



HAL
open science

Efficacité des procédés rustiques vis-à-vis des composés azotés

A. Liénard, P. Convert, Catherine Boutin

► **To cite this version:**

A. Liénard, P. Convert, Catherine Boutin. Efficacité des procédés rustiques vis-à-vis des composés azotés. POLLUTEC : Traitement de l'azote : cas des eaux résiduaires urbaines et des lisiers, Oct 1996, Lyon, France. pp.63-77. hal-02574300

HAL Id: hal-02574300

<https://hal.inrae.fr/hal-02574300>

Submitted on 26 May 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Efficacité des procédés rustiques vis-à-vis des composés azotés

Efficiency of rustic wastewater treatment systems for nitrogen removal

Alain Lienard, Patrice Convert, Catherine Boutin

Cemagref, division Qualité de Eaux
3 bis Quai Chauveau, CP 220, 69336 Lyon Cedex 09
Tél. 04 72 20 87 34 - Fax 04 78 47 78 75

Révisé le 27/08/96

Résumé - Les procédés dits "rustiques" intéressent les collectivités rurales, car leur exploitation est simple et peut être réalisée en un temps réduit. Les systèmes alternatifs au lagunage naturel et répondant à ces critères sont des filières de traitement biologiques à cultures fixées sur supports fins. Ils fonctionnent toujours à très faibles charges organiques par unité de surface et se caractérisent, le plus souvent, par au moins deux massifs filtrants, alternativement alimentés, puis mis au repos pour une durée équivalente. En conditions normales de fonctionnement, ils sont capables d'assurer la nitrification de la majeure partie des composés azotés réduits. L'examen des concentrations respectives d'ammonium et de nitrates en sortie est même considéré comme un excellent indicateur de la « bonne santé » des dispositifs.

Abstract - "*Rustic*" wastewater treatment systems are well adapted for rural communities because their operation is simple and not time consuming. Alternatives to Waste Stabilization Ponds (WSP), which conform to the same criteria are systems which can be classified as attached growth cultures on fine media type. They are always designed for a low organic load per unit surface area and most of the time they consist of at least 2 filter media units alternately fed and put in resting for the same duration of time. In normal functioning, they are able to nitrify most of the reduced nitrogen compounds. Ammonia and nitrates outlet concentrations can be considered as an excellent indicator of the "good health" of the filters.

Qu'est-ce qu'un procédé rustique ?

La capacité financière des petites collectivités à investir dans des systèmes d'épuration, mais surtout à assurer la rémunération de la main-d'œuvre indispensable à leur bon fonctionnement est limitée. De ce fait, la solution technique présentant, à performance égale, les contraintes d'exploitation les plus faibles et les plus simples, est la meilleure.

La rusticité d'une filière d'épuration s'entend essentiellement comme la possibilité, pour un personnel :

- peu qualifié (sans spécialisation particulière, mais néanmoins motivé et capable de comprendre les principes généraux de fonctionnement du procédé dont il a la charge) ;
- de l'exploiter en un temps réduit (de l'ordre de 300 heures par an pour une station d'environ 500 équivalents habitants et de 400 heures pour une 1000 équivalents habitants).

Il est difficile de hiérarchiser les critères qui témoignent du niveau de rusticité d'une installation ; nous en citerons deux essentiels :

- **l'absence d'élément électromécanique**, en dehors de pompes de relèvement parfois indispensables pour aborder la filière de traitement, une installation conçue pour fonctionner sans énergie électrique est un gage de simplicité d'exploitation et de maintenance ;
- **un fonctionnement à très faible charge**, indispensable au maintien d'une forte capacité tampon permettant de s'adapter à des à-coups de charges non prévus.

Le lagunage naturel, aujourd'hui répandu à près de 2 500 exemplaires parmi les collectivités inférieures à 2 000 Equivalents Habitants (EH), répond de manière idéale à ces deux critères. Néanmoins, le lagunage ne donne pas satisfaction dans tous les cas, notamment lorsque le rejet s'effectue dans un petit cours d'eau pour lequel un niveau "d" n'est pas suffisant. En été et en situation d'étiage, il se peut que des concentrations élevées d'algues affectent sa qualité. Par ailleurs, le coût de réalisation des digues (dont le profil est indépendant de la taille des bassins) devient rapidement prohibitif, surtout si le terrain en place n'est pas suffisamment argileux pour garantir au moindre coût une bonne étanchéité des ouvrages dont l'emprise au sol est élevée.

Pour toutes ces raisons, de nouvelles techniques, tentant de répondre plus ou moins parfaitement aux critères énoncés précédemment, sont apparues depuis une petite dizaine d'années.

La plus connue est la technique appelée « infiltration percolation » sur sable, largement décrite par les Agences de l'eau (1993).

Il s'agit en fait de processus ou mécanismes qui, par extension plus ou moins bien appropriée, sont devenus la dénomination usuelle d'une filière qui consiste en une filtration sur un massif de sable à l'air libre dans lequel s'est développée une biomasse épuratrice (il est également vrai que la filtration sur sable est utilisée, dans des conditions différentes, en traitement d'eau potable ou en traitement tertiaire d'épuration).

En assainissement collectif, d'autres systèmes, également basés sur le concept de « filtration » et surtout « percolation » sur un milieu granulaire (rapporté ou en place), existent et peuvent aussi constituer des solutions alternatives au lagunage naturel. Certains ont leur massif filtrant directement en contact avec l'atmosphère comme les filtres plantés de roseaux, d'autres sont au contraire enterrés et constituent des systèmes plus ou moins apparentés à l'épandage souterrain, largement utilisé en assainissement individuel, aujourd'hui dénommé assainissement non collectif.

Ils sont dénommés : épandage souterrain collectif, épandage souterrain sous pression, filtres à sable verticaux, tertres filtrants,....

