Connaisance Vigne Vin, 1986, **20,** n° 2, 107-118

DÉTERMINATION DE LA CHARGE POLLUANTE ET NATURE DES DÉCHETS DANS LES CHAIS D'ÉLABORATION DES VINS

Ildefonso CARO PINA, Diego SALES MARQUEZ,
Manuel José VARCARCEL MUÑOZ, Luis PEREZ RODRIGUEZ,
Laboratoire de Chimie Technique, Faculté des Sciences,
Université de Cadiz (Espagne.)

INTRODUCTION

L'Espagne est parmi les principaux pays vitivinicoles du monde. Pendant les dix dernières années, la moyenne annuelle de production du vin en Espagne s'est élevée aux environs de trente-cinq millions d'hectolitres, selon le Secrétariat Général du Ministère de l'Agriculture Espagnol (1984). Il est bien évident que les déchets de l'industrie du vin représentent une importante partie des eaux résiduaires dans plusieurs régions du pays. Aussi nous nous sommes intéressés aux techniques utilisées lors de l'épuration de ces déchets, en tenant compte des exigences en matière d'épuration sur le niveau d'émission des éléments contaminants ; il devient d'ailleurs de plus en plus souhaitable et intéressant d'envisager une taxe selon l'importance de la charge polluante (GONZALEZ, 1982).

On trouve dans la bibliographie quelques travaux qui ont été réalisés dans plusieurs pays dont la production vitivinicole est significative. Ainsi, PIMENTEL (1960) étudie les charges contaminantes des déchets de quelques chais portugais ; KLOTTER et HANTGE (1965) étudient les eaux résiduaires dans les chais allemands ; MOURGUES et MAUGENET (1970 et 1972) étudient les déchets de quelques chais français. Les types de vin qui sont élaborés dans chaque cas particulier sont très différents et les méthodes d'élaboration, c'est-à-dire les processus industriels, sont peu ressemblants. Néanmoins, on peut en déduire quelques remarques générales :

— en raison du caractère saisonnier de l'industrie vinicole, le niveau de contamination du rejet présente certains maximums à l'époque de la vinification et lors des périodes de soutirages ;

— les pertes, soit en matières premières, soit en produits manipulés dans les chais lors du nettoyage pour l'aseptisation des appareils et de la machinerie utilisés, sont à l'origine de la pollution ;

— la charge globale polluante dans l'industrie vinicole est significativement inférieure à celle d'autres industries du secteur agro-alimentaire du même genre (brasseries, distilleries, sucreries, laiteries, etc.).

MATERIEL ET METHODES

Pour réaliser l'étude de la charge polluante des eaux résiduaires dans le processus d'élaboration des vins, on a prélevé des échantillons dans un chai représentatif de la région d'appellation d'origine contrôlée Jerez, où sont élaborés des vins et des brandies. Les vins de cette région sont élaborés par une vinification classique des vins blancs ; ils sont ensuite soumis à un processus de vieillissement spécial appelé système des « soleras ». C'est un vieillissement de type biologique pour les vins appelés « finos », et de type physico-chimique pour les vins appelés « olorosos ».

Le chai est divisé en trois zones ; chacune d'elles est dotée de drainage indépendant qui déverse dans l'égout collecteur extérieur correspondant. Chaque zone a été étudiée séparément en établissant dans chacun des drainages une série de points de prélèvements. On choisit les points de prélèvements de façon qu'ils soient suffisamment représentatifs des eaux résiduaires des manipulations les plus importantes dans les proces-

TABLEAU I

Numérotation des postes de prélèvement du déchet et secteurs du processus industriel correspondant

