels d'eaux usées domestiques	Traitement des eaux de lavage d'installations de traite après fosse toutes eaux
Performances DCO _b MES NTK	Diminution de 135 à 61 mg · l ⁻¹ Diminution de 50 à 20 mg · l ⁻¹ Abattement de 78 à 87 %	Abattement de 90 à 96 % Abattement de 95 à 98 % Abattement de 65 à 92 %
Dimensionnement	30 g DCO · m ⁻² pour chaque bâchée de 15 cm de hauteur d'eau maximum	70 g DGO · m ⁻² · j ⁻¹ .
Taille pour 50 m ³ de matières de vidange/semaine	3 filtres de 20 m ² en alternance hebdomadaire	2 filtres de 32 m ² en alternance hebdomadaire
Entretien	Régaler la surface et scarifier la croûte colmatante	Faucardage de la partie aérienne flétrie des roseaux en automne

Tableau 23 – Comparaison des deux filières de filtration complémentaires

DESCRIPTION

Le site de Beaumont-la-Ronce a été réalisé sur le centre de démonstration et de recherche de l'entreprise Jean Voisin S.A. spécialisée dans le traitement des eaux usées (filtres à sable, lagunes, lits de séchage de boues,...).

Il a été suivi pendant sept mois (de décembre 99 à juin 2000) en collaboration avec la DDASS et le SATESE d'Indre-et-Loire.

Après le traitement primaire physico-chimique, un traitement secondaire biologique associe une phase aérobie par passage sur un filtre à gravier à une phase d'anoxie dans une bache de stockage à recirculation agitée.

Le système installé à Beaumont-la-Ronce est présenté globalement en annexe 5, la partie traitement secondaire proprement dite est

schématisée à la figure 14. Le filtre à gravier lui-même est représenté en annexe 6.

Les filtrats récupérés sur les côtés du dispositif de séparation de phases (annexe 3) sont stockés, en attente, dans une bache dite « bache 1 ». Cette bache, étanchéifiée par une géomembrane, a une hauteur totale de 2,2 m pour un volume de 100 m³. La pente des côtés est de 45°.

La hauteur d'eau est lisible à tout moment grâce à la présence d'une règle graduée par intervalles de 2 cm. Le transfert du filtrat primaire, de la bache 1 [B1] vers la bache 2 [B2], est réalisé à l'aide d'une pompe immergée (pompe 2) dont le fonctionnement est commandé manuellement ou automatiquement. Les temps sont reportés sur un compteur totalisateur.

La bache 2 est construite sur le même principe que la bache 1 mais sa capacité est de 150 m³. En outre, elle est reliée à un regard extérieur, via une canalisation immergée à 0,60 m du fond de la bache 2. Ce regard

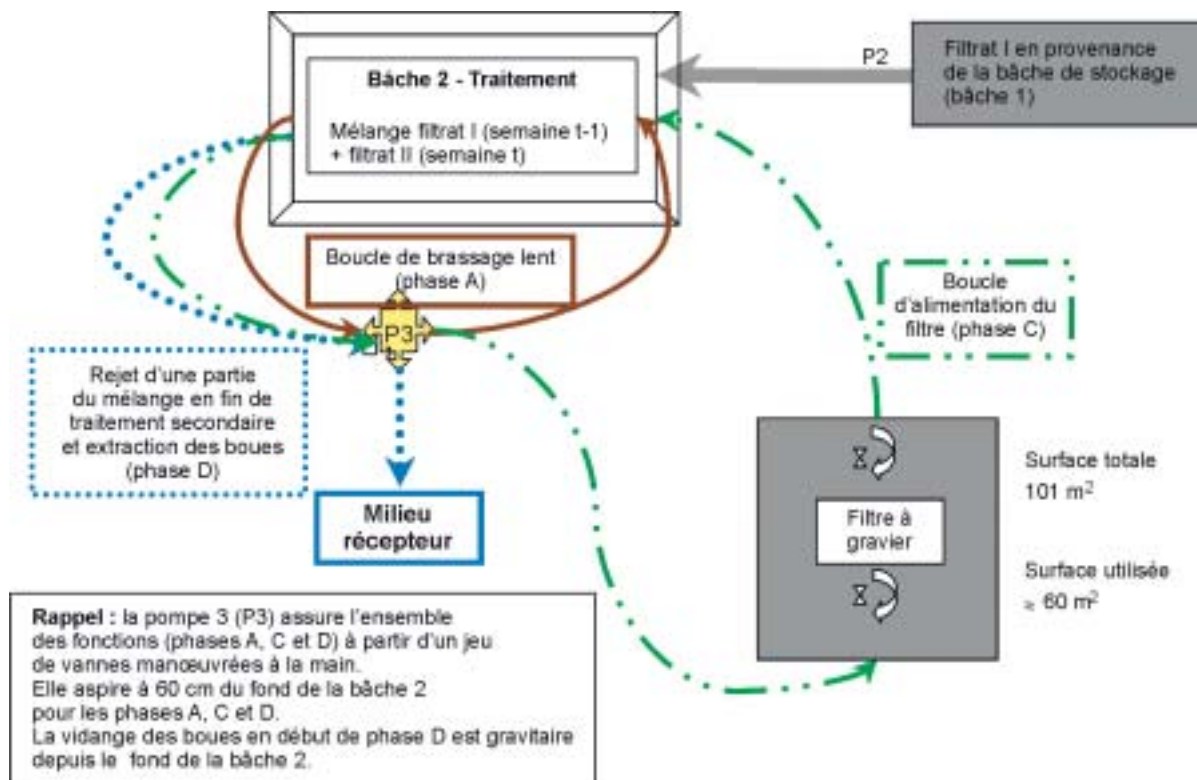


Figure 14 – Vue schématisée du traitement secondaire de Beaumont-la-Ronce

héberge une pompe immergée, dite « pompe 3 ou P3 » de 1,5 kW, $Q_{\text{nominal}} = 70 \text{ m}^3/\text{h}$ à 16,5 m, $H_{\text{max}} = 25,8 \text{ m}$.

Le filtre à gravier, d'une surface de 101 m^2 , est un réacteur de type « cultures fixées sur supports fins » qui assure conjointement la dégradation de la fraction carbonée et l'oxydation des composés azotés réduits présents dans le filtrat primaire. Sa pérennité de fonctionnement est basée sur l'alternance de phases d'alimentation et de repos au cours desquelles, respectivement, la biomasse épuratrice croît et régresse pour maintenir une perméabilité suffisante et assurer la ré-oxygénation des interstices du support qui est ici majoritairement constitué de deux couches de 40 cm chacune de gravier fin 2/5 mm.

BASES DE DIMENSIONNEMENT DU FILTRE À GRAVIER

À partir d'essais réalisés au Cemagref de Lyon sur des colonnes expérimentales, le filtre à gravier de Beaumont-la-Ronce est dimensionné pour traiter $7,1 \text{ m}^3 \text{ j}^{-1}$ (50 m^3 par semaine) de filtrat primaire ayant une concentration en DCO de $2000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ et $500 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ de NTK. Agrégées sous le terme de DGO, ces concentrations équivalent à $4250 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, correspondant à une charge journalière d'environ 30 kg de DGO sur la surface totale du filtre ou encore à $300 \text{ g DGO m}^{-2} \text{ j}^{-1}$.



Photo 7 – Vue générale des bâches et du filtre à gravier à Beaumont-la-Ronce

En décembre 1999, prenant acte de la sous-charge liée à de faibles apports de matières de vidange sur un site récemment mis en service et pour simuler des conditions de fonctionnement se rapprochant un peu des bases de dimensionnement, un de ces répartiteurs est court-circuité. Seul le répartiteur R1 est donc laissé en service, arrosant ainsi une surface de 60 m^2 pour un débit d'alimentation de $45 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$.

MODE DE FONCTIONNEMENT DU SYSTÈME

ENSEMBLE DES SÉQUENCES

Les fonctions assignées à B2 et au filtre à gravier s'articulent sur une séquence hebdomadaire qui est résumée dans le tableau 24, ci-après.

N°	Phases du cycle	Durée de la phase	Durée cumulée	Jours
A	Transfert filtrat primaire de B1 dans B2 et brassage lent	36 heures	36 heures	Mercredi 7 h 00 à jeudi 19 h 00
B	Sédimentation des boues dans B2	13 heures	49 heures	Jeudi 19 h 00 à vendredi 8 h 00
C	Alimentation du filtre à gravier	92,5 heures	141,5 heures	Vendredi 8 h 00 (début bâchée 1) à mardi 8 h 30 (fin bâchée 25)
D	Décantation et extraction de boues et vidange partielle de filtrat secondaire	11,5 heures	157 heures	Mardi 8 h 30 à 20 h 00
E	Temps disponible	11 heures	168 heures (7 jours)	Mardi 20 h 00 à mercredi 7 h 00

Tableau 24 – Cycle hebdomadaire de fonctionnement du site de traitement de Beaumont-la-Ronce

➤ La phase A correspond à la dénitrification qui s'opère au cours de la semaine $[S_n]$ entre une fraction de l'effluent ayant déjà transité sur le filtre à gravier la semaine précédente $[S_{n-1}]$ (il est appelé « traité secondaire » [Filtrat II]), et le volume de filtrat primaire résultant des matières de vidange brutes reçues pendant la semaine $[S_{n-1}]$.

➤ La phase B permet aux boues qui se sont formées au cours de la phase A, du fait de la dégradation de la fraction carbonée de la matière organique par des bactéries hétérotrophes de sédimenter après arrêt du brassage.

➤ La phase C est celle du traitement secondaire qui s'opère sur le filtre à gravier pendant un peu plus de 3,5 jours, sous la forme de 25 bâchées de 30 minutes chacune, espacées de 3,5 h (soit 4 h entre le début de chaque bâchée). Le filtre à gravier est donc au repos pendant le reste de la semaine. Ce temps est mis à profit pour réguler le développement de la biomasse et renouveler l'oxygène dans les interstices du gravier. Cette phase a été volontairement choisie pendant le week-end par l'entreprise Voisin en raison du fonctionnement entièrement automatisé de cette séquence, alors que les autres interventions doivent être réalisées manuellement.

➤ La phase D est mise à profit pour récupérer des matières en suspension qui résulteraient du passage sur le filtre à gravier (biomasse qui pourrait se décrocher en faible quantité mais qui ne serait pas retenue dans le massif filtrant en raison de sa granulométrie plus grossière que celle d'un sable). Ces MES s'ajoutent aux boues formées au cours de la phase A, une partie d'entre elles est évacuée vers des lits de séchage déjà présents sur le site. Une partie reste cependant confinée dans B2 pour constituer le stock de biomasse hétérotrophe nécessaire à la phase A d'un nouveau cycle.

Une partie du mélange filtrat II des semaines S_n et S_{n-1} est évacuée. De même que pour les boues, une fraction de ce mélange riche en nitrates est gardée dans B2 pour le cycle S_{n+1} .

CALAGE DE LA SÉQUENCE DE DÉNITRIFICATION (PHASE A)

En 1996, des essais sur pilote au Cemagref avaient montré qu'un taux de recirculation de 100 % (égale quantité de filtrat primaire [filtrat I] et secondaire [filtrat II]) permettait d'optimiser la dénitrification, cependant afin d'adapter le processus expérimental à la faible quantité de matières de vidange reçues sur le site (cf. p. 58), il est apparu nécessaire, en décembre 99, de conduire de nouveaux essais avec de fortes dilutions de filtrat primaire.

Dans un premier temps, quatre essais de dénitrification en batch (sur un volume réduit de deux litres, placé sur agitateur magnétique, avec différentes proportions de filtrat primaire et de filtrat secondaire) ont été réalisés pendant une durée de 37,5 heures alors que les températures nocturnes sont proches de 0 °C. Les rapports C/N sont calculés de la façon suivante $[\text{DCOb filtrat I} - \text{DCOb filtrat II}] / (\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^- \text{ filtrat II})$, en considérant que la DCO du filtrat II constitue la partie réfractaire de la matière organique apportée, et de ce fait déduite de la fraction utilisable par les bactéries hétérotrophes. Ces quatre premiers essais comportaient de faibles valeurs d'azote oxydé dans le filtrat II et une quantité élevée de sels ammoniacaux (respectivement 154, 1 et 32 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ en N-NH_4^+ , N-NO_2^- et N-NO_3^-) et un cinquième a donc été réalisé avec une teneur élevée de nitrates.

➤ *batch 1* : 1 300 ml de [filtrat II] + 700 ml de [filtrat I], soit un taux de recirculation [TR1] de 185 %, avec un rapport C/N à $t_0 = 4,7$

➤ *batch 2* : 1 500 ml [filtrat II] + 500 ml [filtrat I], soit TR2 = 300 %, avec C/N = 2,9

➤ *batch 3* : 1 600 ml [filtrat II] + 400 ml [filtrat I], soit TR3 = 400 %, avec C/N = 2,2

➤ *batch 4* : 1 800 ml [filtrat II] + 200 ml [filtrat I], soit TR4 = 900 %, avec C/N = 1,0

➤ *batch 5* : 3 000 ml [filtrat II] + 1 500 ml [filtrat I], soit TR5 = 200 %, avec C/N = 2,6, réalisé sur un autre mélange de filtrat I (DCO

929 mg · l⁻¹) et filtrat II ayant des teneurs en azote respectives de 21 mg · l⁻¹ de N-NH₄⁺, 0,3 mg · l⁻¹ de N-NO₂⁻ et 127 mg · l⁻¹ de N-NO₃⁻.

