

SC350202
E58é

TD
428
· W65
K483
1990
e.1

Evaluation écotoxicologique de l'effluent
à la sortie du décanteur de l'usine

KRUGER (TROIS-RIVIERES)

KRUGER
(TROIS-RIVIERES)

EVALUATION ECOTOXICOLOGIQUE DE L'EFFLUENT
A LA SORTIE DU DECANTEUR DE L'USINE
KRUGER (TROIS-RIVIERES)

ENVIRONNEMENT CANADA
CENTRE SAINT-LAURENT
LABORATOIRES CAPITAIN BERNIER
LONGUEUIL, QUEBEC
JANVIER 1990

RESUME

Une évaluation écotoxicologique a été réalisée sur un échantillon composé de l'effluent à la sortie du décanteur de l'usine Kruger (Trois-Rivières). L'approche expérimentale comprenait:

1) une série de bio-tests mesurant les effets létaux, sub-létaux et chroniques sur des bactéries, algues, crustacés et poissons, 2) l'analyse chimique organique et inorganique des paramètres caractérisant les procédés industriels de cette usine. Des effets sub-létaux et chroniques ont été observés. Les résultats indiquent une inhibition de croissance de la population algale (8.8 UTsl) et de la croissance en poids des tête-de-boule (14.3 UTsl). La reproduction chez les cladocères Ceriodaphnia est inhibée significativement (14.3 UTC) après 7 jours d'exposition à une concentration de 10% v/v de l'échantillon d'effluent. Le test de génotoxicité indique une dose-réponse significative avec S9, suggérant la présence de substances pro-mutagènes activables par le bagage enzymatique animal et végétal. La toxicité d'ensemble décroît après le test de biodégradation indiquant la nature biodégradable de plusieurs substances responsables de la toxicité. Les acides résiniques et l'aluminium ont été identifiés comme source potentielle importante de la toxicité de l'effluent. Le portrait de chimie inorganique et écotoxicologique est très semblable à celui de la dernière analyse (1983) suggérant peu de modifications dans les procédés de cette usine.

INTRODUCTION

Pour évaluer le danger potentiel que représentent les résidus liquides industriels pour l'environnement, une approche expérimentale en laboratoire est préconisée. Celle-ci a comme objectifs majeurs 1) de dépister les effets toxiques, 2) renseigner sur la nature et la persistance des polluants, 3) établir les relations possibles entre les substances identifiées et les effets observés, 4) identifier les problèmes environnementaux autres que toxiques (eutrophisation, perturbations physico-chimiques, contamination bactérienne). Selon les connaissances préalables de l'échantillon visé (origine industrielle, type de procédé, bilan écotoxicologique antérieur), l'approche peut être réduite ou modifiée.

La stratégie de dépistage des effets toxiques repose sur l'utilisation d'organismes représentatifs de plusieurs niveaux trophiques (bactéries, algues, crustacés, poissons). Trois niveaux de toxicité sont analysés: 1) létal (mortalité), 2) sublétal (inhibition de croissance d'une population, stress physiologique altérant les fonctions vitales telles l'équilibre énergétique et la croissance, 3) chronique (inhibition de la reproduction, lésions du matériel génétique, bioaccumulation). L'évaluation des effets sur le réseau trophique est complétée par l'étude des interactions algales et des processus de biodégradation des substances. L'analyse chimique organique et inorganique offre le support nécessaire à l'interprétation des résultats.

MATERIEL ET METHODES

1- Echantillonnage

La procédure d'échantillonnage est celle d'Environnement Canada (Vezeau 1982). Tous les échantillons sont maintenus à 4 °C durant la période d'échantillonnage, de transport et d'entreposage. Les échantillons suivants ont été prélevés à la sortie du décanteur (point #2):

- 1 échantillon de 35 L, composé sur 24 heures dans un contenant de verre, servant aux analyses biologiques, physico-chimiques et microbiologiques,

- 6 échantillons de 60 L, composés sur 24 heures dans des réservoirs opaques de type Rubbermaid doublés intérieurement de sacs en polyéthylène, servant aux tests de toxicité avec poissons.

2- Procédure analytique

Les tests et mesures sont réalisés à partir de portions filtrées ou non-filtrées de l'échantillon, d'après les objectifs et les contraintes analytiques (Env. Canada 1989a).

a) Physico-chimie

Les paramètres physico-chimiques sont mesurés selon les méthodes normalisées (APHA et al. 1985) et les protocoles analytiques développés dans nos laboratoires (Env. Canada 1989a).

b) Dépistage bactériologique

La contamination bactérienne de l'effluent est évaluée par l'analyse des coliformes fécaux (APHA et al. 1985). L'évaluation peut être complétée par un test de résistance aux antibiotiques et l'identification de pathogènes spécifiques.

c) Tests biologiques

1- Bioessais létaux (poissons, crustacés)

La létalité des composantes physiques, chimiques et bactériologiques de l'effluent est déterminée par des bio-tests avec truites arc-en-ciel (Salmo gairdneri), tête-de-boule (Pimephales promelas) et le crustacé Ceriodaphnia reticulata. La durée des tests est respectivement de 4, 7 et 7 jours. Les méthodes normalisées (Env. Canada 1989b, EPA 1985a, b) sont utilisées. Le degré de toxicité létale de l'effluent est déterminé par une CL50. Les résultats sont exprimés sous forme d'unités toxiques (UT1 = 100/CL50).

2- Bioessais sublétaux (bactéries, algues, poissons)

Les tests ci-dessous mesurent quelques aspects des fonctions vitales d'un organisme ou d'une population pouvant être altérées, diminuant ainsi les probabilités de survie à plus ou moins long terme.

- Le test Microtox (Beckman Instruments 1982) mesure l'inhibition de lumière émise par la bactérie Photobacterium phosphoreum exposée à l'échantillon durant 5 minutes. La CI50 (concentration inhibitrice) est déterminée et les résultats exprimés sous forme d'unités toxiques sublétales (UTs1).