Typologie et principes généraux de fonctionnement des procédés

Avant d'aborder les performances des procédés rustiques, il n'est pas inutile de les situer parmi l'ensemble des systèmes. La classification proposée, ici, s'appuie sur des principes généraux de fonctionnement, largement connus des spécialistes.

L'eau usée, ayant subi une décantation préalable (sauf pour les "filtres plantés de roseaux"), ruisselle sur le massif filtrant. Au cours de son cheminement pendant un temps variable (d'ailleurs souvent en relation avec le niveau de performances, notamment en matière

d'élimination des germes pathogènes), elle se trouve au contact de la biomasse qui y puise l'énergie et les sels minéraux nécessaires à son développement (croissance et reproduction).

Pour cette raison, il s'agit de filières de « **traitement biologique à cultures fixées** dans lesquels la biomasse (bactéries et leurs prédateurs, formant une chaîne dont la complexité est, la plupart du temps, inversement proportionnelle à la charge polluante appliquée par unité de volume), est accrochée **sur supports fins** :

- en place (sols présentant les caractéristiques adéquates),
- ou, le plus souvent, rapportés (sables, graviers).

Les bactéries en jeu sont souvent aérobies facultatives, c'est-à-dire qu'elles peuvent très bien adapter leur métabolisme à la présence ou à l'absence d'oxygène. Toutefois, dans ce dernier cas, les produits issus de la dégradation de la matière organique sont différents et ne permettent pas d'atteindre des niveaux de qualité de l'eau épurée compatibles avec la préservation des milieux naturels.

En définitive, on peut considérer que les divers procédés présentés ci-après se rattachent à des **systèmes biologiques aérobies à cultures fixées sur supports fins**.

Quelles sont les procédures de fonctionnement importantes pour ces systèmes ?

Alternance de périodes d'alimentation et de repos

La faible granulométrie des constituants du massif filtrant ne permet pas une circulation de l'air par ventilation naturelle dans les interstices du milieu granulaire, le renouvellement de l'oxygène est donc sous la dépendance de phénomènes de diffusion entre les molécules de gaz présents dans le massif et l'atmosphère (des concentrations différentes entre les gaz de ces deux milieux tendent naturellement à s'équilibrer par diffusion moléculaire). Pour autant qu'il n'y ait pas d'obstacle séparant l'atmosphère et le massif filtrant, la zone la plus accessible à l'air atmosphérique est évidemment la couche superficielle du support granulaire (plage d'infiltration). C'est ainsi qu'une mince pellicule d'eau persistant sur la plage d'infiltration, induisant aussi une saturation d'eau des interstices des couches immédiatement sous-jacentes, fait complètement obstacle à la réoxygénation par diffusion moléculaire gazeuse.

Des expériences menées sur colonnes expérimentales (Guilloteau et al., 1993a) ont aussi montré qu'un apport important de matières en suspension, se traduisant par un dépôt organique de quelques millimètres sur la plage d'infiltration, pouvait considérablement affecter l'oxygénation du massif filtrant.

En outre et dans le meilleur des cas, l'oxygénation s'opère à partir de "poches bien aérées", résultant de la mise à l'air de la plage d'infiltration et, le cas échéant, de la couche drainante (voire de niveaux intermédiaires) via des cheminées d'aération simplement reliées à l'atmosphère. Ces poches constituent les réserves sans cesse réalimentées du processus de diffusion qui se répand progressivement de proche en proche.

Dans ces conditions, la succession de phases d'alimentation suivies, pour une durée au moins équivalente de phases de repos autorisant le ressuyage de la plage d'infiltration, le séchage et craquèlement des dépôts organiques susceptibles de faire écran, est fondamentale.

Dans la pratique, compte tenu des difficultés à obtenir de tels processus en hiver, on considère qu'une période de repos égale au double de la période d'alimentation offre une marge de sécurité convenable. Cela se traduit donc nécessairement par des installations constituées de trois massifs filtrants en parallèle dont un seul est alimenté et deux sont en repos.

Apport de très faibles charges polluantes

Le développement de la biomasse épuratoire ne doit pas être excessif, afin de ne pas combler les interstices intergranulaires et provoquer un colmatage biologique par engorgement du système qui irait à l'encontre des phénomènes de diffusion mentionnés. Comme l'extraction de cette biomasse ne peut aisément être assurée (ce qui enlèverait tout caractère de rusticité en raison des contraintes d'exploitation fortes induites), il convient de limiter son développement en la plaçant en situation de disette.

Outre le fait que les charges polluantes apportées par unité de surface (plus que de volume, car l'activité épuratoire n'est pas uniformément répartie sur toute la hauteur du massif filtrant) soient limitantes, on peut aussi penser que l'alternance périodes d'alimentation et de repos contribue fortement à la régulation de la biomasse. Peu de travaux fondamentaux ont été menés sur la mise en évidence de tels phénomènes, mais il est vraisemblable qu'au cours de la période de repos, les bactéries doivent en premier lieu consommer les réserves accumulées pendant la période d'alimentation, puis la nourriture se raréfiant, des processus de compétition et prédation doivent entrer en jeu. Si les conditions atmosphériques autorisent une déshydratation, puis un séchage des liquides de constitution, on conçoit que la fraction résiduelle qui persiste se maintienne à un niveau compatible avec la fiabilité du système.

Cependant, il ne faut pas qu'à l'issue de la phase de repos, toute la biomasse ait disparu pour que les processus épuratoires reprennent sans tarder dès la première alimentation. C'est particulièrement dans ce domaine qu'apparaît la carence en études fondamentales pour optimiser la durée de la période de repos en liaison avec la charge apportée pendant la période d'alimentation.

Sur la base d'observations et approximations empiriques, on peut aujourd'hui recommander pour des installations à trois massifs filtrants en parallèle, que l'on voudrait pousser au mieux de leurs possibilités sans mettre en péril leur fonctionnement, un changement de massif alimenté deux fois par semaine. En d'autres termes, cela veut aussi dire qu'après 3 ou 4 jours d'alimentation (une semaine n'étant pas aisément divisible en deux parts égales), le filtre en service sera mis au repos pour une période double, soit 7 jours.

