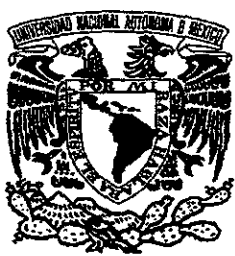


00381
12
24



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

LOS HONGOS COMESTIBLES SILVESTRES COMO INDICADORES DE LA TRANSFERENCIA DE RADIONÚCLIDOS EN EL AMBIENTE

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
DOCTORA EN CIENCIAS (BIOLOGÍA)

P R E S E N T A

MARÍA ISABEL BENIGNA GASO Y PRADA

DIRECTORA DE TESIS: DRA. MARÍA DE NURIA SEGOVIA AGUILAR
CO-DIRECTOR DE TESIS: DR. TEÓFILO HERRERA SUÁREZ

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

26/03/98

1998



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.

WILD EDIBLE MUSHROOMS AS INDICATORS OF THE TRANSFER OF RADIONUCLIDES TO THE ENVIRONMENT

ABSTRACT

Cs-137 and K-40 have been determined in soil samples and in wild edible mushrooms from a forest ecosystem located at the Nuclear Centre of Mexico (CNM) and in several surrounding localities.

The objective of this work was the identification of those mushrooms species with the higher ability to accumulate artificial radionuclides, that can be used as bioindicators of soil radioactive contamination. Since Cs-137 in the atmosphere originates mainly from the fallout due to atomic weapons tests in the atmosphere and from the Chernobyl accident, the surveillance of the bioindicators can evidence some accidental emissions from the CNM nuclear facility.

Mushroom samples were analysed during a 12 years period. The transfer coefficients for Cs-137 were studied in 22 mushroom species. The Cs-137 and K-40 determination was performed using an HPGe detector and gamma spectrometry of low background.

The results indicate that annual composite mushroom samples formed by a selection of different species, showed an increase in the level of Cs-137 in 1986 as a consequence of the Chernobyl accident. The local mushroom species that were found to present the higher Cs-137 transfer were *Clavariadelphus truncatus*, *Lactarius vellereus*, *Gomphus floccosus* and *Cortinarius caerulescens*. The effective doses from Cs-137 incorporation due to the mushrooms ingestion were calculated for each one of the 22 studied mushroom species.

The Cs-137 levels obtained at the NCM mushroom samples were slightly lower than those samples from surrounding localities indicating that the nuclear facility has not participated in the atmospheric emission of Cs-137.

RESUMEN

En este trabajo se midieron los niveles de Cs-137 y K-40 en muestras de suelo y hongos silvestres comestibles del ecosistema boscoso del Centro Nuclear de México (CNM) y alrededores. Se midió también la actividad alfa y beta total en partículas suspendidas en aire (filtros) y se hicieron análisis por espectrometría gamma de algunos filtros recolectados en 1986, en la Planta Nucleoeléctrica Laguna Verde, con el fin de determinar la llegada a México de la nube radiactiva del accidente de Chernobil. Estos estudios forman parte de los Programas de Vigilancia Radiológica Ambiental (PVRA) de dichas instalaciones.

El objetivo de este trabajo fué la identificación de las especies de hongos silvestres comestibles con mayor capacidad de acumulación de radionúclidos de origen artificial, que serían útiles en los PVRA como indicadores biológicos de contaminación radiactiva en el suelo. La determinación de la concentración de Cs-137 en dichas especies de hongos nos permitirá conocer el origen de la contaminación radiactiva, demostrar si la operación rutinaria de la instalación nuclear bajo vigilancia cumple con la normas nacionales e internacionales de emisiones radiactivas al ambiente, detectar alguna emisión accidental que pudiera ocurrir en dicha instalación o en cualquier otra y estimar la dosis interna de Cs-137 que recibiría el público, debido a la ingestión de hongos silvestres comestibles

Se analizó la transferencia del Cs-137 del suelo a los hongos. Para ello se colectaron, prepararon y analizaron, durante 12 años, muestras anuales de las especies de hongos más abundantes en la localidad estudiada. Se analizaron los factores de transferencia que permiten estudiar la habilidad de cada especie para acumular el Cs-137 biodisponible en el suelo. La determinación de las concentraciones de Cs-137 y K-40 tanto en suelo como en los hongos se realizó por espectrometría gamma con un detector de HPGe asociado a un analizador multicanal con especificaciones del blindaje adecuadas para medidas de muy baja actividad.

Los resultados obtenidos en los diferentes tipos de muestras (aire, suelo, hongos), indican que el origen del Cs-137 en el ecosistema estudiado proviene tanto del accidente de Chernobil (abril 1986) como de las pruebas nucleares que se realizaron en la atmósfera desde 1945 hasta 1980. Las muestras analizadas mostraron un incremento en el año de 1986, como consecuencia del accidente de Chernobil. La concentración de Cs-137 que presentaron ese tipo de muestras, puede explicarse a través del análisis del transporte de radionúclidos mediante los patrones de circulación atmosférica.

De las especies de hongos estudiadas se encontró que aquellas que tienen mayor habilidad para acumular Cs-137 y por tanto para ser utilizadas como indicadores biológicos de contaminación radiactiva, son *Clavariadelphus truncatus*, *Gomphus floccosus*, *Cortinarius caerulescens* y *Lactarius vellereus*. Se calculó la dosis promedio anual que recibe el público debido al hábito de consumir hongos silvestres.

El hecho de que los niveles de Cs-137 en las muestras de hongos recolectados en el Centro Nuclear de México sean en general ligeramente inferiores a las recolectadas en las localidades de los alrededores, indica que la instalación nuclear del CNM no ha emitido Cs-137 a la atmósfera.

Con respecto al radionúclido de origen natural K-40, su concentración en suelo presentó valores dentro del rango reportado para este tipo de muestras; en las especies de hongos analizadas, la concentración de K-40 fue menos variable que la de Cs-137.

PAGINACION

DISCONTINUA

ESTA TESIS SE REALIZÓ EN EL INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIONES NUCLEARES Y EN EL INSTITUTO DE BIOLOGÍA DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO, BAJO LA DIRECCIÓN DE LOS DOCTORES. MA. NURIA SEGOVIA AGUILAR Y TEÓFILO HERRERA SUÁREZ.

EL TRABAJO REALIZADO FORMA PARTE DE LOS PROGRAMAS DE VIGILANCIA RADIOLÓGICA AMBIENTAL DE LAS INSTALACIONES DEL CENTRO NUCLEAR "DR. NABOR CARIILLO FLORES" Y DE LA "PLANTA NUCLEOELÉCTRICA LAGUNA VERDE" DE LA COMISIÓN FEDERAL DE ELECTRICIDAD.

AGRADEZCO A LAS AUTORIDADES DE LAS INSTITUCIONES MENCIONADAS LAS FACILIDADES BRINDADAS PARA LA REALIZACIÓN DE ESTE TRABAJO.

AGRADECIMIENTOS

A Isabel, mi madre, quien con sus continuos cuidados, apoyo y su gran espontaneidad, me ha ayudado siempre en los momentos difíciles.

A Eduardo, mi padre, quien con su gran capacidad de observación y su fortaleza de espíritu, supo despertar mi vocación hacia la Biología y la investigación y me ha brindado su apoyo siempre que lo he necesitado.

A mis hermanos: Alicia, Eduardo y Susana, quienes a pesar de la distancia, siempre me han ofrecido su ayuda, amor y comprensión y a quienes agradezco todo lo que han hecho por mí.

A mis hijos, Maribel y Miguel, por su comprensión al haberles privado de tantas horas de dedicación que he necesitado emplear en la elaboración de este trabajo y a quienes agradezco su apoyo y asesoría en la utilización de la computadora.

A Raúl, mi esposo, por su comprensión al haberse privado de muchas atenciones y compañía, durante el tiempo que he dedicado al desarrollo de esta obra.

A la Dra. Nuria Segovia, a quien admiro profundamente por su gran capacidad de trabajo y calidad humana y a quien agradezco todo el valioso tiempo que me ha dedicado, sin el cual hubiese sido imposible la culminación de este trabajo.

Al Dr. Teófilo Herrera, que siempre estuvo dispuesto a asesorarme y quien demostró su espíritu de investigador, al mostrarse abierto e interesado en este tema de la radiactividad en las diferentes especies de hongos. También les expreso mi agradecimiento al Dr. T. Herrera y a la Dra. Evangelina Pérez-Silva por su ayuda en la clasificación taxonómica de las especies de hongos presentadas en este trabajo.

A la Dra. Rosalia Ridaura, a quien agradezco profundamente la revisión tan detallada que realizó de este trabajo, gracias a la cual su lectura será mucho más comprensible para todos.