POSTES	SECTEURS DU PROCESSUS
A1	Bureaux, laboratoires et autres services annexes.
A2	Secteur de réfrigération et stabilisation par le froid.
A3	Rejet total de la zone. Y compris A1, A2, secteurs de vieillissement de « finos » et « olorosos » et eaux pluviales.
AA	Egout collecteur extérieur avant le déchargement de A3.
AB	Egout collecteur après le déchargement de A3.
B1	Secteur de pressurage et conditionnement du moût.
B2	Secteur de vieillissement des brandies.
B3	Secteur de fermentation.
B4	Rejet total de la zone. Y compris B1, B2, B3 et autres services annexes et eaux pluviales.
C1	Secteur de mise en bouteilles.
C2	Secteur de stockage du produit.

sus d'élaboration. On a fait aussi un prélèvement dans l'égout collecteur, là où se produit le déversement des déchets dans l'une des trois zones du chai. Dans le tableau I on décrit les différentes étapes de la production qui correspondent à chaque poste de prélèvements. La période pendant laquelle on a fait les prélèvements des eaux résiduaires était de 16 mois. De cette façon, on a obtenu des coordonnées afférentes aux différentes étapes pendant toute une campagne ; la fréquence moyenne de prélèvements a été mensuelle.

La moyenne de production annuelle de ce chai est d'environ 175 000 hl de vin (de 16° à 18°GL) et de 200 000 hl de brandies (de 35° à 40°GL), ce qui correspond à environ 100 000 hl d'alcool absolu par an. Ce chai dépense pour les différentes opérations de nettoyage et de réfrigération plus de 130 000 m^3 d'eau par an. Dans le tableau II on a détaillé cette quantité pour la période correspondant aux prélèvements.

TABLEAU II

Volume des déchets et pouvoir contaminant équivalent des différentes zones du chai pendant la période du prélèvement

Zone	Déchargement annuel (m^3)	Déchargement moyen journalier (m^3)	Pourcentage	DBO (h.e.)
A	85 370	237	62,6	1 400
B	47 782	133	35,0	1 700
C	3 261	9	2,4	300
TOTAL	136 413	379	100,0	3 400

Les différents paramètres qui ont été déterminés sur les échantillons sont de trois genres : physico-chimiques, indicateurs de contamination et œnologiques. Le premier type de paramètres met en valeur les caractéristiques générales du déchet versé ; le deuxième détermine le type de charge polluante que contiennent les eaux résiduaires et le troisième détecte la contamination possible par perte de produits. Les paramètres sont les suivants :

— *physico-chimiques* : température ambiante et température du déchet versé (TA-TV) ; pH ; conductivité électrique du déchet versé (γ) ; oxygène dissous (OD) par la méthode Winkler, selon ALPHA (1981).

— *indicateur de contamination :* demande chimique en oxygène (DCO), par oxydation chronique ; demande biochimique d'oxygène (DBO), par in

cubation pendant cinq jours ; solides totaux en suspension (SIS) et solides organiques en suspension (SOS) par gravimétrie selon ALPHA (1981) ; **azote total (NT) par la méthode Kjeldhal ; azote ammoniacal (NH_4^+), par distillation microkjeldhal ; azote sous forme de nitrite (NO_2^-), par méthode colorimétrique de Shinn selon STRICKLAND (1971) ; ortophosphates (PO_4^{3-})** par méthode colorimétrique à l'acide ascorbique ; sodium, par photométrie de flamme selon O.I.V. (1973) ; potassion, fer et cuivre, par absorption atomique selon HILL (1979), MEREDITH (1970) et STRUNK (1967).

— *œnologiques :* acide tartrique (TH_2) par la méthode colorimétrique de REBELEIN (1961) ; polyphénols (GH) par la méthode colorimétrique de Folin-Ciocalteu selon SINGLETON (1965).

RESULTATS ET DISCUSSION

Les données obtenues pour chaque paramètre ont été traitées statistiquement ; leur déviation moyenne pour la plupart des points de prélèvements est très élevée. Ceci est dû, évidemment, au fait que les niveaux d'activité dans chaque secteur, au cours de l'année, ne sont pas constants comme on pourrait l'attendre dans une industrie de cette nature. Dans les tableaux III et IV on donne les taux moyens de résultats de façon à faciliter la déduction de conclusions globales.

