



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

00344
24
1
24

FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO

"EFECTO COMBINADO DEL AMONIACO/NITRITO Y
TEMPERATURA SOBRE LAS RESPUESTAS
FISIOLÓGICAS DE *Ctenopharyngodon idella*
(Val., 1844)"

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRO EN CIENCIAS
(BIOLOGIA DE SISTEMAS Y RECURSOS ACUÁTICOS)

P R E S E N T A

FABIAN CONTRERAS ARIZAGA

DIRECTORA DE TESIS: Dra. SONIA SOFIA ESPINA AGUILERA

MEXICO, D. F.

1997

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

AGRADECIMIENTOS

A LOS MIEMBROS DEL JURADO:

Dra. SONIA S. ESPINA AGUILERA
Por la dirección del presente trabajo

Dra. GUILLERMINA ALCARAZ ZUBELDIA
Dr. RENE DE JESUS CARDENAS VAZQUEZ
Dra. IRMA AURORA ROSAS PEREZ
Dr. FRANCISCO XAVIER CHIAPPA CARRARA
Dr. EUGENIO DIAZ IGLESIAS
Dra. RUTH CECILIA VANEGAS PEREZ
Por la revisión y comentarios al escrito.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para la realización de los estudios de Maestría.

A la SEMARNAP, especialmente a la Bióloga Ligia Murillo y al personal del Centro de Producción Piscícola de Tezontepec de Aldama, por la donación de los peces utilizados para la realización del presente trabajo.

A Rocío Espinoza

A mis amigos: Octavio, Hugo, Federico, Sofía, Katy, Daniel y Alejandro, q en p.d.

A los miembros del Laboratorio de Ecofisiología: Dr. Carlos Rosas, Dra. Gabriela Gaxiola, M en C. Adolfo Sánchez.

A los Biólogos Gabriel Taboada, Catalina Maldonado y a la M. en C. Carmen Guzmán por su apoyo en la realización del trabajo experimental.

A mis compañeros de Laboratorio: Claudia, Hugo, Ceci, Luz, Vero y Angel

A Jorge Bets, Benjamín Tirado y a los laboratoristas del Departamento de Biología de la Facultad de Ciencias de la UNAM, por el apoyo prestado para la realización de este trabajo.

DEDICATORIA

A mi mama por todo lo que significa...

**A mis hermanos: Estela, Francisco, Antonio, Luis, Leticia, Alejandro y
Laura**

A mis sobrinos....

...A Alfonso Cortes....donde quiera que se encuentre...

**Este trabajo se realizó en el
Laboratorio de Ecofisiología de la
Facultad de Ciencias de la UNAM,
bajo la dirección de la Dra. Sonia S.
Espina Aguilera.**

CONTENIDO

	No Pag
RESUMEN	1
ABSTRAC	2
INTRODUCCION	3
Objetivos	9
MATERIALES Y METODOS	11
Captura y mantenimiento	11
Pruebas de Toxicidad Aguda	12
Pruebas de Toxicidad Crónica	14
I. Tasa de Ingestión de alimento y de Heces producidas	15
II. Asimilación y Eficiencia de Asimilación	15
III. Tasa Respiratoria	16
IV. Tasa de Excreción Amoniacal	17
V. Razón Atómica O/N	17
VI. Tasa de crecimiento	17
VII. Eficiencias de Crecimiento	18
Análisis Estadístico	19
RESULTADOS	21
Pruebas de Toxicidad Aguda	21
Pruebas de Toxicidad Crónica	22
I. Mortalidad	22
II. Tasa de Ingestión de Alimento	22
III. Producción de Heces	23
IV. Asimilación	24
V. Eficiencia de Asimilación	25
VI. Tasa Respiratoria	26
VII. Eficiencia de Extracción de Oxígeno	28
VIII. Tasa de Excreción Amoniacal	31
IX. Razón Atómica O/N	32
X. Tasa de Crecimiento	32
XI. Eficiencias de Crecimiento Bruta (K_1) y Neta (K_2)	33
DISCUSION	35
LITERATURA CITADA	46
TABLAS	55
FIGURAS	66

RESUMEN

Los compuestos nitrogenados como el amoníaco y el nitrito pueden afectar la integridad biológica y el comportamiento de los peces cuando alcanzan concentraciones elevadas en los estanques de cultivo. La carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella* fue seleccionada como organismo de prueba debido a su importancia en la acuicultura nacional. En este trabajo se calcularon las CL_{50-96} h del N-amoniaco no ionizado ($N-NH_3$) para las carpas mantenidas a 24, 29 y 32 °C. Los valores obtenidos variaron entre 1.5 y 1.8 mg/L de $N-NH_3$. Asimismo, se determinaron las UT_{50-96} h de las mezclas de $N-NH_3/N-NO_2^-$ a razón de toxicidad 1:1 en peces mantenidos a las mismas temperaturas. Los valores de las UT_{50} se encontraron entre 0.57 y 1.10. Tanto en 24 °C como en 32 °C la acción tóxica de los contaminantes fue sinérgica; sin embargo, en 29 °C fue antagónica.

Se evaluó el efecto subletal de las mezclas de $N-NH_3/N-NO_2^-$ sobre las respuestas fisiológicas que inciden en el crecimiento de los juveniles de *C. idella* expuestos por 15 días a 24, 29 y 32 °C. Para tal fin, se midieron las tasa de ingestión del alimento, producción de heces, asimilación del alimento, consumo de oxígeno, extracción de oxígeno y excreción amoniacal. Asimismo, se calculó la razón atómica O/N, y las eficiencias de crecimiento bruta (K_1) y neta (K_2).

Las alteraciones provocadas en los juveniles de *C. idella* mantenidos a las diferentes temperaturas por la exposición a las mezclas de los contaminantes durante 15 días se manifestó en todas las respuestas mencionadas. El efecto fue más evidente en la tasa de crecimiento, consecuencia de la disminución de las tasas de ingestión y asimilación del alimento.

ABSTRACT

The nitrogenous compounds such as ammonia and nitrite that affect the biological integrity and behavior of fish when they are at high concentrations in culture pools. The grass carp *Ctenopharyngodon idella* was chosen because of its importance in national aquaculture. In this work, the CL_{50-96} h of N-amoniacal un-ionized (N-NH₃) were calculated to the carps maintained in 24, 29 y 32 °C. The values obtained varied between 1.5 and 1.8 mg/L of N-NH₃. The UT_{50-96} h of the mixtures of N-NH₃/N-NO₂⁻ a toxicity ration of 1:1 were determinated too in fish within the same temperatures. The values of the UT_{50} were found between 0.57 and 1.10. The toxic action in 24 and 32 °C of the contaminants mixtures was synergistic; never the less, in 29 °C it was antagonic.

The sublethal effect of the mixtures of N-NH₃/N-NO₂⁻ of the physiological answers that fall into the growth of juvenile the *C. idella* exposed during 15 days to 24, 29 and 32 °C was evaluated. For this purpose, the ingestion rates of food, production of faeces, asimilation of food, rates of consumption and extraction of O₂, amoniacal excretion and were mesured the ration O/N and the efficiency of gross growth (K₁) and net growth (K₂).

The alterations produced in the juveniles of *C. idella* because of the exposure to the mixtures of contaminants during 15 days was manifested in all of the answers that were measured; never the less, the effect was more evident in the growth rate, consequence of the decrease in the ingestion rate and the asimilation of the food.

INTRODUCCION

En los estanques de cultivo de peces con sistemas estáticos o con agua recirculante, el amoníaco (NH_3) y el nitrito (NO_2^-) pueden alcanzar concentraciones elevadas que representan un riesgo para la sobrevivencia de los organismos. En los estanques con altas densidades de peces tanto el amoníaco como el nitrito se acumulan hasta niveles tóxicos y a menudo subtóxicos, pero perjudiciales. Las pozas naturales utilizadas con fines de cultivo también son susceptibles a la contaminación por compuestos nitrogenados que frecuentemente penetran por el escurrimiento del agua de tierras agrícolas aledañas o por efluentes contaminados con desechos industriales y urbanos (Hasan y Macintosh, 1986).

El amoníaco puede estar presente en los estanques de cultivo por la descomposición del alimento remanente o por el nitrógeno amoniacal excretado por los peces derivado del catabolismo de las proteínas del alimento ingerido y asimilado por estos, debido a la oxidación de los aminoácidos. Tanto las proteínas que se encuentran en el alimento como las celulares son hidrolizadas produciendo un grupo de aminoácidos que forman parte de nuevas proteínas. Estas se utilizan en reparación y crecimiento. Los aminoácidos excedentes son catabolizados, generalmente en el hígado formando amoníaco que posteriormente es excretado principalmente por las branquias (Wright, 1995).

El amoníaco es un contaminante no acumulativo; niveles potencialmente tóxicos pueden ser tolerados por los peces una vez que han sobrevivido a una exposición previa. Se han identificado dos mecanismos de

resistencia de los animales al amoníaco después de una exposición inicial; el primero involucra cambios en la permeabilidad de las membranas y el segundo comprende la excreción y detoxificación natural en el organismo (Hasan y Macintosh, 1986).

El amonio (NH_4^+) atraviesa las membranas celulares a favor de un gradiente de concentración y de un potencial eléctrico. La molécula de NH_4^+ presenta una similitud de tamaño con el K^+ hidratado, por lo que puede sustituirlo en el transporte iónico mediado por la Na^+/K^+ ATPasa. Asimismo, la molécula de amoníaco no ionizado (NH_3) es más pequeña y moderadamente liposoluble por lo que puede penetrar por difusión a través de las membranas celulares (Wright, 1995).

En una solución acuosa, el amoníaco no ionizado (NH_3) está en equilibrio con el ion amonio (NH_4^+); la concentración de NH_3 presente depende de varios factores, entre los que destacan el pH y la temperatura. Algunos autores mencionan que al incrementarse estos factores la proporción de NH_3 aumenta; en contraste, al aumentar la dureza del agua la concentración de NH_3 disminuye (Emerson *et al.*, 1975; Kormanik y Cameron 1981; Thurston *et al.*, 1983; Wise *et al.*, 1989).

El efecto tóxico del amoníaco está en función del tiempo de exposición y de la concentración del contaminante. Entre otros, se ha observado que el amoníaco puede alterar el metabolismo de los carbohidratos y las grasas, así como los niveles de ATP e interfiere con el transporte de aminoácidos (Wright, 1995).

La exposición aguda de los peces a altas concentraciones de amoníaco, puede provocar incremento en la ventilación de las branquias, hiperexcitabilidad, convulsiones y finalmente la muerte. El resultado directo de exposiciones crónicas de los peces a bajas concentraciones de amoníaco incluyen: cambios histológicos, decremento en la capacidad reproductora (número de huevos producidos, viabilidad de éstos y retardo en la eclosión), disminución en el crecimiento y en el desarrollo morfológico y un aumento en la susceptibilidad a las enfermedades. Además, la exposición crónica a este contaminante, puede producir deterioros progresivos en algunas funciones fisiológicas que pueden provocar la muerte de los organismos (Russo, 1985).

En la actualidad existe una extensa literatura en relación a la toxicidad aguda del amoníaco en varias especies de peces. Al respecto, Thurston y Russo (1983) encontraron valores CL_{50-96} h para la trucha arcoiris *Salmo gairdneri* de 0.16 a 1.1 mg/L de NH_3 en organismos de 0.1 g a 2.6 Kg de peso. Asimismo Thurston *et al.* (1983) mencionan que los valores de CL_{50-96} h para *Pimephales promelas* de 0.1 a 2.5 g se encuentran entre 0.75 a 3.4 mg/L de NH_3 .

Thurston *et al.* (1986) no observaron efecto del amoníaco sobre la sobrevivencia y el crecimiento en *Pimephales promelas* expuestos a 0.44 mg/L de NH_3 ; sin embargo, cuando los peces fueron expuestos a concentraciones superiores (0.91 mg/L de NH_3) tanto la sobrevivencia como el crecimiento disminuyeron. Holt y Arnold (1983) demostraron que el efecto tóxico del amoníaco en *Sciaenops ocellatus* varía en relación al estadio de desarrollo de los organismos y que la etapa más crítica fue durante la transición desde la absorción del saco vitelino a la larva de vida libre.

El efecto tóxico del amoníaco está estrechamente relacionado con el pH y la temperatura, así como con las características fisicoquímicas del agua. Algunos autores han detectado que la toxicidad del amoníaco disminuye con el incremento de la temperatura. Thurston y Russo (1983) mencionan que la CL_{50} -96 h del NH_3 para *Pimephales promelas* aumentó cuando la temperatura se incrementó de 12 a 22 °C. De manera similar, Knoph (1992) encontró que la toxicidad del nitrógeno de amoníaco no ionizado ($N-NH_3$) disminuyó al elevarse la temperatura de 2.1 a 17.1 °C y de 1.8 a 12 °C en el salmón del Atlántico *Salmo salar*.

Como se mencionó anteriormente, el nitrito también se acumula en los estanques de cultivo. Es un producto intermediario en la oxidación del amonio a nitrato (Diab y Shilo, 1988). En el proceso de nitrificación intervienen dos géneros de bacterias: *Nitrosomonas* que transforman el amonio a nitrito y *Nitrobacter* que convierten el nitrito a nitrato; la acumulación de altas concentraciones de este compuesto en el medio puede ser provocada por el desequilibrio en las poblaciones de estas bacterias (Anthonisen *et al.*, 1976).

Los peces captan la mayor parte de los iones nitrito a través de los mecanismos de intercambio iónico en las células del cloro, que se localizan en las branquias. En los peces de agua dulce, dichas células intercambian iones bicarbonato del medio interno por una concentración similar de iones cloruro del medio externo (Maetz, 1971). Así, el nitrito, debido a su similitud con la molécula de ion cloruro (carga negativa y tamaño de la partícula) puede ser captado en lugar de éste (Bath y Eddy, 1980).

En el torrente sanguíneo, el nitrito oxida al hierro (Fe^{2+}) de la hemoglobina transformándola a metahemoglobina o ferrihemoglobina (Fe^{3+}). Esta molécula se caracteriza por su deficiencia para transportar oxígeno a los tejidos de manera reversible. La presencia de la metahemoglobina puede detectarse por el color café oscuro de la sangre de los organismos (Bowser *et al.*, 1983; Lewis y Morris, 1986). Cuando las concentraciones de metahemoglobina en la sangre son altas, los peces pueden morir de hipoxia, debido a la falta de oxígeno en los tejidos (Hilmy *et al.*, 1987).

Varios factores influyen en la toxicidad del nitrito, entre los que destacan la temperatura, el pH, además de otras características fisicoquímicas del agua. Watenpaugh *et al.* (1985), señalan que la toxicidad del nitrito en *Ictalurus punctatus*, está inversamente relacionada con la temperatura y la acidez del agua; también, demostraron que la exposición prolongada al nitrito disminuye la tolerancia a la temperatura de estos organismos.

