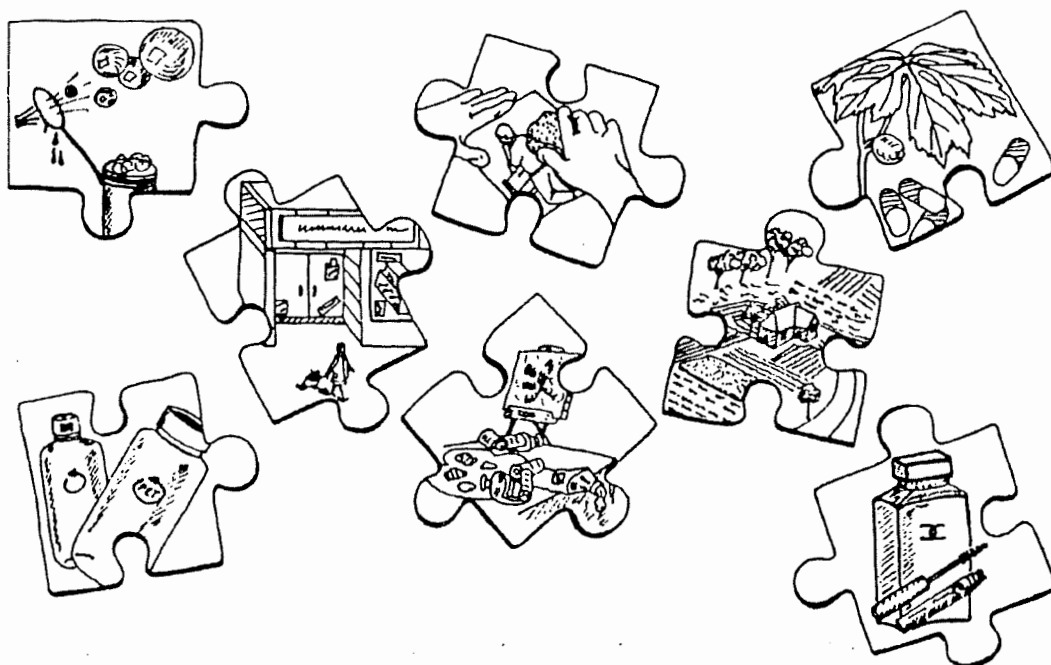
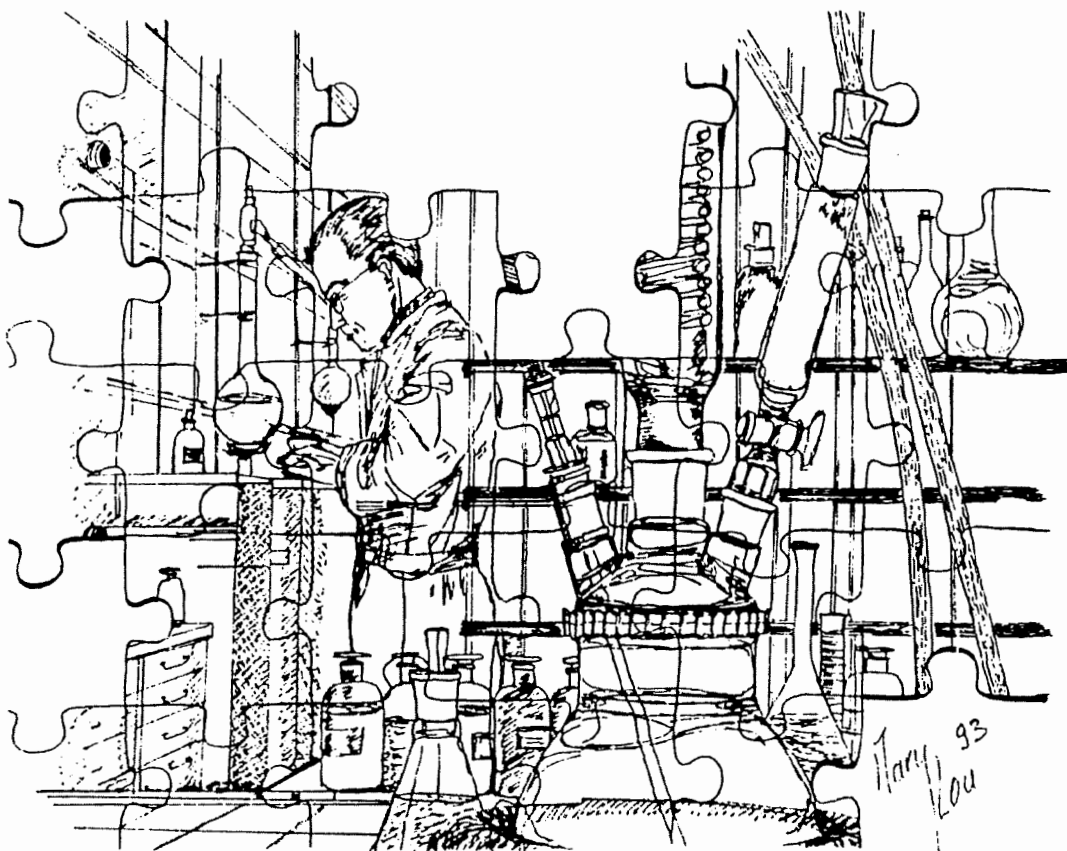


CHIMIE ET VIE QUOTIDIENNE

cours de formation continue à l'attention des maîtres de sciences du secondaire I



STATIONS D'EPURATION DES EAUX



Didier Perret



UNIVERSITE
DE
LAUSANNE

Section de Chimie

La réalisation de ce sixième module du cours "Chimie et Vie Quotidienne" a été possible grâce à l'impulsion et à l'enthousiasme du Professeur Jean-Claude Bünzli, vice-recteur de l'Université de Lausanne, qui a su créer une structure dynamique de réflexion au sein de la cellule de recherche chargée de son organisation.

Madame Nicole Furer et Monsieur Bernard Weber, auteurs du cours "Approche du Monde de la Chimie", ont participé activement à la cellule de recherche et ont permis, par leurs nombreuses suggestions et leur connaissance des structures d'enseignement dans le Secondaire I, l'élaboration d'un manuel adapté aux besoins des maîtres de sciences.

Madame Yvette Chevalier Weber, présidente de l'Association Intercommunale pour l'Épuration des Eaux Bougy-Féchy-Perroy, a autorisé le déroulement de ce module à la step de Perroy.

Monsieur Jean-Jacques Fiaux, adjoint au chef du laboratoire de l'Office Cantonal Vaudois de la Protection des Eaux, a fourni une abondante documentation sur les stations d'épuration.

Monsieur Charles-Phillippe Lienemann, doctorant à l'Institut de Chimie Minérale et Analytique de l'Université de Lausanne, a testé les expériences contenues dans ce manuel et suggéré de nombreuses modifications pour leur apporter une plus grande clarté.

Madame Monique Baud, du Centre de Perfectionnement et de Formation Complémentaire, a assuré les problèmes de logistique et d'organisation.

Mademoiselle Marylou Tercier, dessinatrice, a conçu et réalisé l'illustration figurant sur la couverture de ce cours, en collaboration avec Monsieur Serge Rodak, qui l'a adaptée aux besoins de la présentation informatique.

Le cours "Chimie et Vie Quotidienne" n'aurait pu être envisagé sans le support financier du Kontaktgruppe für Forschungsfragen (industries chimiques bâloises) et du Rectorat de l'Université de Lausanne.

QUESTIONNAIRE D'ÉVALUATION

Nom, Prénom

Quelle est votre formation ?

MODE D'ENSEIGNEMENT

DURÉE DES SEANCES THEORIQUES ET EXPERIMENTALES :

séance de théorie sur les steps : durée..... trop long adéquat trop court
séance de visite de la step : durée trop long adéquat trop court
séance d'expériences (prélèvements et mesures de qualité) : durée trop long adéquat trop court
séance d'interprétation des résultats : durée trop long adéquat trop court

QUALITÉ DES SEANCES DE COURS ET LABORATOIRE :

insuffisant pas très bon suffisant bien excellent

séance de théorie : qualité de la présentation..... insuffisant pas très bon suffisant bien excellent
séance de visite : qualité de la visite insuffisant pas très bon suffisant bien excellent
séance d'expériences : description des manipulations insuffisant pas très bon suffisant bien excellent
niveau des explications insuffisant pas très bon suffisant bien excellent
intérêt pour les expériences insuffisant pas très bon suffisant bien excellent
séance d'interprétation des résultats : qualité de la discussion insuffisant pas très bon suffisant bien excellent

QUESTIONS GÉNÉRALES

EVALUATION DU SUPPORT ÉCRIT

présentation générale
facilité à retrouver des informations
description des produits (caractéristiques, préparation, toxicité)

RELATION ENTRE CE COURS ET VOTRE ENSEIGNEMENT

utilité de cet atelier pour votre enseignement
niveau par rapport aux matières enseignées au collège

REMARQUES PERSONNELLES

Veillez indiquer vos suggestions et critiques pour l'amélioration de ce cours. Veuillez d'autre part indiquer si vous avez l'intention d'emprunter les instruments utilisés lors de cet atelier, pour des expériences dans vos classes.

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION	1
1.1 LE CYCLE DE L'EAU SUR LA PLANETE	1
1.2 EAUX USEES ET EAUX CLAIRES.	2
2. PROCESSUS BIOPHYSICOCHIMIQUES D'EPURATION DES EAUX USEES ET MESURE DE LA QUALITE DES EAUX EPUREES	5
2.1 PRINCIPES GENERAUX DE L'EPURATION DES EAUX USEES	5
2.2 PROCESSUS D'EPURATION PHYSIQUE	6
2.3 PROCESSUS D'EPURATION BIOLOGIQUE	7
2.4 PROCESSUS D'EPURATION CHIMIQUE	10
2.5 PROCESSUS COMPLEMENTAIRES D'EPURATION	11
2.6 LES BOUES D'EPURATION	12
2.7 PARAMETRES DE QUALITE DES EAUX EPUREES	13
2.8 IMPACTS DE L'EPURATION SUR L'ENVIRONNEMENT	16
3. STATIONS D'EPURATION DES EAUX USEES : QUELQUES APPLICATIONS CONCRETES	23
3.1 LA PETITE STATION D'EPURATION MODERNE	23
3.2 LA GRANDE STATION D'EPURATION CLASSIQUE	25
3.3 L'EPURATION NATURELLE PAR LAGUNAGE	27
3.4 L'EPURATION DES EAUX DANS LE CANTON DE VAUD	29
4. DETERMINATION EXPERIMENTALE DU RENDEMENT D'EPURATION DES EAUX USEES	33
4.1 PREPARATION DU MATERIEL; PRELEVEMENT DES ECHANTILLONS	33
4.2 DETERMINATION DE LA DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE	34
4.3 DETERMINATION DES MATIERES EN SUSPENSION.	37
4.4 DETERMINATION DES PHOSPHATES	38
4.5 DETERMINATION DE L'AMMONIUM	39
4.6 DETERMINATION DU pH.	41
5. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES, SUBSTANCES CHIMIQUES UTILISEES	43
5.1 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.	43
5.2 SUBSTANCES CHIMIQUES UTILISEES.	44
6. EQUATIONS DES REACTIONS CHIMIQUES	47
7. INDEX	49

1. INTRODUCTION

Les processus se déroulant lors de l'épuration d'une eau usée relèvent d'une grande complexité, car ils font intervenir des mécanismes physiques, biologiques et chimiques généralement couplés. Il est par conséquent nécessaire d'aborder les principes d'épuration selon une approche multidisciplinaire.

Afin de cerner clairement la problématique de l'épuration, les thèmes suivants sont traités dans ce module :

- cycle de l'eau et buts de l'épuration.
- Principes physiques, biologiques et chimiques de l'épuration.
- Paramètres biologiques et chimiques décrivant la qualité des eaux.
- Exemples de réalisations et de rendements d'épuration.

Ce module est avant tout destiné à être un outil de travail, que les enseignants pourront exploiter avec leurs élèves en classe ou dans la station d'épuration (step) proche de leur établissement. A l'issue de ce module, l'opportunité est donnée aux maîtres d'emprunter les instruments de mesure portables et les réactifs chimiques décrits dans le chapitre 4, durant une période limitée (1 semaine; liste d'attente).

1.1 LE CYCLE DE L'EAU SUR LA PLANETE

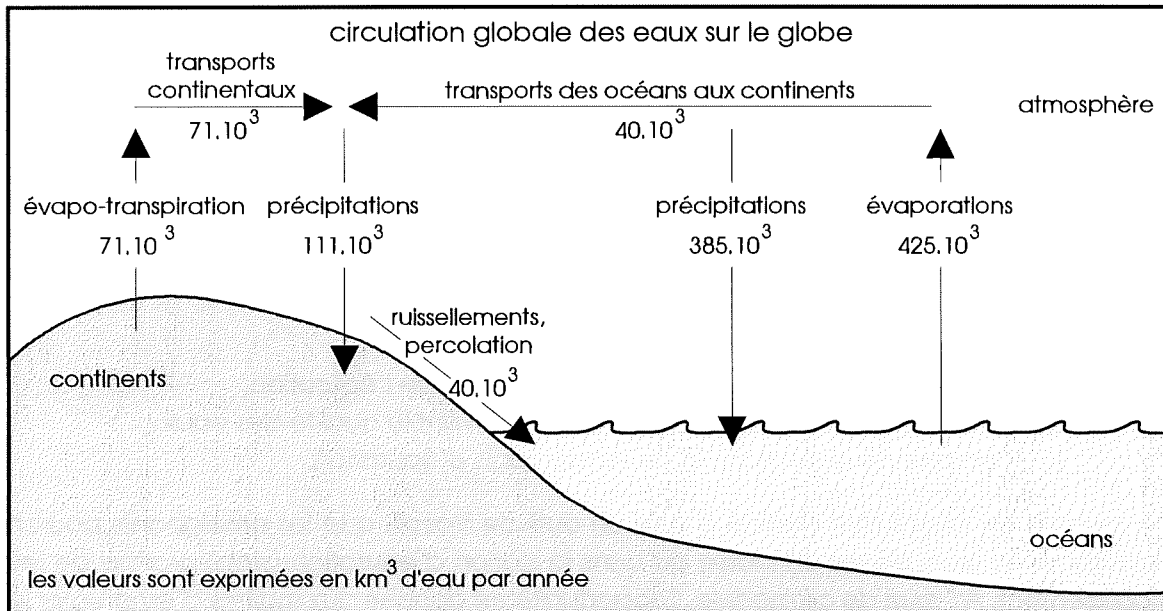
Les causes de pollution des eaux naturelles sont nombreuses et la liste des substances d'origine anthropogénique détectées dans les milieux aquatiques s'allonge constamment. L'homme de demain réalisera combien il dépend de la qualité de l'eau qu'il utilise pour ses tâches domestiques et industrielles. Aujourd'hui déjà, les outils juridiques et politiques sont utilisés pour donner la priorité à la protection des ressources naturelles en eau. Et la qualité de ces ressources dépend fortement de la qualité des eaux que nous rejetons après utilisation.

Nous buvons tous l'eau que nos aïeux buvaient et que nos descendants boiront ! La cause en est la nature même de l'eau, qui existe sur la planète sous les formes solide, liquide et gazeuse. Le moteur du cycle de l'eau sur la planète est l'énergie solaire, qui est à l'origine du mouvement des masses d'eau sur terre, sur mer et dans l'atmosphère. Seuls 3% des eaux sur la planète sont des eaux douces, sous forme de glace et de neige (88% de l'eau douce), d'eaux de surface et souterraines, dans la biosphère et l'atmosphère. Le volume de l'eau dans l'atmosphère, sous formes gazeuse, liquide et solide, représente l'équivalent d'une pellicule de 25mm sur la surface du globe terrestre.

La figure de la page suivante schématise les mouvements globaux des masses d'eaux sur la planète. Le millième de l'énergie solaire collectée sur la surface de la terre permet d'évaporer environ 10cm d'eau des océans. Le temps de renouvellement du contenu atmosphérique en eau est d'environ 9 jours; à ce rythme, les océans seraient secs en 35'000 à 40'000 ans si l'eau évaporée ne retournait pas à sa source par le biais des précipitations.

Le schéma indique toutefois que, pour $425 \cdot 10^3 \text{ km}^3$ d'eaux évaporées des océans, seulement $385 \cdot 10^3 \text{ km}^3$ y retournent par les pluies; le déficit de $40 \cdot 10^3 \text{ km}^3$ est expliqué par les déplace-

ments d'eau atmosphérique à la surface des continents.



L'évaporation de $71 \cdot 10^3 \text{ km}^3$ d'eau continentale est principalement causée par les processus de transpiration végétale et animale. L'excédent de $40 \cdot 10^3 \text{ km}^3$ d'eau précipitant à la surface des continents retourne aux océans par les rivières, les fleuves et les eaux souterraines. Il est par conséquent évident que, dans ce mouvement permanent, l'homme porte une grande responsabilité pour la qualité des eaux qu'il utilise, souille et rejette dans les effluents, puisque ces derniers sont susceptibles de disperser les polluants le long de leur tracé ou de les transporter jusqu'aux océans, où ils s'accumuleront.

1.2 EAUX USEES ET EAUX CLAIRES

Taiwan est l'exemple parfait de l'inconscience de l'homme pour ses méfaits envers les eaux naturelles. Seuls 5% des ménages sont raccordés à des stations d'épuration des eaux usées. Les 9/10 des grands cours d'eau y sont gravement pollués et le tiers des sols contient des concentrations de plomb et de cadmium fortement supérieures aux normes internationales. Avec 1 véhicule automobile pour 2 habitants (un record mondial), moins de 1% des déchets solides incinérés et plus de 3 millions de tonnes de déchets spéciaux industriels, Taiwan est plus pollué que l'ex-Allemagne de l'Est, considérée comme le mouton noir de l'Europe en matière d'environnement.

L'épuration en Suisse a coûté 25 milliards de francs depuis une quarantaine d'années (l'équivalent du prix des routes nationales). Le réseau de stations de traitement des eaux est, avec les Pays-Bas, le plus avancé technologiquement. Il permet de traiter annuellement $2 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ d'eaux usées mais produit dans le même temps $3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ de boues d'épuration, dont près du 50% doit être incinéré, déplaçant le risque de contamination vers l'atmosphère. Les coûts d'épuration sont élevés, puisque chaque litre d'eau introduit par seconde dans une station de traitement coûte annuellement 5'000.- aux collectivités. A Genève, 2'500 litres d'eaux pénètrent dans les stations d'épuration chaque seconde.

A Genève, la consommation domestique d'eau s'élève à environ 250l par jour et par habitant. Près de 95l sont utilisés pour la douche, le bain et l'hygiène corporelle, 85l sont utilisés pour les W.C., 40l pour la lessive et la vaisselle, 25l pour l'arrosage et le nettoyage des véhiculesvéhicules, et seulement 7l pour la boisson et la cuisson. La consommation moyenne croît à environ 550l/j.hab et même à près de 900l/j.hab en périodes de pointe (particulièrement en été), lorsque les consommations de l'industrie, de l'artisanat et de l'agriculture (22%), ainsi que les pertes de réseau (16%) et les fontaines (7%), sont prises en compte. Le 80% des ressources en eau de consommation dans ce canton y est assuré par le lac Léman. En Suisse, les réserves d'eau proviennent à 80-85% d'eaux souterraines et à 15-20% d'eaux superficielles (rivières, lacs).

En Suisse, 13'000km de canalisations connectent plus de 5 millions d'habitants à des stations d'épuration des eaux usées. Les progrès en matière de protection des eaux ont été importants dans les dernières décennies (en 10 ans, la charge de phosphore en entrée des stations d'épuration a diminué de 1/3 environ), mais les pollutions sont plus pernicieuses aujourd'hui. Les pluies sont considérées comme des eaux claires vis-à-vis des stations d'épuration, mais sont en fait riches en suies, métaux lourds, oxydes de soufre et d'azote; les apports atmosphérique peuvent représenter jusqu'à 10% de la charge polluante des lacs suisses.

L'un des problèmes liés à l'épuration en Suisse est la présence de nombreux réseaux de canalisations unitaires, véhiculant les eaux usées mélangées aux eaux claires. Les eaux claires, au sens des stations d'épuration, sont principalement d'origine météorique (pluies, neiges), mais parfois aussi d'origine tellurique (nappes et sources souterraines) et superficielle (rivières, lacs). Ces eaux diluent fortement et refroidissent les eaux usées domestiques et industrielles; les temps de contact dans les bassin d'épuration sont diminués et les rendements d'épuration des stations de traitement décroissent car les conditions optimales de dégradation des substances résiduelles par les micro-organismes épurateurs ne sont plus respectées. Lors de fortes précipitations, les eaux doivent être détournées directement de l'entrée des steps vers l'effluent, car les volumes à traiter sont trop élevés; il en résulte une pollution du milieu récepteur par les eaux usées mélangées aux eaux claires.