TABLEAU III

Valeur moyennes de paramètres physico-chimiques

POSTES	Température (°C) ambiante	Température (°C) déchet versé	pH	Conductivité (mS.cm-1)	Oxygène dissous ($ppm0_2$)
A1	21,9	20,4	7,23	0,56	6,0
A2	20,6	20,0	7,29	0,52	6,4
A3	21,9	20,4	7,42	0,58	6,0
AA	22,2	23,1	7,72	1,14	0,4
AB	20,5	22,4	7,62	1,04	0,8
B1	23,2	22,2	6,03	0,86	1,9
B2	23,6	22,9	7,41	3,82	5,3
B3	24,2	18,8	6,28	1,98	0,0
B4	26,4	23,9	6,28	1,29	0,6
C1	22,8	20,6	8,50	1,18	2,6
C2	23,0	21,7	7,04	0,94	1,8

Les résultats sont discutés de façon indépendante pour chacune des différentes zones, car le drainage se déverse dans les égouts collecteurs distincts qui contiennent en plus les déchets des différentes étapes de la production.

TABLEAU IV

Valeurs moyennes des paramètres par rapport à la charge polluante totale

POSTES	DCO ($ppmO_2$)	DBO_5 ($ppmO_2$)	MTB* DBO/DCO (%)	STS (mg/l)	SOS (mg/l)
A1	413	175	42	30	11
A2	175	312	65	127	14
AA	588	360	75	19	25
A3	478	114	75	20	135
AB	405	443	77	174	104
B1	624	356	57	319	254
B2	136	60	44	54	26
B3	3 570	2 500	70	158	111
B4	2 090	1 670	80	570	466
C1	1 230	364	30	950	275
C2	9 980	4 430	44	290	142

* Pourcentage de matière biodégradable totale (DBO/DCO).

I — ZONE A.

On observe une faible concentration en éléments contaminants, dans les déchets de cette zone, ainsi qu'une oxygénation acceptable des eaux résiduelles. Dans tous les postes de cette zone, les taux de paramètres physico-chimiques sont maintenus dans les limites acceptées par la législation établie dans plusieurs pays pour les eaux résiduelles industrielles (LORA et MIRO, 1978). Ainsi, par exemple, la quantité d'oxygène dissoute du déchet de déchargement n'a jamais été en-dessous de 3 ppm ; il a été en moyenne de 6 ppm. Le fait qu'on trouve une très bonne oxygénation dans le déchet est due à la haute consommation d'eau dans cette zone. En effet, les opérations de production qui se réalisent, sont seulement celles du vieillissement et du traitement thermique du produit. Les secteurs de vieillissement des chais dans ces régions sont fréquemment arrosés de façon à maintenir la température et l'humidité. De la même façon, dans le secteur du traitement thermique, on utilise des quantités élevées d'eau pour les circuits de réfrigération, mais dans cette opération, l'eau est très peu altérée.

La DCO du déchet dans cette zone est réduite, ce qui est dû à la faible concentration en matières oxydables comme on s'y attendait. Par contre, dans le secteur de réfrigération, on a détecté des taux d'oxygène de l'ordre de 600 ppm consécutifs aux opérations de nettoyage des réser-

voirs de réfrigération après le traitement. Malgré tout, le taux moyen se maintient assez bas, comme on peut l'observer dans le tableau IV.

