



Réflexion sur les paramètres de qualité exigés pour les rejets de station d'épuration

P. Duchene, C. Vanier, J.P. Canler, A. Lienard

► To cite this version:

P. Duchene, C. Vanier, J.P. Canler, A. Lienard. Réflexion sur les paramètres de qualité exigés pour les rejets de station d'épuration. Séminaire AGHTM-ENGEEES Stations de traitement des eaux usées : procédés, coûts, impacts, Jan 2002, Strasbourg, France. 15 p. <hal-00508229>

HAL Id: hal-00508229

<https://hal.science/hal-00508229v1>

Submitted on 2 Aug 2010

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.



HAL Authorization

SEMINAIRE AGHTM / ENGEES

STATIONS DE TRAITEMENT DES EAUX USEES PROCEDES – COUTS - IMPACTS

REFLEXION SUR LES PARAMETRES DE QUALITE EXIGES POUR LES REJETS DE STATIONS D'EPURATION

Ph. DUCHENE^{*} et Ch. VANIER^{}**

Avec la collaboration de J.P.CANLER et A. LIENARD

**Extraits d'un article à paraître dans Ingénieries EAT
Livraison de mars 2002**

31 janvier 2002

^{*} Animateur du thème de recherche Epuration des eaux du Cemagref

^{**} Directeur Départemental de l'Agriculture et de la Forêt de l'Aisne

Les auteurs de ce document proposent ici de partager leur expérience acquise en traitement des eaux usées et en Police des Eaux. Cette expérience est issue notamment de leur contribution à la circulaire «épuration des eaux usées des petites collectivités» (circulaire 97-31 du 17 février 1997), et de leur implication dans de multiples sessions de formation continue en métropole et dans les situations particulières des DOM-TOM. Compte tenu de l'étendue et de la complexité du sujet, les auteurs ont bien conscience de pas être exhaustifs, mais ils espèrent que cette contribution soit de nature à asseoir un certain nombre de raisonnements utiles lors de la fixation des objectifs de traitement assignés aux stations d'épuration.

PREAMBULE

La définition des niveaux de rejet des stations d'épuration se situe, depuis l'adoption de la directive européenne « traitement des eaux usées urbaines » de 1991, dans un nouveau contexte qui, en simplifiant, peut être résumé par cinq points :

- La transcription de cette directive européenne en droit français a repris sa double ligne de force : « économie d'échelle¹ » et « eutrophisation cumulative² », se traduisant par des exigences minimales d'autant plus contraignantes que les collectivités concernées sont importantes. Les exigences nouvelles de fiabilité du traitement, d'auto-surveillance des installations et de traitement d'une partie des eaux pluviales renforcent l'impact réglementaire. L'objectif visant à préserver un linéaire maximum de cours et plans d'eaux est reporté sur les politiques nationales.
- Les divers textes pris en France en application de la loi sur l'eau de 1992 et pour transcrire la directive européenne de 1991 ont donc réaffirmé et parfois traduit (de manière d'ailleurs non transparente, cf. la circulaire 97-31 du 17 février 1997) la politique nationale de préservation et de restauration des usages des milieux aquatiques principalement dulçaquicoles. Selon le cas, les paramètres analytiques définissant les objectifs de qualité piscicole ou les exigences requises pour la production d'eau potable, la baignade ou la conchyliculture prévalent. Ces usages sont pris en compte au niveau d'une politique de qualité, tant aux niveaux des SAGE que des SDAGE et introduits dans divers documents tel le récent SEQ EAU (Agences, 1999).
- Le dispositif créé par le décret du 22 décembre 1994, conduit la police des eaux à anticiper les réalisations des collectivités, et à assigner des droits à rejets, dans le cadre des « objectifs de réduction des flux de substances polluantes ». Cette planification s'accompagne d'un engagement réciproque de la collectivité, qui élabore un programme de travaux, approuvé par le préfet. Ce schéma de pensée et d'actions implique, pour les services de l'Etat, d'élaborer a priori une réflexion de bassin, inversant de fait la charge de la preuve de l'acceptabilité du rejet vers le milieu. Cette approche ne se retrouve dans aucune autre politique de l'environnement actuelle ; mais le concept sous jacent de droit à polluer, réparti de façon réglementaire, n'est pas sans analogie avec les discussions sur les gaz à effets de serre.
- L'adoption de la nouvelle Directive Cadre sur l'Eau (2000), crée une nouvelle tension en inscrivant les objectifs du traitement des eaux usées dans la perspective d'un retour à des situations de « référence » des milieux récepteurs aquatiques « très peu anthropisés » (et qui restent à définir) et dans l'optique de traitements ultérieurs minimaux pour une réutilisation (le cas de la production d'eau potable est le plus nettement exprimé dans ce sens). Ceci est à rapprocher de la méconnaissance que nous avons encore de ce qui fait la qualité (ou la non-qualité) d'un milieu récepteur. L'évaluation (et la comparaison) des impacts de faibles rejets constants, de rejets accidentels de stations d'épuration, des flux dus aux eaux pluviales, de sédiments contaminés, etc.. en est à ses prémisses et ne progressera nécessairement que lentement. Les décisions ne pouvant attendre ce lent

¹ Le coût marginal d'une exigence plus sévère sur un paramètre de qualité des eaux (azote, phosphore...) est d'autant plus faible que la taille de la station d'épuration est importante. Les contraintes imposées sont en conséquence d'autant plus fortes que la population concernée est élevée.