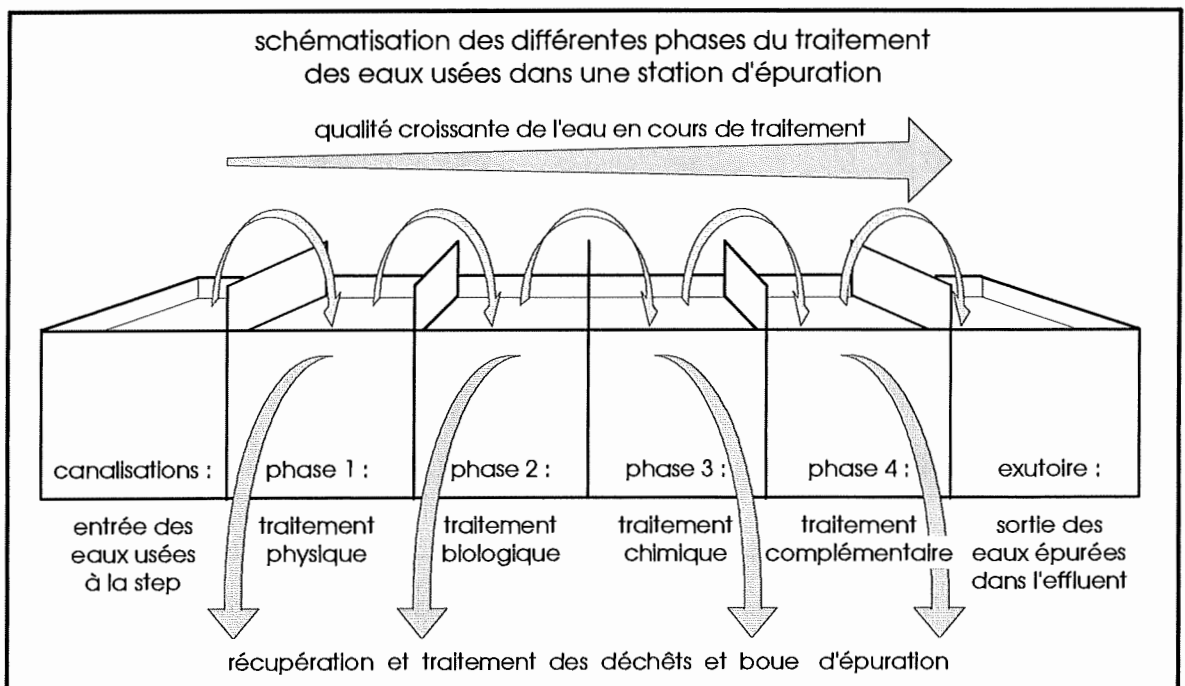
Les efforts des autorités se portent actuellement sur l'installation de réseaux séparatifs, véhiculant d'une part les eaux résiduaires domestiques et industrielles vers les stations d'épuration et d'autre part les eaux claires, parasites vis-à-vis des procédés d'épuration, vers les effluents.

2. PROCESSUS BIOPHYSICOCHIMIQUES D'EPURATION DES EAUX USEES ET MESURE DE LA QUALITE DES EAUX EPUREES

2.1 PRINCIPES GENERAUX DE L'EPURATION DES EAUX USEES

L'épuration des eaux usées domestiques ou industrielles a pour but d'éliminer, ou pour le moins de réduire, les concentrations de substances dissoutes et en suspension qui s'y trouvent et qui seraient susceptibles de perturber les cours d'eaux naturelles.

L'épuration repose principalement sur des **processus biologiques**, qui sont relativement simples à mettre en oeuvre et à entretenir. Cependant, les processus biologiques envisagés comme seule source d'épuration ne permettent généralement pas d'atteindre un rendement d'abattement des substances polluantes suffisamment élevé et il est nécessaire de les coupler à des procédés d'**épuration physique et chimique** pour assurer que les eaux en sortie de station d'épuration possèdent une qualité répondant aux normes d'hygiène et environnementales.

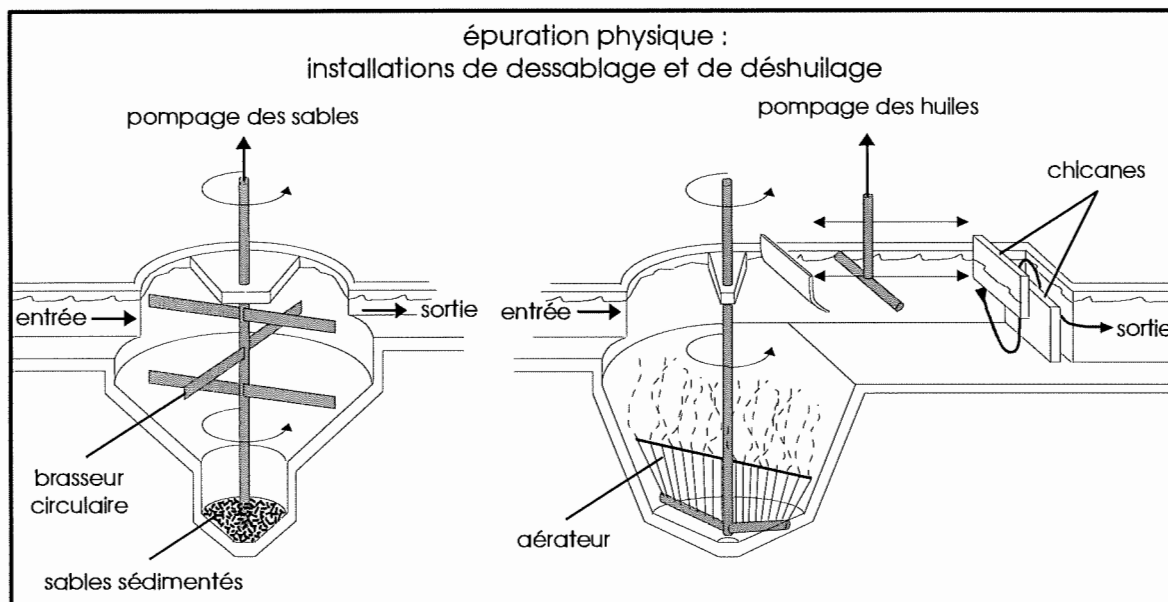


La figure ci-dessus schématise le concept de la station d'épuration type. Les différentes phases de l'épuration sont indiquées dans l'ordre dans lequel elles sont chronologiquement apparues dans les stations de traitement. Il est important de mentionner ici que de nombreux types de steps existent actuellement sur le marché et que la configuration réelle d'une step peut ne correspondre que partiellement à cette figure. Notamment, les différentes phases d'épuration ne sont pas systématiquement construites selon l'ordre donné. Dans tous les cas cependant, quelles que soient les variantes adoptées, les principes de l'épuration sont toujours similaires; ils sont décrits en détails ci-après.

2.2 PROCESSUS D'EPURATION PHYSIQUE

Avant de procéder à l'épuration biologique ou chimique proprement dite, il est recommandé d'éliminer les débris solides de grande taille, susceptibles d'obstruer les conduites, voire de perturber le bon fonctionnement de la station d'épuration. Cette opération est effectuée en entrée de step, au moyen d'une **installation de dégrillage**. Le dégrilleur fonctionne généralement en continu et extrait hors de l'eau usée les débris de dimensions supérieures à quelques centimètres (déchets végétaux, animaux, domestiques et industriels) Les déchets extraits lors du dégrillage sont récupérés pour être incinérés.

Après passage au travers du dégrilleur, les eaux usées sont épurées de leur contenu en substances minérales solides (sables) et en composés organiques immiscibles à l'eau (huiles). L'**installation de déshuilage-dessablage** fonctionne sur le principe physique des différences de densité entre les composés à éliminer et l'eau. Dans cette installation, le temps de rétention de l'eau usée doit être suffisant pour permettre aux sables de densité et de taille élevée de sédimenter au fond du bassin et pour permettre aux huiles de se séparer en une pellicule à la surface du bassin. Les râcloirs de fond et de surface permettent de récupérer les sables et huiles lorsque leur volume est suffisant. Ces déchets sont éliminés par voie d'incinération.



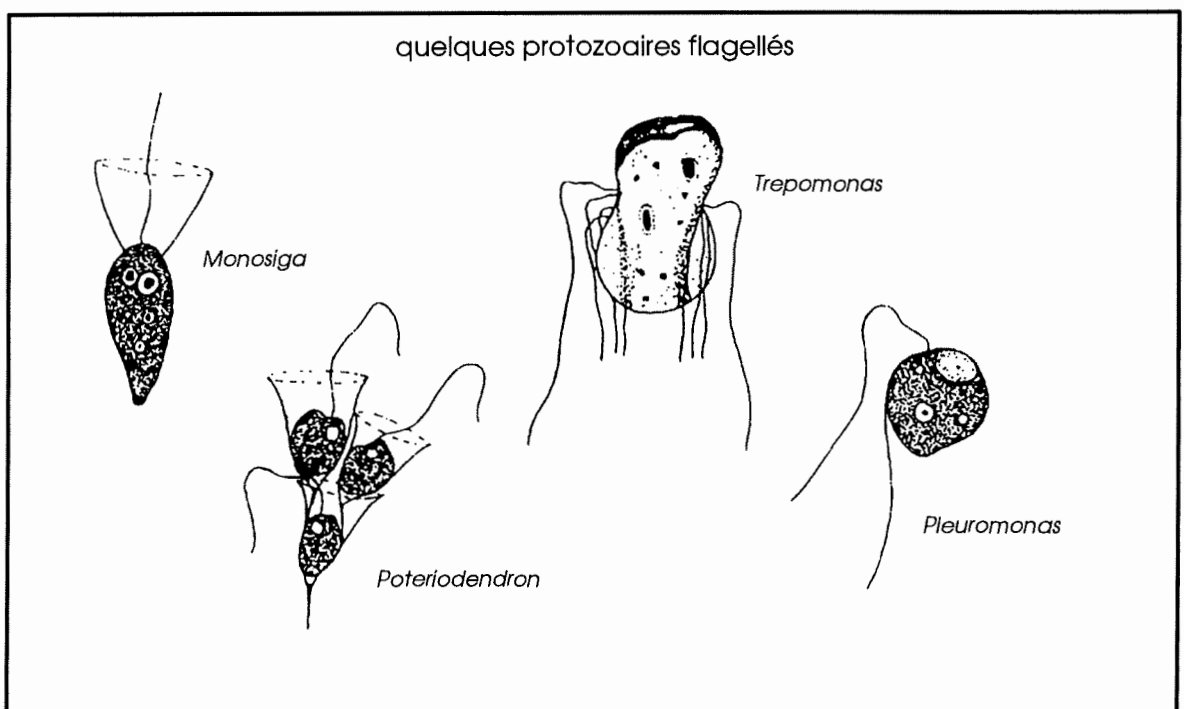
Lorsque la station d'épuration est alimentée par un réseau d'acheminement unitaire, il est nécessaire de la doter d'un **déversoir d'orage**. Cette canalisation est généralement installée en amont des bassins d'épuration biologique et chimique; elle permet de dévier les masses importantes d'eau arrivant à la step lorsque, durant les périodes de pluie, le débit d'eau en entrée est supérieur à la capacité des installations. Il est évident que les eaux claires, météoriques (pluies et neiges), lorsqu'elles sont mélangées aux eaux usées domestiques et industrielles, diluent leur contenu en matières organiques dégradables. Cette dilution entrave le bon fonctionnement de la station et abaisse le rendement d'épuration. Lors de fortes pluies, les eaux sont partiellement déversées dans le cours d'eau en aval de la station, via le déversoir d'orages, et ne subissent pas les étapes d'épuration. Cette situation accroît les risques de pollution des bassins aquatiques naturels et justifie d'étendre les réseaux séparatifs à l'ensemble des égouts.

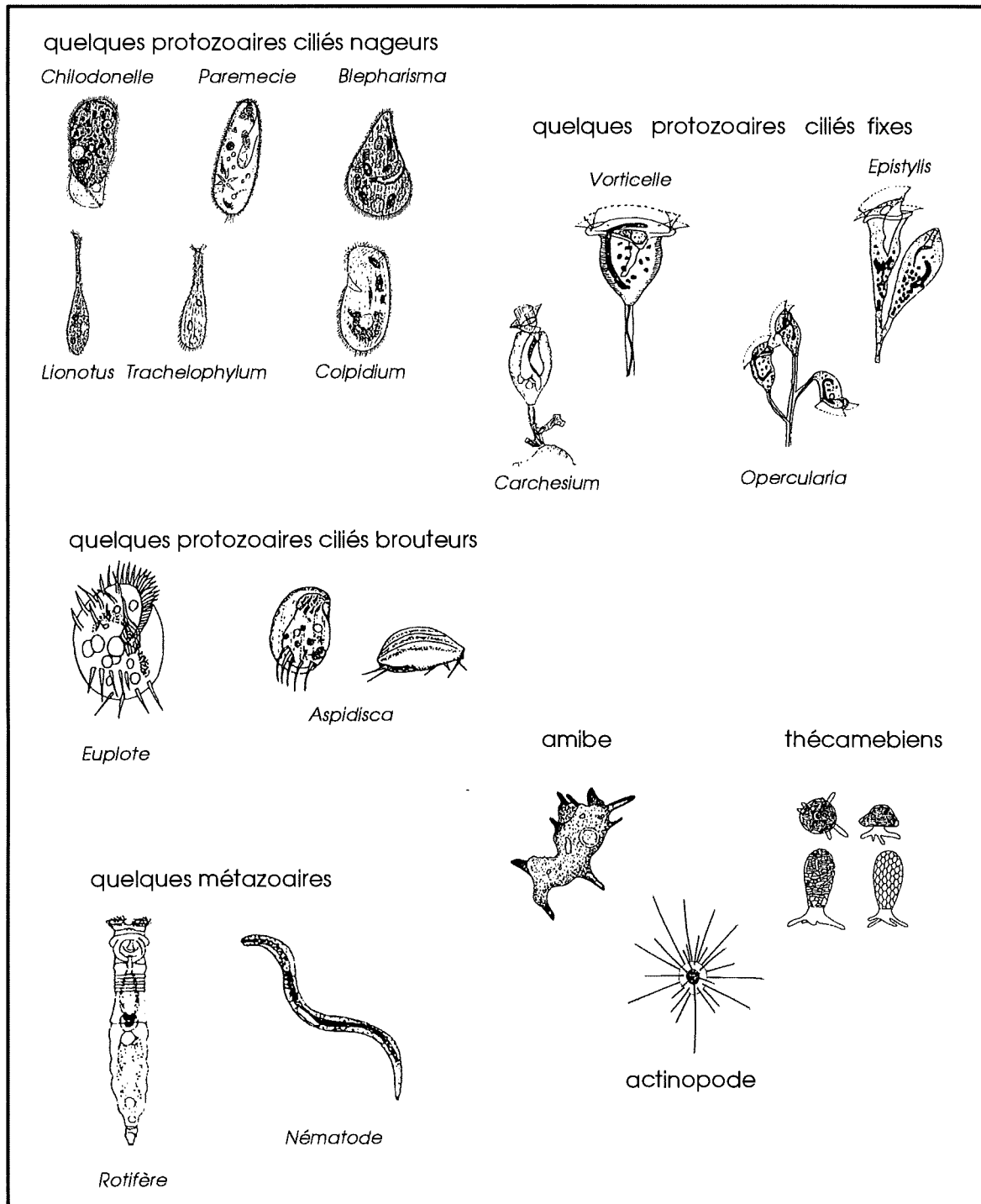
2.3 PROCESSUS D'ÉPURATION BIOLOGIQUE

L'élimination des substances dissoutes et colloïdales présentes dans une eau usée est principalement conduite par voie biologique. Le **bassin biologique** d'une station d'épuration, ou **bassin d'aération**, reproduit les conditions régnant dans le milieu aquatique naturel, notamment les cycles du carbone, de l'azote, du phosphore et du soufre. Cependant, les dimensions dans lesquelles ces processus prennent naissance sont beaucoup plus petites dans la step que dans un lac ou un cours d'eau, tandis qu'il est souhaitable que les temps de réaction soient réduits de quelques semaines ou mois à quelques heures. Ceci n'est possible que dans des conditions bien particulières, notamment en ce qui concerne les concentrations des "espèces réactives", en l'occurrence les micro-organismes et l'oxygène moléculaire dissous nécessaires à la dégradation des substances polluantes.

L'épuration biologique est atteinte en favorisant la **prolifération de micro-organismes** dans le bassin d'aération, afin de permettre un transfert rapide et efficace des composés étrangers vers la masse de micro-organismes épurateurs. Généralement, ces micro-organismes se présentent à l'issue du traitement sous la forme de masses boueuses, les **boues activées**, aisément manipulables et dont l'élimination est par conséquent plus facilement contrôlable que pour les composés étrangers.

Les boues activées sont des matières en suspension, appelées dans ce cas **flocs**, qui contiennent les micro-organismes épurateurs, des débris végétaux et des résidus inorganiques. Les micro-organismes présents dans le bassin biologique sont principalement des **bactéries** libres et floculées (concentration de 10^{11} à 10^{12} unités par litre de boue activée) de dimension proche de $1\mu\text{m}$, ainsi qu'une **microfaune prédatrice** abondante (concentration de 10^6 à 10^8 unités/l) constituée de protozoaires et de métazoaires. Les protozoaires sont des organismes unicellulaires de taille proche de 10 à $300\mu\text{m}$, tandis que les métazoaires, de tailles supérieures, sont des pluricellulaires invertébrés. Quelques uns des représentants les plus courants de la microfaune sont représentés sur les figures qui suivent.

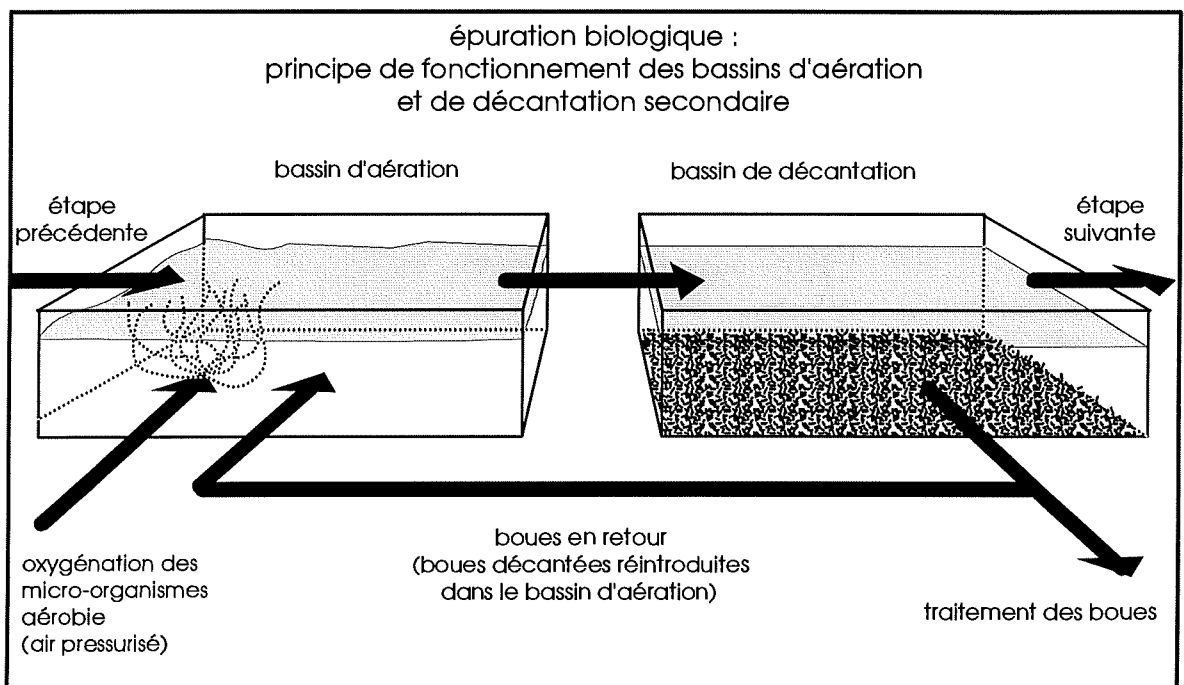




Schématiquement, les micro-organismes se développant dans le bassin d'aération d'une step sont des **organismes chimio-organotrophes**, c'est-à-dire des organismes se nourrissant de matières organiques, les métabolisant en composés plus simples pour éventuellement les transformer en substances minérales, dont l'impact sur l'environnement est plus faible. Les glucides (sucres $C_6H_{12}O_6$, polysaccharides $(C_6H_{12}O_6)_n$) et lipides (graisses) sont dégradés en dioxyde de carbone CO_2 ; c'est l'opération de respiration, inverse à l'opération de photosynthèse dans laquelle la matière organique est produite par les micro-organismes autotrophes à partir de dioxyde de carbone. Quant aux protéines, constituées d'acides aminés

(composition générale HOOC-R-NH_2), elles sont dégradées en azote ammoniacal NH_4^+ . Les composés non métabolisés sont généralement des inhibiteurs de l'activité biologique.