Alimentation par bâchées ou syncopée

La charge polluante doit être répartie au mieux sur le massif filtrant pour tirer parti au maximum de ses capacités et éviter que des zones ne soient placées en état de surcharge alors que d'autres seraient au contraire sous-alimentées.

En dehors de systèmes de distribution plus ou moins sophistiqués s'apparentant à l'aspersion et à une alimentation sous une pression adéquate par pompes (sprinklers comparables à ceux des lits bactériens, pivots d'irrigation,...), un des moyens les plus simples de distribuer l'eau est de la répartir au moyen d'une goulotte à débordement ou de procéder à une alimentation en plusieurs points judicieusement disposés sur la plage d'infiltration.

Cependant, même de tels systèmes simples nécessitent, pour fonctionner correctement, d'être alimentés à fort débit et sous une pression d'au moins quelques centimètres d'eau.

C'est la raison pour laquelle il convient de stocker l'eau pendant un certain temps et de la délivrer ensuite à débit adéquat dans le matériel de répartition. Si la topographie le permet, l'opération peut être réalisée par un siphon autoamorçant en utilisant l'énergie potentielle du liquide.

Des valeurs de débit unitaire de l'ordre de 0.6 à $1.4 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ de massif alimenté ont été citées (Agences de l'eau, 1993) comme indispensables en fonction de la vitesse d'infiltration dans le massif filtrant avec les systèmes simples mentionnés ici.

L'alimentation syncopée peut aussi stimuler les échanges gazeux entre l'atmosphère et le massif filtrant si la plage d'alimentation est dénoyée entre deux bâchées. La migration du flux liquide dans le milieu granulaire non saturé crée en effet des mouvements convectifs de gaz dont il est cependant difficile de discerner l'influence sur l'oxygénation du massif au regard des échanges liés à la diffusion.

Résultats obtenus sur quelques installations types vis-à-vis des composés azotés

Nota : Compte tenu de l'important effort d'investigation réalisé sur l'infiltration percolation sur sable dans le cadre de l'étude Inter Agences, complété ensuite par des observations sur colonnes expérimentales (Guilloteau et al., 1993a), la présentation des résultats et surtout leur interprétation et discussion sera plus appuyée pour ce procédé. Il s'agit également, parmi les autres procédés biologiques à cultures fixées aérobies sur supports fins, de celui qui connaît à ce jour la diffusion la plus large. De plus, les mécanismes épuratoires, et tout particulièrement ceux afférents aux composés azotés, sont peu ou prou identiques.

Lits « d'infiltration percolation » sur sable

L'eau usée, ayant subi une décantation préalable pour en éliminer la fraction décantable des matières en suspension, est envoyée sur un massif filtrant scindé en plusieurs unités, constitué de sables en place ou rapportés par un système de distribution à l'air libre et donc accessible. Le massif filtrant peut être drainé si la récupération de l'effluent est souhaitée pour une évacuation dans un exutoire superficiel. Son usage est néanmoins fréquent pour assurer simultanément l'épuration et la dispersion dans le sol de régions calcaires ou de sables littoraux, par exemple.

L'infiltration percolation est utilisée en traitement secondaire (ex. niveaux de rejet recherchés 'e', 'NK1', voire 'e', 'NK2'), la taille des stations ne dépasse pas 4 000 EH. En traitement tertiaire, à l'aval d'une station d'épuration classique, on peut rencontrer des installations de 10 000 à 50 000 EH, dont l'objectif principal est la décontamination bactérienne. Une étude de l'Agence de l'eau Seine-Normandie (1994) dénombrait plus de cent sites en France.

Les résultats sont issus du site de Saint-Symphorien-de-Lay (42), étudié au cours de la période 1989-1990 pour les besoins de l'étude Inter Agences (Cemagref Lyon, 1991) et le début d'un travail de thèse (Guilloteau et al., 1993b).

Description sommaire du site

La filière de traitement, desservant une population estimée à environ 500 EH, est constituée de :

- deux lagunes de décantation de 3 à 4 jours de temps de rétention hydraulique théorique, fonctionnant en alternance tous les 6 mois, assurant la décantation primaire de l'eau usée ;
- deux lits d'infiltration drainés d'environ 220 m^2 chacun avec une hauteur de sable de 1.7 mètre. L'eau usée décantée est répartie au moyen d'une goulotte de distribution à débordement disposée au centre des lits et alimentée par un siphon auto-amorçant installé après une première série de mesures où l'installation était alimentée au fil de l'eau. Par temps sec, le lit alimenté reçoit approximativement quatre bâchées par jour, d'une hauteur virtuelle de 10 cm chacune. Le dimensionnement des lits est donc proche de 1 m^2 par EH.

Résultats

En terme de rendements, calculés à partir de concentrations d'échantillons moyens journaliers, le tableau 1 révèle une considérable amélioration des performances sur tous les paramètres.

	DCO	MES	N-NK	NGL	P-PT
	en % sur les charges journalières entrée-sortie lit				
Avant bâchées 5 ^e jour d'alim.	62	55	24	10	10
Après bâchées 6 ^e jour d'alim.	85	85	85	71	76

Tableau 1 : Comparaison des rendements avant et après installation de l'alimentation par bâchées

Pour ce qui concerne l'azote, on constate un accroissement très sensible de la nitrification lié à l'amélioration de la réoxygénation du massif filtrant ainsi qu'à l'utilisation d'une partie plus importante de la surface et partant du volume utile du massif filtrant.

Le rendement en azote total n'est pas très significatif étant donné qu'il peut être négatif le premier jour et augmenter progressivement au cours de la période d'alimentation. L'évolution des concentrations en sels ammoniacaux et nitrates au cours d'une période d'alimentation explique ce phénomène.

La mesure des concentrations sur les échantillons moyens journaliers à divers moments d'une période d'alimentation a permis d'établir les courbes de la figure 1.