Algunos autores han mencionado que el nitrito es capaz de afectar el crecimiento de los peces. Al respecto, Colt *et al.* (1981) y Bowser *et al.* (1983) observaron que la tasa de crecimiento del bagre *Ictalurus punctatus* disminuyó en presencia de este contaminante. Alcaraz (1993) y Contreras (1993) demostraron que la tasa de crecimiento de los juveniles *Ctenopharyngodon idella* disminuyó cuando estos son expuestos a concentraciones subletales de nitrito.

Entre los iones de mayor importancia que influyen en la toxicidad del nitrito se encuentra el cloruro. Algunos autores han mencionado que agregando cloruro al medio, la toxicidad del nitrito disminuye debido a la

competencia que se establece entre ambos iones por los mecanismos de transporte (Perrone y Meade, 1977; Williams y Eddy, 1986).

Los peces pueden ser estresados por un gran número de factores biológicos, químicos y físicos. El conocimiento de los límites de tolerancia al estresor, es importante y se debe establecer para conocer la relación entre la especie y el medio, necesaria para el manejo adecuado de peces en cautiverio (Wedemeyer, *et al.*, 1990).

Cabe señalar que una condición de estrés se refiere a la alteración medible del estado estable fisiológico de los organismos (que puede ser de carácter bioquímico, metabólico o conductual) provocada por un cambio ambiental, que hace al individuo, población o comunidad más vulnerable ante un nuevo cambio ambiental (Bayne *et al.*, 1978).

Entre los indicadores de estrés se mencionan ciertas respuestas fisiológicas como el consumo de oxígeno; las integraciones fisiológicas simples como la razón atómica O/N y el coeficiente respiratorio R/Q y las integraciones fisiológicas complejas como el crecimiento, el campo de crecimiento así como la eficiencia de crecimiento (Widdows, 1978).

Actualmente las actividades acuícolas en México se basan principalmente en el manejo de especies exóticas o introducidas como es el caso de las carpas que constituyen el policultivo chino (Arredondo, 1986). El cultivo de las carpas, también llamada ciprinicultura desempeña un papel muy importante en las actividades acuícolas del País debido a que incluye el manejo de especies de importancia social y económica. Una de las razones de la introducción de las carpas fue la de proporcionar una fuente de proteínas

de origen animal a las comunidades rurales de la Meseta Central, donde las carpas han sido bien aceptadas como alimento (Ramírez *et al.*, 1987).

Entre los ciprinidos que se cultivan actualmente en México se encuentra la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes 1844), la cual ha sido diseminada en varios cuerpos de agua; entre otros, es posible localizarla en las cuencas de Lerma-Chapala-Santiago, la del Balsas y la del Pánuco donde es un importante recurso pesquero (Arredondo y Juárez, 1986). La carpa herbívora es una de las pocas especies que han sido utilizadas como control biológico en cuerpos de agua donde las macrófitas son abundantes y por lo tanto, disminuyen el oxígeno disuelto disponible para otros organismos (Hickling, 1966; George, 1982).

En relación a los juveniles de *C. idella*, se conoce el *preferendum* final de temperatura que es 29 °C (Espina, *et al.*, 1986). Esta temperatura coincide con el crecimiento máximo, reflejo de procesos fisiológicos óptimos (Kellog y Gift, 1983). Asimismo, se ha determinado que los juveniles tempranos de esta especie son altamente sensibles a contaminantes como el cadmio (Espina *et al.*, 1995), al nitrito (Dávalos, 1992; Alcaraz, 1993; Contreras, 1993) y al detergente (Alcaraz *et al.*, 1993). Se conoce además, la influencia del nitrato sobre el crecimiento y el campo de crecimiento, así como sobre varias tasas fisiológicas de *C. idella* (Alcaraz y Espina, 1993; Espina y Alcaraz, 1993; Alcaraz y Espina, 1994; Contreras, 1993). Sin embargo, se desconoce el efecto conjunto de compuestos nitrogenados como el amoníaco y el nitrito por lo que el propósito de este estudio fue evaluar el efecto subletal de las mezclas de amoníaco/nitrito sobre las respuestas fisiológicas que inciden en la tasa de crecimiento de los juveniles de *C. idella*, mantenidos a diferentes temperaturas.

Para tal fin, se determinó la concentración letal media (CL₅₀ 96 h; mg N-NH₃/L) del amoníaco, así como la concentración letal media de la mezcla amoníaco/nitrito (UT₅₀-96 h) de los juveniles de *C. idella* mantenidos a 24, 29 y 32 °C.

En seguida, en los juveniles de *C. idella* mantenidos a dichas temperaturas y expuestos durante 15 días a diferentes unidades de toxicidad de las mezclas N-NH₃/N-NO₂ se midieron:

- a. Las tasas de ingestión del alimento, de producción de heces y de asimilación del alimento, así como las tasas de consumo de oxígeno y de excreción amoniacal.

- b. Asimismo, se determinó la tasa de crecimiento de los peces y se calcularon las eficiencias de crecimiento bruta (K₁) y neta (K₂).

MATERIALES Y METODOS

Captura y Mantenimiento

Los juveniles de *C. idella* (0.78 ± 0.04 g de peso húmedo, PH: $\bar{X} \pm S_3$) se obtuvieron en el Centro de Producción Piscícola de Tezontepec de Aldama, ubicado a los $20^{\circ} 03'$ Lat N, $99^{\circ} 77'$ Long W y 1690 msnm, en el Estado de Hidalgo México. Las carpas se transportaron al Laboratorio de Ecofisiología de la Facultad de Ciencias de la UNAM en bolsas de polietileno insufladas con aire comprimido.

Una vez en el laboratorio, los organismos se dividieron en tres grupos y se distribuyeron en acuarios de 60 L de capacidad con agua de los estanques de procedencia, la que gradualmente se substituyó por agua filtrada por carbón activado (AFCA). Las características fisicoquímicas del agua fueron: alcalinidad 136-139 mg/L de CaCO_3 ; dureza 180-190 mg/L de CaCO_3 (APHA, 1992); pH de 8.4 a 8.7 (potenciómetro Whatmann, ± 0.1 unidades); oxígeno disuelto 5.4-6.0 mg/L (electrodo de O_2 : YSI 54 Arc, ± 0.5 mg/L) y cloruro de 80 a 115 mg/L (APHA, 1992).

Los acuarios se mantuvieron con aireación constante a 24 ± 1 °C y el fotoperíodo se fijó en 12/12 h luz/obscuridad. A los peces se les suministró alimento balanceado comercial diariamente y se recambió el 30% del agua de los acuarios después de un período de alimentación de dos horas. Los juveniles de *C. idella* permanecieron en estas condiciones por una semana. En seguida, en dos de estos acuarios se elevó la temperatura del agua a 29 y 32 °C a una tasa de 1 °C/día; el tercero continuó a 24 °C. Los peces se mantuvieron durante una semana a dichas temperaturas antes de realizar las

pruebas para determinar las concentraciones letales medias del N-amoníaco no ionizado (CL_{50} -96 h, mg/L de $N-NH_3$).

Pruebas de Toxicidad Aguda

Para determinar la CL_{50} -96 h del N-amoníaco ($N-NH_3$, mg/L) se realizaron pruebas de toxicidad estáticas con recambio parcial de las soluciones del contaminante. La alimentación de los organismos se suspendió 24 h antes de iniciar las pruebas. Cabe señalar que previamente se efectuó un experimento preliminar con 60 juveniles de la carpa herbívora provenientes de cada temperatura experimental, las que se expusieron a varias concentraciones de sulfato de amonio, con el fin de conocer el intervalo que se utilizaría en las pruebas definitivas.

Los organismos se dividieron en seis grupos de 10 peces cada uno y se colocaron en acuarios que contenían 10 L de agua dulce artificial (ADA) con aireación suave y constante, cuyas características fisicoquímicas fueron: dureza 80 a 100 mg/L $CaCO_3$; alcalinidad 60 a 70 mg/L $CaCO_3$; pH 7.4-7.8; oxígeno disuelto de 5.7-5.9 mg/L y cloruro de 6.0-6.5 mg/L. A cinco de los acuarios se les agregó sulfato de amonio (Merck, 99 % de pureza) en concentraciones de 70 a 105 mg/L. Las concentración calculada de $N-NH_3$ en los acuarios experimentales fue de 1.77 a 2.74 mg/L dependiendo de la temperatura. El sexto acuario, sin contaminante se utilizó como testigo. Las carpas permanecieron 12 h en los acuarios antes de agregar el contaminante. La mortalidad se registró a las 3, 6, 12, 24, 48, 72 y 96 h. El criterio de muerte fue la falta de respuesta al estímulo mecánico suave.

Una vez determinada la CL_{50-96} h del $N-NH_3$, se calculó la toxicidad de las mezclas amoníaco/nitrito en razón de toxicidad (RT) 1:1 para cada temperatura. Los valores de la CL_{50-96} h del nitrito utilizados en este trabajo corresponden a los obtenidos por Alcaraz y Espina (1993) para los juveniles de *C. idella* de pesos similares, mantenidos en las mismas temperaturas (10.56, 12.06 y 8.11 mg/L de $N NO_2^-$ en 24, 29 y 32 °C respectivamente). En estos experimentos las soluciones de prueba se prepararon con nitrito de sodio (Merck 98 % de pureza).

Las carpas se expusieron por 96 h a las mezclas con diferentes unidades de toxicidad (UT). Tanto la razón de toxicidad, como las unidades de toxicidad se calcularon acorde a Sprague y Ramsay (1965):

$$RT = (N\text{-amoníaco})_m / (N\text{-amoníaco})_s : (N\text{-nitrito})_m / (N\text{-nitrito})_s$$

$$UT = (N\text{-amoníaco})_m / (N\text{-amoníaco})_s + (N\text{-nitrito})_m / (N\text{-nitrito})_s$$

donde m se refiere a la concentración de cada contaminante en las mezclas y s a los valores de las CL_{50-96} h del amoníaco y del nitrito.

Se utilizaron diez organismos por cada condición experimental y un grupo testigo, como anteriormente. Todos los experimentos se realizaron por duplicado.

Las concentraciones de amoníaco total y de nitrito se determinaron diariamente mediante las técnicas colorimétricas indicadas en APHA (1992).

Pruebas de Toxicidad Crónica

En las pruebas de toxicidad crónica, las carpas mantenidas a 24, 29 y 32 ± 1 °C se expusieron durante 15 días a las mezclas de los contaminantes en cuatro diferentes UT, considerando un grupo testigo para cada una de éstas. Se evaluó la mortalidad y al término de la exposición se midieron las diferentes tasas fisiológicas.

La UT de las mezclas se calculó de manera que la mortalidad esperada fuera menor del 10 % de la obtenida en las pruebas agudas de 96 h de exposición a las mezclas amoníaco/nitrito. Los valores de las UT variaron de 0.25 a 0.51 para 24 °C; de 0.18 a 0.73 para 29 °C y 0.08 a 0.33 para 32 °C.

En cada condición experimental las pruebas se efectuaron por duplicado en acuarios con 10 L de ADA, en los cuales se colocaron grupos de 10 organismos. Las soluciones de prueba se agregaron 12 h después de haber colocado a los peces en sus respectivos acuarios. Para cada temperatura se utilizaron 20 organismos como testigos de los experimentos.

Las carpas se alimentaron diariamente con un preparado comercial; las características fisicoquímicas del agua y el fotoperíodo fueron similares a las de las pruebas de toxicidad aguda. La concentración de N-NH₃ y de N-NO₂⁻ se midieron cada 48 h como se señaló anteriormente.

Los organismos se pesaron al inicio y al final de cada experimento (PH, g) en una balanza de plato OHAUS (± 0.01 g). Con el fin de conocer el peso seco (PS, g), los especímenes se deshidrataron hasta peso constante en una estufa (Blue-M) y se pesaron en una balanza analítica (SAUTER, ± 0.0001 g).

Tasa de Ingestión del Alimento y de Heces Producidas

Para evaluar el efecto de las mezclas de $N-NH_3/N-NO_2^-$ sobre la tasa de ingestión del alimento de los peces mantenidos a 24, 29 y 32 °C, diariamente se les suministró una ración correspondiente al 5% de su peso corporal. El alimento remanente de cada acuario se retiró 2 h después por medio de un sifón que en uno de sus extremos tenía una malla de plancton de 500 μ previamente pesada y se realizó un recambio del 30 % de agua de cada acuario. Las heces producidas por las carpas se retiraron del mismo modo 24 h después. El peso seco (PS, mg) tanto del alimento remanente como de las heces producidas se obtuvo deshidratándolos a 60 °C hasta peso constante. El alimento ingerido se calculó por diferencia entre el peso seco del alimento suministrado y el del alimento residual. Ambas tasas se expresaron en $mg\ día^{-1}\ g^{-1}\ PS$.

Asimilación y Eficiencia de Asimilación

La tasa de asimilación del alimento (A) de los juveniles de *C. idella* expuestos a las mezclas de amoníaco/nitrito en las diferentes temperaturas experimentales, se calculó por diferencia entre la tasa de ingestión (I) y la de heces producidas (H). Los valores obtenidos se expresaron en $mg\ día^{-1}\ g^{-1}\ PS$ de los organismos. La eficiencia de asimilación del alimento (EA, %) relativa a la ingestión se calculó utilizando la fórmula propuesta por Duncan y Klekowski (1975):

$$EA = [(I-H) / I] \times 100$$

Tasa respiratoria

Con el fin de conocer el efecto de las mezclas de los contaminantes sobre la respuesta respiratoria de los juveniles de *C. idella*, se midió el consumo de oxígeno así como la tasa de extracción de oxígeno de los organismos expuestos a las diferentes UT de las mezclas de $N-NH_3/N-NH_2^-$ a 24, 29 y 32 °C una vez concluido el período de exposición crónica (15 días). Para tal fin se utilizaron respirometros cerrados. Los peces, en ayuno por 24 h, se colocaron individualmente en cámaras respirométricas de 250 ml con agua de los acuarios de procedencia y con aireación suave y constante. Se tomó una muestra inicial de agua de cada cámara, después de 30 min se suspendió la aireación y se sellaron con una lámina de plástico; al cabo de 30 min se tomó la muestra final. La concentración de oxígeno (mg/L) de las muestras se midió con un oxímetro (YSI-54 Arc \pm 0.5 mg O₂/L). Los datos se corrigieron por el valor obtenido en las cámaras respirométricas testigo, sin peces. Todas las mediciones se realizaron entre las 9:00 y las 14:00 horas.

El consumo de oxígeno de los peces de las distintas condiciones experimentales se calculó por diferencia entre la concentración del gas en las muestras iniciales y finales de agua. Los resultados obtenidos se relacionaron con el peso seco de los peces y se expresaron en mg O₂ h⁻¹ g⁻¹ PS.