² Les contraintes particulières de protection des milieux portent sur des paramètres (N, P...) sur lesquels le mode de contrôle des performances est exprimé en flux moyens. Il est donc clair que l'eutrophisation par accumulation y est visée et que sont donc d'abord ciblés les milieux récepteurs finaux à faible renouvellement (mers, lacs, éventuellement cours d'eaux lents via le phosphore dans les sédiments).

progrès des connaissances, c'est sur la base de paramètres physico-chimiques (mais aussi des règles concernant les régimes des cours d'eaux et leurs aménagements) que les objectifs de qualité des milieux sont et resteront sans doute définis de la manière la plus opérationnelle.

- Enfin la préoccupation économique ne peut être évacuée, cela est vrai globalement mais aussi via des principes nationaux vertueux « pollueur-payeur » et, en corollaire, d'alimentation des financements « eau » sur le prix de l'eau. Le seuil psychologique et social des 20 /25 F,(3 ou 4 Euros/m³) fait obstacle à la fixation d'objectifs du traitement trop onéreux.

I – INTRODUCTION

Dans une majorité des cas, une politique de préservation ou de restauration d'usages du milieu récepteur aquatique superficiel se traduit par des contraintes de traitement, exprimées en flux de substances polluantes. Dans ces conditions, la qualité d'un milieu, se définit par des paramètres physico-chimiques, reflets des contraintes sur la biologie. Il faut garder à l'esprit que la faune et la flore sont sensibles aux concentrations de certaines substances (oxygène dissous, ammoniac dissocié...). Par ailleurs cette sensibilité est plus ou moins forte selon les périodes : frai, remontée, stades juvéniles ou croissance pour les poissons, usage effectif pour les activités humaines, saisons pour les végétaux.... Ces périodes correspondent à des moments dans l'année, pendant lesquels le cours d'eau présente des débits qui peuvent être différents. Le rôle de la police des eaux est de déterminer la dégradation de qualité admissible à un moment, donc à un débit donné. Le produit d'un débit par une variation de concentration tolérable étant le flux admissible. Ce rappel montre que le débit critique n'est pas forcément le débit d'étiage, et que pour éviter des effets paroxysmiques, il est nécessaire d'aller au-delà d'un simple exercice arithmétique (QMNA 5 et variation de classe de qualité). La méthode de travail proposée par le décret n°94469 du 3 juin 1994 est à interpréter dans cet esprit.

Ainsi certains paramètres analytiques caractéristiques de la charge polluante issue d'une station d'épuration sont peu représentatifs d'un impact sur les milieux récepteurs ou ont un impact loin du rejet, par effet cumulatif ou différé, et ne devraient donc pas être fixés à des valeurs basses sans justifications particulières. Enfin, il importe de garder présent à l'esprit que la valeur moyenne d'une concentration est inférieure à la concentration maximale fixée pour le rejet, et qu'il y a là une marge de manœuvre à utiliser dans les cas difficiles.

Compte tenu des potentialités des procédés de traitement des eaux usées économiquement utilisables, pour un usage donné (et dans le futur pour un impact global minimum), l'une de ces contraintes s'avère, en général plus difficile à atteindre que les autres.

Par ailleurs, nombre de paramètres des rejets d'eaux épurées par les stations d'épuration sont liés par des relations fortes et insuffisamment connues.

Par le présent document, nous nous efforçons donc :

- de préciser les paramètres les plus contraignants pour l'épuration des eaux usées (principalement domestiques et assimilables, donc hors toxicité spécifique) en fonction de divers objectifs de qualité,

- d'en déduire les paramètres pertinents pour respecter, dans l'état actuel des connaissances, les objectifs assignés aux milieux récepteurs,
- de formaliser pour les procédés d'épuration les plus usuels, les relations liant les concentrations des espèces physico-chimiques constituant des charges polluantes des effluents traités.

Le but est de bien faire porter l'effort principal sur les paramètres prioritaires et de ne pas imposer sans motifs bien établis, des contraintes fortes (avec des incidences économiques non négligeables) sur des paramètres jugés aujourd'hui comme ayant un moindre impact sur les milieux récepteurs.

II – EFFLUENTS EPURES

Pour chacun des objectifs, ces polluants sont déterminés en croisant les caractéristiques physico-chimiques à atteindre dans le milieu avec la difficulté d'obtention par les procédés d'épuration des eaux usées aujourd'hui économiquement acceptés ou acceptables dans un futur proche.

II.1 - Les polluants les plus contraignants :

II.1-1 Objectif de qualité piscicole

Objectif de qualité	I _A	I _B	II
Concentration minimale à l'étiage en NH ₄ (mg/L)	0,1	0,5	2

Tableau I : objectifs de qualité piscicole et concentration en azote ammoniacal.