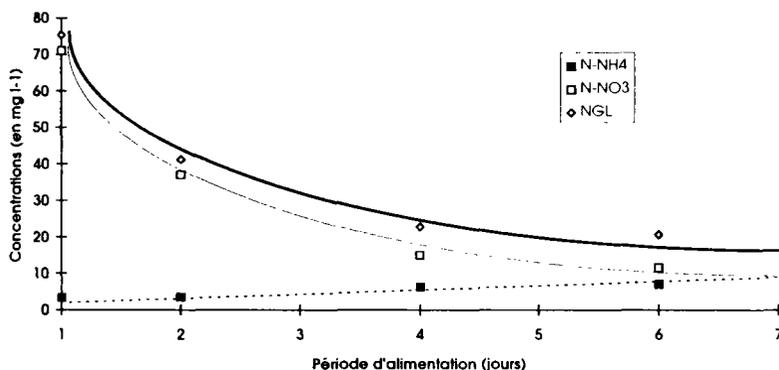


Figure 1 : Evolution des concentrations en sels ammoniacaux et nitrates en sortie d'un lit d'infiltration au cours d'une période d'alimentation de 7 jours

Le premier jour, la concentration de nitrates (exprimés en N) dans l'effluent atteint environ 70 mg l⁻¹, soit une concentration près de deux fois supérieure à celle de la teneur en N Kjeldahl de l'eau usée arrivant sur le lit. Des échantillons ponctuels prélevés à la sortie de la première bâchée, lors de plusieurs campagnes de mesure, ont révélé des teneurs en N-NO₃⁻ variant de 85 à 100 mg l⁻¹.

Parallèlement, sur l'échantillon moyen du premier jour, on note que la concentration en sels ammoniacaux s'établit à environ 3 mg l^{-1} , ce qui signifie que la quasi-totalité de l'azote réduit introduit dans le lit d'infiltration (concentrations en sels ammoniacaux évoluant entre 38 et 46 mg l^{-1} sur la semaine) est oxydée. Néanmoins, les teneurs de l'effluent en sels ammoniacaux s'accroissent très légèrement au cours de la semaine pour terminer à près de 7 mg l^{-1} le sixième jour, alors que, conjointement, l'effluent ne contient guère plus de 10 mg l^{-1} de nitrates au même moment.

Interprétation - discussion

En premier lieu, les importantes concentrations en nitrates au début d'une période d'alimentation résultent de leur lessivage. En effet, à l'instar de ce qui se passe dans les sols et est souvent considéré comme la cause de l'enrichissement des nappes, voire de cours d'eau, les nitrates ne sont pas retenus par le massif filtrant.

Ces nitrates se sont formés en partie au cours de la période de repos et proviennent de l'oxydation des sels ammoniacaux partiellement retenus sur des sites d'adsorption propres au massif granulaire et au biofilm.

Guilloteau (1993b), reprenant les conclusions de publications antérieures (Uradnisheck et al., 1979), estime que la nitrification est liée à la capacité d'adsorption des ions ammonium, elle-même sous l'influence directe de la Capacité d'Echange Cationique (CEC) du support et, en particulier, de sa minéralogie et de sa teneur en matière organique.

La CEC du sable à Saint-Symphorien-de-Lay, au moment des mesures, était comprise entre 28 et 34 meq kg^{-1} (Esser, 1989), soit une valeur tout à fait comparable à celle du sable utilisé par Uradnisheck et al. (1979) faisant état de 30 meq kg^{-1} .

Quels que soient les processus en jeu dans l'adsorption des sels ammoniacaux, on note qu'il est essentiel que le massif soit correctement oxygéné et, par conséquent, ressuyé au cours de la période de repos pour que la nitrification puisse intervenir.

Parallèlement à cette nitrification différée, il est vraisemblable qu'une "nitrification directe" des sels ammoniacaux qui traversent le massif filtrant, puisse aussi se produire si :

- d'une part, le temps de contact entre l'effluent et la biomasse est suffisant ;
- et, d'autre part, les cultures nitrifiantes installées se trouvent dans des conditions optimales d'oxygénation (Liénard et al., 1995).

La baisse sensible des nitrates est vraisemblablement due à la conjonction de plusieurs facteurs sans qu'il soit possible de déterminer l'incidence précise de chacun d'eux :

- l'adsorption progressive, mais incomplète, de ces sels ammoniacaux, au fur et à mesure que se libèrent des sites consécutivement au relargage des nitrates et d'autres ions (phosphates, notamment) ;
- une chute de la nitrification au fur et à mesure que s'épuise le stock d'oxygène dans le massif filtrant, dont pourrait témoigner la légère croissance des concentrations en sels ammoniacaux.

On comprend, à l'examen des tendances schématisées par les courbes, que l'alternance s'impose à l'issue d'une semaine de service, sous risque de voir les performances se dégrader sensiblement.

Paradoxalement et en liaison avec les observations précédentes, c'est vers la fin de la période d'alimentation que les performances en azote global sont les meilleures. Au début de l'alimentation, les flux d'azote global rejetés sont en effet supérieurs aux quantités introduites, puis au fur et à mesure que les concentrations de nitrates baissent, l'abattement en NGL croît. Un bilan en charge est donc impossible à réaliser s'il n'intègre pas au moins la totalité d'une

période d'alimentation de surcroît, non perturbée dans un passé proche par des dysfonctionnements du traitement primaire ou des variations importantes de la qualité de l'influent, par exemple.

D'une manière générale, il est nettement plus difficile encore sur ce type de systèmes de « boucler » un bilan azote, sachant que le déficit entrée-sortie, souvent attribué à la dénitrification, est ici impossible à quantifier.