Dans tous les cas, les valeurs des rapports C/N sont faibles sachant qu'un rapport C/N voisin de 10 est souvent considéré comme optimal. Cependant, il faut mentionner que le problème de la dénitrification est très difficile à gérer lorsque l'effluent qui amène la source de carbone indispensable au processus est également très chargé en azote réduit.

Logiquement, les deux premiers mélanges apportant la source de carbone la plus importante donnent les meilleurs résultats mais d'une manière générale on confirme qu'il est difficile d'optimiser le processus en raison d'une faible disponibilité de carbone biodégradable au regard des concentrations d'azote.

VOLUMES ET CHARGES HYDRAULIQUES TRAITÉS

Grâce aux temps de fonctionnement de P1 et à son débit moyen de 7,0 m³ · h⁻¹ (cf. figure 4) associés aux temps de fonctionnement de P2 créditée d'un débit fixe de 21 m³ · h⁻¹, il est possible d'évaluer les volumes de filtrats ayant transité par l'installation entre début janvier et mi-juillet 2000. Ceux-ci s'établissent à 320 m³ d'après P1 et 378 m³ d'après P2. Outre l'imprécision intrinsèque des deux approches, l'écart provient aussi partiellement d'un diffé-

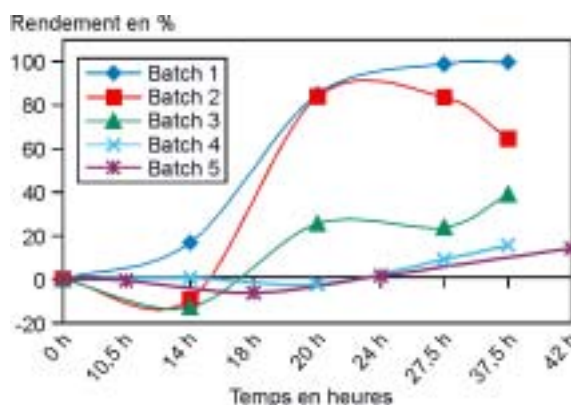


Figure 15 – Rendements de dénitrification en batch

rentiel de niveau dans B1 (estimé à 49 m³ d'après le relevé de la jauge installée dans cette dernière) entre le début et la fin du suivi.

Par rapport aux 40 m³ notés à La Celle-Guérand, le site de Beaumont-la-Ronce reçoit donc environ 57 m³ par mois, soit environ 28 % de la charge hydraulique pour lequel le site a été conçu (50 m³ par semaine ou 200 m³ par mois).

QUALITÉ DE L'INFLUENT INJECTÉ ET CHARGES ORGANIQUES SUR LE FILTRE À GRAVIER

Les conditions de fonctionnement du système ont été établies sur la base d'un suivi régulier de la qualité de l'eau dans B2 en début de phase A et au cours de la phase D, pendant onze semaines ne présentant pas d'anomalies analytiques, entre février et fin juin 2000.

	DCO (mg · l ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (mg · l ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg · l ⁻¹)	DGO ⁵ (g m ⁻² j ⁻¹)
Moy.	164	83	30	54,8
Min.	108	47	0.2	25,2
Max.	252	134	90	81,3

Tableau 25 – Qualité et charge des effluents envoyés sur le filtre à gravier

En raison de la nette sous-charge du système, les taux de recirculation ont toujours été supérieurs à 300 % avec une pointe à plus de 500 % en février. Ceci s'est traduit par des

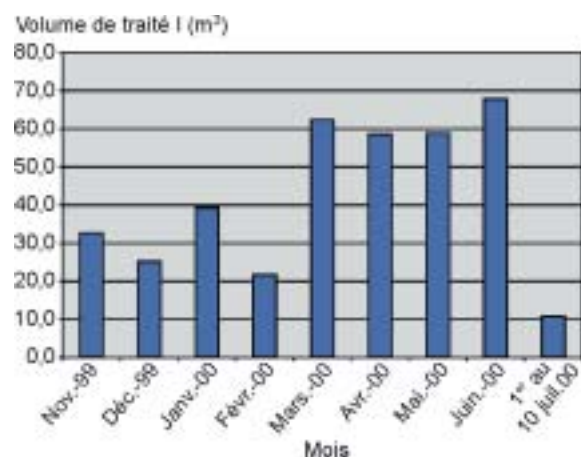


Figure 16 – Volumes mensuels traités à Beaumont-la-Ronce

concentrations de mélange [fi-fil] extrêmement faibles en DCO et sels ammoniacaux et, par conséquent, des charges en DGO sur le filtre à gravier bien inférieures aux prévisions malgré la réduction de 40 % de sa surface utile, opérée en stoppant un des deux répartiteurs.

Dans des conditions aussi limitantes en carbone, l'effectivité de la dénitrification n'a bien sûr pas pu être estimée en dépit des quelques potentialités entrevues à l'aide des tests en batch.

QUALITÉ DES EAUX EN SORTIE DU SYSTÈME

Elles sont synthétisées par le graphe 17.

Après une seconde modification des paramètres de fonctionnement en avril 2000, les objectifs, jugés prioritaires, de rejet de faibles concentrations en matière organique et azote réduit ont été atteints en juin 2000, période pendant laquelle la quantité de matières de vidange traitées sur le site expérimental a été la plus importante pendant le suivi.

Comme l'illustre la figure 18 relatant des investigations détaillées réalisées en avril 2000, le gain concernant la dégradation de la DCO ne progresse guère après la 10^e bâchée, la fraction réfractaire à toute dégradation biologique est quasiment atteinte. On notera que les concentrations obtenues sont inférieures à celles mesurées sur les essais de biodégradabilité mentionnés précédemment

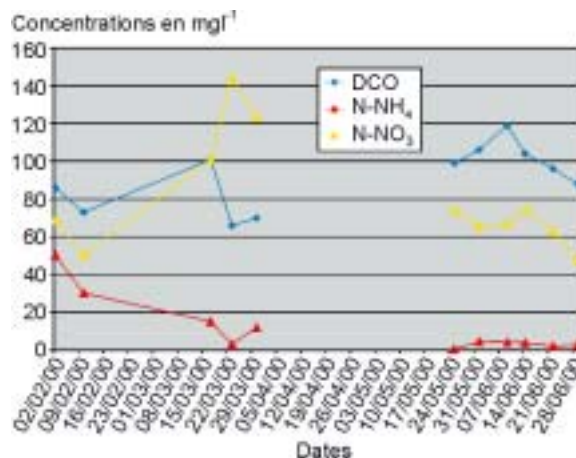


Figure 17 – Concentrations après traitement à Beaumont-la-Ronce

(cf. p. 15). Ce constat est essentiellement dû au fait qu'environ 70 % de l'effluent aspergé sur le filtre était constitué de filtrat secondaire ayant déjà subi plusieurs séquences complètes de fonctionnement.

La moindre concentration des matières de vidange traitées au moment des essais en avril 2000 à Beaumont-la-Ronce (filtrat I : DCO₀ de 930 mg · l⁻¹, DCO_f 890 mg · l⁻¹, MES 57 mg · l⁻¹, NTK 285 mg · l⁻¹) et les précipitations qui viennent progressivement diluer le mélange [fi-fil] dans B2, ont pu également contribuer à ces faibles valeurs.

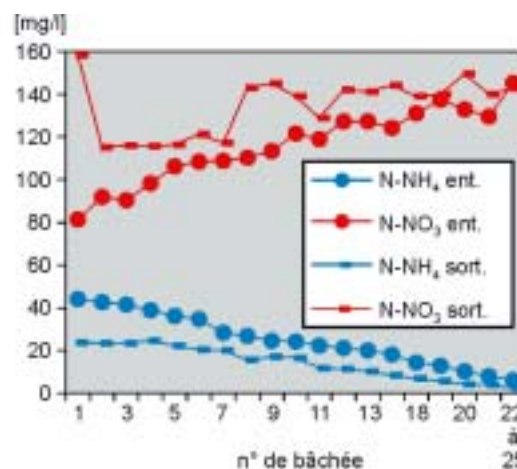
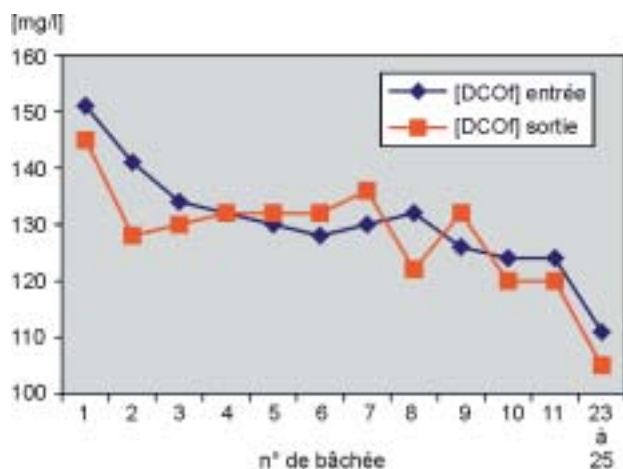


Figure 18 – Évolution des concentrations en DCO et azote dissous en entrée et sortie du filtre à gravier

Les 47 m³ de mélange [filtrat I – filtrat II] présents dans B2 ont été recirculés près de douze fois sur le filtre à gravier durant les 12,5 heures de fonctionnement de la pompe 3.

Pour la nitrification, ce n'est qu'à partir de la bûchée 14 que les concentrations en sels ammoniacaux passent sous 10 mg · l⁻¹, pendant la phase C. La charge de sels ammoniacaux éliminée lors de chaque passage varie de 7,6 g de N-NH₄⁺ · m⁻² au début du traitement et elle chute évidemment jusqu'à 1,5 g · m⁻² au fur et à mesure que les concentrations en azote réduit diminuent. Une partie, difficilement estimable, de cet azote éliminé est évidemment accumulée sous forme de biomasse fixée dans le filtre.

Néanmoins, au regard de la qualité globale de l'effluent en sortie du dispositif, on ne peut que constater la bonne qualité générale par rapport à celle du produit initial même si le rejet d'importantes concentrations de nitrates vers le milieu naturel ne peut être considéré comme satisfaisant. Le problème de la dénitrification est très difficile à gérer lorsque l'effluent qui amène la source de carbone indispensable au processus est conjointement très chargé en azote réduit.

ASPECTS ÉNERGÉTIQUES

La consommation électrique est évaluée à environ 110 kWh/semaine (30 kWh pour le traitement primaire et 80 kWh pour le traitement secondaire) soit environ 8 kWh · m⁻³ de matières de vidange traitées, sur la base de 14 m³ par semaine, représentant 28 % de la charge volumique prévue au projet.



Figure 19 – Photo du répartiteur R1 et résultat de la répartition (R2 court-circuité) sur le filtre à gravier (l'essai 2 correspond à une vanne de retour vers B2 un peu plus ouverte).

Signalons, cependant que la consommation énergétique pourrait être sensiblement améliorée par la mise en place d'un agitateur, le cas échéant avec un fonctionnement syncopé, dans la bûche 2. Il serait surtout beaucoup plus économique qu'une agitation, de surcroît peu efficace, par la pompe (pompe 3 – 1,5 kW) fonctionnant en continu et en circuit fermé, pendant 36 heures.

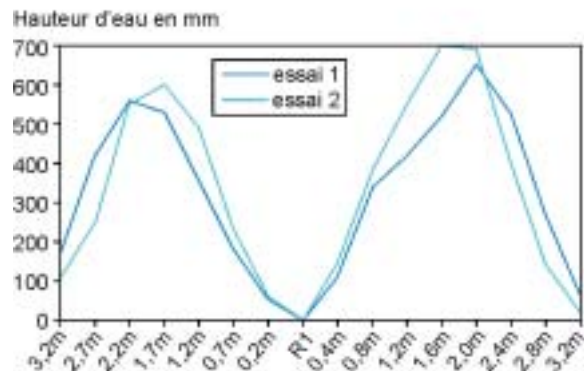
En raison de la sous-charge, il n'est évidemment pas possible d'établir un rendement énergétique rapporté aux flux de matière organique éliminée.

ANALYSE CRITIQUE DE LA CONFIGURATION DU SYSTÈME

FILTRE A GRAVIER

a) Amélioration de la répartition

En l'absence de vent, un essai de répartition est réalisé au cours de la campagne de mesures d'avril, à l'aide de boîtes de conserve posées sur le filtre. La représentation graphique de la répartition (figure 19) ne tient pas compte de l'éclatement des gouttes d'eau sur le gravier qui est évidemment susceptible de l'améliorer. On note deux courbes en cloche presque symétriques. La surface utilisée est mouillée de façon hétérogène avec un facteur de variation de l'ordre de 5. Cependant, l'utilisation de boîtes de conserve biaise un peu la réalité du fait de leur hauteur (environ 25 cm au-dessus de la surface du filtre).



Le débit élevé du répartiteur ($45 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) ne permet pas un fractionnement important du flux en petites gouttes et induit vraisemblablement un temps de passage bref sur l'épaisseur du filtre.

