

Influence du climat et des traitements de potabilisation sur l'oxydabilité d'une eau en cours d'affinage

Influence of climate and potabilization treatments upon the oxydability of waters at the polishing stage

M. Jarret et C. Ducauze

Volume 1, numéro 4, 1988

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/705017ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/705017ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (imprimé)

1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Jarret, M. & Ducauze, C. (1988). Influence du climat et des traitements de potabilisation sur l'oxydabilité d'une eau en cours d'affinage. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 1(4), 355-383. <https://doi.org/10.7202/705017ar>

Résumé de l'article

La matière organique présente dans une eau clarifiée et ozonée puis filtrée sur charbon a été caractérisée durant 8 mois par l'oxydabilité au KMnO_4 à chaud et en milieu acide; on a relevé les paramètres climatiques et noté les traitements de potabilisation appliqués.

Une analyse en composantes principales suivie d'une analyse discriminante effectuée sur 129 prélèvements fait ressortir que deux paramètres - la température et le pH - suffisent à classer ces eaux en 3 groupes : chacun d'eux correspond à une saison, avec un pourcentage d'erreur de 6 %.

En moyenne, l'oxydabilité de l'eau à l'entrée du filtre ne varie pas d'une saison à l'autre; mais la dispersion des valeurs est plus importante au printemps. La politique de traitement appliquée n'apparaît pas clairement. Des analyses de variance suivies de régressions linéaires multiples montrent que cette oxydabilité dépend à la fois de la séquence et du traitement d'ozonation : moins de 30 % de la variance se trouvent ainsi expliqués.

La filtration sur charbon à 5 m.h^{-1} abaisse l'oxydabilité de G à $0,8 \text{ mg O}_2$ par litre et diminue sa variabilité. On note cependant des relargages en fin de printemps lors du rééquilibrage du filtre. L'oxydabilité de l'eau filtrée dépend à la fois de celle mesurée à l'entrée du filtre et de la température : les modèles retenus, déterminés par régression linéaire multiple, diffèrent d'une saison à l'autre, indiquant un fonctionnement différent du réacteur. Il est alors possible de définir des périodes où elle est minimale.

La qualité d'une eau affinée varie ainsi avec les saisons, ceci malgré un lissage dû aux effets des traitements appliqués en amont.

Influence du climat et des traitements de potabilisation sur l'oxydabilité d'une eau en cours d'affinage

Influence of climate
and potabilization treatments
upon the oxydability of waters at
the polishing stage

M. JARRET, C. DUCAUZE (1)

RÉSUMÉ

La matière organique présente dans une eau clarifiée et ozonée puis filtrée sur charbon a été caractérisée durant 8 mois par l'oxydabilité au KMnO_4 à chaud et en milieu acide ; on a relevé les paramètres climatiques et noté les traitements de potabilisation appliqués.

Une analyse en composantes principales suivie d'une analyse discriminante effectuée sur 129 prélèvements fait ressortir que deux paramètres - la température et le pH - suffisent à classer ces eaux en 3 groupes : chacun d'eux correspond à une saison, avec un pourcentage d'erreur de 6 %.

En moyenne, l'oxydabilité de l'eau à l'entrée du filtre ne varie pas d'une saison à l'autre ; mais la dispersion des valeurs est plus importante au printemps. La politique de traitement appliquée n'apparaît pas clairement. Des analyses de variance suivies de régressions linéaires multiples montrent que cette oxydabilité dépend à la fois de la séquence et du traitement d'ozonation : moins de 30 % de la variance se trouvent ainsi expliqués.

La filtration sur charbon à 5 m.h^{-1} abaisse l'oxydabilité de 0 à $0,8 \text{ mg O}_2$ par litre et diminue sa variabilité. On note cependant des relargages en fin de printemps lors du rééquilibrage du filtre. L'oxydabilité de l'eau filtrée dépend à la fois de celle mesurée à l'entrée du filtre et de la température : les modèles retenus, déterminés par régression linéaire

(1) Laboratoire de Chimie Analytique, Institut National Agronomique Paris-Grignon, 16 rue Claude Bernard, 75231 Paris Cédex 05.

multiple, différent d'une saison à l'autre, indiquant un fonctionnement différent du réacteur. Il est alors possible de définir des périodes où elle est minimale.

La qualité d'une eau affinée varie ainsi avec les saisons, ceci malgré un lissage dû aux effets des traitements appliqués en amont.

Mots-clés : *eaux de surface, traitement des eaux, filtration sur charbon actif, oxydabilité au $KMnO_4$, analyse climatique, modélisation mathématique, analyse statistique multidimensionnelle.*

SUMMARY

Oxidizability by $KMnO_4$ in a hot acidic medium was used for 8 months to estimate organic matter in clarified-ozonized then GAC-filtered waters, treated on a pilot plant (Figure 1).

Flowrate of the River Seine (DEB), temperature (TEM), pH (PHE) and oxidizability of the waters before GAC-filtration (OXE) are shown to vary with time (Figures 2 to 5). The first two parameters are generally used to classify raw waters but here they are not enough (Figure 6). Then, multivariate statistical analyses - principal component analysis and discriminant analysis - are carried out on 129 samples : they show (Figure 7) that two parameters, one in connection with climate only - temperature - and the other in connection with both climate and treatments - pH - are able to classify these waters into three groups equivalent to three seasons ; the error coefficient is of 6 % only. Seasonal characteristics of these waters are given in Table 1. Average values of oxidizability (OXE) do not vary with the seasons, but standard-deviation is the greatest in Spring.

There is no apparent connection between the different treatments - preozonation level (PO_3), quantity of flocculant added (WAC), sand-filtration velocity (VFS), ozonation level (O_3F), residual ozone level (O_3R), GAC-filtration flowrate (DAL) - except between the two ozonation treatments (Figure 8). Their seasonal variations are given in Table 2.

Variance analyses show that the 3 factors, quantity of flocculant (WAC), sand-filtration velocity (VFS) and absence of preozonation (PO_3), have no effect upon the oxidizability of the water supplying the GAC-filter (OXE). This parameter is a function of preozonation (PO_3), interozonation (O_3F) and residual ozone levels (O_3R) and sequency (SEQ) : the models achieved, determined by linear multiple regression, account for less than 30 % of the variance (Figure 9).

The GAC-filtration at 5 m.h^{-1} diminishes the oxidizability values of zero to $0.8 \text{ mg O}_2\text{l}^{-1}$ and their variability ; however, some releases appear at the end of Spring, during the re-equilibration phase of the filter (Figure 10). By linear multiple regression, we can express the oxidizability of the filtered waters (OXS) as a function of (OXE) and temperature (TEM). The models achieved differ from one season to

another (Figure 11) and account for 32 to 73 % of the variance; thus the working of the GAC-filter is dependent on the seasons.

Many authors assume that the risk of bacterial regrowth in the distribution network is minimal when the oxidizability of the treated waters is minimal. Here, the oxidizability of the filtered waters (OXS) is at its lowest when temperature (TEM) and (OXE) are lowest (Figures 12 and 13). These conditions are often met in the middle of the seasons, when the quantity and the quality of the organic matter vary little; the filter is then balanced.

The quality of a treated water therefore varies with the seasons, despite polishing obtained through treatments applied upstream, which tend to improve it and diminish its variability.

Key-words : *surface water, water treatment, activated carbon filtration, oxidizability by $KMnO_4$, climatological analysis, mathematical model, multivariate statistical analysis.*

INTRODUCTION

L'objectif d'un traicteur d'eau est de fournir un produit de qualité convenable alors qu'il dispose d'une matière première hétérogène et de qualité très variable (SHELDON et HITES, 1978 ; GOMELLA et GUERREE, 1980 ; CASELLAS *et al.*, 1983 ; CHESTERIKOFF *et al.*, 1985 ; MEYBECK, 1985).

Une eau de surface est en effet un milieu très dilué et complexe, contenant des matières minérales et organiques diverses en suspension ou en solution.

Les matières particulaires représentent moins de 10 % du carbone organique total (CHESTERIKOFF *et al.*, 1985) ; elles proviennent du lessivage des sols et de l'activité biologique (bactéries, zooplancton) (MEYBECK, 1985). Les matières colloïdales constituent à elles-seules 60 à 80 % de la charge organique d'une eau : à côté des argiles et des hydroxydes métalliques, on trouve des acides humiques, fulviques, lignosulfoniques (SONTHEIMER, 1976 ; ARMSTRONG, 1976 ; REUTER et PERDUE, 1977), des polysaccharides (HAMA et HANDA, 1983).

Enfin, parmi les substances dissoutes, on a pu recenser jusqu'à 500 composés différents (SETUDE, 1976), d'origine synthétique ou biologique (sucres, acides gras, acides aminés et protéines) (GELLER, 1983) : selon leurs propriétés physico-chimiques, elles vont être à l'état libre (ARMSTRONG, 1958) ou au contraire adsorbées sur les particules minérales ou les macromolécules organiques (OGURA, 1970 ; SONTHEIMER, 1976 ; REUTER et PERDUE, 1977 ; CARLSBERG et MARTINSEN, 1982 ; L'HOPITALAULT et POMMERY, 1982 ; SWEET et PERDUE, 1982).

Cette composition de l'eau que nous venons de décrire brièvement n'est pas stable mais varie qualitativement et quantitativement dans l'espace et dans le temps. Plusieurs facteurs expliquent ces variations :

. le débit du cours d'eau (SONTHEIMER, 1976 ; MEYBECK, 1985) : ainsi, en

- périodes de crues note-t-on un accroissement de la teneur en matières en suspension sans modification de la teneur en carbone organique ;
- . les saisons et plus particulièrement la température (CEES *et al.*, 1974 ; SHELDON et HITES, 1978 ; OCHIAI et HANYA, 1980 ; CLOERN *et al.*, 1983 ; GELLER, 1983 ; HAMA et HANDA, 1983 ; TIPPING et WOOF, 1983 ; CHESTERIKOFF *et al.*, 1985 ; MEYBECK, 1985 ; Van STENDEREN et Van ROSSUM, 1985) : ainsi, observe-t-on une augmentation de la teneur en composés biodégradables ou odorants d'origine algale en fin de printemps, la présence de composés plus polymérisés dans les eaux d'hiver ;
 - . l'activité biologique et certains rejets intempestifs qui expliquent les variations au cours d'une même journée (SHELDON et HITES, 1978 ; SONDERGAARD et SCHIERUP, 1982, MEYBECK, 1985).

Le traiteur d'eau se trouve donc dans l'obligation d'adapter continuellement son intervention aux caractéristiques de cette matière première.

Ainsi, l'étape de clarification permet d'éliminer principalement les composés en suspension ou peu polaires, ainsi que certains cations métalliques ; ceci se traduit par un abaissement de la turbidité, de la couleur et de l'absorbance UV (GOMELLA et GUERREE, 1980 ; SAUNIER *et al.*, 1982 ; JARRET, 1985) ; le taux de floculant ajouté est généralement optimisé vis-à-vis de la turbidité à l'aide d'un Jar-Test.