A la Dra. Judith Guzmán, Dra. Ma. Esther de la Rosa, Dra. Evangelina Pérez-Silva y Dr. Pedro Morales, quienes con sus valiosos comentarios, hicieron que mejorara la presentación de este trabajo.

A todos mis compañeros del Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, sin cuya valiosa colaboración, no hubiera sido posible la elaboración de este trabajo y especialmente a la Biol. Lourdes Cervantes y a los Srs: Alvarado Pacheco, Gonzalo Valentín y Roberto Benítez, por su apoyo en el muestreo y preparación de las muestras. A la M. en C. Esperanza Quintero, al Biol. Vidal Rojas y al Sr. Federico Montes, por su apoyo en el análisis por espectrometría gamma de las muestras. A Elías Acosta, por el análisis químico de algunas muestras de suelo. A Raimundo Arias, Federico Montes, Saúl García y Gisela Salgado por el apoyo en la digitalización de las imágenes presentadas en este trabajo.

Y a todos aquellos que involuntariamente haya omitido en estos agradecimientos y que de una u otra forma han colaborado conmigo, en el desarrollo de esta tesis.

RESUMEN

En este trabajo se midieron los niveles de Cs-137 y K-40 en muestras de suelo y hongos silvestres comestibles del ecosistema boscoso del Centro Nuclear de México (CNM) y alrededores. Se midió también la actividad alfa y beta total en partículas suspendidas en aire (filtros) y se hicieron análisis por espectrometría gamma de algunos filtros recolectados en 1986, en la Planta Nucleoeléctrica Laguna Verde, con el fin de determinar la llegada a México de la nube radiactiva del accidente de Chernobil. Estos estudios forman parte de los Programas de Vigilancia Radiológica Ambiental (PVRA) de dichas instalaciones.

El objetivo de este trabajo fué la identificación de las especies de hongos silvestres comestibles con mayor capacidad de acumulación de radionúclidos de origen artificial, que serían útiles en los PVRA como indicadores biológicos de contaminación radiactiva en el suelo. La determinación de la concentración de Cs-137 en dichas especies de hongos nos permitirá conocer el origen de la contaminación radiactiva, demostrar si la operación rutinaria de la instalación nuclear bajo vigilancia cumple con la normas nacionales e internacionales de emisiones radiactivas al ambiente, detectar alguna emisión accidental que pudiera ocurrir en dicha instalación o en cualquier otra y estimar la dosis interna de Cs-137 que recibiría el público, debido a la ingestión de hongos silvestres comestibles

Se analizó la transferencia del Cs-137 del suelo a los hongos. Para ello se colectaron, prepararon y analizaron, durante 12 años, muestras anuales de las especies de hongos más abundantes en la localidad estudiada. Se analizaron los factores de transferencia que permiten estudiar la habilidad de cada especie para acumular el Cs-137 biodisponible en el suelo. La determinación de las concentraciones de Cs-137 y K-40 tanto en suelo como en los hongos se realizó por espectrometría gamma con un detector de HPGe asociado a un analizador multicanal con especificaciones del blindaje adecuadas para medidas de muy baja actividad.

Los resultados obtenidos en los diferentes tipos de muestras (aire, suelo, hongos), indican que el origen del Cs-137 en el ecosistema estudiado proviene tanto del accidente de Chernobil (abril 1986) como de las pruebas nucleares que se realizaron en la atmósfera desde 1945 hasta 1980. Las muestras analizadas mostraron un incremento en el año de 1986, como consecuencia del accidente de Chernobil. La concentración de Cs-137 que presentaron ese tipo de muestras, puede explicarse a través del análisis del transporte de radionúclidos mediante los patrones de circulación atmosférica.

De las especies de hongos estudiadas se encontró que aquellas que tienen mayor habilidad para acumular Cs-137 y por tanto para ser utilizadas como indicadores biológicos de contaminación radiactiva, son *Clavariadelphus truncatus*, *Gomphus floccosus*, *Cortinarius caeruleus* y *Lactarius vellereus*. Se calculó la dosis promedio anual que recibe el público debido al hábito de consumir hongos silvestres.

El hecho de que los niveles de Cs-137 en las muestras de hongos recolectados en el Centro Nuclear de México sean en general ligeramente inferiores a las recolectadas en las localidades de los alrededores, indica que la instalación nuclear del CNM no ha emitido Cs-137 a la atmósfera.

Con respecto al radionúclido de origen natural K-40, su concentración en suelo presentó valores dentro del rango reportado para este tipo de muestras; en las especies de hongos analizadas, la concentración de K-40 fue menos variable que la de Cs-137.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	p. 1
CAPÍTULO I.- GENERALIDADES	p. 7
I-1.- Ecosistemas naturales y seminaturales	
I-2.- Programas de Vigilancia Radiológica Ambiental	
I-3.- Parámetros de Transferencia	
I-4.- Modelos ambientales de evaluación de dosis	
CAPÍTULO II.- IMPACTO RADIOLÓGICO DEL ACCIDENTE DE CHERNOBIL	p. 16
II-1.- Antecedentes	
II-2.- Características del reactor de la Unidad 4	
II-3.- Causas y consecuencias del accidente	
II-4.- Liberación, dispersión y depósito de los radionúclidos	
II-5.- Patrón meteorológico de dispersión de la pluma radiactiva del accidente de Chernobil y su llegada a México	
II-6.- Detección del fallout procedente de Chernobil en la Planta Nucleoeléctrica de Laguna Verde y en el Centro Nuclear de México	
II-7.- Dosis recibidas por el público a consecuencia del accidente	
II-8.- Contaminación de los alimentos y medidas de mitigación	
II-9.- Efectos en la salud	
II-10.- Efectos directos de la radiación en el ambiente	
CAPÍTULO III.- CARACTERÍSTICAS TAXONÓMICAS DE LOS HONGOS SILVESTRES COMESTIBLES LOCALES Y SU IMPORTANCIA COMO INDICADORES BIOLÓGICOS DE CONTAMINACIÓN RADIATIVA	p. 33
III-1.- Importancia económica, cultural y ambiental	
III-2.- Material estudiado y taxonomía de las especies de hongos silvestres comestibles analizadas	
III-3.- Los hongos como indicadores de contaminación radiactiva en los ecosistemas boscosos	

CAPÍTULO IV.- METODOLOGÍA

p. 40

IV-1.- Sitio

IV-2.- Metodología estadística para vigilancia radiológica ambiental

IV-3.- Muestreo y análisis de radiactividad en partículas suspendidas en aire (filtros).

IV-4.- Preparación de muestras colectadas en el Centro Nuclear de México y alrededores para el análisis por espectrometría gamma

IV-5.- Análisis de radionúclidos y cálculo de la concentración de actividad en el CNM y alrededores

IV-6.- Cálculo del cociente de concentración (RC) y del coeficiente de transferencia agregado (CTA)

IV-7.- Cálculo de dosis

CAPÍTULO V.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

p. 49

V-1.- Contenido de Cs-137 y K-40 en muestras de suelo del Centro Nuclear de México y su entorno

V-2.- Concentración de actividad de Cs-137 y K-40 en muestras de hongos comestibles silvestres del Centro Nuclear de México y su entorno

V-3.- Cocientes de concentración y coeficientes de transferencia agregados

CONCLUSIONES

p. 60

REFERENCIAS

p. 64

GLOSARIO

p. 76

ANEXO

p. 82

INTRODUCCIÓN

Todos los compuestos naturales contienen radionúclidos en mayor o menor concentración. Esa radiactividad natural, descubierta hace 100 años por el físico francés Henri Becquerel (1896), se utiliza en la actualidad con fines prácticos en muchas ramas de la ciencia y la industria. El descubrimiento y la posterior utilización de las reacciones de fisión y fusión han producido nuevos radionúclidos que se han sumado a los compuestos radiactivos naturales ya existentes en el ambiente. Los radionúclidos de origen antropogénico, producidos principalmente a causa de las pruebas nucleares en la atmósfera y de las emisiones provenientes de la industria nuclear, se han ido integrado al ecosistema terrestre como lo han hecho otros tipos de contaminantes, por lo que la naturaleza de la contaminación ambiental está cambiando de concentraciones altas, localmente restringidas y de efectos agudos, a concentraciones inferiores, muy dispersas y de efectos crónicos. Este cambio causa dificultades al determinar las concentraciones traza de sustancias peligrosas en el ambiente, así como para establecer los modelos matemáticos que definan su comportamiento y las condiciones de exposición de dichas sustancias al ser humano. La utilización del depósito sistemático en la superficie terrestre de partículas suspendidas en aire que contienen material radiactivo (fallout) como indicador de contaminación, está siendo de utilidad para resolver parte de esas dificultades.