Les concentrations, fixées de longue date par le Ministère chargé de l'Environnement sont associées au débit d'étiage QMNA₅, débit moyen mensuel le plus faible constaté sur 5 ans.

Les niveaux D₁ à D₄ de la circulaire du 17 février 1997 et leur correspondance avec les rapports population/débit d'étiage sont fondés sur les rejets en azote ammoniacal ou ammonifiable des habitants après les types de traitements imposés par les objectifs explicites (DBO, DCO...) dans cette circulaire.

RAPPEL

Les niveaux de traitement minimum prévus pour les agglomérations soumises à déclaration (12 à 120 kg DBO/j) sont les suivants :

D1	D2	D3	D4
Rendement en flux MES $\geq 50\%$	DBO ₅ ≤ 35 mg L ⁻¹	Rendement en flux DCO $\geq 60\%$	DBO ₅ ≤ 25 mg L ⁻¹
Rendement en flux DBO ₅ $\geq 30\%$		Rendement en flux NK $\geq 60\%$	DCO ≤ 125 mg L ⁻¹

(Source : circulaire 97-31 du 17 février 1997)

La circulaire de février 1997 cite les moyens techniques d'épuration pour atteindre ces performances :

D1 : décanteur – digesteur

D2 : lits bactériens à charge volumique intermédiaire (0,7 kg DBO/m³.j), lagunage aéré...

D3 : lagunage naturel

D4 : boues activées en aération prolongée, infiltration – percolation sur sable...

NB : Pour tous ces procédés, le lecteur peut se reporter à Boutin et coll. (1998).

La circulaire précise aussi comment classer les collectivités concernées à partir d'un indicateur de l'impact des rejets épurés sur les cours d'eau récepteurs via le rapport de la population concernée en débit d'étiage QMNA5.

Ainsi, globalement les valeurs suivantes ont été utilisées :

Niveau	D1	D2	D3	D4
Abattement d'azote (NK)	15 %	25 %	60 %	90 %

Tableau II : Abattement d'azote implicite dans la circulaire « déclaration » de 1997 (source Cemagref)

III – Les relations entre les divers paramètres physico-chimiques des effluents épurés :

Ces liens sont traités ici pour les procédés les plus utilisés dès lors que la qualité des eaux épurées est excellente et donc, explicitement ou de facto, impliquant une nitrification quasi complète. Il s'agit pour l'essentiel de boues activées en faible charge ou en aération prolongée, des bio-filtres et des systèmes d'infiltration sur matériaux fins.

Les relations établies dans ce chapitre peuvent aussi permettre de contrôler la fiabilité des analyses, notamment celles issues de l'auto-surveillance. L'expérience montre malheureusement qu'une proportion très importante des résultats analytiques est entachée d'erreurs manifestes ou, pour le moins, d'incertitudes élevées (Ranchet et coll., 1980). Celles-ci sont bien compréhensibles pour la DBO, nettement moins pour les autres paramètres.

III.1 – La matière organique (Henze et Coll, 1995)

La matière organique des eaux épurées (exprimée en DBO et DCO) se compose d'une fraction dissoute (traitable ou non, voire redissoute) et de la matière organique contenue dans les particules non retenues par le système (perte de biomasse)

$$\begin{aligned} \text{on a donc MO} &= a + b \text{ MES} \\ \text{ou DBO} &= a_b + b_b \text{ MES} \\ \text{et DCO} &= a_c + b_c \text{ MES} \end{aligned}$$

III.1-1 DBO

Chaque mg/L de MVS perdu par l'installation correspond à une DBO de 0,6 mg/L environ. On peut considérer, de manière approchée mais suffisante pour notre propos, que les MES perdues sont composées à 70 % de matières volatiles. Notons que pour les bio-filtres, cette teneur est un peu plus élevée, ce qui ne modifie pas les résultats présentés plus loin.

On pourra donc utiliser, tous procédés visés ci-dessus confondus :

$$b_b = 0,6 \times 0,7 = 0,42 \quad \text{soit} \quad \text{DBO} = a_b + 0,42 \text{ MES} \quad (1)$$

	a_b	0,42 MES	Minimum total
Aération prolongée	2 à 3	8	12
Biofiltres	6 à 10	6	12 à 15
Infiltration sur matériaux fins	3 à 6	6	10 à 12

Tableau III : DBO des effluents épurés par divers procédés nitrifiants (source Cemagref)

III.1-2 – DCO :

Chaque mg/L de MVS des effluents épurés contribue pour 1,5 mg/L à la DCO résiduelle. De manière homologue à la DBO, il vient :

$$b_c = 1,5 \times 0,7 = 1,05 \quad \text{et} \quad DCO = a_c + 1,05 \text{ MES} \quad (2)$$

La fraction dissoute de la DCO se compose de deux éléments : l'un correspondant à la DBO dissoute des eaux traitées (a_{cnt}) et l'autre à une fraction non biodégradable (a_{cd})

$$\text{Soit } a_c = a_{cnt} + a_{cd}$$

L'existence de cette fraction non biodégradable dite aussi DCO « dure », ou DCO « réfractaire », porte à plusieurs réflexions :

- elle est mesurée au laboratoire par une mesure de biodégradabilité des eaux brutes en présence d'oxygène pendant 3 semaines, (Duchène et Derlet, 1994). En se référant à ce qui peut arriver après rejet dans le milieu naturel, il est clair que cette fraction restera inerte (sauf à très long terme, en mer) et ne sera donc pas source de consommation dommageable d'oxygène dissous. Aucune toxicité sur les organismes n'a jamais non plus été associée à cette fraction de matière organique stable qui inversement peut complexer les métaux (Stumm et Morgan, 1996).
- Les concentrations typiques de DCO dure des eaux usées traitées domestiques varient avec la concentration des effluents bruts, c'est-à-dire avec le taux de dilution par des eaux parasites.