L'ozonation, quant à elle, va oxyder les composés, abaisser leur absorbance UV sans affecter beaucoup la teneur en carbone ; elle les rend ainsi moins adsorbables mais plus facilement biodégradables (RICHARD, 1978 ; BENEDEK, 1979 ; FIESSINGER, 1979 ; SUFFET, 1980) ; le taux de traitement appliqué est généralement optimisé vis-à-vis de l'absorbance UV.

Enfin, la filtration secondaire sur charbon actif en grains éliminera principalement les composés par des phénomènes d'adsorption compétitive (Mc CREARY et SNOEYINK, 1977 ; RICHARD et FIESSINGER, 1977 ; FIESSINGER, 1979, 1981 ; BENEDEK et RICHARD, 1980 ; SUFFET, 1980). Cette adsorption peut s'accompagner d'une diffusion lente des produits fixés vers les micropores du charbon (PEEL et BENEDEK, 1983). D'autre part, à la surface du charbon se développe une microflore adaptée capable de dégrader certains composés fixés ou non et assurer ainsi une régénération du filtre (Mc CREARY et SNOEYINK, 1977 ; FIESSINGER, 1979, 1981 ; BENEDEK et RICHARD, 1980 ; SUFFET, 1980). Cette filtration élimine ainsi de 10 à 15 % du COT, principalement des composés peu polaires ou facilement biodégradables. Des phénomènes chromatographiques contribuent aussi à éviter les pointes de pollution (Mc CREARY et SNOEYINK, 1977). Mais des changements de composition de l'eau provoquent des rééquilibrages du filtre, ayant pour conséquence le relargage dans l'eau de sortie des produits les moins bien fixés (CHARLES *et al.*, 1985).

Comme la matière organique d'une eau en cours d'affinage représente moins de 5 mg de carbone par litre, on va généralement la caractériser par des mesures globales.

Pour notre part, nous avons choisi de mesurer l'oxydabilité au permanganate à chaud et en milieu acide sur des eaux avant et après filtration sur charbon actif en grains. Notre but était de mettre en évidence l'influence du climat et des traitements appliqués en amont sur la qualité de ces eaux.

L'effet du climat a jusqu'à présent été étudié principalement sur des eaux en cours de clarification (BABLON *et al.*, 1986), ou sur l'étape finale de chloration (De CONSTANTIN, 1986). Pour notre part (JARRET *et al.*, 1986), nous avons pu montrer que, dans des eaux en cours d'affinage, le taux d'ozonation et la température étaient les principaux facteurs influant sur les caractéristiques de la matière organique présente (teneur en carbone, oxydabilité, absorbance UV) et sa répartition entre les différentes classes moléculaires.

Nous voulions mieux cerner par ailleurs les facteurs agissant sur l'efficacité d'un filtre à CAG afin de savoir s'il était possible d'améliorer ses performances. A cette fin, les mesures d'oxydabilité ont porté sur des échantillons d'eaux répartis sur plusieurs mois ; on a relevé aussi les valeurs des paramètres climatiques et les taux de traitement appliqués. Une analyse statistique multidimensionnelle a ensuite été effectuée pour en donner une interprétation.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Nous avons utilisé une colonne de 75 mm de diamètre, remplie sur une hauteur de 1 m de charbon actif en grains (charbon mésoporeux Picabiol H120 fourni par PICA). Ce filtre est installé sur le simulateur de Choisy-le-Roi, en amont de Paris, dans lequel l'eau de Seine subit successivement (figure 1) une préozonation, une floculation-coagulation-décantation, une filtration sur sable puis une ozonation, avant d'alimenter en continu le filtre à charbon (vitesse de filtration constante et égale à 5 m.h⁻¹).

Des prélèvements moyens réalisés sur 24 heures à l'aide de préleveurs, sont effectués à l'entrée et à la sortie de la colonne, puis conservés à 4 °C avant l'analyse. Pour chacun d'eux, on note les valeurs des variables suivantes :

- . le débit de la Seine en m³.s⁻¹ (DEB) mesuré à la station de Vives-Eaux, située 30 km en amont du simulateur, avant le confluent de la Seine avec l'Ecole, qui a un débit moyen de 10 m³.h⁻¹ ;
- . la température de l'eau à l'entrée du filtre (TEM) qui est corrélée linéairement (r = 0,990) avec celle de l'eau de Seine non traitée ; elle n'en diffère que de 0,3 °C environ ;
- . le pH de l'eau à l'entrée (PIE) et à la sortie du filtre (PHS).

On relève par ailleurs les caractéristiques du traitement de purification à savoir pour la clarification :

- . le taux de préozonation en g.m⁻³ (PO₃) ;
- . le taux de flocculant ajouté en g.m⁻³ (WAC) ;
- . la vitesse de filtration sur sable en m.h⁻¹ (VFS) ;

et pour l'affinage :

- . le taux d'ozone fourni en g.m⁻³ (O₃F) ;
- . le taux d'ozone résiduel en sortie des colonnes d'ozonation (O₃R) en g.m⁻³ ;

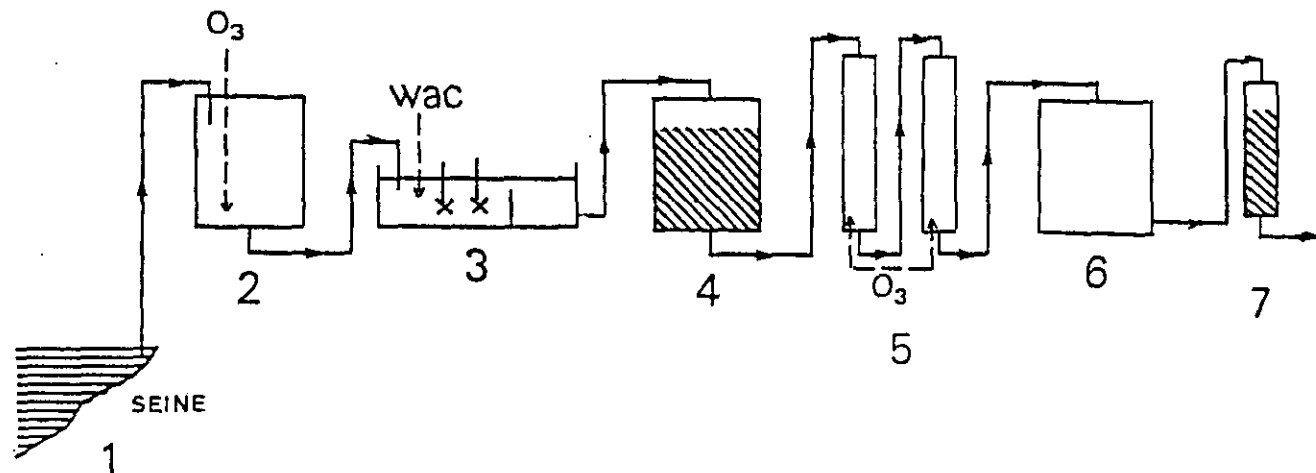


Figure 1.- Schéma du simulateur installé à Choisy-le-Roi (France).

1. Eau de rivière brute : déb. de 23 à 260 $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$;
temp. : de 11,1 à 27,0 $^{\circ}\text{C}$.
2. Préozonation : de 0 à 1,03 $\text{g O}_3.\text{m}^{-3}$.
3. Coagulation - floculation - décantation : $V = 0,8 \text{ m}.\text{h}^{-1}$;
WAC (polychlorure d'alumine) = de 30 à 55 $\text{g}.\text{m}^{-3}$.
4. Filtration sur sable : $H = 1 \text{ m}$; $V = 5 - 8,5 \text{ m}.\text{h}^{-1}$
5. Ozonation : de 0,81 à 1,90 $\text{g O}_3.\text{m}^{-3}$; air/eau = 0,12 ;
résiduel = de 0,30 à 1,08 $\text{g}.\text{m}^{-3}$; $t = 10 \text{ min}$.
6. Réservoir.
7. Filtre à CAG : $H = 1 \text{ m}$; $\varnothing = 75 \text{ mm}$; $V = 5 \text{ m}.\text{h}^{-1}$;
charbon mésoporeux Picabiol H120 ; $t = 12 \text{ min}$;
débit = 5 660 $\text{l}.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$.

Figure 1.- Scheme of the pilot plan at Choisy-le-Roi (France).

1. Raw river water : flow rate : 23 - 260 $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$;
temp. : 11,1 - 27,0 $^{\circ}\text{C}$.
2. Preozonation : 0 - 1.03 $\text{g O}_3.\text{m}^{-3}$.
3. Coagulation - flocculation - decantation : $V = 0.8 \text{ m}.\text{h}^{-1}$;
WAC (aluminium polychlorure) = 30 - 50 $\text{g}.\text{m}^{-3}$.
4. Sand-filtration : $H = 1 \text{ m}$; $V = 5 - 8,5 \text{ m}.\text{h}^{-1}$
5. Ozonation : O_3 given : 0.81 - 1.90 $\text{g}.\text{m}^{-3}$; air/water = 0.12 ;
 O_3 residual = 0.30 - 1.08 $\text{g}.\text{m}^{-3}$; $t = 10 \text{ min}$.
6. Tank.
7. GAC-filtration : $H = 1 \text{ m}$, $\varnothing = 75 \text{ mm}$; $V = 5 \text{ m}.\text{h}^{-1}$, mesoporous
activated carbon Picabiol H120 ; flow-rate = 5 660 $\text{l}.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$;
 $t = 12 \text{ min}$.

- . le taux d'ozone résiduel dans le bac d'alimentation du filtre (O_3B) en $g.m^{-3}$; l'eau séjourne en moyenne 1 h 30 dans ce bac ;
- . le débit d'alimentation de ce filtre en $l.m^{-2}.h^{-1}$ (DAL).

On caractérise enfin la matière organique présente dans l'eau à l'entrée et à la sortie du filtre, à l'aide d'un seul paramètre physico-chimique, l'oxydabilité au $KMnO_4$ à chaud en milieu acide (Norme AFNOR T90.050, 1983), soit respectivement (OXE) et (OXS). On calcule aussi la différence (DOX) = (OXE) - (OXS). La répétabilité de cette méthode est de $\pm 0,05$ mg $O_2.l^{-1}$. Ce paramètre, mesuré facilement sur le lieu de prélèvement, est relatif à une oxydation ménagée de la matière organique ; il reflète en partie le potentiel rédox du milieu ; il traduit alors l'aptitude des composés organiques à être dégradés par les bactéries aérobies ou anaérobies facultatives présentes au sein du filtre et les possibilités de reviviscence bactérienne au niveau du réseau de distribution (BOURBIGOT *et al.*, 1984). Toutefois, nous n'avons pas estimé, dans ces échantillons, la part d'oxydabilité relative au carbone organique facilement assimilable par les micro-organismes : d'autres tests longs à mettre en oeuvre seraient alors nécessaires (JARRET et DUCAUZE, 1986). La variabilité journalière de ce paramètre a été évaluée à l'aide de 3 prélèvements moyens effectués chacun sur 8 heures : le coefficient de variation est voisin de 40 %.