La tasa de extracción de oxígeno (TE; %) de los juveniles de *C. idella*, mantenidos a 24, 29 y 32 °C y expuestos a las diferentes UT de las mezclas se calculó utilizando la fórmula:

$$TE = [(O_i - O_f) / O_i] \times 100$$

dónde O_i y O_f se refieren a la concentración de oxígeno disuelto (mg/L) en las muestras de agua inicial y final.

Tasa de Excreción Amoniacal

La excreción amoniacal ($\text{mg N-NH}_3 \text{ h}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ PS}$) de los juveniles de *C. idella* se midió en las mismas cámaras utilizadas para evaluar el consumo de oxígeno. La tasa de excreción amoniacal se calculó por diferencia entre las concentraciones final e inicial de amoníaco (mg/L) de las muestras de agua de cada cámara tomadas al inicio y después de 30 min. La concentración de amoníaco se evaluó mediante la técnica colorimétrica del azul de indofenol (APHA, 1992). Las concentraciones de nitrógeno amoniacal (N-NH_3 , mg/L) correspondientes se calcularon considerando la temperatura y el pH de las muestras de agua, utilizando la ecuación propuesta por Emerson, *et al.* (1975):

Razón Atómica

Con el fin de conocer el tipo de sustrato energético utilizado por las carpas expuestas a las mezclas de $\text{N-NH}_3/\text{N-NO}_2^-$ en cada temperatura se calculó la razón atómica O/N a partir de los resultados obtenidos en el consumo de oxígeno y la excreción amoniacal de los peces (Mayzaud, 1973).

Tasa de Crecimiento

La tasa de crecimiento de los juveniles de *C. idella*, se evaluó en cada combinación de temperatura y mezcla de N-amoniaco/N-nitrito. Previamente se separó una muestra de 50 organismos, en la cual se midió tanto el peso

húmedo (PH, mg) como el peso seco (PS, mg) y se estableció la regresión entre ambas medidas. El modelo se empleó para calcular el peso seco inicial (PSi, mg) de los especímenes. Al finalizar el período de exposición a los contaminantes, se midió el peso húmedo y el peso seco final (PSf, mg) de los organismos de cada condición experimental. El crecimiento se calculó utilizando la fórmula propuesta por Busacker, *et al.* (1990):

$$C = [(Y_2 - Y_1)/Y_1]/t$$

donde Y_1 se refiere al peso seco inicial, Y_2 al peso seco final de los organismos y t al tiempo de exposición a las mezclas de los contaminantes. La tasa de crecimiento (C) se expresó en $\text{mg día}^{-1} \text{g}^{-1}$ PS.

Eficiencias de Crecimiento

Las eficiencias de crecimiento bruta (K_1) y neta (K_2) de las carpas expuestas a los distintos tratamientos se calcularon empleando las siguientes fórmulas, (Duncan y Klekowski, 1975):

$$K_1 = (C/I) \times 100 \quad K_2 = (C/A) \times 100$$

donde C es la tasa de crecimiento de las carpas ($\text{mg día}^{-1} \text{g}^{-1}$ PS), I es la tasa de ingestión ($\text{mg día}^{-1} \text{g}^{-1}$ PS) y A es la tasa de asimilación del alimento ingerido ($\text{mg día}^{-1} \text{g}^{-1}$ PS).

Análisis Estadístico

Los valores de las concentraciones letales medias (CL_{50-96 h}) del N-NH₃ (mg/L) y de las concentraciones de las mezclas de N-NH₃/N-NO₂⁻ que produjeron el 50 % de mortalidad (UT_{50-96 h}) de las carpas en cada temperatura experimental se evaluaron empleando el programa de cómputo DORES (Ramírez, 1989).

La relación entre el peso seco (Y, mg) y el peso húmedo (X, mg) de las carpas se estableció mediante el modelo de regresión lineal (Y = a + bX). El ajuste de la recta se efectuó mediante la técnica de mínimos cuadrados. La relación de las tasas fisiológicas (consumo de oxígeno y la eficiencia de extracción del gas) y el peso de los organismos se ajustó mediante mínimos cuadrados (log Y = log a + b log X). Los datos de la tasa de extracción de oxígeno (Y, %) se codificaron por medio de la transformación angular, Y' = arcoseno \sqrt{Y} (Zar, 1984).

La relación entre el consumo de oxígeno y la extracción del gas (Y), el peso seco de los peces (X₁) y las UT de las mezclas (X₂) en las distintas temperaturas, se establecieron a través del modelo polinomial:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_1^2 + \beta_4 X_2^2 + \beta_5 X_1 X_2$$

donde β_0 a β_5 son los coeficientes parciales del polinomio.

Los resultados se visualizaron a través de las respectivas superficies de respuesta (Montgomery y Peck, 1982).

La evaluación estadística de los datos correspondientes a las tasas de ingestión y de asimilación del alimento, de producción de heces y de excreción amoniaca así como la razón atómica O/N, se realizó mediante el Análisis Exploratorio de Datos (Tukey, 1977) utilizando a la mediana (M) como medida de tendencia central. Se considera que existen diferencias significativas entre los distintos tratamientos si los intervalos de confianza (IC; $\alpha = 0.05$) no se traslapan.

En el análisis de los datos se usó el programa de cómputo STATGRAPHICS (Statistical Graphics System, vers 5.0, 1991).

RESULTADOS

Durante el período de mantenimiento de los organismos en el laboratorio no se observó mortalidad.

Pruebas de Toxicidad Aguda

La toxicidad del nitrógeno de amoníaco no ionizado (N-NH_3) sobre los juveniles de *C. idella* fue dependiente de la temperatura. La concentración letal media $\text{CL}_{50-96 \text{ h}}$, para los especímenes mantenidos a 24 y 29 °C presentó valores muy similares (1.70 ± 0.10 y 1.80 ± 0.10 mg/L); en contraste, cuando la temperatura aumentó a 32 °C, los valores (1.50 ± 0.08) disminuyeron 12 y 17 % con respecto a 24 y 29 °C. Las concentraciones letales en 32 °C disminuyeron del 10 % en la CL_{10} y del 13 % en la CL_{90} con respecto a 24 °C y del 5 % hasta el 27 % en relación a 29 °C. Así, entre 24 y 29 °C la CL_{10} fue menor en la temperatura más alta (del 5 %) hasta presentar valores similares en la CL_{20} y CL_{30} ; posteriormente fueron menores en 24 °C entre 3 % para la CL_{40} y 16 % en la CL_{90} (Tabla 1; Fig. 1).

La toxicidad de las mezclas de amoníaco/nitrito sobre la mortalidad de los juveniles de *C. idella* también fue influida por la temperatura. En 29 °C, la $\text{UT}_{50-96 \text{ h}}$ que representa la concentración de los contaminantes utilizada en las mezclas para obtener el 50 % de la mortalidad de los organismos fue 40 y 48 % mayor con respecto a 24 y 32 °C y la de 24 °C 14 % mayor a la de 32 °C. Las UT a 29 °C fueron mayores en un 33 % para la UT_{10} y del 46 % en la UT_{90} con respecto a 24 °C y del 55 % en la UT_{10} y 40 % para la UT_{90}

en relación a las obtenidas en 32 °C. Entre 24 y 32 °C, Las UT fueron mayores en la menor temperatura del 33 % en la UT₁₀ y del 4 % en la UT₇₀, hasta alcanzar valores similares en la UT₈₀ y posteriormente la UT₉₀ fue 10 % mayor en 32 °C (Tabla 2; Fig. 2).

Pruebas de Toxicidad Crónica

Mortalidad

Al finalizar las dos semanas de exposición a las mezclas de los contaminantes, no se observó mortalidad entre los peces de los grupos testigo mantenidos en las diferentes temperaturas experimentales (24, 29 y 32 °C). Sin embargo, en los peces expuestos a las mezclas N-NH₃/N-NO₂⁻ a 24 °C, en la mayor UT (0.51) se presentó el 55 % de mortalidad, en tanto que a 29 °C en las carpas expuestas a las mezclas con 0.73 UT murió el 45 % de la muestra. Asimismo, en 32 °C, los peces expuestos a las mezclas con menor UT (0.08) se registró el 15 % de mortalidad y el 35 % en la mayor UT (Tabla 3).

Tasa de Ingestión de Alimento

La tasa de ingestión del alimento de las carpas testigo no fue influida significativamente por la temperatura ($P > 0.05$); sin embargo se presentó una marcada tendencia a incrementarse al aumentar la temperatura (Tabla 4; Fig. 3A).

Los resultados de la tasa de ingestión del alimento de los juveniles de *C. idella* mantenidos a 24 °C, indican que las carpas expuestas a las mezclas cuyas UT fueron 0.25 y 0.38 no presentaron diferencias significativas en relación al grupo testigo ($P > 0.05$); en cambio, la ingestión de alimento de los peces expuestos a la mayor UT (0.51) disminuyó significativamente ($P < 0.05$) tanto en comparación con los peces testigo (40 %) como con los organismos expuestos a las UT de 0.25 (51 %) y de 0.38 (57 %) (Tabla 4; Fig. 3A).

En los peces mantenidos a 29 °C, no se observaron diferencias significativas entre los testigos y los organismos expuestos a la mezcla con la UT menor ($P > 0.05$). Sin embargo, entre las carpas que permanecieron sin contaminante y los peces expuestos a las mezclas con UT de 0.37 y 0.73 la reducción en 30 y 70 % fue significativa ($P < 0.05$). También se observaron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre los juveniles de *C. idella* expuestos a las mezclas con 0.18 y 0.73 UT donde estas ingirieron 69 % menos (Tabla 4; Fig. 3A).

En 32 °C, los juveniles de *C. idella* expuestos a 0.33 UT presentaron disminución significativa ($P < 0.05$) en la ingestión de alimento con relación al grupo testigo (58 %), así como con los peces expuestos a 0.08 (53 %) y 0.16 UT (55 %) (Tabla 4; Fig. 3A).

Producción de Heces

La tasa de producción de heces de los grupos testigo, en contraste con la tasa de ingestión, fue dependiente de la temperatura; entre 24 y 32 °C aumentó 87 % y entre 29 y 32 °C 74 % (Tabla 4; Fig. 3B).

En las carpas mantenidas a 24 °C, la producción de heces en los peces expuestos a la mezcla con 0.38 de UT fue mayor 69 % ($P < 0.05$) con respecto al testigo. Al aumentar la UT, la producción de heces disminuyó hasta alcanzar valores similares al testigo. En 29 °C, entre los organismos que permanecieron sin contaminante y los expuestos a la mezcla de los contaminantes con 0.18 UT se observó un aumento significativo ($P < 0.05$) en la producción de heces (69 %). En los grupos experimentales se presentó un incremento del 73 % y del 44 % en la producción de heces de los organismos cuya UT fue 0.18 en relación a las carpas expuestas a la mezcla con UT de 0.37 y 0.73 ($P < 0.05$). Asimismo, la producción de heces aumentó significativamente (51 %) entre los organismos expuestos a la mezcla con UT de 0.73 con respecto a los peces que permanecieron en la mezcla con 0.37 UT. En las carpas mantenidas a 32 °C, se observó una tendencia a disminuir la tasa de producción de heces al aumentar los niveles de toxicidad de las mezclas de los contaminantes; en esta temperatura las diferencias entre los valores de la tasa de producción de heces de los peces expuestos a las diferentes UT de las mezclas no fueron significativas (Tabla 4; Fig. 3B).

Asimilación

La tasa de asimilación del alimento de los peces testigo a 24, 29 y 32 °C, no fue influida por la temperatura. Entre los grupos experimentales, las carpas expuestas a las mezclas de los contaminantes y los organismos del grupo testigo en 24 °C no presentaron diferencias significativas en la tasa de asimilación. Sin embargo, en los organismos expuestos a la mayor UT (0.51) la tasa disminuyó en 41 y 44 % en relación a los peces testigo y los expuestos a 0.25 UT respectivamente. En cambio, en 29 °C se observó una disminución significativa ($P < 0.05$) en la tasa de asimilación de los peces expuestos a las

mezclas con 0.37 y 0.73 UT del 30 y 81 % respectivamente con relación a los peces testigo. Entre los grupos experimentales también se observaron diferencias significativas ($P < 0.05$); la asimilación del alimento de los peces expuestos a la mezcla con 0.73 UT fue 77 % menor en relación a la presentada por los peces expuestos a la mezcla con 0.18 UT y 73 % más baja con respecto a las carpas expuestas a la mezcla con 0.37 UT (Tabla 4; Fig. 3C).

En los organismos expuestos a 32 °C, no se presentaron diferencias significativas entre las carpas testigo y los peces expuestos a las mezclas con 0.08 y 0.16 UT. Los peces del grupo expuesto a la mezcla con mayor UT (0.33) presentaron una disminución significativa ($P < 0.05$) del 66 % (Tabla 4; Fig. 3C).

Eficiencia de Asimilación

En la eficiencia de asimilación de los peces testigo a 24 y 29 °C no se presentaron diferencias significativas ($P > 0.05$), en cambio a 32 °C la eficiencia e asimilación del grupo testigo disminuyó significativamente ($P < 0.05$) en 22 y 19 % en relación a la presentada por los grupos mantenidos a 24 y 29 °C respectivamente (Tabla 5; Fig. 4).

Entre los peces testigo y los organismos expuestos a las distintas UT de las mezclas N-NH₃/N-NO₂⁻ a 24 °C no se presentaron diferencias significativas en la eficiencia de asimilación ($P > 0.05$). Resultados similares se presentaron en 29 °C, entre los peces testigo y los expuestos a 0.37 UT. En los peces expuestos a las mezclas con 0.18 y 0.73 UT, disminuyó significativamente en

21 y 29 % con respecto al testigo y en 20 y 28 % con relación a los peces expuestos a 0.37 UT (Tabla 5; Fig. 4).

Con respecto a la eficiencia de asimilación del grupo testigo y de los organismos expuestos a las mezclas con distintas UT a 32 °C no se presentaron diferencias significativas (Tabla 5; Fig. 4).

Tasa Respiratoria

Los modelos de la relación entre la tasa de consumo de oxígeno (VO_2 , $mg\ h^{-1}$) y el peso seco (PS, mg) de los juveniles de *C. idella* fueron altamente significativos ($P < 10^{-4}$). La pendiente de las rectas tendió a disminuir al aumentar la temperatura, siendo 50 y 60 % mayor en 24 °C que en 29 y 32 °C respectivamente y 20 % mayor en 29 °C con respecto a 32 °C (Tabla 6).