El fallout radiactivo ha sido medido en el mundo desde finales de la década de 1950. El hecho de que no hubiera Cs-137 ni Sr-90 en el ambiente antes de 1945, ha sido de gran utilidad en la simulación de modelos matemáticos para establecer la condición de frontera, ya que para cada detonación nuclear, se registró el tiempo, localización y escala, lo que no suele suceder con otros tipos de contaminantes ambientales (Shimada *et al.*, 1996; Monte, 1996).

Los radioisótopos artificiales, considerados por el público como una amenaza para el ambiente humano, han resultado ser excelentes trazadores globales que nos permiten comprender mejor el ciclo hidrológico y los ciclos biogeoquímicos de elementos tan importantes como carbono, nitrógeno o azufre. Las técnicas nucleares, basadas en el empleo de isótopos radiactivos y estables, tienen una función importante que desempeñar en la explicación de los mecanismos y procesos que determinan la ininterrumpida evolución hidroclimática del planeta, en particular para la zona intertropical, la que está sujeta a variaciones hidroclimáticas extremas y en la que se encuentran la mayor parte de los países en desarrollo. La medida y predicción de esas variaciones a corto plazo es uno de los requisitos para el desarrollo sustentable de la región (Danesi, 1996).

Mientras no se encuentre una opción más adecuada que permita afrontar la creciente demanda de electricidad de la población mundial, una gran parte de ésta se tendrá que satisfacer con combustibles convencionales como carbón, gas natural, petróleo, uranio y torio. Por tanto, en las estrategias para el desarrollo sustentable, habrá que tener en cuenta los desechos generados por ese tipo de combustibles a través de sus cadenas energéticas. Los desechos radiactivos procedentes de las centrales nucleares representan una pequeña

parte en comparación con las que se generan en otros tipos de producción de energía (Seitz, 1996). Sin embargo, la principal preocupación respecto a algunos desechos nucleares, son sus elevados niveles de radiactividad, aunque los volúmenes de desechos sean mucho menores.

La Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD), celebrada en Río de Janeiro en junio de 1992, el Programa Agenda 21 y los gobiernos del mundo, han señalado a la comunidad internacional, la necesidad de una estrategia integral para el desarrollo sustentable de la sociedad humana. En 1995 el Organismo Internacional de Energía Atómica (IAEA), inició un programa de evaluación comparativa para abordar la función de la energía nucleoelectrónica en una estrategia mundial en favor de una producción menos contaminante y del desarrollo sustentable en el sector de la generación de electricidad. En el programa se examinarán las repercusiones en la salud y el ambiente y los costos de muchos de los aspectos de la generación de electricidad, incluidas las operaciones rutinarias y los accidentes en todas las etapas de cada una de las cadenas energéticas (extracción, elaboración del combustible, explotación de centrales nucleares y clausura de las mismas) (Bertel, 1995).

El depósito de los radionúclidos de origen antropogénico liberados a la atmósfera, ha ocurrido en una serie de eventos relativamente bien definidos tales como las pruebas nucleares en la atmósfera (1945-1980) y el accidente de Chernobil ocurrido en Ucrania el 26 de abril de 1986. Parte de los radionúclidos liberados a la atmósfera son transportados hacia la troposfera y la estratosfera y dispersados globalmente con la circulación general de la atmósfera, la que depende de la presión y el sistema de vientos. Los radionúclidos permanecen más tiempo en la estratosfera que en la troposfera, debido a la mayor estabilidad que existe en la primera (Newell, 1971) Kida (1977), estimó que el tiempo necesario para que se intercambie o mezcle el Cs-137 en un hemisferio dado a nivel de la troposfera es de un mes, mientras que para que se produzca el intercambio entre el hemisferio norte y el sur se requeriría de 1 a 2 años (Pannetier, 1970).

A escala mundial, el depósito total de Cs-137 proveniente de las pruebas nucleares, fue aproximadamente 100 veces superior al proveniente del accidente de Chernobil (UNSCEAR, 1988). Además, a pesar de haber sido suspendidas las detonaciones nucleares a la atmósfera desde 1980, los radionúclidos de periodo largo, procedentes de las capas superiores de la troposfera, siguen entrando a la atmósfera. Estos eventos que produjeron depósitos durante décadas ocasionan alteraciones en las observaciones a largo plazo del comportamiento del cesio radiactivo. En el accidente de Chernobil, la radiactividad fue liberada en la troposfera y la producción de partículas de gran tamaño fue mucho menor que en el caso de las pruebas nucleares, siendo el depósito de radionúclidos de corta duración y cayendo la mayor cantidad en Europa durante un periodo de tres días, y el resto durante los siguientes cinco días (Mück, 1997).

Los isótopos que se depositan en la biosfera, dependiendo de su comportamiento físico, químico y biológico, pueden migrar e incorporarse a las diferentes especies vegetales y animales de los ecosistemas. Éstas, muestran la capacidad de acumular Cs-137 y K-40 entre

otros radionúclidos, por lo que son de gran importancia como indicadores de radiactividad ambiental. Los ecosistemas boscosos pueden contaminarse debido tanto al fallout como por introducción de desechos radiactivos en su suelo. En el caso de la contaminación atmosférica, los radionúclidos son depositados sobre los árboles (ramas, hojas, troncos), sobre el pasto, arbustos y matorrales, bayas silvestres y hongos, o sobre la capa orgánica (musgos, líquenes, humus). La acumulación de radionúclidos en los musgos, líquenes y hongos, aumenta con la altitud (Seward *et al.*, 1988) y con la latitud (Taylor *et al.*, 1985).

A raíz del accidente de Chernobil se ha hecho evidente que el impacto radiológico ha tenido características especiales en zonas boscosas y que éstas son particularmente sensibles al fallout. Por ello es de gran importancia la protección y el estudio de ese tipo de ecosistemas en especial cuando están asociados a instalaciones nucleares. Los bosques pueden considerarse como eficientes reservorios de radionúclidos, pudiendo acumular en los compartimentos mencionados, la mitad de la cantidad total de radionúclidos depositados en el ambiente, siendo mayor el efecto en los bosques de coníferas y pudiendo alcanzar el máximo, hasta una década después del depósito inicial. La mayor concentración del cesio radiactivo, tiene lugar en la capa de materia orgánica del suelo. Generalmente, en los suelos ácidos ricos en materia orgánica, el Cs-137 permanece asociado al complejo intercambiador de iones, lo que implica una mayor disponibilidad para la incorporación por los vegetales. La biodisponibilidad del Cs-137 es de suma importancia en la incorporación del radionúclido por las plantas, dependiendo el tiempo de su incorporación entre otros factores de la composición química del suelo, forma química del radionúclido, biomasa y especies de plantas del ecosistema (Schell *et al.*, 1996).

A consecuencia de otros tipos de contaminantes atmosféricos, ya se habían observado cambios en los ecosistemas boscosos, como la disminución en la producción de hongos. Anderson y Rygiwicz (1991), demostraron el efecto del aumento de la concentración de dióxido de azufre en la disminución de la colonización micorrícica en los bosques europeos y Matson (1984), observó el mismo efecto a consecuencia del aumento de las concentraciones de ozono. Las variaciones anuales en la abundancia de los hongos dependen además, de factores como la temperatura y la precipitación (Eveling *et al.*, 1990). En general, la respuesta de las diferentes especies de hongos a la fructificación, son consecuencia de los cambios locales a las condiciones ambientales. Las especies de hongos micorrícicos son más activas en las capas superiores del suelo, por ello son también más sensibles al incremento de la temperatura del suelo, a la compactación y erosión del mismo en los bosques perturbados (Molina *et al.*, 1993), así como a los efectos del aumento de la concentración de radionúclidos de origen artificial en el suelo (Ban-nai *et al.*, 1997; Gaso *et al.*, 1996).

Las investigaciones realizadas, no han identificado que factores inician la producción de cuerpos fructíferos en las especies de hongos micorrícicos y cómo éstos, pueden variar en el tiempo y en el espacio a consecuencia de los cambios físicos y bióticos en el ambiente. Las sucesiones de las diferentes especies de hongos micorrícicos en los ambientes boscosos suele ocurrir a lo largo de varios años o décadas, por lo que las investigaciones sobre los hongos comestibles silvestres deberían ser incluídas en los estudios de productividad, producción sustentable y conservación de los bosques a largo plazo (Mascanzoni, 1990; Yoshida *et al.*,

1994). La variabilidad de la contaminación radiactiva en los hongos es grande, dependiendo de la especie de que se trate, del tipo de suelo y de otros factores desconocidos que determinan su incorporación. Con el tiempo, el Cs-137 depositado en la superficie del suelo, va infiltrándose y la incorporación del mismo por los hongos con micelio profundo puede ir aumentando (Yoshida y Muramatsu, 1994b).