Néanmoins, ce répartiteur, créé par Jean Voisin S.A., présente l'avantage de ménager un passage d'environ 20 mm de diamètre, pratiquement insensible aux bouchages dans ces conditions d'utilisation. Cependant, l'utilisation d'un roulement étanche, de préférence aux bagues de téflon utilisées, serait susceptible, en diminuant les frottements, d'améliorer la rotation et ainsi la répartition.

b) Expérimentations en cours et recherches prévues au Cemagref

En partenariat avec des organisations professionnelles agricoles, le Cemagref conduit un programme de recherche pour mettre au point le dimensionnement et les paramètres clefs de conception et fonctionnement de filtres à gravier ou pouzzolane, s'apparentant à celui mis en place à Beaumont-la-Ronce, pour le traitement des effluents de fromageries fermières contenant du lactosérum.

Pour des charges comprises entre 180 et $300 \text{ g de DCO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$, des phénomènes d'accumulation de matière organique difficilement biodégradable (provenant de la minéralisation de la biomasse épuratoire ou de composés organiques réfractaires) sont mis en évidence. Leur taux d'accumulation semble également lié à la nature du support et au rythme d'alimentation-repos choisi. Des

granulométries plus élevées (6 à 10 mm) de pouzzolane sont testées à la ferme expérimentale caprine du Pradel (07) et sur quelques sites expérimentaux.

Par ailleurs, dès qu'une installation expérimentale sera construite, le Cemagref procédera à des recherches sur les potentialités de dénitrification dans les lits plantés de roseaux à écoulement horizontal. Le support se trouvant en majeure partie immergée, des conditions d'anoxie propices à la dénitrification peuvent s'y développer mais la présence de carbone biodégradable risque cependant d'être le facteur limitant avec des concentrations élevées de nitrates.

CONCLUSION PARTIELLE

Au regard des incertitudes qui entourent encore la fiabilité et la longévité de fonctionnement des systèmes basés globalement sur le modèle du filtre à gravier de Beaumont-la-Ronce, *il est souhaitable de différer la reproduction de sites de traitement secondaire des matières de vidange conçus sur un modèle similaire à celui installé à Beaumont-la-Ronce.*

Cela ne signifie pas pour autant qu'il ne faut plus en construire, mais de futures installations devront obligatoirement s'inscrire dans un contexte expérimental compte tenu de contraintes liées au rejet de concentrations élevées en nitrates.



Les matières de vidange brutes analysées sur les divers sites d'Indre-et-Loire sont parfaitement représentatives de l'importante variabilité qualitative qui caractérise ce sous-produit de l'assainissement mentionné dans un nombre limité de références bibliographiques. En dépit de concentrations souvent élevées en matière organique et composés azotés réduits, tant sous forme particulaire que dissoute, ces matières brutes, de faible siccité et, au demeurant, d'aspect peu attrayant, ne présentent pas une valeur fertilisante intrinsèque qui incite à leur trouver un débouché direct en épandage agricole.

Elles sont généralement dépotées dans des cuves spécialement aménagées dans les stations d'épuration de grosses collectivités (> 10000 EH) où elles sont incorporées à la filière de traitement des eaux après avoir subi au préalable un dégrillage grossier. Injectées la nuit, lorsque la charge normalement traitée est faible, cette solution est généralement satisfaisante dès lors que les flux sont compatibles avec le dimensionnement prévu, notamment pour la filière boues qui peut ainsi être sensiblement surchargée.

Pour organiser rationnellement la collecte et minimiser les frais de transport, ces grosses

unités de traitement ne sont généralement pas assez denses à l'échelle d'un département pour permettre une collecte fiable dans des conditions économiques acceptables à la fois par les vidangeurs et les usagers de l'assainissement non collectif.

Expérimenté dans le cadre du schéma départemental d'élimination des matières de vidange d'Indre-et-Loire, un traitement primaire par voie physico-chimique s'avère être très efficace pour assurer l'étape fondamentale que constitue une excellente séparation des phases liquide et solide des matières de vidange. Les diverses variantes : par voie mobile sur remorque ou à poste fixe de ce traitement, imaginées par la DDASS d'Indre-et-Loire, donnent satisfaction en

termes de compromis : complexité – efficacité. Seul le dispositif de décantation – flottation mis en œuvre à Beaumont-la-Ronce doit être réformé en raison de difficultés à assurer une vidange

correcte des boues qui y sont retenues.

En dépit de doses moyennes relativement réduites de flocculants ($\leq 200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ de MV) et plus encore de coagulant ($< 20 \text{ mg}$ de Fe par litre de MV), l'efficacité du traitement primaire avoisine 85 % sur la DCO et la DBO représentatives de la fraction carbonée de la matière organique en raison d'un abattement



sur les MES de l'ordre de 95 %. Ce dernier a des répercussions positives sur le rendement en phosphore total qui atteint près de 65 %. Très logiquement, environ 55 % de l'azote Kjeldahl est retenu mais seulement 20 à 25 % sous forme ammoniacale dissoute.

La mise en place de lits de séchage plantés de roseaux recevant directement le mélange après coagulation et floculation devrait être une voie intéressante pour simplifier encore la gestion tout en offrant des potentialités d'amélioration des performances en terme de séparation de phase. Un dimensionnement moyen, sur la base de 6,5 m³ de matières de vidange brute par m² de lit et par an, devrait donner satisfaction en première approche, à partir d'apports cumulés de 40 kg de MES · m⁻² · an⁻¹ et compte tenu des concentrations moyennes de matières de vidange brutes observées en Indre-et-Loire (environ 6,7 g de MES · l⁻¹).

L'admission du filtrat issu du traitement primaire physico-chimique dans des stations à boues activées en aération prolongée de collectivités d'une taille minimale de 2 000 EH peut constituer une solution satisfaisante dès lors que leur charge réellement traitée n'excède pas 80 % du nominal.

Beaucoup de stations peuvent se trouver dans cette situation et seraient donc susceptibles d'accueillir des volumes de l'ordre d'une douzaine de m³ chaque jour, à condition que l'on se soit préalablement assuré que la capacité d'aération est suffisante pour permettre conjointement une nitrification efficace et des périodes d'arrêt de l'aération suffisamment longues, pour ménager le temps nécessaire à la dénitrification dans le bassin d'aération, sous peine d'encourir de sérieux risques de remontées de boues en décantation secondaire. Il est donc indispensable que l'aération et le brassage soient dissociés.

En traitement secondaire spécifique, le lagunage naturel aménagé sur le site de La-Celle-Guénand et, tout particulièrement la première lagune dont la profondeur de 50 à 60 cm permet un rapide passage en aérobiose via le développement intensif d'algues microscopiques stimulé par la pénétration de la lumière

solaire dans un liquide clair, constitue une approche prometteuse par sa simplicité et sa fiabilité de fonctionnement. Toutefois, elle n'a pu être appréciée pleinement, en raison de la sous-charge de l'installation (environ 30 % en volume et charge en DCO par rapport aux données de projet).

Dans de futurs sites, il sera judicieux de garder ensuite trois autres bassins d'une profondeur de 80 cm maximum et de compléter le traitement par un dispositif de filtration sur sable, le cas échéant planté de roseaux, pour améliorer de façon rapide la qualité du rejet par filtration des algues sur un support fin. Ce dispositif permettra aussi d'éliminer la quasi-totalité de l'azote ammoniacal qui sortira des lagunes, en sachant que l'essentiel des abattements azotés aura au préalable été réalisé par stripping d'ammoniac et prélèvement par la biomasse algale.

Le filtre à gravier mis en place à Beaumont-la-Ronce et qui constitue le maillon essentiel de la filière de traitement secondaire expérimentale, mise en œuvre sur ce site, a incontestablement démontré une bonne aptitude pour obtenir au final un rejet caractérisé par une concentration en DCO inférieure à 150 mg · l⁻¹ et une importante nitrification aboutissant à une teneur en sels ammoniacaux inférieure à 10 mg · l⁻¹. Cependant, la sous-charge de cette installation (55 g de DGO m⁻² · j⁻¹ au lieu des 300 g DGO m⁻² · j⁻¹ prévus au projet) ne permet pas de lever les incertitudes qui pèsent sur ce type de dispositif au regard d'autres utilisations à caractère également expérimental (traitement d'effluents de fromageries fermières, ayant cependant des rapports C/N beaucoup plus élevés que ceux du filtrat primaire) dans lesquelles une accumulation de matière organique difficilement dégradable peut conduire le support (de granulométrie généralement comprise entre 3 et 5 mm) au colmatage.

En outre, le processus de dénitrification mis en œuvre dans une bêche séparée servant aussi d'alimentation du filtre, s'avère peu efficace et de conduite délicate dès lors que l'effluent apportant la source de carbone est également chargé en azote réduit. Nous proposons donc de différer la réalisation de ce type de filière.

Sa mise en œuvre dans un futur site revêtira encore nécessairement un caractère expérimental qu'il est néanmoins intéressant d'étudier en raison de la qualité du rejet obtenu sur une emprise au sol environ six fois moindre que celle d'un lagunage naturel aménagé. Les résultats attendus d'un tel système viendraient utilement compléter les connaissances sur les systèmes fonctionnant sur le principe des « cultures fixées sur supports fins » dont les applications potentielles sont multiples et intéressantes au regard des performances élevées qui peuvent être obtenues et de la simplicité de fonctionnement qu'induit une filière de traitement où la gestion des boues est minimisée, à défaut d'être dès aujourd'hui complètement contrôlée.

Il serait judicieux d'ajouter en aval du filtre à gravier, un lit planté de roseaux à flux horizontal (ou deux en parallèle, à titre expérimental) pour tester ses réelles potentialités en termes de dénitrification. Ce type de filtres est utilisé dans quelques pays anglo-saxons pour dénitrifier des effluents d'origine domestique, mais les données concernant les rapports C/N optimaux mériteraient encore d'être étayées, surtout pour des effluents aussi concentrés en nitrates que le sont les percolats de matières de vidange sortant d'un filtre à gravier comme celui de Beaumont-la-Ronce.

Au plan économique, ce rapport s'attache surtout à présenter l'aboutissement logique de la démarche entreprise lors de la mise en place du schéma départemental d'élimination des matières de vidange en Indre-et-Loire, avec de la redevance. Cette dernière était indispensable pour préserver l'équilibre financier du traitement (partie intégrante du schéma) et l'équité entre tous les usagers de l'assainissement non collectif. Par souci de simplicité, les chiffres présentés concernent seulement le traitement des matières de vidange brutes en grosses stations ; de toute évidence, il n'eût pas été possible de chiffrer les coûts des sites expérimentaux dédiés à ces matières.

Néanmoins, cette partie offre un canevas adaptable à d'autres situations et d'autres lieux. Face à la variabilité du produit, on comprend rapidement que les valeurs retenues pour chiffrer les différents postes du traitement sont des ordres de grandeur acceptables, qui permettent aux différents acteurs d'ébaucher le coût global d'un schéma départemental d'élimination des matières de vidange : une étape non exclusive [une mise à niveau technique des filières d'assainissement non collectif s'impose également] mais indispensable pour que l'assainissement non collectif puisse enfin se hisser au niveau d'une alternative crédible à l'assainissement collectif.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AGENCE DE BASSIN LOIRE-BRETAGNE, 1980, *L'assainissement individuel : principes et techniques actuelles*, ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, 126 pages.
- ALEXANDRE A., BERLAND J.M., FABY J.A., FOGLIA A., MAUVAIS F., 2000, *Le contrôle et l'entretien des installations d'assainissement non collectif*, Documentation technique FNDAE Hors Série n° 13, 100 pages.
- ALEXANDRE O., FOGLIA A. et VICTOIRE R., 2001, *Mise en place de schémas départementaux d'élimination des matières de vidange. Étude de cas : le schéma d'élimination en Indre-et-Loire*, collection Études, Cemagref, à paraître.
- BODETEMEREAU E., 2000, *Évaluation des systèmes de traitement de boues d'épuration par macrophytes*, mémoire de fin d'études, ESA Angers, 59 pages + annexes.
- CANLER J.P., 2001, *Performances des systèmes de traitement biologique aérobie des graisses*, Document technique FNDAE n° 24, Cemagref Éditions, 64 pages.
- CRITES R. and TCHOBANOGLOUS G., 1998, *Small and decentralized wastewater management systems*, Mc Graw-Hill.
- KOOTTATEP Th., POLPRASERT C., OANH N.T.K., 1999, Results of the 2-year observations and lessons learnt from operating experience of the AIT Constructed Wetlands. In: *Proceedings, Int. Seminar on Constructed Wetlands – A Promising Technology for Septage Management and Treatment*, Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand.
- LALIRE V., 2001, *Dimensionnement de dispositifs de distribution d'eaux usées pour filtres enterrés*, mémoire de fin d'études, ENSC-Rennes, 22 pages + annexes.
- LIÉNARD A., 1999, Déshydratation des boues par lits de séchage plantés de roseaux, *Ingénieries EAT*, n° 17 – mars 1999, pp 33 – 45.
- LIÉNARD A., GUELLAF H., BOUTIN C., 2000, Choix de sable pour les lits d'infiltration-percolation, *Ingénieries EAT*, n° spécial, pp 59 – 66.
- PHILIP H., RAMBAUD A., MAUNOIR S., 1994, Fonctionnement et performances des fosses septiques toutes eaux. *TSM*, n° 17, pp 645 – 650.
- ROBIDOUX P.Y., LOPEZ-GASTEY J., CHOUCRI A., SUNAHARA G.I., 1998, Procedure to screen illicit discharge of toxic substances in septic sludge received at a wastewater treatment plant, *Ecotoxicology and environmental safety*, **39**, 31 – 40.
- STEINER B., 1985, *Sur l'utilisation du phytoplancton pour la caractérisation des installations de lagunage naturel*, mémoire de thèse, université de Franche-Comté, Ed. Cemagref, 245 pages.
- SATESE – Cemagref., Agences de l'eau, ENSP 1997, *Le lagunage naturel. Les leçons tirées de 15 ans de pratique en France*, Coédition : Cemagref, agence de l'Eau Loire-Bretagne, 60 p.
- US EPA 1999, *Septage treatment/disposal, Decentralized Systems Technology Fact Sheet*, Report EPA 932-F-99-068.



LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 – Essais de floculation conduits par le SATESE de Haute-Garonne

Annexe 2 – Descriptif du traitement primaire en place à Beaumont-la-Ronce

Annexe 3 – Schéma et photo du dispositif de séparation de phases (boues primaires et filtrat primaire) à Beaumont-la-Ronce

Annexe 4 – Étude du peuplement algal à la Celle-Guénand

Annexe 5 – Schéma global du système en place à Beaumont-la-Ronce

Annexe 6 – Vues schématiques décrivant le filtre à gravier de Beaumont-la-Ronce

Annexe 7 – Conseils relatifs à l'aménagement d'une aire de dépotage et traitement des matières de vidange

Annexe 1 – Essais de floculation conduits par le SATESE du Tarn et Garonne

Trois types de matières de vidange, de qualité très différente mais provenant exclusivement d'installations d'assainissement non collectif, préalablement tamisées à 1 mm, ont été mélangées en laboratoire, pendant un temps n'excédant pas deux à trois minutes avec des doses de floculant cationique Floerger FC 250, puis les phases ont été simplement séparées à l'aide d'une écumoire.

Essai 1 (Fosse septique) : 132 ml de floculant à 5 g/l soit 660 mg par l de matières de vidange

Paramètres	matières de vidange brutes (mg/l)	Filtrat I (mg/l)	RENDEMENT
DBO	7686	154	98,0 %
DCO	56984	829	98,5 %
MES	57084	1586	97,2 %
NTK	2010	412	79,5 %
PT	1440	37	97,4 %

Essai 2 (Fosse toutes eaux) : 44 ml de floculant à 5 g/l soit 220 mg par l de matières de vidange

Paramètres	matières de vidange brutes (mg/l)	Filtrat I (mg/l)	RENDEMENT
DBO	4010	674	83,2 %
DCO	12952	1231	90,5 %
MES	9148	1268	86,1 %
NTK	356	156	56,3 %
PT	216	45	79,2 %

Essai 3 (Fosse étanche) : 44 ml de floculant à 5 g/l soit 220 mg par l de matières de vidange

Paramètres	matières de vidange brutes (mg/l)	Filtrat I (mg/l)	RENDEMENT
DBO	165	70	57,6 %
DCO	761	376	50,6 %
MES	874	702	19,7 %
NTK	146	138,5	5,1 %
PT	50	11	78,0 %

Tableau 26 – Tests réalisés par le SATESE (82)

L'essai 1 met en jeu des matières de vidange issues d'une fosse septique ne recevant que des eaux vannes. L'essai 2 est réalisé avec des matières de vidange d'une fosse toutes eaux recevant normalement un mélange d'eaux vannes et d'eaux ménagères (eaux grises). Le troisième se déroule en présence de matières de vidange s'apparentant à des eaux usées domestiques, il s'agit d'une fosse étanche, anormalement équipée d'une chasse d'eau « classique » (de grande capacité) et qui doit, de ce fait, être vidangée tous les 3 mois.

Ce test, conduit résolument de façon simple, est néanmoins intéressant à plusieurs titres.

- Par la représentativité des produits identifiés et soumis à ce test qui illustrent ce qu'est la diversité des matières de vidange issues de l'assainissement non collectif au sens strict.
- Les rendements intéressants qui concernent évidemment au premier chef la fraction particulaire et ses répercussions sur les éléments qui y sont associés. En dépit des doses de flocculant très différentes introduites entre les essais 1 et 2, on note que la concentration du flocculant peut s'établir respectivement à 11,6 mg de FC250 par g de MES pour l'essai 1 et 24,0 mg pour l'essai 2.
- En dépit d'une dose plus de 10 fois supérieure pour l'essai 3 (253 mg de FC250 par g de MES), le rendement sur les MES est modeste (19,7 %) et se répercute sur les autres paramètres. Il est évident qu'un processus de coagulation (non mis en œuvre ici) et de floculation mis en œuvre de façon plus perfectionnée, à l'instar de celui réalisé en Indre-et-Loire améliorerait sensiblement les résultats et notamment sur le phosphore (en fonction des doses de chlorure ferrique apportées).

Annexe 2 – Descriptif du traitement primaire en place à Beaumont-la-Ronce

Le local dévolu au traitement primaire abrite les organes suivants.

- **Stockage du coagulant**

Il s'agit de chlorure de fer (FeCl_3) à 41 % (en masse) densité : 1,42 soit 200 g Fe/l, dilué à raison de 0,5 l pour 113 litres (soit 900 mg de Fe \cdot l⁻¹ et 1650 mg de Cl \cdot l⁻¹), stocké dans une cuve de 0,92 m de diamètre, équipée d'un agitateur : Sew Usocome 0,55 kW 1380/102 t/min qui est mis en marche préalablement pendant 10 minutes avant le pompage des matières de vidange.

- **Stockage du floculant**

Il s'agit d'un floculant de type cationique Floerger FO 4290 dilué à raison de 1 litre pour 150 l (soit 5 g \cdot l⁻¹ de solution active) dans une cuve de stockage (diamètre 1,38 m) équipée d'un agitateur identique au précédent et fonctionnant dans les mêmes conditions.

- **Cuve d'injection et de mélange du FeCl_3 avec les matières de vidange brutes**

Cuve octogonale, 72 cm de diamètre pour 30 cm de côté et 1,15 m de hauteur.

Volume total : 500 litres, volume utile : 430 litres.

Pompe d'injection Leroy-Somer, débit d'injection du coagulant : 0,2 m³/h soit approximativement 17 mg de Fe \cdot l⁻¹ de matières de vidange (50 mg de $\text{FeCl}_3 \cdot$ l⁻¹).

Agitateur Sew Usocome 0,37 kW 1380/33 t/min

Temps de contact matières de vidange/ FeCl_3 : 2,5 minutes en pointe (au débit de pompe d'alimentation de 10,1 m³ \cdot h⁻¹).

- **Cuve d'injection et mélange du floculant**

Cuve octogonale, 72 cm de diamètre pour 30 cm de côté et 1,05 m de hauteur.

Volume total : 460 litres, volume utile : 374 litres.

Pompe d'injection Seepex de 0,59 kW ayant un débit de 0,35 m³/h, soit une dose de floculant de 170 mg \cdot l⁻¹.

Agitateur identique à celui de la cuve d'injection du coagulant (brassage lent).

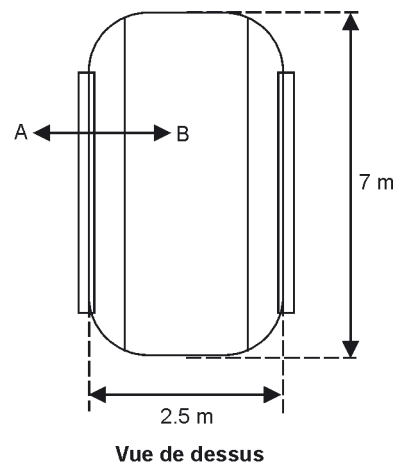
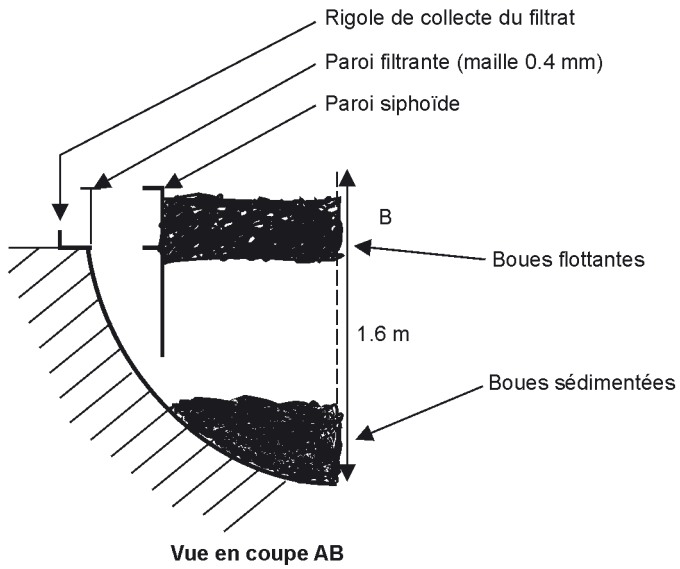
Temps de contact matières de vidange/floculant : 2,1 minutes.

Au plan des critiques et améliorations qui peuvent être formulées à ce niveau, on mentionnera :

- en coagulation, ne pas descendre sous le temps de contact mentionné précédemment mais un brassage plus énergique pourrait être préconisé.
- en floculation, le brassage lent en place est approprié mais le temps de contact pourrait utilement être augmenté à 5 minutes en période de pointe.

Ces éléments ont été pris en compte dans le réaménagement du site d'Athée-sur-Cher, conjointement avec la mise en place des lits de séchage de boues plantés de roseaux opérant la séparation des phases liquide et solide.

Annexe 3 – Schéma et photo du dispositif de séparation de phases (boues primaires et filtrat primaire) à Beaumont-la-Ronce



Annexe 4 – Étude du peuplement algal à La Celle-Guénand

ÉTUDE PHYTOPLANCTONIQUE

L'observation au microscope photonique (X40), effectuée sur un échantillon formolé prélevé mensuellement par le SATESE (de décembre 99 à juillet 2000) en filtrant sur un filet à plancton de maille 10 µm deux litres d'eau de surface prélevés à la sortie des bassins, a permis de dresser un inventaire des algues présentes dans le milieu.

Le peuplement phytoplanctonique est très peu diversifié en comparaison de la richesse taxonomique observée par Steiner (1985) sur des bassins de lagunage naturel : 31 taxons en moyenne sur 8 installations (suivi de deux ans, de 9 à 20 prélèvements).

À La Celle-Guénand, seulement 15 espèces ont été répertoriées. La biocénose algale de chaque bassin est globalement dominée tout au long du suivi par les *chlorococcales*, caractéristiques de milieux eutrophes. En revanche, les *eugléniens*, souvent caractéristiques des milieux très chargés, (certaines espèces se comportent comme des hétérotrophes et peuvent se nourrir de substances organiques) n'apparaissent ici qu'en second plan.

Le système se caractérise par une stabilité de la composition des peuplements sur les plans temporel et spatial qui tient vraisemblablement à son inertie (temps de séjour élevés) tout autant qu'à sa sous-charge. Pour l'ensemble du suivi, le regroupement des espèces rencontrées est résumé dans le tableau ci-dessous.

Espèces dominantes	Espèces fréquentes	Espèces rares
<i>Chlorella sp.</i> <i>Coelastrum microsporium</i>	<i>Oscillatoria sp.</i> <i>Scenedesmus catenati sp.</i> <i>Scenedesmus conniventes sp.</i> <i>Scenedesmus quadrispinosi sp.</i> <i>Chlorocloster sp.</i> <i>Euglena sp.</i> <i>Oocystis sp.</i>	<i>Ankistrodesmus sp.</i> <i>Chodatella sp.</i> <i>Diatomophycées sp.</i> <i>Micractinium sp.</i> <i>Synechococcus sp.</i>

Tableau 1 – Liste des taxons identifiés au cours du suivi

Les espèces rares apparaissent généralement dans le bassin 4. Ainsi, on observe souvent par lots de prélèvements mensuels une richesse taxonomique qui augmente du bassin 1 au bassin 4, confirmant ainsi une amélioration de la qualité de l'eau le long de la filière de traitement. Cependant, la caractérisation du peuplement phytoplanctonique par bassin reste peu évidente car on n'observe des changements qu'entre les groupes espèces fréquentes et espèces rares.

Cependant, le prélèvement de décembre a montré une distinction nette entre B1-B2 et B3-B4 par la présence de *Chlorocloster* dans ces deux derniers. Cette distinction s'atténue par la suite pendant la saison hivernale pour réapparaître à partir de mai. Le bassin 1 se caractérise aussi par l'apparition d'*Euglena sp.* en janvier, de *Chlodatella sp.* en février.

Les prélèvements les plus atypiques sont ceux effectués en mai et juillet dans le bassin 2. En effet, en mai un développement important de rotifères (brachionidés *Keratella*) a été observé (avec décroissance du bassin 1 au bassin 4) puis s'est atténué par la suite. Parallèlement, on a noté l'apparition de *Micractinium sp.* En juillet, la dominance du peuplement phytoplanctonique par les *euchlorophycées* est contestée par *Synechococcus sp.*

Pour tous les prélèvements, des copépodes du type *Cyclopoïda* avec présence de femelles ovigères sont observés à partir du mois de mars. Accessoirement, la campagne d'avril a permis de noter la présence de *chironomes* et de *notonectes* (punaises d'eau).