Quand on veut comparer la charge contaminante des déchets entre deux industries de caractéristiques similaires, on exprime la DBO en nombre d'habitants équivalents (h.e.) et on admet que 1 h.e. = 77 g d'oxygène par jour (LOPEZ, 1977). Les eaux résiduaires de la zone A étant de 237 000 litres et la DBO de 0,443 g d'oxygène par litre, la charge polluante de cette zone est équivalente à celle de 1 400 habitants :

$$\frac{237\,000 \times 0{,}443}{77} = 1\,400.$$

Dans les déchets de ce secteur on ne trouve pas de nitrites, ce qui montre l'abscence de dénitrification bactérienen active. De plus, les concentrations en azote sont faibles, seulement un peu plus de 15 p. 100 sous forme d'ion ammonium. Quant à la quantité d'orthophosphates on peut souligner qu'elle est maintenue à des niveaux inférieurs à ceux tolérés par la législation (de 10 à 20 mg de P_2O_5 par litre). Vu que les orthophosphates, cette dernière donnée met en évidence l'absence de détergents commerciaux dans le déchet (STRUNK et ANDREASEN, 1967).

Les teneurs en métaux dans le déchet se maintiennent bas ; elles sont du même ordre de grandeur que celles des eaux potables (DEGREMONT, 1983). On a observé, dans certains cas, des teneurs un peu élevées dans le déchet de la zone de réfrigération ; elles correspondent au moment des opérations de nettoyage de la machinerie (0,03 mg de fer par litre) ; cependant, la moyenne reste faible et le rejet n'a aucune incidence sur l'égout collecteur récepteur. En aucun cas, on n'a observé dans le déchet des tartrates et l'incidence des polyphénols présente seulement des valeurs positives lors du nettoyage des réservoirs de réfrigération (0,3 mg de polyphénols par litre).

On observe, en général, que l'incidence du rejet du déchet de cette zone sur l'égout collecteur est acceptable car, pour la plupart des paramètres étudiés, on observe des dilutions provoquées par des faibles concentrations en éléments contaminants rejetés. On a aussi trouvé un effet d'oxygénation du déchet urbain puisque, avec le rejet du déchet de chai, on gagne en moyenne 0,4 mg d'oxygène par litre. La raison fondamentale de cette oxygénation, on la trouve dans la grande consommation d'eau par les secteurs de réfrigération et la cave de vieillissement. L'usage industriel de ces volumes d'eau sous forme d'arrosage constitue un important facteur d'oxygénation.

II. — ZONE B.

Dans les déchets du secteur de pressurage, on trouve, parmi quelques-uns des paramètres indicateurs de pollution, les taux les plus élevés, tout

comme dans les déchets du secteur de fermentation. Cependant, ces derniers secteurs fonctionnent seulement pendant deux ou trois mois durant l'année et constituent une partie peu importante du volume total du déchet de chai.

En moyenne, les pH sont généralement acides dans les secteurs de fermentation et de pressurage, ce qui fait que le rejet présente aussi une acidité. L'existence de pertes de produit pendant la manipulation de l'acide tartrique, lors de son emploi comme correcteur du pH des moûts après pressurage, est à l'origine de ce taux d'acidité. La manipulation des solutions d'anhydride sulfureux comme antiseptique des moûts et de la machinerie implique des pertes qui vont participer à cet effet d'acidité. Le pH le plus faible trouvé dans les déchets était de 2,31 dans le secteur de fermentation pendant l'époque des vendanges.

Le taux d'oxygène dissous des déchets de chaque secteur montre clairement l'activité de chacun d'eux. Le secteur de vieillissement de brandy présente des taux élevés en oxygène comme dans les autres secteurs de vieillissement, ce qui est dû aux fréquents arrosages. Le secteur de fermentation, cependant, n'a pas de déchets oxygénés puisqu'ils sont constitués fondamentalement de matières en formation. Dans le secteur de pressurage les pertes de produit provoquent aussi une certaine fermentation et donc une réduction de la teneur en oxygène dissous.

Les valeurs élevées en solides en suspension et en DCO qu'on trouve dans le secteur de fermentation ont leur origine dans les opérations de nettoyage de cuves à la fin des fermentations. A ce moment-là, les matières organiques au fond des fermenteurs, sont éliminées directement avec les déchets et de la même façon que les dépôts sur les parois.