- Le test algal avec Selenastrum capricornutum (Blaise 1986) mesure l'inhibition de croissance d'une population exposée durant 96 heures. La CI50 est déterminée et les résultats exprimés en UTs1.

- Le test de croissance sur la tête-de-boule (EPA 1985a) mesure l'inhibition de croissance en poids de larves exposées durant 7 jours. La concentration maximale de l'effluent (% v/v) ne produisant pas d'effet et la concentration minimale produisant un effet sont déterminées. La moyenne géométrique de ces valeurs est calculée et exprimée en UTs1.

3- Bioessais chroniques (bactéries, crustacés)

-Reproduction

Le test sur le cladocère Ceriodaphnia reticulata (EPA 1985b) mesure l'inhibition de la reproduction d'individus exposés durant 7 jours. Le traitement des données est identique au précédent.

- Génotoxicité

Les lésions du matériel génétique sont le résultat de cette forme non-apparente de toxicité. Les altérations du génôme sont mises en évidence à l'aide d'un bio-test, le SOS chromotest (Quillardet et al. 1982). Une souche bactérienne de Escherichia coli, modifiée génétiquement pour permettre un dosage colorimétrique, est utilisée pour évaluer le potentiel génotoxique d'un effluent. Le test peut être réalisé sur l'échantillon original ou sur un concentré des substances de l'échantillon. L'ajout d'un extrait enzymatique de foie de rat (+S9) permet de déceler la présence de substances pro-mutagènes activables par les pro-

duits de l'activité métabolique de mammifère (et par inférence, de tout organisme). Les résultats sont exprimés par une dose-réponse des concentrations de l'effluent vs les facteurs d'induction (voir Quillardet et al. 1982) et un seuil minimal génotoxique (SMG).

-Interaction algale et bioaccumulation génotoxique

Les algues peuvent activer, désactiver ou accumuler les substances génotoxiques présentes dans le milieu. Ces processus sont évalués à l'aide d'une population algale de Selenastrum capricornutum exposée à l'effluent dans des conditions précises (Env. Canada 1989a). L'extraction des substances organiques du culot algal dans un solvant approprié (chlorure de méthylène) suivie du SOS Chromotest sur l'extrait, permet de tester l'hypothèse d'accumulation génotoxique. Le test de génotoxicité sur le liquide surnageant renseigne sur les processus d'activation ou de désactivation des substances génotoxiques.

d) Biodégradation

Ce test permet d'évaluer la biodégradabilité des substances présentes dans l'effluent et les modifications de la toxicité résultant de l'activité microbologique. Pour accélérer le processus de biodégradation, un mélange bactérien standardisé (Env. Canada 1989c) est ajouté à l'échantillon. Après 5 jours, le pH, l'indice biologique (concentrations en ATP produites par l'activité biologique de l'échantillon) et le carbone organique total sont mesurés et comparés aux valeurs obtenues avant biodégradation.

RESULTATS ET DISCUSSION

Analyses chimiques: caractérisation et propriétés toxiques des principaux éléments de l'effluent

Les concentrations mesurées apparaissent dans l'annexe 1. Les valeurs élevées de DBO5 (300 mg/L) et de DCO (660 mg/L) traduisent la nature organique de l'effluent et suggèrent un problème potentiel d'oxygénation (Env. Canada 1980). La matière totale dissoute contenait vraisemblablement une forte proportion de substances biodégradables pour expliquer les fortes valeurs de DBO et de DCO. Parmi les substances toxiques analysées (Annexe 1) plusieurs peuvent contribuer à la demande en oxygène dissous, notamment les huiles et graisses (Goyer 1980a), les acides résiniques (Taylor et al. 1988) et les composés phénoliques (Goyer 1980b). Il est à noter que la toxicité de ces substances augmente avec la diminution en oxygène dissous. La réciprocité des effets du stress hypoxique et de l'augmentation de la toxicité spécifique est particulièrement forte pour les les composés phénoliques et les acides résiniques. Par ailleurs, le pH, la température et la dureté influencent les propriétés toxiques de ces éléments, notamment des acides résiniques. Leur degré d'ionisation augmente avec l'augmentation du pH (98% à un pH d'environ 9, McLeay et al. 1979) et détermine la toxicité minimale des acides résiniques. Parmi les autres composantes chimiques de l'effluent, seul l'aluminium a été retenu comme élément d'interprétation des effets observés.

Tests biologiques

1- Dépistage bactériologique

L'échantillon présente une contamination bactérienne importante. Les coliformes totaux ont été estimés à 3.8×10^6 colonies par 100 ml. Le rapport coli. fécaux/streptocoques (105) indique une contamination d'origine humaine. De toute évidence, les eaux usées domestiques sont mélangées aux eaux de procédés et il n'y a pas de traitement secondaire.

2- Toxicité létale

Le tableau 1 résume l'ensemble des effets toxiques mesurés. Aucune toxicité létale n'a été observée avec truites arc-en-ciel ($< 1\text{UTL}$). Une faible toxicité est rapportée pour la tête-de-boule (2.4 UTL) et le cladocère Ceriodaphnia (2.9 UTL). Dans l'ensemble l'analyse chimique supporte ces résultats, bien que les concentrations d'acides résiniques se situent dans la gamme de toxicité létale. A pH neutre, la concentration létale pour les salmonidés varie de 0.5 à 1.5 mg/L (dureté < 50 mg/L). L'acide palustrique et l'acide déhydroabiétique (moins toxique mais plus persistant) sont létaux pour les salmonidés aux concentrations mesurées dans l'échantillon à pH neutre (Taylor et al. 1988). Les effets de dilution et la dureté élevée (110 mg/L CaCO₃) expliquent vraisemblablement la faible toxicité létale observée.