La dieta de la mayoría de los humanos, está compuesta de alimentos que provienen de diferentes partes del mundo, por lo que es difícil correlacionar la concentración de radionúclidos de los alimentos con la contaminación de las áreas donde viven las personas ; por ello debe calcularse la contaminación de cada producto alimenticio y sus parámetros de transferencia, de una forma individual y local (Molina *et al.*, 1996). El consumo de hongos cultivados y de algunas especies comestibles silvestres, está aumentando a nivel mundial por lo que es de suma importancia considerarlos en el cálculo de dosis a la población.

Los productos típicos de los ecosistemas de climas templados son los hongos, las fresas o bayas silvestres y la miel y aunque tales productos procedentes de áreas naturales y seminaturales constituyen una fracción pequeña del consumo humano promedio de alimentos, en algunos países los cazadores de venado y recolectores de bayas y hongos, pueden consumir cantidades relativamente grandes de ellos. A consecuencia del accidente de Chernobil, la contribución de tales alimentos a la dosis por ingestión a largo plazo, se ha demostrado que es del mismo orden de magnitud que la proveniente del consumo de alimentos producidos en los terrenos cultivados (Kiefer *et al.*, 1996 ; Shutov *et al.*, 1996).

La vida media efectiva para el Cs-137 puede ser superior en las zonas áridas o en los hábitat seminaturales, o durante el invierno, ya que la disminución a corto plazo de la concentración de actividad en los alimentos de origen vegetal se debe principalmente al crecimiento de la planta (Mück, 1997). Aunque en la mayoría de los productos alimenticios el Cs-137 proveniente del fallout ha ido disminuyendo a través del tiempo, su concentración en los hongos silvestres continúa siendo alta, ya que éstos lo acumulan y los niveles de Cs-137 en los ecosistemas boscosos disminuye muy lentamente. En los ecosistemas boscosos de las zonas tropicales y subtropicales, son escasos los datos sobre el contenido radiactivo de este tipo de productos alimenticios. El origen del Cs-137 en los hongos mexicanos proviene fundamentalmente del fallout de las pruebas nucleares y de la influencia del accidente de Chernobil (Riojas-López *et al.*, 1991; Krivolutsky *et al.*, 1993, Gaso *et al.*, 1996, Salazar *et al.*, 1994).

El Programa de Vigilancia Radiológica Ambiental del Centro Nuclear de México, Dr. Nabor Carrillo, situado en Salazar, Edo. de México, consta de la red de vigilancia radiológica y de los procesos de medida de las muestras ambientales necesarias, para garantizar que las liberaciones de efluentes líquidos y gaseosos de dicha instalación permanezcan dentro de los límites establecidos a nivel nacional e internacional, y para que las dosis a la población sean lo más bajas posibles (Segovia *et al.*, 1989; Segovia *et al.*, 1990; Gaso y Cervantes, 1992) Como parte de la vigilancia radiológica ambiental se contempla el análisis de diferentes tipos de muestras ambientales. Entre ellas, las de suelo y hongos comestibles, así como las de otros indicadores biológicos de radiactividad, son de

gran utilidad para la determinación de los coeficientes de transferencia de los diferentes radionúclidos en el ambiente. Los análisis de radiactividad de las diferentes muestras ambientales (suelo, agua, aire, alimentos, etc.), se llevan a cabo para poder evaluar cualquier cambio de origen natural o artificial en los niveles de radiactividad en el ambiente, ya sea proveniente de la operación normal de la instalación o de cualquier accidente nuclear que ocurriera en la misma o en otra instalación.

La principal justificación para utilizar los indicadores biológicos en los Programas de Vigilancia Radiológica Ambiental (PVRA), consiste en que estos pueden concentrar muy eficientemente los radionúclidos que existen en el ambiente. Además en ellos, los radionúclidos pueden analizarse de una manera más sencilla, rápida y menos costosa que lo que implicaría el análisis de los bajos niveles de radiactividad en otro tipo de muestras ambientales. Los indicadores biológicos, proporcionan por lo tanto, un panorama integrado en el tiempo de las concentraciones de radionúclidos biodisponibles en el ambiente.

El objetivo de este trabajo es identificar las especies de hongos silvestres comestibles con mayor capacidad de acumulación de radionúclidos de origen artificial, que serían útiles en los PVRA, como indicadores biológicos de contaminación radiactiva en suelo. La determinación de la concentración de Cs-137 en dichas especies de hongos nos permitirá conocer el origen de la contaminación radiactiva, demostrar si la operación rutinaria de la instalación nuclear bajo vigilancia, cumple con la normas nacionales e internacionales de emisiones radiactivas al ambiente, detectar alguna emisión accidental que pudiera ocurrir en dicha instalación o en cualquier otra y estimar la dosis interna de Cs-137 que recibiría el público, debido a la ingestión de hongos silvestres comestibles.

En este trabajo se analizan las concentraciones de Cs-137 en muestras de diferentes especies de hongos comestibles silvestres en un ecosistema semi-natural de bosques de coníferas y encinos, asociado a una instalación nuclear. Se estudia la variación temporal desde 1985 a 1997, incluyendo el efecto del accidente de Chernobil y se determinan los cocientes de concentración suelo-planta y los coeficientes agregados de transferencia para Cs-137 en las especies locales de los hongos analizados. Por último, se calcula la incorporación anual de Cs-137 y la dosis equivalente efectiva que recibiría el ser humano, debido a la ingestión de cada una de las especies de hongos comestibles analizadas.

En el primer capítulo se definen los ecosistemas naturales y seminaturales, se comentan los fundamentos y objetivos de los Programas de Vigilancia Radiológica Ambiental, se definen los parámetros de transferencia suelo-hongos comestibles para el Cs-137 y se discuten los modelos ambientales de evaluación de dosis.

En el segundo capítulo se mencionan los antecedentes históricos y las causas que provocaron el accidente de Chernobil, ocurrido en Bielorrusia en 1986, para mostrar el impacto radiológico que tuvo en la salud y en el ambiente. Se hace hincapié en el efecto sobre las zonas boscosas ya que éstas fueron particularmente sensibles al fallout.

En el capítulo tercero se describen las características de los hongos silvestres comestibles representantes de la gran biodiversidad en México así como su importancia desde el punto de vista económico, cultural, ambiental y de su utilización como indicadores biológicos de contaminación radiactiva.

El capítulo cuarto describe las metodologías experimentales de muestreo y análisis para partículas atmosféricas, hongos y suelo y los factores requeridos para la estimación de dosis.

El quinto capítulo muestra los resultados obtenidos en los diferentes tipos de muestras ambientales durante un periodo de 12 años y su discusión. Por último se enuncian las conclusiones derivadas de este trabajo.

CAPÍTULO I.- GENERALIDADES

I.2.- ECOSISTEMAS NATURALES Y SEMINATURALES

El criterio principal para la evaluación de los ecosistemas, es el de la vegetación potencial natural junto con el criterio de diversidad y vulnerabilidad. En los ecosistemas naturales, la población humana debe estar controlada por el ambiente y los productos de los ecosistemas deben ser consumidos localmente, no debiendo exportarse el material biológico. El criterio general para la subdivisión de la vegetación es el macroclima (clima regional), que corresponde a la vegetación que se desarrolla en un área con determinado tipo de suelo y de clima

El grado de pérdida del estado natural (o artificialidad), podría medirse sobre la base del componente autotrófico del ecosistema en sus dos aspectos de flora y vegetación. La flora de un área es el inventario de especies conocidas para una zona determinada. La vegetación se define como el conjunto de plantas consideradas en relación al lugar donde viven en agregaciones específicas (fitomasas organizadas, fitocenosis). El grado en el que los ambientes se consideran artificiales se denomina "estado hemerobiótico". En los paisajes naturales, la flora y la fauna son originales y espontáneas y la vegetación no sufre modificaciones estructurales por el hombre. En los paisajes sub-naturales, la flora y la fauna son nativas y espontáneas, pero con algunos elementos extraños infiltrados. En los paisajes semi-naturales, la flora y la fauna permanecen nativas, pero la vegetación está considerablemente modificada por la intervención humana (Poldini, 1990).

