



Web site : www.ozomax.com

Tel: 450- 378-6825 Tel: 450-777-0264

Rapport présenté par : Laboratoire Humeau Distributeur de OZOMAX inc.

Étude sur le traitement de lexiviat

I. INTRODUCTION

I.A Généralités

L'ozone, de formule chimique O_3 , est parmi les oxydants l'un des plus puissants, puisque seul le fluor présente un potentiel d'oxydation supérieur.

Selon les conditions d'utilisation, l'action de l'ozone est multiple :

- transformation de composés organiques difficilement dégradables en substrats plus faciles à décomposer,
- oxydation totale de composés organiques et inorganiques,
- décoloration par action oxydante et attaque préférentielle des molécules colorantes au niveau de leurs doubles liaisons,
- réduction ou élimination des goûts et des odeurs, par oxydation de l' H_2S et des sulfures organiques en particulier,
- amélioration de la clarification,
- maintien de la propreté générale des installations de traitement, lutte contre la prolifération des micro-organismes,
- puissant effet désinfectant, même à dose relativement faible.

Ainsi, par rapport au chlore et à ses dérivés, l'ozone évite la formation de chloramines, de chlorophénols ou de THM (Trihalométhanes), mais également de chlorites, chlorates...

Gaz instable qui se décompose rapidement, il convient toutefois de le produire immédiatement avant son utilisation.

Caractérisé ainsi par sa courte durée de vie, limitée à quelques minutes dans l'eau et à quelques heures dans l'air, O_3 est considéré comme un agent oxydant peu dangereux, malgré sa toxicité reconnue.

Pour l'application concernée ici, l'ozone sera synthétisé par le biais d'une décharge électrique dans une atmosphère contenant de l'air enrichi en oxygène (procédé PSA).

En pratique, la quantité nécessaire d'ozone pour assurer un traitement doit être optimisée et peut être réduite de différentes manières :

- élimination des MES avant oxydation : nécessité d'une étape préliminaire de filtration. Ceci permet d'estimer au mieux la DCO résiduelle et dissoute.

- mise en œuvre d'un ou plusieurs procédés de co-traitement, qui permet(tent) d'accélérer les cinétiques ou les rendements des réactions chimiques (techniques d'oxydation avancées, AOP en anglais).

Ce dernier point se révèle très important lors d'une approche technico-économique.

En effet, puisque le pouvoir oxydant de l'ozone est plus fort en présence d'autres oxydants, d'un rayonnement UV ou de catalyseurs, ces procédés permettent :

- une oxydation accrue de la matière organique et , en conséquence, une élimination plus poussée de la DCO et de la couleur résiduelle pour un taux de traitement en ozone identique ; et/ou
- de limiter la quantité d'ozone à injecter pour obtenir un résultat donné, ce qui revient à minimiser à la fois les frais d'investissement, mais aussi les coûts de fonctionnement de la future unité de traitement.

Pour le rejet des lixiviats du CET dans le milieu naturel, nous rappelons en particulier que le résultat attendu pour la DCO doit être inférieur à 300 mg/l. Notre but est donc de proposer un système qui permet d'aboutir à ce résultat, tout en limitant les consommations énergétiques qui lui sont propres.

I.B Matériels pilotes

D'une manière générale, il est fortement recommandé d'entreprendre l'étude d'un traitement d'eau résiduaire à l'ozone par la réalisation d'un essai pilote, après avoir pris connaissance des principaux paramètres de l'effluent considéré (pH, MES, DCO).

Cette démarche a d'ailleurs été entreprise dès la rédaction du Contrat de Travaux et du Cahier des Charges du présent dossier, puisque il y est mentionné que :

« [] *la solution de base comprend des essais pilotes d'oxydation à l'ozone afin de déterminer les performances du procédé sur l'effluent* » (Fascicule Programme Technique, p 5/19).

En effet, l'intérêt de la campagne est de parfaire la connaissance de l'effluent et de dimensionner l'installation définitive sur des bases plus solides.

Le traitement à l'ozone envisagé sera alors tout à fait adapté au projet, sous réserve des hypothèses suivantes :

- élimination des MES avant oxydation : nécessité d'une étape préliminaire de filtration
- estimation de la DCO résiduelle et dissoute en amont du système d'oxydation
- validation de l'efficacité du traitement oxydant
- dimensionnement adéquat de l'ensemble de l'installation

La photographie ci dessous illustre le principe de fonctionnement des essais pilotes qui ont été effectués sur le site.

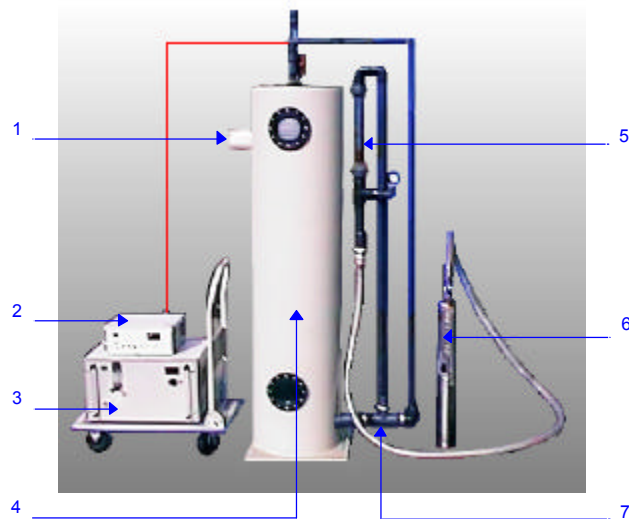


Schéma de l'unité pilote d'ozonation

1	Sortie de l'eau traitée *
2	Contrôleur de production d'ozone
3	Générateur d'ozone (production < 15 g/h)
4	cuve de contact - Capacité = 30 litres
5	Contrôle du débit de l'eau
6	Pompe d'alimentation en eau brute - débit < 2 m ³ /h *
7	Hydro-éjecteur eau brute + O ₃