3- Toxicité sublétale

a) Avant biodégradation

L'analyse au microtox (bactéries) indique une toxicité sublétale très faible (1-2 UTsl). Les algues produisent une

réponse plus élevée (8.8 UTsl). La toxicité sublétale observée chez la tête-de-boule est de 14.3 UTsl. Les effets observés traduisent une sensibilité croissante en fonction de la hiérarchie des niveaux trophiques. L'ensemble des substances doit être considéré vu les propriétés additives dans la toxicité des divers éléments, notamment les acides résiniques et les composés phénoliques. Chez les poissons, plusieurs effets sub-létaux sont associés à la réunion du stress hypoxique et des substances toxiques (Env. Canada 1987). Parmi les nombreux effets (perturbations des fonctions respiratoires, déséquilibre de la balance ionique, pathologies sanguines et hépatiques), l'altération des fonctions alimentaires (modifications du comportement, réduction de l'efficacité d'assimilation) pourrait contribuer à la diminution de la croissance en poids observée chez les tête-de-boule exposés à l'échantillon d'effluent (Fig. 1). Une diminution significative du poids a été notée à la concentration 10% v/v de l'échantillon (Annexe 2), alors que la consommation d'oxygène était deux fois plus élevée dans le traitement par rapport au témoin. Des résultats similaires ont été obtenus pour cette espèce exposée aux mêmes concentrations (% v/v) d'effluents de pâtes et papier (Taylor et al. 1988).

b) Après biodégradation

Une modification notable de la réponse toxique est observée après l'étape de biodégradation, alors que la CI50 algale diminue de moitié (4 UTsl). Néanmoins la toxicité persiste suggérant la présence de substances difficilement biodégradables (e.g. acide déhydroabiétique).

4- Toxicité chronique

a) Reproduction

La reproduction chez les cladocères Ceriodaphnia était inhibée significativement à la concentration 10% v/v de l'échantillon (Fig. 2, Annexe 2). Outre les diverses substances déjà mentionnées, l'aluminium était en concentration assez élevée (3.0 mg/L) pour expliquer les effets observés. Schofield et Trojnar (1980) ont rapporté une diminution de 50% dans la reproduction de Daphnia magna exposée durant 3 semaines à une concentration d'aluminium de 0.68 mg/L (pH = 6.5 à 7.5).

b) Génotoxicité

Aucune génotoxicité (Fig. 3A) n'a été observée sur l'échantillon original sans activation métabolique (-S9). Les facteurs d'induction (FI) sont inférieurs à la limite (1.1) établie pour le témoin et sa variabilité (2X écart-type). L'échantillon ne contient donc pas de substances mutagènes. Cependant, une dose-réponse significative (Fig. 3B) est obtenue avec activation métabolique (+S9) suggérant la présence de substances pro-mutagènes activables par les systèmes enzymatiques animaux.

c) Interaction algale et génotoxicité

Une faible dose-réponse génotoxique (Fig. 3C) a été observée après interaction algale, suggérant la présence de substances pro-mutagènes également activables par le bagage enzymatique algal. La droite obtenue est significativement différente du témoin (test des pentes, $t_{\alpha 0.05} = 3.74$ $p < 0.01$). En présence

de S9 (Fig. 3D) l'intensité de la dose-réponse augmente. Cependant, un phénomène antagoniste entre activation métabolique d'origine animale et végétale est suggéré par une légère désactivation génotoxique (comparez les Fig. 3D et 3B). Un test de "t" sur les pentes des dose-réponses avant et après interaction algale (Fig. 3B,D) indique cependant que cette différence n'est pas significative ($t_{\alpha 0.05, 20} = 0.08ns$). Aucune accumulation génotoxique n'a été observée dans le culot algal.

d) Biodégradation et génotoxicité

Aucune génotoxicité n'a été observée après l'étape de biodégradation (Fig. 3E,F), suggérant la biodégradabilité des substances pro-mutagènes responsables de la génotoxicité. L'eau du fleuve ayant servi aux dilutions ne présentait aucune génotoxicité avant et après interaction algale. Les résultats ont été combinés (Fig. 4A,B).

REFERENCES

- APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association) et WPCF (Water Pollution Control Federation), 1985. Standard Methods for the examination of water and wastewater, 16th ed. APHA (Ed.), Washington, D.C.
- Beckman Instruments Inc., 1982. Microtox System Operating Manual 015555879. Carlsbad, CA, USA, 62pp.
- Blaise, C., 1986. Micromethod for acute aquatic toxicity assessment using the green alga Selenastrum capricornutum. Toxicity Assessment: An International Quarterly 1: 377-385.
- Environnement Canada, 1989a. Approche intégrée pour l'évaluation écotoxicologique de rejets industriels. Conservation et Protection, Région du Québec, 17pp.
- , 1989b. Acute lethality test using rainbow trout (Salmo gairdneri). Conservation and Protection, Env. Canada, Ottawa, 54pp.
- _____, 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, Ottawa, Ontario.
- , 1980. Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Ottawa, Canada, 100pp.
- EPA (Environmental Protection Agency), 1985a. Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms. EPA/600-14.

- , 1985b. Methods for measuring the acute toxicity of effluents to freshwater organisms. EPA/600-13.
- Goyer, N. 1980a. Huiles et graisses. Bureau d'étude sur les substances toxiques. Environnement Québec, BEST-22, 41pp.
- , 1980b. Composés phénoliques. Bureau d'étude sur les substances toxiques. Environnement Québec, BEST-18, 33pp.
- McLeay, D.J., C.C. Walden, et J.R. Munro. 1979. Effect of pH on toxicity of Kraft pulp and paper mill effluent in fresh and seawater. Water Res. 13: 249-254.
- Schofield, C.L. et J.R. Trojnar. 1980. Aluminium toxicity to brook trout (Salvelinus fontinalis) in acidified waters. Pages 341-362 in T.Y. Toribara, M.W. Miller and P.E. Morrow (eds.). Conference on Environmental Toxicity, May 21-23, 1979, Rochester, New York.
- Taylor, B.R., K.L. Yeager, S.G. Abernethy, et G.F. Westlake. 1988. Resin Acids. Scientific criteria document for development of provincial water quality objectives and guidelines. ISBN 0-7729-4347-8, Ontario, Canada, 50pp.
- Quillardet, P., O. Huisman, R. D'Ari et M. Hofnung, 1982. SOS Chromotest, a direct assay of induction of an SOS function in Escherichia coli K-12 to measure genotoxicity. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 79: 5971-5975.
- Vezeau, R. 1982. Protocoles d'échantillonnage, de préservation et de préparation des échantillons pour les analyses des polluants prioritaires. Environnement Canada, Service de Protection de l'Environnement, Région du Québec, 35pp.