La densité phytoplanctonique varie de manière plus évidente le long de la filière de traitement par prélèvement mensuel et par bassin tout au long du suivi comme le montre la figure 1.

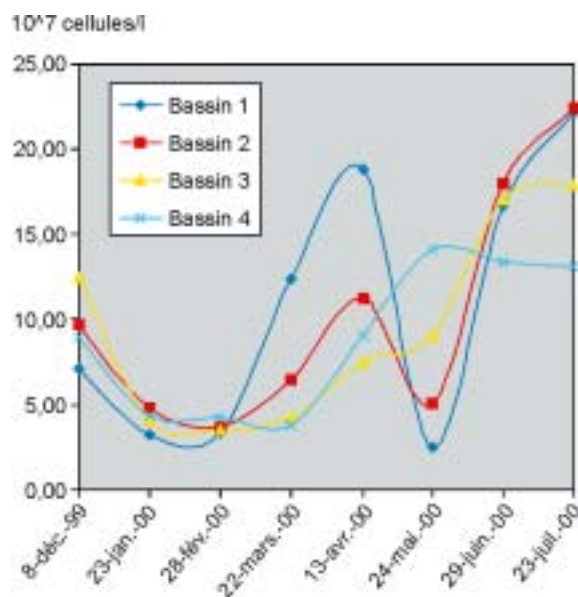


Figure 1 – Variation spatio-temporelle de la densité algale (toutes espèces confondues)

L'évolution de la densité phytoplanctonique au cours du suivi apparaît logique. En effet, on observe bien pour chaque bassin une faible population l'hiver puis une augmentation à l'arrivée du printemps. La chute constatée en mai s'explique par la pullulation des *rotifères* (prédateurs du phytoplancton), citée précédemment, et a pu, comme déjà vu, contribuer au moindre abattement des sels ammoniacaux.

Les bassins 3 et 4 ont une densité phytoplanctonique inférieure à celle des bassins 1 et 2 sauf en hiver où on observe une homogénéisation de la densité et en mai sans doute à cause de la pression prédatrice des rotifères qui diminue du bassin 1 au bassin 4. Ce résultat traduit aussi une amélioration de la qualité de l'eau le long de la filière de traitement.

Pigments chlorophylliens

Seule la teneur en chlorophylle *a* active (présente dans toutes les algues) donne une bonne représentation de la biomasse algale. En effet, la concentration en pigments chlorophylliens variant suivant l'état physiologique des cellules, la mesure de ce paramètre tient compte à la fois du nombre d'organismes et de leur activité photosynthétique. Les chlorophylles *b* et *c*, plus spécifiques de certains groupes d'algues, sont exploitées uniquement sous la forme de rapport [*c/b*] qui apporte des renseignements sur la composition du peuplement. La chlorophylle *c* se trouve uniquement dans les diatomées (algues enfermées dans une coque siliceuse) et les pyrophytes (algues bleues et rouges) alors que la chlorophylle *b* caractérise les *euglénophycées* (algues unicellulaires très souvent flagellées) et les *chlorophycées* (algues vertes).

	Chl. a active (mg m ⁻³)		Rapport c/b		Phéopigments (mg m ⁻³)	
	Décembre	Avril	Décembre	Avril	Décembre	Avril
sortie B1	108	113	1,2	0,10	12,3	13,2
sortie B2	100	92	1,2	0,07	15,1	15,2
sortie B3	80	36	1,5	0,04	14,7	6,2
sortie B4	57	39	2,6	0,13	8,2	5,9

Tableau 2 – Variation spatio-temporelle des pigments chlorophylliens

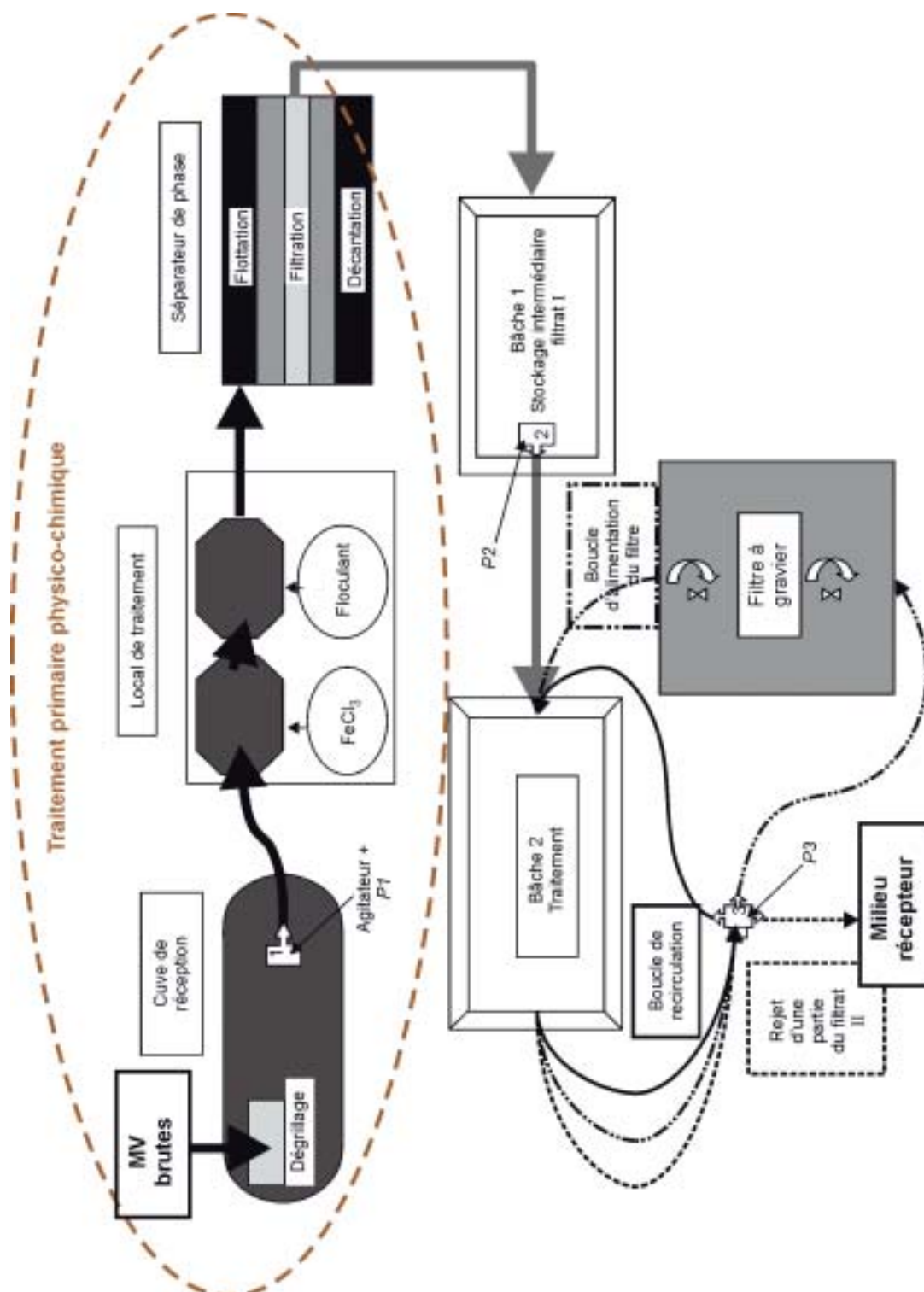
La biomasse algale diminue logiquement du bassin 1 au bassin 4 pour les deux dates, le bassin 4 étant beaucoup moins chargé organiquement que le bassin 1.

La teneur en chlorophylle *a* est souvent plus faible que celle d'autres sites de lagunage naturel (Steiner, 1985).

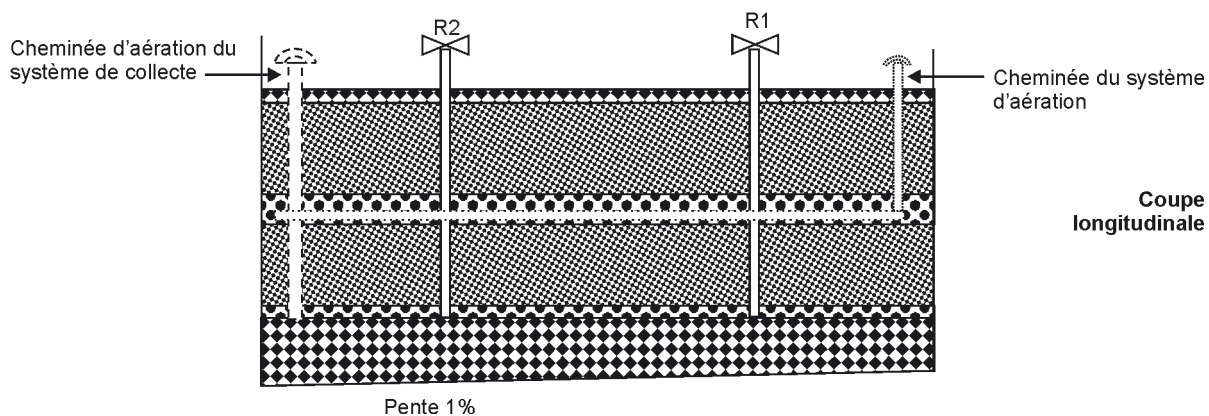
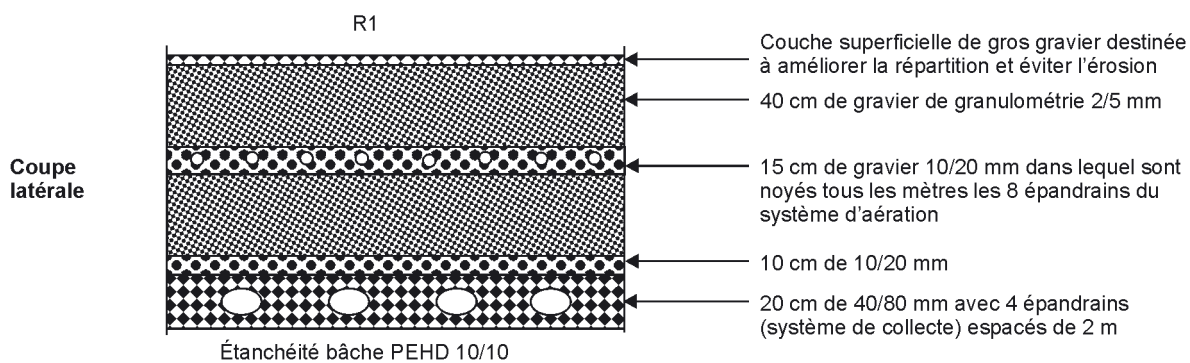
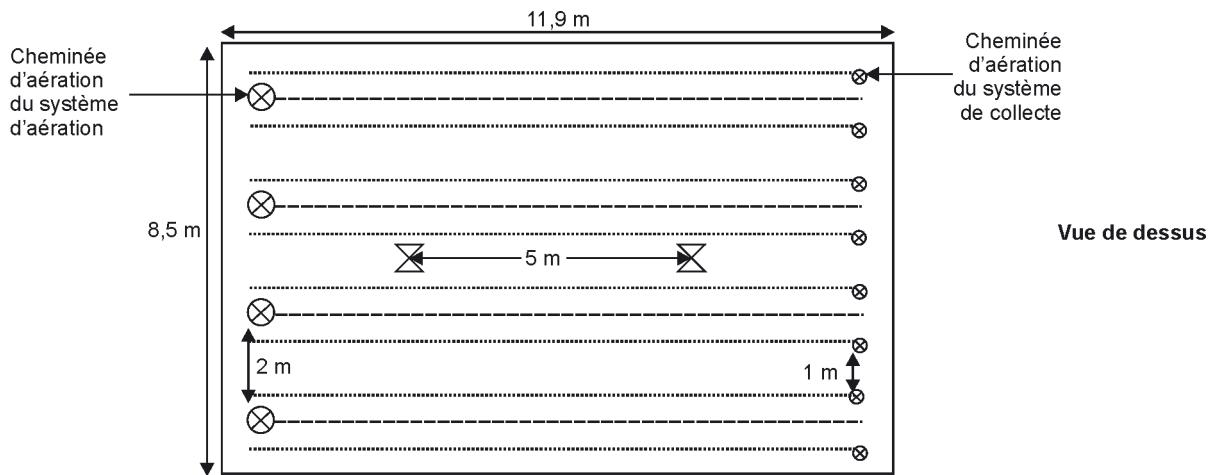
Les variations du rapport *c/b* témoignent d'une évolution sensible du peuplement algal qui n'a pu être constatée par l'observation microscopique.

Les phéopigments correspondent à la chlorophylle dégradée et peuvent par conséquent témoigner d'une population algale vieillissante ou d'un bloom algal. Généralement, on observe une teneur en phéopigments importante en été ou en début d'automne. La stabilité des valeurs sur les bassins 1 et 2 n'est pas interprétable, celle du bassin 4 confirme certainement un très faible renouvellement du milieu dont le peuplement, plus différencié, a pu être influencé par des apports antérieurs.