* pour les essais considérés, nous avons travaillé en circuit fermé. La pompe d'alimentation utilisée (6) n'était pas une pompe immergée comme le montre la figure ci dessus, mais une pompe monobloc centrifuge, l'aspiration de cette dernière étant connectée à la sortie eau traitée (1).

II. CONDITIONS d'ESSAIS - RESULTATS

II.A Essai n°1

II.A.1 Conditions expérimentales

Il concerne le traitement de l'eau du Bassin de Décantation n° 2 du CET n° 1. (stockage de déchets industriels principalement).

Date : Mardi 29 mai 2001, matin

Eau : fournie par le client, issue BD n° 2 CET n° 1
 Volume : 20 l.
 DCO attendue : env. 700 mg/l
 DCO mesurée : 650 mg/l
 pH initial : 8.6
 T° initiale : 23 °C
 Débit eau : 700 l/h - 2 bars

Gaz : O₂ pur (bouteille)
 Débit : 150 à 175 l/h
 Concentration O₃ : 65 à 79 g/m³

Contrôles - Ozoniseur 15 gr/hr

- Ozone dans l'air
- pH : pH-mètre BACTO Scan 2
- T° : Thermomètre Quick NOVO
- DCO : kit de réactifs MACHEREY & NAGEL *Nanocolor*[®] DCO 1500 et DCO 300 photomètre MACHEREY & NAGEL *Nanocolor*[®] 300 D

Commentaires préliminaires :

- L'eau brute a une couleur gris-noir, avec présence de particules sableuses et de débris végétaux. Odeur moyennement prononcée.
- La filtration initiale (pré-filtre à tamis + filtre tissu PP 5 µm) met en évidence les particules en suspension mentionnées ci dessus.

- La valeur de la DCO initiale - 650 mg/l - est tout à fait comparable avec les valeurs annoncées par le client :
 - valeur moyenne 99 sortie lagune : 624 mg/l
 - valeur maxi considérée : 702 mg/l

II.A.2 Résultats et interprétations

L'ensemble des résultats obtenus est présenté sur le feuillet joint (N° 0175-01) :

- **Graphe 1** : évolution de la DCO en fonction du temps
- **Graphe 2** : évolution du pH lors du traitement
- **Graphe 3** : Bilan matière (ozone) en fonction du temps

Graphe 1

Le Graphe 1 montre clairement la chute progressive de la DCO de l'eau traitée, avec atteinte de l'objectif (< 300 mg/l) au bout de 1h et 15 min. de temps de contact.

Au delà de ce temps, la dégradation se poursuit à un rythme moins important par rapport au début de l'expérience (-120 mg/l/h contre - 280 mg/l/h).

Ce résultat est couramment observé pour ce genre d'essais, puisque la demande en ozone est maximale au début de l'expérience.

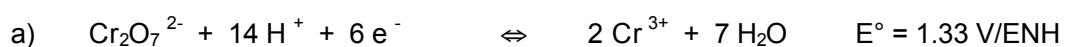
⇒ Conclusions partielles

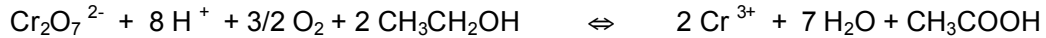
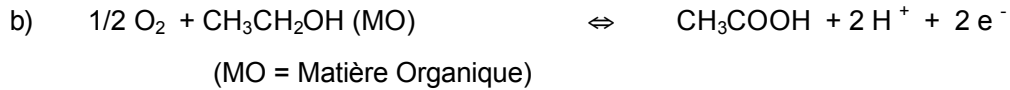
1. Le traitement à l'ozone est tout à fait adapté au résultat escompté.
2. Le temps de contact mesuré est proche de celui que nous avons proposé pour l'unité finale de traitement (volume cuve de contact (1 500 l) / débit horaire moyen (1 250 l/h) = 1 h et 12 min.)

Remarques

- ◆ La méthode de mesure de la DCO se fait par détermination photométrique de la concentration en chrome ^{III} après une oxydation de 2 heures à l'aide du dichromate de potassium, de l'acide sulfurique et du sulfate d'argent à 148 °C.

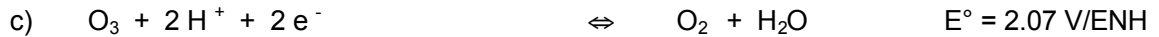
Les 2 demi-équations considérées sont alors (pour l'oxydation de l'éthanol) :





Ce qui se traduit par une valeur d'autant plus élevée en DCO que la quantité de Cr^{III} mesurée est importante.