TABLEAU 1- Résultats des analyses biologiques (KRUGER)

NIVEAUX DE TOXICITE	NIVEAUX TROPHIQUES					
	Bactéries		Algues	Crustacés	Poissons	
	1	2	3	4	5	6
<hr/>						
1-LETAL (UT1)						
CL50				2.9	< 1	2.4
2-SUBLETAL (UTs1)						
CI50 (Av.Biodeg)		1-2	8.8			
CI50 (Ap.Biodeg)		1-2	3.8			
Croissance						14.3
3-CHRONIQUE (UTc)						
Reproduction				14.3		
Génotoxicité *						
-Echant.original						
(-S9)	<5	Pas de dose-réponse				
(+S9)	45	Dose-réponse significative				
-Interact.algale						
(-S9)	28	"	"	"	"	"
(+S9)	40	"	"	"	"	"
-Bioaccumulation						
(-S9)	<1	Pas de dose-réponse				
(+S9)	<1	"	"	"	"	"
-Biodégradation						
(-S9)	<1	"	"	"	"	"
(+S9)	<1	"	"	"	"	"

BACTERIES: 1= Escherichia coli, 2= Photobacterium phosphoreum

ALGUES : 3= Selenastrum capricornutum

CRUSTACES: 4= Ceriodaphnia reticulata

POISSONS : 5= Salmo gairdneri, 6= Pimephales promelas

* Seuil minimal génotoxique exprimé en unités génotoxiques (UGT)

Pimephales promelas

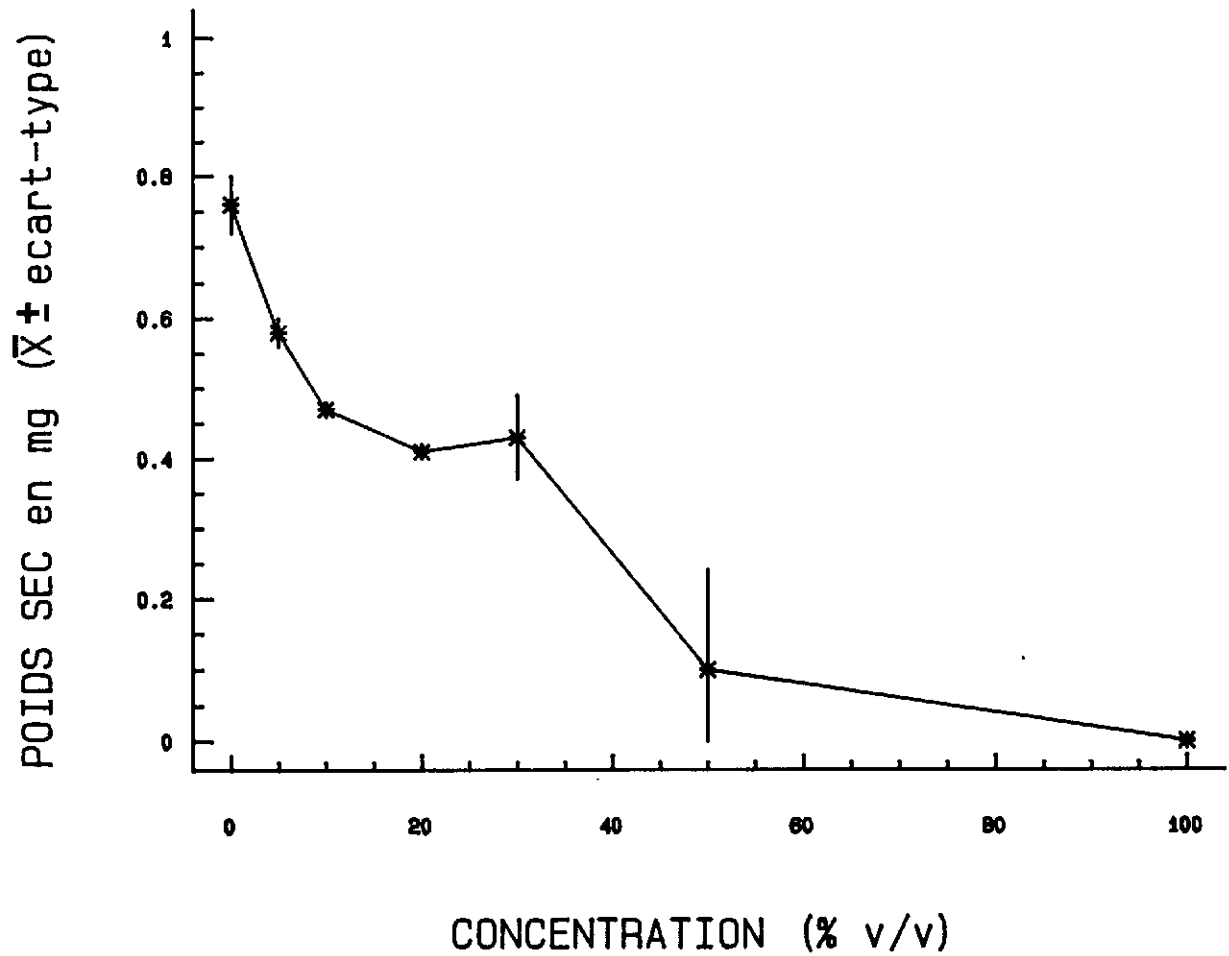


Figure I. Inhibition de la croissance en poids des tête-de-boule exposés à diverses concentrations d'effluent.