Le filtre à CAG, rempli au départ avec du charbon vierge, a été mis en eau le 5.05.1982 et on a attendu deux semaines avant le premier prélèvement pour qu'il s'ensemence avec la flore saprophyte et qu'il s'équilibre avec la matière organique présente. On a ensuite effectué 129 séries de prélèvements, réparties sur 8 mois entre le 22.05 et le 19.11.1982.

Toutes ces variables sauf 2 - (WAC) et (VFS) - sont des variables continues. On dispose donc de 2 variables climatiques - (DEB) et (TEM) - et de 7 variables de traitement - (PO_3), (WAC), (VFS), (O_3F), (O_3B), (DAL) -, la variable (PHE) ou (PHS) dépendant à la fois du climat et des traitements. La qualité de l'eau en cours d'affinage est estimée par (OXE) et (OXS). Ces données ont été utilisées pour :

- . effectuer une classification des eaux en cours d'affinage en fonction du climat,
- . déterminer la politique de traitement appliquée et son influence sur l'oxydabilité (OXE) de l'eau à l'entrée du filtre,
- . définir les conditions pour lesquelles la filtration est la plus efficace c'est-à-dire l'oxydabilité de l'eau en sortie du filtre (OXS) est minimale.

Cette interprétation statistique a été réalisée sur un miniordinateur Mini 6 MOD 400-L-22 BULL muni du logiciel GCOS6 (INA-GP).

RÉSULTATS - DISCUSSION

1 - Classification des eaux en cours d'affinage en fonction du climat

1-1 Variations des paramètres (DEB), (TEM), (PHE), (OXE) avec la séquence (SEQ)

Le seul paramètre relatif à l'eau de Seine non traitée dont nous disposons est le débit. La Seine (figure 2), qui a un régime hydrique de type pluvioocéanique, présente, pour l'année considérée, une période de crues (débit de 90 à 250 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) au printemps (avril - mai) et en automne (octobre - novembre), une période d'étiage en été (débit inférieur à 80 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) ; on note toutefois des variations interannuelles importantes (JARRET *et al.*, 1986).

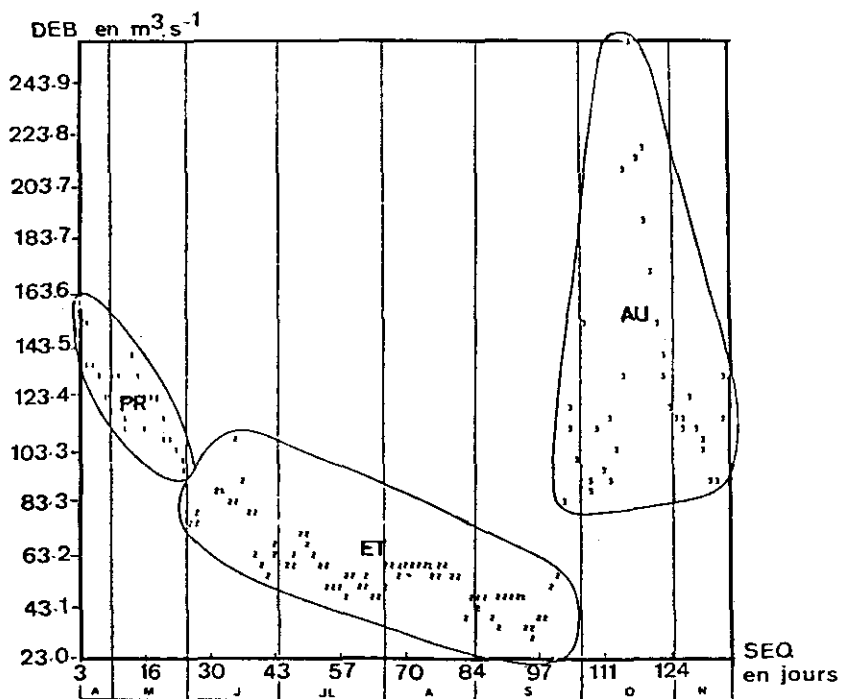


Figure 2.- Evolution du débit de la Seine (DEB) au cours du temps : débit mesuré à la station de Vives-Eaux.

Figure 2.- Evolution with time of the Seine river flow-rate (DEB) measured at the Vives-Eaux station.

La température de l'eau à l'entrée du filtre (figure 3) augmente brutalement au printemps (mai) pour rester ensuite à un niveau élevé, supérieur à 19 °C de juin à septembre ; les maxima voisins de 27 °C se situent en juillet ; puis la température retombe brusquement à l'automne

(octobre), pour atteindre ses valeurs minimales en hiver, voisines ou inférieures à 6 °C (JARRET *et al.*, 1986). Ces variations sont directement liées aux variations de température observées sur l'eau non traitée.

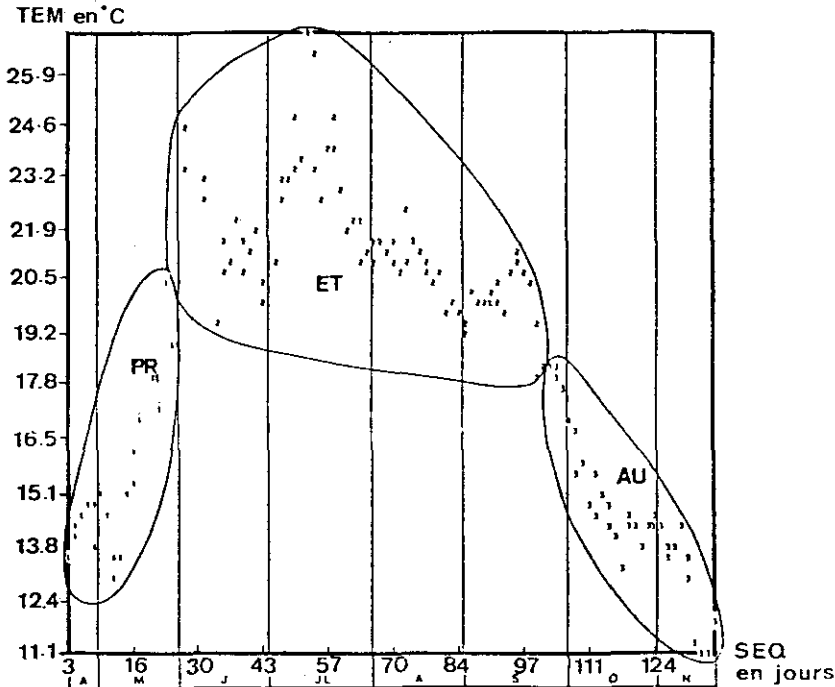


Figure 3.- Evolution de la température de l'eau (TEM) au cours du temps, à l'entrée du filtre à charbon.

Figure 3.- Evolution with time of the temperature (TEM) of the water feeding the GAC-filter.

Le pH de l'eau à l'entrée du filtre (figure 4), présente 2 maximums, l'un en avril - mai, l'autre en août, qui doivent être liés à l'activité biologique. Il reste toutefois très lié à celui de l'eau de Seine non traitée : seule l'addition de flocculant l'a abaissé d'environ 0,2 unités (SAUNIER *et al.*, 1982).

L'oxydabilité de l'eau à l'entrée du filtre (OXE) est très variable (Figure 5) ; on observe un maximum en fin de printemps. On peut signaler enfin, que dans l'eau de Seine non traitée, elle est de l'ordre de 4 à 6 mg O₂ .l⁻¹ (SAUNIER *et al.*, 1982).

1-2 Relation débit - température (DEB), (TEM)

Ces deux variables sont en effet généralement utilisées pour classer les eaux de rivière non traitées (BABLON *et al.*, 1986).

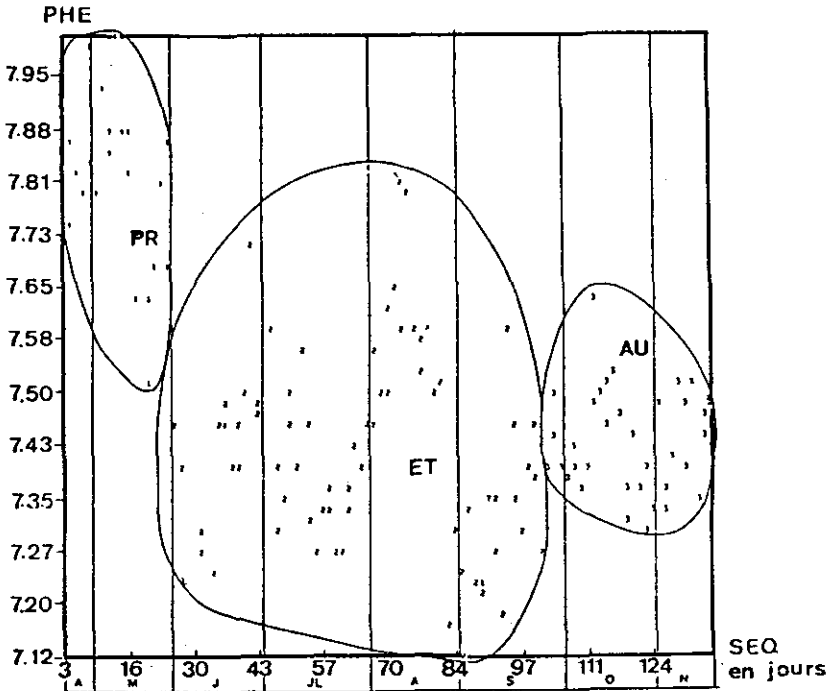


Figure 4.- Evolution du pH de l'eau (PHE) au cours du temps, à l'entrée du filtre à charbon.

Figure 4.- Evolution with time of the pH (PHE) of the water feeding the GAC-filter.

Ici, nous avons constaté que la température de l'eau de Seine non traitée et celle de l'eau en cours d'affinage (TEM) étaient fortement corrélées linéairement ($r = 0,990$). De plus, nous avons pu montrer que, pour nos 129 échantillons répartis sur 3 saisons, le débit et la température étaient corrélés linéairement et négativement ($r = 0,721$). Ces 2 paramètres ne sont alors pas suffisants pour définir des groupes d'eaux distincts : on peut seulement remarquer (figure 6) que les eaux d'été correspondent à une température élevée et un débit faible et que celles des 2 autres saisons sont relatives à une température plus basse et un débit plus grand. Etant donné enfin que le débit influence peu la charge organique dissoute d'une eau de rivière (MEYBECK, 1985) et que toute la matière organique des eaux en cours d'affinage est sous forme dissoute, nous avons écarté cette variable de la suite de l'étude.

1-3 Mise en évidence et définition de groupes d'eaux

Nous avons tout d'abord effectué une analyse en composantes principales (ACP) sur nos 129 échantillons, en considérant simultanément les 3 variables (TEM), (PHE), (OXE).