On voit donc que contrairement à ce qui concerne la DBO, les concentrations résiduelles de DCO sont liées à la concentration des eaux brutes : elles seront d'autant plus élevées que la dilution par des eaux parasites est faible, ce qui est par ailleurs unanimement souhaité (par souci d'économie et pour obtenir des rendements maximums de traitements).

C'est donc logiquement la contrainte mise sur la DBO qui impose de fait un traitement homologue sur la DCO dégradables, avec un ratio DCO biodégradable/DBO des effluents épurés $\simeq 2,5$. Globalement **c'est la DBO qui est le paramètre de contrôle de la qualité du traitement de la matière organique³**

En récapitulant ce qui peut être obtenu en terme de DCO par les procédés déjà évoqués pour la DBO il vient

³ Il s'agit bien du contrôle au sens physique du terme, la mesure de vérification pouvant au contraire être fortement déconseillée en terme de DBO, comme pour les lagunages naturels pour lesquels la présence d'algues microscopiques dans l'effluent épuré rend le résultat analytique très critiquable (photosynthèse possible durant le test...)

	a_{ent}	a_{cd}	1,05 MES	Minimum total
Aération prolongée	5 à 7	20 à 35	20	45 à 60
Biofiltres	8 à 12	20 à 35	15	45 à 65
Infiltration sur matériaux fins	8 à 15	20 à 35	20	50 à 70

Tableau IV : DCO des effluents épurés par divers procédés nitrifiants. (Source Cemagref)

Ainsi, lorsque les eaux à traiter sont concentrées, la valeur de 50 mg/L en DCO peut ne pas pouvoir être atteinte par les meilleurs procédés, s'ils ne sont pas complétés par des traitements tertiaires. C'était pourtant une valeur déjà exigible pour l'ancien niveau « f » de la réglementation française.

Compte tenu de l'ensemble des éléments énoncés ci-dessus, il apparaît assez inutile de fixer des contraintes trop sévères sur la DCO. En pratique, chaque exigence de qualité où la DCO demandée serait inférieure à $35 + 2,5$ fois la DBO exigée représenterait une contrainte excessive pour des eaux usées brutes non diluées⁴.

III.3 – L'azote :

III.3.1 – Les formes réduites de l'azote

III.3.1.1 – Typologie des formes réduites de l'azote dans les eau épurées (Héduit et coll., 1996 ; Deronzier et coll., 2001)

De manière tout à fait comparable à la DCO, l'azote « réduit » (non oxydé) se compose de trois fractions :

Azote Kjeldahl = azote ammoniacal + azote organique soluble ammonifiable + azote organique soluble réfractaire au traitement + azote organique des MES

$NK = N - NH_4 \text{ dissous} + N_{\text{osa}} + N_{\text{osna}}^5 + N \text{ organique des MES}$

En considérant que l'ammonification de l'azote organique dissous est quasi complète, le terme N_{osa} est négligé, on peut écrire pour les effluents épurés :

$NK = N - NH_4 + c \text{ MES} + N_{\text{osna}}.$ (3)

En moyenne les MES perdues avec l'effluent épuré contiennent 6 % d'azote soit $c = 0,06$.

III.3.1.2 – Limites accessibles.

L'ammonification dans les divers procédés d'épuration étant rapide, ces concentrations d'azote organique soluble non ammonifiables (=Norg. Réfractaire) sont stables pour l'ensemble des procédés.

⁴ Valeur à ramener à $20 + 2,5$ DBO pour des eaux usées brutes constamment diluées.

⁵ N Organique soluble non ammonifiable.

La concentration résiduelle en azote ammoniacal (N-NH₄) est fonction des procédés :

	N-NH ₄ (mg/L)
Boues activées aération prolongée	2 ⁶
Boues activées en faible charge	5 – 6
Biofiltres : Traitement secondaire moyen	10
Biofiltres : Traitement tertiaire moyen	5
Biofiltres : Traitement poussé	2
Infiltration	3 à 5 ⁴

Tableau V – N-NH₄ résiduel minimum selon les procédés (source Cemagref).

En récapitulant d'après les mêmes caractéristiques (MES...) déjà utilisées pour la matière organique et les éléments ci-dessus, on peut dresser le tableau suivant des limites pouvant être atteintes par les divers procédés nitrifiants.