Los modelos y estimadores de la relación entre el consumo de oxígeno (Y ; $mg\ O_2\ h^{-1}$), el peso seco (X_1 ; g) de los juveniles de *C. idella* y las unidades de toxicidad (UT) de las mezclas de amoníaco/nitrito se presentan en la Tabla 7. Los modelos fueron altamente significativos, con $P < 10^{-4}$ y coeficientes de determinación (R^2) de 0.83 a 0.93 dependiendo de la temperatura. El coeficiente de Durbin-Watson señaló ausencia de autocorrelación en todos los casos (Montgomery y Peck, 1982).

Las superficies de respuesta generadas de los polinomios respectivos indican que en los grupos de peces mantenidos en 24 °C (Fig. 5A) el consumo de oxígeno aumentó al incrementarse el peso de los organismos en las mezclas

con menores UT. En de las mezclas con mayores UT el aumento en la tasa fue menor. Los peces de menor tamaño resultaron más afectados que los de mayores tallas al aumentar la UT de las mezclas.

En 29 °C, el consumo de oxígeno aumento al incrementarse el peso de los organismos con una notoria influencia de las UT de las mezclas (Fig. 5B). Los peces de menor talla expuestos a las mezclas con diferentes UT la tasa respiratoria no presentó modificaciones, en tanto que en los organismos de mayor talla la tasa metabólica disminuyó de manera notoria.

El consumo de oxígeno de las carpas expuestas a las mezclas con distintas UT a 32 °C presentó un comportamiento similar al de los organismos a 29 °C. Así, el consumo de oxígeno se elevó al aumentar el peso de los organismos; sin embargo, cuando las UT de las mezclas se incrementaron el consumo de oxígeno disminuyó en los organismos de mayor peso, en tanto que en los peces pequeños, la tasa metabólica se incrementó ligeramente (Fig. 5C).

En la Tabla 8 y figura 6A se presenta la tasa de consumo de oxígeno peso específico de los juveniles de *C. idella* ($\text{mg h}^{-1} \text{g}^{-1}$ PS) mantenidos a 24, 29 y 32 °C. Entre los testigos de 24 y 29 °C no se presentaron diferencias significativas, pero en el grupo mantenido a 32 °C aumentó significativamente 41 y 38 % en relación a 24 y 29 °C respectivamente.

En los peces expuestos a las mezclas de $\text{N-NH}_3/\text{N-NO}_2^-$ a 24 °C, el consumo de oxígeno de los peces fue similar al testigo. En 29 °C, se presentaron diferencias significativas entre los peces testigo y los grupos

experimentales ($P < 0.05$). Los peces que permanecieron en la mezcla con 0.18 UT consumieron 35 % más oxígeno en relación a los testigo. Entre los grupos experimentales también se observaron diferencias significativas; las carpas expuestas a 0.18 UT consumieron 28 y 35 % más oxígeno que las expuestas a 0.37 y 0.73 UT respectivamente (Tabla 8; Fig. 6A).

En 32 °C el consumo de oxígeno de los organismos presentó una clara tendencia a disminuir a medida que aumentaban las UT de las mezclas de los contaminantes; entre los peces testigo y los grupos experimentales se presentaron diferencias significativas ($P < 0.05$). Así, en las carpas expuestas a las mezclas con 0.08, 0.16 y 0.33 UT la tasa disminuyó 31, 59 y 66 % con respecto a la de los peces testigo. También se observaron diferencias significativas ($P < 0.05$) en el consumo de oxígeno de los grupos experimentales; en los peces expuestos a las mezclas con 0.33 UT la tasa fue 41 % menor que la de los peces expuestos a 0.08 UT (Tabla 8; Fig. 6A).

Eficiencia de Extracción de Oxígeno

Al igual que el consumo de oxígeno, las pendientes de las regresiones entre la eficiencia de extracción de oxígeno y el peso seco de los juveniles de *C. idella* mantenidos en 24, 29 y 32 °C, fueron modificadas por la temperatura; en 24 °C el valor de la pendiente fue 45 y 21 % mayor a la presentada por las carpas mantenidas a 29 y a 32 °C respectivamente. Los valores de la intersección de las rectas se incrementaron al aumentar la temperatura a 32 °C en 29 % con respecto a 29 °C (Tabla 6).

Las relaciones polinomiales de la eficiencia de extracción de oxígeno (Y' : TE'), el peso seco (X_1) de los juveniles de *C. idella* y las unidades de

toxicidad de las mezclas (X_2 : $N-NH_3/N-NO_2$) se presentan en la Tabla 7. Los modelos fueron altamente significativos ($P < 10^{-4}$; $R^2 = 0.92$ a 0.96) y los estimadores de Durbin-Watson fueron adecuados. A través de las superficies de respuesta se puede observar que en $24\text{ }^\circ\text{C}$, la eficiencia de extracción de oxígeno se incrementó al aumentar el peso de los juveniles de *C. idella* y las unidades de toxicidad de las mezclas con interacción significativa de ambas variables (Fig. 7A).

En los organismos mantenidos a $29\text{ }^\circ\text{C}$, el aumento en la eficiencia de extracción del gas fue notable al aumentar el peso de los organismos (0.2 a 0.3 g) en las mezclas con UT menores y mayores; sin embargo, en los organismos pequeños (0.07 a 0.19 g) la eficiencia de extracción de oxígeno no se modificó al elevarse la UT de las mezclas. También se observó que en los peces de mayor talla la eficiencia de extracción de oxígeno se redujo al aumentar el valor de las unidades de toxicidad. Asimismo, la interacción de las variables fue significativa (Fig. 7B).

En $32\text{ }^\circ\text{C}$, la eficiencia de extracción de oxígeno aumentó al incrementarse el peso de los organismos. Cuando la UT de las mezclas fue mayor, en peces pequeños (0.08 a 0.12 g) la eficiencia tendió a aumentar; sin embargo, en los organismos de mayor peso (0.14 a 0.23 g) la tasa disminuyó con el incremento en la UT de las mezclas. Del mismo modo, la interacción de ambas variables fue significativa (Fig. 7C).

En la tabla 8 y figura 6B se puede observar que la eficiencia de extracción de oxígeno por unidad de peso seco de organismo de los juveniles de *C. idella*, aumentó a medida que se incrementó la temperatura. Entre los peces testigo mantenidos a 24 y $29\text{ }^\circ\text{C}$ no se presentaron diferencias

significativas ($P > 0.05$), a 32°C la eficiencia de extracción del gas se incrementó significativamente 33 y 23 % en relación a 24 y 29°C respectivamente.

Al comparar la eficiencia de extracción de oxígeno de los peces testigo y los expuestos a las mezclas con diferentes UT mantenidos a 24°C no se observaron diferencias significativas ni tampoco entre los grupos experimentales ($P > 0.05$). Los valores de la eficiencia de extracción del gas fluctuaron entre 18 y 29 % incluyendo al testigo (Tabla 8; Fig. 6B).

En 29°C , no se observaron diferencias significativas entre el grupo testigo y las carpas expuestas a la mezcla con 0.37 UT ($P > 0.05$), en cambio, en las carpas expuestas a 0.18 UT la eficiencia fue 19 % mayor que la de este grupo; en las carpas expuestas a 0.73 UT la eficiencia de extracción disminuyó 34 %. Entre los grupos experimentales, los peces expuestos a la mezcla con 0.18 UT presentaron una eficiencia de extracción de oxígeno significativamente mayor (24 %) con respecto a los peces expuestos a la mezcla con UT de 0.37 y 46 % mayor a la de las carpas expuestas a 0.73 UT (Tabla 8; Fig. 6B).

En 32°C , se presentaron diferencias significativas entre los organismos del grupo testigo y los peces expuesto a las mezclas con distintas UT ($P < 0.05$). Así, la eficiencia de extracción del gas de los juveniles de *C. idella* del grupo testigo fue 47, 46 y 54 % mayor que la de los organismos expuestos a las mezclas con 0.08, 0.16 y 0.33 UT respectivamente. Entre los grupos de peces expuestos a 0.08 y 0.33 UT también se presentaron diferencias significativas ($P < 0.05$), la extracción de oxígeno de los

organismos expuestos a la mezcla con 0.08 UT fue 14 % mayor a la de los peces expuestos a 0.33 UT (Tabla 8; Fig. 6B).

Tasa de Excreción Amoniacal

Las tasas de excreción amoniacal ($\text{mg N-NH}_3 \text{ h}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ PS}$) de los peces testigo mantenidos a 24 y 32 °C fueron similares ($P > 0.05$), en cambio la tasa de excreción de las carpas del grupo testigo a 29 °C disminuyó (62 %) significativamente con respecto a la de los peces mantenidos a 24 °C (Tabla 9; Fig. 8A).

Entre los peces testigo y los expuestos a las distintas condiciones experimentales a 24 °C, no se presentaron diferencias significativas ($P > 0.05$). En 29 °C, se presentó una marcada tendencia a aumentar la excreción al incrementar la UT de las mezclas. Los organismos expuestos a la mezcla con UT de 0.37 excretaron el doble con respecto al grupo testigo ($P < 0.05$). La tasa de excreción de los peces expuestos a la mayor UT fue 81, 78 y 62 % mayor en relación a los organismos testigo y los expuestos a las mezclas con UT de 0.18 y 0.37 respectivamente (Tabla 9; Fig. 8A).

En los peces expuestos a las mezclas en 32 °C no se presentaron diferencias significativas en la excreción amoniacal de los distintos grupos, incluyendo al testigo. Sin embargo, en la mayor UT (0.33) la excreción se incrementó en 60 % con respecto al grupo testigo (Tabla 9; Fig. 8A).

Razón Atómica O/N

En el intervalo térmico de 29-32 °C, la razón atómica O/N de los peces testigo no fue influida por la temperatura; sin embargo a 24 °C dicha razón disminuyó alrededor del 60 % con respecto a los peces mantenidos a 29 y 32 °C (Tabla 9; Fig. 8B).

En los peces testigo y los expuestos a las distintas mezclas con diferentes UT mantenidos a 24 °C no se presentaron diferencias significativas ($P > 0.05$) en la razón O/N. Sin embargo, a 29 °C la razón tendió a disminuir al aumentar las UT de las mezclas. La razón O/N disminuyó significativamente 53 y 83 % en los organismos expuestos a las mezclas con UT de 0.37 y 0.73 con respecto al grupo testigo y del 67 y 88 % en las carpas expuestas a la mezcla con 0.18 UT (Tabla 9; Fig. 8B).

En 32 °C, no se presentaron diferencias significativas ($P < 0.05$) en la razón O/N de las carpas testigo y los diferentes grupos experimentales; sin embargo, la razón presentó una marcada tendencia a disminuir al aumentar las concentraciones de los contaminantes utilizados en las mezclas (Tabla 9; Fig. 8B).

Tasa de Crecimiento

La tasa de crecimiento de los juveniles de *C. idella*, de las diferentes condiciones experimentales se expresó como tasa de crecimiento relativo ($\text{mg día}^{-1} \text{g}^{-1} \text{PS}$); los valores se presentan en la Tabla 10. El peso inicial de los organismos fue similar ($P > 0.05$) en todos los grupos de organismos. La tasa de crecimiento de los juveniles de *C. idella* fue influida por la temperatura ya

que se redujo a medida que aumentaba ésta de 24 a 29 °C (37 %) y a 32 °C (58 %); entre 29 y 32 °C la disminución fue del 33 % (Tabla 10; Fig. 9).

En los organismos mantenidos a 24 °C y expuestos a las mezclas con 0.25 y 0.38 UT el crecimiento disminuyó 34 y 70 % en relación al grupo testigo; entre estos grupos, en la mayor UT la reducción de la tasa fue de 54 %. En los peces expuestos a la mezcla con 0.51 UT la tasa de crecimiento presentó un valor negativo (Tabla 10; Fig. 9).

La tasa de crecimiento específico ($\text{mg día}^{-1} \text{g}^{-1} \text{PS}$) de los peces mantenidos a 29 °C y expuestos a las mezclas con 0.18, 0.37 y 0.73 UT fue 24, 19 y 97 % menor que el de las carpas del grupo testigo. En los grupos experimentales la disminución de la tasa de crecimiento fue del 96 % entre las carpas expuestas a las mezclas con 0.18 y 0.73 UT. Asimismo, los organismos expuestos a la mezcla con 0.37 UT crecieron 96 % menos con respecto a los peces expuestos a 0.73 UT (Tabla 10; Fig. 9).

En 32 °C, el crecimiento de los peces testigo y los expuestos a la mezcla con 0.08 UT fue similar. En cambio, en los organismos expuestos a las mezclas con 0.16 y 0.33 se observó una disminución de la tasa de crecimiento del 39 y 54 % en relación al grupo testigo (Tabla 10; Fig. 9).

Eficiencias de Crecimiento Bruta (K_1) y Neta (K_2)

La toxicidad de las mezclas amoníaco/nitrito se manifestó en la disminución de las eficiencias de crecimiento de los juveniles de *C. idella*. Tanto K_1 como K_2 fueron dependientes de la temperatura ya que al aumentar ésta, las eficiencias de crecimiento disminuyeron. Así, en los peces testigo la

eficiencia bruta de crecimiento disminuyó 35 % entre 24 °C y 29 °C y 61 % entre 29 y 32 °C. Valores similares se obtuvieron en K_2 . (Tabla 11; Fig.10).

Entre los grupos de peces expuestos a las mezclas de los contaminantes, en las carpas mantenidas a 24 °C, la eficiencia de crecimiento bruta (K_1) se redujo al aumentar la unidad de toxicidad de las mezclas. En comparación con los peces testigo disminuyó entre 41 y 80 % en los peces expuestos a las mezclas con 0.25 y 0.38 UT respectivamente. Entre estos grupos experimentales la disminución fue del 65 % tanto en K_1 como en K_2 . Al aumentar la UT de las mezclas a 0.51, K_2 se redujo en un 89 % respecto a la UT de 0.25 y 68 % en comparación con 0.38 UT (Tabla 11; Fig. 10).

En 29 °C, las K_1 y K_2 de los peces expuestos a la mezcla con UT de 0.18 disminuyeron 7 y 26 % con respecto a los peces testigo, en tanto que en los peces expuestos a la mezcla con UT de 0.73 la disminución fue de 90 %. Entre los grupos experimentales, la K_1 y la K_2 de los peces expuestos a la mezcla con 0.18 UT fueron 14 y 31 % menores que las presentadas por los peces expuestos a la mezcla con 0.37 UT y 90 % menor en los peces expuestos a las mezclas con 0.73 UT (Tabla 11; Fig. 10).

En las carpas mantenidas a 32 °C, las eficiencias de crecimiento bruta (K_1) y neta (K_2) sólo disminuyeron 35 % en los peces expuestos a la mezcla con UT de 0.16 en relación a las del grupo testigo (Tabla 11; Fig. 10).