Ceriodaphnia reticulata

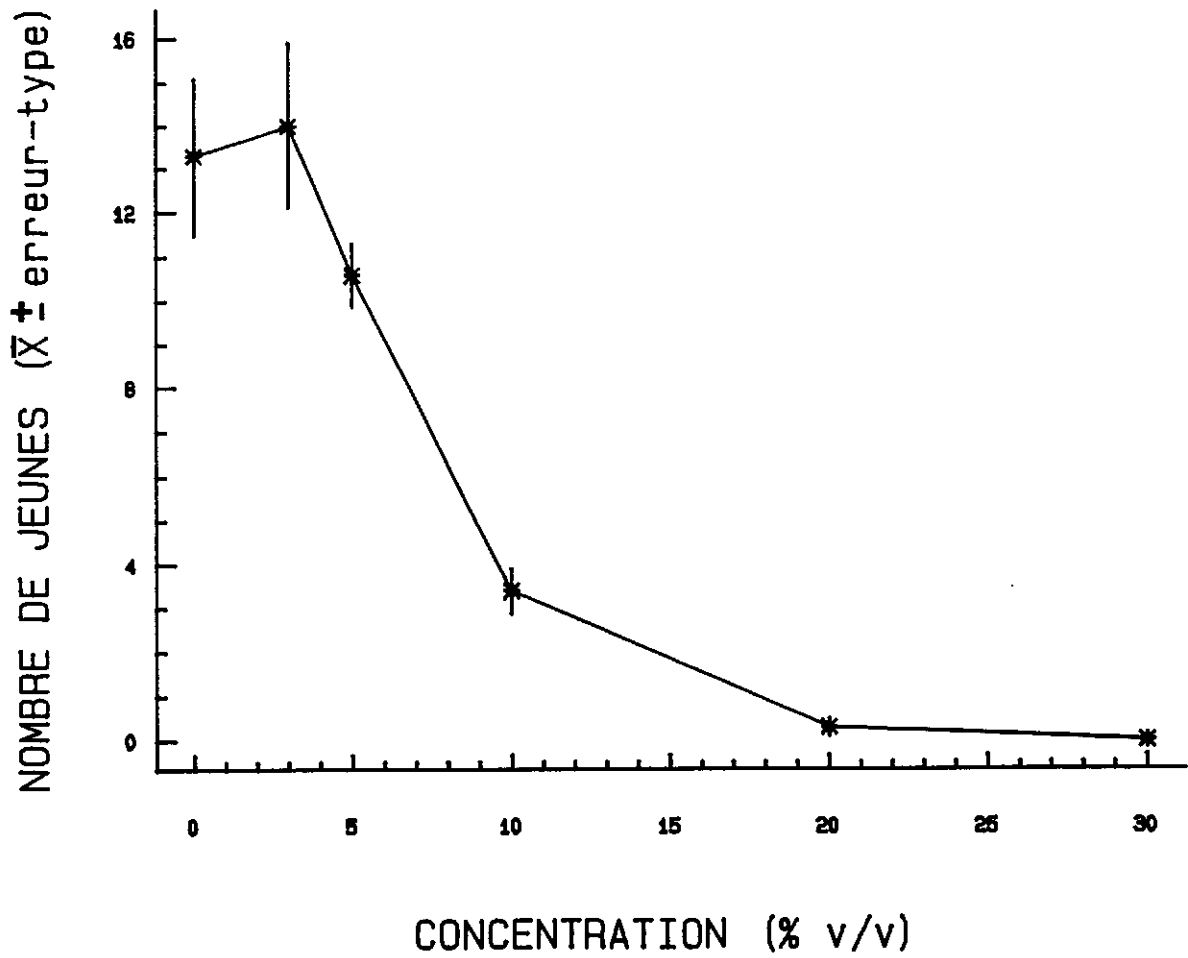
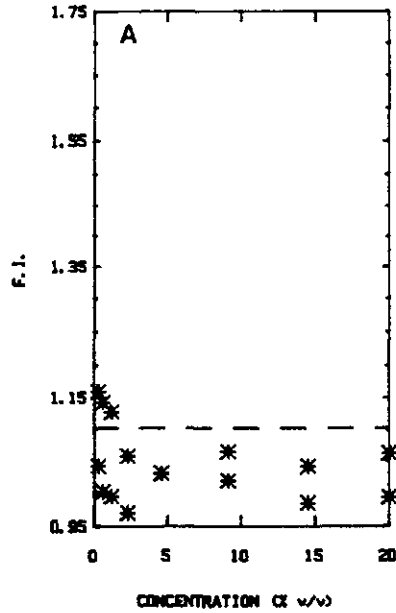


Figure 2. Inhibition de la reproduction chez les cladocères exposés à diverses concentrations d'effluent.

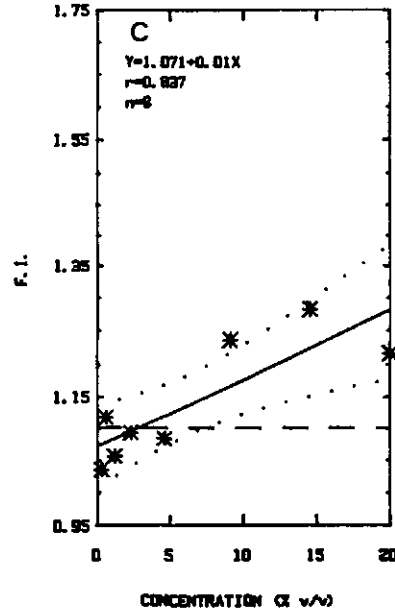
DOSE-RÉPONSE GÉNOTOXIQUE (AVANT INTER.)