Pour pouvoir dégrader les matières organiques présentes dans les eaux usées, les micro-organismes actifs dans le bassin biologique ont besoin d'oxygène. Afin d'accélérer le processus de dégradation et d'augmenter le rendement d'épuration, il est nécessaire de fournir de l'air à ces **micro-organismes aérobies**. Le procédé est efficace lorsque de l'air est injecté sous forme de micro-bulles au fond du bassin d'aération, afin que l'oxygène moléculaire gazeux puisse se dissoudre dans l'eau. Cependant, il est possible d'atteindre des rendements élevés d'épuration lorsque le bassin d'aération est soumis à un puissant brassage mécanique, permettant d'augmenter les échanges gazeux avec l'atmosphère.

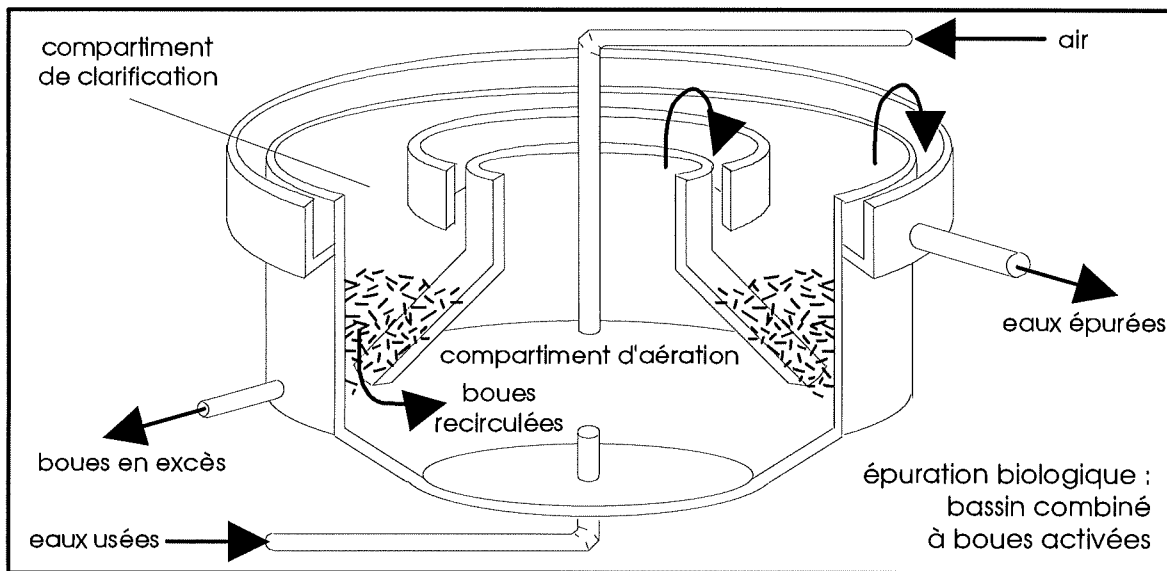


Les boues activées sont le produit de la colonisation et de la multiplication des micro-organismes décomposeurs; ces boues sont produites en permanence dans le bassin biologique et sont ensuite généralement récupérées dans un bassin de **décantation secondaire**, dans lequel les eaux biologiquement épurées sont déversées. Les floccs de boues activées sont recueillis en profondeur du bassin de décantation secondaire (parfois également en surface), pour être introduites dans une installation de traitement des boues (voir plus loin). Le bassin de décantation secondaire n'est ni agité ni oxygéné afin de permettre la flottation/sédimentation des boues activées et par conséquent la clarification des eaux épurées.

Un équilibre chimique et biologique parfait est atteint dans le bassin biologique lorsque la vitesse d'apport de matières organiques en entrée est égale à sa vitesse de dégradation par les micro-organismes. Cet équilibre peut être régulé par le contrôle des apports en eaux usées ou, plus aisément, par la réintroduction dans le bassin biologique de boues activées récupérées dans le bassin de décantation secondaire (réensemencement par les boues en retour, voir le schéma précédent).

Il est possible de concevoir des bassins d'épuration biologique dans lesquels les fonctions

d'aération et de clarification (décantation secondaire) sont assurées dans une seule installation. Ce **bassin combiné** est de forme extérieure cylindrique (voir la figure ci-après) et est constitué de 2 corps. La partie intérieure est le site de l'aération et de la dégradation des matières organiques par les micro-organismes; les eaux se déversent dans la partie extérieure non agitée, où les boues activées sont décantées. Ces boues sont alors partiellement recirculées dans le bassin d'aération et partiellement acheminées vers les installation de traitement des boues en excès. Cette configuration permet de traiter des eaux fortement chargées et assure la circulation des boues en absence d'installation mécanique particulière.



2.4 PROCESSUS D'ÉPURATION CHIMIQUE

L'un des problèmes principaux de l'épuration biologique est que la surface généralement accessible pour les processus de photosynthèse (c'est-à-dire la surface du bassin d'aération) est très faible en comparaison du volume d'eau traitée. Il en résulte une possibilité limitée de colonisation par le phytoplancton (micro-algues) et les algues de grande dimension.

La faible concentration de ces organismes producteurs (autotrophes), susceptibles d'assimiler les substances nutritives minérales telles les phosphates et les nitrates, est par conséquent un handicap lorsque les eaux épurées doivent être déversées dans un milieu naturel sensible aux apports de nutriments (système aquatique eutrophe ou en cours d'eutrophisation; voir plus loin). Afin de pallier à la faible capacité d'élimination des phosphates et des nitrates dans le bassin biologique, il a été nécessaire d'introduire un processus chimique dans la chaîne de l'installation d'épuration.

Selon la loi sur la protection des eaux, les stations d'épuration suisses doivent épurer 80 à 90% du phosphore présent dans les eaux usées. Étant donné que les ortho-phosphates sont présents dans les eaux sous forme dissoute, leur élimination n'est possible que par **précipitation** au moyen d'**agents flocculants**. Ces substances sont généralement des polyélectrolytes synthétiques dont la composition n'est pas publiée, des sels d'aluminium ou plus couramment des sels de fer ferrique (chlorure de fer FeCl_3).

Le principe de l'épuration chimique repose sur la formation de composés gélatineux de

grandes dimensions, à la surface desquels les ortho-phosphates s'adsorbent aisément. Le fer ferrique est le candidat de choix pour ce type de traitement, puisqu'en solution il s'hydrolyse rapidement en hydroxyde de fer $\text{Fe}(\text{OH})_3$ particulaire; la masse floconneuse formée est globalement chargée positivement (Fe^{+3}), ce qui favorise les interactions électrostatiques avec les phosphates chargés négativement. D'autre part, les ortho-phosphates sont susceptibles de précipiter directement avec le fer ferrique pour former du phosphate de fer FePO_4 . Le floc minéral sédimente rapidement dans le bassin de floculation; il est récupéré et ajouté à la masse des boues biologiques d'épuration.

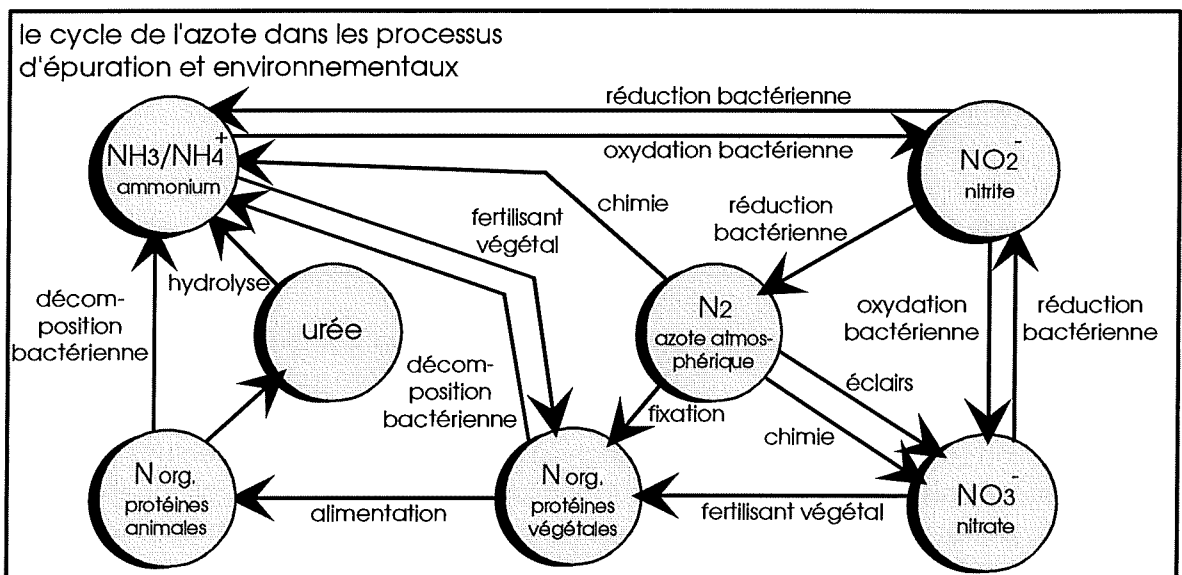
Cette phase chimique améliore grandement le rendement d'épuration des steps, mais n'est pas systématiquement nécessaire, notamment dans les cas où les concentrations de phosphates en entrée de station sont faibles.

2.5 PROCESSUS COMPLEMENTAIRES D'EPURATION

Lorsque les concentrations en phosphore sont encore trop élevées à la sortie des installation de précipitation chimique, et lorsque les eaux épurées sont fortement polluées en métaux lourds et en matières organiques dissoutes non dégradables, il est possible de compléter les étapes précédentes par une étape de **floculation-filtration** supplémentaire afin de renforcer les mesures de protection des eaux.

La floculation-filtration est accomplie dans un bassin supplémentaire, dans lequel des agents floculants sont injectés en concentrations optimales. Les substances nuisibles résiduelles sont adsorbées sur le floc en suspension, qui est transporté au travers d'un lit de sable. Les matières en suspension sont retenues sur ce lit filtrant. Ce principe est couramment utilisé dans les installations de production des eaux potables.

Alors qu'à l'issue de la précipitation chimique 85% du phosphore a été éliminé, la floculation-filtration supplémentaire rejette en moyenne moins de 2% du phosphore total en sortie de la step. Cette épuration permet d'autre part de réduire fortement les teneurs en métaux lourds (principalement cuivre, zinc, plomb, mercure et cadmium) initialement présents dans les eaux usées.

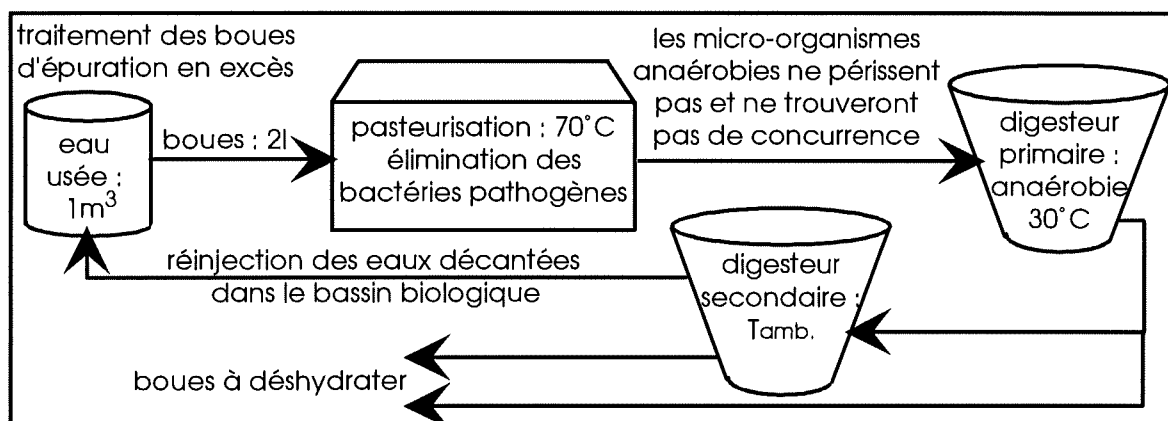


Lorsque la charge de sortie en azote doit être réduite, plusieurs processus d'élimination de l'ammonium sont envisageables. Tout d'abord, l'ammonium peut être converti par des bactéries aérobies (*Nitrosomonas*) en nitrite NO_2^- , lequel peut alors être oxydé en nitrate NO_3^- par d'autres bactéries aérobies (*Nitrobacter*); cette transformation est appelée la **nitrification**. La nitrification peut être suivie d'une **dénitrification** en présence de matière organique, lorsque le nitrate est réduit en azote moléculaire gazeux N_2 par des bactéries anaérobies; du méthanol est parfois ajouté au bassin de dénitrification pour augmenter le rendement de production d'azote moléculaire. Les processus de biosynthèse (photosynthèse) réduisent aussi la concentration d'ammonium, puisque ce dernier composé est un nutriment directement assimilable par les micro-organismes autotrophes. La figure qui précède résume les différentes transformations de l'azote dans les processus d'épuration.

Finalement, il est parfois nécessaire de recourir à la **filtration sur charbon actif**, lorsque l'eau épurée contient encore des concentrations élevées de substances organiques toxiques et non biodégradables. Cette opération coûteuse est généralement implémentée dans les installations de production d'eau potable, pour lesquelles les critères légaux de qualité de l'eau produite sont plus sévères.

2.6 LES BOUES D'EPURATION

Les boues d'épuration biologiques excédentaires contiennent des concentrations élevées de micro-organismes et de substances minérales fertilisantes, mais aussi parfois des composés toxiques non dégradés (métaux lourds, détergents, pesticides, hydrocarbures polychlorés). Ces boues peuvent, dans certain cas, être valorisées; l'une des utilisations les plus courantes des boues d'épuration est l'épandage sous forme déshydratée ou semi-liquide sur les sol agricoles. Près de 50% des $3 \cdot 10^6 \text{m}^3$ de boues produites annuellement dans les stations d'épuration suisses sont utilisés pour la fertilisation des champs.



Les boues fraîches, soutirées des bassins d'épuration, ont un contenu faible en matières sèches (environ 1.5% seulement), mais ce contenu augmente après les opérations de soutirage de l'eau (environ 5% de matières sèches), de stabilisation et digestion, ainsi que de déshydratation (environ 30% de matières sèches). Ces traitements sont effectués dans des **installations d'épaississement** des boues, qui fonctionnent en mode principalement anaérobie (agents de fermentation travaillant en absence d'oxygène). Globalement, l'épuration des eaux est le fait de micro-organismes aérobies, tandis que le traitement des boues fait

appel à des micro-organismes anaérobies. La figure précédente schématise les différentes étapes de traitement des boues en excès.

Pour 1m³ d'eau usée en entrée de station d'épuration, approximativement 2l de boues à 1.5% de matières sèches sont obtenus en sortie des bassins biologiques. Le méthane CH₄ produit lors de l'étape de digestion primaire anaérobie est généralement utilisé pour chauffer les installations de la step ou des bâtiments avoisinants.

La matière organique compose la majeure partie des boues d'épuration, environ 40 à 60% de la matière sèche. Cette matière organique riche en protéines et polysaccharides est rapidement décomposable après épandage sur un champ; on parle d'effet "engrais vert" fugace, par opposition à des substances fertilisantes telles le fumier ou la paille, qui contiennent des proportions élevées de lignine et de tanins qui sont très stables dans les sol. La table ci-après compare la composition partielle des boues d'épuration partiellement épaissies du canton de Vaud, du purin bovin et du fumier.

composition	boues d'épuration (VD) (kg/m ³)	purin bovin (kg/m ³)	fumier (kg/m ³)
matières sèches	60 déshydratation à 6%	35	230
matières organiques	24	27	170
azote total	2.5 N _{org.} =2; N _{ammoniacal} =0.5	2	5
phosphore total	3.8 trop élevé pour les besoins des plantes	0.4	3
potassium	0.2	3	6 trop élevé pour les besoins des plantes
calcium	5-6		
magnésium	0.2	0.1	1

Lorsque les boues d'épuration contiennent des taux élevés de métaux lourds, elles ne peuvent pas être utilisées pour les besoins de l'agriculture et doivent être déposées dans des décharges stabilisées ou incinérées, ce qui, généralement, ne fait que déplacer le problème des pollutions diffuses vers les sol et les eaux souterraines ou vers l'atmosphère.

2.7 PARAMETRES DE QUALITE DES EAUX EPUREES

Il est nécessaire d'utiliser un certain nombre de paramètres physiques, biologiques et chimiques afin de déterminer si les processus d'épuration d'une eau usée sont efficaces. L'évaluation visuelle d'une eau épurée est en effet insuffisante lorsqu'il s'agit de savoir si sa qualité répond aux exigences légales.

Une eau épurée répondant à des critères de qualité ne présentera pas de risque de nuisance envers les organismes aquatiques et limitera l'accumulation de substances toxiques le long de la chaîne trophique.

L'ordonnance du 8 décembre 1975 sur le déversement des eaux usées, en application de la Loi fédérale sur la protection des eaux contre la pollution, fixe à cet effet les objectifs de qualité à atteindre pour les déversements. La table ci-après énumère tous les paramètres physiques, biologiques et chimiques permettant d'apprécier la qualité d'une eau épurée.

paramètre	définition, signification et interprétation
acidité volatile	<ul style="list-style-type: none"> - acides organiques présent dans le digesteur - acides acétique, propionique, butyrique, produits par dégradation de la matière organique par les bactéries - contrôle du fonctionnement de la digestion
COD	<ul style="list-style-type: none"> - Carbone Organique Dissous - mesure du CO₂ produit par oxydation chimique forcée de la matière organique dans un échantillon filtré - contrôle du rendement d'épuration et mise en évidence de matières organiques dissoutes peu biodégradables
COT	<ul style="list-style-type: none"> - Carbone Organique Total - mesure du CO₂ produit par oxydation chimique forcée de la matière organique - contrôle du rendement d'épuration et mise en évidence de matières organiques peu biodégradables
débit	<ul style="list-style-type: none"> - volume écoulé d'eau usée par unité de temps - durée de rétention, charge hydraulique et flux de pollution
DBO ₅	<ul style="list-style-type: none"> - Demande Biologique en Oxygène mesurée après 5 jours à 20°C en obscurité - quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder biologiquement la matière organique biodégradable - contrôle du rendement d'épuration
DBO ₅ filtré	<ul style="list-style-type: none"> - Demande Biologique en Oxygène mesurée après 5 jours à 20°C en obscurité pour un échantillon filtré - quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder biologiquement la matière organique dissoute biodégradable - contrôle du rendement d'épuration en sortie de step
DCO	<ul style="list-style-type: none"> - Demande Chimique en Oxygène par la méthode au dichromate de potassium - quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder chimiquement la matière organique - contrôle du rendement d'épuration et mise en évidence de matières organiques peu ou pas biodégradables
l _M	<ul style="list-style-type: none"> - Indice de Mohlman, exprimé sous la forme du volume occupé par 1g de boue - caractérisation qualitative d'une boue activée - contrôle de l'état de la masse biologique
KMnO ₄	<ul style="list-style-type: none"> - oxydabilité au permanganate de potassium - estimation de la matière organique oxydable - évaluation rapide du rendement d'épuration
matières décan- tables	<ul style="list-style-type: none"> - volume de matières en suspension décantées dans un cône d'Imhoff après 2 heures de sédimentation - mise en évidence de surcharges des décanteurs
MES	<ul style="list-style-type: none"> - Matières En Suspension - mesure de l'ensemble des matières en suspension, minérales et organiques - contrôle qualitatif en sortie de step de la qualité des eaux et fonctionnement du décanteur secondaire
métaux lourds	<ul style="list-style-type: none"> - concentration en métaux lourds dans les eaux - mise en évidence de la qualité du prétraitement des eaux et de pollutions
MS	<ul style="list-style-type: none"> - Matières Sèches, obtenues par dessiccation à 105°C - mesure de l'ensemble des matières solides, minérales et organiques - contrôle des charges dans le bassin d'activation et le décanteur secondaire

paramètre	définition, signification et interprétation
MVS	- Matières Volatiles Sèches, obtenues par calcination à 550°C durant 2 heures - mesure de l'ensemble des matières organiques présentes dans les boues - contrôle du rendement et des charges de digestion et de stabilisation des boues
oxygène dissous	- concentration en oxygène moléculaire dissous dans les eaux - contrôle des apports en air dans le bassin biologique et mise en évidence des conditions aérobies
o-PO ₄	- concentration en ortho-phosphates dissous (réactifs) - contrôle du rendement d'épuration et bilan du phosphore sous forme dissous, régulation de l'agent flocculant (sels de Fe ⁺³)
P _{tot}	- concentration en phosphore total - mise en évidence de toutes les formes du phosphore - contrôle du rendement d'épuration et bilan du phosphore total, régulation de l'agent flocculant (sels de Fe ⁺³)
pH	- concentration en protons dans les eaux - caractérisation de l'alcalinité ou de la basicité - mise en évidence de pollutions
TAC	- Titre Alcalimétrique Complet - détermination de la teneur en hydroxydes et carbonates, mesure de l'alcalinité - contrôle du fonctionnement de la digestion et surveillance générale de la step
transparence	- degré de clarté des eaux - mise en évidence des matières non décantées/non décantables - contrôle de la surcharge en sortie de step
volume des boues activées	- volume occupé par la boue après 30 minutes de décantation dans un cône d'Imhoff - concentration en boues dans le bassin d'activation - surveillance qualitative du bassin d'aération

Parmi ces nombreux paramètres, la **Demande Biologique en Oxygène** et la **Demande Chimique en Oxygène**, les **matières décantables**, ainsi que le **phosphore** sont des indicateurs qui relèvent une importance particulière et qui doivent être systématiquement mesurés; il est d'autre part impératif de mesurer les débits aux différents stades du traitement des eaux pour établir les charges, les flux de polluants et les rendements réels d'épuration.