Il est néanmoins vraisemblable qu'une part du flux d'azote traité sur une période d'alimentation puisse être dénitrifié lorsque l'oxygène se raréfie en divers endroits du massif filtrant. On a, en effet, pu noter qu'en masse, le flux d'azote sortant par rapport à celui entrant sur la semaine complète d'alimentation, était inférieur d'environ 30 %. Il n'est en revanche pas aisé de déterminer la source de carbone utilisable par les bactéries dénitrifiantes hétérotrophes, lorsque l'on sait que 80 % de la DCO est éliminée dans les quinze premiers centimètres du massif filtrant (Guilloteau et al., 1993a).

La qualité générale de l'effluent épuré a, au cours des six campagnes postérieures à l'installation de l'alimentation par bâchées, été comprise :

- entre 40 à 85 mg l⁻¹ en DCO,
- 5 à 25 mg l⁻¹ en MES,
- 4 à 12 mg l⁻¹ en azote Kjeldahl, mais les concentrations moyennes en nitrates ont évolué 11 et 71 mg l⁻¹ exprimés sous forme élémentaire.

Nonobstant ces performances enviables obtenues sur les deux lits d'infiltration de Saint-Symphorien-de-Lay, les recommandations conceptuelles tirées des études menées en France sur l'infiltration percolation en traitement secondaire avec des dispositifs de répartition non sophistiqués sont actuellement les suivantes :

- trois lits de 0.5 m² de surface unitaire, garnis de 0.8 à 1 mètre de sable dont le d₁₀ ne devrait pas être inférieur à 0.2 mm et avec un Coefficient d'Uniformité (C.U = d₆₀/d₁₀) ≤ 5.

Ce passage à trois lits, pour une surface totale de 1.5 m²/EH (un lit alimenté et deux au repos), est réputé suffisant pour garantir un fonctionnement fiable, notamment en conditions hivernales où le ressuyage est souvent problématique.

Filtres plantés de roseaux

Il s'agit d'un procédé mis au point par le Cemagref, à partir d'un modèle d'origine allemande conçu par le Dr. Seidel dont quelques unités ont été implantées en France au cours des années 70-80.

Après diverses modifications visant à simplifier la filière et fiabiliser son fonctionnement, son développement a été confié à un bureau d'études privé SINT (Société d'Ingénierie Nature et Technique) dans le cadre d'un contrat de transfert de savoir-faire. La caractéristique principale des "Filtres Plantés de Roseaux" réside dans le fait qu'ils peuvent être alimentés directement avec des eaux usées brutes sans décantation préalable. Ceci évite aux communes d'avoir à gérer des boues primaires dont la destination est souvent problématique en raison de leur faible intérêt agronomique et de leur stabilisation souvent imparfaite pour être attractive vis-à-vis d'exploitants agricoles.

Les résultats présentés ici ont été obtenus sur la station de Montromand (69), commune dans laquelle la SINT a installé son siège social, au cours d'une campagne de mesures réalisée en février 1996.

Description sommaire du site et conditions de mesures

La station de Montromand, conçue pour traiter la pollution de 200 habitants, a été mise en service fin 1994. Elle est alimentée par un réseau de type unitaire, comportant 56 branchements.

La déclivité naturelle du terrain sur lequel est implantée la station autorise une alimentation gravitaire par siphons autoamorçants (brevet SINT) qui évite tout recours à l'énergie électrique et simplifie le travail d'exploitation.

La figure 2 présente le schéma de principe de la station et des informations sur les charges nominales et surfaces utilisées.

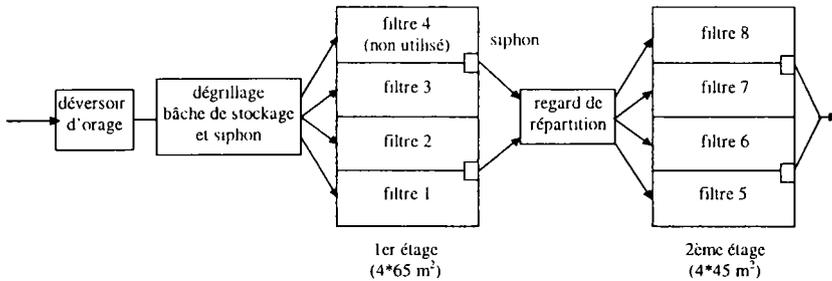


Figure 2 : Schéma de principe de la station de Montromand (69)

Au premier étage, les filtres sont constitués de gravier, seuls trois d'entre eux sont en service pour augmenter la charge appliquée. Ceux du second étage, ayant pour vocation de compléter le traitement, sont composés de couches superposées de sable et gravier. Dans tous les cas, ces granulats sont disposés sur une couche drainante mise à l'air.

La campagne de mesures de février 96 s'est déroulée après 15 mois de fonctionnement englobant deux hivers, pendant une durée continue de 48 heures et par des températures extérieures oscillant entre - 8,5 °C et + 6,5 °C.

La station a reçu pendant les deux jours de mesures un débit identique approchant 29 m³/j, soit une charge hydraulique légèrement supérieure à ses capacités (115 %). En charge organique, la moyenne s'établit à 14 kg de DCO, ce qui représente environ 70 % de la capacité nominale pour sept filtres en service.

Résultats

Les résultats concernant l'azote sont rassemblés dans le tableau 2. La concentration initiale de 2,85 mg l⁻¹ en nitrates s'explique par l'introduction non négligeable d'eaux parasites (de l'ordre de 50 % des apports). Les concentrations en nitrites mesurées sont toujours inférieures à 0,5 mg/l.

Le premier étage conduit à une élimination de 50 % de l'azote Kjeldhal (calculée à partir des concentrations). L'azote organique est presque complètement ammonifié et des nitrates apparaissent en légère quantité, mais leur concentration a normalement tendance à décroître au fur et à mesure du déroulement de la période d'alimentation qui est de 3.5 jours pour les filtres du premier étage (changement de vannes deux fois par semaine).

Les pertes en azote global apparaissent légèrement supérieures à 40 %, ce qui représente une valeur inhabituelle.