KRUGER 730-1.10 (-50)



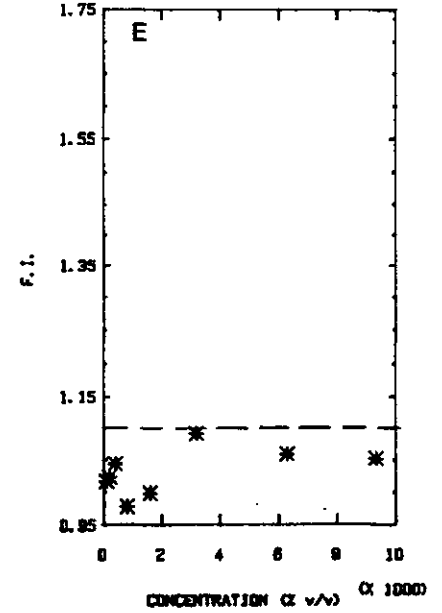
DOSE-RÉPONSE GÉNOTOXIQUE (APRES INTER.)

KRUGER 730-2.9 (-50)



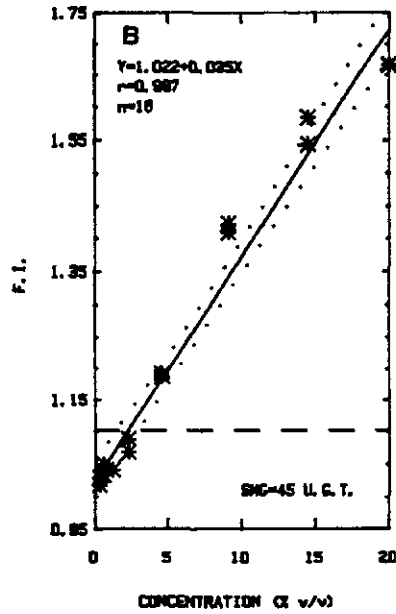
DOSE-RÉPONSE GÉNOTOXIQUE (APRES BIODEG.)

KRUGER 730-2.10 (-50)



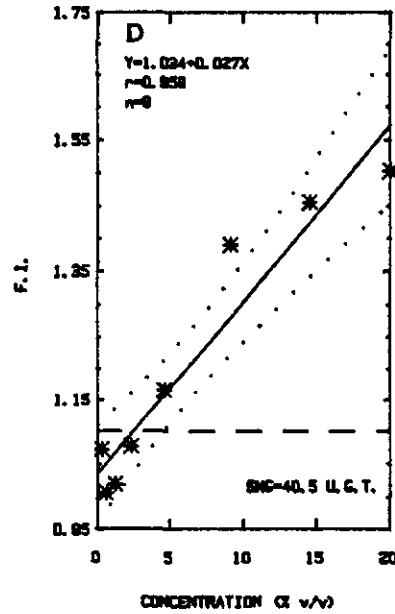
DOSE-RÉPONSE GÉNOTOXIQUE (AVANT INTER.)

KRUGER 730-1.10 (+50)



DOSE-RÉPONSE GÉNOTOXIQUE (APRES INTER.)

KRUGER 730-2.9 (+50)



DOSE-RÉPONSE GÉNOTOXIQUE (APRES BIODEG.)

KRUGER 730-2.10 (+50)

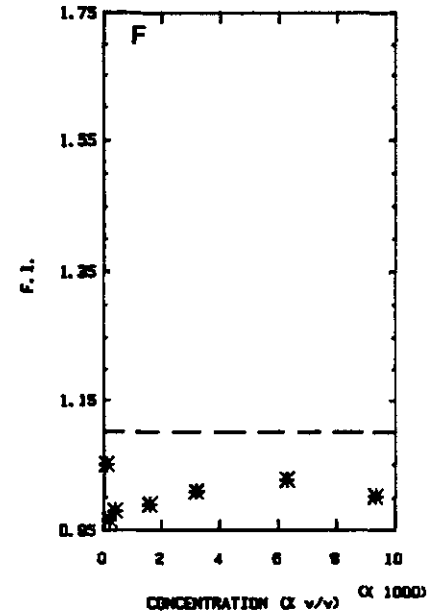
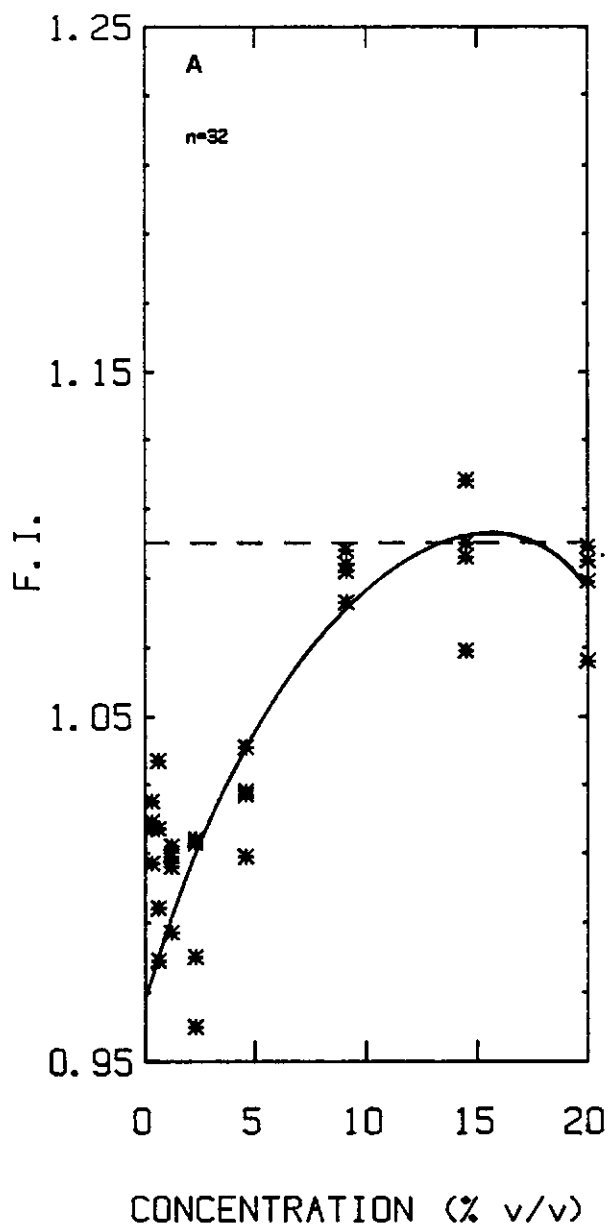


Figure 3: Dose-réponse des bioessais de génotoxicité.