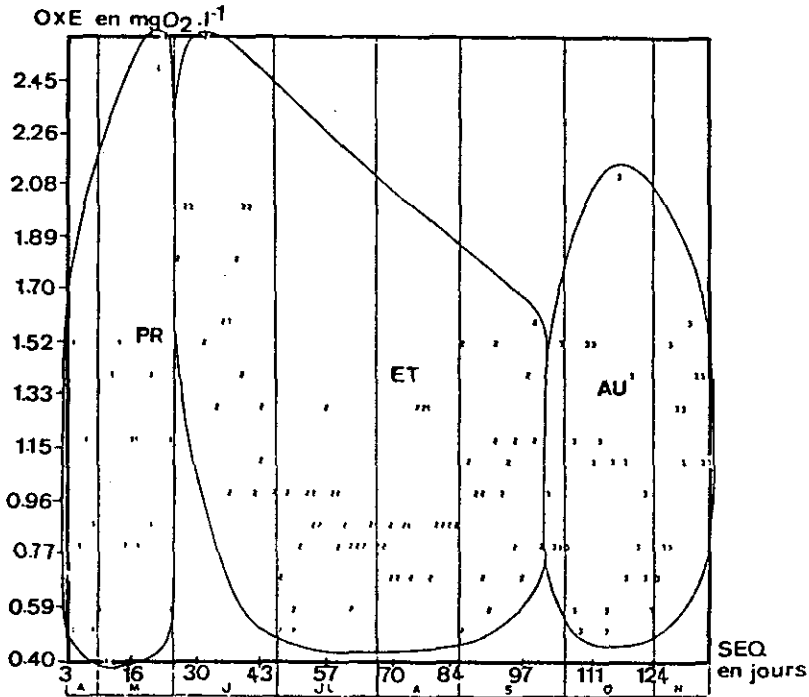


Figure 5.- Evolution de l'oxydabilité de l'eau (OXE) au cours du temps, à l'entrée du filtre à charbon.

Figure 5.- Evolution with time of the oxidizability (OXE) of the water feeding the GAC-filter.

Cette méthode d'analyse statistique multidimensionnelle descriptive permet de mettre en évidence les principaux facteurs de variation observés sur la population, appelés composantes principales, ainsi que les corrélations éventuelles entre variables et de faire apparaître des groupes d'individus (DAGNELIE, 1975 ; BERTIER et BOUROCHE, 1981). On peut ainsi constater que la première composante, attribuée à la température et au pH, explique 44 % des variations ; la deuxième est relative à l'oxydabilité et explique encore 33 % des variations ; enfin, la troisième relative au pH et à la température n'explique que 23 % de ces variations. La représentation des individus selon les composantes (1) et (3) fait alors apparaître 3 groupes d'eaux correspondant grossièrement à chacune des 3 saisons.

Afin d'affiner la partition de ces 129 individus en 3 groupes suivant ces 3 variables, nous avons eu recours à une analyse factorielle discriminante. Cette méthode d'analyse statistique multidimensionnelle tient à la fois de l'analyse canonique et de l'analyse discriminante (DAGNELIE, 1975 ; BERTIER et BOUROCHE, 1981). Elle revient à effectuer une ACP sur les centres des groupes définis *a priori* et munis de leurs poids. Elle permet ainsi de tester la validité des partitions et de choisir la meilleure possible. Enfin, elle fournit les équations des axes séparant au mieux ces groupes appelés axes discriminants. On peut ainsi remarquer

qu'en moyenne l'oxydabilité ne varie pas d'un groupe à l'autre et que les variances intraclases rapportées aux variances totales sont minimales pour (TEM) et (PHE). Les axes factoriels font donc intervenir principalement (TEM) pour le premier et (PHE) pour le second. Les distances entre groupes sont significatives, l'été étant le plus éloigné des 2 autres saisons. La représentation des individus dans ces nouveaux axes est très proche de celle obtenue précédemment. Enfin, nous avons vérifié que cette partition des individus en 3 groupes ($n_1 = 22$; $n_2 = 72$; $n_3 = 35$) était la meilleure ($U = 0,0792$ minimal).

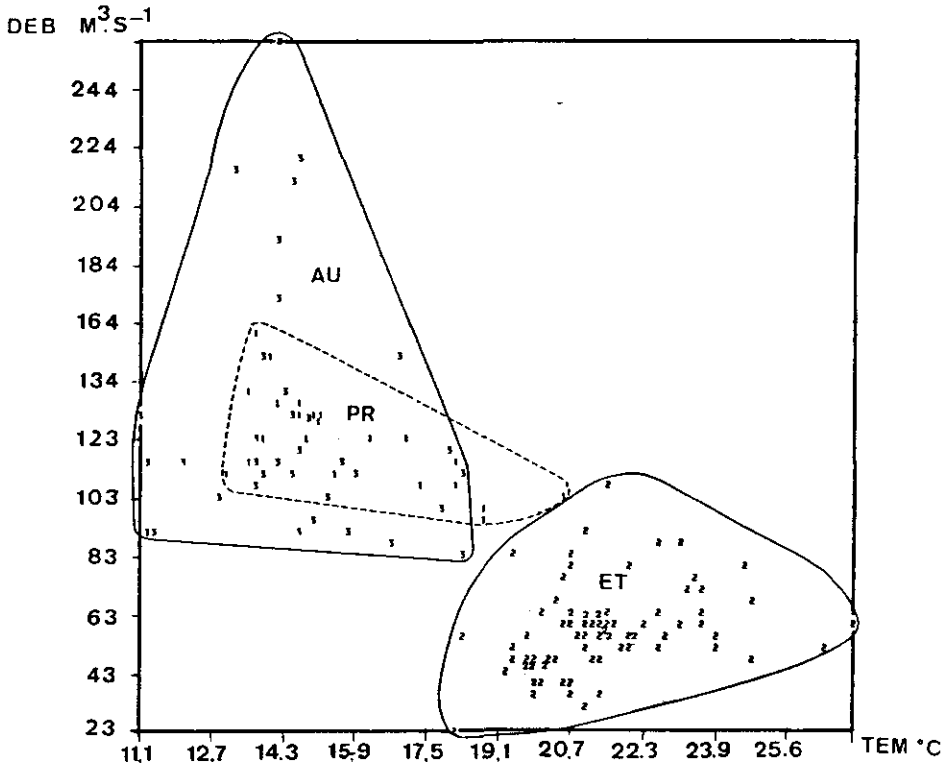


Figure 6.- Relation entre le débit de la Seine (DEB) et la température de l'eau à l'entrée du filtre (TEM).

Figure 6.- Relation between the Seine river flow-rate (DEB) and the temperature of the water supplying the GAC-filter (TEM).

Ces résultats nous ont conduits à effectuer une nouvelle analyse ne prenant en compte que ces 2 variables (TEM) et (PHE). On constate alors (figure 7) que les distances entre groupes restent significatives et que la répartition des individus suivant ces axes est très voisine de la précédente ; ceci permet de vérifier que l'on a perdu très peu d'information. Les 2 axes factoriels séparant au mieux ces 3 groupes d'eaux sont orthogonaux : ils se coupent en un point dont les coordonnées sont la température moyenne générale (18,63 °C) et le pH moyen général (7,488).

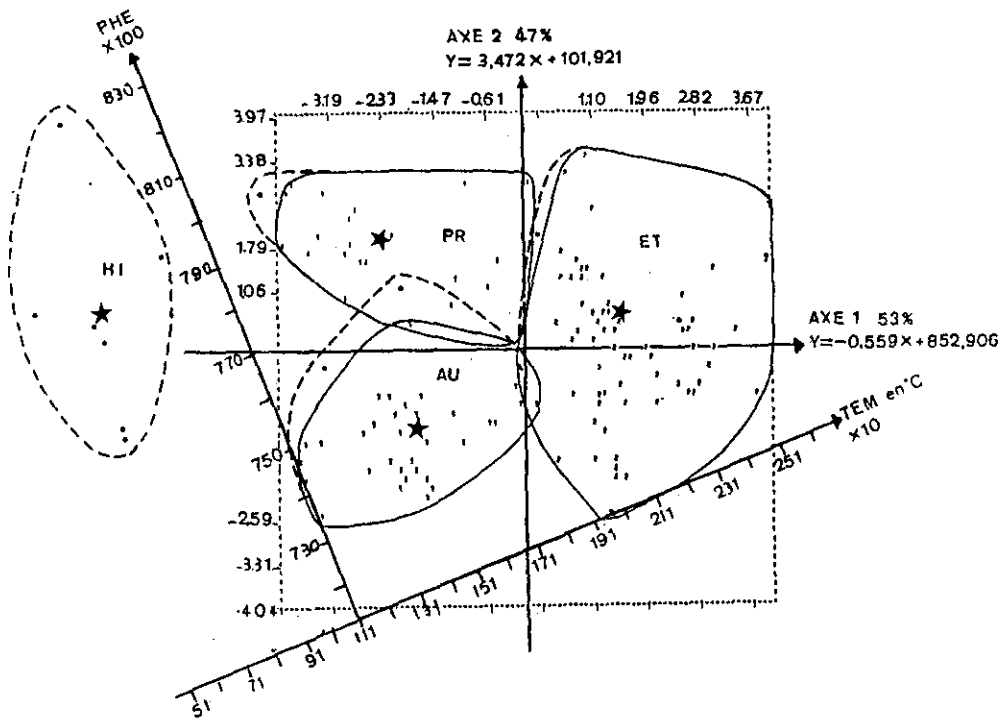


Figure 7.- Classification des eaux à l'entrée du filtre à CAG en fonction de leur température et de leur pH, à l'aide d'une analyse discriminante : représentation des moyennes des groupes (*) et des individus selon les axes discriminants. Les (.) sont des valeurs supplémentaires qui correspondent à une autre année et qui n'interviennent pas dans l'analyse.

Figure 7.- Classification of the waters supplying the CAG-filter as a function of their temperature and their pH, with the aid of a factorial discriminant analysis. The averages of the groups (*) and the individuals are represented following the discriminant axes. The (.) values correspond to an other year and they are not taken into account for the analysis.

Il est alors possible de calculer leurs équations en fonction des variables de départ (TEM) et (PHE) soit respectivement :

(1) $Y = -0,559 X + 852,906$ et (2) $Y = 3,472 X + 101,921$. L'un sépare les eaux d'été plus chaudes de celles de printemps et d'automne ; l'autre les eaux de printemps au pH plus élevé de celles d'automne. Le risque de classement erroné d'un individu appartenant au groupe (1) et classé dans le groupe (2) ou (3) est donné par la relation :

$\frac{22}{129} (P(2/1) + P(3/1))$ (DAGNELIE, 1975) soit 1,3 %. De même, le risque de classement erroné d'un individu du groupe (2) est égal à 2,4 % ; celui d'un individu du groupe (3) à 2,4 %. Le risque global est donc de 6 %.

Si l'on introduit dans cette analyse comme points supplémentaires 12 autres prélèvements effectués à l'entrée et à la sortie du même filtre mais relatifs à la période avril 83 - mai 84, nous constatons qu'ils appartiennent bien aux 3 groupes précédemment définis ; de plus, un 4ème groupe apparaît relatif aux prélèvements d'hiver, caractérisé par une température inférieure à 11 °C, se situant tout à fait à gauche sur la figure 7 et distinct des précédents.