Difícilmente existe ahora en el mundo algún biotopo que, aunque sea de manera indirecta, no haya sido afectado por el hombre. Esto es particularmente cierto en las regiones donde surgió la agricultura hace ya varios miles de años, como en Mesoamérica y concretamente en México, al sur del paralelo 20° N y en la parte contigua de Centroamérica, hasta el paralelo 15° N. Los ecosistemas naturales y seminaturales incluyen áreas tales como: tierras altas, páramos, pantanos, tundra, así como bosques no muy perturbados y pastizales de montaña (IAEA, 1994a). En Mesoamérica se cultivaba desde el año 5000 a. de C., por lo que siete mil años de manipulación del paisaje han dejado una profunda huella en las asociaciones vegetales y en los complejos faunísticos, inclusive en los escasos ámbitos aparentemente intactos. Un ejemplo de esto son los biotopos de montaña que en su aspecto actual, están condicionados directa o indirectamente, por la actividad humana.

México, por su variedad de climas, suelos y topografía alberga con excepción de la tundra, todos los tipos de vegetación del planeta. Además es una zona de transición entre la flora y la fauna neárticas de Norteamérica y las neotropicales de Centro y Sudamérica. La larga historia de aislamiento de algunas regiones ha favorecido la evolución de gran número de especies exclusivas o endémicas del país que, a nivel mundial, ocupa el cuarto lugar de

biodiversidad. México, es rico en especies de pináceas ya que cuenta con regiones microclimáticas muy diversas que permiten su desarrollo, teniendo el 40 % de especies del total registrado para el mundo, lo que demuestra su riqueza forestal. El volumen de producción de especies forestales en México, es de 5,351 millones de m³ (85% de pinos, 9% de encinos y latifolias y 3% de oyamel, entre otras). La cobertura de vegetación en el territorio nacional es de 196.7 millones de ha., correspondiendo el 15% a los bosques de pino-encino (Merino, 1996). El abeto (*Abies religiosa*), conocido por los nahuas del centro de México como oyamel, se encuentra en las vertientes húmedas de la alta montaña, desde los 2600 msnm hasta los 4000 msnm. De las 48 especies de pinos conocidos en México, 21 son endémicas. En la zona de estudio se encuentran entre otros *Pinus montezumae*, *Pinus teocote* y *Pinus hartwegii*. De las 173 especies diferentes de encinos de nuestro país, 115 son endémicas; los que predominan en terrenos volcánicos, como el área de estudio son *Quercus laurina* y *Quercus microphylla*.

En los ecosistemas naturales y seminaturales, la superficie del suelo es menos homogénea que en los ecosistemas agrícolas, por lo que el muestreo deberá llevarse a cabo de tal manera que toda la radiactividad de la superficie a considerar, sea colectada.

I.2. - PROGRAMAS DE VIGILANCIA RADIOLÓGICA AMBIENTAL

La vigilancia radiológica ambiental es la atención que se presta al ambiente con el fin de determinar la presencia indebida de radiactividad en él. La seguridad nuclear por su parte es el conjunto de normas y prácticas que se utilizan para ubicar, controlar y explotar instalaciones nucleares o radiactivas sin riesgo. En los reglamentos de instalaciones nucleares la zona de exclusión es la que se establece alrededor de un reactor nuclear, donde solo el personal ocupacionalmente expuesto puede transitar, mientras que la zona protegida es aquella en la que se proveen medios para proteger a la población en caso de accidente en la instalación. La protección radiológica, por otro lado, es el conjunto de normas legales, métodos y medidas destinados a prevenir las consecuencias que podrían derivarse de la exposición a las radiaciones ionizantes.

En México la Comisión Nacional de Seguridad Nuclear y Salvaguardas (CNSNS) tiene la función de vigilar y controlar los niveles de radiactividad tanto en el interior como en el exterior de las instalaciones nucleares y radiactivas, mientras que la instalación misma tiene por norma determinar dichos niveles. La vigilancia radiológica en el exterior de dichas instalaciones se lleva a cabo mediante el requisito legal de que los titulares de cada instalación diseñen y desarrollen Programas de Vigilancia Radiológica Ambiental (PVRA) en el entorno de las mismas, a los que la CNSNS superpone sus programas de control independiente.

Los vectores del ecosistema que se tienen en cuenta en un PVRA son aquellos que constituyen las principales vías de exposición del hombre a las radiaciones (aire, agua, suelo y alimentos). Adicionalmente, se realiza también vigilancia sobre otros elementos del ecosistema que sin ser vía directa de exposición humana, son buenos indicadores de la

evolución de la radiactividad en el ambiente (sedimentos y organismos indicadores) (Weaver y Harvard, 1969).

Las descargas de radionúclidos artificiales al ambiente debidas a la operación normal o a accidentes en instalaciones nucleares y/o radiactivas, así como las originadas en las pruebas nucleares, causan dosis de radiación a la población, adicionales a las dosis debidas al fondo natural. Estas descargas, tienen lugar en la troposfera que es la zona importante de la atmósfera para el estudio de procesos meteorológicos relacionados con la difusión y transporte de sustancias radiactivas. La troposfera, que también se le conoce con el nombre de "capa limitante con el planeta", es aquélla que está en contacto con el suelo y su límite superior se encuentra desde 200 m en algunos lugares, hasta 2 000 m en otros (Till y Meyer, 1983). El aire y demás sustancias contenidas en la troposfera se encuentran en permanente movimiento debido al calentamiento producido por la radiación solar reflejada por la superficie terrestre. Es el movimiento ocasionado por este flujo convectivo el que ayuda en gran medida a dispersar y diluir los contaminantes radiactivos. La emisión del contaminante en una instalación nuclear está en función de las características de la fuente radiactiva, geometría, altura, tipo de efluente, velocidad de salida, diferencia de temperatura con el ambiente, velocidad del viento y estabilidad atmosférica. La dispersión atmosférica, es función de la intensidad de la turbulencia, la estabilidad vertical, la dirección y velocidad del viento, la altura de la capa de mezcla y las características de rugosidad de la superficie subyacente. Los elementos topográficos y de rugosidad actúan como trampas para las partículas y gases. La concentración de contaminantes a su vez, queda determinada por el comportamiento de las fases anteriores.

Si bien es cierto que el muestreo de efluentes en el lugar de emisión es la principal medida de control de las liberaciones al ambiente, éste debe ser complementado con un PVRA adecuado en los alrededores de cualquier instalación nuclear. El objetivo fundamental de cada PVRA es la verificación del cumplimiento de las normas de protección radiológica respecto a la exposición del público. Paralelamente permite la ratificación de los parámetros de transferencia del modelo de exposición adoptado y la detección de radionúclidos cuya liberación pudiera haber escapado al control primario de efluentes atmosféricos. Tanto los puntos de muestreo como el tipo de muestras, la frecuencia con que se toman y los análisis a realizar, son definidos por cada Laboratorio de Vigilancia Radiológica Ambiental en base a sus datos experimentales y a las liberaciones potenciales de material radiactivo de la instalación (término fuente) (IAEA, 1975), Schwibach *et al.*, 1977).

El monitoreo de aire tiene por objeto la detección de las actividades naturales y artificiales que puedan estar presentes en el aire con el fin de establecer sus niveles, variaciones temporales, espaciales y los efectos sobre los límites normales de actividad provocados por fuente ajenas y por la operación de la instalación bajo estudio.

Es aconsejable tener una red propia de medidas en tiempo real de los niveles de radiación y concentraciones de actividad en la atmósfera, ya que ésta es el vector primario de difusión y transporte de contaminantes. Dicha red debería constar de estaciones automáticas con capacidad para medir la concentración en el aire de emisores alfa y beta, de I-131, de

Rn-222 y de dosis de rayos X y gamma en aire. Los datos medidos serían transmitidos automáticamente al centro de supervisión y control (Schuller, 1989).

La Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP) ha introducido los conceptos de radionúclido crítico, camino o ruta crítica de exposición y grupos críticos de la población. También ha hecho recomendaciones respecto a la clasificación de las descargas de las instalaciones nucleares y cómo realizar los cálculos de dosis (ICRP-29, 1978). Para determinar las rutas de exposición deben evaluarse las dosis potenciales que recibirían los individuos, en periodos mucho mayores de un año y también deben evaluarse las dosis de los grupos críticos y de la población en general. Para ello, se utiliza la dosis colectiva, como la magnitud que mejor representa el detrimento que causa la exposición a las radiaciones ionizantes. Los límites de dosis para los miembros individuales del público, se aplican sin importar cuantos individuos hayan sido expuestos. Sin embargo, el requerimiento de mantener las dosis tan bajas como sea razonablemente alcanzable (criterio ALARA), implica necesariamente tomar en consideración el número de personas expuestas y la distribución de dosis entre ellos. Para el caso del CNM, en un radio de 20 km, se estima que hay una población total de 992 000 habitantes, basándonos en los censos de 1970-1990.