Annexe 5 – Schéma global du système en place à Beaumont-la-Ronce



Annexe 6 – Vues schématiques décrivant le filtre à gravier de Beaumont-la-Ronce



Annexe 7 – Conseils relatifs à l'aménagement d'une aire de dépotage et traitement des matières de vidange (source A. Denis – Grand Lyon)

Ces informations émanent pour l'essentiel de la station de dépotage et traitement de Pierre-Bénite où elles ont été établies en vue de réaménager le site ; elles concernent donc un gros centre de dépotage avec ses contraintes spécifiques. Leur mise à disposition peut cependant être utile et servir de guide pour l'équipement de sites de moindre taille.

ACCÈS AU SITE

Gabarits

Les sociétés ont tendance à s'orienter vers l'achat de gros porteurs, voire d'attelages afin de transporter plus de matières en évitant les surcharges.

La plupart des véhicules sont de type « aspiratrices » et outre des cuves de collecte des produits liquides, ils possèdent des cuves pour injecter de l'eau sous pression en plus ou moins grands volumes (combinés hydro-cureurs).

Ces véhicules existent en porteurs à deux, trois ou quatre essieux, en semi-remorques à quatre ou cinq essieux ou encore enattelages.

Les longueurs des porteurs ou semi-remorques avec ou sans remorques varient entre 7 et 18,75 mètres.

Les hauteurs maximales des véhicules, citernes baissées sont de 4,20 m.

Les hauteurs maximales des véhicules, citernes levées sont de 10 m.

La largeur des véhicules est de 2,5 m.

Circulation

- Éviter les manœuvres et croisements de véhicules, notamment pour ceux ne satisfaisant pas aux contrôles.
- Limiter la vitesse (maxi 30 km/h).
- Faciliter une file d'attente adaptée aux flux attendus.

Poste d'accueil et contrôle de provenance

Les véhicules passeront par le poste de contrôle où ils remettront les documents d'identification du vidangeur et des produits à dépoter. La transmission des informations et des documents sera conçue pour que les chauffeurs n'aient pas à descendre de leur cabine.

L'agent d'accueil saisira sur informatique les données utiles.

En sortant, les camions repasseront par le poste de contrôle pour récupérer les documents attestant de leur passage.

Les camions qui ne seront pas acceptés dans la zone de manœuvre des véhicules qui dépotent devront pouvoir repartir sans pénétrer dans la zone de dépotage.

Pesée

Le pont bascule d'entrée sera différent de celui de sortie. Ils seront disposés de part et d'autre du poste de contrôle afin d'éviter aux chauffeurs de couper la zone de circulation pour effectuer leurs déclarations. La cabine

des camions stationnés sur la balance se trouvera au niveau de la cabine de l'agent d'accueil. Un système de barrière stoppera les camions pendant le temps nécessaire à la pesée et à la saisie des informations.

Le poids sera enregistré automatiquement et rapatrié dans le fichier informatique.

Les balances permettront de peser des véhicules jusqu'à 60 tonnes avec une précision de 20 kg.

CONCEPTION DE LA PLATE-FORME DE DÉPOTAGE

Généralités

Les ouvrages seront conçus de façon qu'un véhicule en train de dépoter, quelle que soit sa taille, ne perturbe pas la circulation, le stationnement et le dépotage des autres véhicules.

Les attelages pourront dépoter leurs deux citernes sans avoir à manœuvrer le véhicule.

Les ouvrages seront prévus de manière à minimiser les volumes morts dans les canalisations de vidange.

Systèmes de vidange

Les camions de vidange sont équipés de vannes de vidange qui peuvent avoir des diamètres de 80, 100 et 150 mm (sachant que 80 % des véhicules utilisent le diamètre 100 mm). Elles sont placées en divers points : à l'arrière du véhicule, à l'avant du flanc droit de certaines remorques ou au centre du flanc droit de certaines remorques.

Les raccords peuvent être de plusieurs types : « pompier », « rapide », ...

Les canalisations de vidange perdent de leur flexibilité à faible température. Par conséquent, il faut prévoir des longueurs suffisantes et des aires de manœuvre adaptées aux types de véhicules.

Les véhicules sont équipés d'un dispositif de sécurité entre la pompe (créant la dépression et la surpression) et la citerne qui doit être vidangé périodiquement. C'est notamment pour cette raison qu'il faut prévoir sur les aires de dépotage, des pentes d'écoulement et de reprise au sol qui peuvent être lavées avec des jets d'eau sous pression.

Revêtement, pentes

Le sol de la plate-forme devra résister à la charge des véhicules, aux manœuvres et au gel. Le revêtement sera antidérapant.

La pente des aires de dépotage sera conçue pour récupérer tous les liquides susceptibles de s'échapper normalement ou accidentellement sans toutefois gêner le repositionnement des citernes dans leurs guides après lavage pour faciliter un dépotage.

Accessibilité

Le chauffeur pourra faire le tour de son véhicule lors du dépotage. Si l'aire comporte plusieurs postes, ils seront espacés d'au moins 1,5 m entre deux véhicules.

Points d'eau

Chaque point de dépotage sera équipé d'un point d'eau avec enrouleur et tuyau permettant si nécessaire d'accéder aux citernes par les trappes de visite en partie haute.

La pression d'eau sera suffisante pour permettre au chauffeur de nettoyer toute sa citerne, y compris par les portes arrière relevables en sachant que les citernes les plus longues peuvent faire 10 mètres.

Le positionnement des différents points d'eau permettra de nettoyer correctement l'ensemble de l'aire de dépotage.

La robustesse des enrouleurs sera prévue pour un usage intensif et les lances devront résister aux chocs lors des chutes.

Un lavage rapide et efficace de la pré-fosse de dépotage (voir « contrôle du produit ») doit pouvoir être réalisé avant l'arrivée d'un nouveau chargement.

À l'extérieur de la plate-forme, un ou deux points d'eau (le cas échéant de moindre qualité) à gros débit seront installés pour permettre le remplissage des citernes des camions.

HYGIÈNE ET SÉCURITÉ

Le site sera équipé de lavabos, douches, toilettes et rince-œil réservés aux chauffeurs des sociétés utilisatrices du site. D'une manière générale, l'installation respectera les dispositions réglementaires et administratives relatives à l'hygiène, la sécurité et les conditions de travail conformément aux dispositions du code du travail (voir annexe au CCTP réalisé par la CRAM [Caisse régionale d'assurance maladie] de Bretagne).

Contrôles

Le principe de la direction de l'eau est que les entreprises de vidange doivent maîtriser la nature des produits apportés sur le site. Les agents d'exploitation réalisent des contrôles qui visent à s'assurer que cette maîtrise est effective et à éviter l'entrée de produits susceptibles de générer des risques pour le personnel et pour les procédés de traitement. Ces contrôles se déroulent en deux étapes qui permettent, d'une part, l'accueil et la vérification des documents identifiant l'entreprise de vidange et le produit transporté et, d'autre part, un contrôle rapide mais direct au moyen de paramètres simples qui garantissent la conformité du produit au statut de matières de vidange.

Contrôle des documents

Il s'exerce au poste d'accueil sur le site et à deux niveaux :

- de l'entreprise au moyen du protocole sécurité chargement-déchargement établi conjointement entre l'exploitant de la station et l'entreprise de vidange,
- du produit, via le bordereau d'identification et de suivi des sous-produits liquides de l'assainissement.

Contrôle direct du produit

Dès lors que le chargement peut accéder à l'aire de dépotage, après pesée en charge, le camion se branche sur la canalisation qui alimente une pré-fosse (équipée d'un dégrilleur) où un prélèvement sera opéré en vue de détecter les produits liquides ne relevant pas de l'assainissement.

- La couleur : elle doit être noire, grise ou marron (caractéristique d'une matières de vidange) ;
- L'odeur : assez caractéristique de produits anaérobies, elle doit être indemne d'effluves de carburants ou solvants ;
- L'aspect : grossièrement homogène sans fraction flottante irisée après quelques minutes de repos. Une quantité anormale de graisses figées en surface peut aussi laisser penser que l'on a plutôt affaire à une vidange de dégraisseur de station d'épuration ou d'un établissement de restauration collective qu'à des matières de vidange provenant de fosses septiques ou fosses toutes eaux.
- Le pH : doit être compris entre 6,0 et 8,0 (pour les matières de vidange spécifiquement*).

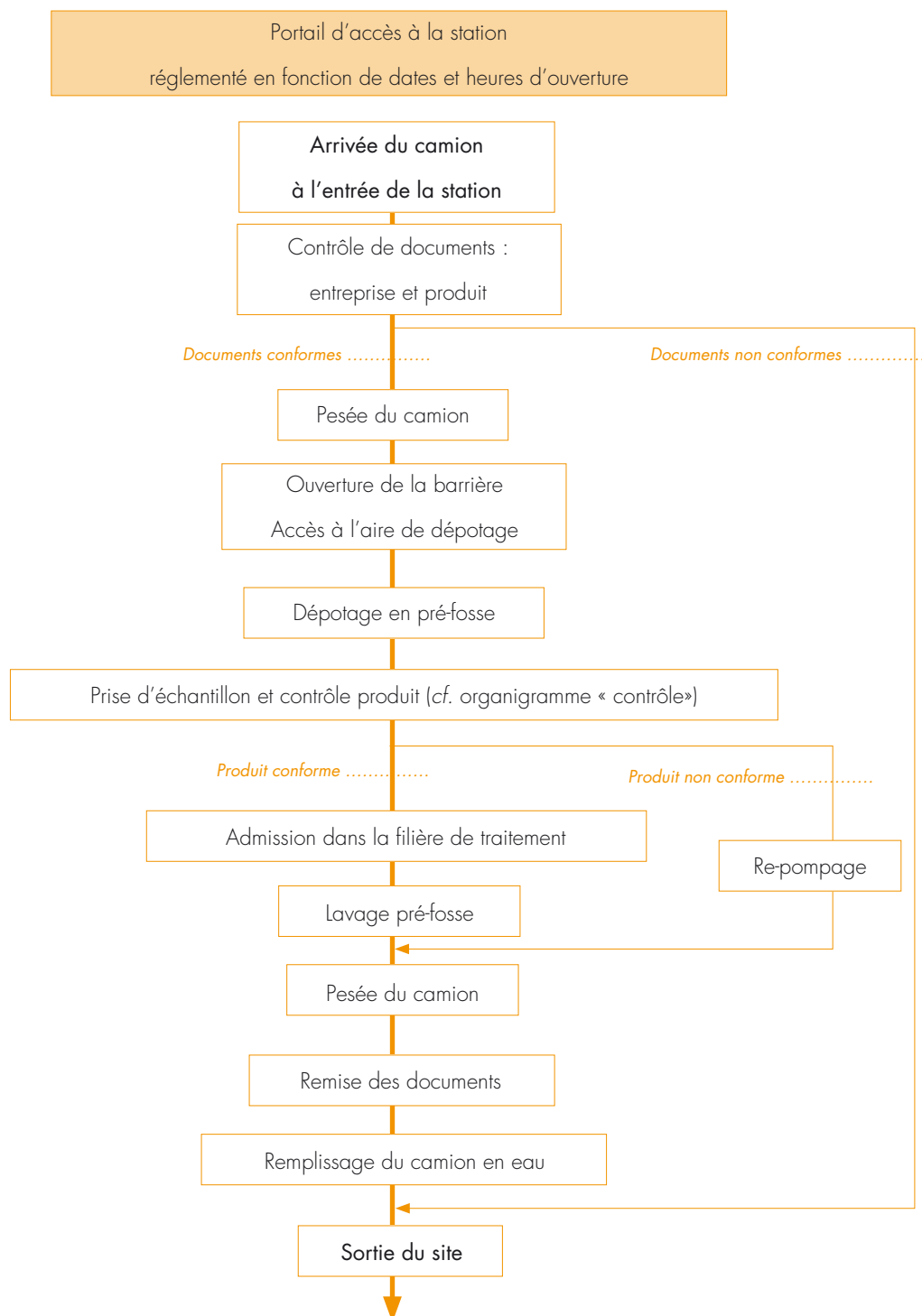
Si la totalité de ces paramètres est conforme, le contenu est transféré vers la cuve de dépotage où il sera mélangé à d'autres chargements et admis dans la filière de traitement.

Si le produit n'est pas conforme, son contenu ainsi que l'eau résultant du lavage de la pré-fosse seront pompés par l'entreprise.

* La fourchette d'acceptation des produits liquides de l'assainissement à Pierre-Bénite est plus large : $5,5 < \text{pH} < 8,5$. Les valeurs extrêmes retenues pour les MV sont celles du tableau 1-2.