On peut donc affirmer qu'il suffit de 2 variables, la température et le pH, pour classer des eaux en cours d'affinage. Ceci est d'autant plus intéressant que ce sont 2 paramètres faciles à mesurer sur les lieux de prélèvement. Enfin, l'oxydabilité, le seul paramètre de qualité, n'intervient pas dans cette classification.

1-4 Caractérisation des différentes classes d'eaux

Les classes sont donc pratiquement définies à l'aide de 2 variables ; l'oxydabilité très variable, a une valeur moyenne indépendante de la saison et voisine de $1,1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ (tableau 1) :

- le printemps 1982 est surtout caractérisé par une grande variabilité des paramètres, excepté du débit : le pH est de 7,817, le débit élevé ($123,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et la température basse (15,71 °C) ;
- l'été 1982 au contraire, se singularise par des valeurs de paramètres relativement constantes : la température est élevée (21,52 °C), le débit faible ($57,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et le pH faible (7,415) ; il s'oppose aux 2 autres saisons par le débit et la température ;
- enfin, à l'automne 1982 correspond une grande variabilité du débit qui reste élevé ($129,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), un pH faible (7,431) et une température faible (14,53 °C) ; il se distingue essentiellement du printemps par le pH.

Nous avons pu vérifier d'autre part, à l'aide d'ACP, que la température demeurait un facteur de variations important au niveau de la classe (1) ; les résultats concernant les 2 autres classes sont beaucoup moins nets.

Nous avons alors cherché à mettre en évidence les liaisons entre les traitements puis l'influence de ces traitements sur l'oxydabilité.

Tableau 1.- Caractéristiques climatiques et physico-chimiques des 3 classes d'eaux.
 Tableau 1.- Climatic and physico-chemical characteristics of the 3 water classes.

CLASSE		DEB	TEM	PHE	PHS	OXE	OXS	TOX		
N°	Nature	Effectif	m ³ .s ⁻¹	°C		mg O ₂ .l ⁻¹	mg O ₂ .l ⁻¹	mg O ₂ .l ⁻¹		
1	Printemps	22	min	96	13,0	7,52	7,49	0,4	0,2	- 0,9
			max	158	20,6	8,02	8,09	2,6	2,2	1,0
			\bar{x}	123,2	15,71	7,817	7,795	1,07	0,97	0,11
			σ	16,3	2,12	0,127	0,179	0,60	0,49	0,41
			CV %	13	13	2	2	56	51	372
2	Eté	72	min	23	18,2	7,12	7,19	0,5	0,3	- 0,7
			max	108	27,0	7,81	7,83	2,6	2,0	0,9
			\bar{x}	57,6	21,52	7,415	7,514	1,09	0,81	0,28
			σ	14,8	1,70	0,143	0,129	0,42	0,30	0,29
			CV %	26	8	2	2	39	37	104
3	Automne	35	min	85	11,1	7,31	7,24	0,5	0,4	- 0,7
			max	260	13,4	7,64	7,68	2,1	1,5	1,3
			\bar{x}	129,1	14,53	7,431	7,434	1,06	0,79	0,28
			σ	42,6	1,93	0,073	0,107	0,37	0,29	0,33
			CV %	33	13	1	1	35	37	118
Total		129	min	23	11,1	7,12	7,19	0,4	0,3	- 0,9
	max	260	27,0	8,02	8,09	2,6	2,2	1,3	1,3	
	\bar{x}	88,2	18,63	7,488	7,541	1,08	0,83	0,25	0,25	
	σ	42,9	3,76	0,195	0,179	0,44	0,34	0,33	0,33	
	CV %	49	20	3	2	41	41	132	132	

2 - Mise en évidence d'une politique de traitement des eaux

2-1 Variations avec la séquence

Nous avons considéré les 3 variables caractérisant la phase de clarification : (PO_3), (WAC) et (VFS) et les 4 variables relatives à la phase d'affinage (O_3F), (O_3R), (O_3B) et (DAL). Leurs variations saisonnières sont données dans le tableau 2.

Au niveau de la phase de clarification, le taux de préozonation (PO_3) varie peu avec la séquence. Par contre, le taux de flocculant ajouté (WAC), optimisé au moyen d'un Jar-Test vis-à-vis de l'élimination des matières en suspension, varie au cours des saisons : il est plus élevé en avril-mai ; ceci traduit une plus grande turbidité des eaux liée à la croissance algale. De même la vitesse de filtration sur sable (VFS) est égale à $8,5 \text{ m.h}^{-1}$ au printemps pour tomber parfois à $0,85 \text{ m.h}^{-1}$, lors du colmatage momentané du filtre, en relation avec le développement des algues ; en été, elle est de 5 ou de 8 m.h^{-1} ; en automne, elle est constante et égale à 8 m.h^{-1} .

Lors de l'étape d'affinage, le taux d'ozone fourni (O_3F) varie sensiblement avec les saisons : il est en effet optimisé vis-à-vis de l'absorbance UV à 254 nm, traduisant ainsi la variation des produits présents, quant à leur nature et/ou leur qualité. On observe 2 maximums, l'un en juin et l'autre en automne. Le taux d'ozone résiduel présente aussi un maximum en automne. Cet effet s'estompe pour le taux d'ozone résiduel dans le bac d'alimentation du filtre (O_3B). Enfin, le débit d'alimentation du filtre (DAL), réajusté journalièrement, ne varie pas avec les saisons.

2-2 Liaisons entre traitements

Le taux de flocculant ajouté (WAC) ne semble pas ici dépendre nettement du taux de préozonation (PO_3).

En revanche, il est possible de mettre en évidence des relations linéaires simples entre le taux de préozonation (PO_3) et le taux d'ozone fourni (O_3F) lors de l'interozonation ; les points se situent sur des familles de droites parallèles d'équation générale :

$$(O_3F) = 1,42 (PO_3) + 0,601 - \lambda \text{ avec } \lambda = 0,209n \text{ et } 0 \leq n \leq 5 \text{ (figure 8).}$$

Ainsi, les taux de pré- et d'inter-ozonation croissent en même temps : ceci s'explique par le fait qu'une partie des événements d'ozone de l'interozonation sont recyclés au niveau de la préozonation.

En règle générale, le taux d'ozone résiduel au sortir des colonnes (O_3R) est aussi fonction linéaire du taux d'ozone fourni (O_3F). Toutefois, la pente de cette droite varie avec les saisons, reflétant ainsi une solubilité différente de l'ozone suivant la température et une quantité et/ou une réactivité différente des composés présents (printemps : 0,414 ; été : 0,046 ; automne : 0,630).

Il en est de même des relations existant entre le taux d'ozone résiduel en sortie des colonnes (O_3R) et le taux d'ozone résiduel dans le bac d'alimentation du filtre à CAG (O_3B).

Tableau 2.- Traitements appliqués suivant les saisons.
 Tableau 2.- Seasonal variations of the treatments levels applied.

CLASSE		PO ₃	WAC	VFS	O ₃ F	O ₃ R	O ₃ C	O ₃ B	DAL
N°	Nature	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	m.h ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	l.m ⁻² .h ⁻¹
1	Printemps	min	45	0,85	0,80	0,30	0,22	0,12	5320
		max	55	8,5	1,40	0,78	0,72	0,54	6384
		\bar{x}	47,5	6,761	1,126	0,601	0,512	0,391	6334
		σ	3,4	3,281	0,217	0,130	0,158	0,104	204
2	Eté	min	30	0,80	0,93	0,40	0,22	0,30	5434
		max	50	8,00	1,90	0,88	1,23	0,67	6113
		\bar{x}	35,9	5,567	1,287	0,615	0,672	0,454	5734
		σ	5,2	1,351	0,199	0,113	0,220	0,093	117
3	Automne	min	30	5,00	1,00	0,44	0,50	0,33	5547
		max	50	5,00	1,90	1,08	1,08	0,60	6000
		\bar{x}	36,7	5,00	1,613	0,822	0,791	0,495	5721
		σ	5,6	0	0,214	0,175	0,137	0,064	86

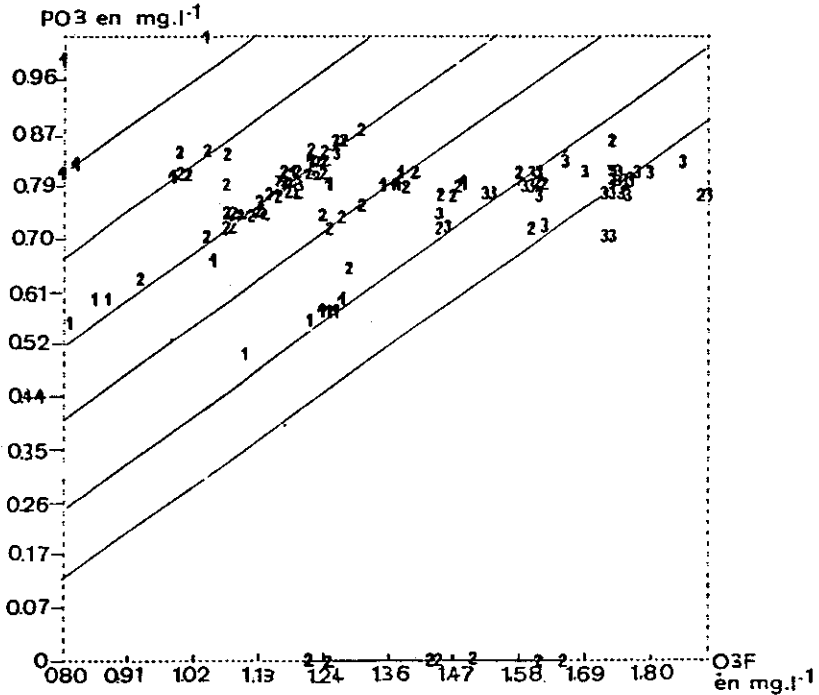


Figure 8.- Relations entre le taux d'ozone fourni pour l'affinage (O_3F) et le taux de préozonation (PO_3).

Figure 8.- Liaisons between the level of ozone applied (O_3F) and the preozonation level (PO_3).

Des ACP appliquées à chacune de ces 3 classes d'eaux ne font pas apparaître une politique précise de traitement de l'eau. On peut cependant constater :

- une absence de liaison entre le taux de flocculant et le taux de pré-ozonation,
- un certain lien entre les taux de pré- et d'inter-ozonation,
- de même qu'entre le taux d'ozone fourni lors de l'interozonation et le taux d'ozone résiduel ; cette liaison disparaît dans les eaux d'été,
- enfin, les prélèvements de printemps relatifs à une vitesse de filtration très lente ($0,8 \text{ m.h}^{-1}$) ne correspondent pas à une politique différente de traitement et n'influent pas sur les autres paramètres ; nous considérerons donc ce paramètre comme constant et égal à $8,5 \text{ m.h}^{-1}$.

3 - Modélisation de la qualité de l'eau

3-1 A l'entrée du filtre à CAG

Nous n'avons pu mesurer l'oxydabilité de l'eau de Seine non traitée correspondant à nos essais. Nous nous sommes donc contentés de relier l'oxydabilité (OXE) de l'eau alimentant le filtre aux taux de traitement et à la séquence.