DEMANDE BIOLOGIQUE EN OXYGENE

Dans le cadre des expériences de ce cours, il n'est pas possible de déterminer la Demande Biologique en Oxygène. Cette mesure est habituellement obtenue après 5 jours d'incubation (temps nécessaire pour que les micro-organismes présents dans l'eau à analyser consomment suffisamment d'oxygène), bien que des instruments sophistiqués récemment apparus sur le marché (biosenseurs potentiométriques) mesurent la DBO en 20 minutes et extrapolent avec précision la valeur à 5 jours.

DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE

La Demande Chimique en Oxygène est déterminée de manière simple, puisque la matière organique présente dans l'eau à analyser est oxydée au moyen d'un oxydant puissant, en l'occurrence le dichromate de potassium K₂Cr₂O₇ en milieu acide sulfurique 50%. Ces réactifs particulièrement puissants à température d'ébullition présentent cependant un danger non négligeable d'utilisation et il est nécessaire de prendre des précautions lors de l'oxydation.

CARBONE ORGANIQUE TOTAL ET CARBONE ORGANIQUE DISSOUS

La détermination du Carbone Organique Total (ou Dissous, après filtration de l'échantillon à analyser) ne peut être envisagée dans la partie expérimentale de ce cours, puisqu'elle nécessite une installation sophistiquée (colonne à catalyseur d'oxydation connectée à une cellule de mesure Infra-Rouge) opérée à haute température sous pression d'oxygène. Cette méthode est très rapide et extrêmement sensible (des concentrations en carbone organique de l'ordre de 0.01mg/l peuvent être mesurées).

Le rapport entre Demande Chimique en Oxygène et Demande Biologique en Oxygène (DCO/DBO₅) ou entre Carbone Organique Total et Demande Biologique en Oxygène (COT/DBO₅) est une indication de la biodégradabilité des matières organiques présentes dans les eaux en cours de traitement. En effet, si DCO/DBO₅ ou COT/DBO₅ est élevé, cela signifie que de nombreux composés organiques, mesurés par les méthodes DCO et COT, ne sont pas oxydés par les micro-organismes responsables de la DBO₅.

Il est d'autre part fréquent de rencontrer dans les stations d'épuration, particulièrement les installations industrielles ou mixtes (eaux résiduelles domestiques et industrielles mélangées avant traitement), des inhibiteurs de la DBO₅, c'est-à-dire des composés organiques ou minéraux qui intoxiquent les micro-organismes. Ces derniers ne pourront dès lors plus oxyder efficacement la matière organique biodégradable. L'interprétation des valeurs de DBO₅ requiert par conséquent une grande prudence lorsque les eaux contiennent des substances susceptibles d'être toxiques.

PHOSPHORE TOTAL ET ORTHO-PHOSPHATES

Contrairement à la détermination des ortho-phosphates PO₄³⁻, qui ne nécessite que des opérations simples, la détermination du phosphore total (formes dissoute et non dissoute, ortho-phosphates réactifs, polyphosphates et phosphore organique) requiert des étapes préalables de digestion dans des conditions particulières (acide sulfurique pour les polyphosphates; persulfate pour le phosphore organique) permettant d'oxyder les différentes formes de phosphore en ortho-phosphates. De nombreuses variantes de détermination colorimétrique du phosphore sont décrites dans la littérature, mais elles sont toutes basées sur l'analyse des ortho-phosphates.

AZOTE AMMONIACAL

L'azote ammoniacal NH₄⁺ n'est pas cité dans la table des paramètres de qualité des eaux. Cependant, sa détermination par colorimétrie, relativement aisée, permet de mettre en évidence d'une part la présence de produits de décomposition microbologique des protéines végétales et animales dans les eaux en entrée de station d'épuration et d'autre part l'efficacité du traitement de ces eaux. Une eau usée non diluée par des eaux claires (c'est-à-dire transitant jusqu'à la step par un réseau séparatif) contient généralement des concentrations élevées d'ammonium.

2.8 IMPACTS DE L'EPURATION SUR L'ENVIRONNEMENT

Les paramètres de qualité des eaux épurées décrits ci-dessus permettent d'estimer l'état d'une eau naturelle. La table qui suit reproduit les intervalles de concentration de quelques

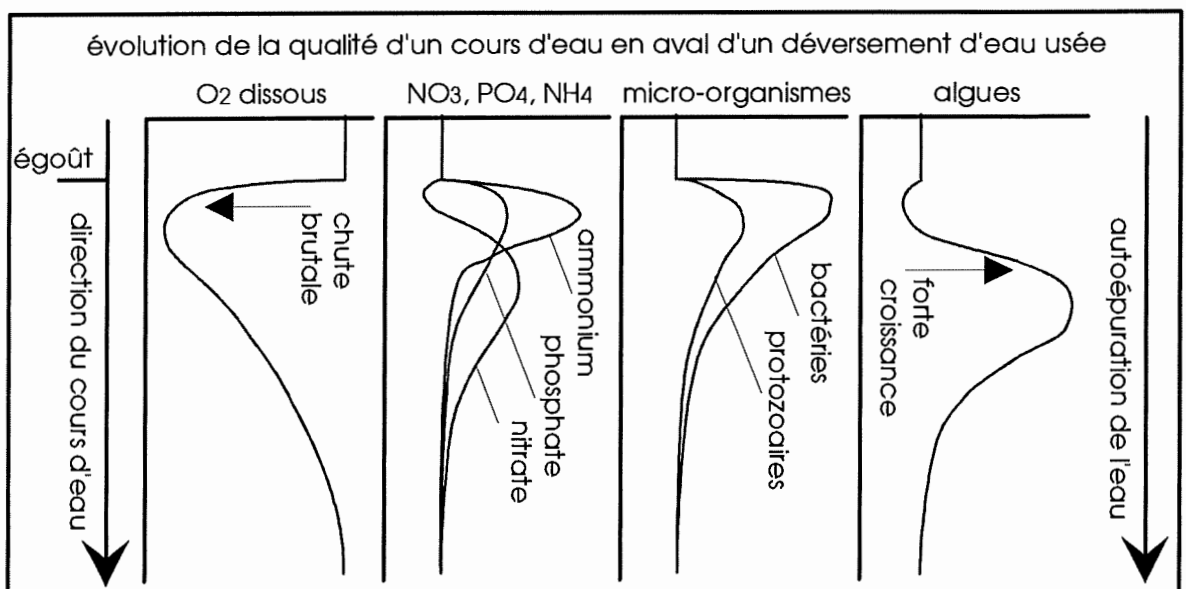
paramètres couramment utilisés pour décrire qualitativement un environnement aquatique; ces valeurs sont des moyennes observées expérimentalement dans les cours d'eau.

qualité de l'eau	DCO (mg O ₂ /l)	NH ₄ ⁺ (mg N/l)	P _{total} (mg P/l)	o-PO ₄ (mg P/l)
non polluée	< 1.3	< 0.04	< 0.05	< 0.03
faiblement polluée	1.3-2	0.04-0.15	0.05-0.2	0.03-0.1
nettement polluée	2-3.5	0.15-0.4	0.2-0.5	0.1-0.3
fortement polluée	> 3.5	> 0.4	> 0.5	0.3

Lorsque les eaux épurées ne satisfont pas aux critères de qualité, elles sont susceptibles de contribuer partiellement ou totalement au **processus d'eutrophisation** du milieu aquatique dans lequel elles sont déversées. L'eutrophisation d'une masse d'eau est caractérisée par un excès de matières organiques et de nutriments d'une part, et une déficience en oxygène moléculaire dissous d'autre part; ce déséquilibre ne permet plus d'assurer l'**auto-épuration** naturelle de l'eau par les micro-organismes qui s'y développent.

La capacité d'auto-épuration d'une eau est dictée par la symbiose existant entre les différents (micro-)organismes aquatiques, les échanges gazeux (O₂, CO₂) entre l'atmosphère et l'eau et les échanges nutritifs (matières organiques et minérales). Lorsque l'équilibre biologique et chimique est atteint, les espèces autotrophes (micro-organismes producteurs) élaborent leur propre substance à partir de substances minérales dissoutes (nutriments) tandis que les espèces hétérotrophes (animaux consommateurs et bactéries/champignons décomposeurs) se nourrissent des micro-organismes producteurs; dans ce cas, la décomposition des composés étrangers rapidement biodégradables contribue à l'élaboration des stocks de substances nutritives minérales.

En revanche, dans une eau gravement polluée en substances nutritives et en composés organiques faiblement biodégradables ou fortement concentrés, l'équilibre biologique et chimique est fortement déplacé en faveur des espèces hétérotrophes. L'oxygène dissous



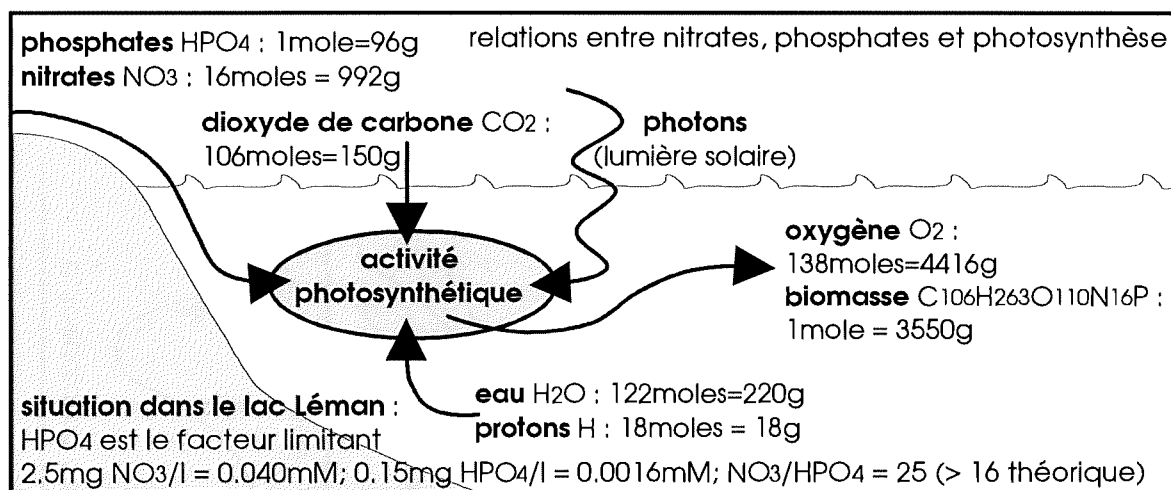
vient alors à diminuer, voire à disparaître complètement et la capacité d'auto-épuration de l'eau est épuisée.

Dans le cas des cours d'eau, le problème est certes moins important que dans les lacs, puisque, par leur nature, les masses d'eau s'y déplacent rapidement et contribuent à l'auto-épuration en aval du déversement d'eaux usées ou insuffisamment épurées. La figure qui précède illustre l'évolution chimique et biologique d'un cours d'eau après le rejet d'une eau riche en nutriments ou en substances organiques.

Dans le cas des lacs, un temps de résidence élevé des masses d'eau augmente le risque d'eutrophisation lorsque des eaux impropres y sont déversées. Le taux moyen de chlorophylle est un paramètre de qualité des eaux naturelles qui permet d'estimer le degré d'eutrophisation; des valeurs moyennes de concentration en chlorophylle sont indiquées ci-dessous pour les lacs.

état trophique d'une eau lacustre	taux moyen de chlorophylle (mg/m ³ d'eau)
oligotrophe (lac trop pauvre en nutriments)	0.3-2.5
mésotrophe (lac à l'équilibre trophique)	1-15
eutrophe (lac déséquilibré,, trop riche en nutriments)	5-140

L'activité photosynthétique nécessite de la lumière, du dioxyde de carbone et de l'eau, mais également des nitrates et des phosphates, ainsi que des protons et probablement d'autres oligo-éléments dont le rôle n'est pas entièrement élucidé. La figure qui suit indique que la production de biomasse (phytoplancton) requiert 16 ions nitrate pour 1 ion phosphate. Etant donné que la concentration en nitrates dans les eaux est généralement élevée, particulièrement en raison des épandages excessifs d'engrais en agriculture, les phosphates jouent le rôle de facteur limitant dans la photosynthèse aquatique. Vis-à-vis des mécanismes d'eutrophisation, les phosphates représentent par conséquent un danger plus important pour les eaux naturelles que les nitrates.



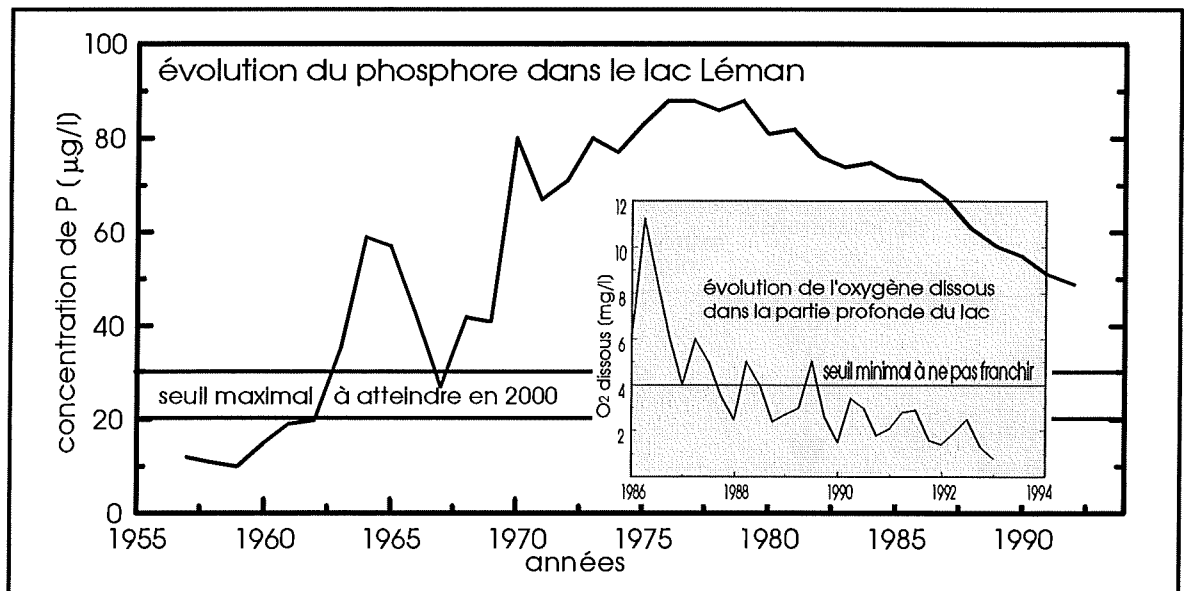
Le rejet de 1kg de phosphore réactif (ortho-phosphates dissous) dans une eau naturelle permet de produire, dans des conditions optimales de photosynthèse, 114kg d'algues. La dégradation de ces algues par respiration engendrée par les organismes consommateurs

nécessitera 140kg d'oxygène. Etant donné que l'oxygène moléculaire peut se dissoudre dans l'eau à raison d'environ 10mg/l, 1kg de phosphore rejeté consommera l'oxygène dissous dans 14 millions de litres d'eau ! Il apparaît clairement que le phosphore représente un défi au traitement des eaux usées.

D'une manière générale, des concentrations élevées en nitrates NO_3^- sont à éviter dans les eaux de boisson, car cet ion est susceptible de se réduire en nitrites NO_2^- sous l'action de la flore intestinale, particulièrement chez les nourrissons, chez lesquels les nitrites peuvent provoquer une méthémoglobinémie (cyanose, anoxémie; oxygénation insuffisante du sang). Il est d'autre part probable que les nitrites puissent se transformer dans l'intestin en nitrosamines ($\text{R}_2\text{N-N=O}$) cancérigènes, en présence d'amines secondaires (R_2NH) ou tertiaires (R_3N) d'origine alimentaire. La concentration maximale en nitrates est limitée par la loi à 40mg/l dans les eaux de boisson.

CAS DU LAC LEMAN

Le lac Léman (582km²), ses apports en eaux domestiques et industrielles et les cours d'eau dans son bassin versant (7900km²) sont sous haute surveillance internationale depuis que la CIPEL (Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman) a été créée en 1963. Les buts poursuivis par la CIPEL sont l'amélioration des performances des stations d'épuration existantes (introduction de l'étape de déphosphatation), la mise en service de nouvelles installations pour les localités non connectées (environ 200'000 citoyens concernés) et la transformation des réseaux unitaires (eaux claires et usées) en réseaux séparatifs. Ces actions devraient permettre de limiter en l'an 2000 les apports de phosphore dans le lac Léman à 50% par rapport à 1991.



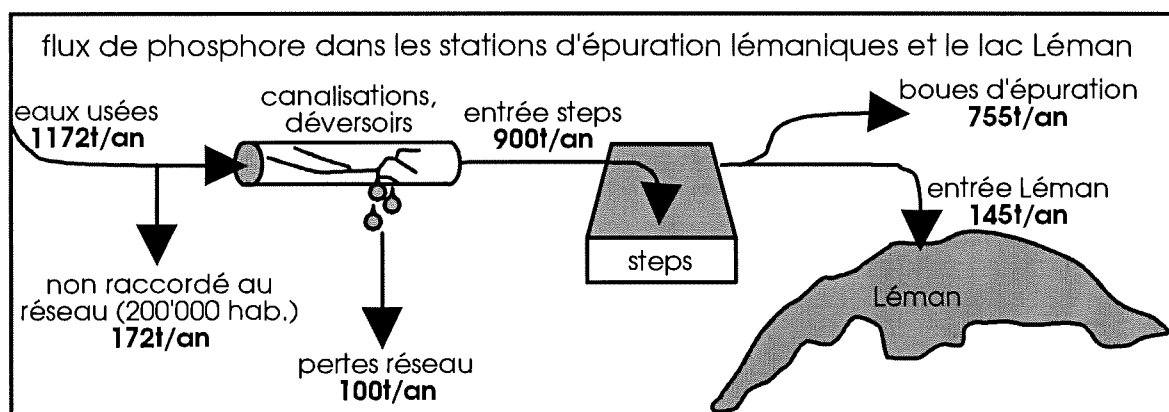
La situation chimique du lac Léman est particulièrement inquiétante, comme l'indique la figure qui précède. En effet, on constate que, bien que la concentration et le stock de phosphore dans le lac soient en constante chute depuis la fin des années 1970, la concentration en oxygène au fond du lac n'a pas crû, principalement à cause d'hivers particulièrement cléments qui ont empêché les eaux de surface oxygénées de se mélanger efficacement avec les eaux de profondeur, pauvres en oxygène. Lorsque les eaux profondes

sont anoxiques, les conditions deviennent réductrices et on observe la dissolution des phases sédimentaires minérales, avec relargage concomitant de phosphore sous forme de phosphates réactifs assimilables par les micro-organismes, contribuant ainsi à une eutrophisation supplémentaire. En conséquence, bien que les concentrations en phosphore décroissent dans le lac, la faible oxygénation des eaux profondes ne permet actuellement pas de remédier à l'état inquiétant du lac.

Actuellement, la concentration moyenne en phosphore total dans le lac est de $47\mu\text{ g/l}$, en baisse de près de 50% par rapport à la situation extrême des années 1975-1980, où le phosphore culminait à environ $90\mu\text{ g/l}$. Cependant, la concentration en oxygène au fond du lac est toujours préoccupante; en 1986, (O_2) oscillait entre 4 et 12mg/l , tandis qu'actuellement, sa concentration est comprise entre 0.5 et 2.2mg/l .