	N-NH ₄	N _{org} des MES	N _{dur}	N _k ⁷
Aération prolongée	2	1.2	2	5.2
Faible charge	6	1.2	2	10
Biofiltres nitrifiant secondaires	< 8 – 9	1.2	2	< 12
Biofiltres nitrifiants tertiaires	< 5	1.2	2	< 8
Biofiltres nitrifiants poussés	2	0.9	2	< 5
Infiltration	5	1.0	2 ⁸	8

Tableau VI : limite atteignable en azote réduit pour les divers procédés nitrifiants (en mg/L) (source Cemagref).

Plusieurs considérations peuvent illustrer ce tableau :

- L'azote organique pouvant être rejeté sous forme particulaire, en fonctionnement normal des procédés évoqués, est faible et de l'ordre du mg/L. Deux conséquences à cette constatation :
 - 1) un traitement tertiaire réduisant la concentration des MES rejetées n'apporte qu'un bénéfice limité sur l'azote réduit.
 - 2) Cette valeur faible et assez stable ne porte pas à en faire un élément déterminant.

Pour une station d'épuration devant nitrifier de manière importante, la qualité globale du traitement est ainsi garantie par le couple N-NH₄ et MES.

Ainsi le couple d'exigences N-NH₄ ≤ 5 mg/L et MES ≤ 20mg/L implique des DBO de l'ordre de 10 mg/L et des DCO (hors fraction non biodégradable) de l'ordre de 25 mg/L au maximum en boues activées ou en infiltration sur matériaux fins. Pour des bio-filtres « tertiaires moyens », ces deux valeurs peuvent être portées à 15 et 40 mg/L respectivement.

III – 2.2 Les formes oxydées de l'azote

III – 2.2.1 : Les limites pouvant être atteintes

⁶ en fonctionnement vraiment optimisé une valeur moyenne journalière de 1 mg/L peut être atteinte (temps sec)-

⁷ Valeurs à abaisser d'1mg/L si les eaux usées brutes sont fortement diluées

⁸ La concentration peut légèrement croître au cours de la période d'alimentation alors que s'épuisent les réserves d'oxygène présentes dans la porosité du matériau et renouvelées pendant la nécessaire période de repos.

En fonctionnement normal des stations d'épuration, l'azote oxydé est donc assimilable aux nitrates (N-NO_3).

Les procédés à cultures fixées par ailleurs performants quant au traitement des matières organiques et en nitrification sont limités en matière de dénitrification :

- dans la conception actuelle des infiltrations sur matériaux fins, l'abattement des nitrates formés est très partiel (quelques % à environ 20 %),
- dans le cas de biofiltres, une dénitrification est possible et peut atteindre 70% par la pré-dénitrification qui implique un taux de circulation de 300%. Des rendements plus importants ne peuvent être atteints qu'au prix d'un dispositif coûteux en investissement et en fonctionnement, avec ajout d'une source carbonée type méthanol en dénitrification tertiaire.
- Les boues activées, comme dit plus haut, doivent être conçues et réglées de manière à dénitrifier le plus possible dans les bassins de traitement⁹.

Les limites de traitement sont les suivantes :

	N-NO ₃
Aération prolongée	1 - 2
Faible charge	5 - 6

Tableau VII – Limite de traitement en dénitrification (nitrates en mg/L de N) (source Cemagref)

III-2.2 . considérations sur les limites qualitatives

En général les objectifs de traitement concernant l'azote oxydé sont fixés en azote global N_{GL} , c'est-à-dire la somme de l'azote ammoniacal, de l'azote organique et de l'azote oxydé (NO_2 et NO_3).

Les indications données plus haut permettent de mettre en perspective ce concept N_{GL} par rapport aux possibilités des meilleurs traitements :

Une limite absolue, sans avoir à recourir à des traitements tertiaires « innovants » et fort onéreux est de l'ordre de 8 mg/L de N_{GL} . Encore une telle exigence (hors cas particulier comportant d'autres contraintes notamment de site) conduit-elle obligatoirement à recourir aux boues activées en aération prolongée ou éventuellement à une dénitrification tertiaire coûteuse, après biofiltres par exemple.

On voit aussi que l'exigence pour les cas « particulièrement sensibles » de l'actuelle réglementation ($\text{N}_{\text{GL}} \leq 10 \text{ mg/L}$) laisse bien peu de marge de manœuvre et devrait toujours être considérée comme une moyenne à atteindre et non, par assimilation un peu rapide, à une valeur à respecter à 95 %¹⁰. Ceci relève aussi de la pure logique, les nitrates (tout comme les phosphates) n'intervenant essentiellement dans les processus d'eutrophisation que par accumulation dans les milieux à long temps de séjour.

⁹ Remarquons que même pour les objectifs les plus contraignants en N_{GL} , les boues activées en aération prolongée fournissent d'aussi bonnes performances en bassin unique, qu'avec un bassin d'anoxie plus utile, en cas d'à-coups de charge (pluie en réseau unitaire) sur la bonne nitrification que sur la dénitrification (DERONZIER et coll. 2001).