Or, en milieu acide, il convient de considérer également la demi équation :



Dans ce cas, une réaction parasite peut être la réaction de l'ozone sur le Cr^{III} , suivant :



Dans ce cas, la quantité de Cr^{III} baissant, cela correspondrait à une faible consommation de dichromate, soit une faible DCO.

Ainsi, en toute rigueur, il faudrait déterminer au préalable la quantité d'ozone résiduelle dissout dans chaque échantillon d'eau prélevé, afin de pouvoir estimer le degré de participation de l'équation parasite mentionnée.

Toutefois, nous avons choisi de négliger celui ci pour les raisons suivantes :

- l'équation b) indique l'oxydation de la MO par O_2 ; ce processus peut également utiliser l'ozone dissout pour aboutir à un résultat analogue.
- les conditions du test analytique - chauffage à $148 \text{ }^\circ\text{C}$ - ne favorisent pas la présence d'ozone dans l'eau.
- enfin, au regard des faibles valeurs d'ozone résiduelles dans l'air au dessus de la solution liquide (pendant la première heure), et d'après la loi de Henry, la quantité d'ozone libre résiduelle dans l'eau doit être négligeable.

- ◆ La température de l'eau entre le début et la fin de l'essai a varié de $+ 23 \text{ }^\circ\text{C}$ à $+ 33 \text{ }^\circ\text{C}$ (confinement dans une cuve en PE noir exposée au soleil + échauffements dus au pompage et aux processus chimiques). Cette augmentation a été négligée dans le suivi analytique, puisqu'elle n'est sans commune mesure comparable à l'élévation subie lors du test de réaction.

Graphe 2

Ce graphe montre que le pH de l'eau traitée chute de la valeur initiale $8.6 (\pm 0.1)$ à une valeur qui se stabilise à $7.1 (\pm 0.1)$ après 1h de traitement, période qui correspond approximativement à la demande maximale en ozone.

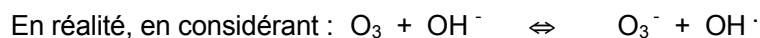
⇒ Conclusions partielles

1. Le pH final de l'effluent se situe au milieu de l'intervalle autorisé, entre 5.5 et 8.5, ce qui autorise une marge de sécurité confortable.

S'il est difficile de justifier la valeur exacte du pH en fin de traitement, la chute semble correspondre typiquement à la formation de produits organiques oxydés, tels que des acides carboxyliques.

D'autre part, le mode d'action de l'ozone est différent suivant le pH du milieu :

- à pH < 7, l'ozone réagit directement sous sa forme moléculaire O₃, par le biais de réactions sélectives et parfois assez lentes.
- A pH > 8, avec un optimum compris entre 8 et 10 pour la plupart des molécules organiques, la molécule O₃ se décompose rapidement en radicaux libres hydroxylés HO· et HO₂· qui sont des produits bien plus réactifs et bien moins sélectifs vis à vis de la pollution.



on comprend bien que si le pH est alcalin, on favorise la dissociation et la dissolution de l'ozone par déplacement de l'équilibre ci dessus. La résultante directe est l'abaissement du pH par disparition des ions hydroxydes.

Ces phénomènes peuvent d'ailleurs aussi être corrélés et expliquer les différences de vitesses obtenues dans le temps au niveau du graphe 1, par modification du degré d'acidité du milieu.

2. Le résultat observé semble démontrer l'inutilité d'une éventuelle installation de correction de pH en bout de chaîne, soit une économie d'environ 90 kF sur l'investissement du dispositif de traitement final.

Remarque

Nous avons signalé l'augmentation de température de l'eau au cours de l'expérience : + 10 °C en 2 h.

Le pH-mètre utilisé possédant une fonction interne d'autocorrection de température, les valeurs annoncées sont celles qui tiennent compte de cet ajustement.

D'autre part, le fabricant indique une erreur de mesure égale à 0.003 unité pH/°C pour des pH voisins de 7 ; soit une correction évaluée à 0.03 pour un écart de 10 °C.

Graphe 3

Ce graphe tente de dresser le bilan massique global en ozone au cours de l'essai réalisé.

Il comprend une part de courbes expérimentales (quantité d'ozone injectée, quantité d'ozone résiduaire mesurée) et une courbe théorique (estimation de l'ozone consommée, via la détermination de la DCO).

Dès lors, son extrapolation ne sera pas absolue, mais elle permettra d'illustrer et de justifier tel ou tel choix technique qui sera proposé.

L'ensemble des courbes montre en particulier :

- que la quantité d'ozone injectée est quasiment constante dans le temps, soit en moyenne 12 g O₃/h. Ceci est en étroite relation avec la bonne qualité des éléments internes du générateur d'ozone et de la source du gaz vecteur.
Compte tenu du débit moyen d'oxygène apporté, on calcule une teneur massique moyenne en ozone dans le gaz égale à 5.2 %, valeur proche de la gamme attendue pour ce genre de générateur.

- que la quantité d'ozone résiduelle dans l'air surmontant la solution liquide est quasi nulle lorsque la demande en oxydant est importante (première heure) et qu'elle augmente de manière significative quand celle-ci est moins forte.
- que la quantité d'ozone consommée apparente suit une progression linéaire au cours de la période de forte demande, avant de tendre vers une asymptote (dont la valeur n'a pas été déterminée, la qualité de l'effluent ayant déjà été atteinte).
La courbe correspondante a été obtenue par corrélation avec les valeurs mesurées de DCO.