Afin de limiter à long terme l'eutrophisation du lac et la croissance algale, il est nécessaire d'atteindre un seuil maximal en phosphore de 20 à $30\mu\text{ g/l}$, c'est-à-dire la concentration qui prévalait au début des années 1960. Pour atteindre cet objectif, 200 millions de francs ont été investis dans la période 1991-1994 et il serait nécessaire d'investir 600 millions de francs supplémentaires d'ici à l'an 2000, pour arriver à raccorder l'ensemble de la population lémanique à des steps performantes (en 1993, 82% de la population était raccordée; ce taux est de 95% dans le canton de Vaud).

La situation actuelle en matière de flux de phosphore dans le bassin lémanique est rapidement schématisée sur la figure ci-après. On constate que sur environ 1200 tonnes annuelles de phosphore dans les eaux usées, près de 150 tonnes parviennent au lac Léman, que les actions de la CIPEL permettraient de limiter grandement. A elle seule, la station d'épuration de Vidy (Lausanne), rejette dans le Léman environ 20 tonnes annuelles de phosphore sous forme de déversements d'eaux usées non traitées (passage direct par le déversoir d'orage) lors des périodes de forts débits, principalement en cas de pluies.



Le stock de phosphore total dans les eaux du Léman est en diminution, bien que les apports en phosphore ne soient pas nuls. Ceci est expliqué par le fait que les 2/3 du phosphore arrivant au lac provient de l'érosion naturelle des sol (processus de lessivage) et existe sous forme particulaire, qui sédimente rapidement au fond du lac. Le tiers restant provient des apports d'eaux épurées, des effluents d'élevage et des cultures; il est présent sous forme d'orthophosphates réactifs, directement assimilables pour la photosynthèse qui produit, à terme, des formes biologiques particulières du phosphore, également susceptibles de sédimenter.

La table ci-dessous résume les origines du phosphore et de l'azote rejetés dans le lac Léman.

origines du phosphore et de l'azote rejetés dans le lac Léman	phosphore	azote
atmosphère	6%	10%
stations d'épuration et orages	31%	45%
origines d'iffuses : agriculture, élevage, viticulture, érosion des sol	36% (dont 2/3 par érosion)	45% (dont 3/4 par érosion)
industries	27%	-

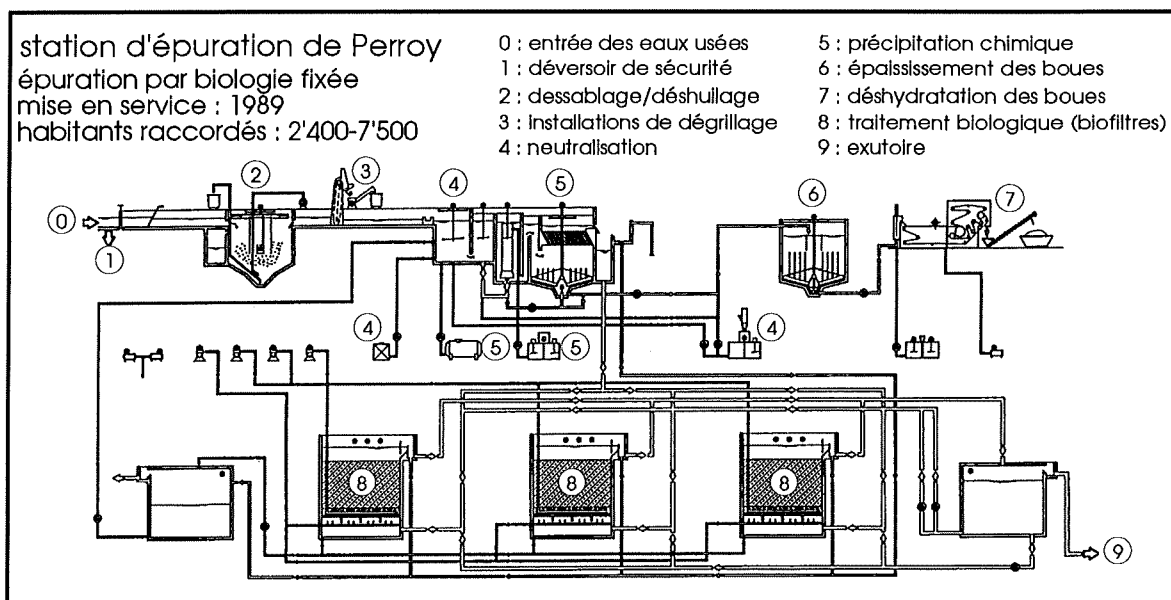
De même que, pour les déchets solides, il a été possible d'introduire auprès de la population le concept du recyclage (tri; recyclage du verre, du papier, des métaux, des piles, des médicaments; compostage; limitation des emballages), l'interdiction des phosphates dans les lessives en 1986 a fortement contribué à l'amélioration des eaux lacustres, mais de gros efforts sont encore requis, notamment dans le domaine agricole et pour la déphosphatation chimique des eaux usées en step. Cependant, les principaux obstacles à une restauration rapide des eaux du lac Léman sont principalement politiques, puisque les communes non raccordées peuvent faire usage de leur droit de souveraineté en matière d'épuration, sauf en cas d'infraction grave.

3. STATIONS D'EPURATION DES EAUX USEES : QUELQUES APPLICATIONS CONCRETES

Il serait illusoire et peu instructif de présenter toutes les configurations possibles de stations d'épuration, puisqu'à chaque installation correspondent des particularités dictées par de nombreux facteurs (qualité des eaux usées, débits d'entrée, variations temporelles de la charge, état de l'effluent récepteur, mais également crédits et surface disponible). Les informations qui suivent ont avant tout pour but de présenter succinctement des installations d'épuration dont le mode de fonctionnement est fondamentalement différent. Quelques caractéristiques d'épuration dans le canton de Vaud sont ensuite décrite.

3.1 LA PETITE STATION D'EPURATION MODERNE

La step de Perroy est construite sur le principe de l'**épuration par biologie fixée**. Elle est entrée en fonction en 1989 et dessert les 3 communes de Bougy, Féchy et Perroy, ce qui représente approximativement 2400 équivalents-habitants en période de charge hydraulique minimale et 7500 équivalents-habitants en période de charge maximale. Cette variabilité importante est liée d'une part à la forte fréquentation du Signal-de-Bougy en week-end et d'autre part au fait que les 3 communes ont des activités essentiellement viticoles (fortes charges en périodes de vendanges). Le schéma de fonctionnement de la station est indiqué sur la figure qui suit.



La station d'épuration est dotée des installations suivantes :

- **Déversoir de sécurité** (by-pass) permettant de dévier les éventuelles charges hydrauliques excédentaires. La station est exclusivement alimentée à partir d'un réseau séparatif limitant les déversements en cas d'orage.
- **Dessableur-déshuileur** cylindro-cônique muni d'un aérateur favorisant la séparation des huiles en surface sans entraver la sédimentation des sables et autres particules de grandes tailles et densités.

- **Dégrilleur** assurant l'élimination et le compactage des déchets solides de tailles supérieures à 3mm.
- **Neutralisateur** à agitation avec introduction automatique d'acide sulfurique H_2SO_4 ou d'hydroxyde de calcium $Ca(OH)_2$ pour ajuster le pH des eaux usées, particulièrement en périodes de vendanges.
- **Epurateur physico-chimique** permettant la floculation-coagulation rapide (sous agitation) des matières en suspension, particulièrement les phosphates. La floculation est obtenue au moyen de chlorosulfate de fer ferrique $FeClSO_4$. Les boues coagulées sont ensuite acheminées vers un décanteur-épaisseur à la sortie duquel elles seront finalement déshydratées (environ 30% de matières sèches).
- **Filtre à bactéries aérobies fixées** assurant la dégradation des matières organiques et la rétention des matières en suspension non coagulées. Les micro-organismes sont fixés sur de l'argile en granulés (Biolite) et supportent de grands écarts de charge hydraulique et polluante. L'eau à épurer et de l'air comprimé sont simultanément injectés dans les réacteurs filtrants; l'eau y est traitée de bas en haut. Lorsque la Biolite d'un réacteur a accumulé trop de matières en suspension, le filtre est lavé par de l'air et de l'eau épurée, puis rincé. Les boues produites lors de cette étape de lavage sont réintroduites dans le neutralisateur en entrée de station.

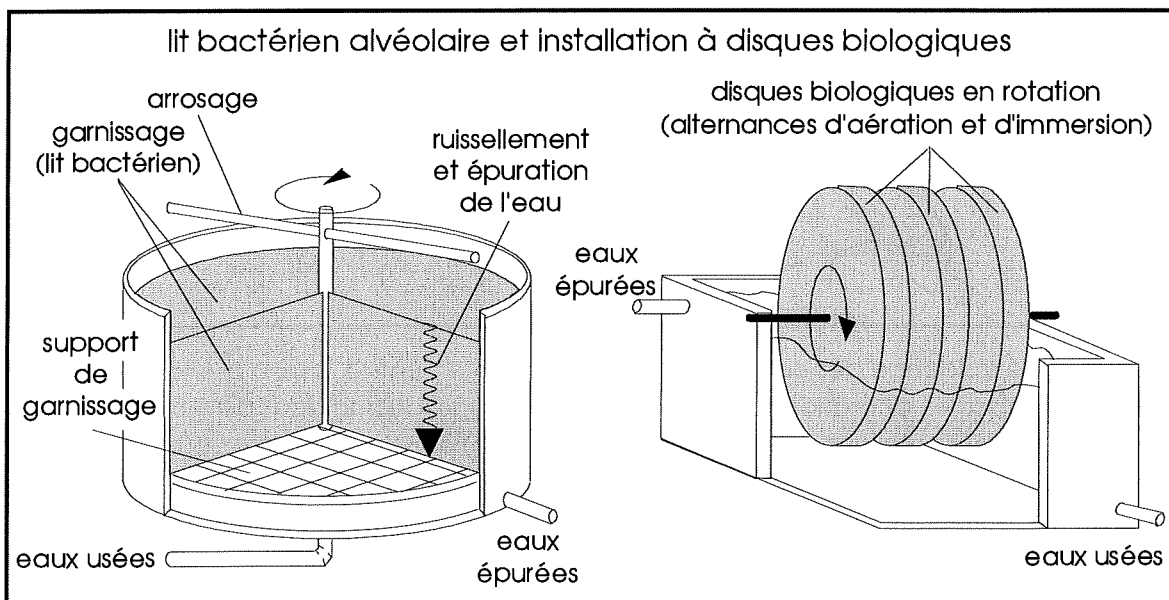
Contrairement aux stations classiques, cette step occupe une surface restreinte au sol car les installations d'épuration sont "empilées" verticalement en sous-sol. Ses coûts de conception et de construction sont de près de 6 millions de francs; cependant, en raison de sa haute technicité, ses coûts d'exploitation sont supérieurs à la moyenne vaudoise.

Les stations d'épuration à biologie fixée sont de conception récente. Le principe repose sur l'alimentation en eau usée pré-décantée (c'est-à-dire ayant déjà subi une étape physico-chimique de floculation) d'un réacteur contenant des micro-organismes immobilisés (par opposition aux steps classiques, dans les bassins biologiques desquelles les micro-organismes sont en suspension libre). Les réalisations caractérisant les stations à biologie fixée sont les suivantes (voir la figure ci-après) :

- **Lits bactériens alvéolaires** (lits bactériens à ruissellement) : Ils sont composés d'un lit de cailloux, de roche volcanique ou de matériaux synthétiques; un film (jusqu'à 2mm d'épaisseur) de micro-organismes se forme à la surface des matériaux supports. Les eaux usées ruissellent par gravité au-travers du lit et sont collectées épurées en-dessous de l'installation, dont la profondeur est de 3 à 8m. Des conditions aérobies règnent en surface du lit, mais des micro-organismes anaérobies peuplent le lit profond. Lorsque le film microbien est trop épais, il se détache du lit et doit être reconstitué; la régénération du lit dure environ 4 à 6 semaines pour une bonne efficacité d'épuration. Les coûts d'investissement pour de telles installations sont élevés et leurs performances sont plus faibles que pour les procédés classiques à boues activées.
- **Disques biologiques** : Les micro-organismes sont fixés sur des disques verticaux en matière plastique de 2 à 3m de diamètre. Un mouvement de rotation est imprimé au tambour de disques, qui ne sont que partiellement immergés dans l'eau à épurer, de sorte que la biomasse épuratrice est alternativement aérée et immergée (moins de 1 minute par rotation). Les micro-organismes se

détachent occasionnellement des disques et sont piégés sous forme de boues dans un clarificateur en sortie du réacteur. L'investissement initial est relativement élevé, mais les coûts d'exploitation de telles installations sont faibles.

- **Biofiltration** : C'est le principe adopté à la station d'épuration de Perroy, qui maximise la surface d'échange entre l'oxygène et les micro-organismes par fixation de ces derniers sur des petits granules. Ce type d'installation ne nécessite pas de clarificateur en sortie, mais des lavages périodiques sont nécessaires pour régénérer le biofiltre. L'eau usée est transportée de bas en haut du réacteur, qui nécessite des aérateurs efficaces.



3.2 LA GRANDE STATION D'ÉPURATION CLASSIQUE

La station d'épuration d'Aire, à Genève, a été mise en service en 1967. Elle a été dimensionnée pour traiter 400'000 équivalents-habitants et près de 307'000 habitants y sont actuellement raccordés, via un ensemble de réseaux unitaires et séparatifs. Le débit d'eaux usées maximal admissible est de 18'000l/sec.

Cette installation traite plus de 80% des eaux du canton de Genève, le solde des eaux à épurer se répartissant entre les 20 autres steps (voir la figure qui suit), dont la station de Villette (37'000 habitants raccordés) et la station du Nant-d'Avril (21'000 habitants raccordés). Les petites stations de Dardagny (environ 500 habitants raccordés) et du camping de l'Allondon (pas de résident permanent; capacité nominale de 500 habitants) ne respectent pas les exigences légales, mais ne traitent que 0.2% des eaux usées du canton. Le 99.3% des genevois est raccordé à l'une ou l'autre des steps du canton, de France voisine ou du canton de Vaud.

La step d'Aire fonctionne selon le principe des boues activées, aérées au moyen de fines bulles d'air dans les bassins biologiques. Elle rejette ses eaux épurées dans le Rhône; son rendement d'épuration global ne doit par conséquent pas être nécessairement aussi élevé que lorsqu'un lac est le récepteur, puisque la capacité d'auto-épuration du fleuve est suffisamment élevée.

(MES), 80% pour la demande chimique en oxygène (DCO) et 95% pour la demande biologique en oxygène (DBO₅).

	en entrée	en sortie
matières en suspension (mg/l)	150	10
demande chimique en oxygène (mg/l)	270	53
demande biologique en oxygène (mg/l)	160	9

Sur les 64 millions de m³ d'eaux usées en entrée de la step d'Aire en 1993 (80·10⁶m³ pour l'ensemble du canton), 15·10⁶m³ (23% des eaux d'entrée; cette proportion est de 20% pour l'ensemble des steps du canton) n'ont été que partiellement traités (dégrillage, éventuellement déshuilage/dessablage et décantation primaire), en raison des fortes pluies et de la proportion importante d'eaux acheminées à la station par les réseaux unitaires.

La step d'Aire traite ses propres boues d'épuration, ainsi que celles des autres stations du canton. Ces boues sont déshydratées à environ 50%; près de 13'000 tonnes de boues déshydratées ont été produites en 1993. Contrairement aux boues de la station d'épuration de Perroy, les boues issues des installations d'Aire sont directement incinérées ou stockées en décharge stabilisée, en raison de leur contenu en métaux lourds. Les sables provenant de l'étape de dessablage sont acheminés en décharge (1600 tonnes à Genève en 1993) et les déchets solides sont incinérés (1200 tonnes à Genève en 1993). Le traitement des boues d'épuration permet la production de biogaz, qui est utilisé pour le fonctionnement des installations de la step.

Les coûts d'exploitation totaux des stations d'épuration genevoises (y compris l'entretien des installations, l'incinération des boues et les frais de mise en décharge des déchets) s'élevaient en 1993 à 25 millions de francs, pour près de 80 millions de m³ d'eaux usées. Chaque litre d'eau usée coûte donc près de 30 centimes pour son traitement.

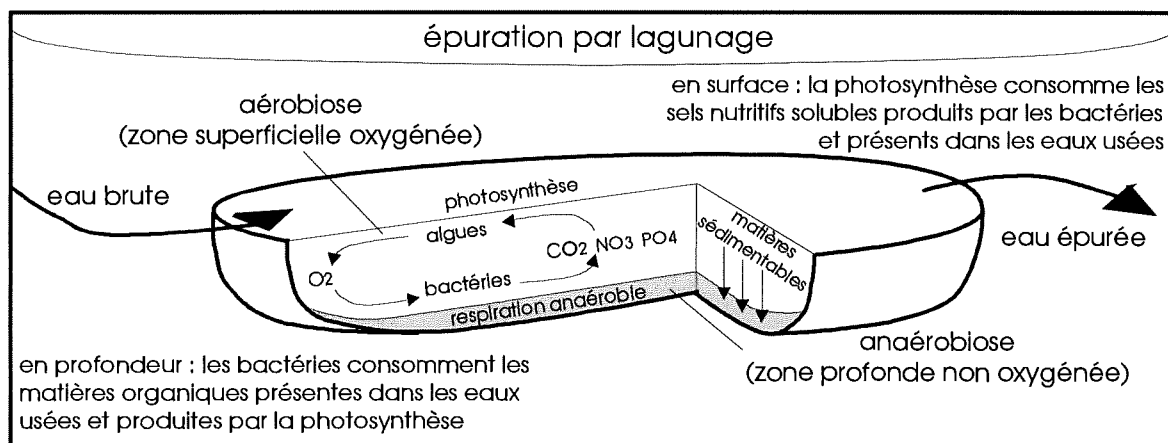
3.3 L'EPURATION NATURELLE PAR LAGUNAGE

Le lagunage est un mode d'épuration particulièrement intéressant, puisqu'il est basé sur des **conditions douces et naturelles de dégradation** des substances présentes dans l'eau usée, sans recours à des constructions et installations mécaniques. La technique est simple et bien adaptée aux zones rurales ou lorsque les eaux épurées doivent être rejetées dans un effluent à faible débit.

Les lagunes sont peuplées de bactéries, d'algues microscopiques (phytoplancton), de zooplancton et de macrophytes (plantes aquatiques de grandes dimensions, flottantes et enracinées). Etant donné que le rapport surface/volume des bassins de lagunage est élevé et que le temps de séjour de l'eau usée y est grand, les algues microscopiques et macroscopiques sont présentes en grandes concentrations, contrairement aux bassins biologiques classiques à boues activées. De ce fait, les substances nutritives dissoutes (ortho-phosphates, nitrates, ammonium) sont aisément assimilées par la biomasse photosynthétique.

Les bactéries présentes dans une lagune sont de type aérobie (développement en présence d'oxygène) dans la partie aqueuse et de type anaérobie (développement en absence

d'oxygène) dans le fond du bassin et dans son sédiment. L'oxygène nécessaire à la décomposition de la matière organique par les micro-organismes est fourni par les échanges naturels avec l'atmosphère et par l'activité photosynthétique du phytoplancton et des macrophytes.



L'activité des algues, des bactéries et du zooplancton est intimement liée. Les algues assimilent les nutriments minéraux dissous; les matières organiques sont dégradées par les bactéries, qui consomment de l'oxygène dissous et produisent du dioxyde de carbone; les algues et les bactéries sont consommées par le zooplancton; la biodégradation des matières organiques produit des substances minérales dissoutes qui servent à leur tour au développement des algues, qui consomment le dioxyde de carbone durant la journée (photosynthèse) et en produisent la nuit (respiration végétale). Les matières en suspension produites lors des différentes étapes de dégradation sédimentent naturellement au fond de la lagune, où les processus de dégradation anaérobie prennent place.

Les bassins de lagunage sont généralement conçus en série pour faciliter et améliorer l'épuration. Leur dimensionnement doit satisfaire à quelques critères : temps de résidence des eaux usées proche de 1 mois, surface équivalente à environ 10m² par habitant raccordé et profondeur comprise entre 0.5 et 1.5m pour les lagunes fonctionnant en aérobie.

Les bactéries aérobies sont en majorité des *Pseudomonas*, qui produisent du dioxyde de carbone. Les bactéries opérant en aérobie facultative sont des *Aerobacter* et des *Clostridium*, produisant des acides carboxyliques simples (acide formique HCOOH, acide acétique CH₃COOH) à partir de matière organique. Les bactéries strictement anaérobies produisent du méthane CH₄ par fermentation méthanogénèse.

On constate dans les lagunes de fortes variations de pH entre les phases diurnes et nocturnes, puisque les algues, présentes en grand nombre, participent aux cycles de photosynthèse diurne et de respiration végétale nocturne, avec, alternativement, consommation et production de dioxyde de carbone, en équilibre avec l'acide carbonique H₂CO₃, le bicarbonate HCO₃⁻ et le carbonate CO₃²⁻; ces différentes espèces, en combinaison avec l'ion calcium (Ca(HCO₃)₂, CaCO_{3solide}), régulent le pH du milieu.