Annexe 8 – Organigrammes des différentes étapes du dépotage et du contrôle des matières de vidange (source A. Denis – Grand Lyon)

Organigramme d'un dépotage



Organigramme des contrôles

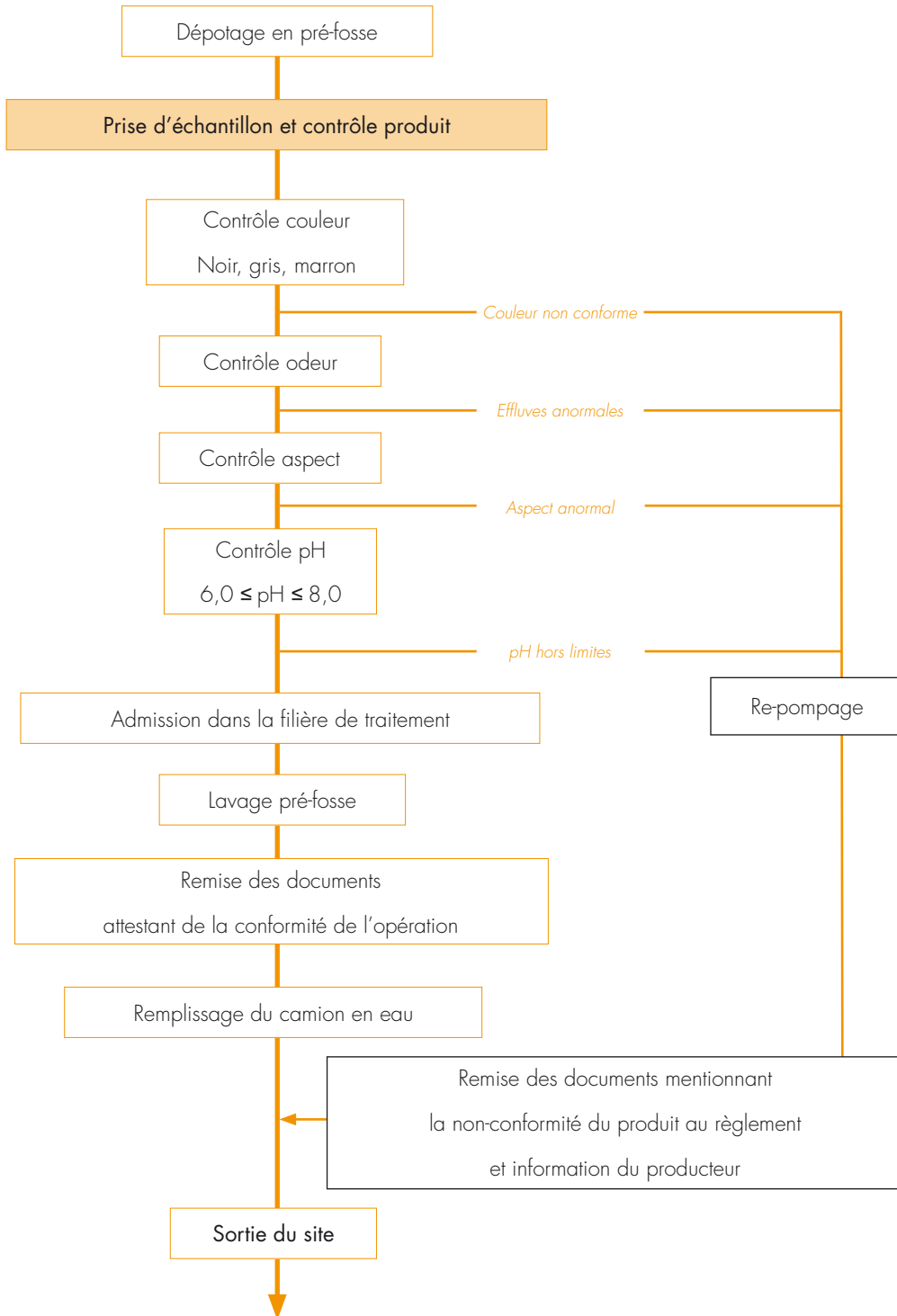


Table des figures

Figure 1 – Évolution des DCO dissoutes et hydrogencarbonates au cours du test de biodégradabilité	15
Figure 2 – Évolution des sels ammoniacaux et nitrites au cours du test de biodégradabilité	15
Figure 3 – Concentrations en DCO et sels ammoniacaux des matières de vidange brutes et filtrat primaire sur 3 sites d'Indre-et-Loire	22
Figure 4 – Variations du débit de la pompe matières de vidange brute établies à partir de celui de la pompe filtrat primaire	23
Figure 5 – Coupe schématique d'un lit de séchage planté de roseaux	27
Figure 6 – Gestion financière du traitement des matières de vidange en Indre-et-Loire (en vigueur depuis le 1 ^{er} janvier 2001)	35
Figure 7 – Plan général de l'installation de La Celle-Guénand	42
Figure 8 – Évaporation comparée entre relevés du bac colorado sur le site et données calculées par le service de la météo	44
Figure 9 – Apports mensuels à La Celle-Guénand	44
Figure 10 – Évolution mensuelle comparée de la pluie, de l'évaporation et des apports ramenés à la surface globale des 4 bassins alimentés en filtrat primaire	45
Figure 11 – Évolution comparée du rapport [pluie/évaporation] et des taux de dilution calculés à partir des chlorures	45
Figure 12 – Évolution des concentrations moyennes mensuelles corrigées en DCO _f en sortie des 4 lagunes au regard des charges en DGO apportées	47
— Figures 13 – Évolution des concentrations moyennes mensuelles corrigées en N-NH ₄ ⁺ en sortie des 4 lagunes de la Celle-Guénand	47
Figure 14 – Vue schématique du traitement secondaire de Beaumont-la-Ronce	55
Figure 15 – Rendements de dénitrification en batch	58
Figure 16 – Volumes mensuels traités à Beaumont-la-Ronce	58
Figure 17 – Concentrations après traitement à Beaumont-la-Ronce	59
Figure 18 – Évolution des concentrations en DCO et azote dissous en entrée et sortie du filtre à gravier	59
Figure 19 – Photo du répartiteur R1 et résultat de la répartition (R2 court-circuité) sur le filtre à gravier (l'essai 2 correspond à une vanne de retour vers B2 un peu plus ouverte).	60

Table des photos

Photo 1 – L'unité mobile de traitement primaire en service à La Celle-Guénand	19
Photo 2 – Dépotage de matières de vidange à Beaumont-la-Ronce	20
Photo 3 – Aspect visuel comparatif du filtrat primaire et des matières de vidange brutes	21
Photo 4 – Lits de séchage plantés de roseaux pour matières de vidange flocculées, en cours d'installation à Athée sur Cher	29
Photo 5 – Contrôle d'accès aux sites de dépotage en Indre-et-Loire	33
Photo 6 – Aperçu des installations de traitement primaire à La Celle-Guénand	43
Photo 7 – Vue générale des bâches et du filtre à gravier à Beaumont-la-Ronce	56

Table des tableaux

Tableau 1 – Valeurs tirées de 3 sources bibliographiques d’origine étrangère	10
Tableau 2 – Valeurs des paramètres caractéristiques des échantillons analysés dans le cadre de cette étude	11
Tableau 3 – Valeurs de rapports caractéristiques des échantillons analysés dans le cadre de cette étude	11
Tableau 4 – Composition des échantillons soumis au test de biodégradabilité	14
Tableau 5 – Analyses du filtrat primaire après traitement physico-chimique	21
Tableau 6 – Caractéristiques du filtrat primaire après traitement physico-chimique	21
Tableau 7 – Performances du traitement physico-chimique	22
Tableau 8 – Concentrations moyennes avant et après traitement primaire sur 3 sites d’Indre-et-Loire	23
Tableau 9 – Résultats du traitement primaire à Beaumont-la-Ronce	23
Tableau 10 – Siccités obtenues lors du traitement par l’unité mobile	24
Tableau 11 – Siccités obtenues après égouttage	25
Tableau 12 – Principales caractéristiques des boues issues du traitement primaire de matières de vidange en Indre-et-Loire	25
Tableau 13 – Éléments traces métalliques observés sur les boues issues du traitement primaire de matières de vidange en Indre-et-Loire	26
Tableau 14 – Coûts d’investissement des ouvrages spécifiques aux matières de vidange	37
Tableau 15 – Caractéristiques des lagunes à La Celle-Guénand	42
Tableau 16 – Concentrations en chlorures aux différents points de la filière de traitement	45
Tableau 17 – Charges mensuelles reçues à La Celle-Guénand	46
Tableau 18 – Rendements individualisés et globaux des bassins en DCO dissoute et sels ammoniacaux	48
Tableau 19 – Caractérisation de la DCO présente dans la fraction liquide	49
Tableau 20 – Résumé des enregistrements réalisés sur les bassins en mars 2000	50
Tableau 21 – Conditions applicables au dimensionnement d’un dispositif de filtration à l’aval des 4 lagunes (valeurs corrigées par les « taux de dilution chlorures »)	52
Tableau 22 – Performances de lits d’infiltration-percolation sur sable à l’aval d’un lagunage naturel	53
Tableau 23 – Comparaison des deux filières de filtration complémentaires	54
Tableau 24 – Cycle hebdomadaire de fonctionnement du site de traitement de Beaumont-la-Ronce	56
Tableau 25 – Qualité et charge des effluents envoyés sur le filtre à gravier	58
Tableau 26 – Tests réalisés par le SATESE (82)	70

Glossaire des sigles et termes techniques

ADEME – Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

Alimentation par bâchées – Processus de distribution syncopée d'eau préalablement stockée et délivrée à fort débit pendant un temps court afin d'assurer une distribution aussi homogène que possible sur un massif filtrant.

ANC – Assainissement non collectif.

BLR – Beaumont-la-Ronce. Site expérimental, situé dans l'enceinte d'un site appartenant à l'entreprise Jean Voisin S.A., où sont implantés un traitement primaire physico-chimique à poste fixe et un filtre à gravier en traitement secondaire.

Boues primaires – Partie constituée des matières en suspension [MES] contenues dans les matières de vidange séparées du filtrat après traitement primaire physico-chimique.

CCTP – Cahier des clauses techniques particulières. En marché public, il s'agit de la partie du contrat qui précise les modalités techniques de réalisation du marché (construction d'une station d'épuration, par exemple).

CGE – Compagnie générale des eaux.

d10, d60, CU – Respectivement maille de tamis à laquelle passent 10 et 60 % de la masse d'échantillon de sable séché. Le coefficient d'uniformité est le rapport du d60 sur le d10, il donne un aperçu de la dispersion granulométrique. S'il est inférieur à 2, les d10 et d60 sont proches et le sable est réputé avoir une granulométrie uniforme. A l'inverse, un $CU > 5$, traduit un sable très hétérogène.

DDASS – Direction départementale de l'action sanitaire et sociale

DM – Déchets ménagers, dont peuvent faire partie les matières de vidange au sein de schémas départementaux d'élimination des déchets ménagers et assimilés.

EH – Équivalent habitant. Terme permettant de schématiser la charge polluante rejetée par un habitant qui ne recouvre cependant pas toujours la(es) même(s) valeur(s) selon les paramètres considérés et leur contexte. Il est souvent utilisé pour désigner la capacité globale d'une station d'épuration pour en donner une version imagée et appréciable par des non spécialistes.

EPCI – Établissement public de coopération intercommunale.

ETP – Évapotranspiration. Établie à partir de la formule de Penman, elle est utilisée par Météo-France qui fournit pour la plupart de ses stations météorologiques des informations décennales. Cette formule fait intervenir de nombreux paramètres (durée nette d'insolation en heures, température moyenne sous abri, tension moyenne de vapeur d'eau de l'air, tension de vapeur saturante à différentes températures, vitesse moyenne du vent à 2 mètres du sol, ...) dont certains sont difficilement mesurables (chaleur latente au niveau du sol, radiation nette reçue au sol, flux de chaleur au bénéfice de l'atmosphère, ...). Multipliées par un facteur 1.2 sur les conseils de Météo-France, les valeurs obtenues par cette formule donnent cependant une estimation représentative de l'évaporation sur un plan d'eau (appelée parfois ETP plan d'eau).

Filtrat primaire – Filtrat de matières de vidange ayant préalablement été traitées par voie physico-chimique (parfois dénommé « filtrat I », dans certains tableaux ou schémas).

Filtrat secondaire – Filtrat qui a subi un traitement biologique en vue de dégrader la fraction carbonée de la matière organique particulaire ou dissoute et d'aboutir à une nitrification des composés azotés, voire lorsque cela est possible à une réduction des flux d'azote globaux par dénitrification (parfois dénommé « filtrat II », dans certains tableaux ou schémas).

FTE – Fosse toutes eaux. Ouvrage qui recueille l'ensemble des eaux usées (eaux vannes des toilettes + eaux ménagères de cuisine, salle de bains et machines à laver le linge) produites par une habitation. Son dimensionnement est prévu par l'arrêté du 6 mai 1996, avec un volume minimum de 3 m³ pour unité d'habitation comprenant 5 pièces principales, augmenté de 1 m³ par pièce supplémentaire.

GIE – Groupement d'intérêt économique. Le GIE constitue un cadre juridique original, à mi-chemin entre les sociétés et les associations. Il s'agit d'une personne morale de droit privé dont le but n'est pas de faire des

bénéfices pour lui-même, mais de permettre aux entreprises membres d'unir leurs efforts pour résoudre un problème qui leur est commun.

Grand Lyon – Appellation de la communauté urbaine de Lyon.

LCG – La Celle-Guénand. Site expérimental situé dans la décharge d'ordures ménagères du SICTOM (Syndicat intercommunal de collecte et traitement des ordures ménagères) du Sud-Lochois, où est installée l'infrastructure de stockage des matières de vidange brutes et traitées par voie physico-chimique via une unité mobile, ainsi que le traitement secondaire du filtrat par lagunage naturel aménagé.