⇒ **Conclusions partielles**

Il serait hasardeux de calculer avec précision les " pertes " en ozone, en considérant par exemple la différence entre la quantité de matière introduite et les quantités mesurées ou consommées.

En effet, s'il est vrai que ces pertes existent réellement (dégazage, décomposition spontanée ou assistée de O₃, variation de température), on ne peut les quantifier de manière exacte, car la quantité d'ozone réellement utilisée par l'échantillon d'eau ne peut être abordée qu'à partir d'une connaissance précise de tous les polluants présents, tant qualitativement que quantitativement.

Par ailleurs, l'action de l'ozone sur la matière se fait de 3 manières différentes :

- a) par ozonolyse, c'est à dire par cracking de grosses molécules, via des ozonides, qui conduisent à la formation de composés carbonylés et de peroxydes ; c'est le cas typique de ruptures de doubles liaisons C=C conjuguées, dont le grand nombre est d'ailleurs à l'origine de la couleur des produits dissous.
- b) par oxydation directe d'autres molécules organiques ou inorganiques
- c) par catalyse de l'oxygène dissous qui l'accompagne

Rappelons en outre que tous ces modes d'action se font, soit par ozonation directe, soit par le biais de radicaux libres. Ces derniers peuvent en particulier donner lieu à plusieurs types de réactions en chaîne : addition, transfert d'électrons, déshydrogénation, terminaison et formation correspondantes de peroxydes ou de substances inertes.

Ainsi, il est difficile a priori de quantifier le rendement absolu d'une molécule d'ozone injectée. En revanche, il est intéressant d'évaluer le bénéfice apporté par le choix d'un système du type AOP, par rapport à une technique conventionnelle d'injection d'ozone seule.

En effet, le résultat obtenu pour cet essai n° 1 permet de calculer la quantité d'ozone théorique qu'il faudrait utiliser pour atteindre le résultat escompté (DCO).

DCO < 300 mg/l pour t ≥ 1h15, soit 15.2 g O₃ injectés

En 1 h. et pour 20 l. d'eau brute , cela correspond à 12.2 g, soit par extrapolation :

En 1 h. et pour 1 250 l d'eau brute, un apport nécessaire en O₃ égal à 760 g/h.

Dans le préambule, nous indiquions que les procédés d'oxydation avancée (AOP) sont plus puissants que ceux qui utilisent simplement l'ozone de manière isolée, notamment en raison

des réactions radicalaires qu'ils mettent en jeu. Pour un résultat et un temps de contact donnés, ils permettent de limiter la quantité d'ozone à injecter, et donc les consommations électriques nécessaires à leur fonctionnement.

Ainsi, le dispositif que nous vous avons proposé lors de la remise d'offre se caractérise par la présence conjointe d'ozone et de produits de co-oxydation : catalyseurs et rayonnement UV. L'efficacité de cette combinaison permet de réduire la quantité d'ozone à injecter ; dans le cas présent, la production passerait de près de 800 g/h à 200 g/h, soit un gain énergétique presque divisé par 4.

Si l'on reporte sur le graphique la quantité d'ozone injectée qui serait assurée par l'AOP, on constate que la quantité d'ozone apparemment consommée (via l'oxygène fixé) lui serait supérieure. Ce phénomène illustre véritablement l'ensemble des réactions chimiques pour lesquelles la molécule d'ozone est indirectement impliquée, majoritairement par le biais des processus radicalaires d'oxydations en chaîne.

II.B Essai n°2

II.B.1 Conditions expérimentales

Cet essai concerne le traitement d'un mélange d'eau du Bassin de Décantation n° 2 du CET n° 1 et d'eau de la Lagune non aérée du CET n° 3.

A noter que ce dernier est destiné principalement au stockage de déchets urbains.

Date : Mardi 29 mai 2001, après midi

Eau : fournie par le client, issue BD n° 2 CET n° 1 + Lagune CET n° 3
Volume : 10 + 10 = 20 l.
DCO attendue : entre 1 000 et 1 600 mg/l
DCO mesurée : 1 170 mg/l
pH initial : 7.9
T° initiale : 27.4 °C
Débit eau : 450 l/h - 1 bar

Gaz : O₂ pur (bouteille)
Débit : 175 l/h
Concentration O₃ : 58 à 69 g/m³

Contrôles - comme ci-haut

Commentaires préliminaires :

- L'eau brute présente une couleur noire bien plus marquée que l'échantillon précédent, avec une odeur désagréable beaucoup plus forte.
- La filtration initiale (pré-filtre à tamis + filtre tissu PP 5 µm) met en évidence des particules en suspension (sables et corps organiques).
- La valeur de la DCO initiale - 1 170 mg/l - est comprise dans le domaine que l'on peut calculer suite aux indications du client :
 - valeur maxi considérée CET n° 1 : env. 702 mg/l
 - analyses ponctuelles CET n° 3 : 1 400 mg/l à 2 620 mg/l

II.B.2 Résultats et interprétation

L'ensemble des résultats obtenus est présenté sur le feuillet joint (N° 0176-01) :

- **Graphe 1** : évolution de la DCO en fonction du temps
- **Graphe 2** : évolution du pH lors du traitement
- **Graphe 3** : Bilan matière (ozone) en fonction du temps

Graphe 1

Le Graphe 1 montre l'évolution de la DCO de l'eau traitée tout au long de l'essai. Celle-ci augmente et diminue à deux reprises, à des vitesses très différentes les unes des autres, avec atteinte de l'objectif (< 300 mg/l) au bout de 3h et 50 min. de temps de contact.