Le fait que les lagunes fonctionnent en modes aérobie (en surface) et anaérobie (en profondeur) conduit à la nitrification/dénitrification de l'ion ammonium présent dans les eaux à épurer. L'azote ammoniacal représente environ 70% de la charge en azote des eaux usées,

Le 30% de l'azote résiduel étant présent sous forme d'urée et de protéines. Le phosphore est généralement présent sous forme de phosphates insolubles ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ solide) en surface de lagune, où le pH est relativement élevé, tandis qu'il est résolubilisé sous forme d'ortho-phosphates en zone anaérobie plus acide. Le soufre sous forme de sulfates SO_4^{2-} est utilisé par les bactéries autotrophes aérobies en surface, mais il est réduit sous forme d'acide sulfhydrique H_2S par les bactéries anaérobies; H_2S gazeux est éliminé naturellement de la phase aqueuse (formation de bulles) ou réagit avec le fer ferreux Fe^{+2} pour former une phase précipitée FeS (sulfure de fer), qui colore la surface du sédiment en noir.

Une lagune biologiquement équilibrée (synergie entre les espèces végétales et animales) est généralement caractérisée par de bons rendements d'épuration. Bien que le système repose sur des réactions naturelles, il est cependant nécessaire d'entretenir les bassins de lagunage pour limiter la prolifération d'une espèce épuratrice au détriment des autres.

Les stations d'épuration par lagunages peuvent être classées selon les catégories suivantes :

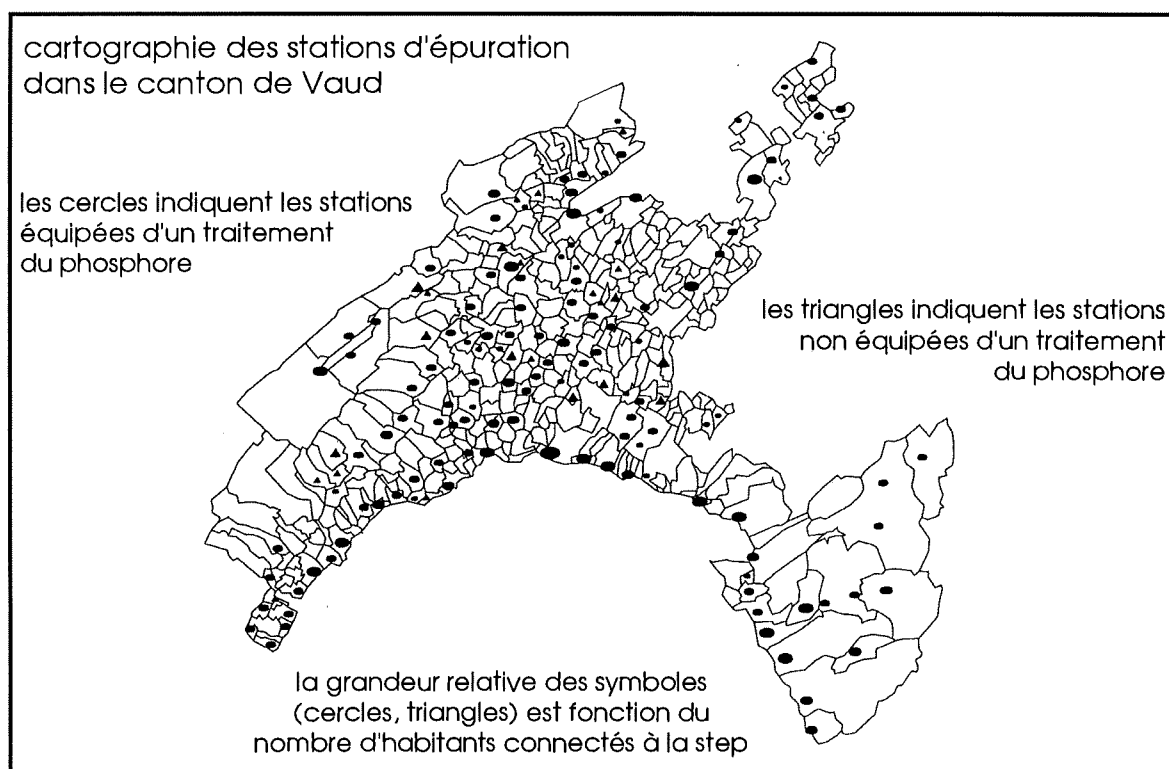
- **Traitement aérobic** : les lagunes sont de faible profondeur (< 1.5m) et les processus anaérobies ne se déroulent que dans le sédiment. Dans le canton de Vaud, les stations de Daillens et Vuiteboeuf fonctionnent selon ce principe.
- **Traitement anaérobie** : dans ce cas, la profondeur des lagunes est plus grande, de l'ordre de 5 à 10 mètres. La zone faiblement ou non oxygénée constitue la majeure partie du volume de la lagune. Après traitement par processus anaérobie, les eaux sont déviées vers des lagunes peu profondes et de plus petite dimension (fonctionnement aérobic). La station de Bettens a été conçue sur ce principe.
- **Traitement par infiltration** : contrairement aux traitements mentionnés ci-dessus, les lagunes à infiltration sont basées sur des sol perméables, dans lesquels les eaux en cours d'épuration percolent. Les sol permettent la filtration de l'eau (rétention partielle de matières en suspension) qui est canalisée par des drains placés en profondeur. Il est généralement préférable de construire 2 bassins, qui seront alternativement remplis et vidés, afin d'assurer une stimulation optimale de l'activité biologique des micro-organismes dans la masse du sol. Les stations de Vennes, Orbe et Pully fonctionnent selon ce principe.

Le lagunage aérobic est caractérisé par un rendement d'épuration supérieur au lagunage anaérobie (parmi l'ensemble des steps vaudoises, les lagunes anaérobies de Bettens ont le rendement d'élimination du phosphore le plus bas, proche de 10% seulement). Les coûts de construction des lagunes sont modérés à élevés, les surfaces de terrains à mettre à disposition pour leur réalisation sont élevées et leur rendement est faible à moyen en comparaison aux stations d'épuration fonctionnant sur le mode traditionnel des boues activées. En conclusion, le procédé par lagunage ne donne pas satisfaction lorsqu'il est considéré comme moyen unique d'épuration, mais il peut en revanche être utilisé comme pré- ou post-traitement d'eaux usées fortement chargées en substances biodégradables.

3.4 L'ÉPURATION DES EAUX DANS LE CANTON DE VAUD

Le canton de Vaud compte le plus grand nombre de stations d'épuration des eaux usées en Suisse. Ses 167 installations, recensées sur la carte ci-après, connectent approximativement 95% de la population. Le suivi analytique de ces stations est particulièrement bien

organisé et les efforts actuels des autorités se portent sur la reconstruction, l'agrandissement et l'amélioration du rendement des steps existantes, l'extension des réseaux d'égoûts séparatifs (actuellement, pour chaque habitant, 300 à 500l d'eaux claires arrivent quotidiennement dans les steps vaudoises) et la gestion efficace des boues produites dans les steps.



En 1993, $120 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ d'eaux usées ($330 \text{ m}^3/\text{j}$) ont été traités dans les 167 steps du canton, ce qui représente un gigantesque bassin cubique d'environ 500m de côtés. Le traitement de ces eaux a généré $350 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ de boues d'épuration liquides, soit environ $17 \cdot 10^3$ tonnes de matières sèches, dont 50% ont été incinérés, 30% épandus sur les champs du canton et 20% ont été séchés et transformés en engrais solides.

Le rendement d'épuration du phosphore est élevé, puisqu'il atteint 90% sur l'ensemble des steps vaudoises, ce qui représente environ 600 tonnes de phosphore éliminées. Les installations de Bettens (lagunage), Bois d'Amont et Orges épurent moins de 15% du phosphore total en entrée, tandis que Bex, Blère, Crans, Ecoteaux, Fiez, Gilly (lit bactérien), La Lécherette (biologie fixée; rendement : 98.5%), Perroy (biologie fixée) et Severy-Pampigny épurent plus de 97.5% du phosphore total en entrée de station.

Un rendement d'épuration moyen de 90% est également atteint pour l'élimination de la matière organique, avec $11 \cdot 10^3$ tonnes dégradées entre l'entrée et la sortie des installations. Un rendement inférieur à 55% d'élimination du carbone, exprimé à partir des mesures de Demande Chimique en Oxygène (DCO) et de Carbone Organique Total (COT), est obtenu dans les steps de Baulmes, Burtigny (disques biologiques; rendement : 22%), Orges et Vallorbe, tandis que la palme revient à Agiez, Cuarnens, Ecoteaux, Fiez, Lucens, Montpreveyres, Perroy, Ropraz, Severy-Pampigny, Sottens (rendement : 97.6%), Thierrens et Trey (rendement : 97.6%), avec un rendement supérieur à 95%.

La station d'épuration d'Orges d'une part et les stations d'épuration d'Ecoteaux, Fiez, Perroy et Severy-Pampigny d'autre part occupent par conséquent les positions extrêmes dans le classement de la qualité des eaux épurées vaudoises, sur la base du phosphore et de la matière organique. Quelques paramètres typiques de la qualité des eaux en 1993 sont donnés dans la table ci-dessous pour l'ensemble des stations d'épuration vaudoises et pour les installations de Perroy.

	normes suisses en sortie (eaux épurées)	ensemble des steps vaudoises		step de Perroy	
		en entrée	en sortie	en entrée	en sortie
DBO ₅ (mg O ₂ /l)	< 20	102	9	312 (max. 563)	3
DCO (mg O ₂ /l)	< 60	294	49	1049	32
COT (mg C/l)	< 10	110	9	300-400	7
P _{total} (mg P/l)	< 0,8	4,89	0,51	11,1	0,26
o-PO ₄ (mg P/l)	non spécifié	1,76	0,15	1,59	0,09
NH ₄ ⁺ (mg N/l)	non spécifié	12,8	9,4	14,4	0,3
MES (mg/l)	non spécifié	100-200	15	200-430	< 10

La qualité des eaux usées en entrée de la station d'épuration de Perroy (eaux résiduelles domestiques et viticoles; entre 500 et 1000m³/j) permet l'utilisation de la totalité des boues produites pour l'épandage. Environ 300m³ de boues sont produits annuellement, avec un taux de matières sèches de 25 à 30%, dont 1/3 de matières organiques. Ces boues sont non digérées et rendues inertes par traitement à la chaux (chaulage).

Les valeurs de la table précédente, converties à l'échelle du citoyen individuel, indiquent que chaque habitant du canton de Vaud rejette quotidiennement dans ses eaux usées 28g de carbone organique (dont 23g retenus dans les steps), consommant 53g de DBO₅ (dont 48g retenus) et 152g de DCO (dont 127g retenus); il rejette d'autre part quotidiennement 2,53g de phosphore total (dont 2,27g retenus) contenant 0,91g de phosphore sous forme d'ortho-phosphates réactifs (dont 0,84g retenus) et 6,7g d'azote ammoniacal (dont 4,9g retenus). L'ensemble des stations du canton a retenu en 1993 6'600 tonnes de carbone organique, 600 tonnes de phosphore total et 1'600 tonnes d'azote ammoniacal.

La charge hydraulique pour le canton de Vaud représente environ 520l d'eaux usées par habitant et par jour, dont seulement 180l pour la consommation domestique et plus de 300l d'eaux claires, arrivant dans les stations d'épuration par les réseaux unitaires.

4. DETERMINATION EXPERIMENTALE DU RENDEMENT D'EPURATION DES EAUX USEES

4.1 PREPARATION DU MATERIEL; PRELEVEMENT DES ECHANTILLONS

TEMPS REQUIS

Environ 30 minutes.

BUTS DE L'EXPERIENCE

Étalonner le pH-mètre; préparer le matériel de digestion de la matière organique; prélever des échantillons représentatifs aux différentes étapes du traitement des eaux usées.

MATERIEL DE TRAVAIL

6 flacons en polyéthylène 1000ml, 1 puisard, 1 entonnoir, 1 pH-mètre Metrohm avec accessoires et électrode de mesure du pH et de la température, 1 bloc thermostatisé Hach.

REACTIFS

Solution tampon pH=7.0, solution tampon pH=4.0.

MANIPULATIONS

ETALONNAGE DU pH-METRE

L'extrémité inférieure de l'électrode de pH est un bulbe de verre particulièrement fragile, qui est à manipuler avec grande précaution; il est notamment impératif de ne pas frapper le bulbe de verre contre les parois des récipients lors des mesures.

Rincer l'électrode de pH et de température avant chaque mesure.

Entre les mesures, stocker l'électrode dans son électrolyte afin d'éviter tout dessèchement ou bouchage.

Enclencher le pH-mètre et étalonner sa réponse au moyen de la solution de tampon pH=7.0, puis de la solution de tampon pH=4.0 en plongeant l'électrode de pH et de température dans chaque solution. L'instrument indique automatiquement la température des solutions de tampons.

Le pH-mètre s'éteint automatiquement après 5 minutes de non utilisation, sans conséquence sur l'étalonnage préalable.

EXPLICATIONS

Le pH-mètre permet de déterminer la concentration en protons H^+ dans les solutions aqueuses. Il est constitué d'une électrode de pH connectée à un voltmètre de précision, qui mesure la différence de tension électrique entre les éléments internes à l'électrode et l'extérieur du bulbe de verre. La différence de tension électrique est proportionnelle à la concentration en protons dans la solution mesurée. Étant donné que la relation entre différence de tension et concentration en protons dépend de la température, il est nécessaire de corriger la valeur de pH en fonction de la température de mesure. L'appareil utilisé dans cette expérience mesure automatiquement la température déterminée par l'électrode combinée pH-température et corrige son effet sur la valeur de pH.

PREPARATION DU BLOC THERMOSTATISE POUR ANALYSES DE LA DCO

Enclencher le bloc thermostatisé et fixer la température de réaction à 150°C.

La détermination de la demande chimique en oxygène (DCO) nécessite une digestion de la matière organique en présence d'un oxydant et d'un acide fort concentré, à haute température. Le réacteur permet d'effectuer la digestion en toute sécurité.

PRELEVEMENT DES ECHANTILLONS

Etiquetter les flacons de prélèvement selon la codification suivante : ENTREE, SORTIE 1, SORTIE 2; prévoir 2 flacons par échantillon.

Les flacons doivent être rincés avec l'eau à prélever. Les échantillons à prélever doivent être aussi homogènes que possible.

Prélever dans 2 flacons l'eau en entrée de la step, juste après le tamis (ENTREE).

Prélever dans 2 flacons l'eau en sortie du bassin de traitement physico-chimique (SORTIE 1).

Prélever dans 2 flacons l'eau en sortie du bassin de traitement biologique (SORTIE 2).

L'eau d'entrée est échantillonnée après le dégrilleur afin d'éviter de prélever des déchets solides (papiers, végétaux, etc.), susceptibles de fausser les dosages quantitatifs qui suivront. L'eau est d'autre part échantillonnée après les bassins de traitement physico-chimique et de traitement biologique afin de mettre en évidence l'influence des 2 procédés sur l'amélioration de la qualité de l'eau en cours d'épuration. Après prélèvements, il est nécessaire d'effectuer les analyses dans le courant de la journée afin d'assurer des résultats significatifs.

Lorsque les analyses ne peuvent pas être effectuées immédiatement après les prélèvements, il est nécessaire de traiter et stocker les échantillons en fonction des paramètres recherchés. Par exemple, la détermination de la Demande Chimique en Oxygène, des phosphates et de l'ammonium doit avoir lieu dans un délai de 1 mois, pour autant que les échantillons aient été acidifiés après prélèvement et conservés à 4°C et à l'abri de la lumière; avant l'analyse de l'ammonium, l'échantillon acidifié est neutralisé, ce qui n'est pas nécessaire pour l'analyse de la matière organique et des phosphates. La détermination des matières en suspension doit être effectuée dans un délai de 48 heures, avec un échantillon non traité.

4.2 DETERMINATION DE LA DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE

TEMPS REQUIS

Environ 3 heures, dont 2 heures de digestion.

BUTS DE L'EXPERIENCE

Evaluer la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique présente dans les eaux usées.

MATERIEL DE TRAVAIL

4 pipettes graduées 10ml, 1 bloc thermostatisé Hach, 1 spectrophotomètre Hach DR-2000 avec accessoires.

REACTIFS

DCO Low Range (réactif Hach en tubes individuels), DCO High Range (réactif Hach en tubes individuels), échantillons ENTREE, SORTIE 1, SORTIE 2.

MANIPULATIONS

EXPLICATIONS

DIGESTION DE LA MATIERE ORGANIQUE

Travailler à l'abri de la lumière directe et ne pas répandre de réactif hors des tubes. **Ne pas confondre ou intervenir les réactifs DCO Low Range et DCO High Range.**

Introduire exactement 2ml d'eau déminéralisée dans un tube DCO High Range (BLANC 1), puis fermer hermétiquement.

Introduire 2ml d'échantillon ENTREE agité dans un tube DCO High Range et fermer.

Introduire 2ml d'échantillon SORTIE 1 agité dans un tube DCO High Range et fermer.

Introduire 2ml d'eau déminéralisée dans un tube DCO Low Range (BLANC 2) et fermer.

Introduire 2ml d'échantillon SORTIE 2 agité dans un tube DCO Low Range et fermer.

Homogénéiser les 5 tubes de réaction et les placer dans le bloc thermostaté à 150°C.

Enclencher le minuteur et laisser réagir 2 heures.

Après la réaction, laisser refroidir les tubes à environ 120°C, les homogénéiser puis laisser refroidir à température ambiante.

Les échantillons ENTREE et SORTIE 1 contiennent des quantités élevées de matière organique; leur digestion nécessite des réactifs plus concentrés et une méthode de dosage adéquate pour ne pas saturer le signal de l'instrument de mesure lors de l'analyse. La matière organique est digérée par oxydation en milieu fortement acide à 150°C. Les réactifs présents dans les tubes de digestion sont l'oxydant puissant (dichromate de potassium orange, Cr^{+6}), qui convertit la matière organique en dioxyde de carbone (CO_2) et en eau en se réduisant en ion chromique vert (Cr^{+3}), ainsi que l'acide sulfurique. Un catalyseur (sulfate de mercure $HgSO_4$ minimisant l'interférence des ions chlorure présents dans l'échantillon; sel d'argent favorisant l'oxydation de certains composés organiques réfractaires) est également présent dans les tubes de réaction.

MESURE DE LA DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE DANS LES ECHANTILLONS

(1) Régler le spectrophotomètre : méthode #435, longueur d'onde 620nm. Placer un adaptateur de tubes dans l'instrument.

Introduire le tube BLANC 1 dans le spectrophotomètre et mesurer le blanc (touche ZERO). L'extérieur du tube doit être sec.

Introduire le tube ENTREE dans le spectrophotomètre et déterminer sa demande chimique en oxygène.

Introduire le tube SORTIE 1 dans le spectrophotomètre et déterminer sa demande chimique en oxygène.

(1) L'échantillon BLANC 1 permet la mise à zéro de l'instrument, en tenant compte de la coloration orange de la solution. La mesure effectuée à 620nm permet de déterminer la concentration en ions Cr^{+3} verts formés lors de l'oxydation de la matière organique. Cette concentration est automatiquement convertie par l'instrument en concentration d'oxygène O_2 nécessaire pour oxyder chimiquement la matière organique.

(2) Régler le spectrophotomètre : méthode #430, longueur d'onde 420nm.

Introduire le tube BLANC 2 dans le spectrophotomètre et mesurer le blanc (touche ZERO).

Introduire le tube SORTIE 2 dans le spectrophotomètre et déterminer sa demande chimique en oxygène.

(2) L'échantillon BLANC 2 permet la mise à zéro de l'instrument, en tenant compte de la coloration orange de la solution. La mesure effectuée à 420nm permet de déterminer la concentration en ions Cr^{+6} oranges encore présents à l'issue de l'oxydation de la matière organique. Cette concentration est automatiquement convertie par l'instrument en concentration d'oxygène O_2 nécessaire pour oxyder la matière organique.

La demande chimique en oxygène (DCO) exprime la quantité d'oxygène qui serait nécessaire pour oxyder la matière organique présente dans l'eau usée à analyser. Les résultats obtenus, bien que parfaitement quantitatifs, ne sont qu'indicatifs puisque les multiples substances qui constituent cette matière organique, dont la composition n'est a priori pas connue, sont susceptibles, à concentrations égales, de consommer des quantités différentes d'oxygène en fonction de leur degré d'oxydation originel. La mesure de la DCO fournit néanmoins des indications comparatives importantes, puisqu'elle permet d'évaluer l'efficacité des différentes étapes de traitement d'une eau usée dans la dégradation de la matière organique présente en entrée de station.