Les taux maxima observés pour la DCO dans ces secteurs, pendant leur fonctionnement à l'éopque des vendanges, ont été de 13 600 ppm d'oxygène dans le secteur de fermentation et de 1 510 ppm d'oxygène dans celle du pressurage. Pour la DBO, on estime que cette zone a une charge polluante équivalente à 1 700 habitants, bien qu'elle déverse seulement 35 p. 100 des déchets du chai.

Les valeurs en azote observées sont aussi supérieures à celles des autres zones, ce qu'on attendait, car l'existence des teneurs supérieures en matière organique dans les déchets (DBO), implique une plus haute concentration en azote organique. D'un autre côté, les faibles concentrations en nitrites se maintiennent et, au déversement global des déchets de la zone, on trouve le même ordre de concentrations en phosphats que dans les égouts collecteurs. En ce qui concerne les métaux, on observe, dans cette zone, que la plupart se présente avec les concentrations les plus élevées, mais les valeurs moyennes observées se trouvent dans les limites de concentrations permises par plusieurs pays (0,05 mg de cuivre par litre et 2 mg de fer par litre).

On ne détecte pas de tartrates dans les déchets généraux de la zone, sauf dans le secteur de pressurage où les teneurs en acide tartrique sont de 0,3 g par litre, ce qui s'explique par le fait, précédemment mentionné, que le pH du moût est corrigé par l'addition d'acide tartrique et qu'il y a des pertes inévitables dues à la manipulation. L'acide tartrique est un composé naturel des moûts, on doit donc prévoir sa présence dans les déchets de ce secteur, même si on ne manipule pas ce produit. Pour les mêmes raions, on détecte dans les eaux résiduaires de cette zone une certaine quantité de composés phénoliques, bien que la teneur moyenne se maintienne en-dessous du maximum généralement admis de 1 mg par litre (LORA et MIRO, 1978).

III. — ZONE C.

Dans les secteurs de stockage de produit et d'embouteillage de la zone C, on trouve les taux les plus élevés en DCO. Ceci est probablement dû à la complexité des opérations de nettoyage et d'aseptisation. Ainsi, pendant les périodes de tirage, on effectue une stérilisation journalière des machines de la chaîne d'embouteillage. De cette façon on trouve une moyenne de 2 570 mg d'oxygène par litre à la DBO du déchargement total de la zone. Malgré la forte charge polluante et vu que le rejet journalier du déchet soit seulement en moyenne de 9 m^3, on estime que les eaux résiduaires dans le secteur ont un pouvoir contaminant de l'ordre de 300 h.e. (9 000 litres par jour à 2,57 g d'oxygène par litre soit

$$\frac{9\,000 \times 2{,}57}{77} = 300 \text{ h.e.}$$

Les concentrations en azote rejetées sont inférieures à celles de la zone B, bien que les quantités de matière organique soient du même ordre. On peut expliquer ceci par le fait que la matière organique constituant les déchets est plutôt de nature « graisse » et non de type protéique, et donc pauvre en azote organique, due à la fréquente lubrification à laquelle on doit soumettre les installations des chaînes d'embouteillage.

A part cela, cette zone a des DCO supérieurs en matière biodégradable dans le déchet (tableau IV). Ce fait est cohérent avec le phénomène antérieur et l'explique par la même raison de l'entretien de la machine industrielle.

Les concentrations en métaux des déchets de ces deux secteurs sont aussi élevées, surtout dans le cas du cuivre, on est arrivé à en détecter des teneurs de 0,1 mg par litre au déchargement de la zone. Cependant, les valeurs moyennes du déchargement sont maintenues en-dessous des limites (LORA et MIRO, 1978).

CONCLUSIONS

Les rejets du chai d'élaboration des vins que l'on a étudiés sont en accord avec les caractéristiques générales de ces types de déchets. La charge polluante maximale se présente pendant la vinification et à la fin de la campagne pendant la stabilisation et la mise en bouteilles du produit. La nature de la charge polluante est fondamentalement de type organique et hautement biodégradable, suite aux pertes de différents produits ou matières premières tout au long du processus industriel.