DISCUSION

Al igual que todos los organismos acuáticos, los peces están estrechamente ligados al medio en que habitan por lo que un cambio en éste repercutirá de manera directa sobre las funciones fisiológicas y el comportamiento de los animales. Entre los factores que alteran el medio acuático están los contaminantes; el amoníaco y el nitrito pueden convertirse en contaminantes en los estanques de cultivo y con frecuencia alcanzan concentraciones elevadas que pueden deteriorar la integridad biológica de los peces o incluso provocarles la muerte.

Entre los factores más importantes que influyen en la toxicidad del amoníaco, se encuentra el pH y la temperatura. En general, las pruebas de toxicidad de corto plazo con amoníaco no ionizado (NH_3) presentan valores de 0.6 mg/L para especies muy susceptibles como los salmónidos y de 2.0 mg/L para especies resistentes como la carpa (EIFAC, 1973). Hasan y Macintosh (1986) mencionan que la CL_{50-96} h en juveniles de la carpa común *Cyprinus carpio* fue de 1.74 mg/L de NH_3 . La CL_{50-96} h para las carpas mantenidas en las distintas temperaturas (24, 29 y 32 °C) varió entre 1.50 a 1.80 mg/L de N- NH_3 , (1.83 a 2.18 mg/L NH_3) resultados muy similares a los obtenidos por los autores arriba mencionados.

Algunos autores mencionan que la toxicidad del amoníaco disminuye al aumentar la temperatura; Knoph (1992) encontró que la CL_{50-96} h para el salmón del Atlántico *Salmo salar* fue de 0.03 mg/L de N- NH_3 en 2.1 °C y de 0.11 mg/L de N- NH_3 a 17.1 °C con pH de 6.0 y de 0.03 mg/L de N- NH_3 en 1.8 °C y 0.15 en 12.5 °C con valores de pH de 6.4. En el bagre *Ictalurus*

punctatus, Colt y Tchobanoglous (1976) observaron que la toxicidad del amoníaco disminuyó al incrementarse la temperatura de 20 a 30 °C. En contraste, Herbert (1962) encontró que la sobrevivencia de la trucha arcoiris *Salmo gairdneri* en niveles constantes de amoníaco no ionizado (NH₃) decrece cuando se aumenta la temperatura. Asimismo, otros investigadores mencionan que el tiempo de sobrevivencia de *Squalius cephalus* en niveles constantes de amoníaco disminuye cuando la temperatura se eleva, aunque probablemente este comportamiento sólo es aplicable a temperaturas superiores a los 10 °C (EIFAC, 1973). En este estudio, la toxicidad del amoníaco disminuyó cuando se incrementó la temperatura de 24 °C a 29 °C. Cabe señalar que 29 °C es la temperatura preferida por los juveniles de la especie en un gradiente térmico (Espina *et al.*, 1986). Cuando los peces se expusieron al contaminante en 32 °C la toxicidad del amoníaco se incrementó, posiblemente por un desorden neurológico provocado por la combinación del contaminante y la temperatura ya que 32 °C es una temperatura cercana al límite superior de tolerancia de los juveniles de la especie.

En general, son escasos los trabajos que se refieren al efecto tóxico de las mezclas y en particular a la de amoníaco/nitrito en peces. En relación a las mezclas de contaminantes, cuando el valor de la UT₅₀-96 h es < 1, la acción tóxica de la mezcla es sinérgica; cuando es = 1 la acción tóxica es aditiva y cuando es > 1 la acción tóxica de los contaminantes es antagónica (Sprague y Ramsay, 1965). En este estudio la acción tóxica de las mezclas de los contaminantes amoníaco/nitrito sobre los juveniles de la carpa herbívora *C. idella* fueron sinérgicas (UT₅₀-96 h < 1) en 24 y 32 °C. A 29 °C la acción tóxica de los contaminantes fue antagónica, ya que el valor de la UT₅₀ fue superior a la unidad. Al igual que en las pruebas a corto plazo para

determinar la toxicidad del amoníaco, estos resultados indican que el efecto tóxico de las mezclas amoníaco/nitrito disminuye en la temperatura óptima de la especie (29 °C) pero al elevarse la temperatura a 32 °C la toxicidad de las mezclas amoníaco/nitrito aumenta, lo que se puede atribuir a la acción conjunta de las mezclas de los contaminantes y la temperatura.

Los animales obtienen la energía necesaria para mantenerse vivos y realizar sus funciones fisiológicas del alimento que ingieren Schmidt-Nielsen, (1990). Rozin y Mayer (1961) mencionan que un incremento de la temperatura de 10 °C, produce un aumento del 50 % en la tasa de ingestión de la carpa dorada *Carassius auratus*. En este trabajo la tasa de ingestión de alimento de las carpas testigo no fue influida significativamente por la temperatura; sin embargo, se observó una tendencia a incrementarse a medida que se elevaba la temperatura. En los peces expuestos a la mezcla de contaminantes a 24 °C, la tasa de ingestión de las carpas expuestas a la mayor UT de las mezclas fue significativamente menor con respecto a los otros grupos de peces incluyendo al testigo. En 29 y 32 °C se presentó una marcada tendencia a disminuir la tasa de ingestión al aumentar la concentración de los contaminantes utilizados en las mezclas. Estos resultados sugieren que el incremento en la tasa de ingestión en los peces expuestos a las menores UT de las mezclas a 24 °C, probablemente se deba a la respuesta de los organismos ante el desajuste metabólico causado por la acción tóxica de los contaminantes. La disminución en la tasa de ingestión de las carpas expuestas a las mayores UT de las mezclas en las distintas temperaturas se atribuye a que la combinación de las mezclas amoníaco/nitrito y la temperatura afectan de manera severa el sistema nervioso de tal forma que los peces pierden la capacidad de realizar la búsqueda y la captura del alimento. La alteración del metabolismo energético, así como el posible

desorden neuronal que experimentan los organismos como consecuencia de la exposición a las mezclas de los tóxicos pueden ser factores que conjuntamente afecten la ingestión del alimento de los juveniles de *C. idella*.

La asimilación del alimento de los juveniles de *C. idella* presentó un comportamiento muy similar al obtenido para la tasa de ingestión de alimento. Fiis (1968) encontró alteraciones en la mucosa de la pared intestinal de la carpa común *Cyprinus carpio* provocadas por la exposición prolongada a concentraciones constantes de amoníaco. La mucosa se concentró en cuerpos cilíndricos formando surcos que seccionaban el intestino. Es posible que el decremento de la asimilación del alimento de los peces expuestos a las distintas UT de las mezclas en las tres temperaturas experimentales se deba a la baja tasa de ingestión aunado al problema del intestino para absorber y asimilar los nutrientes debido a la alteración de la pared provocada por la exposición a los contaminantes.

La eficiencia de asimilación del alimento, depende en gran medida de la capacidad de los organismos para digerir y absorber los nutrientes del alimento ingerido. En peces carnívoros se han encontrado valores de la eficiencia de asimilación entre 85 y 98 %, en tanto que en peces herbívoros se presenta un amplio intervalo en dicha eficiencia. Fisher (1970) menciona que la eficiencia de asimilación de *C. idella* alimentada con lechuga fue del 20 %; Menzel (1959) encontró valores del 80 % para el pez ángel *Holacantus bermudensis* alimentados con material vegetal. Asimismo, Alcaraz (1993) encontró valores de la eficiencia de asimilación entre 58 y 68 % en juveniles de *C. idella* a 24, 29 y 32 °C, alimentados con un preparado comercial para trucha (Purina). La eficiencia de asimilación de la carpa herbívora provenientes de las tres temperaturas presentó valores desde 62 al 96 % incluyendo a los grupos testigo. Estos valores se consideran altos y se pueden deber

principalmente a que los organismos fueron alimentados con dieta comercial para carpa. Al respecto, Halver (1972) menciona que la eficiencia de asimilación de la trucha arcoiris *Salmo gairdneri* con dietas preparadas varió entre el 52 y el 95 % y del 12 al 80 % para el bagre *Ictalurus punctatus*. Cuando se utilizaron dietas comerciales la eficiencia de asimilación fue mucho mayor (del 80 al 90 %).

Es importante mencionar que los valores menores de la eficiencia de asimilación de alimento de las carpas se presentaron en los organismos expuestos a las mayores UT de las mezclas en las distintas temperaturas. Es probable que estos resultados se deban al posible deterioro del epitelio intestinal, así como de la alteración de la capacidad y eficiencia del aparato enzimático involucrado en la asimilación de los nutrientes.

En este trabajo la tasa respiratoria se utilizó como indicador de las alteraciones producidas por la exposición de las mezclas amoníaco/nitrito en los juveniles de *C. idella* ya que la mayoría de las reacciones que producen energía metabólica se reflejan en el consumo de oxígeno, medida indirecta del metabolismo aerobio de los organismos (Prosser, 1991).

Bret y Groves (1979) mencionan que en una regresión entre el consumo de oxígeno y el peso de los organismos, la pendiente generalmente es de 0.8. Fisher (1970) menciona que el valor de la tasa de cambio del consumo de oxígeno al aumentar el peso en la carpa herbívora fluctuó entre 0.61 y 0.76 dependiendo del tipo de alimento. Los valores obtenidos para las pendientes en 29 y 32 °C fueron similares a los reportados por los autores mencionados, con excepción del valor obtenido en los peces mantenidos en 24 °C.

La alteración más evidente provocada por la exposición de los peces al nitrito es la condición de metahemoglobinemia. La transformación de la hemoglobina (Hb) en metahemoglobina (Mhb) se debe a la oxidación del Fe^{2+} del grupo hemo de la Hb a Fe^{3+} en la Mhb. Esta molécula ya no es capaz de transportar oxígeno a los tejidos por lo que se produce anoxia en órganos tan importantes como cerebro e hígado (Bowser *et al.*, 1983). Watenpaugh y Beitinger (1986) mencionan que la captación de oxígeno del bagre *Ictalurus punctatus* disminuyó cuando se expusieron a 1.37 mg/L de $N-NO_2^-$. Bartlett *et al.*, (1987) observaron una respuesta similar en los peces amazónicos *Semaprochilodus insignis* y *Brycon melanopterus* inyectados intraperitonealmente con nitrito. Asimismo, Espina y Alcaraz (1993) observaron una disminución de la tasa metabólica en juveniles de *C. idella* expuestos a distintas concentraciones de nitrito.

El efecto tóxico del amoníaco también se atribuye a hipoxia tisular, pero a diferencia del nitrito, este disminuye el pH sanguíneo provocando que se altere la capacidad de la hemoglobina para entregar oxígeno a los tejidos (efecto Bohr), así como la afinidad con el oxígeno (efecto Root) (Sousa y Meade, 1977). En tanto que el efecto del nitrito sobre la hemoglobina es directo, el efecto del amoníaco es indirecto ya que estimula la formación de ácidos con la subsecuente alteración funcional de la hemoglobina.

Por otra parte, el daño producido por el amoníaco en la estructura de la branquia causa alteraciones en la tasa respiratoria. Al respecto Smart (1976) observó en la trucha arcoiris *Salmo gairdneri* expuestas a concentraciones tan bajas como 0.50-0.65 $\mu\text{g/ml}$ de $N-NH_3$ por 14 días que las lamelas de las branquias se colapsaban debido a la acumulación de mucus. Así, la

disminución de la tasa de captación de oxígeno se atribuye a la reducción de la superficie de intercambio gaseoso.

En los juveniles de *C. idella* expuestos a las distintas UT de las mezclas a 24 °C no se presentaron cambios significativos en el consumo de oxígeno. Es posible que en esta temperatura la acumulación de los contaminantes sea muy baja, y los peces sean capaces de utilizar eficientemente los mecanismos de desintoxicación. En 29 °C, al exponer los peces a la menor UT de las mezclas el consumo de oxígeno aumentó significativamente y luego disminuyó, en tanto que en 32 °C sólo se observó disminución en la tasa de captación del gas cuando aumentó la UT de las mezclas de los contaminantes. Así, la disminución de la tasa respiratoria tanto en 29 como en 32 °C se puede atribuir a la alteración en la capacidad de la sangre de captar oxígeno debido a la oxidación de la hemoglobina causada por el nitrito y por el decremento en la afinidad por el gas y a la disminución de la superficie respiratoria de intercambio gaseoso de las branquias por efecto del amoníaco.

La eficiencia de extracción de oxígeno, (capacidad de los organismos para captar el gas del disponible en el medio) aumenta cuando se incrementa la temperatura (Prosser, 1991). En los juveniles de *C. idella* la tasa de extracción del gas de los peces testigo siguió este comportamiento con un aumento significativo al elevarse la temperatura. Cuando los peces fueron expuestos a las distintas UT de las mezclas en 24 °C aunque aumentó la eficiencia de extracción de oxígeno de manera similar al consumo de oxígeno en los peces pequeños, en los de mayor tamaño se observó una ligera compensación ya que el aumento de la eficiencia de extracción fue mayor.

En los peces mantenidos a 29 °C se observó una diferencia notoria entre el efecto producido por las mezclas de contaminantes en los peces pequeños y grandes. En los organismos pequeños no hubo compensación, en cambio en los de mayor tamaño la disminución en la tasa de consumo de oxígeno contrarrestó con una mayor eficiencia en la tasa de extracción. En los peces expuestos a las mezclas de los contaminantes en 32 °C, no hubo compensación en las carpas con mayor peso pero si en los organismos pequeños.

En los organismos acuáticos la tasa de excreción amoniacal generalmente se incrementa cuando aumenta la temperatura. La relación que existe entre la excreción nitrogenada y la temperatura difiere de acuerdo a la especie (Regnault, 1987). La tasa de excreción de los juveniles de *C. idella* de los grupos testigo tendió a disminuir al aumentar la temperatura. En presencia de las mezclas de los contaminantes con mayores UT la tasa de excreción se incrementó independiente de la temperatura. Es posible que este incremento en la tasa de excreción esté relacionado de manera directa con la utilización del sustrato energético, particularmente con el catabolismo de proteínas que al parecer presentan los peces expuestos a las distintas UT de las mezclas en las distintas temperaturas.

La razón atómica O/N es un indicador del balance del catabolismo de proteínas, carbohidratos y lípidos. En teoría, valores de la razón O/N entre 3 y 16 reflejan el catabolismo exclusivo de proteínas (Mayzaud y Conover, 1988). Cuando los valores de la razón O/N se modifican con respecto al testigo, generalmente indican estrés en los animales (Widdows, 1978). Una disminución en la razón atómica puede surgir como consecuencia de un decremento en la tasa metabólica o del incremento en la tasa de excreción. En la carpa herbívora, los valores más pequeños de la razón O/N fueron aquellos

que presentaron los organismos expuestos a las mayores UT de las mezclas a 24, 29 y 32 °C. Es posible que dichos valores reflejen la necesidad de los organismos de obtener proteínas que puedan ser utilizadas como sustrato energético o bien utilizarlas para mantenimiento o para la reparación de tejidos afectados por la exposición a los contaminantes.