L'oxydation de la matière organique au moyen de dichromate en milieu fortement acide est une méthode facile à mettre en oeuvre, en comparaison à l'oxydation par l'oxygène. Il est cependant nécessaire de convertir la quantité de dichromate utilisé en quantité d'oxygène, sur la base d'un étalonnage obtenu lors de l'oxydation d'un composé organique étalon, le biphthalate de potassium ($\text{KC}_8\text{H}_5\text{O}_4$), par le dichromate. 2 molécules de biphthalate de potassium consomment 15 molécules d'oxygène; exprimé en masses, 1mg de biphthalate de potassium nécessite 1.175mg d'oxygène pour son oxydation. Dans le cas de l'instrument utilisé pour cette expérience, l'étalonnage et le facteur de conversion sont mémorisés par le spectrophotomètre.

Il est possible de déterminer la demande chimique en oxygène d'un échantillon selon deux procédures différentes : la titrimétrie et la colorimétrie; dans les deux cas, le but final de la mesure est de déterminer la quantité de dichromate utilisé pour dégrader la matière organique.

La titration permet de déterminer par oxydation-réduction la quantité résiduelle de chrome hexavalent (Cr^{+6}) à l'issue de la dégradation de la matière organique. L'ion dichromate résiduel est titré au moyen de sulfate de fer ferreux ammoniacal (Fe^{+2}) en présence d'un indicateur de fin de titration (ferroïne; complexe 1,10-phénanthroline-sulfate de fer ferreux) qui change de couleur lorsqu'un excès de sulfate de fer ferreux ammoniacal est ajouté à la solution. La différence numérique entre la quantité de dichromate ajouté avant dégradation et restant en solution à l'issue de celle-ci permet de connaître la quantité de dichromate effectivement utilisé pour oxyder la matière organique.

La colorimétrie est basée sur le fait que le chrome hexavalent est orange en solution, tandis que le chrome trivalent (Cr^{+3}) formé lors de la dégradation de la matière organique est vert en solution. Le spectrophotomètre, ou colorimètre, peut être utilisé à 420nm ou à 620nm. Dans le premier cas, la mesure permet de déterminer la quantité de Cr^{+6} résiduel (mesure

de la coloration orange de la solution) et, par calcul, la quantité de Cr^{+6} utilisé; dans le second cas, c'est directement le Cr^{+3} formé qui est mesuré (détermination de la coloration verte de la solution). Bien qu'elle nécessite une instrumentation coûteuse, la colorimétrie est plus rapide et plus souple (choix de l'ion Cr^{+6} ou Cr^{+3} à mesurer) que la méthode titrimétrique.

4.3 DETERMINATION DES MATIERES EN SUSPENSION

TEMPS REQUIS

Environ 1 heure.

BUTS DE L'EXPERIENCE

Evaluer la quantité de matières en suspension présentes dans les eaux usées, par sédimentation naturelle et au moyen d'une méthode spectrophotométrique.

MATERIEL DE TRAVAIL

3 cônes d'Imhoff 1000ml avec supports, 1 spectrophotomètre Hach DR-2000 avec accessoires.

REACTIFS

Echantillons ENTREE, SORTIE 1, SORTIE 2.

MANIPULATIONS

EXPLICATIONS

DETERMINATION DES MATIERES EN SUSPENSION PAR SEDIMENTATION NATURELLE

Agiter les échantillons pour les homogénéiser. Introduire dans chaque cône d'Imhoff 1000ml d'échantillon ENTREE, SORTIE 1, respectivement SORTIE 2.

Attendre 45 minutes sans agiter les cônes d'Imhoff.

A l'issue de cette période, imprimer aux cônes un léger mouvement de rotation pour détacher les matières en suspension qui se sont fixées sur les parois des récipients et attendre 15 minutes supplémentaires.

A l'issue de cette période, déterminer visuellement le volume de matières en suspension qui ont sédimenté au fond des 3 cônes.

Les matières en suspension sont des composés solides, dont la densité est généralement supérieure à celle de l'eau. Ces particules ont par conséquent tendance à sédimenter au fond du cône d'Imhoff. A l'issue d'une période de 1 heure, la quantité de matières en suspension est estimée sous la forme d'un volume de matières sédimentables.

Les particules dont la taille et la densité sont suffisamment élevées se déposent au fond du cône. Les petites particules, ou celles dont la densité est trop faible, restent en suspension mais leur faible masse permet de les négliger. Le volume de matières sédimentables est donc une bonne estimation du volume total de matières en suspension.

Il est cependant évident que les particules de très petite dimension et non sédimentables

dans l'intervalle de 1 heure peuvent influencer les mécanismes physico-chimiques qui ont lieu dans les eaux naturelles. Ces micro-particules possèdent une surface d'adsorption élevée et sont susceptible de trapper de nombreux composés (métaux lourds, polluants organiques), modifiant leur comportement environnemental, puisque les composés dissous sont généralement bioassimilables, au contraire des composés associés aux particules.

DETERMINATION SPECTROPHOTOMETRIQUE DES MATIERES EN SUSPENSION : REGLAGE DE L'INSTRUMENT ET MESURE DU BLANC

Régler le spectrophotomètre : méthode #630, longueur d'onde 810nm.

Introduire de l'eau déminéralisée (échantillon BLANC) dans une cellule colorimétrique et mesurer le blanc (touche ZERO).

L'échantillon BLANC permet la mise à zéro du signal électronique de l'instrument, à la longueur d'onde de mesure.

MESURE SPECTROPHOTOMETRIQUE DES MATIERES EN SUSPENSION

Introduire successivement chaque échantillon (ENTREE, SORTIE 1, SORTIE 2) dans une cellule colorimétrique et déterminer son contenu en matières en suspension.

L'instrument indique directement la concentration de matières en suspension dans les différents échantillons en cours de traitement.

Les résultats obtenus par cette méthode spectrophotométrique ne sont pas à considérer en valeur absolue. En effet, la réponse de l'instrument a été étalonnée avec des suspensions d'eau usée de station d'épuration urbaine. La relation entre la mesure du spectrophotomètre et la concentration de matières en suspension, exprimée en mg/l, a été obtenue par gravimétrie : chaque suspension mesurée avec l'instrument est ensuite filtrée et la masse de matières retenues par le filtre est déterminée par pesée après séchage.

La nature (composés organiques ou inorganiques) et la taille des matières particulaires présentes dans les eaux usées influencent fortement la réponse du spectrophotomètre et seule une calibration précise par gravimétrie avec les suspensions de la station d'épuration étudiée permettrait d'obtenir des résultats en valeur absolue.

4.4 DETERMINATION DES PHOSPHATES

TEMPS REQUIS

Environ 20 minutes.

BUTS DE L'EXPERIENCE

Déterminer la concentration en ions phosphate présents dans les eaux usées.

MATERIEL DE TRAVAIL

1 pipette graduée 10ml, 1 spectrophotomètre Hach DR-2000 avec accessoires.

REACTIFS

PhosVer3 (réactif Hach en sachets individuels), échantillons ENTREE, SORTIE 1, SORTIE 2.

MANIPULATIONS

EXPLICATIONS

REGLAGE DE L'INSTRUMENT ET MESURE DES PHOSPHATES

Régler le spectrophotomètre : méthode #490, longueur d'onde 890nm.

Dans une cellule colorimétrique, introduire exactement 5ml d'échantillon ENTREE homogénéisé et 20ml d'eau déminéralisée; agiter et mesurer le blanc (touche ZERO).

Ajouter ensuite 1 sachet de réactif PhosVer3 dans la cellule, agiter pour homogénéiser et enclencher le minuteur.

Après 2 minutes, déterminer le contenu de cet échantillon ENTREE en ions phosphate et multiplier par 5 la valeur affichée.

Procéder de même pour les échantillons SORTIE 1 (10ml échantillon + 15ml eau) et SORTIE 2 (non dilué) : mesurer le blanc, ajouter le réactif PhosVer3, attendre 2 minutes, mesurer la concentration en ions phosphate (multiplier par 2.5 la valeur affichée pour l'échantillon SORTIE 1).

La concentration en ions phosphate (PO_4^{3-}) dans l'eau en entrée de la station d'épuration et à la sortie du traitement physico-chimique est trop élevée pour être mesurée directement; ces échantillons doivent donc être dilués (d'un facteur 5, respectivement 2.5) avant analyse. Les échantillons sans réactif permettent la mise à zéro de l'instrument, en tenant compte de la turbidité engendrée par les matières en suspension; cette mise à zéro doit être effectuée pour chaque échantillon, puisque leur contenu en matières solides est différent. Les réactifs contenus dans la mixture PhosVer3 permettent la formation d'un complexe coloré en bleu par réaction avec les ions phosphate présents dans l'échantillon. L'intensité de cette coloration, mesurée par le spectrophotomètre, est proportionnelle à la concentration de phosphates dans l'échantillon.

Le molybdate de sodium contenu dans le mélange de réactifs PhosVer3 forme initialement un complexe de phosphomolybdate de sodium, de coloration jaune, par réaction avec les ions phosphate PO_4^{3-} . Ce complexe est réduit par l'acide ascorbique présent dans le mélange de réactifs; la composition et la structure du composé bleu formé ne sont pas entièrement élucidées.

Cette méthode permet la détermination du phosphore sous sa forme dissoute réactive. Le phosphore présent dans les eaux usées existe sous forme organique (lié aux protéines et autres biomolécules), sous forme minérale réfractaire (phosphates insolubles ou faiblement solubles dans les conditions de pH des eaux usées) et sous forme dissoute réactive (phosphates, orthophosphates).

Les phosphates dissous sont directement assimilables dans le processus photosynthétique de production d'algues. La détermination de leur concentration est par conséquent un paramètre important de l'évolution de la qualité des eaux au cours des différentes étapes d'épuration, puisqu'il est nécessaire de rejeter dans les cours d'eau des eaux épurées contenant des quantités négligeables, idéalement nulles, de phosphates.

4.5 DETERMINATION DE L'AMMONIUM

TEMPS REQUIS

Environ 30 minutes.

BUTS DE L'EXPERIENCE

Déterminer la concentration en ions ammonium présents dans les eaux usées.

MATERIEL DE TRAVAIL

4 béchers 100ml, 1 cylindre gradué 50ml, 1 pipette graduée 1ml, 1 spectrophotomètre Hach DR-2000 avec accessoires.

REACTIFS

Réactif salicylate (réactif Hach en sachets individuels), réactif cyanurate alcalin (réactif Hach en sachets individuels), échantillons ENTREE, SORTIE 1, SORTIE 2.

MANIPULATIONS

EXPLICATIONS

PREPARATION DES ECHANTILLONS ET REGLAGE DE L'INSTRUMENT

Dans un bécher, introduire 25ml d'eau déminéralisée (échantillon BLANC).

Dans deux autres béchers, introduire précisément 0.5ml d'échantillon ENTREE, respectivement SORTIE 1, homogénéisés, et compléter à 25ml avec de l'eau déminéralisée; agiter.

Dans un dernier bécher, introduire 5ml d'échantillon SORTIE 2 et compléter à 25ml avec de l'eau déminéralisée; agiter.

Régler le spectrophotomètre : méthode #385, longueur d'onde 655nm.

La concentration en ions ammonium (NH_4^+) dans les différents échantillons est beaucoup trop élevée pour être mesurée directement; ces échantillons doivent par conséquent être dilués avant analyse (facteur 50 pour les échantillons ENTREE et SORTIE 1, facteur 5 pour l'échantillon SORTIE 2).

MESURE DE L'AMMONIUM DANS LES ECHANTILLONS

Ajouter 1 sachet de réactif salicylate aux 4 solutions, agiter et enclencher le minuteur.

Après 3 minutes, ajouter à chaque échantillon 1 sachet de réactif cyanurate alcalin, agiter et enclencher le minuteur.

Après 15 minutes, transvaser l'échantillon BLANC dans une cellule colorimétrique et mesurer le blanc (touche ZERO).

Déterminer le contenu des échantillons ENTREE, SORTIE 1, SORTIE 2 en ions ammonium. Multiplier par 50 la valeur affichée pour l'échantillon ENTREE et pour l'échantillon SORTIE 1; multiplier par 5 la valeur affichée pour l'échantillon SORTIE 2.

L'échantillon BLANC permet la mise à zéro de l'instrument, en tenant compte de la coloration jaune engendrée par le réactif cyanurate alcalin dans une eau ne contenant pas d'ion ammonium. Les chlorures contenus dans la mixture salicylate puis dans la mixture cyanurate alcalin permettent la formation d'un composé bleu par réaction avec les ions ammonium présents dans les échantillons. L'intensité de la coloration de la solution est proportionnelle à la concentration d'ammonium dans les échantillons.

Les ions hypochlorite (ClO^-) présents dans le réactif salicylate réagissent avec les ions ammonium présents dans l'échantillon pour former de la monochloramine (NH_2Cl). Le

salicylate réagit ensuite avec la monochloramine pour former le 5-aminosalicylate, qui est alors oxydé en présence de nitroprusside (nitroferriocyanure). Le composé résultant, de coloration bleue, est l'indosalicylate. La coloration bleue de l'indosalicylate est masquée par l'excès de nitroprusside, de coloration jaune; c'est l'intensité de la coloration verte résultante qui est mesurée par le spectrophotomètre et reliée à la concentration initiale d'ammonium dans l'échantillon.

Les ions ammonium présents dans l'eau usée sont représentatifs de la dégradation microbologique des protéines animales et végétales. Dans les eaux naturelles et dans les sols, l'ammonium est directement bioassimilable par les végétaux pour leur production de protéines. Il est par conséquent nécessaire de réduire la concentration en ammonium dans l'effluent des stations d'épuration pour éviter la croissance algale dans les cours d'eau.

4.6 DETERMINATION DU pH

TEMPS REQUIS

Environ 10 minutes.

BUTS DE L'EXPERIENCE

Déterminer le caractère acide ou basique des eaux en cours de traitement.

MATERIEL DE TRAVAIL

1 pH-mètre Metrohm avec accessoires et électrode de mesure du pH et de la température.

REACTIFS

Echantillons ENTREE, SORTIE 1, SORTIE 2.

MANIPULATIONS

Manipuler l'électrode de pH avec grande précaution; la rincer à l'eau déminéralisée entre chaque mesure.

Introduire l'électrode de mesure du pH et de la température dans chaque échantillon (ENTREE, SORTIE 1, SORTIE 2) et déterminer son pH.

EXPLICATIONS

La valeur de pH indique si les échantillons sont acides (pH inférieur à 7.0), neutres (pH = 7.0), ou basiques (pH supérieur à 7.0).

Le pH n'est pas un paramètre directement utile pour déterminer si une eau usée est correctement épurée. En revanche, sa détermination permet à l'exploitant d'une station de prendre des mesures permettant un fonctionnement optimal des installations d'épuration. En effet, si les eaux avant traitement biologique sont trop acides, il est possible d'y ajouter une base pour procéder à leur neutralisation (généralement du lait de chaux, $\text{Ca}(\text{OH})_2$); inversement, un acide (généralement de l'acide sulfurique) est ajouté lorsque les eaux à épurer sont trop basiques. Une eau dont le pH s'éloigne par trop de la neutralité nuit au rendement d'épuration des micro-organismes présents dans le bassin biologique. Dans la plupart des stations d'épuration modernes, la mesure du pH des eaux est effectuée en

continu tandis que l'ajout d'acide ou de base est commandé automatiquement en fonction de la correction à apporter.

5. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES, SUBSTANCES CHIMIQUES UTILISEES

5.1 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BROCHURES DESTINEES AU GRAND PUBLIC

Voyage au Bout de l'Eau (1991); Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman, Lausanne (Suisse).

Une Menace pour le Léman : Les Pollutions d'Origine Diffuse (1989); Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman, Lausanne (Suisse).

Vous et l'Épuration... (1991); Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman, Lausanne (Suisse).

La Lettre du Léman; bulletin d'information de la CIPEL; Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman, Lausanne (Suisse).

L'Eau Claire n'a pas sa Place dans les Stations d'Épuration (1985); Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage; Office Central des Imprimés, Berne (Suisse).

Les Boues d'Épuration (1992). Département des Travaux Publics, de l'Aménagement et des Transports; Service des Eaux et de la Protection de l'Environnement, Lausanne (Suisse).

REFERENCES DE NIVEAU CHIMIE GENERALE

P. Walder, H.U. Werber, H. Woker; **Biologie et Protection des Eaux** (1991); Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage; Office Central des Imprimés, Berne (Suisse).

Lehrerdokumentation Wasser (1982); Schweizerische Vereinigung für Gewässerschutz und Lufthygiene, Zürich (Suisse).

Stations d'Épuration, Bilans 1993 (1994); Département des Travaux Publics, de l'Aménagement et des Transports; Service des Eaux et de la Protection de l'Environnement, Lausanne (Suisse).

REFERENCES DE NIVEAU PROPEDEUTIQUE

A.J. Drapeau, S. Jankovic; **Manuel de Microbiologie de l'Environnement** (1977); Organisation Mondiale de la Santé, Genève (Suisse).

P. Bremond, R. Vuichard; **Paramètres de la Qualité des Eaux** (1973); Ministère de la Protection de la Nature et de l'Environnement; La Documentation Française, Paris (France).

S. Jankovic; **Manuel de Chimie de l'Environnement** (1974); Organisation Mondiale de la Santé, Genève (Suisse).

S. Manahan; **Environmental Chemistry**, 5th edition (1991); Lewis, Chelsea (U.S.A.).

H. Roques; **Fondements Théoriques du Traitement Chimique des Eaux**, volumes 1 et 2 (1990); Lavoisier, Paris (France).

M. Rubattel, **Etude du Fonctionnement d'Installations d'Épuration par Lagunage et Filtration par le Sol** (1984); Département des Travaux Publics, de l'Aménagement et des Transports; Service des Eaux et de la Protection de l'Environnement, Lausanne (Suisse).

L. Sigg, W. Stumm, P. Behra; **Chimie des Milieux Aquatiques** (1992); Masson, Paris (France).

Cours de Base 1994 (1994); Groupe Romand pour la Formation des Exploitants de STEP, Sion (Suisse).

Handbook of Chemistry and Physics, 73rd edition (1992-1993); CRC Press, Boca Raton (U.S.A.).

REFERENCES TECHNIQUES

pH-Mètre Metrohm 704 (1992); Mode d'Emploi; Metrohm, Herisau (Suisse).

Spectrophotomètre Hach DR-2000 (1991); Mode d'Emploi; Hach, Namur (Belgique).

Water Analysis Handbook, 2nd edition (1992); Hach, Loveland (U.S.A.).

5.2 SUBSTANCES CHIMIQUES UTILISEES

La liste qui suit contient les substances utilisées dans les expériences de ce cours. Par mesure de simplicité lors des manipulations, seuls les réactifs Hach sont utilisés. Ces réactifs se présentent sous forme de portions individuelles contenant l'ensemble des substances chimiques nécessaire à la réaction désirée.

La toxicité, selon les directives de la communauté européenne et les directives suisses, ainsi que le mode d'élimination, sont indiqués sur chaque réactif sous forme de pictogrammes; leur signification est donnée ci-après.