D'autre part, les déchets ne présentent pas, en général, de contamination de type thermique ni de type acide. La quantité des matières en suspension n'est pas élevée et elle est de type organique (SO_2 de l'ordre de 80 p. 100). L'indice d'autro-épuration est élevé (MB supérieur à 70 p. 100) et on ne détecte pas une dénitrification active bactérienne.

Les caractéristiques des déchets étudiés présentent une relation DBO/N/P insuffisante en phosphore et en azote, ce qui ne permet pas de les utiliser comme éléments actifs dans une secteur d'épuration biologique, puisque la relation convenable est de 100/5/1. Ainsi, de même, le rapport N/P/K présenté par les déchets étudiés n'est pas équilibré en phosphore et en potassium, ce qui implique l'impossibilité de son utilisation directe comme améliorateur du sol.

Les petites quantités d'acide tartrique qui ont été détectées dans les eaux résiduaires, montrent une perte moyenne en ce produit, d'environ 100 g par jour, ce qui ne présente pas d'intérêt de récupération.

Pour calculer la charge polluante de la totalité du chai, on part des données en production et en charge contaminante. Ainsi, on estime que le niveau de pollution est équivalent à 34 habitants pour mille hectolitres d'alcool absolu mis en bouteilles (3 400 h.e. par an : 100 000 hl d'alcool absolu par an).

Dans d'autres chais de plusieurs pays, on a trouvé des niveaux de contamination similaires avec de légères différences, selon le type de vinification. Ainsi, par exemple, dans la vinification en rouge, on a trouvé des taux de l'ordre de 40 h.e. pour mille hectolitres d'alcool absolu. En conséquence, les déchets provenant du chai de vinification en blanc étudié ne supposent pas un pouvoir contaminant élevé.

Par comparaison avec d'autres industries du secteur agro-alimentaire, on peut conclure que les déchets d'élaboration des vins représentent une charge polluante réduite. Par exemple, les industries sucrières ont un pouvoir contaminant dans leurs déchets de 50 à 75 h.e. par tonne de betteraves traitées et les industries du genre brasseries présentent un pouvoir contaminant de 150 à 400 h.e./m^3 de bière produite (LOPEZ, 1977).

Remerciements.

Nous remercions la cave Pedro DOMECQ S.A., à Jerez de la Frontera pour sa collaboration dans la réalisation de ce travail, sans laquelle il n'aurait pas été possible.

Manuscrit reçu le 10 juillet 1985 ; accepté pour publication le 17 février 1986.

RESUME

On suit, pendant une campagne, dans différents secteurs d'un chai de la zone de JEREZ, l'évolution de la charge polluante des rejets.

Les eaux résiduaires ne diffèrent que très légèrement de celles d'autres chais. Les taux maxima de pouvoir contaminant se situent pendant les vendanges et le processus de stabilisation par le froid.

Par rapport à d'autres industries du secteur agro-alimentaire, la charge contaminante des déchets des chais d'élaboration des vins est faible. Un recyclage des rejets est impossible du fait de leur faible concentration et de l'irrégularité avec laquelle ils sont produits.

SUMMARY

During a complete season, for different parts of a cellar in JEREZ area, the evolution of waste water pollution has been observed.

Waste water is only slithtly different from the ones coming from other cellars. Maximum contamination occurs during harvest and cold stabilisation .

Compared to other food processing industries, cellar waste coontamination is low. A recycling of those waste waters is impossible due to their low concentration and irregular production.

ZUSAMMENFASSUNG

Während eines Jahres werden in verschiedenen Teilen eines Weinkellers der Region JEREZ, die Entwicklung der Schadstoffbelastung des Abfalls verfolgt.

Die Abwasser unterscheiden sich nur wenig von denen anderer Keller. Die Höchstbelastung tritt während der Zeit der Lese und der Kältestabilisierung der Weine auf.