La dosis para el individuo crítico o más expuesto, se calcula para el punto de máxima exposición en el exterior de la instalación y representa la exposición acumulada para todas las rutas significativas (inhalación, ingestión, inmersión en la nube radiactiva y exposición superficial). Este método es muy conservador y sobreestima la dosis, ya que el modelo supone que la mayor parte de los alimentos consumidos por dicho individuo hipotético, se producen dentro del área de máxima exposición.

En el caso de ingestión de alimentos, las dosis se obtienen multiplicando el consumo anual de un alimento dado por la concentración que tienen los radionúclidos en dicho alimento, una vez obtenida la actividad anual ingerida se multiplica por un factor de conversión de la actividad ingerida en dosis equivalente comprometida. La dosis equivalente comprometida total se obtiene sumando las dosis para todos los alimentos y radionúclidos involucrados (IAEA, 1989; WHO, 1986)

Los Programas de Vigilancia Radiológica Ambiental están basados en determinaciones de radiactividad en aire, en el depósito de material radiactivo y en los alimentos componentes de la dieta, entre otros tipos de muestras ambientales. Las técnicas de muestreo y medición están adaptadas para la detección de niveles muy bajos de radiactividad. Además, el monitoreo ambiental está dirigido hacia el conocimiento de los niveles de contaminación de la biosfera y la dosis resultante en la población, a consecuencia del fallout, así como a obtener información sobre el movimiento de los radionúclidos en distintos compartimentos del medio ambiente, en condiciones naturales, lo cual permite deducir los parámetros de transferencia que gobiernan dichos movimientos.

Para tratar de garantizar la homogeneidad y fiabilidad de las medidas de baja actividad realizadas en los diferentes laboratorios nacionales, la CNSNS y el IAEA establecen programas periódicos de intercomparación de resultados analíticos. La valoración global de la información obtenida hasta la fecha en los PVRA del CNM y de la PNLV indican que la

calidad del ambiente se mantiene en condiciones satisfactorias desde el punto de vista radiológico (Gasó *et al.*, 1996; Salazar *et al.*, 1994)

I.3.- PARÁMETROS DE TRANSFERENCIA

Uno de los problemas actuales que enfrenta la radioecología es la carencia de información suficiente sobre las características que condicionan la migración de radionúclidos en los entornos tropicales y subtropicales. El creciente desarrollo, tanto de la energía nuclear como de la aplicación de las técnicas nucleares, en estas latitudes hace aún más inminente la tarea de recopilar la información necesaria para garantizar ese desarrollo.

En el CNM se están llevando a cabo estudios de caracterización radiológica de las cadenas alimentarias más importantes, con el objetivo de determinar los coeficientes de transferencia que serán utilizados en los PVRA para estimar el impacto sobre la población que pudiera ocasionar tanto la operación normal, como accidental, de la instalación.

Los factores o coeficientes de transferencia son parámetros que sirven para evaluar el movimiento de material radiactivo a través de dos medios diferentes. Se utilizan en el cálculo de la dosis al hombre cuando se tienen en cuenta las distintas rutas de exposición a la radiación. Los parámetros de transferencia pueden expresarse de varias maneras. Para alimentos o productos de origen animal, suele usarse la cantidad de radiactividad por unidad de peso. Para el ser humano, sin embargo, aunque pueden usarse las mismas unidades, es conveniente expresar la contaminación per cápita, o por órgano. Para granos, puede expresarse en unidades de radiactividad por peso seco (p.s.), o por peso húmedo (p.h.) Para suelo, puede usarse la cantidad de radiactividad por unidad de superficie (Bq m^{-2}), o por unidad de peso (Bq g^{-1}). Por lo general, para expresar el factor de transferencia suelo-planta, se escoge el peso seco, debido a que la cantidad de radiactividad por kilogramo (p.s.), es mucho menos variable, que la cantidad por unidad de peso húmedo (p.h.), lo que reduce el error de medida. Para la mayoría de los granos, la zona de raíz se considera de 20 cm de profundidad, pero si se va a calcular el factor de transferencia para pasto, deberán considerarse los primeros 10 cm de suelo, como espesor adecuado (IAEA, 1982a).

El Organismo Internacional de Energía Atómica (IAEA, 1994a), recomienda hacer la distinción entre los parámetros de transferencia individuales y los agregados. Los coeficientes de transferencia agregados (CTA) se expresan en ($\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$) y relacionan la concentración de actividad en el producto alimenticio (Bq kg^{-1}), con la actividad depositada en la superficie del suelo, por unidad de área (Bq m^{-2}).

Los procesos de transferencia en los ecosistemas naturales y seminaturales tienden a ser más complejos que los de las zonas de cultivo, y por lo tanto, los parámetros de transferencia son más difíciles de obtener. En ellos, la vida media ecológica de ciertos radionúclidos es muy alta, sin embargo hay poca información sobre la variación con el tiempo de los parámetros de transferencia agregados en dichos ecosistemas. En la mayoría de las áreas agrícolas la biodisponibilidad del Cs-137 disminuye con el tiempo, debido a los efectos de

envejecimiento (adsorción irreversible e incorporación de los radionúclidos en el mineral del suelo). Según Frissel (1992), dicha disminución es de aproximadamente 15% anual, durante los dos primeros años después de la contaminación, pudiendo ser mayor a bajas temperaturas, ya que en tales condiciones, los microorganismos del suelo producen iones amonio, que impiden la fijación del Cs-137.

Los coeficientes de transferencia individuales describen la transferencia desde un medio o compartimento a otro, como por ejemplo, la transferencia desde el alimento al ganado. Los factores agregados describen la transferencia a través de una cadena completa de parámetros como por ejemplo el factor de transferencia que relaciona la concentración del radionúclido en la superficie del suelo con la concentración en la carne de los animales de pastoreo.

Para una población que vive en un área determinada y se alimenta únicamente con productos de dicha área (como es el caso del individuo crítico), es válido correlacionar la concentración de radionúclidos de una población con la contaminación total del ambiente a través de los parámetros o coeficientes de transferencia agregados (IAEA, 1994a). Dichos coeficientes contemplan el periodo de tiempo transcurrido después de que el depósito en suelo ha cesado, una vez que el material directamente depositado en la vegetación ha desaparecido (varios meses después del depósito). Aunque la información de esta dependencia con el tiempo, para los parámetros de transferencia agregados, es escasa, en la mayoría de los ecosistemas naturales, la vida media ecológica es muy larga y en algunos casos extremos la vida media ecológica efectiva puede determinarse como semejante a la vida media física del radionúclido (TUR, 1982).

I.4.- MODELOS AMBIENTALES DE EVALUACIÓN DE DOSIS

La interpretación cuantitativa de la circulación atmosférica global es indispensable para los cálculos de los balances globales de los contaminantes atmosféricos y sus repercusiones climáticas. Dos aspectos importantes de esa circulación son el intercambio de aire a gran escala entre los hemisferios septentrional y meridional y la intensidad de la mezcla vertical. Para su estudio, es esencial la aplicación de modelos numéricos, como el denominado modelo de circulación general (GCM), que se utiliza también para predecir las consecuencias climáticas de las emisiones de gases de efecto invernadero. La distribución mundial del radionúclido Kr-85, el cual se libera a la atmósfera durante la reelaboración del combustible nuclear gastado y cuya concentración actual es de $\cong 1 \text{ Bq m}^{-3}$, puede utilizarse para ajustar los parámetros de los modelos de transporte a gran distancia, debido a que es un trazador atmosférico muy eficaz, por ser químicamente inerte. Para el estudio de la mezcla convectiva dentro de la troposfera, particularmente en regiones tropicales, pueden utilizarse otros trazadores como el Rn-222, Be-7 y Pb-210, debido a que las escalas cronológicas que intervienen en esos procesos son mucho más cortas (Armengaud y Genthon, 1993; Rozanski y Froelich, 1996).

La concentración de Cs-137 en aire es de gran utilidad para el estudio de la distribución global del "fallout" radiactivo proveniente de las explosiones nucleares y de los accidentes que puedan producirse en las instalaciones nucleares, habiéndose observado que los contaminantes atmosféricos de las latitudes medias pueden ser transportados hasta las zonas ecuatoriales, especialmente en los periodos en que soplan los vientos monzónicos (Hien *et al.*, 1993; Salazar *et al.*, 1994).