El crecimiento es una respuesta integral de los organismos que permite evaluar el efecto de los contaminantes en exposiciones crónicas en diversas especies de peces. La tasa de crecimiento de los juveniles de *C. idella* disminuyó al incrementarse la UT de las mezclas amoníaco/nitrato en las tres temperaturas. Es importante mencionar que en los peces expuestos a la mayor UT de las mezclas a 24 °C perdieron peso con respecto a su peso inicial, lo cual se puede atribuir a la baja tasa de ingestión del alimento que se observó en este grupo de organismos. Así, las carpas expuestas a las diferentes combinaciones de temperatura y unidad de toxicidad de las mezclas experimentaron deterioro fisiológico producto de la intoxicación causada por la exposición crónica a las mezclas de dichos contaminantes.

En 29 °C, la tasa de crecimiento disminuyó de manera notoria en los peces expuestos a la mayor UT; sin embargo, en las carpas expuestas a las menores UT la tasa de crecimiento fue muy similar a la del grupo testigo. Estos resultados nos permiten suponer que, aún cuando el mayor crecimiento se presentó en los peces testigo a 24 °C, la condición más adecuada se presenta en 29 °C.

El deterioro fisiológico también se manifestó en las eficiencias de crecimiento bruta (K_1) y neta (K_2) de los juveniles de *C. idella*. Dichas eficiencias son indicadores que permiten evaluar la transformación del

alimento ingerido y asimilado en tejido corporal (Duncan y Klokowski, 1975; Widdows, 1978). Las eficiencias de crecimiento de los juveniles de *C. idella* disminuyeron al aumentar la temperatura y al incrementarse las UT de las mezclas de los contaminantes. Estos resultados indican alteraciones en el balance energético de los peces

En conclusión, los compuestos nitrogenados pueden convertirse en contaminantes que afectan los procesos fisiológicos y el comportamiento de los peces cuando alcanzan concentraciones elevadas en los estanques de cultivo. El efecto tóxico del $N-NH_3$ y de las mezclas de amoníaco/nitrito ($N-NH_3/N-NO_2^-$) en los juveniles de la carpa herbívora no sólo depende del tiempo de exposición y de los factores intrínsecos de los organismos como el tamaño sino también es influida por la temperatura y el pH. Tanto la $CL_{50-96 h}$ del $N-NH_3$ y la $UT_{50-96 h}$ de la mezcla amoníaco/nitrito presentaron valores mayores en 29 °C, es decir, el efecto tóxico fue menor con respecto a 24 y 32 °C. Asimismo, los organismos más afectados tanto en las pruebas crónicas como en las agudas fueron los mantenidos a 32 °C; ya que en general presentaron alteraciones en todas las tasas fisiológicas evaluadas.

La exposición crónica de las carpas a las mezclas amoníaco/nitrito produjo una disminución significativa de la tasa de crecimiento de los peces mantenidos en las tres temperaturas experimentales, como consecuencia de la baja tasa de ingestión y de asimilación del alimento.

Los resultados obtenidos permiten comprender las alteraciones que provocan las mezclas de los contaminantes sobre las respuestas fisiológicas de los peces; al mismo tiempo indican la importancia de evaluar la relación

que existe entre los organismos y los factores ambientales, para conocer con mayor exactitud los mecanismos de toxicidad.

LITERATURA CITADA

- Alcaraz, G., 1993. Alteraciones producidas por el nitrito en la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella*. Tesis Doctoral (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM. 114 pp.
- Alcaraz, G., C. Rosas and S. Espina, 1993. Effect of detergent on the response to temperature and growth of grass carp, *Ctenopharyngodon idella*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50: 659-664.
- Alcaraz G. and S. Espina, 1993. Efecto de la temperatura y del cloruro sobre la toxicidad del nitrito en la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella* (Pisces, Cyprinidae). *Rev. Int. Contam. Ambient.* 9 (1), 21-28.
- Alcaraz G. y S. Espina, 1994. Effect of nitrite on the survival of grass carp *Ctenopharyngodon idella* (Val.), with relation to chloride. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 52: 74-72
- Anthonisen, A.C., R.C. Loeher, T.B.S. Parksam and D.E. Srinath, 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. Water Poll. Control Fed.* 48: 835-852.
- APHA, 1992. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ed. Díaz de Santos, S.A.
- Arredondo J.F., 1986. *Breve descripción de los criterios y técnicas para el manejo de la calidad del agua, en estanques de piscicultura intensiva*. Dirección General de Acuacultura, Secretaría de Pesca, México. 182 pp.

- Arredondo, J.F., y J.P. Juárez, 1986. *Manual para el cultivo de carpas*. Dirección General de Acuicultura, Secretaría de Pesca, México. 121 pp.
- Bath, R.N. and F.B. Eddy, 1980. Transport of nitrite across fish gills. *J. Exp. Zool.* **214**: 119-121.
- Bartlett, G.R., A.R. Schwarte and L.V. Adalberto, 1987. Studies on the influence of nitrite on methemoglobin formation in amazonian fishes. *Com. Biochem. Physiol.* **86 C (2)**: 449-456.
- Bayne, B.L., D.L. Holland, M.N. Moore, D.M. Lowe and J. Widdows, 1978. Further studies on the effects of stress in the adults *Mytilus edulis*. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* **58**: 825-841.
- Bowser, P.P., W.W. Falls, J. Vanzandt, N. Collier and J.D. Phillips, 1983. Methemoglobinemia in channel catfish: Methods of prevention. *Progr. Fish-Cult.* **45 (3)**: 154-158.
- Brett, J.R., and T.P.D. Groves, 1979. Physiological energetics. In: *Fish Physiology*. Hoar, W.S. and D.J. Randall, Eds. Vol VIII. Academic Press, New York.
- Busacker, P.G, I.R. Adelman and E.M. Goolish, 1990. Growth p. 363-387. In: Schreck, C.B. and P.B. Moyle, Eds. *Methods for Fish Biology*. Am. Fish. Soc. Bethesda, Maryland, USA.
- Colt, J and G. Tchobanoglous, 1976. Evaluation of the short-term toxicity of nitrogenous compounds to channel catfish, *Ictalurus punctatus*. *Aquaculture*. **8** 209-221.

- Colt, J., R. Ludwing, G. Tchobanoglous and J.J Cech Jr, 1981. The effects of nitrite on the short-term growth and survival of channel catfish, *Ictalurus punctatus*. *Aquaculture*. 24: 111-122.
- Contreras, F., 1993. Efecto del nitrito sobre algunas respuestas fisiológicas de la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella* (Pisces, Cyprinidae). Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. 37 pp.
- Dávalos, P., 1992. Alteraciones producidas por la exposición aguda al nitrito en la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella* Val. (Pisces, Cyprinidae). Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. 39 pp.
- Diab, S. and M. Shilo, 1988. Effect of light on the activity and survival of *Nitrosomonas* sp and *Nitrobacter* sp isolated from fish ponds. *Israeli J. Aquat. Bamidgeh* 40 (2): 50-56.
- Duncan, A. and R.Z. Klekowski, 1975. Parameters of energy budget. In: *Grodzinski, W., R.Z. Klekowski, and A. Duncan, Eds. Methods for Ecological Bioenergetics*. I.B.P. 24, Blackwell Ser. Publ. Oxford.
- EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission), 1973. Water quality criteria for european freshwater fish. Report on ammonia and inland fisheries. *Water Res.* 7: 1001-1022.
- Emerson, K., R.C. Russo, R.F. Lund, and R.V. Thurston, 1975. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. *J. Fish. Res. Board. Can.* 32: 2379-2383.

- Espina, S. and G. Alcaraz, 1993. Effect of nitrite on the respiratory response of grass carp *Ctenopharyngodon idella* (Val.) with relation to chloride. *Comp. Biochem. Physiol.* 106 C:(3):761-764.
- Espina, S., Díaz, F., Rosas, C. e I. Rosas, 1986. Influencia del detergente sobre el balance energético de *Ctenopharyngodon idella* a través de un bioensayo crónico. *Contam. Ambient.* 2: 25-37.
- Espina, S., Salibián, A., Rosas, C., Sánchez, A. y G. Alcaraz, 1995. El cadmio como estresante de peces: alteraciones de parámetros fisiológicos de *Ctenopharyngodon idella*. III congreso Argentino de Toxicología. XII Jornada Interdisciplinaria de Toxicología. Buenos Aires, Argentina. Septiembre de 1992. *ATA INFORMA.* 19: 45.
- Fischer, Z., 1970. The elements of energy balance in grass carp (*Ctenopharyngodon idella* Val.) Part I. *Polsk Arch. Hydrobiol.* 17. 421-434.
- Flis, J., 1968. Anatomicohistopathological changes induced in carp (*Cyprinus carpio* L) by ammonia water. Part II. Effects of subtoxic concentrations. *Acta Hydrobiol.* 10: 225-233.
- George, T.T., 1982. The chinese grass carp *Ctenopharyngodon idella*, its biology introduction control of aquatic macrophytes and breeding in the Sudan. *Aquacult.* 27: 317-327.
- Halver, J.E., 1972. *Fish Nutrition*. Academic Press, New York and London.
- Hasan, M.R., and D.J. Macintosh, 1986. Acute toxicity of ammonia to common carp fry. *Aquaculture.* 54: 97-107.

- Herbert, D.W.M., 1962. The toxicity to rainbow trout of spent still liquors from the distillation of coal. *Ann. Appl. Biol.* 50: 755-777.
- Hickling, F.C., 1966. On the feeding process in the white Amur, *Ctenopharyngodon idella*. *J Zool.* 148: 408-419.
- Hilmy, A.M., N.A. El-Domiaty and K. Wershana, 1987. Acute and chronic toxicity of nitrite to *Clarias lazera*. *Comp. Biochem. Physiol.* 86 C (2): 247-253.
- Holt, G.J., and C.R. Arnold, 1983. Effects of ammonia and nitrite on growth and survival of red drum eggs and larvae. *Trans. Am. Fish. Soc.* 112: 214-318.
- Kellog, R.L. and Gift, 1983. Relationship between optimum temperature for growth and preferred temperatures for the young of four fish species. *Trans. Am. Fish. Soc.* 112: 424-430.
- Kormanik, G.A. and J.N. Cameron, 1981. Ammonia excretion in animals that breathe water: A review. *Mar. Biol. Lett.* 2: 11-23.
- Knoph, B.M., 1992. Acute toxicity of ammonia to atlantic salmon (*Salmo salar*) Parr. *Comp. Biochem. Physiol.* 101C. 2: 275-282.
- Lewis Jr., W.M. and D.P. Morris, 1986. Toxicity of nitrite to fish: A review. *Trans. Am. Fish. Soc.* 115: 183-195.
- Maetz, J., 1971. Fish gills: Mechanisms of salt transfer in freshwater and sea water. *Phil. Trans. Roy. Soc. Lond. B.* 262: 209-249.

- Mayzaud, P., 1973. Respiration and nitrogen excretion of zooplankton. II. Studies of the metabolic characteristics of starved animals. *Mar. Biol.* 21: 19-28.
- Mayzaud, P. and R.J. Conover, 1988. O:N atomic ratio as a tool to describe zooplankton metabolism. *Mar. Prog. Ser.* 45: 289-302.
- Menzel, D.W., 1959. Utilization of algae for growth by the angelfish, *Holocanthus bermudensis*. *J. Cons.* 24: 308-313
- Montgomery D.C. and E.A. Peck, 1986. *Introduction to Linear Regression Analysis*. Wiley and Son, New York. 504 pp.
- Prosser, C.L., 1991. *Comparative Animal Physiology. Environmental and Metabolic Animal Physiology*. Wiley-Liss, Inc. Pub. New York. 578 pp.
- Perrone, S.J. and T.L. Meade, 1977. Protective effect of chloride on nitrite toxicity to coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *J. Fish. Res. Board. Can.* 34: 486-492.
- Ramírez, A., 1989. Programa de cómputo DORES. Curso Regional INDERENA/PAC/PNUMA/FAO/COI sobre Ensayos Biológicos y Pruebas de Toxicidad. Cartagena de Indias, Colombia.
- Ramírez H.R., E.M. García, M.A. Gutiérrez, P.D. Tamayo y S.R. Escárcega, 1987. *Manual Biotecnológico Para el Cultivo y Reproducción de Ciprínidos en México*. Dirección General de Acuicultura, Secretaría de Pesca, México.
- Regnault, M., 1987. Nitrogen excretion in marine and fresh-water crustacea. *Biol. Rev.* 62. 1-24

- Rozin, P. and J. Mayer, (1961). Regulation of food intake in goldfish *Am. J. Physiol.* **201**: 968-974.
- Russo, R. C., 1985 Ammonia, nitrite and nitrate, p 455-557. In: Rand, M.G. and D. Petrocelli, Eds. *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. Hemisphere Publishing Corp. New York, USA.
- Schmidt-Nielsen, K., 1990. *Animal Physiology: Adaptation and Environmental*. Cambridge University Press. 602 pp.
- Smart, G., 1976. The effect of ammonia exposure on gill structure of the rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *J. Fish. Biol.* **8**: 471-475.
- Sousa, J.R. and T.L. Meade, 1977. The influence of ammonia on the oxygen delivery system of coho salmon hemoglobin. *Comp. Biochem. Physiol.* **54 A**: 23-28.
- Sprague, J.B. and B.A. Ramsay, 1965. Lethal levels of mixed copper-zinc solutions for juvenils salmon. *J. Fish. Res. Board. Can.* **22**: 425-432.
- Thurston, R.V. and R. C. Russo, 1983. Acute toxicity of ammonia to rainbow trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* **112**: 696-704.
- Thurston, R.V., R.C. Russo and G.R. Phillips, 1983. Acute toxicity to fathead minnows. *Trans. Am. Fish. Soc.* **112**: 705-711.
- Thurston, R.V., R.C. Russo, E.L. Meyn, and R.K Zajdel, 1986. Chronic toxicity of ammonia to fathead minnows. *Trans. Am. Fish. Soc.* **115**: 196-207.