¹⁰ La maîtrise des processus de nitrification – dénitrification s'améliorera sans aucun doute avec le temps. Toutefois, pour les réseaux unitaires, les épisodes pluvieux resteront durablement difficiles à dominer et il serait (inutilement ?) extrêmement coûteux de contraindre dans ces circonstances à des valeurs très faibles (< 15 mg/L par exemple).

Concernant les formes oxydées de l'azote, une autre possibilité est ouverte : la fixation d'un niveau azote oxydé ($N-N_{ox} = N-NO_2 + N-NO_3$) et on a vu que l'exigence de temps sec la plus contraignante est de l'ordre de $N-N_{ox} = 2\text{mg/L}$. Cette formulation se couple évidemment mieux avec une exigence exprimée en $N-NH_4$ que le recours à une valeur en N_{GL} .

III.3 - Le Phosphore

III.3.1 – Décomposition des flux après traitement

Le phosphore résiduel des eaux épurées se compose de deux fractions selon l'équation

$$P_T = e + f \times \text{MES} \quad (4)$$

e représente la fraction dissoute, soit les orthophosphates non assimilés, non surassimilés (stockage de la déphosphatation biologique «accrue») ou non précipités.

f représente, comme déjà vu pour les autres composants de la charge polluante, le pourcentage de phosphates contenu dans les MES rejetées avec l'effluent épuré.

Lorsqu'un traitement spécifique du phosphore est mis en œuvre (déphosphatation biologique accrue et/ou déphosphatation physico-chimique), la variabilité de f est très supérieure à celle des autres coefficients utilisés dans le présent document. Il y a à cela une série de raisons :

Les valeurs de f peuvent ainsi être établies pour le moyen terme¹¹.

	Rendement	f
Assimilation seule	25 %	2 - 2,5
Déphosphatation physico-chimique (co-précipitation)	80 – 90	6
Déphosphatation biologique accrue + physico-chimique	80 – 90	6,5

Tableau VIII pourcentages de phosphore dans les MES des boues activées (source Cemagref).

III.3.2 Limite atteignables par les divers traitements

En boues activées la fraction résiduelle e d'orthophosphates dissous dépend du procédé et des dosages de sels métalliques mais reste de l'ordre de 0,2 – 0,3 mg/L. Pour les cas de traitements efficaces du phosphore, on pourra retenir une contribution (f) de 6 ou 6,5 % sur une quinzaine de mg/L de MES. Statistiquement l'adjonction des sels métalliques utilisés pour la déphosphatation abaisse un peu la concentration de « fines » perdues avec les eaux épurées. (d'où la différence avec la vingtaine de mg/L utilisée dans le chapitre « matières organiques »).

Sans traitement complémentaire, des concentrations un peu supérieures à $P_T = 1\text{mg/L}$ sont en principe faciles à obtenir en moyenne (l'asservissement du dosage de réactifs aux variations de flux de phosphore à traiter est toutefois fort délicat) sans surdosage coûteux des réactifs. Il conviendrait donc de fixer des concentrations moyennes annuelles de P au rejet de 1,2 à 1,3 mg/L pour les filières classiques indépendamment de la concentration des eaux brutes.

La contrainte réglementaire s'appliquant pour le phosphore total aux grandes stations d'épuration est plus facilement satisfaite avec un traitement tertiaire, qui à cette taille d'installation représente un coût supportable.

¹¹ C'est à dire pour des flux de P_T de l'ordre de 2 – 2,3 g.P/habitant raccordé, valeur déjà atteinte dans certaines régions comme l'Alsace. Aujourd'hui les valeurs de f en situation de déphosphatation pourront encore atteindre 7 ou 7,5 %.

Des objectifs plus sévères que 1 mg/L imposent à coup sûr un traitement tertiaire retenant les MES. L'imposition d'un traitement tertiaire de ce type via les prescriptions fixées au rejet sera naturellement d'autant plus justifiée que plusieurs paramètres (par exemple DBO et phosphore) justifieraient sa présence... De tels ouvrages tertiaires sont aussi une sécurité qui sera d'autant plus appréciée par les exploitants de stations d'épuration que le respect des exigences de rejet s'affirmera comme encore plus essentiel.

IV – Quelques autres considérations

IV –1 – Rejets vers le milieu aquatique superficiel ?

Dès lors que la pression humaine est forte (rapport PE/QE¹²: population assainie collectivement/débit d'étiage) c'est-à-dire que le facteur de dilution des eaux épurées dans le milieu récepteur est faible, les contraintes de qualité piscicole, à commencer par l'azote ammoniacal et ammonifiable deviennent impossibles à satisfaire par des traitements économiquement supportables. C'est bien sûr le cas de fortes populations établies sur des cours d'eaux peu puissants (dont l'agglomération parisienne est l'exemple le plus connu) mais aussi de nombre de villages et petits bourgs situés dans le chevelu amont des bassins hydrographiques.