	Effluent brut		Sortie 1 ^{er} étage		Sortie 2 ^e étage	
	1 ^{er} jour	2 ^e jour	1 ^{er} jour d'alim. Filtre 1	2 ^e jour d'alim. Filtre 1	Fin d'alim. Filtre 7	Début d'alim. Filtres 5 et 6
N-NK	37.5	48.2	15.5 (58 %)*	25.2 (47 %)*	10.8 (30 %)*	9.7 (61 %)*
N-NH ₄ ⁺	21.0	30.9	13	23.4	8.1	6.75
N-NO ₃ ⁻	2.85	2.85	7.15	4.4	10.3	19.5
NGL	40.65	51.25	23.15 (43 %)*	30 (41 %)*	21.4 (7 %)*	29.45 (0 %)*
DGO*	536	841	150 (72 %)	240 (71 %)	108 (28%)	100 (58 %)

* DGO = Demande Globale en Oxygène = DCOh + 4.5 N-NK

**Tableau 2 : Evolution des composés azotés au cours du traitement
[concentrations en mg l⁻¹, rendements (%)]**

Deux hypothèses sont envisageables pour expliquer cet état de fait en plus du prélèvement normal par la biomasse :

- une rétention assez forte d'azote organique, lié aux matières en suspension retenues sur la plage d'infiltration des filtres dont la minéralisation est incomplète en raison d'une moindre activité bactérienne en saison froide. Cela explique également la progression de la hauteur des dépôts en hiver alors qu'ils se résorbent partiellement en été, comme cela a pu être constaté sur la station de Gensac-la-Pallue (16) après neuf ans de service des filtres du premier étage (Boutin et al., 1995) ;
- en présence d'un résiduel de matière organique (DCO voisine de 100 mg l⁻¹ essentiellement sous forme dissoute), une dénitrification partielle peut se produire dans la couche drainante lors du stockage temporaire de l'eau nécessaire au fonctionnement des siphons alimentant de façon syncopée les filtres du deuxième étage.

Le deuxième étage est le siège d'une minéralisation poussée de l'azote, la teneur en azote organique résiduel est faible (3 mg/l en moyenne). La teneur en azote Kjeldhal est en moyenne très proche de 10 mg/l.

La teneur en nitrates est variable en fonction des cycles d'alimentation : 20 mg/l en début de cycle et 10 mg/l en fin de cycle. Pour partie, le phénomène est comparable à celui mentionné antérieurement pour l'infiltration percolation sur sable, s'y ajoute ici le fait que différents cycles d'alimentation sont testés pour les filtres du deuxième étage. De ce fait, lorsqu'un seul filtre est alimenté, la charge hydraulique supérieure par m² provoque un raccourcissement du temps de contact entre la biomasse et l'eau et partant de la nitrification, comme cela a particulièrement été mis en évidence, sur un autre type de réacteur à cultures fixées et pour des concentrations en azote plus élevées (Liénard et al., 1995).

La D.G.O. (Demande Globale en Oxygène) a été utilisée par analogie avec la D.T.O. (Agences de l'eau, 1993).

La Demande Totale en Oxygène, terme mal employé car susceptible de porter à confusion avec le dosage « D.T.O. » (Rodier, 1979, page 578), utilisée pour quantifier l'ensemble des besoins en oxygène de l'influent dans un lit d'infiltration percolation, était définie par l'expression [DCO dissoute + 4.57 N-NK], considérant que seule la fraction carbonée dissoute pénétrait dans le massif filtrant, à cause de la filtration des M.E.S. sur la plage d'infiltration.

Dans les « Filtres Plantés de Roseaux », alimentés en eaux usées brutes, et en l'absence d'extraction des boues notamment sur le premier étage qui retient environ 80 % des M.E.S., il était logique de prendre en compte l'ensemble de la fraction organique exprimée sous la forme de la DCO brute. Par souci de simplification, étant donné qu'il s'agit essentiellement d'un ordre de grandeur, le facteur d'oxydation de l'azote Kjeldahl a été arrondi à 4.5. En sortie générale, au regard de concentrations en N-NK du tableau 2 et des valeurs de DGO mentionnées, on en déduit que la DCO est nettement inférieure au niveau e. Les rendements sont logiquement plus importants au premier étage car influencés par la rétention de la fraction carbonée et azotée particulière, même si un traitement biologique significatif sur les fractions dissoutes est néanmoins effectué dès ce niveau.

Filtres enterrés

On regroupe sous cette appellation des filtres dont le massif filtrant est constitué d'un support rapporté alimenté par un système de distribution souterrain, en général constitué de tubes d'épandage espacés de 1 à 1,5 mètre. La plupart du temps, ces systèmes s'adressent à des petites collectivités (taille \leq 200 habitants).

Les résultats ont été acquis par le Service Départemental de l'Eau de Haute-Loire, dans le cadre de stages d'étudiants ayant présenté des mémoires dans ce service et au Cemagref (Tscherter, 1993, Bernus, 1994, Rubin Delenchy, 1995). Sont présentés, ici, les résultats obtenus sur le site de Barges (43) au cours de huit bilans en hiver 1992 et cinquante-quatre bilans estivaux en 1992, 93, 94 et 95.

Nota : Pour certains de ces mémoires (cf. Bibliographie), on notera qu'une confusion existe dans l'utilisation du nom « infiltration percolation » qui fait ici référence à un système avec dispositif de distribution enterré alors qu'il était censé désigner, à l'origine, des systèmes avec plage d'infiltration visible et accessible.

Description sommaire du site

La station du village de Barges, situé à 1 100 mètres d'altitude, dans le sud du département de la Haute-Loire et comptant une population permanente d'environ 100 habitants, a été dimensionnée pour 150 EH, pour tenir compte d'un léger accroissement saisonnier en été.