Au delà de ce temps, la dégradation semble se poursuivre à un rythme modéré.

L'allure particulière de la courbe peut s'expliquer par la nature de l'effluent considéré.

⇒ Conclusions partielles

Remarques

Mêmes commentaires concernant les éventuelles imprécisions de mesures de DCO et de température.

1. Le traitement à l'ozone est tout à fait adapté au résultat escompté
2. Le temps de contact mesuré semble supérieur à celui que nous avons proposé pour l'unité finale de traitement, mais cela s'explique par la qualité de l'eau synthétisée.

En effet, l'eau brute a été préparée à partir de deux échantillons très différents :

- d'une part, un volume d'eau ayant subi une aération prolongée au sein d'une lagune (CET n° 1) et prélevé à partir de lixiviats de déchets industriels principalement.
- d'autre part, un volume d'eau n'ayant subi aucune aération (CET n° 3) et prélevé à partir de lixiviats de déchets urbains principalement.

Dans ce dernier cas, il en résulte a priori une demande en oxygène plus importante, ce que semble confirmer la valeur élevée de la DCO.

Par ailleurs, la nette augmentation de la DCO au début de l'essai - passage de 1 170 à 1 325 mg/l pendant la première ½ heure - illustre le rôle de l'ozone qui consiste dans un premier temps à casser des molécules, entraînant une augmentation de la proportion de carbone organique dissous, soit par voie de conséquence une élévation de la DCO.

Ce phénomène n'a pas été observé pour l'essai n° 1, puisque celui-ci concernait une eau pleinement aérée, donc contenant déjà une bonne part de molécules dégradées.

Dans un second temps on observe une chute de la DCO, qui peut correspondre à l'oxydation plus poussée des espèces intermédiaires préalablement formées. Qualitativement, ce phénomène s'observe par une nette décoloration de l'eau traitée.

Toutefois, le rythme de la fixation d'oxygène est rompu par une nouvelle augmentation (de plus faible envergure) de la DCO à partir de $t = + 1h$.

Ce nouveau constat peut s'expliquer de la manière suivante : si le précédent pic semble lié à la première demande en oxygène qui correspond à la destruction des composés carbonés complexes, celui-ci peut être associé à la minéralisation des autres composés, en particulier ceux qui contiennent de l'azote (protéines) se transformant en nitrites, puis en nitrates.

La différence d'amplitude entre les deux élévations de DCO peut être due à la proportion des phénomènes d'oxydation qui leur donnent naissance, mais aussi au fait qu'après la première

demande, la quantité de molécules que l'ozone doit dégrader est maximale. La vitesse élevée de chute de DCO atténuera et compensera donc toute nouvelle apparition d'espèces chimiques, ce qui peut s'apparenter à la formation du pallier d'équilibre que l'on visualise entre $t = 1$ h et $t = 2$ h.

Enfin, il est évident d'observer une nouvelle phase à partir de $t = 2$ h qui autorise l'ozone à poursuivre son rôle de dégradation poussée et dont l'allure s'apparente beaucoup à celle qui a été observée pour l'essai n° 1.

La différence principale à relever est la valeur respective des vitesses de consommation d'oxygène : elle est pratiquement doublée par rapport à l'essai n° 1 :

<u>Essai 1</u>	<u>Essai 2</u>
- 280 mg//h entre $t = 0$ et $t = 1$ h,	- 600 mg//h entre $t = 2$ h et $t = 3$ h,
- 120 mg//h entre $t = 1$ h et $t = 2$ h,	- 210 mg//h entre $t = 3$ h et $t = 4$ h

Ceci est en relation directe avec la valeur comparée « initiale » de la DCO, qui agit sur la demande plus ou moins forte en ozone.

En conclusion, il apparaît que l'essai n° 2 est la réplique de l'essai n° 1 à partir du temps $t = 2$ h.

Afin de limiter les consommations d'ozone d'une part, et de réduire le temps de contact d'autre part, qui sont nécessaires pour atteindre l'objectif fixé, il est impératif de désactiver les effets observés entre $t = 0$ et $t = 2$ h.

Ceci devra être pris en charge et assuré par les futurs travaux d'aménagement du site, à savoir en particulier :

- gestion des flux issus des différentes décharges et constituant l'effluent global,
- nécessité d'une oxygénation préalable du mélange obtenu,
- création d'une zone d'anoxie par recirculation de l'effluent en tête de lagune aérée (destinée à pouvoir traiter l'azote en excès).

Il est évident que la nature de ces opérations aura une influence sur la qualité de l'ozonation, notamment en termes de coûts de fonctionnement.

Graphe 2

Ce graphe montre que le pH de l'eau traitée augmente progressivement de 7.9 (± 0.1) à 8.1 (± 0.1) entre $t = 0$ et $t = 2$ h, avant de chuter à une valeur qui semble se stabiliser à 7.4 (± 0.1) après 4 h de traitement.