- Tukey, W.J., 19977. *Exploratory Data Analysis*. Addison-Wesley Publ. Company. U.S.A. 688 pp.
- Watempaugh, D.E. T.L. Beintinger and D.W. Huey, 1985. Temperature tolerance of nitrite-exposed channel catfish. *Trans. Am. Fish. Soc.* 114: 274-278.
- Watenpaugh, D.E. and T.L. Beintinger, 1986. Resistance of nitrite-exposed channel Catfish. *Ictalurus punctatus*, to hypoxia. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 802-807.
- Wedemeyer, G.A., B.A. Barton and D.J. McLeay, 1990. Stress and acclimation p. 451-490. In: Schreck, C.B. and P.B. Moyle, Eds. *Methods for Fish Biology*. *Am. Fish. Soc.* Bethesda, Maryland, USA.
- Widdows, J., 1978. Physiological indices of stress in *Mytilus edulis*. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 58: 125-142.
- Williams, E.M. and F.B. Eddy, 1986. Chloride uptake in freshwater teleosts and its relationship to nitrite uptake and toxicity. *J. Comp. Physiol.* 15 B: 867-872.
- Wise, D.J., C.R. Weirich and J.R. Tomasso, 1989. Toxicity of ammonia to red drum *Scianops ocellatus* fingerlins with information on uptake and depuration. *J. World. Aquac. Soc.* 20 (4): 188-192.
- Wright, A.P., 1995. Nitrogen excretion: Three end products, many physiological roles. *J. Exp. Biol.* 198. 273-281.

Zar, J.H., 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall. New York. 620 pp.

Tabla 1. Mortalidad relativa (%) de los juveniles de *C. idella* expuestos por 96 h al amoniaco no ionizado (N-NH₃, mg/L) (CL-96 h) a 24, 29 y 32 °C. Se incluyen valores de los compuestos amoniacales totales (NH₄⁺ + NH₃, mg/L).

T, °C	(NH ₄ ⁺ + NH ₃) mg/L	N-NH ₃ (mg/L ± S _e)	M (%)
24	23.33	1.41 ± 0.19	10
	24.91	1.50 ± 0.12	20
	26.13	1.58 ± 0.07	30
	27.20	1.64 ± 0.06	40
	28.23	1.70 ± 0.10	50
	29.31	1.76 ± 0.16	60
	30.51	1.83 ± 0.23	70
	32.00	1.92 ± 0.32	80
	34.17	2.05 ± 0.46	90
	29	22.06	1.34 ± 0.20
24.45		1.48 ± 0.27	20
26.36		1.60 ± 0.14	30
28.06		1.70 ± 0.12	40
29.75		1.80 ± 0.10	50
31.58		1.91 ± 0.09	60
33.59		2.03 ± 0.11	70
36.19		2.19 ± 0.15	80
40.11		2.43 ± 0.25	90
32		15.19	1.27 ± 0.16
	16.14	1.34 ± 0.14	20
	16.87	1.40 ± 0.11	30
	17.50	1.45 ± 0.10	40
	18.12	1.50 ± 0.08	50
	18.75	1.55 ± 0.06	60
	19.46	1.61 ± 0.05	70
	20.34	1.68 ± 0.05	80
21.61	1.78 ± 0.09	90	

T A B L A S

Tabla 2. Mortalidad relativa (%) de los juveniles de *C. idella* expuestos por 96 h a las mezclas de N-NH₃/N-NO₂ con diferentes unidades de toxicidad (UT \pm S_x) a 24, 29 y 32 °C. Se incluyen las concentraciones correspondientes de N-NH₃ y de N-NO₂ (mg/L).

T, °C	UT	\pm S _x	N-NH ₃	N-NO ₂	M (%)
24	0.49	0.05	0.42	2.59	10
	0.54	0.04	0.46	2.88	20
	0.59	0.04	0.50	3.11	30
	0.63	0.04	0.53	3.31	40
	0.66	0.04	0.56	3.51	50
	0.71	0.04	0.60	3.73	60
	0.75	0.04	0.64	3.98	70
	0.81	0.06	0.69	4.29	80
	0.90	0.08	0.77	4.76	90
29	0.73	0.11	0.66	4.42	10
	0.84	0.10	0.76	5.09	20
	0.93	0.08	0.84	5.63	30
	1.02	0.07	0.92	6.14	40
	1.10	0.07	0.99	6.65	50
	1.20	0.08	1.08	7.21	60
	1.30	0.10	1.17	7.86	70
	1.44	0.14	1.30	8.71	80
	1.66	0.23	1.49	10.02	90
32	0.33	0.07	0.25	1.33	10
	0.40	0.06	0.30	1.62	20
	0.46	0.05	0.34	1.82	30
	0.51	0.04	0.38	2.09	40
	0.57	0.05	0.43	2.33	50
	0.64	0.07	0.48	2.59	60
	0.72	0.11	0.54	2.92	70
	0.83	0.17	0.62	3.35	80
	1.00	0.28	0.75	4.06	90

Tabla 3. Mortalidad (%) de los juveniles de *C. idella* expuestos por 15 días a las mezclas N-NH₃/N-NO₂ (mg/L) con diferentes unidades de toxicidad (UT), a 24, 29 y 32 °C. Se incluyen valores correspondientes a los compuestos amoniacales totales (NH₄⁺ + NH₃, mg/L)

T, °C	UT	(NH ₄ ⁺ + NH ₃)	N-NH ₃	N-NO ₂	M (%)
24	0.00	0.00	0.00	0.00	0
	0.25	2.74	0.21	1.32	0
	0.38	4.17	0.32	2.01	0
	0.51	5.60	0.43	2.69	55
29	0.00	0.00	0.00	0.00	0
	0.18	2.08	0.16	1.08	1
	0.37	4.29	0.33	2.23	1
	0.73	8.46	0.66	4.40	45
32	0.00	0.00	0.00	0.00	0
	0.08	0.65	0.06	0.32	15
	0.16	1.30	0.12	0.65	0
	0.33	2.67	0.25	1.34	35

Tabla 4 Tasa de Ingestión del alimento ($\text{mg día}^{-1} \text{g}^{-1}$ PS), de heces producidas ($\text{mg día}^{-1} \text{g}^{-1}$ PS) y de asimilación del alimento ($\text{mg día}^{-1} \text{g}^{-1}$ PS) en juveniles de *C. idella* expuestos por 15 días a las mezclas de $\text{N-NH}_3/\text{N-NO}_2$ con diferentes unidades de toxicidad (UT) a 24, 29 y 32 °C. Valores medianos e intervalos de confianza.

T, °C	UT	Ingestión	Heces	Asimilación
24	0	451.98 (356.5, 547.4)	17.31 (10.70, 23.93)	439.75 (351.2, 521.3)
	0.25	559.09 (482.1, 636.1)	41.78 (18.56, 64.00)	465.46 (358.6, 572.3)
	0.38	639.93 (512.4, 764.4)	55.17 (31.27, 78.96)	619.14 (504.3, 733.9)
	0.51	772.57 (193.2, 352.0)	29.20 (16.92, 41.91)	758.41 (166.0, 676.4)
29	0	516.41 (454.3, 578.5)	36.10 (18.25, 53.95)	450.30 (397.3, 503.3)
	0.18	489.86 (389.0, 590.8)	108.98 (84.13, 133.84)	367.19 (290.0, 444.4)
	0.37	358.94 (298.8, 419.1)	29.71 (18.96, 40.46)	314.01 (253.2, 374.8)
	0.73	151.50 (118.1, 184.9)	60.57 (43.04, 78.00)	85.44 (60.5, 110.4)
32	0	543.46 (491.9, 595.0)	136.99 (92.24, 181.74)	382.79 (349.3, 416.3)
	0.08	489.92 (433.9, 546.0)	122.83 (84.23, 161.43)	357.02 (324.0, 390.0)
	0.16	503.30 (415.4, 591.2)	95.55 (57.87, 133.24)	354.30 (300.3, 408.2)
	0.33	228.22 (186.9, 269.5)	97.91 (75.02, 120.79)	131.33 (85.0, 176.7)

Tabla 5. Eficiencia de asimilación del alimento (EA:%) de los juveniles de *C. idella* expuestos por 15 días de las mezclas de N-NH₃/N-NO₂ con diferentes unidades de toxicidad (UT) a 24, 29 y 32 °C. Valores medianos e intervalo de confianza.

T, °C	UT	EA (%)
24	0	96.08 (94.09, 98.07)
	0.25	93.07 (88.56, 97.58)
	0.38	92.97 (89.88, 96.07)
	0.51	92.77 (87.00, 98.53)
	0	93.33 (89.41, 97.25)
29	0.18	72.04 (66.94, 77.14)
	0.37	92.50 (90.14, 94.86)
	0.73	64.52 (52.77, 76.27)
	0	74.46 (68.54, 80.38)
32	0.08	73.49 (69.44, 84.15)
	0.16	74.91 (69.07, 80.75)
	0.33	61.66 (51.41, 71.91)

Tabla 6. Parámetros y estimadores de las regresiones entre el consumo de oxígeno (VO₂, mg O₂ h⁻¹), la eficiencia de extracción de oxígeno (TE%) y el peso seco (g) de los juveniles de *C. idella* a 24, 29 y 32 °C.

Parámetros y estimadores	24 °C		29 °C		32 °C	
	VO ₂	TE%	VO ₂	TE%	VO ₂	TE%
Intersección	3.25	-8.75	1.91	12.20	2.06	17.15
Pendiente	1.79	190.86	0.90	104.88	0.72	151.40
Coefficiente de Determinación (R ²)	0.94	0.87	0.95	0.90	0.88	0.87
Coefficiente de Durbin-Watson	1.66	2.30	2.23	1.83	2.42	2.45
ANVA-F	180.17	88.31	175.46	112.29	77.39	73.09
Nivel de Significancia (P)	< 10 ⁻⁴	< 10 ⁻⁴	< 10 ⁻⁴	< 10 ⁻⁴	< 10 ⁻⁴	< 10 ⁻⁴
Grados de Libertad	11	13	10	13	10	11

TE%: Transformación angular de los datos de la eficiencia de extracción de oxígeno (TE, %).

Tabla 7. Coeficientes parciales y estimadores de las ecuaciones polinomiales que relacionan las tasas de consumo de oxígeno (Y , $\text{mg O}_2 \text{ h}^{-1}$) y eficiencia de extracción del gas (Y' , %), el peso seco (X_1 , g) y las unidades de toxicidad de las mezclas de $\text{N-NH}_3/\text{N-NO}_2$ (X_2) a las que se expusieron los juveniles de *C. idella* por 15 días a 24, 29 y 32°C.

Temperatura	β_0	β_1	β_2	β_3	β_4	β_5
Tasa de Consumo de oxígeno						
24 °C	-5.58	35.48	9.91	0	0	-42.720
	$R^2 = 0.869$; $F = 67.545$; $DW = 1.04$; $P < 10^{-4}$; $G.L. = 30$					
29 °C	0.45	18.16	2.18	0	0	-30.3
	$R^2 = 0.830$; $F = 61.199$; $DW = 1.98$; $P < 10^{-4}$; $G.L. = 37$					
32 °C	-4.15	34.55	18.24	0	0	-132.70
	$R^2 = 0.928$; $F = 130.373$; $DW = 2.05$; $P < 10^{-4}$; $G.L. = 30$					
Eficiencia de Extracción de Oxígeno						
24 °C	-38.31	272.50	-73.54	0	0	-95.53
	$R^2 = 0.924$; $F = 117.920$; $DW = 1.41$; $P < 10^{-4}$; $G.L. = 29$					
29 °C	16.79	128.97	-7.56	159.04	16.41	-170.23
	$R^2 = 0.948$; $F = 114.056$; $DW = 1.76$; $P < 10^{-4}$; $G.L. = 31$					
32 °C	-29.98	383.42	170.80	0	0	-1303.09
	$R^2 = 0.964$; $F = 197.490$; $DW = 2.10$; $P < 10^{-4}$; $G.L. = 22$					

Y' : Transformación angular de la eficiencia de extracción de oxígeno (Zar, 1984).
 D-W: Estimador de autocorrelación de Durbin-Watson (Montgomery y Peck, 1982).

Tabla 8. Tasa de consumo de oxígeno (VO₂) y eficiencia de extracción de oxígeno (TE) de los juveniles de *C. idella* expuestos por 15 días a las mezclas de N-NH₃/N-NO₂ con diferentes unidades de toxicidad (UT) a 24, 29 y 32 °C. Valores medianos e intervalos de confianza.

T, °C	UT	VO ₂ (mg h ⁻¹ g ⁻¹ PS)	TE (%)
24	0	7.61 (7.02, 8.20)	29.02 (22.55, 35.49)
	0.25	7.11 (5.26, 8.96)	24.7 (24.74, 28.66)
	0.38	7.33 (6.19, 8.47)	17.99 (17.74, 24.26)
	0.51	7.67 (6.41, 8.93)	21.26 (18.49, 24.03)
	0	7.97 (7.91, 8.03)	33.23 (28.67, 37.79)
29	0.18	12.31 (12.01, 12.61)	40.97 (39.24, 42.70)
	0.37	8.8 (8.55, 9.05)	31.27 (28.75, 33.79)
	0.73	7.99 (6.76, 9.23)	22.00 (20.51, 23.49)
	0	12.92 (12.48, 13.36)	43.33 (40.27, 43.39)
32	0.08	8.94 (8.74, 9.64)	32.06 (31.11, 32.62)
	0.16	5.27 (4.36, 6.18)	23.22 (18.85, 27.59)
	0.33	4.43 (4.23, 4.63)	19.81 (14.74, 24.88)

Tabla 9. Tasa de excreción amoniacal (N-NH_3 , $\text{mg h}^{-1}\text{g}^{-1}\text{PS}$) y razón atómica O/N de los juveniles de *C. idella* expuestos por 15 días a las mezclas de $\text{N-NH}_3/\text{N-NO}_2^-$ con diferentes unidades de toxicidad (UT) a 24, 29 y 32 °C. Valores medianos e intervalos de confianza.

T, °C	UT	Excreción (mg N-NH_3 , $\text{h}^{-1}\text{g}^{-1}\text{PS}$)	O/N
24	0	0.47 (0.30, 0.65)	17.80 (8.15, 27.45)
	0.25	0.59 (0.47, 0.76)	19.25 (7.91, 30.58)
	0.38	0.62 (0.46, 0.77)	14.39 (7.42, 21.35)
	0.51	0.41 (0.15, 0.66)	17.54 (10.08, 35.00)
	0	0.18 (0.14, 0.22)	47.93 (36.25, 59.61)
29	0.18	0.21 (0.06, 0.35)	69.25 (35.24, 103.26)
	0.37	0.36 (0.28, 0.44)	27.73 (17.60, 27.87)
	0.73	0.94 (0.62, 1.26)	7.93 (5.51, 10.34)
	0	0.32 (0.22, 0.42)	44.52 (17.43, 71.61)
32	0.08	0.28 (0.12, 0.44)	32.10 (16.26, 47.86)
	0.18	0.40 (0.26, 0.54)	24.13 (10.54, 37.72)
	0.33	0.80 (0.40, 1.19)	10.98 (4.35, 17.60)

Tabla 10. Peso seco inicial (PSi, mg), peso seco final (PSf, mg), tasa de crecimiento (TCR, mg día⁻¹g⁻¹PSi) de los juveniles de *C. idella* expuestos por 15 días a las mezclas N-NH₃/N-NO₂, con diferentes unidades de toxicidad (UT) a 24, 29 y 32 °C. Valores promedio.