MV – Matières de vidange.

[P/E] – Rapport pluie sur évaporation pour une période donnée. Il donne une indication de l'effet de dilution lorsqu'il est supérieur à 1 ou au contraire de concentration des effluents lorsque l'évaporation prédomine (rapport < 1).

Plan d'épandage – Ensemble de procédures fixées par l'arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées. L'article 4 du décret précise en particulier que les matières de vidange issues des dispositifs d'assainissement non collectif sont assimilées aux boues de stations d'épuration et dans l'article 5 le vidangeur est considéré comme producteur de boues pour ce qui concerne les matières de vidange. L'article 9 de l'arrêté précise les modalités spécifiques de surveillance des matières de vidange.

Rapport C/N – Caractérise la proportion des fractions carbonées et azotées de la matière organique. Il est surtout examiné lorsqu'une réaction de dénitrification est en jeu car elle est consommatrice de carbone. L'optimum se situerait à des concentrations 10 fois supérieures à celles de l'azote nitrique. Elle est ralentie lorsque le rapport $[DBO_5 \text{ disponible}/N \text{ à dénitrifier}]$ devient inférieur à environ 1,5.

SATESE – Service d'assistance technique aux exploitants de stations d'épuration.

STEP – Station d'épuration d'eaux usées (assainissement collectif).

Principaux paramètres mesurés sur les matières de vidange et effluents issus de leur traitement

DCO – Demande chimique en oxygène

Elle quantifie globalement la pollution organique au moyen d'une oxydation chimique à chaud et en milieu acide concentré.

Le paramètre DCO_b (DCO brute) représente la DCO pour l'ensemble des formes sous lesquelles se trouve la matière organique, qu'elle soit d'origine particulaire ou dissoute. Les analyses sont réalisées sur un échantillon brut contenant ces différentes formes. *On notera qu'en l'absence de mention « b », on considère, par défaut, qu'il s'agit d'une analyse réalisée sur échantillon brut (c'est également le cas pour tous les paramètres globaux, tels la DBO₅, NTK et PT).*

Le paramètre DCO_f (DCO filtrée) caractérise la DCO pour la fraction organique dissoute.

Elle est mesurée :

- après centrifugation et filtration pour des effluents contenant une fraction particulaire importante ;
- après filtration sous vide sur membrane (voir aussi MES) lorsque le liquide n'est pas trop chargé en particules risquant de colmater rapidement la membrane.

DGO – Demande globale en oxygène

Elle représente l'ensemble des besoins en oxygène pour dégrader complètement la matière organique et oxyder la totalité de l'azote réduit (N organique + N-NH₄⁺) en nitrates. Son calcul est ici basé sur l'expression suivante : DCO_b + 4,5 N-NK. Le facteur d'oxydation (4,5) est, dans la bibliographie, compris entre 4,18 et 4,57 selon que l'on tient compte ou non de la respiration endogène de la biomasse produite au cours de la nitrification. Il a semblé logique de retenir simplement la valeur « 4,5 » car il ne s'agit que d'un ordre de grandeur avec objectif de « sécuriser » le fonctionnement des installations, c'est à dire de ne pas sous estimer la charge polluante qu'elles reçoivent.

Sa prise en compte est particulièrement appropriée dans le dimensionnement des systèmes de type « cultures fixées sur supports fins » [filtre(s) à sable, filtres plantés de roseaux, notamment] en raison de la grande sensibilité de leur fonctionnement aux conditions d'oxygénation des massifs filtrants et tout particulièrement vis-à-vis de la nitrification.

DBO₅ – Demande biochimique en oxygène en 5 jours

Elle représente la partie biodégradable en 5 jours de la pollution organique, dite « carbonée ». Il s'agit d'une mesure de la quantité d'oxygène consommée, en 5 jours, par les micro organismes placés dans des conditions de développement non limitantes en oxygène et nutriments, à 20 °C et dans l'obscurité. Dans cette étude, elle est toujours réalisée sur échantillon brut.

MES – Matières en suspension

Ce paramètre permet de quantifier les particules présentes dans les eaux usées, qu'elles soient organiques ou minérales après séchage à l'étuve à 105 °C. Les matières en suspension sont isolées au préalable par centrifugation ou filtration sous vide sur membrane adaptée.

On peut aussi caractériser la Matière Sèche (MS), qui représente à la fois les MES et la matière dissoute (sels minéraux + matière organique dissoute dans le liquide). On fait alors sécher une partie de l'échantillon liquide à 105 °C, sans séparer préalablement les particules qu'il contient.

MVS – Matières volatiles en suspension.

Ce paramètre caractérise la fraction organique des MES, c'est-à-dire la fraction détruite par passage au four à 550 °C pendant 1 heure. Il est obtenu après pesée de la fraction minérale des MES.

Après avoir mesuré la MS, on peut aussi en quantifier la fraction organique après incinération au four (550 °C, 1 heure). On la dénomme en général Matière Volatile (MV).

NTK – Azote Kjeldahl

Il représente la somme : azote organique et sels ammoniacaux. La matière organique azotée (protéines, urée, ...) est transformée en sels ammoniacaux après minéralisation acide à chaud avant dosage de l'ion ammonium.

Il est à noter qu'une forte présence en NO_3^- nuit à la détermination de NTK ayant pour conséquence d'en sous estimer la valeur.

N-NH_4^+ – Ion ammonium.

Il s'agit d'une forme dissoute non oxydée d'azote minéral obtenue naturellement après hydrolyse en sels ammoniacaux des formes organiques de l'azote par l'action de bactéries aérobies ou anaérobies.

N-NO_2^- – Ion nitrite

C'est une forme dissoute, intermédiaire, d'azote minéral dans le processus biologique de nitrification ou de dénitrification.

N-NO_3^- – Ion nitrate

Il s'agit de la forme dissoute la plus oxydée de l'azote obtenue en phase finale de la nitrification.

PT – Phosphore total

Il représente l'ensemble des formes, organique et minérale, sous lesquelles se trouve le phosphore dans les effluents.

P-PO_4^{3-} – Orthophosphates

Forme minérale dissoute prépondérante du phosphore sous laquelle il se trouve dans les effluents.

Cl⁻ – Chlorures

Associé à de nombreux autres éléments, et principalement le sodium et le potassium, cet anion est présent naturellement dans les eaux en quantités variables. Il n'est pas retenu par les dispositifs de traitement des effluents et peut de ce fait jouer le rôle de traceur, indicatif de phénomènes de dilution (précipitations ou introduction d'eaux parasites claires) ou à l'inverse de concentration (évaporation) au cours des diverses étapes du traitement.

SEC – Substances extractibles au chloroforme

Ce paramètre caractérise les graisses extraites de l'effluent à l'aide du solvant qui, dans le cas présent est du chloroforme. En dépit de son bon pouvoir d'extraction, le chloroforme est de moins en moins utilisé pour des raisons essentiellement sanitaires, on le remplace généralement par l'hexane, on parle alors de SEH.



Résumé

Si l'assainissement non collectif atteint réellement le statut de technique alternative au plan technico-économique, une saine gestion des boues accumulées dans les ouvrages de pré-traitement que sont les fosses septiques toutes eaux, conduira inexorablement au traitement de volumes considérables de matières de vidange.

Leur destination principale demeurera à juste titre un co-traitement avec les eaux usées dans des stations d'épuration adaptées à la spécificité des matières de vidange. Ce document fournit donc des éléments objectifs en termes de caractéristiques des produits observées sur sites en Indre-et-Loire, département qui est incontestablement pionnier en terme d'organisation et de fonctionnalité d'un schéma d'élimination des matières de vidange. Des conseils techniques issus du suivi du fonctionnement des stations d'épuration traitant conjointement des eaux usées et des matières de vidange brutes ou ayant subi au préalable un traitement primaire permettront de guider les bureaux d'études, concepteurs et futurs gestionnaires de tels équipements.

Des pistes de traitements secondaires spécifiques et relativement simples ont été explorées à partir de deux unités expérimentales installées en Indre-et-Loire. Bien que pouvant légitimement être considérées comme marginales en terme de flux traités, les données obtenues au cours de leur suivi peuvent alimenter la réflexion technique concernant des traitement spécialisés dans des zones retirées où n'existent pas d'autres possibilités et lorsque l'on souhaite limiter les contraintes et coûts de transport vers des stations d'épuration des eaux usées en vue d'un traitement conjoint.



Abstract

If on-site sanitation becomes really an alternative technique to centralised wastewater treatment the volume of night-soil accumulated in the pretreatment device that are septic tanks, will lead inexorably to the treatment of considerable volumes.

Their main destination will remain rightly a co-treatment with waste water in treatment plants adapted to receive these specific concentrated influents. So, this document supplies technical information: characteristics of products observed on treatment sites in the « Indre-et-Loire » department which is unmistakably a pioneer in term of organization and feature of a master plan for the management and treatment of night-soil. Technical advices stemming from the follow-up of the functioning of wastewater-treatment plants treating together domestic waste water and raw night-soil or night-soil after a chemical primary treatment will allow to guide consultant departments, designers and future administrators of such equipment.

Despite the small flow treated, two specific and relatively simple secondary treatment techniques have been investigated in 2 experimental units installed in the « Indre-et-Loire » department. The data obtained during their follow-up can feed the technical reflection concerning specialized treatment in remote rural areas where other possibilities do not exist and for which transportation to centralised treatment plants can lead to excessive treatment cost.

Les documents techniques du FNDAE

N°	Désignation de l'ouvrage	Parution
1	L'exploitation des lagunages naturels	1985
2	Définition et caractéristiques techniques de fonctionnement et domaine d'emploi pour les appareils de désinfection	1986
3	Manuel pratique pour le renforcement et l'étanchéité des réservoirs d'eau potable	1986
4	Élaboration des dispositions locales de secours pour la distribution d'eau potable	2002
5	Les stations d'épuration adaptées aux petites collectivités	1986
5 bis = 22 bis	Stations d'épuration – Dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation	2002
6	Les bassins d'orages sur les réseaux d'assainissement	1988
7	Le génie civil des bassins de lagunage naturel	1990
8	Guide technique sur le foisonnement des boues activées	1990
9	Les systèmes de traitement des boues des petites collectivités	1990
10	Élimination de l'azote dans les stations d'épuration biologiques des petites collectivités	1990
11	L'eau potable en zone rurale – Adaptation et modernisation des filières de traitement. Réédition 1998	1992
12	Application de l'énergie photovoltaïque à l'alimentation en eau potable des zones rurales	1996
13	Lutte contre les odeurs des stations d'épuration	1993
14	Les procédés membranaires pour le traitement de l'eau	2002
15	Financement du renouvellement des réseaux d'adduction d'eau potable	1993
16	La gestion collective de l'assainissement autonome – Bilan des premières expériences	1993
17	Les nouvelles techniques de transport d'effluents	1996
18	La décantation lamellaire des boues activées	1994
19	Guide sur la gestion de la protection des captages d'eau potable dans les vallées alluviales	1997
20	Connaissance et maîtrise des aspects sanitaires de l'épandage des boues d'épuration des collectivités locales	1998
21	Études préalables au zonage d'assainissement. Guide méthodologique à l'usage des techniciens	1998
22	Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités	1998
23	Application des énergies renouvelables à la potabilisation et à l'épuration des eaux	1999
24	Performances des systèmes de traitement biologique des graisses	2001
25	Traitement de l'azote dans les stations d'épuration des petites collectivités	2002
26	Insufflation d'air fines bulles. Application aux stations d'épuration en boues activées des petites collectivités	2002
27	Guide méthodologique d'études anti-bélier pour les réseaux d'eau potable	2002
28	Étude des prétraitements compacts basés uniquement sur le tamisage fin. Cas du traitement des eaux résiduaires urbaines ou domestiques.	2004
30	Traitement des matières de vidange en milieu rural. Évaluation technico-économique des filières	2004
Documents hors-série		
HS 4	Élimination des nitrates des eaux potables	2002
HS 5	Les différents procédés de stockage des boues d'épuration avant valorisation en agriculture	1993
HS 9	Les pollutions accidentelles des eaux continentales	1995
HS 10	Le renouvellement des réseaux d'eau potable	1994
HS 11	L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation	1998
HS 12	La dégradation de la qualité de l'eau potable dans les réseaux	2002
HS 13	Le contrôle et l'entretien des installations d'assainissement non collectif. État de la réglementation et bilan des services publics de gestion des installations.	2000
INV90NA	Situation de l'alimentation en eau potable et de l'assainissement dans les communes rurales en 1990. Synthèse nationale 1990	1993
INV90DE	Synthèse nationale et résultats départementaux 1990	1993
NV95NA	Situation de l'alimentation en eau potable et de l'assainissement dans les communes rurales en 1995. Synthèse nationale 1995	1997
INV95DE	Synthèse nationale et résultats départementaux 1995	1997
INV00DE	Synthèse nationale et résultats départementaux 2000	2004

NB : certains numéros sont épuisés. Tous les documents techniques FNDAE sont disponibles sous forme numérique sur le site <http://www.eau.fndae.fr>. Pour obtenir des tirages papier, les commandes sont à adresser au Cemagref, DSIC/IST, BP 44, 92163 Antony Cedex. Tél. 01 40 96 62 85, Fax 01 40 96 61 64.