Dans ces derniers cas et notamment pour les populations inférieures à environ 1000 habitants, un bon traitement de la matière organique et de nitrification devrait trouver un débouché plus raisonnable vers le sol, en absence de nappe exploitée ou exploitable. L'avis de l'hydrologue officiel sera bien sûr toujours requis, mais les flux des seuls polluants traversant quelques dizaines de centimètres de bon sol – les chlorures et les nitrates – ne devraient le plus souvent pas être rédhibitoires. C'est l'esprit de l'arrêté du 21 juin 1996. Toutefois, il arrive que des services de Police des Eaux, forts d'une interprétation du Ministère de l'Environnement / Direction de l'Eau de 1994 encore en vigueur, appliquent dans ce cas une procédure d'autorisation pour de tels dispositifs. Cette contrainte réglementaire peut s'avérer contre productive, si les collectivités optent alors pour des rejets vers les milieux aquatiques superficiels.

IV - 2 L'expression des contraintes de qualité de rejet

La réglementation permet de s'appuyer sur les concentrations des eaux épurées ou sur des rendements.

Il est bien évident que l'impact sur les milieux récepteurs est fonction des flux (et de la dilution en milieu courant). En raisonnant à charge et débit nominaux, les grandeurs de rendement, concentration et flux sont liées par des relations simples (Qn et Charge entrée étant donnés) :

$$\begin{aligned}\text{Flux}_{\text{sortie}} &= \text{Conc}_{\text{sortie}} * Q_n \\ \text{rendement} = r &= 1 - (\text{Flux}_{\text{sortie}} / \text{Charge}_{\text{entrée}})\end{aligned}$$

Or ce calcul reste théorique. En effet, tant les charges que les débits sont variables. On constate d'ailleurs une tendance à surestimer la charge (de l'ordre de 30%) et à sous estimer les débits nominaux, par temps de pluie.

¹² Cf. annexe à la circulaire du 17 Février 1997

Le contrôle des rejets par les concentrations est suffisant pour le milieu tant que le débit réel est inférieur au débit nominal. Il ne l'est plus au-delà et le risque est grand, puisque cela est toléré, que pour respecter des concentrations de sortie, on utilise un peu trop le ou les by-pass, dégradant de fait la performance globale du système d'épuration. La tentation de fixer alors un rendement global (prenant en compte les rejets directs) et un mode, dit de fonctionnement dégradé, est forte.

Il est préférable d'aller plus loin dans l'analyse, si le milieu le justifie, et de fixer des niveaux de rejet en fonction des modes de fonctionnement de la station. Au temps sec, il faut ajouter des charges de temps humide (ou de nappe haute), cas suffisant dans la partie septentrionale de la France, et/ou des charges de temps d'orage. Ces valeurs n'ont de sens que si elles reflètent les flux acceptables par le milieu, qui conduiront alors à des valeurs de concentration.

Ainsi, le travail de contrôle sera possible et efficace.

Notons que pour les événements exceptionnels, le raisonnement sur des flux nominaux conduit à admettre une dégradation temporaire de la qualité du rejet global du système d'assainissement, admise par les circulaires du 12 mai 1995 et du 6 novembre 2001. Il convient d'en limiter les effets sur le milieu.

Le travail du service de police des eaux est certes compliqué ; il est plus aisé pour lui de raisonner en flux admissible par le milieu et de laisser à la collectivité le soin de définir et de mettre en œuvre les dispositifs adéquats. Ce travail de définition des flux admissibles doit être fait en gardant à l'esprit les différents événements qui peuvent se produire. Cependant, à l'approbation du programme de travaux et au moment de réglementer les ouvrages, le retour vers les concentrations est indispensable. D'où la nécessité de l'anticiper.

La discussion ci-dessus montre l'importance de bien fixer les débits nominaux ; il faut aussi s'interroger sur les concentrations des rejets. En effet, sauf s'il y a risque de toxicité aiguë, on doit garder à l'esprit que la qualité minimale fixée au rejet ne reflète pas une valeur moyenne. L'examen empirique de données de concentration en sortie de quelques stations montrent que la valeur non dépassée 95 % du temps est supérieure de 60 à 80 % à la valeur moyenne du paramètre (la valeur médiane pouvant être encore plus faible). Dans les cas de fortes contraintes sur le milieu qui conduisent à des exigences épuratoires poussées, cette approche permet d'argumenter pour établir des niveaux de rejets réalistes, l'accent pouvant alors être mis sur la politique des branchements, les taux de raccordements et le calage des déversoirs d'orages.

Il est évident que dans ces cas là, le travail sera facilité par la présence d'une auto surveillance de qualité, et d'une approche pluie/débit pour le milieu.

V – CONCLUSION

La politique d'objectifs de qualité des milieux récepteurs aquatiques fait logiquement imposer aux stations d'épuration des contraintes de qualité de rejet de plus en plus sévères. La contrainte économique ne saurait être ignorée. Assez paradoxalement, c'est souvent dans le cas de petites collectivités que les raisonnements deviennent difficiles, car les solutions techniques y trouvent souvent leurs limites. Elle peut conduire, dans ce cas à privilégier le rejet vers le sol. Lorsque cela n'est pas possible les performances atteignables par les meilleurs procédés d'épuration, sans renchérir leurs coûts sont les suivants :

DBO à (95%) : 12mg/L

N-NH₄ (moyenne) : 2mg/L (réseaux séparatifs ou temps sec)

N-Nox (moyenne) : 2mg/L (réseaux séparatifs ou temps sec)

P_T (moyenne) : 1,2mg/L

La contrainte la plus forte en terme de qualité des milieux récepteurs dulçaquicoles concerne l'azote ammonifiable, soit pour les procédés visés ici, les plus performants, essentiellement l'azote ammoniacal (N-NH₄).