Elle comporte :

- un décanteur-digester horizontal de 42 m³ (les deux compartiments sont isolés par des plaques inclinées et non jointives espacées de 10 à 15 cm) ;
- un regard de répartition à six départs occultables correspondant aux tubes d'alimentation, équipé d'un auget basculeur de 150 litres (122 litres utiles) ;
- un massif filtrant d'une surface de 450 m² (3 m² par EH), comportant de haut en bas :
 - une couche de 0.7 à 1 mètre de terre végétale,
 - un géotextile anticontaminant,
 - 30 cm de pouzzolane de 40 à 100 mm de diamètre, dans laquelle sont placés six tubes d'alimentation (du type drain routier) de 30 m de longueur chacun et équipés à chaque extrémité d'une cheminée de ventilation,
 - le cœur du massif est constitué de 1 mètre de pouzzolane 3/6 mm,
 - une nouvelle couche de pouzzolane de grosse granulométrie, dans laquelle sont noyés sept drains d'aération de 6 cm de diamètre également reliés à des cheminées d'aération en PVC de 315 mm de diamètre. Dans cette couche

aménagée sous forme de cuvette se trouve un seul tuyau de collecte et évacuation de 80 mm,

- un film plastique posé sur 3 cm de pouzzolane fine pour sa protection, et remontant sur 1,3 mètre le long des parois du filtre assure l'étanchéité du système ;
- un regard de contrôle dans lequel peut être placé un auget basculeur est dévolu à la mesure des débits et au prélèvement d'échantillons.

Résultats

En sortie de lit, sans tenir compte du nombre de drains alimentés qui a varié au cours de la période considérée en fonction d'essais réalisés pour tester divers cycles d'alimentation (avec une certaine marge d'incertitude compte tenu, d'une part, du faible volume de l'auget basculeur ne pouvant garantir le remplissage complet des drains et donc l'équirépartition et, d'autre part, l'existence d'un drain de récupération unique pour tout le massif).

	N-NK		N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	NGL	
	mg l ⁻¹	%	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	%
hiver 92	29.7	70	26.4	24	54	44
été 92	15.2	85	11.4	29	43	56
été 93	7.9	91	5.7	41	50	48
été 94	5.3	91	3.8	46	52	13
été 95	6.1	90	4.2	33	39	36

Tableau 3 : Concentrations et rendements observés sur les composés azotés en sortie du filtre enterré à Barges

Globalement et à l'exception des valeurs hivernales, on note là encore une prépondérance des formes oxydées de l'azote qui se traduisent par des rendements intéressants sur l'azote Kjeldahl. Corrélativement, les performances sont nettement plus modestes sur l'azote global.

Assainissement regroupé (ou semi-collectif) sous pression

Cette technique peut, par certains aspects (dispositif de répartition enterré), être considérée comme identique à la précédente. Elle recouvre néanmoins trois formes (Agences de l'eau, 1992) :

- l'épandage souterrain qui utilise le pouvoir épurateur d'un sol en place ;
- le tertre et le lit filtrant vertical qui sont composés tous deux d'un massif sableux rapporté.

Plusieurs bureaux d'études réalisent ce type d'aménagement (voire vendent les équipements afférents, comme le G.A.S.C. [Groupement pour l'Assainissement Semi Collectif]), les exemples relatés ci-après sont issus de sites équipés par SEPAAM Environnement dans l'est de la France.

Les principales différences résident, cependant, dans le fait :

- que l'effluent est, par la mise sous pression, distribué uniformément, de façon à ce que la variation de débit entre les extrémités du réseau de dispersion n'excède pas 10 %. La mise en pression nécessaire est réalisée par l'intermédiaire d'une alimentation syncopée par réservoir de chasse (auget basculeur commandant l'ouverture de clapets, par exemple) ou par pompes. Les caractéristiques du réseau de dispersion (longueur

des tubes, diamètre et espacement des trous) sont calculées pour répondre aux conditions énoncées ci-avant ;

- qu'il n'existe pas, à proprement parler, d'alternance avec des périodes d'alimentation de 3 à 4 jours avant mise au repos. Dans les systèmes gravitaires, elle n'existe pas. Dans les systèmes alimentés par pompes, l'alternance est réalisée par le fonctionnement consécutif de chacune d'elles reliée à une partie de massif filtrant.

Les principales caractéristiques de sites et résultats sont répertoriés dans le tableau suivant :

Const. (1)	Occ. (2)	EH (3)	Trait 1 (4)	Alim. (5)	Syst. (6)	DCO	DBO ₅	MES	N-NH ₄	N-NO ₃ ⁻
HR	S	100	R	RC	ES	58	16	-	1.8	28.9
L+HR	PS	130	I	RC	TD	48	15	-	13.1	26.6
L+CV	PS	105	I	RC	TD	22	5	-	0.7	37.1
L+CV	PS	70	I	RC	TD	20	5	-	0.4	32.5
L	P	105	R	P	LF	32	<5	2	0.4	53.4
HR+CV	S	50	I	RC	TD	38	10	1.5	0.9	15.0

(1) Type de constructions raccordées : L = Logements, HR = Hôtels Restaurants, CV = Centre de vacances.

(2) Type d'occupation : P = Permanente, S = Saisonnière.

(3) Capacité Nominale en Equivalents Habitants

(4) Type de traitement primaire : I = Individuel, R= Regroupé

(5) Type d'alimentation : R = Réservoir de chasse, P = Poste de pompage

(6) Système de traitement secondaire : ES = Epanchage Souterrain, TD = Tertre Drainé, LF = Lit Filtrant drainé

Tableau 4 : Caractéristiques et résultats (en mg l⁻¹) d'installations d'assainissement semi-collectif (d'après Agences de l'eau, 1992)

Pour compenser, le dimensionnement est relativement large : 3 m² par EH ou plutôt une charge hydraulique n'excédant pas 5 cm jour⁻¹ pour réduire les charges appliquées. Elle est, en effet, de l'ordre de 10 cm jour⁻¹ en infiltration percolation sur sable. Corrélativement, la distribution de l'eau usée est assurée avec soin et peut être contrôlée par des prises de pression en tubes PVC transparents adaptables à l'extrémité des réseaux de dispersion. Un suivi épisodique des hauteurs d'eau dans les tubes permet d'en contrôler l'intégrité (absences de ruptures ou fuites sur une des branches).