PRODUITS CHIMIQUES METROHM ET HACH PRETS A L'USAGE

référence 4.1, 4.2, 4.4, 4.5

les tampons pH=7.0 et pH=4.0 utilisés pour l'éta-
lonnage du pH-mètre sont des solutions Metrohm
prêtes à l'emploi

les analyses colorimétriques sont effectuées
avec le spectrophotomètre Hach DR-2000 et les
jeux de réactifs Hach prêts à l'emploi

la composition complète des jeux de réactifs
n'est pas systématiquement décrite par le fabri-
cant; néanmoins, les constituants majeurs sont
les suivants :

Réactif DCO Low Range (utilisé pour la détermi-
nation de la demande chimique en oxygène) :
acide sulfurique (acidification élevée de
l'échantillon), dichromate de potassium (oxyda-
tion de la matière organique), sulfate de mer-
cure (suppresseur des chlorures), sel d'argent
(favorise l'oxydation de matières organiques ré-
fractaires); ce réactif convient pour des valeurs
de DCO inférieures à 150mg O₂/l

Réactif DCO High Range (utilisé pour la détermi-
nation de la demande chimique en oxygène) :
même composition que le réactif Low Range,
mais pour des valeurs de DCO plus élevées, infé-
rieures à 1500mg O₂/l

Cyanurate alcalin (utilisé pour la détermination
de l'azote ammoniacal) : nitroprussiate (nitrofer-
ricyanure; oxydant)

PhosVer3 (utilisé pour la détermination des phos-
phates) : molybdate de sodium (complexant);
acide ascorbique (réducteur)

Salicylate Reagent (utilisé pour la détermination
de l'azote ammoniacal) : hypochlorite de so-
dium (formation de monochloramine avec l'am-
moniaque), salicylate de sodium (formation de
5-aminosalicylate avec la monochloramine)

les méthodes de mesure des différents ions avec
le spectrophotomètre Hach permettent d'obte-
nir des résultats en concentrations directement,
car l'instrument est calibré à l'usine pour tenir
compte des différents facteurs de dilution et de
correction nécessaires selon les espèces mesu-
rées

TOXICITE DES SUBSTANCES CHIMIQUES directives européennes

dans la communauté européenne, les substan-
ces toxiques sont réparties en 3 catégories, selon
le type de danger qu'elles présentent :

pouvoir de réaction : substances explosibles,
substances favorisant l'incendie, substances fa-
cilement inflammables

toxicité aiguë : substances toxiques, substances
nocives

toxicité à action locale : substances irritantes,
substances corrosives



SUBSTANCES EXPLOSIBLES :

substances qui peuvent exploser dans des
conditions déterminées; éviter les chocs,
secousses, frictions, formation d'étincelles
et influence de la chaleur



SUBSTANCES FAVORISANT L'INCENDIE :

substances pouvant enflammer des sub-
stances combustibles ou provoquer des in-
cendies et compliquer ainsi la lutte contre
l'incendie; éviter tout contact avec des
substances combustibles



SUBSTANCES FACILEMENT INFLAMMABLES :

substances spontanément inflammables;
éviter le contact avec l'air
substances gazeuses, facilement inflam-
mables; empêcher la formation de mélan-
ges gaz-air inflammables et éloigner les
causes d'inflammation
substances sensibles à l'humidité; éviter le
contact avec l'eau et l'humidité
liquides combustibles; tenir éloigné des
flammes nues, des sources de chaleur et
des étincelles



SUBSTANCES TOXIQUES :

possibilité de graves désordres de la santé
ou même de mort après inhalation, inges-
tion, pénétration ou absorption par voie
cutanée; éviter tout contact corporel et,
en cas de malaise, consulter immédiate-
ment un médecin



SUBSTANCES NOCIVES OU IRRITANTES :

substances nocives, provoquant de faibles

altérations de la santé : éviter tout contact corporel ainsi que l'inhalation des vapeurs et, en cas de malaise, consulter un médecin

substances irritantes, provoquant une irritation de la peau, des yeux et des voies respiratoires : ne pas respirer les vapeurs et éviter tout contact avec la peau et les yeux



SUBSTANCES CORROSIVES :

substances au contact desquelles les tissus vivants et les matériaux se détruisent; ne pas respirer les vapeurs et éviter tout contact avec la peau, les yeux ainsi que les vêtements



élimination à l'évier (liquides) ou à la poubelle (solides)



élimination dans le récipient pour acides



élimination dans le récipient pour bases



élimination dans le récipient pour composés métalliques



récupération individuelle



élimination dans le récipient pour solvants

TOXICITE DES SUBSTANCES CHIMIQUES

directives suisses

en Suisse, les substances toxiques sont réparties en 5 classes, selon l'ensemble des dangers qu'elles présentent et auxquels la santé est exposée, indépendamment du pouvoir de réaction; les 5 classes sont définies par la dose létale, donnée ci-après pour un homme de 70kg, et par le mode d'action de la substance



CLASSE DE TOXICITE 1 :

substance corrosive, caustique, irritante
dose mortelle < 0,35g
les substances cancérigènes, mutagènes et tératogènes sont toutes dans la classe 1, même si leur dose mortelle est supérieure à 0,35g
étiquette caractérisée par une bande noire avec tête de mort et le mot POISON



CLASSE DE TOXICITE 2 :

substance corrosive, caustique, irritante
dose mortelle 0,35-3,5g
étiquette avec une bande noire, une tête de mort et le mot POISON



CLASSE DE TOXICITE 3 :

substance corrosive, caustique, irritante
dose mortelle 3,5-35g
étiquette avec une bande jaune



CLASSE DE TOXICITE 4 :

dose mortelle 35-140g
étiquette avec une bande rouge



CLASSE DE TOXICITE 5 :

dose mortelle 140-350g
étiquette avec une bande rouge



SUBSTANCES HORS CLASSE DE TOXICITE SUISSE

ELIMINATION DES SUBSTANCES CHIMIQUES

les recommandations données ici ne s'appliquent qu'aux substances chimiques utilisées dans les expériences de ce cours aux concentrations indiquées

6. EQUATIONS DES REACTIONS CHIMIQUES

Les équations des réactions chimiques présentées au chapitre 4 (mesures expérimentales) sont données ci-dessous dans l'ordre chronologique.

La notation utilisée dans les équations chimiques a la signification suivante :

- La flèche symbolise le sens de la réaction, \longrightarrow , qui s'écrit de gauche à droite.
- Les réactifs sont écrits à gauche de la flèche, les produits à droite.
- Une flèche \uparrow à la suite d'une substance ($\text{CO}_2\uparrow$) indique un gaz.

DETERMINATION DE LA DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE

DIGESTION DE LA MATIERE ORGANIQUE

- $2\text{KC}_8\text{H}_5\text{O}_4 + 10\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7 + 41\text{H}_2\text{SO}_4 \longrightarrow 16\text{CO}_2\uparrow + 46\text{H}_2\text{O} + 10\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3 + 11\text{K}_2\text{SO}_4$
(oxydation de la matière organique, ici le biphthalate de potassium utilisé pour calibrer la méthode; réduction du Cr^{+6} orange en Cr^{+3} vert)

DETERMINATION DES MATIERES EN SUSPENSION

DETERMINATION DES MATIERES EN SUSPENSION PAR SEDIMENTATION NATURELLE

- processus physique : accumulation des matières en suspension après sédimentation au fond du cône d'Imhoff

DETERMINATION SPECTROPHOTOMETRIQUE DES MATIERES EN SUSPENSION

- processus physique : mesure de l'intensité de lumière émise par le spectrophotomètre et diffusée par les particules en suspension

DETERMINATION DES PHOSPHATES

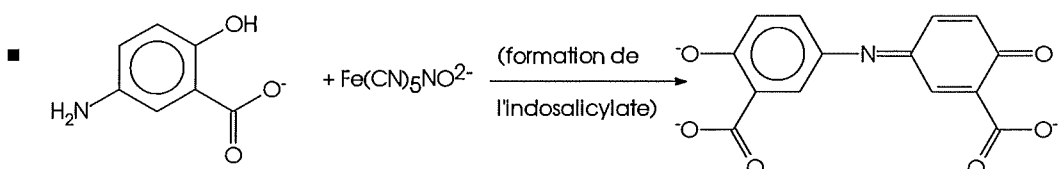
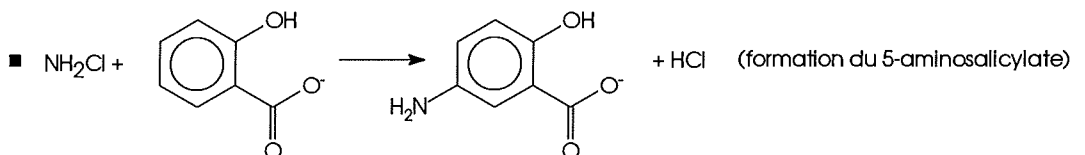
MESURE DES PHOSPHATES DANS LES ECHANTILLONS

- $\text{PO}_4^{-3} + \text{H}^+ + (\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \longrightarrow (\text{NH}_4)_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{MoO}_3\downarrow$ (non équilibrable)
 $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{MoO}_3\downarrow + \text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6 \longrightarrow$ composé réduit inconnu (bleu)

DETERMINATION DE L'AMMONIUM

MESURE DE L'AMMONIUM DANS LES ECHANTILLONS

- $\text{NH}_3 + \text{ClO}^- \longrightarrow \text{NH}_2\text{Cl} + \text{OH}^-$ (formation de la monochloramine)



7. INDEX

A

acide acétique	2.14, 3.28
acide ascorbique	4.39
acide butyrique	2.14
acide carbonique	3.28
acide formique	3.28
acide propionique	2.14
acide sulfhydrique	3.29
acide sulfurique	2.15-2.16, 3.24
acides aminés	2.8
acides carboxyliques	3.28
acides organiques	2.14
acidification	4.34
acidité volatile	2.14
adsorption	2.11, 4.38
aérateur	3.23, 3.25
aération	2.7-2.10, 2.15
Aerobacter	3.28
aérobie	2.12, 3.24, 3.27-3.29
agriculture	1.3, 2.12-2.13, 2.18, 2.21
alcalinité	2.15
algues	2.10, 2.18, 3.27-3.28, 4.39
aliments	2.19
aluminium	2.10
alvéolaire	3.24
amines	2.19
ammonium	2.9, 2.12, 2.16, 3.27-3.28, 3.31
anaérobie	2.12-2.13, 3.24, 3.27-3.29
anoxémie	2.19
anoxique	2.20
anthropogénique	1.1
argile	3.24
arrosage	1.3
artisanat	1.3
atmosphère	1.1-1.3, 2.9, 2.13, 2.17, 2.21, 3.28
auto-épuration	2.17-2.18, 3.25
autotrophe	2.8, 2.10, 2.12, 2.17, 3.29
azote	2.7, 2.12, 2.21
azote ammoniacal	2.9, 2.16, 3.28, 3.31

B

bactéries	2.7, 2.12, 2.14, 2.17, 3.24, 3.27-3.30
bain	1.3
bassin d'aération biologique	2.7-2.10, 2.13-2.15, 3.24-3.25, 3.27
bassin de décantation	2.6, 2.9
bassin versant	2.19
bicarbonate	3.28
bicarbonate de calcium	3.28
bioassimilation	4.38, 4.41
biodégradable	2.12, 2.14, 2.16-2.17, 3.29
biofiltration	3.25
Biolite	3.24
biologie fixée	3.23-3.24, 3.30
biomasse	2.18, 3.24, 3.27
biosenseurs potentiométriques	2.15
biosphère	1.1
biosynthèse	2.12
biphthalate de potassium	4.36
boues d'épuration	1.2, 2.7, 2.9-2.15, 3.24-3.25, 3.27, 3.29-3.31
brassage	2.9

C

cadmium	1.2, 2.11
cailloux	3.24
calcium	3.28
canalisation	1.3, 2.6, 3.29
cancérigène	2.19
carbonate de calcium	3.28
carbonates	2.15, 3.28

carbone	2.7, 2.16, 2.18, 3.30-3.31
Carbone Organique Dissous (COD), Carbone Organique Total (COT)	2.14, 2.16, 3.30
champignon	2.17
champs	2.12-2.13, 3.30
charbon actif	2.12
charge hydraulique	2.14, 3.23-3.24, 3.31
chaulage	3.31
chaux	3.31
chimio-organotrophe	2.8
chlorophylle	2.18
chlorosulfate de fer	3.24
chrome	4.36
clarification	2.9-2.10, 3.25
Clostridium	3.28
coagulation	3.24
colloïde	2.7
colonisation	2.9-2.10
colorimétrie	2.16, 4.36-4.37
composés résiduels	1.3, 2.7, 2.11
cône d'Imhoff	2.14-2.15
contamination	1.2
cours d'eau	1.2, 2.5-2.7, 2.17-2.19
cuisson	1.3
cuivre	2.11
cultures	2.20
cyanose	2.19
cycle de l'eau	1.1

D

débit	2.6, 2.14-2.15, 2.20, 3.23, 3.25, 3.27
décantation	2.9-2.10, 2.14-2.15, 3.24, 3.26-3.27
décharge	2.13, 3.27
déchets	1.2, 2.6, 2.21, 3.24, 3.27, 4.34
décomposeur, décomposition	2.9, 2.16-2.17, 3.28
dégrillage	2.6, 3.24, 3.26-3.27
Demande Biologique en Oxygène (DBO ₅)	2.14-2.16, 3.27
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	2.14-2.16, 3.27, 3.30
dénitrification	2.12, 3.28
déphosphatation	2.19, 2.21
déshuilage	2.6, 3.23, 3.26-3.27
déshydratation	2.12-2.13, 3.24, 3.27
dessablage	2.6, 3.23, 3.26-3.27
dessiccation	2.14
détergents	2.12
détritus solides	2.6
déversoir d'orage	2.6, 2.20, 3.23
dichromate de potassium	2.14-2.15, 4.35-4.36
digestion	2.12-2.16
dioxyde de carbone	2.8, 3.28
disque biologique	3.24-3.25, 3.30
dissolution	2.9, 2.19-2.20
douche	1.3

E

eaux claires	1.3, 2.6, 2.16, 2.19, 3.30-3.31
eaux de boisson	1.3, 2.19
eaux de surface	1.1, 2.19
eaux domestiques	1.1, 1.3, 2.5-2.6, 2.16, 2.19, 3.31
eaux douces	1.1
eaux industrielles	1.1, 1.3, 2.5-2.6, 2.16, 2.19
eaux météoriques	1.3, 2.6
eaux naturelles	1.1-1.2, 2.16-2.18, 4.38, 4.41
eaux résiduaires	1.3, 3.31
eaux souterraines	1.1-1.3, 2.13
eaux superficielles	1.3
eaux telluriques	1.3
eaux usées	1.2-1.3, 2.5-2.7, 2.9-2.11, 2.13-2.14, 2.16, 2.18-2.21, 3.23-3.25, 3.27-3.31, 4.33-4.34, 4.36-4.41
ébullition	2.15
échange gazeux	2.9, 2.17, 3.25, 3.28
échantillonnage	4.33-4.34
effluent	1.2-1.3, 2.20, 3.23, 3.27
égouts	2.6, 3.30
électrostatique	2.11
élevage	2.20-2.21
énergie solaire	1.1

engrais	2.13, 2.18, 3.30
environnement	1.2, 2.5, 2.8, 2.17, 4.38
épaissement	2.12-2.13, 3.24
épandage	2.12-2.13, 2.18, 3.30-3.31
équilibre	2.9, 2.17-2.18, 3.28
érosion	2.20-2.21
eutrophe, eutrophisation	2.10, 2.17-2.18, 2.20

F

facteur limitant	2.18
fer	2.10-2.11, 3.24, 3.26, 3.29
fermentation	2.12, 3.28
ferreux	3.29
ferrique	2.10-2.11, 3.24, 3.26
ferroïne	4.36
filtration	2.11-2.12, 2.14, 2.16, 3.24-3.25, 3.29
fleuve	1.2
floculation	2.7, 2.9-2.11, 2.15, 3.24, 3.26
flottation	2.9
fontaines	1.3
fumier	2.13

G

gazeux	1.1, 2.9, 2.12, 2.17, 3.29
Genève	1.2-1.3, 3.25, 3.27
glace	1.1
glucides	2.8
graisse	2.8
gravimétrie	4.38

H

hétérotrophe	2.17
huile	2.6, 3.23
hydrocarbures polychlorés	2.12
hydrolyse	2.11
hydroxyde de calcium	3.24
hydroxyde de fer	2.11
hydroxydes	2.15
hygiène corporelle	1.3
hypochlorite	4.40

I

incinération	1.2, 2.6, 2.13, 3.27, 3.30
incubation	2.15
indice de Mohlman	2.14
inhibiteur	2.9, 2.16
intestin	2.19
invertébrés	2.7

L

lacs	1.3, 2.7, 2.18-2.21, 3.25
lagunage	3.27-3.30
lait de chaux	4.41
Léman	1.3, 2.19-2.21
lessivage	2.20
lessive	1.3, 2.21
lignine	2.13
lipides	2.8
liquide	1.1, 3.30
lit à ruissellement	3.24
lit bactérien	3.24
lumière	2.18

M

macrophytes	3.27-3.28
matières décantables	2.14-2.15
matières organiques	2.6, 2.8-2.18, 3.24, 3.28, 3.30-3.31
Matières Volatiles Sèches (MVS)	2.15

mer	1.1
mercure	2.11
mésotrophe	2.18
métabolisation	2.8-2.9
métaux lourds	1.3, 2.11-2.14, 3.27, 4.38
métazoaires	2.7
méthane	2.13, 3.28
méthanogénèse	3.28
méthanol	2.12
méthémogloblinémie	2.19
micro-organismes	1.3, 2.7-2.10, 2.12-2.13, 2.15-2.17, 2.20, 3.24-3.25, 3.28-3.29, 4.41
micro-organismes immobilisés	3.24
molybdate de sodium	4.39
mouvement des eaux	1.1-1.2

N

neige	1.1, 1.3, 2.6
neutralisation	4.34, 4.41
nitrate	2.10, 2.12, 2.18-2.19, 3.27
nitrification	2.12, 3.28
nitrite	2.12, 2.19
nitroferrocyanure	4.41
nitroprusside	4.41
nitrosamines	2.19
normes d'hygiène	1.2, 2.5, 3.31
nourrissons	2.19
nutriments, substances nutritives	2.10, 2.12, 2.17-2.18, 3.27-3.28

O

océans	1.1-1.2
oligo-éléments	2.18
oligotrophe	2.18
orages	2.21
oxydation	2.12, 2.14-2.16
oxydes d'azote	1.3
oxydes de soufre	1.3
oxygène	2.7, 2.9, 2.12, 2.14-2.17, 2.19-2.20, 3.25, 3.27-3.28

P

paille	2.13
Pays-Bas	1.2
percolation	3.29
permanganate de potassium	2.14
pesticides	2.12
pH	2.15, 3.24, 3.28-3.29, 4.33, 4.39, 4.41
phosphate de fer	2.11
phosphore, phosphates	1.3, 2.7, 2.10-2.11, 2.13, 2.15-2.16, 2.18-2.21, 3.24, 3.27, 3.29-3.31, 4.34, 4.38-4.39
photosynthèse	2.8, 2.10, 2.12, 2.18, 2.20, 3.27-3.28, 4.39
phytoplancton	2.10, 2.18, 3.27-3.28
planète	1.1
plantes aquatiques	3.27
plomb	1.2, 2.11
pluie	1.1, 1.3, 2.6, 2.20
pluricellulaires	2.7
polluant	1.2-1.3, 2.5, 2.7, 2.15, 3.24, 4.38
pollution	1.1-1.3, 2.5-2.7, 2.11, 2.13-2.15, 2.17
polyélectrolytes	2.10, 3.26
polysaccharides	2.8, 2.13
précipitation chimique	2.10-2.11, 3.29
précipitations	1.1-1.3
prélèvement	4.34
processus d'épuration biologique	2.5, 2.7
processus d'épuration chimique	2.10
processus d'épuration physique	2.6
prolifération	2.7, 3.29
protection des eaux	1.1, 1.3, 2.10-2.11, 2.14, 2.19
protéines	2.8, 2.13, 2.16, 3.29, 4.39, 4.41
proton	2.15, 2.18
protozoaires	2.7
Pseudomonas	3.28
purin	2.13

Q

qualité des eaux 2.5, 2.12-2.14, 2.16-2.18, 3.23, 3.31, 4.34, 4.39

R

recyclage 2.21
 réduction 2.5, 2.12, 2.19-2.20, 3.29
 relargage 2.20
 rendement d'épuration 1.3, 2.5-2.6, 2.9, 2.11, 2.14-2.15, 3.25-3.26, 3.29-3.30, 4.41
 réseau 1.2-1.3, 3.23, 3.30-3.31
 réseau séparatif 1.3, 2.6, 2.16, 2.19, 3.23, 3.30
 réseau unitaire 1.3, 2.6, 2.19, 3.31
 respiration 2.8, 2.18, 3.28
 rétention 2.6, 2.14, 3.24, 3.29
 rivière 1.2-1.3
 roche volcanique 3.24

S

sable 2.6, 2.11, 3.23, 3.27
 salicylate 4.40-4.41
 sang 2.19
 sédiment 3.28-3.29
 sédimentation 2.6, 2.9, 2.11, 2.14, 2.20, 3.23, 3.28
 solide 1.1, 2.6, 2.14
 sols 1.2, 2.12-2.13, 2.20-2.21, 3.24, 3.29, 4.41
 soufre 2.7, 3.29
 step d'Aire 3.25-3.27
 step de Perroy 3.23, 3.25, 3.27, 3.30-3.31
 stockage 4.33-4.34
 substances dissoutes 2.5, 2.7, 2.10-2.11, 2.14, 2.16-2.18, 3.27-3.28
 sucres 2.8
 sules 1.3
 Suisse 1.2-1.3, 3.29
 sulfates 3.29
 sulfure de fer 3.29
 symbiose 2.17
 synergie 3.29

T

Taiwan 1.2
 tanins 2.13
 temps de résidence 2.18, 3.26, 3.28
 terre 1.1
 Titre Alcalimétrique Complet 2.15
 titrimétrie 4.36-4.37
 toxique 2.12-2.13, 2.16
 traitement 4.33-4.34, 4.36, 4.38-4.39, 4.41
 transparence 2.15
 transpiration 1.2

U

unicellulaires 2.7
 urée 3.29

V

vaisselle 1.3
 Vaud 2.13, 2.20, 3.24, 3.29-3.31
 végétaux 4.34, 4.41
 vendanges 3.23-3.24
 viticulture 2.21

W

W.C. 1.3

Z

zinc 2.11