El depósito del contaminante radiactivo, depende de su concentración ambiental previa, de la naturaleza de la superficie subyacente y de las precipitaciones. Con las medidas de los trazadores radiactivos y del ozono se ha demostrado la circulación general Lagrangiana en la estratosfera, desde el ecuador hacia el polo (Newell 1963; List y Telegadas, 1969; Kida, 1977). Con estudios sobre la velocidad de transporte del W-185, se determinó que las partículas, para transportarse del ecuador al polo, tardan 1.5 años. Modelos posteriores indican que la migración de las sustancias tóxicas en el ambiente está afectada generalmente de incertidumbres muy altas, debido a la complejidad de los sistemas ambientales estudiados (Monte, 1996). El proyecto BIOMOVs (Biosferic Model Validation Study) (BIOMOVs, 1990) demuestra que la incertidumbre de los modelos para predecir la migración de radionúclidos desde la atmósfera hacia el suelo y la vegetación, y desde la vegetación a los productos animales, suele ser de un orden de magnitud, llegándose a conclusiones similares para el rango de variabilidad de los parámetros de transferencia usados en los modelos que predicen la migración de radionúclidos desde el depósito en la superficie terrestre hacia la cadenas alimentarias en el hombre (Monte, 1991).

Un buen modelo debería combinar el éxito de los modelos ecológicos tradicionales (Knapp, 1963 ; Black *et al.*, 1976 ; Pleasant *et al.*, 1980, Whicker y Kirchner, 1987 ; UNSCEAR, 1988 ; Muller y Prohl, 1993) con la experiencia y resultados del monitoreo ecológico y dosimétrico obtenidos en situaciones reales de contaminación accidental a gran escala. Actualmente esos "buenos modelos" deberían tomar en consideración la posibilidad del muestreo, a gran escala, de alimentos así como, de ciertos productos de interés en los ecosistemas naturales. Sin embargo las experiencias de Chernobil y de otros accidentes radiológicos han demostrado que en situaciones reales es prácticamente imposible contar con medidas de radiación de todos los alimentos que componen la dieta humana

Medidas experimentales recientes en ecosistemas boscosos han proporcionado información para el desarrollo de modelos que explican el transporte de radionúclidos a través de los distintos compartimentos del ecosistema (Schell *et al.*, 1994). Este modelo indica que en un sistema biológico dinámico los procesos de transferencia son muy dependientes del tiempo. La utilización de los coeficientes de transferencia dependientes del tiempo son necesarios para describir adecuadamente el sistema de bosque. Basándose en esto, Schell *et al.*, (1996) desarrollan el modelo FORESTPATH con el que se puede estimar la radiactividad en los árboles, capas superficial y orgánica del suelo, así como en indicadores biológicos a consecuencia de un depósito inicial en el ecosistema boscoso

Mediante la utilización de los modelos ambientales puede describirse el movimiento de determinados radionúclidos desde la fuente de emisión de cualquier instalación nuclear hasta

los miembros de la población, haciendo posible relacionar las liberaciones de materiales radiactivos al ambiente con las dosis equivalentes efectivas resultantes en el grupo crítico. La obtención de la información necesaria para aplicar los modelos es potencialmente muy compleja y suele recabarse durante la etapa de estudios preoperacionales de cualquier instalación nuclear. Sin embargo, en la mayoría de los casos, la experiencia práctica indica que sólo algunos radionúclidos y algunas rutas de exposición son de importancia. En el caso de rutas de exposición que supongan irradiación externa, el cálculo de dosis se hace mediante la aplicación de los correspondientes factores de conversión de dosis. En el caso de rutas de exposición que supongan contaminación interna, la relación entre la actividad incorporada y la dosis debe ser establecida mediante la utilización de modelos metabólicos (ICRP, 1978).

El impacto radiológico de las liberaciones rutinarias de radionúclidos al ambiente, por las instalaciones nucleares o radiactivas, se evalúa por tanto, con la ayuda de modelos matemáticos. Los modelos más sencillos, consideran la relación de concentraciones para un radionúclido determinado en dos compartimentos diferentes y en condiciones de equilibrio (IAEA, 1982a). En los modelos más complejos, o modelos "dinámicos", hay que tomar en cuenta el movimiento de los radionúclidos entre los diferentes compartimentos en el ambiente, que como se mencionó, es dependiente del tiempo. La secuencia de eventos que ocurren desde la liberación inicial del material radiactivo, hasta la irradiación de los tejidos humanos, puede ser representada por modelos de compartimentos tal como se representan los diferentes niveles tróficos en el ambiente, en los que la tasa de transferencia de material radiactivo entre los compartimentos, está especificada por constantes o por funciones temporales (IAEA, 1994a, b).

En los casos de emisiones rutinarias de radionúclidos a tasas constantes y suponiendo que se alcance un estado de equilibrio, se puede utilizar modelos de "factor de concentración". Sin embargo muchas veces las emisiones de radionúclidos al ambiente no son a tasas constantes y en consecuencia no se alcanzan situaciones de equilibrio. En estos casos suele ser suficiente el conocimiento de las integrales temporales de concentración en los compartimentos de interés.

Para la estimación de las dosis que afecta a la población en condiciones normales, deben evaluarse las diferentes contribuciones de las fuentes naturales y artificiales de radiaciones ionizantes. El balance de la dosis equivalente efectiva media de diferentes países es aproximadamente de 2.5 mSv año^{-1} (UNSCEAR, 1988; 1993).

Para la adopción de medidas de protección por la ingestión de alimentos contaminados, el Organismo Mundial de la Salud (WHO) y el Organismo para la Agricultura y la Ganadería (FAO), elaboraron y publicaron normas sobre los Niveles de Intervención Derivados (NID) para radionúclidos en alimentos, con el fin de controlar el consumo de los mismos, en caso de accidentes nucleares y establecer los niveles de orientación aplicables en el comercio internacional de alimentos (WHO, 1989; OMS, 1987; CAC, 1989). Los valores de NID deben establecerse de acuerdo a las características alimenticias concretas de cada país y la aplicación de éstos debe garantizar la no limitación de la distribución y el consumo de los

alimentos cuyos niveles de radiactividad estén por debajo de los establecidos en las normas sanitarias correspondientes (IAEA, 1986).

Por ser México un país exportador e importador de alimentos y tomando en cuenta su programa nuclear, se hace necesario el establecimiento de la vigilancia radiológica de los alimentos organizada por la Secretaría de Salud (NOM-006-NUCL-1994). Esta vigilancia tiene entre otros objetivos el de medir la radiactividad en los alimentos y el agua, estimar la contribución de la dosis de radiación por la ingestión de alimentos contaminados y en caso de accidentes, limitar la dosis por ingestión mediante la adopción de medidas apropiadas.

En el caso de la PNLV se determinaron los NID como parte de las acciones de protección a la población contempladas en el Plan de Emergencia Radiológica Externo (PERE). Para el cálculo de los NIDs se consideró un valor de dosis equivalente efectiva anual (E) para el primer año, de 25 mSv a^{-1} (Molina *et al.*, 1996). Así por ejemplo, el NID fijado de esta manera para Cs-137 en vegetales es de $8.4 \times 10^4 \text{ Bq kg}^{-1}$ y en leche de $2.2 \times 10^4 \text{ Bq L}^{-1}$. Estos valores permiten una adecuada flexibilidad en caso de accidente. Cabe mencionar que los NID para situaciones de accidente son normalmente mayores que para otras situaciones, como por ejemplo, el comercio internacional. En el CNM los NIDs fijados para los mismos alimentos arriba mencionados son de $1.2 \times 10^2 \text{ Bq kg}^{-1}$ y de $3.8 \times 10^2 \text{ Bq L}^{-1}$; ello se debe a que están calculados para la operación normal de la instalación, basándose en una dosis equivalente efectiva anual de 0.5 mSv a^{-1} .

El límite primario anual de la dosis equivalente efectiva, para miembros del público, se ha establecido en 5 mSv a^{-1} , pero si dicho público estuviera expuesto a niveles cercanos al límite durante periodos prolongados, la dosis equivalente anual se recomienda que sea 1/10 del límite primario anual (ICRP, 1978). Los límites derivados son valores de radiación ambiental o concentraciones de radionúclidos medidos en diferentes tipos de muestras, que corresponderían a los límites de dosis mediante los modelos adecuados. Estos límites derivados se establecen con el objeto de permitir una comparación directa de la dosis equivalente efectiva con magnitudes medibles, como son las concentraciones de radionúclidos en aire, agua, suelo, etc

CAPTULO II.- IMPACTO RADIOLÓGICO DEL ACCIDENTE DE CHERNOBIL

II-1.- ANTECEDENTES

El sitio de la Central Nuclear de Chernobil se encuentra en el pueblo de Kopachi (30° 10' 36" N ; 51° 45' 20" E), a 130 km de la ciudad de Kiev en Ucrania, ex URSS. Dos reactores nucleares de potencia (Unidades 1 y 2), de producción soviética con siglas RBMK-1000 de 1 000 MW, se construyeron entre 1970 y 1977 como primera fase de operación de la central. En 1975 se aprobó el diseño técnico de la segunda etapa de la central para ampliar la potencia a 4 000 MW. Este diseño incluyó las Unidades 3 y 4 las cuales se terminaron de construir en 1983.