⇒ Conclusions partielles

Le pH final de l'effluent se situe là encore au milieu de l'intervalle autorisé, entre 5.5 et 8.5. Il paraît plus difficile de justifier ici les variations observées du pH lors des deux premières heures du traitement, en raison de la nature et du comportement du mélange qui a été constitué. Quant à la valeur du pH en fin de traitement, la chute semble encore correspondre typiquement à la formation de produits organiques oxydés, tels que des acides carboxyliques. En ce qui concerne le mode d'action de l'ozone en fonction du pH, ainsi que les variations de température de l'eau relevées, on se référera aux commentaires relatifs à l'essai n° 1.

Graphe 3

Ce graphe a la même fonction que son analogue de l'essai n° 1 : dresser le bilan massique global en ozone au cours de l'essai considéré.

Compte tenu des commentaires réalisés ci dessus quant au graphe 1, ce bilan est biaisé par le fait que l'ozone est « *anormalement* » consommée pendant les deux premières heures. Il en résulte un écart moins important entre le cumul d'oxydant injecté et les cumuls des valeurs apparemment consommées et résiduelles.

Toutefois, l'ensemble des courbes montre en particulier :

- que la quantité d'ozone injectée est quasiment constante dans le temps, soit en moyenne 10.75 O₃/h. Encore une fois, ceci démontre la qualité des éléments internes du générateur d'ozone et de la source du gaz vecteur.
- que la quantité d'ozone résiduelle dans l'air surmontant la solution liquide est quasi nulle lorsque la demande en oxydant est importante et qu'elle augmente de manière significative quand celle ci tend à être moins forte.
- que la quantité d'ozone consommée apparente suit une progression ponctuée de plusieurs points d'inflexion, en raison des divers phénomènes précités.
La prise en considération d'une valeur plus proche de la réalité de ce que sera la situation définitive sur le site devrait se faire après t = 2h.
La courbe correspondante a été obtenue par corrélation avec les valeurs mesurées de DCO.

⇒ **Conclusions partielles**

Ici encore, les conclusions générales sont comparables à celles qui ont été formulées pour l'essai n° 1.

Etant donné la non représentativité de l'effluent considéré vis à vis de la situation qui sera effectivement obtenue sur le site, il n'est pas utile d'effectuer les calculs et les comparaisons effectués pour illustrer l'effet bénéfique de l'AOP sur l'ozonation classique.

III. **CONCLUSIONS**

Les deux essais qui ont été menés sur le site confirment la faisabilité du traitement à l'ozone des futurs lixiviats du CET.

Quantitativement, la valeur finale de la DCO a dans chaque cas été inférieure au rejet autorisé, soit 300 mg/l. Pour le pH, l'intervalle permis - valeur entre 5.5 et 8.5 - est respecté.

Ce constat permet d'ailleurs d'envisager l'inutilité d'une unité de rectification de pH.

Le temps de contact nécessaire qui avait été défini lors de la remise d'offres, soit environ 75 minutes, a bien été validé lors de l'essai n° 1.

Qualitativement, il est remarquable de constater les effets de l'ozonation sur l'aspect de l'eau qui doit être rejetée dans l'environnement : elle ne présente plus ni mauvaises odeurs, ni couleur, ni germes pathogènes.

D'un point de vue économique, il apparaît bénéfique de mettre en place un dispositif du type AOP, destiné à réduire de manière significative la consommation d'ozone produite et donc les frais liés à l'exploitation.

L'efficacité du système breveté que nous proposons, qui repose sur le principe d'action rapide des réactions radicalaires provoquées, dépend toutefois de certains paramètres, dont les principaux sont rappelés ci dessous :

- rendement optimum obtenu pour un pH compris entre 7 et 10, ce qui semble être le cas de l'effluent à traiter, et ce tout au long du traitement.
- température du milieu liquide aussi basse que possible, condition assurée par la mise en œuvre du traitement en période hivernale.

- élimination des MES avant oxydation, afin de limiter la valeur de DCO mais surtout dans le but de réduire la turbidité de l'effluent qui entrave l'action des rayons UV.

Etant donné que l'air sortant du dispositif d'oxydation est susceptible de contenir de l'ozone non consommé, et malgré la faible durée de vie de ce produit, il est recommandé de prévoir un appareil de destruction d'O₃.

Le mode de destruction peut être entrepris sous un aspect physico-chimique (adsorption et réduction sur charbons actifs) ou thermique (destruction par élévation de température).