DOSE-REPONSE GENOTOXIQUE

EAU DU FLEUVE (-S9)



DOSE-REPONSE GENOTOXIQUE

EAU DU FLEUVE (+S9)

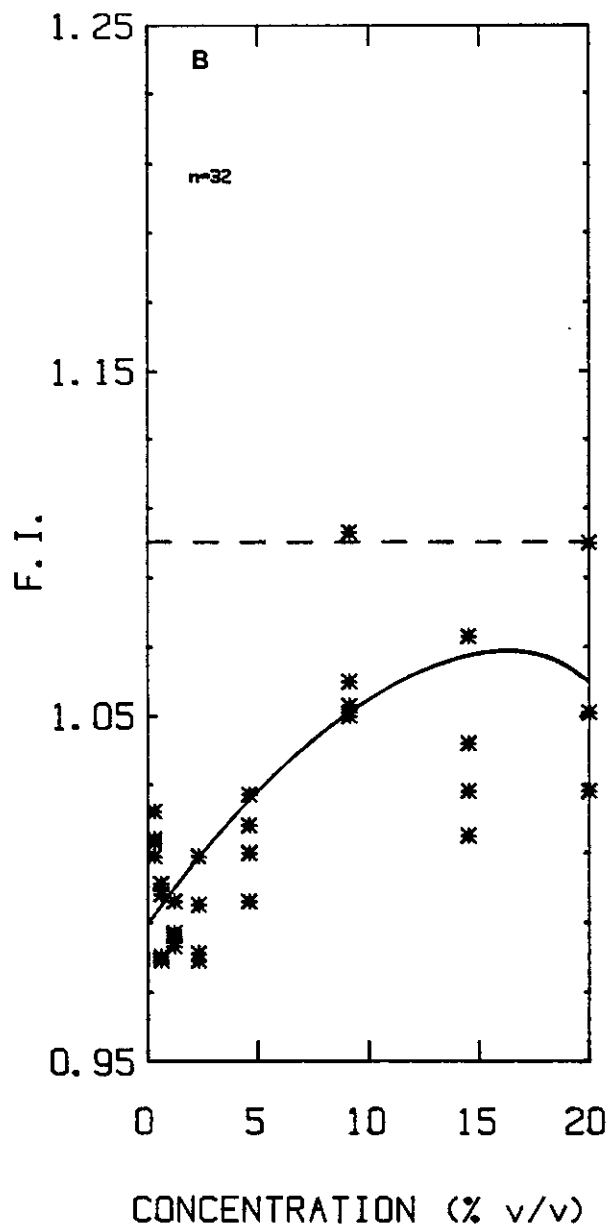


Figure 4. Dose-réponse génotoxique sur l'eau du fleuve.

ANNEXE 1

**Données analytiques de la firme Envirolab
Echantillonnage du 22 au 23.02.89 pour l'évaluation
écotoxicologique de l'usine KRUGER (Trois-Rivières)**

TABLEAU NO: 37

Caractérisation des eaux de procédé par journée de mesures

Point de mesures: 2

Paramètre	Concentration mesurée par journée			
	89-02-21 au 22	89-02-22 au 23	89-02-23 au 24	
DBO ₅ tot. ✓	mg/l	190	300	250
DCO tot. ✓	mg/l	360	660	680
ST ✓	mg/l	580	680	450
SST (CPPA) ✓	mg/l	94	75	80
SST (Std Meth.) ✓	mg/l	91	58	98
SDT ✓	mg/l	490	620	350
Sol. décant. ✓	ml/l	<0,2	<0,2	<0,2
Sol. décant. ✓	mg/l	20	24	18
P. tot. ✓	mg/lP	0,53	0,55	0,48
NTK ✓	mg/lN	1,03	1,62	2,04
NH ₃ ✓	mg/lN	0,53	0,73	0,73
NO ₂ +NO ₃ ✓	mg/lN	0,08	0,10	0,02
SO ₄ ✓	mg/l	120	150	140
H & G tot. ✓	mg/l	20	28	14
H & G min. ✓	mg/l	20	26	8
Al ✓	mg/l	2,5	3,0	3,8
Ca ✓	mg/l	28,9	30,0	31,1
Cu ✓	mg/l	<0,01	<0,01	<0,01
Mg ✓	mg/l	12,8	13,3	10,8
Mn ✓	mg/l	0,82	1,15	1,05
Zn ✓	mg/l	0,086	0,057	0,122
Phénols ✓	mg/l	0,13	0,15	0,15
pH du composé		7,3	6,9 ✓	7,0
Couleur		gris	grisâtre	gris très pâle
Aspect				

TABLEAU NO: 37 (suite)

Caractérisation des eaux de procédé par journée de mesures

Point de mesures: 2

Paramètre	Concentration mesurée par journée			
	89-02-21 au 22	89-02-22 au 23	89-02-23 au 24	
<u>Acides gras:</u>				
Ac. palmitique	mg/l	0,0862	0,0577	0,0616
Ac. stéarique	mg/l	<0,010	<0,010	<0,010
Ac. oléique	mg/l	0,0665	0,0428	0,0403
Ac. linoléique	mg/l	0,0406	0,0367	0,0367
Ac. linoléique	mg/l	<0,010	<0,010	<0,010
Ac. palmitoléique	mg/l	0,0475	0,0439	0,0221
total:	mg/l	0,2408	0,1811	0,1607
<u>Acides résiniques:</u>				
Ac. abiétique	mg/l	0,353	0,373	0,324
Ac. déhydroabétique	mg/l	0,797	0,807	0,718
Ac. primaire	mg/l	0,0747	0,0768	0,0732
Ac. isoprimerique	mg/l	0,229	0,228	0,210
Ac. sandaracoprimerique	mg/l	0,131	0,130	0,118
Ac. palustrique *	mg/l	0,713	0,655	0,611
Ac. néoabiétique	mg/l	0,120	0,120	0,118
total:	mg/l	2,4177	2,3898	2,1722
<u>Composés phénoliques:</u>				
Phénol	mg/l	0,0036	0,0053	0,0014
O-crésol	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001
M-crésol	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001
p-crésol	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001
Hydroxyphénol	mg/l	0,400	0,6533	0,220
Métoxyphénol	mg/l	0,0059	0,0065	0,0013
total	mg/l	0,4095	0,6651	0,2227

* Le résultat de l'acide palustrique inclut l'acide lévoprimerique.