L'oxydabilité de l'eau de Seine non traitée est de l'ordre de $6 \text{ mg.O}_2.\text{l}^{-1}$; elle est plus élevée au printemps lors de la poussée algale ; après floculation-décantation, filtration sur sable et ozonation, elle n'est plus que de $2 \text{ mg.O}_2.\text{l}^{-1}$.

Nous avons eu recours à des analyses de variance pour tester les effets des facteurs (WAC), (PO_3), (VFS), sur (OXE). Plusieurs modèles ont été étudiés : croisés du 1er ou du 2ème degré avec ou sans interactions.

Ces analyses montrent que le taux de WAC appliqué, ajusté par rapport à la turbidité de l'eau non traitée, est tel que l'oxydabilité de l'eau après ozonation apparaît comme relativement constante ; la vitesse de filtration (VFS) faible ou forte n'a pas d'effet sur l'oxydabilité des eaux de printemps ; au contraire, elle semble avoir un effet significatif sur celle des eaux d'été, effet qui serait plutôt à mettre en rapport avec la séquence ; enfin on remarque que l'absence de préozonation (PO_3) n'a pas d'effet sur l'oxydabilité des eaux d'été.

Nous avons alors cherché à exprimer l'oxydabilité (OXE) en fonction des variables de traitement (PO_3), (O_3F), (O_3R) et de la séquence (SEQ) à l'aide de régressions linéaires multiples. Les modèles retenus (figure 9) expliquent au mieux 30 % de la variance ; ils mettent tous en évidence un effet significatif de l'ozonation sur l'oxydabilité (OXE). De meilleurs résultats auraient sans doute été obtenus si on avait introduit dans ce modèle l'oxydabilité de l'eau de Seine non traitée.

3-2 Au sortir du filtre à CAG

Nous avons porté sur la figure 10 l'oxydabilité de l'eau filtrée sur charbon (OXS) en fonction de celle de l'eau alimentant le filtre (OXE) : ainsi, la filtration sur charbon abaisse l'oxydabilité d'au plus $0,8 \text{ mg.O}_2.\text{l}^{-1}$ et diminue sa variabilité (tableau 1) ; parfois, au contraire, elle l'accroît : c'est ce qui se passe au printemps lors du rééquilibrage du réacteur.

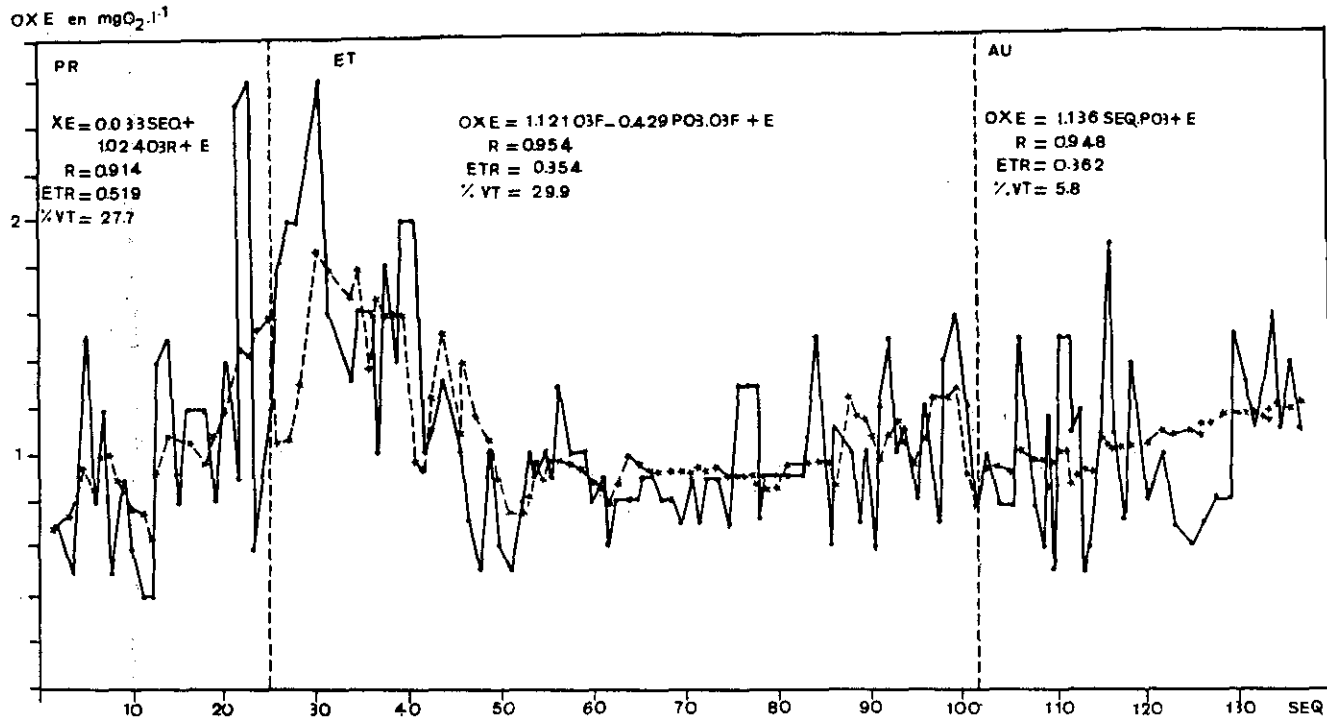


Figure 9.- Modélisation de l'oxydabilité (OXE) de l'eau à l'entrée du filtre en fonction des taux de traitements appliqués et de la séquence, avec, pour chacune des saisons, le modèle retenu, (-) : les valeurs observées, (*-) : les valeurs prédites, R : le coefficient de corrélation, E : le résidu, ETR : l'écart-type résiduel, et % VT : le pourcentage de variance expliquée par le modèle.

figure 9.- Modelling the oxidizability (OXE) of the water supplying the CAC-filter as a function of time (SEQ) and treatments applied : preozonation : (PO_3) ozonation : (O_3F), residual ozone level : (O_3R). For each season, we have given : the model chosen, (-) : the observed values, (*-) : the predicted values, R : the correlation coefficient, E : the residue, ETR : the residual standard-deviation and % VT : the percentage of variance explained by the model.

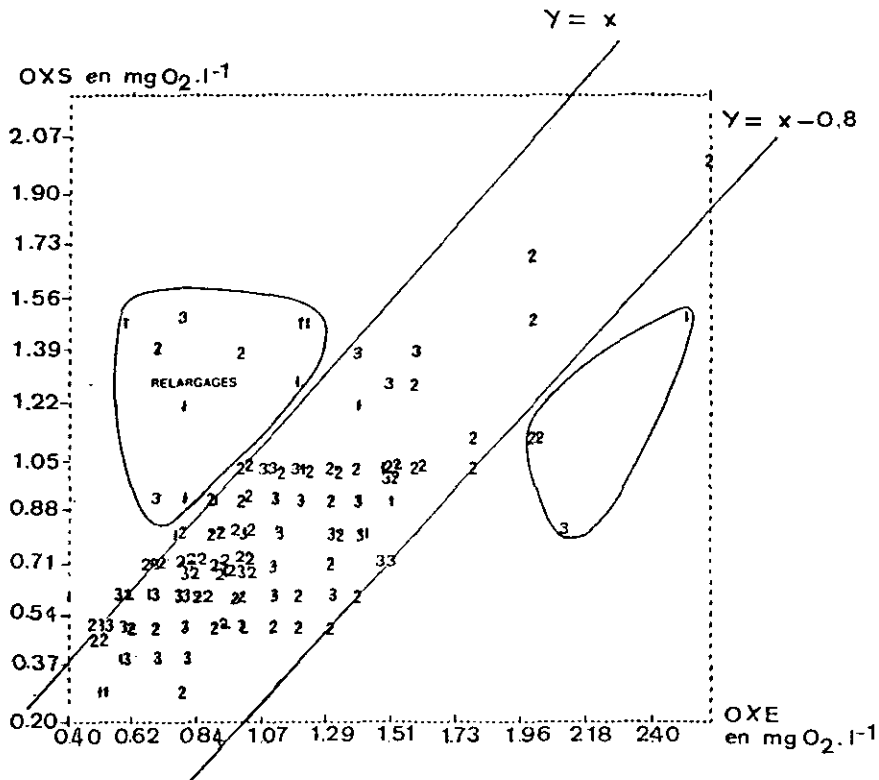


Figure 10.- Oxydabilité de l'eau filtrée sur CAG (OXS) en fonction de celle de l'eau d'alimentation du filtre (OXE).

Figure 10.- Representation of the oxidizability of the GAC-filtered water (OXS) as a function of that of the water feeding the filter (OXE).

Nous avons alors cherché à relier, pour chacune des saisons, l'oxydabilité de l'eau filtrée sur charbon (OXS) à celle de l'eau non traitée (OXE), à la température (TEM), au pH (PHE) et à la séquence (SEQ). Plusieurs modèles du 1er ou du 2ème degré avec ou sans interactions ont été testés à l'aide de régression linéaires multiples. Les 3 modèles retenus (figure 11) ne font intervenir ni la séquence ni le pH ; ils ont tous des coefficients significatifs et ne s'expriment qu'en fonction de (OXE) et (TEM) ; ils expliquent ainsi de 32 à 73 % de la variance. On constate toutefois qu'ils diffèrent d'une saison à l'autre ce qui indique un fonctionnement différent du filtre : en particulier, on peut remarquer que les performances de ce réacteur sont au printemps étroitement dépendantes de la température.

L'introduction dans ces modèles d'un autre paramètre relatif à l'activité biologique comme l'oxygène consommé durant la filtration aurait peut-être amélioré la qualité des prédictions.