Le traitement primaire, toujours indispensable, est assuré par une fosse toutes eaux suivie d'un préfiltre (encore appelé usuellement décoloïdeur) ou un décanteur digesteur implanté et géré individuellement. Ces équipements peuvent aussi être regroupés et gérés par la collectivité.

Les systèmes drainés ne sont pas nécessairement étanchéifiés, et une partie du flux traité peut rejoindre directement le sol. La qualité des échantillons de sortie prélevés est indicative d'un traitement satisfaisant en dépit d'une absence d'alternance.

Conclusion générale

Nous avons vu qu'une des particularités essentielles des systèmes rustiques (donc à faibles charges surfaciques et/ou volumiques) à cultures fixées aérobies sur supports fins est d'assurer, en fonctionnement optimal, une intense nitrification des composés azotés. Ce processus est, en outre, d'une sensibilité supérieure à celle de la dégradation de la fraction carbonée de la matière organique, car très sensible aux conditions de fonctionnement du milieu : surcharge, sous-aération, colmatage.

Par conséquent, le contrôle régulier des teneurs respectives en nitrates et sels ammoniacaux, est un bon indicateur de la qualité du traitement et de l'oxygénation du massif filtrant.

Pour les services d'aide à l'exploitation qui n'ont pas nécessairement une connaissance fine du fonctionnement de chaque site, mais aussi pour les exploitants qui peuvent ainsi appréhender l'importance des procédures minimales d'exploitation, un test de visualisation par bandelettes colorées (dites « bandelettes pour l'identification et la détermination semi-quantitative des ions ») spécifiques des ions ammonium et nitrates peut immédiatement renseigner sur l'état d'un système (il convient toutefois de valider ces tests par une vérification épisodique des teneurs, à partir d'analyses réalisées en laboratoire).

Si un cahier d'exploitation, régulièrement tenu à jour, et mentionnant les périodes d'alternance d'alimentation, est également mis à disposition, les éléments essentiels à un bon examen du fonctionnement sont réunis.

Sauf indication contraire (mise en place d'un étage de dénitrification, par exemple, ce qui *a priori* est plutôt rare pour ces systèmes et dans leur gamme de taille usuelle), tous ces systèmes doivent abondamment nitrifier les composés azotés.

Il s'agit d'un indice très pertinent pour conclure que le massif filtrant n'est pas colmaté ou en voie de l'être, si l'on a aussi la possibilité de contrôler à l'amont que l'eau usée suit son cheminement normal et qu'une part plus ou moins importante du flux ne court-circuite pas cette partie du traitement.

Bibliographie

Agences de l'eau. (1992). Entretien en assainissement semi-collectif sous pression. Etude inter-agences Hors Série, 32 p.

Agences de l'eau. (1993). Epuration des eaux usées urbaines par infiltration percolation : état de l'art et études de cas. Etude inter-agences n°9, 89 p.

Agence de l'eau Seine-Normandie (1994). Epuration par infiltration percolation : Recensement des sites et état de la pratique. 36 p + annexes.

BERNUS, M. (1994). Traitement des eaux usées domestiques par lit d'infiltration-percolation : Etudes des sites de Borne et Barges (43), Mémoire de stage pour l'obtention du D.E.U.S.T. « Métiers de l'Eau », I.U.P. Génie de l'Environnement, Université Claude Bernard Lyon 1, 32 p + annexes.

BOUTIN, C., LIENARD, A., ESSER, D. (1995). Development of a New Generation of Reed-Bed Filters in France : First results. Preprints of the 5th IAWQ Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Vienna, 15-19th of September, Under press.

Cemagref Lyon (1991). Traitement des eaux usées domestiques par lits d'infiltration-percolation sur sable. Etude expérimentale du site de Saint Symphorien de Lay, Rapport définitif, L121, 41 p + annexes.

ESSER, D. (1989). Contribution à la compréhension des mécanismes d'élimination des phosphates pour des systèmes d'épuration rustiques à cultures fixées (lits à macrophytes, lits d'infiltration-percolation). Mémoire de stage pour l'obtention du D.E.A. Sciences et Techniques de l'Eau, Filière Equipement Hygiène Publique, E.N.I.T.R.T.S., 81 p + annexes.

GUILLOTEAU, J.A., LESAVRE, J., LIENARD, A., GENTY, P., (1993a). Wastewater treatment over sand columns : Treatment yields, localisation of the biomass and gas renewal. *Wat. Sci. Tech.*, **28** (10), 251-261.

GUILLOTEAU, J.A., LIENARD, A., VACHON, A., LESAVRE, J. (1993b). Wastewater treatment by infiltration basins. Case study : Saint Symphorien de Lay, France. *Wat. Sci. Tech.*, **27** (9), 97-104.

LIENARD, A., DUCHENE, PH., GORINI, D. (1995). A study of activated sludge dewatering in experimental reed-planted or unplanted sludge drying beds. *Wat. Sci. Tech.*, **32** (3), 251-261.

RODIER, J. (1984). L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 7ème édition, Dunod, 1365 p.

RUBIN DELENCHY, F. (1995). Etude de la station d'épuration de Barges, synthèse des résultats acquis entre 1992 et 1995. Mémoire de stage 1ère année E.S.I.P., 40 p.

TSCHERTER, C. (1993). Une technique d'assainissement adaptée aux petites collectivités : L'infiltration-percolation. Mémoire de stage pour l'obtention du D.U. « Eau et Environnement », Institut d'Analyse des Systèmes Biologiques et Socio-économiques, Université Claude Bernard Lyon 1, 30 p + annexes.

URADNISHECK, J., CORCORAN W.H. (1979) Anomalies in cation concentrations during percolation of simulated effluent through sand. *J.W.P.C.F.*, **51** (11), 2691-2704.