T, °C	UT	PSi	PSf	TCR
24	0	107.90	216.68	67
	0.25	111.28	185.34	44
	0.38	115.96	151.51	20
	0.51	118.99	112.96	-3.4
29	0	131.11	213.30	42
	0.18	123.21	182.43	32
	0.37	137.73	208.02	34
	0.73	123.95	126.46	1.4
32	0	118.98	166.73	28
	0.08	126.15	178.72	28
	0.16	119.11	150.29	17
	0.33	113.10	135.16	13

Tabla 11. Eficiencias de crecimiento bruta (K_1 , %) y neta (K_2 , %) de los juveniles de *C. idella* expuestos por 15 días a las mezclas de $N-NH_3/N-NO_2^-$ con diferentes unidades de toxicidad (UT) a 24, 29 y 32 °C.

T, °C	UT	K_1	K_2
24	0	14.21	15.23
	0.25	8.04	9.27
	0.38	2.78	3.07
	0.51	0.87	0.98
29	0	9.24	10.17
	0.18	6.87	9.32
	0.37	9.91	10.86
	0.73	0.81	1.36
32	0	5.55	7.69
	0.08	5.84	7.93
	0.16	3.67	4.99
	0.33	5.29	8.97

F I G U R A S

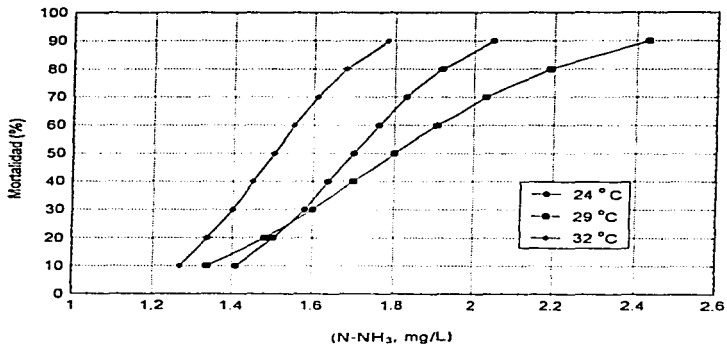


Figura 1. Mortalidad relativa de los juveniles de *C. idella* expuestos al amoníaco (N-NH₃ mg/L) a diferentes temperaturas.

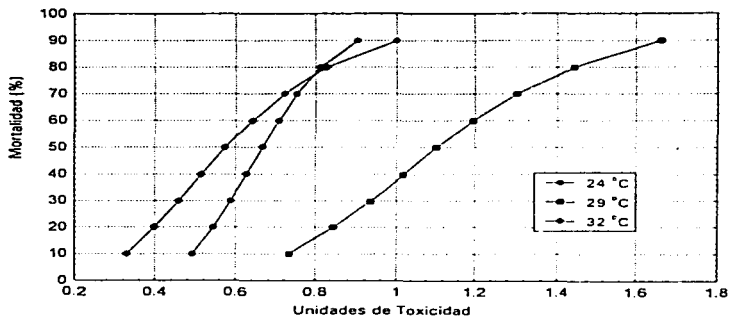


Figura 2. Mortalidad relativa (%) de los juveniles de *C. idella* expuestos a las mezclas amoníaco/nitrito ($N-NH_3/N-NO_2$) con diferentes unidades de toxicidad a diferentes temperaturas.

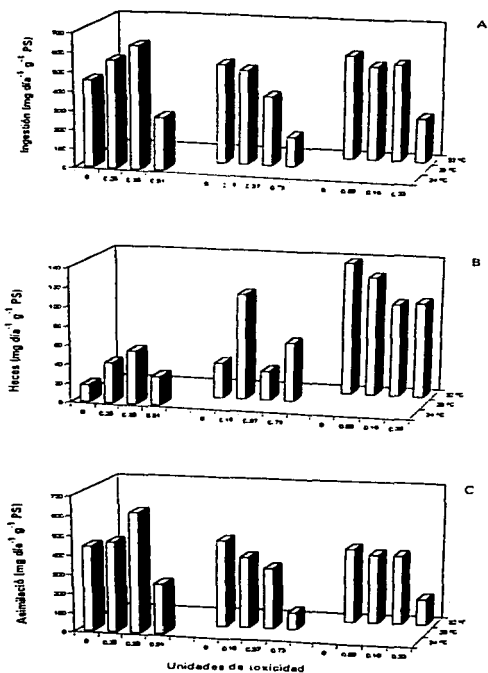


Figura 3. Tasa de ingestión de alimento (mg día⁻¹ g⁻¹ PS), tasa de producción de heces (mg día⁻¹ g⁻¹ PS) y tasa de asimilación del alimento (mg día⁻¹ g⁻¹ PS) de los juveniles de *C. idelle* expuestos a las mezclas N-NH₃/N-NO₂⁻ con diferentes unidades de toxicidad a 24, 29 y 32 °C.

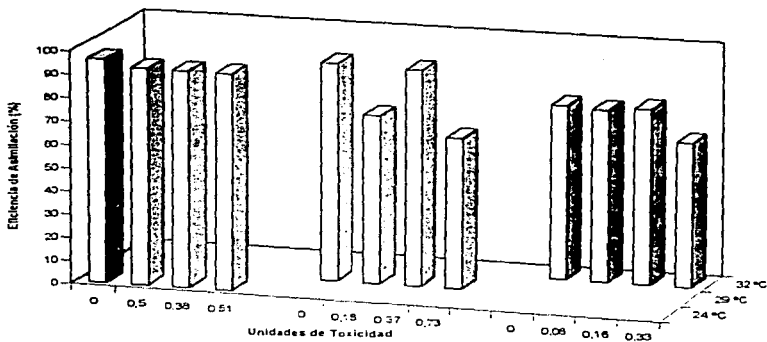


Figura 4. Eficiencia de asimilación del alimento de los juveniles de *C. idella* expuestos a las mezclas de $N-NH_3/N-NO_2^-$ con diferentes unidades de toxicidad a 24, 29 y 32 °C.

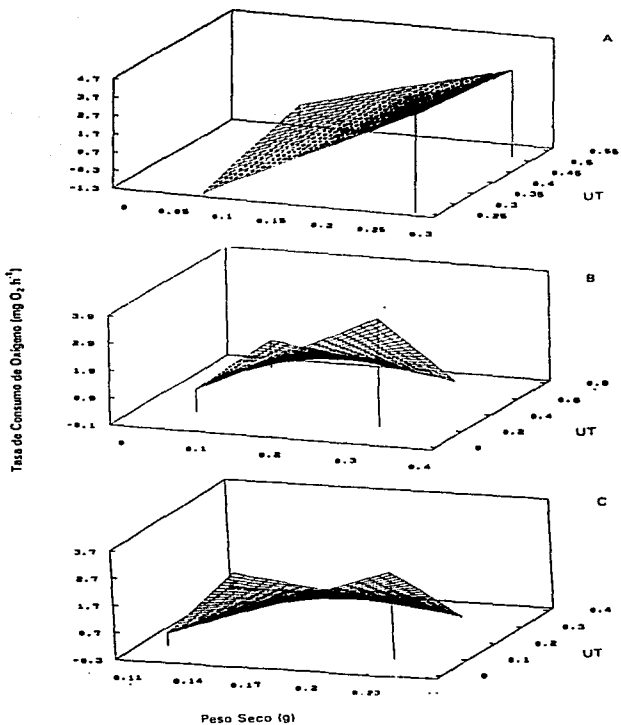


Figura 5. Relación entre la tasa de consumo de oxígeno ($\text{mg O}_2 \text{ h}^{-1}$), el peso seco (g) y las unidades de toxicidad (UT) de las mezclas de $\text{N-NH}_3/\text{N-NO}_2^-$ a las que se expusieron los juveniles de *C. idella* a diferentes temperaturas. A-24 °C; B-29 °C; 32 °C.

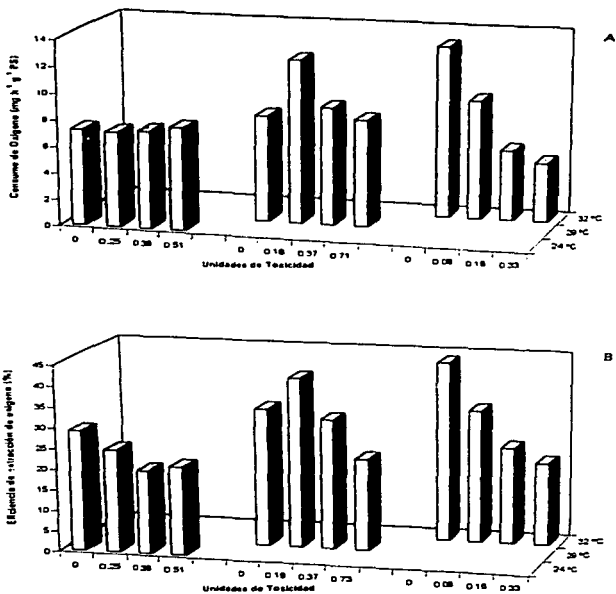


Figura 6. Tasa de consumo de oxígeno (A) y eficiencia de extracción de oxígeno (B) de los juveniles de *C. idella* expuestos a las mezclas de $N-NH_3/4-NO_2^-$, con diferentes unidades de toxicidad a 24, 29 y 32 °C.

Eticiencia de Extracción de Oxígeno [TE% = $\mu\text{cc} \text{cm}^{-2} \sqrt{\text{TE}}$]

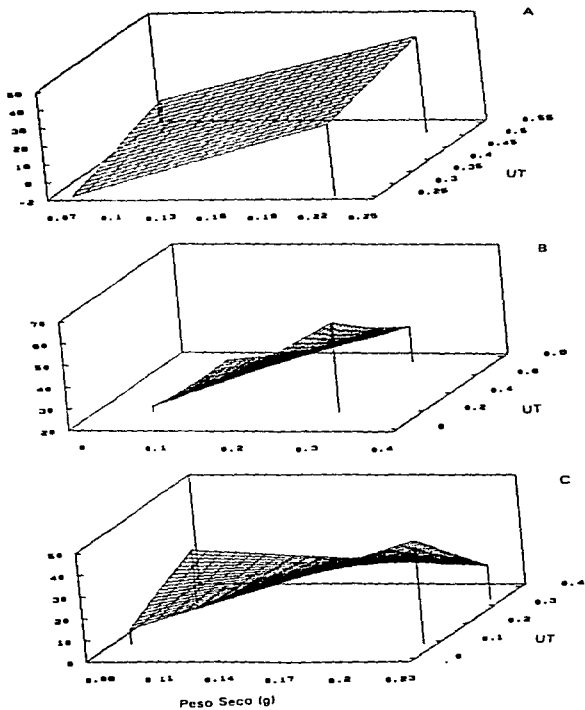


Figura 7. Relación entre la eficiencia de extracción de oxígeno (Y), el peso seco (g) y las unidades de toxicidad (UT) de las mezclas de $N-NH_3/N-NO_2$ a las que se expusieron los juveniles de *C. idella*. A-24 °C; B-29 °C; C-32 °C.

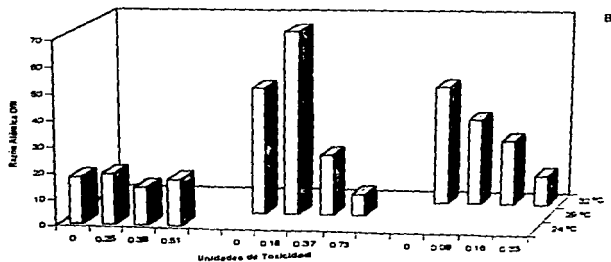
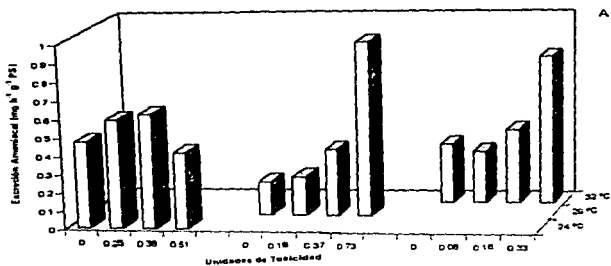


Figura 8. Tasa de excreción amoniacal ($\text{mg N-NH}_3 \text{ h}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ PS}$) y razón atómica O/N de los juveniles de *C. idella* expuestos a las mezclas de $\text{N-NH}_3/\text{N-NO}_2^-$ con diferentes unidades de toxicidad a 24, 29 y 32 °C.

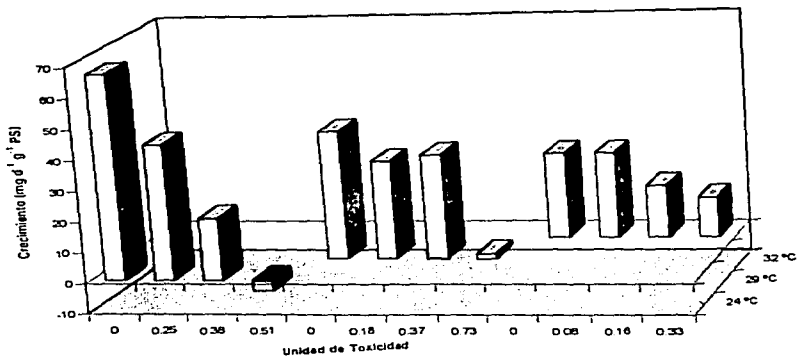


Figura 9. Tasa de crecimiento ($\text{mg día}^{-1} \text{g}^{-1} \text{PS}$) de los juveniles de *C. idella* expuestos a las mezclas de $\text{N-NH}_3/\text{N-NO}_2^-$, con diferentes unidades de toxicidad a 24, 29 y 32 °C.

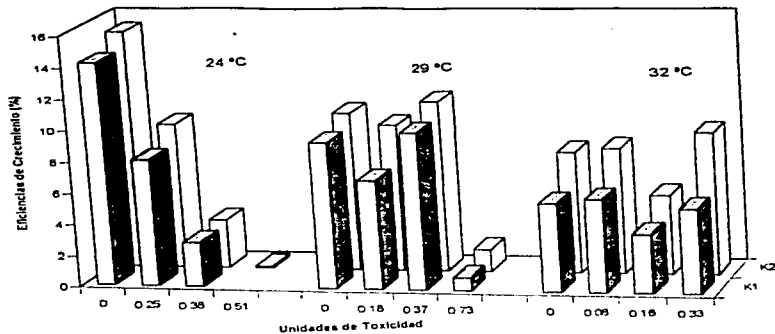


Figura 10. Eficiencias de crecimiento bruta (K_1) y neta (K_2) de los juveniles de *C. idella* expuestos a las mezclas de $N-NH_3/N-NO_2$, con diferentes unidades de toxicidad a 24, 29 y 32 °C.