Le couplage d'une contrainte en N-NH₄ avec une limite en MES, de l'ordre de 20mg/L assure que les autres paramètres (DBO, DCO) seraient obtenus avec des valeurs respectant les objectifs qualitatifs assignés au milieu récepteur (cf. dans le texte le jeu des équations liant les divers paramètres de la charge polluante, après traitement).

Si l'on introduit parallèlement une contrainte sur le phosphore, le couple P_T/ N-NH₄ assure à lui seul et dans la plupart des cas que la protection des milieux sera assurée.

Les autres paramètres comprenant des fractions inertes (DCO, NK, NGL) ne doivent pas être fixés, inutilement pour le milieu, à des valeurs trop basses, et en particulier une DBO faible est garante d'un traitement protégeant les milieux, pour ce qui concerne la matière organique.

Notons enfin que cette approche par couples significatifs permet secondairement d'alléger le travail du service en charge de la Police des Eaux, et de se concentrer sur l'essentiel.

Bibliographie citée

Agences de l'Eau, 1999 : Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau – Rapport de présentation SEQ-EAU (version 1). Ed. Agences de l'Eau, Etude des Agences de l'Eau n°64, 59 p.

Barroin G., 1999 : Limnologie appliquée au traitement des lacs et des plans d'eau. Les Etudes des Agences de l'Eau, n°62, 214 p.

Boutin C., Duchène Ph., Liénard A., 1998 : Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités – Document technique FNDAE n°22. Ed Cemagref Antony (France) 88 p + annexes

Cebedeau, 1997 : La déphosphatation des eaux usées, Journées Internationale d'étude des eaux, Liège 22-23 mai 1997. Cebedoc Ed 166 p.

Deronzier G., Schétrite S., Racault Y., Liénard A., Héduit A., Duchène Ph., 2001 : Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologiques des petites collectivités. Document technique FNDAE n°25. Ed Cemagref Antony (France) 58 p + annexes

Duchène Ph., Derlet N., 1994 : Carbone et azote réfractaires à l'épuration biologique. Vers de futures analyses normalisées ? Informations Techniques du Cemagref 1994, vol 96, n°6, 8 p

Héduit A., Duchène Ph., Sachon G., Leclerc LA, 1996 : Traitement de l'azote. Cas des eaux résiduaires urbaines et des lisiers. Ed Cemagref Antony (France) 110 p.

Henze M., Harremoës P., La Cour Jansen J. and Arvin E., 1995 : Wastewater treatment : Biochemical and Chemical processes. Springer – Verlag Ed. 383 p.

Ranchet J., Pescheux F., Ménissier F., 1980 : Influence du mode et du temps de conservation des échantillons d'eaux sur les déterminations de DBO₅, DCO et MES. Bull Liaison Labo P et Ch, 106, pp 27-36

Stumm W., Morgan J., 1996 : Aquatic Chemistry – Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. J. Wiley and Sons, 3rd ed, New-York, 1022 p.

Textes réglementaires

MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT

– Loi n°92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau. Paru au J.O. du 04 janvier 1992.

– Décret n° 94469 du 3 juin 1994 relatif à la collecte et au traitement des eaux usées mentionnées aux articles L.372.1.1 et L.372.3 du code des communes. Paru au J.O. du 08 juin 1994.

– Arrêté du 22 décembre 1994 fixant les prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnées aux articles L.372.1.1 et L.372.3 du code des communes. Paru au J.O. du 10 février 1995.

– Arrêté du 22 décembre 1994 relatif à la surveillance des ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnées aux articles L.372.1 et L.372.3 du code des communes. Paru au J.O. du 10 février 1995.

– Arrêté du 6 mai 1996 fixant les prescriptions techniques applicables aux systèmes d'assainissement non collectif. Paru au J.O. du 08 juin 1996.

– Arrêté du 6 mai 1996 fixant les modalités du contrôle technique exercé par les communes sur les systèmes d'assainissement non collectif. Paru au J.O. du 08 juin 1996.

– Arrêté du 21 juin 1996 fixant les prescriptions techniques minimales relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnées aux articles L.2224.8 et L.2224.10 du code général des collectivités territoriales, dispensés d'autorisation au titre du décret n°93-743 du 29 mars 1993 relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration, en application de l'article 10 de la loi n°92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau. Paru au J.O. du 09 août 1996.

– Circulaire n°97-31 du 17 février 1997 relative à l'assainissement collectif des communes - ouvrages de capacité inférieure à 120 kg de DBO₅/jour. Parue au B.O. du ministère de l'Equipement, du Logement, du Tourisme et du Transport du 10 mai 1997.

– Circulaire n° 97-49 du 22 mai 1997 relative à l'assainissement non collectif. Parue au B.O. du ministère de l'Equipement, du Logement, du Tourisme et du Transport du 10 juillet 1997.