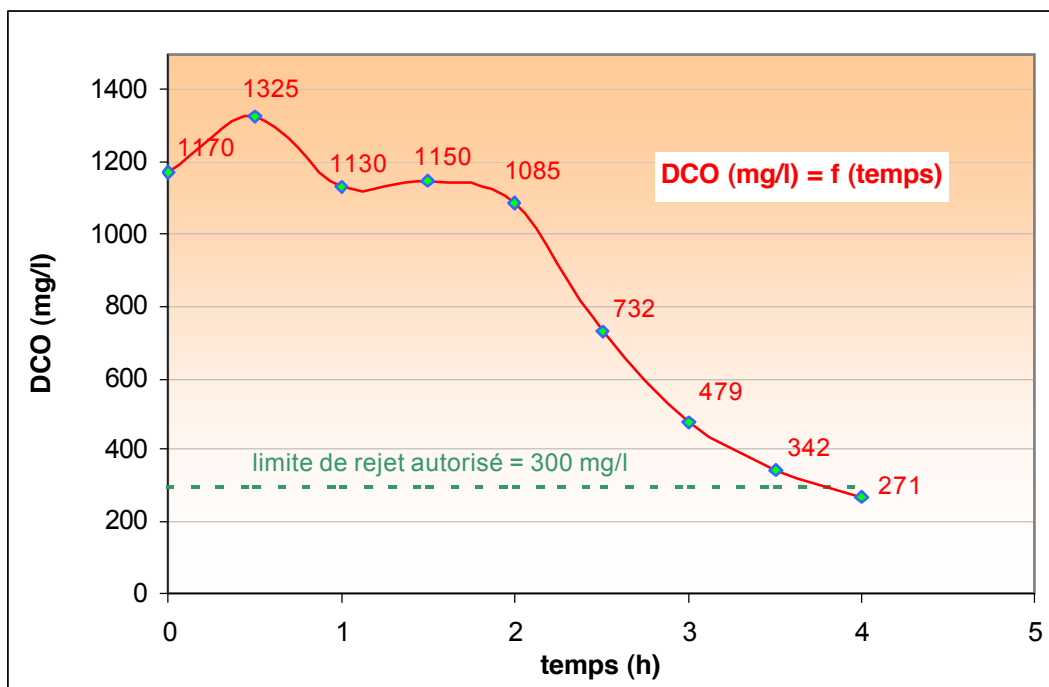
Un raccordement vers la torchère d'incinération du biogaz du site peut ainsi être envisagé.

Enfin, l'essai n ° 2 n'est à priori pas représentatif de la situation dans laquelle se trouvera l'effluent. Toutefois, il est intéressant de constater, qu'à nature d'effluent égale, l'augmentation de la DCO aura pour effet logique d'augmenter le temps de contact nécessaire à l'obtention d'une valeur finale préalablement fixée.

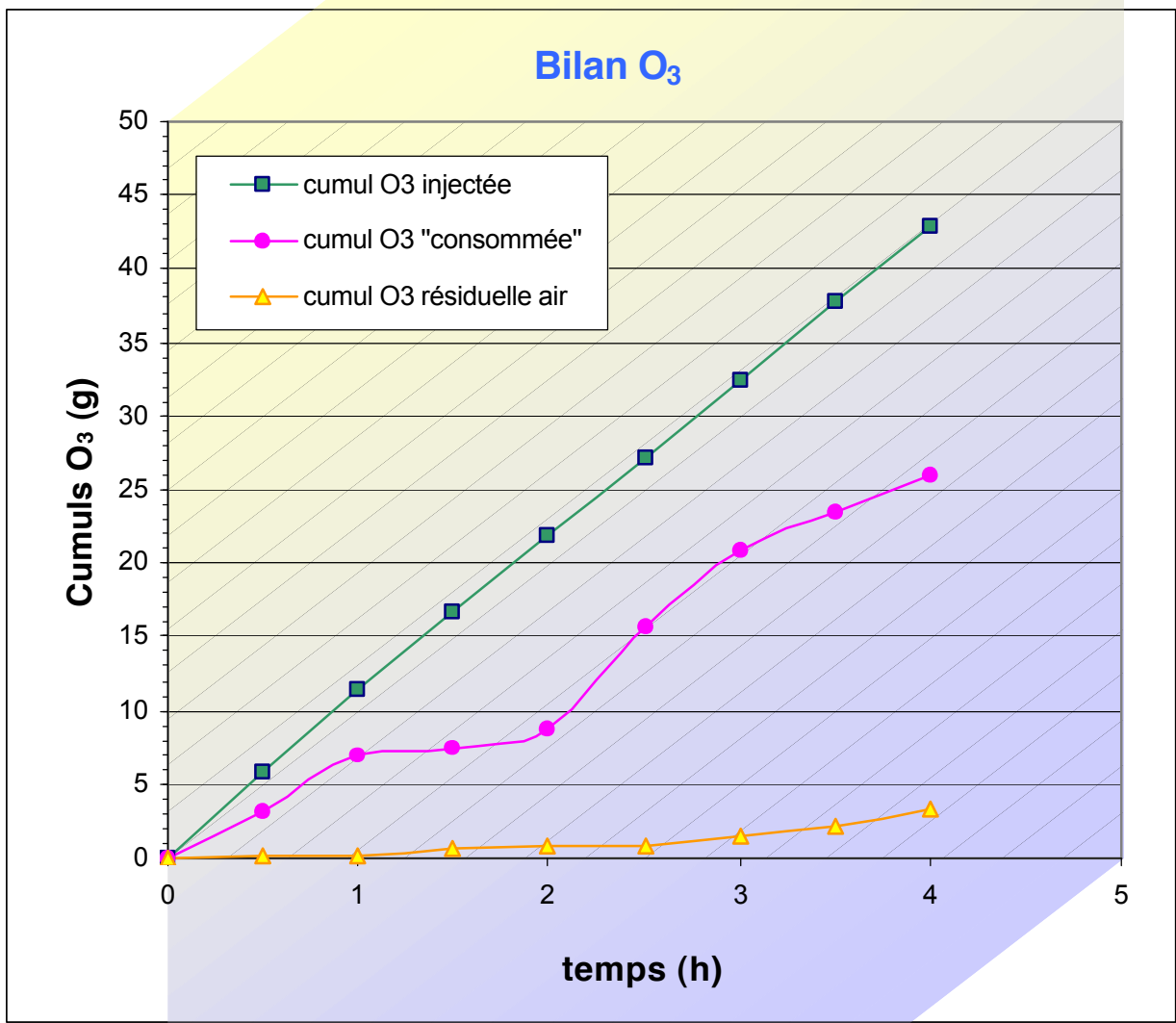
Lors des réunions techniques avec le client et le Maître d'ouvrage, la variabilité des caractéristiques de l'effluent a été évoquée. Ainsi, nous avons garanti un rejet dans les normes de l'Arrêté Préfectoral pour un flux dont les paramètres physiques et chimiques correspondent aux valeurs maximales indiquées dans le dossier de consultation en notre possession.