TABLEAU NO: 37 (suite)

Caractérisation des eaux de procédé par journée de mesures

Point de mesures: 2

Paramètre	Concentration mesurée par journée		
	89-02-21 au 22	89-02-22 au 23	89-02-23 au 24
<u>Balayage des substances organiques non-volatiles prioritaires *</u>			
Phénol $\mu\text{g/l}$	2,5	3,4	2,2
Bis (2-éthylhexyl) phtalate $\mu\text{g/l}$	12	4,2	2,0
di-N-butyl phtalate $\mu\text{g/l}$	13	<1	<1
<u>Diterpènes alcools</u>			
Pimarol $\mu\text{g/l}$	ND	ND	ND
Isopimarol $\mu\text{g/l}$	ND	ND	ND
Abietol $\mu\text{g/l}$	ND	ND	ND
Dehydroabietol $\mu\text{g/l}$	ND	ND	ND
<u>Produits de la dégradation de la lignine</u>			
Isoeugéno1 $\mu\text{g/l}$	<2	<2	<2
Eugéno1 $\mu\text{g/l}$	<2	<2	<2
3,1 - diméthoxy, $\mu\text{g/l}$	ND	ND	ND
4,4 - dihydroxystilbène $\mu\text{g/l}$			

* Voir annexe "A" pour connaître les résultats détaillés.

ND: non détectable.

ANNEXE 2

**Résultats des analyses statistiques
effectuées par la firme Le Groupe Environnemental
sur les bioessais avec Ceriodaphnia et tête-de-boule**

INPUT DATA TABLE

Krugel - Cereolipolase

Conc.	Replicates -->									
1	14.00	12.00	13.00	.00	15.00	16.00	22.00	10.00	17.00	14.00
2	16.00	19.00	12.00	15.00	16.00	14.00	12.00	.00	14.00	16.00
3	14.00	9.00	10.00	8.00	9.00	12.00	9.00	13.00	12.00	9.00
4	4.00	4.00	1.00	3.00	3.00	.00	5.00	5.00	4.00	5.00
5	.00	.00	.00	1.00	.00	.00	1.00	.00	1.00	.00

RESULTS OF SEQUENTIAL COMPARISONS
USING THE DUNNETTS TEST

For this set of data, the minimum difference that can be detected as statistically significant is 3.628 .
This represents a 27.3% reduction in the mean.
Response from the control.
T = 2.23

CALCULATED T VALUES

Concentration Number	Ti
2	-.06
3	1.72
4	6.09
5	7.99

There is no significant difference between concentration 2 and control.
There is no significant difference between concentration 3 and control.

=> There is significant difference between concentration 4 and control.

=> There is significant difference between concentration 5 and control.

ANOVA TABLE

SOURCE	DF	SUM OF SQ.	MEAN SQ.	CALC F	TAB F(0.05)
BETWEEN	4	1437.680	359.470	27.164	2.580
WITHIN	45	595.500	13.233		
TOTAL	49	2033.380			

INPUT DATA TABLE

Krugger - Film survival

Conc. Replicates -->

1	.90	.90
2	.90	.90
3	.90	1.00
4	.90	.90
5	.70	.70
6	.00	.40

TRANSFORMED DATA TABLE

Note: Transformation number 4 was used for this set of data

Conc. Replicates -->

1	1.25	1.25
2	1.25	1.25
3	1.25	1.46
4	1.25	1.25
5	.99	.99
6	.11	.68

RESULTS OF SEQUENTIAL COMPARISONS
USING THE DUNNETTS TEST

For this set of data, the minimum difference that can be detected as statistically significant is .435.

This represents a 48.3% reduction in the mean.

Response from the control.

T = 2.83

CALCULATED T VALUES

Concentration Number	Ti
2	.00
3	-.60
4	.00
5	1.46
6	4.83

There is no significant difference between concentration 2 and control.

There is no significant difference between concentration 3 and control.

There is no significant difference between concentration 4 and control.

There is no significant difference between concentration 5 and control.

=> There is significant difference between concentration 6 and control.

ANOVA TABLE

SOURCE	DF	SUM OF SQ.	MEAN SQ.	CALC F	TAB F(0.05)
AMONG	5	1.266	.253	8.172	4.390
WITHIN	6	.186	.031		
TOTAL	11	1.452			

INPUT DATA TABLE

Krusger - Fleun growth

CONC. Replicates -->

	.73	.79
2	.57	.60
3	.46	.48
4	.42	.40
5	.39	.47
6	.00	.20

RESULTS OF SEQUENTIAL COMPARISONS
USING THE DUNNETTS TEST

For this set of data, the minimum difference that can be
Detected as statistically significant is .187 .
This represents a 24.6% reduction in the mean.
Response from the control.
T = 2.83

CALCULATED T VALUES

Concentration Number	Ti
2	2.68
3	4.43
4	5.29
5	5.03
6	9.99

There is no significant difference between concentration 2 and control.

=> There is significant difference between concentration 3 and control.

=> There is significant difference between concentration 4 and control.

=> There is significant difference between concentration 5 and control.

=> There is significant difference between concentration 6 and control.

ANOVA TABLE

SOURCE	DF	SUM OF SQ.	MEAN SQ.	CALC F	TAB F(0.05)
AMONG	5	.478	.096	21.838	4.390
WITHIN	6	.026	.004		
TOTAL	11	.504			