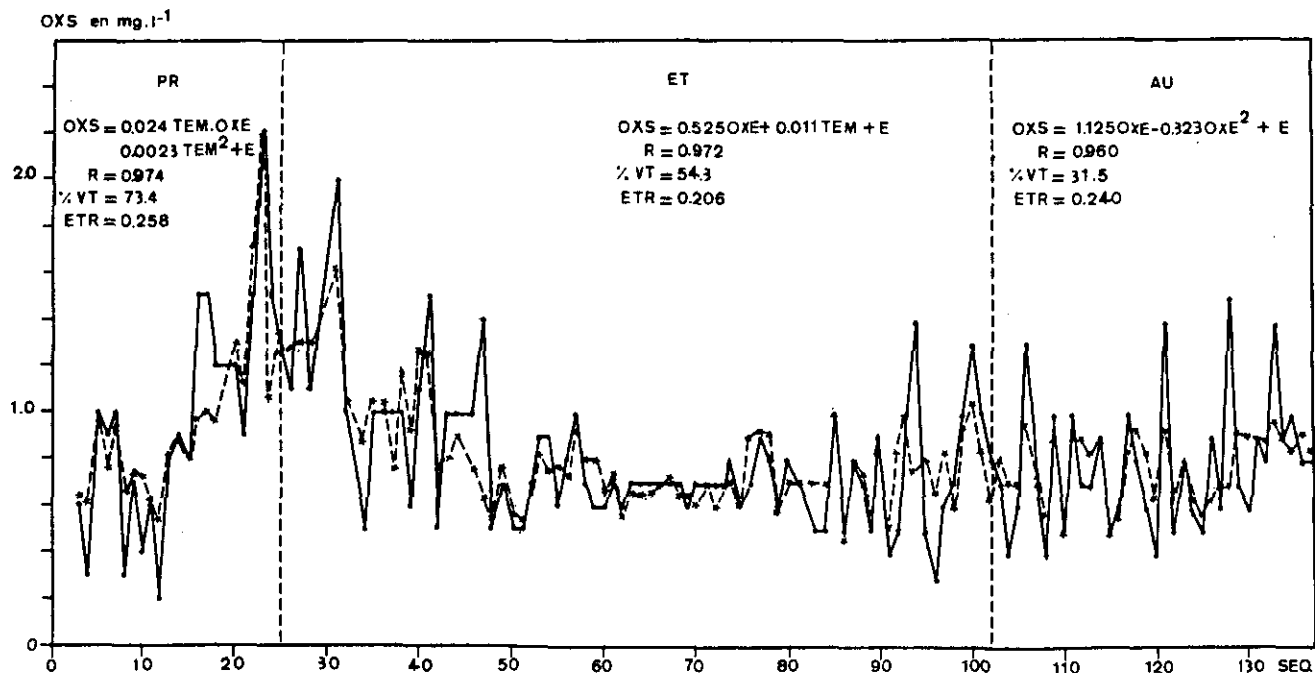


Figure 11.- Modélisation de l'oxydabilité de l'eau filtrée sur charbon (OXS) en fonction de celle de l'eau d'alimentation du filtre (OXE) et de la température (TEM), avec, pour chacune des 3 saisons : le modèle retenu, (.-) : les valeurs observées, (*-) : les valeurs prédites par le modèle, E : résidu, R : coefficient de corrélation, ETR : écart-type résiduel, et % VT : le pourcentage de variance expliqué par le modèle.

Figure 11.- Modelling the oxidizability of the CAC-filtered waters (OXS) as a function of that of the waters supplying the filter (OXE) and of temperature (TEM). For each season, we have given : the model achieved, the observed values : (.-), the predicted values : (*-), the residue : E, the correlation coefficient : R, the residual standard-deviation : ETR, the percentage of variance explicited by the model : % VT.

4 - Conditions pour lesquelles (OXS) est minimale

Pour améliorer la qualité d'une eau filtrée sur charbon dans le but de réduire les reviviscences bactériennes au niveau du réseau de distribution, il est nécessaire de minimiser son oxydabilité.

Suivant les saisons, les conditions requises sont différentes :

- au printemps, ceci n'est possible que si la température et l'oxydabilité de l'eau à l'entrée du filtre sont minimales (figures 12 et 13). C'est ce qui se passe au début du printemps ((SEQ) faible), lorsque l'oxydabilité est faible et varie peu c'est-à-dire lorsque l'on se situe dans la période précédant la poussée algale ; le taux d'ozone fourni et le taux d'ozone résiduel sont alors faibles. A l'opposé, l'augmentation des taux de flocculant et des taux d'ozonation en fin de printemps ne sont pas suffisants pour venir à bout du changement de composition de l'eau lié au développement algal ;
- en été, ceci est obtenu lorsque l'oxydabilité de l'eau d'alimentation du filtre est faible et stable c'est-à-dire en milieu d'été ; la température est alors élevée et stable ; le taux d'ozone appliqué et le taux d'ozone résiduel sont faibles ;
- enfin, en automne, ceci nécessite que l'oxydabilité de l'eau avant filtration soit faible, condition qui est réalisée en début de saison ; le taux de préozonation est alors lui-aussi faible.

Nos données ne nous ont pas permis de pousser plus loin l'interprétation.

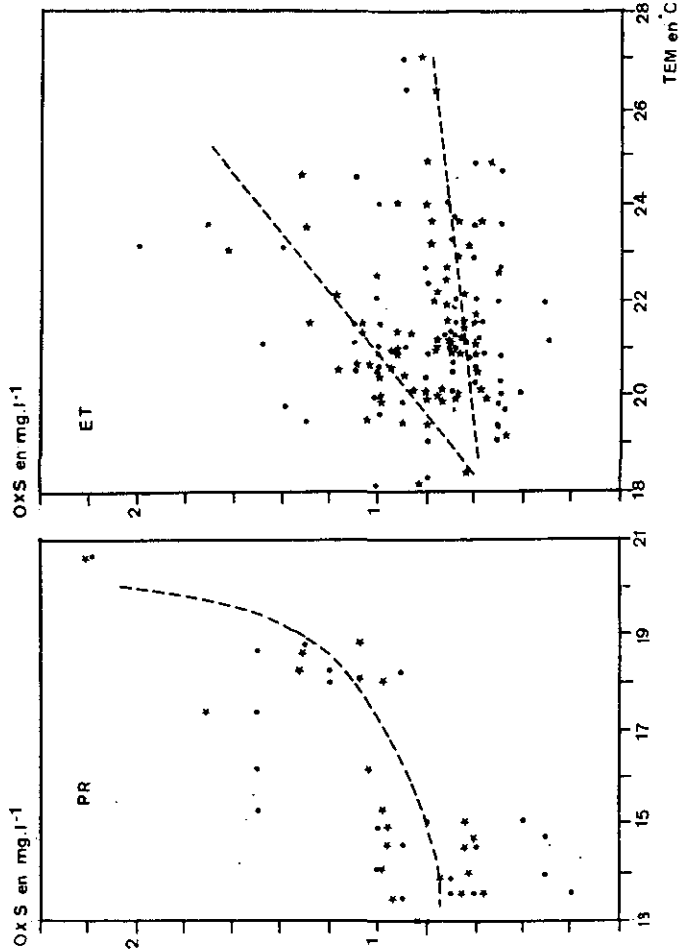


Figure 12.- Oxydabilité de l'eau filtrée sur charbon (OXS) en fonction de la température (TEM) avec, pour chacune des saisons : (.) valeurs observées et (*) valeurs prédites par le modèle.

Figure 12.- Oxidizability of the GAC-filtered waters (OXS) versus temperature (TEM). For each season, we have given: the observed values (.) and the predicted values (*).

CONCLUSION

Nous voulions expliquer la variabilité de la qualité d'une eau en cours d'affinage pour essayer d'améliorer l'efficacité de la filtration sur charbon. Les données récoltées ont ainsi été analysées au moyen de méthodes statistiques multidimensionnelles.

Des analyses en composantes principales suivies d'analyses factorielles discriminantes ont montré que 2 paramètres, la température et le pH, suffisent à classer les eaux à filtrer en 3 groupes, chacun correspondant à une saison.

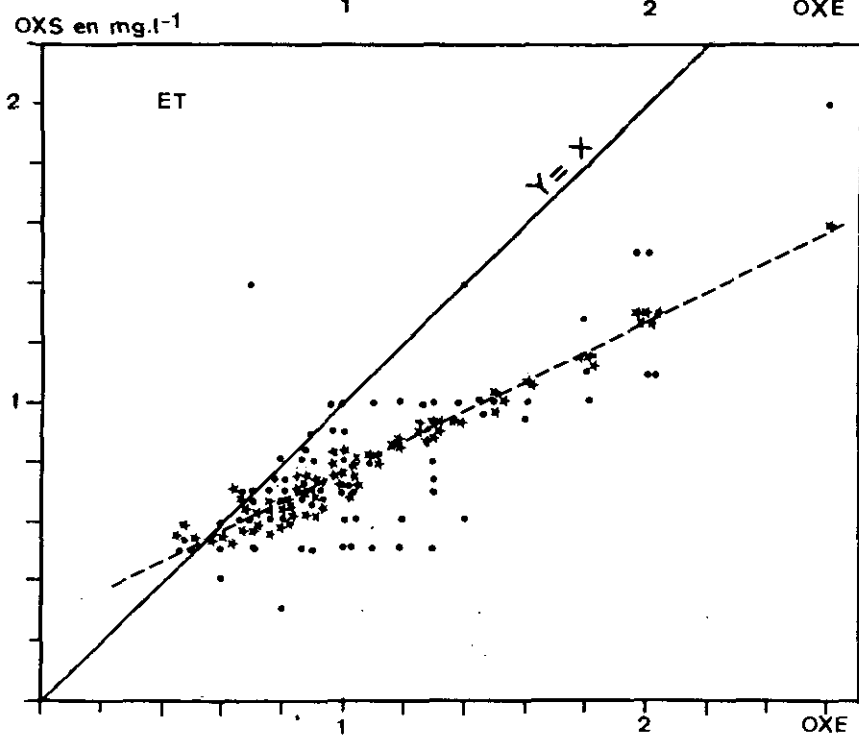
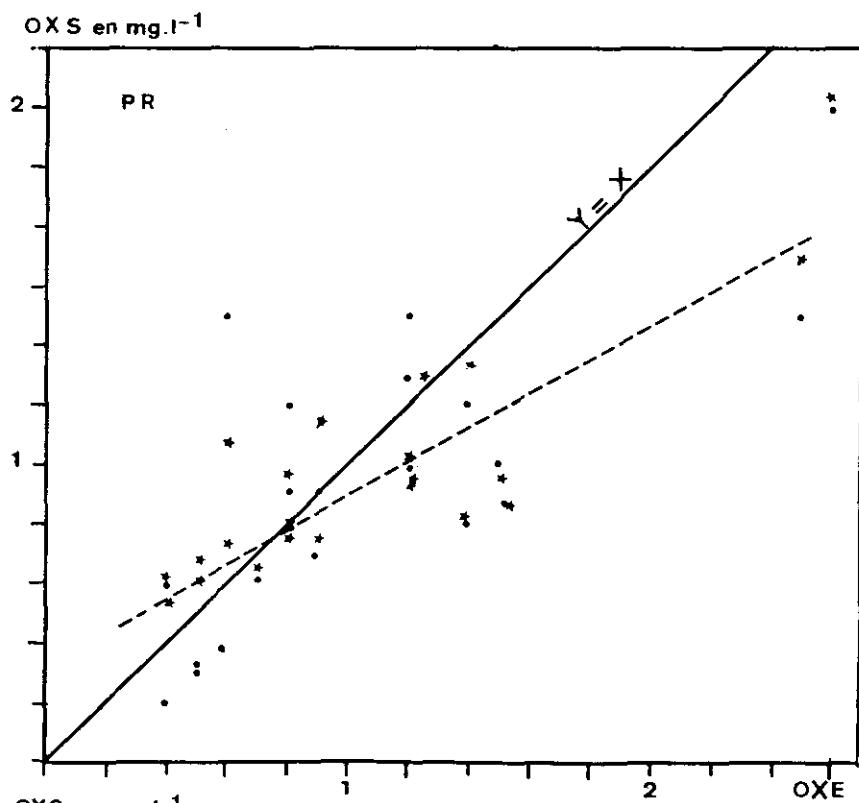
A l'entrée du filtre, l'oxydabilité de l'eau reste en moyenne indépendante de la saison ; mais sa variabilité est plus grande au printemps. Des analyses de variance suivies de régressions linéaires multiples montrent qu'elle dépend de la séquence et donc de l'évolution au cours du temps des caractéristiques de l'eau de Seine non traitée et du taux d'ozonation.