L'offre technique de base comprend une marge de sécurité de 20 % par rapport à ces valeurs.

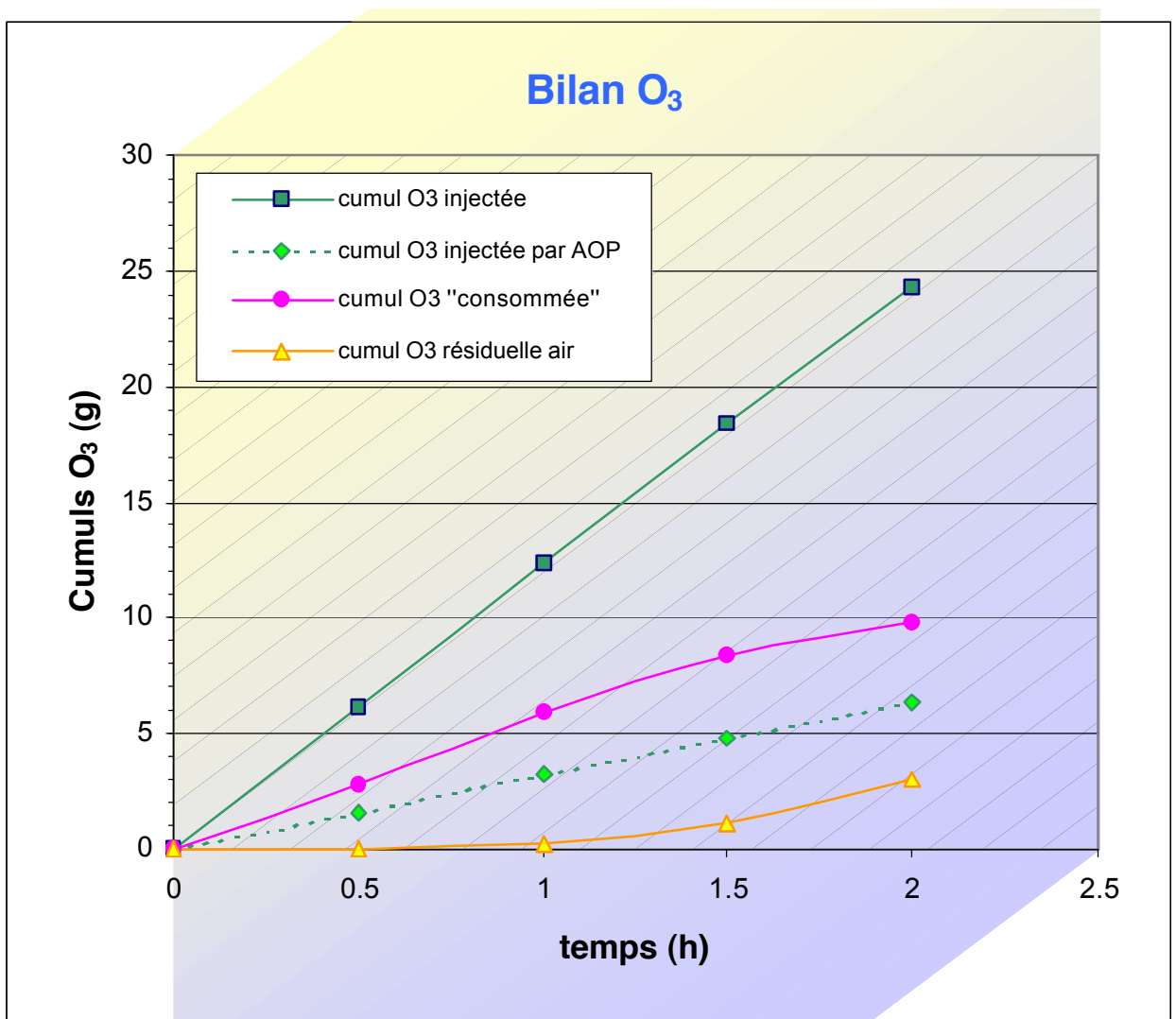
Notre offre complémentaire du 09/04/01 indique que le passage de cette marge de 20 à 30 % est possible moyennant une plus value de F HT.



Graphie 1 : évolution de la DCO en fonction du temps cas1 & cas 2



Grphe 3 : Bilan matièrre (ozone) en fonction du temps cas 2



Grphe 3 : Bilan matièrre (ozone) en fonction du temps cas 1