Im Vergleich zu anderen Industrien des Agro-Alimentarbereichs, ist die Schadstoffbelastung des Abfalls eines Weinkellers gering. Die Rückführung der Schadstoffe ist unmöglich, da diese unregelmässig und zu geringen Konzentrationen anfallen.

RESUMEN

Se ha seguida la evolución de la carga contaminante de los vertidos de las diferentes plantas de una bodega de la zona de JEREZ, durante toda una campaña.

Las aguas residuales estudiadas no difieren significativamente de las de otras bodegas. El nivel máximo de poder contaminante que presentan los vertidos, se observa en los procesos de estabilización por frío y durante la vendimias.

En relación con otras industrias del sector agroalimentario, la carga contaminante de la bodegas de elaboración de vinos se situá entra la más bajas. Sin embargo, el reciclaje de estos vertidos es imposible de llevar a cabo, debido precisamente a la baja concentración de los mismos y a las irregularidades con las que étos son producidos.

RIASSUNTO

Seguiamo durant une vinificazione in diversi settori d'una cantian dell'area di JEREZ, l'evoluzione della carica inquinante dei rifiuti.

Le acque residuali non sono molto più differenti di quelle delle altre cantine. Il percentuale massimo di potere contaminante esiste durante la vendemmia e durante il processo di stabilizzazione ne con il freddo.

Rispetto al altre industrie del settore agroalimentare, la carica contaminente rifiuti delle cantine, durante l'elaborazione dei vini, é debole. Un riciclo dei rifiuti é impossibile a causa della loro debole concentrazione e dell'irregolarità con la quale sono prodotti.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ALPHA, AWWA, WPCF, 1981. Standar for the examination of water and wastewater. 15th ed., *American Public Health Association,* Washington D.C.

DEGREMONT E., 1983. Manual técnico del agua. Ed. Degremont, Paris.

GONZÁLEZ L.M., 1982. El canon de vertido, instrumento de prevención de la contaminación. Aplicación a la aguas residuales. *Quimica e Industria,* **28** (10), 689-699.

HILL G., CAPUTI A., 1969. *Amer. J. Enol. Viticult.,* **20**, 227-236.

KLOTTER H.E., HANTGE E., 1965. Bemessungsgrundlagen für abwasser aus winzerbetrieben. *Vom Wasser,* **32**, 310-346.

LOPEZ F., 1977. *Ingenieria Quimica,* **99**, 105-114.

LORA F. et MIRO J., 1978. Ténicas de defensa del medio ambiente. Tome II. Ed. Labor, Barcelona.

MEREDITH M., BALDWIN S., ANDREASEN A., 1970. *J. Ass. Offic. Anal. Chem.,* **53**, 12-16.

MOURGUES J. et MAUGENET J., 1972. Les eaux résiduelles des caves de vinification. II. *Industr. Aliment. Agric.,* **89** (3), 261-273.

OFFICE INTERNATIONAL DE LA VIGNE ET DU VIN, 1973. Recueil des méthodes internationales d'analyses des vins. O.I.V., Paris.

PIMENTEL E.S., 1960. Effluents des installations pour la production du vin. *Tribune Cebedeau,* **48**, 148-149.

REBELEIN H., 1961. German Patent 2, 243, 37 (O.I.V. 124/FV 431).

SECRETARIA GENERAL DEL MINISTERIO DE AGRICULTURA ESPANOL, 1984. Sucesivos informes en la Semana Vitivinicola.

SINGLETON V. et ROSSI J., 1964. *J. Amer. J. Enol. Viticult.*, **16**, 144-158.

STOKER H. et SEAGER S., 1981. Quimica ambiental. Contaminacion del aire y del agua. Ed. Blume, Barcelona.

STRICKLAND J. et PARSON T., 1971. A practical handbook of seawater analisis. 2nd ed., *Minister of Supply and Services*, Ottawa.

STRUNK D. et ANDREASEN A., 1967. *J. Ass. Offic. Anal. Chem.*, **50**, 334-337.