La filtration sur charbon diminue l'oxydabilité et sa variabilité. Des régressions linéaires multiples font apparaître un fonctionnement différent du réacteur suivant les saisons, lié plus ou moins fortement à la température. De plus, les performances de ce filtre sont à mettre directement en rapport avec les caractéristiques de l'influent et en particulier avec les traitements d'ozonation appliqués en amont.

La qualité d'une eau filtrée sur charbon dépend donc, outre de la matière première, du climat et des traitements appliqués. Ces traitements parviennent en particulier à abaisser son oxydabilité et à diminuer sa variabilité mais ils ne peuvent éliminer complètement l'effet du climat sur ce paramètre.

A la lumière de notre analyse statistique, il ne nous a pas été permis de déterminer des taux de traitement plus favorables.

Cette approche pourrait être cependant étendue à d'autres paramètres de qualité de l'eau comme le carbone organique dissous ou mieux le carbone organique facilement biodégradable. Elle permettrait alors de voir si les résultats obtenus vont tous dans le même sens et s'il est possible de définir les taux de traitement les mieux adaptés.



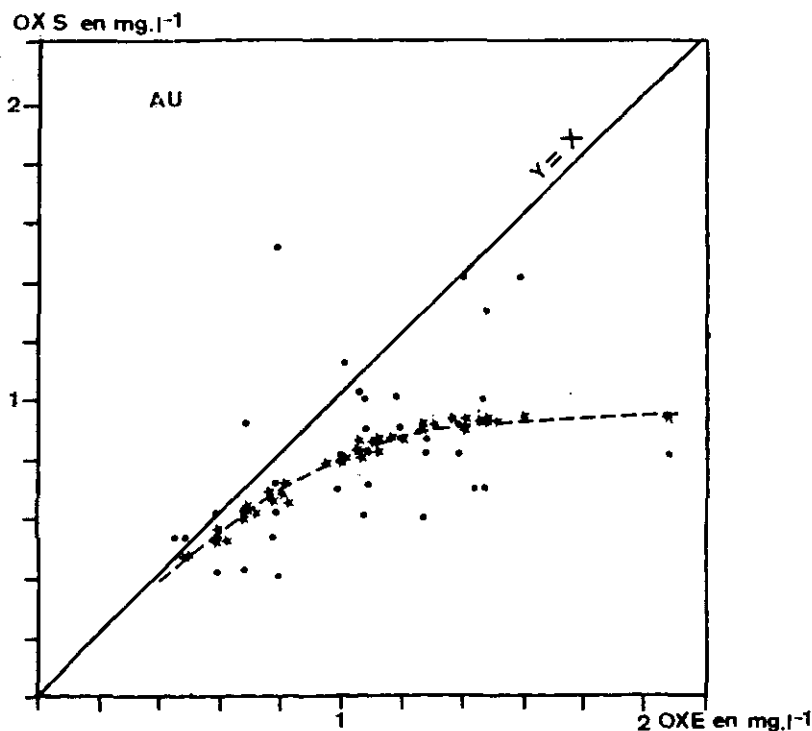


Figure 13.- Oxydabilité de l'eau filtrée sur charbon (OXS) en fonction de celle de l'eau d'alimentation du filtre (OXE) avec, pour chacune des 3 saisons, (.) : les valeurs observées et (*) : les valeurs prédites.

Figure 13.- Oxidizability of the GAC-filtered waters (OXS) versus that of the waters supplying the filter (OXE). We have given, for each season, the observed values : (.) and the predicted values : (*).

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier la Compagnie Générale des Eaux, l'Agence de Bassin Seine-Normandie et le Syndicat des communes de la banlieue parisienne qui ont financé cette étude. Ils remercient aussi Madame C. DUBY, Maître de Conférences de Mathématiques-Informatique à l'INA-PG, pour ses conseils.

 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR (1983). Le recueil des normes françaises. *Eaux, méthodes d'essais*, Paris.
- ARMSTRONG F.A. (1958). Inorganic suspended matter in sea water. *J. Marine Res.*, 17: 27-34.
- BABLON G., HOTELIER J., DAMEZ F. (1986). Mise au point d'un modèle pour contrôler le traitement de préozonation/coagulation. *Water Supply*, 4(4): 117-127.
- BENEDEK A. (1979). The effect of ozone on activated carbon adsorption: a mechanistic analysis of water treatment data. *Ozonews*, 6(1) : 1-6.
- BENEDEK A., RICHARD Y. (1980). Advances in biological treatment. *13th Congress Int. Wasser Supply Assoc.*, Paris.
- BERTIER P., BOUROCHE J.M. (1981). *Analyse des données multidimensionnelles*, 3e éd., PUF, Paris, 267 p..
- CARLSBERG G.E., MARTINSEN K. (1982). Adsorption/Complexation of organic micro-pollutants to aquatic humus. Influence of aquatic humus with time on aquatic pollutants and comparison of two analytical methods for analysing organic pollutants in humus water. *Sci. Total Environ.*, (25): 245-254.
- CASELLAS C., MATHONNET S., BABLON G., BONTOUX J. (1983). Matière organique particulaire, colloïdale et dissoute de l'eau de Seine. Impact du couplage pré-ozonation-coagulation. *Rev. fr. Sci. Eau*, 2(3): 281-296.
- CEES B., ZOETMAN J., PIET G. (1974). Cause and identification of taste and odor compounds in water. *Sci. Total Environ.*, 3: 103-115.
- CHARLES P., BERSILLON J.L., LEPRINCE A., MALLEVALE J. (1985). Prédiction des performances d'un filtre à charbon actif en fonction des paramètres saisonniers. *Techn. Sci. Munic. L'eau*, mars, 149-154.
- CHESTERIKOFF A., CHEVREUIL M., MELIERES F., ABRIEUX J., COUTE A. (1985). Evolution de la composition des matières en suspension de la Marne entre Saint-Dizier et Meaux. *Rev. fr. Sci. Eau*, 4: 51-77.
- CLOERN J.E., COLE B.E., OREMLAND R.S. (1983). Seasonal changes in the chemistry and biology of a meromictic lake. *Hydrobiologia*, 105(1): 195-206.
- DAGNELIE P. (1975). *Analyse statistique à plusieurs variables*. Presses Agronomiques de Gembloux, Gembloux (Belgique), 362 p..
- De CONSTANTIN S. (1986). Désinfection par le chlore après filtration sur charbon actif à l'usine des eaux de Choisy-le-Roi. *Eau, Ind. Nuisances*, mai, (100): 25-27.
- FIESSENGER F. (1979). Le charbon actif biologique, mythe ou réalité. *Aqua*, 2: 5-7.
- FIESSENGER F. (1981). Progrès récents dans l'utilisation du charbon actif pour le traitement des eaux potables. *Eau Ind.*, 53(3): 23-33.
- GELLER A. (1983). Degradability of dissolved organic matter compounds in culture of natural bacterial communities. *Arch. Hydrobiol.*, 98(1): 60-79.
- GOMELLA C., GUERREE H. (1980). *Traitement des eaux industrielles et privées*. Ed. Eyrolles, Dunod, Paris, 262 p..
- HAMA T., HANDA N. (1983). The seasonal variation of organic constituents in an eutrophic lake. Lake Suwa, Japan, Part II : dissolved organic matter. *Arch. Hydrobiol.*, 98(4): 443-462.
- JARRET M. (1985). *Caractérisation de la matière organique d'une eau. Mécanismes mis en jeu lors de son élimination par un traitement d'affinage*. Thèse de Doctorat ès Sciences Physiques, Université Paris VII, Paris, 106 p..
- JARRET M., CAVELIER C., DUCAUZE C. (1976). Caractérisation de la matière organique dissoute présente dans les eaux en cours d'affinage : influence des traitements appliqués et du climat. *Water Res.*, 20(2): 1477-1488.
- L'HOPITALAULT J.Cl., POMMERY J. (1982). Le pouvoir complexant des différentes fractions des matières humiques vis-à-vis des pesticides et des métaux. *Rev. fr. Sci. Eau*, 1(1): 85-93.
- Mac CREARY J., SNOEYINK V. (1977). Granular activated carbon in water treatment. *J. Am. Water Works Assoc.*, 69(8): 437-444.
- MEYBECK M. (1985). Variabilité dans le temps de la composition chimique des rivières et de leurs transports en solution. *Rev. fr. Sci. Eau*, 4: 93-121.
- OCHIAI M., HANYA T. (1980). Change in monosaccharide composition in the course of decomposition of dissolved carbohydrates in lake water. *Arch. Hydrobiol.*, 90(3): 257-264.
- OGURA N. (1970). On the presence of 0.1 - 0.5 μ dissolved organic matter in sea-water. *Limnol. Oceanogr.*, 15: 476-479.

- PEEL R., BENEDEK A. (1983). Epuration of organic matter by adsorption on GAC. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 55(9): 1168-1173.
- REUTER J.H., PERDUE E.M. (1977). Importance of heavy metal organic matter interactions in natural waters. *Geochim. Cosm. chim. Acta*, 41: 325-336.
- RICHARD Y. (1978). Ozone et applications. *2ème Séminaire du GRUTTEE*, 28-29 nov.
- RICHARD Y., FIESSINGER F. (1977). Emploi complémentaire des traitements ozone et charbon actif. *3ème Congrès IOI*, Paris.
- SAUNIER B.M., SELLECK R.E., TRUSSEL R.R. (1982). Preozonation as a coagulant aid in drinking water treatment. *Proceedings on annual AWWA Conference*, Miami, 16-20 may, 1091-1117.
- SETUDE (1976). Recherche des substances organiques susceptibles de provoquer des pointes de micropollution organique dans les eaux de la Seine, de l'Oise et de la Marne, rapport E75-37 n°3, Paris, oct.
- SHELDON L., HITES R. (1978). Organic compounds in the Delaware river. *Environ. Sci. Technol.*, 12: 1182-1194.
- SONDERGAARD M., SCHIERUP H.H. (1982). DOC during a spring diatom bloom in lake Mosso, Denmark. *Water Res.*, 16(6): 815-821.
- SONTHEIMER H. (1976). Neue Technologien und Trinkwasser Qualität. *Gwf Wasser/Abwasser*, 117(12): 51-55.
- SUFFET C. (1980). An evaluation of activated carbon for drinking water treatment: a National Academy of Science Report. *J. Am. Water Works Assoc.*, 72(1): 41-50.
- SWEET M., PERDUE E. (1982). Concentration and speciation of dissolved sugars in river water. *Environ., Sci. Technol.*, 16(10): 692-698.
- TIPPING E., WOOF C. (1983). Seasonal variations in the concentration of humic substances in a soft water lake. *Limnol. Oceanogr.*, 28(1): 168-172.
- Van STEENDEREN R.A., Van ROSSUM P.G. (1985). Seasonal influence on the DOC-UV relationship in water. *Water SA*, 11(2): 57-60.