Los primeros RBMK-1000 entraron en operación en Leningrado en 1973 y 1975 y durante el periodo comprendido entre 1973 y 1982, fueron puestos en operación diez reactores de ese tipo. En 1986, había 14 en servicio y 8 bajo construcción en la ex- Unión Soviética. En 1990, las centrales RBMK generaron el 47.8 % (101×10^9 kW h) de la cantidad total de electricidad nuclear del país (211.5×10^9 kW h). Las siglas rusas RBMK significan aproximadamente "Reactor grande con tubos" (IAEA, 1994b).

En general, los reactores de uranio-grafito del tipo RBMK, habían tenido un historial de buen comportamiento, siendo la experiencia adquirida con su funcionamiento, de más de 580 años- reactor. El Ministerio de Energía de la URSS explotó durante mucho tiempo centrales con reactores RBMK pero sólo operaron ese tipo de reactores en las Repúblicas Soviéticas. Cabe mencionar que estos reactores presentaban ciertas inestabilidades en el núcleo, ya que había ocurrido un accidente en un reactor RBMK en Leningrado en 1975, en el que se registraron escapes radiactivos al ambiente y un incidente en la Unidad 1 de Chernobil, como una falla del combustible (IAEA, 1996).

II-2.- CARACTERÍSTICAS DEL REACTOR DE LA UNIDAD 4 DE CHERNOBIL

La Unidad 4 era un reactor de uranio enriquecido (2% de U-235) del tipo de tubos de presión heterogéneos, con moderador de grafito y refrigerante de agua ligera en ebullición. La función del grafito es la de mantener un número limitado de neutrones con el fin de hacer más eficiente la fisión en el combustible nuclear. Entre los bloques de grafito circula una mezcla de nitrógeno y helio para prevenir su oxidación. La potencia del reactor es de 1000 MW eléctricos (e) y 3200 MW térmicos (th). Este tipo de reactores tiene un núcleo de 11.8 m de diámetro y 7 m de altura y una parte del núcleo puede subir o bajar de potencia sin que el resto del núcleo sienta el efecto. Debido a esta característica, inmediatamente antes del accidente, las reacciones en cadena de las partes superior e inferior del reactor, estaban teniendo lugar casi independientemente (IAEA, 1991).

Un reactor refrigerado por agua en ebullición contiene una cierta cantidad de vapor en su núcleo. Las burbujas de vapor se llaman huecos y la proporción del volumen de refrigerante que está constituida por ellos, recibe el nombre de fracción de huecos. Si se cambia la fracción de huecos, hay un cambio de reactividad; la relación entre estos dos cambios se conoce como coeficiente de reactividad de huecos y puede ser positivo o negativo, dependiendo del diseño del reactor. Si es positivo y la potencia del reactor aumenta o el flujo de agua disminuye, la producción de vapor aumenta en los canales del combustible, con lo que los neutrones, al no ser absorbidos por el agua, producen un aumento de la fisión en el combustible. Un cambio en la potencia del reactor puede hacer que cambie la fracción de huecos y también puede producir otros efectos que alteren la reactividad. Un enfoque de diseño, para evitar coeficientes de huecos inaceptablemente grandes, es aumentar el enriquecimiento del combustible y compensar el exceso de reactividad mediante la introducción de absorbentes. Los cambios de la reactividad han de ser compensados por las barras de control, que en el reactor antes descrito es de 211 y cuya función es la de absorber neutrones y reducir la tasa de fisión. La relación entre el cambio total de la reactividad producido en esta forma y el cambio de potencia que lo ocasiona, se llama el coeficiente de reactividad relativo a la potencia, que también puede ser positivo o negativo.

El coeficiente de reactividad de huecos es la componente dominante del coeficiente de reactividad relativo a la potencia de los reactores del tipo RBMK-1000. En la documentación de diseño para el reactor de Chernobil, figuraba que el coeficiente de reactividad de huecos era negativo para las condiciones iniciales y de estado estable.

Al aumentar la potencia también aumenta la temperatura del combustible, ocasionando la reducción del flujo neutrónico. El efecto neto de esas dos características opuestas, varía con el nivel de potencia. En la operación normal del reactor, es decir a potencia elevada, predomina el efecto de la temperatura. Sin embargo a potencia baja (menos del 20% de la máxima potencia), el efecto de coeficiente de huecos positivo es el dominante, lo que ocasiona la inestabilidad del reactor (IAEA, 1994b).

II-3.- CAUSAS Y CONSECUENCIAS DEL ACCIDENTE DE CHERNOBIL

El 25 de abril de 1986 la Unidad 4 de Chernobil fue parada para una operación de mantenimiento rutinario, para ver cuánto tiempo podía suministrar electricidad una sola turbina, a ciertos sistemas de la central. La necesidad de efectuar este tipo de prueba surge porque la mayoría de los reactores se diseñan no sólo para soportar un accidente, sino también para enfrentar una pérdida de energía eléctrica. El respaldo normal se lleva a cabo con motores diesel para accionar generadores de emergencia. Para el reactor RBMK-1000, se requiere un suministro de energía eléctrica casi ininterrumpido; aún después de que el reactor para, la turbina es tan pesada que le lleva cierto tiempo frenar; por ello, se decidió aprovechar la inercia de la turbina para generar electricidad, durante los segundos que les llevaba a los motores diesel ponerse en marcha. El experimento tenía por objeto verificar durante cuánto tiempo era posible alimentar a ciertas bombas de enfriamiento de emergencia

del núcleo. Esta prueba ya había sido realizada en la Unidad 3, sin embargo la tensión eléctrica había caído con demasiada rapidez, por lo que decidieron repetir la prueba en la Unidad 4 con equipos eléctricos mejorados. La idea era reducir la potencia del reactor a menos de la mitad de su producción normal, de manera que todo el vapor pudiera ser enviado a una turbina, la cual sería entonces desconectada y la energía eléctrica generada sería utilizada para accionar las bombas principales durante un breve lapso de tiempo.

Desafortunadamente durante la prueba, los sistemas de seguridad del reactor habían sido apagados, por lo que éste quedó en estado de inestabilidad, ya que ambos coeficientes de reactividad, el de huecos y el de potencia, se hicieron positivos. Para esta prueba, el reactor debería haber sido estabilizado a 1 000 MW(th) antes de pararlo, pero la potencia cayó hasta 30 MW(th) y en ese momento el coeficiente de huecos positivo fue el efecto dominante. Los operadores trataron de elevar la potencia manualmente y apagaron los controles automáticos. A la 1:00 h del 26 de abril de 1986, el reactor fue estabilizado a 200 MW (th) siendo utilizadas solamente de 6 a 8 barras de control. Posteriormente hubo un incremento en el flujo refrigerante y una disminución en la presión de vapor. El reactor se hizo muy inestable y los operadores hicieron ajustes manuales a intervalos de segundos para tratar de mantener la potencia constante. El incremento súbito en la producción de calor rompió parte de las barras de combustible y las pequeñas partículas del mismo, reaccionaron con el agua causando una explosión, a las 01:23.49 h, seguida de una serie de explosiones que destruyeron la mitad superior del núcleo del reactor, el edificio por encima del reactor y algunas de las paredes a ambos lados. Algunos fragmentos de combustible y de grafito en llamas fueron lanzados hacia afuera y cayeron sobre el techo del edificio de turbinas adyacente, causando unos treinta incendios. A las 05.00 h, los bomberos locales lograron apagar todos los incendios, pero a un terrible costo personal. Lamentablemente muchos de ellos resultaron expuestos a sobredosis de radiación y se contaron entre las primeras víctimas, que en los siguientes 3 meses ascendieron a 28 (IAEA, 1994b).

El grafito debido a las explosiones, fue expuesto al aire y comenzó a arder. A causa del intenso calor generado por las reacciones nucleares y por el fuego, el material radiactivo se elevó hasta unos 1 200 m de altitud. No se pudo tener control sobre el fuego causado por el grafito hasta el 9 de mayo, después de haber dejado caer sobre el núcleo, desde helicópteros, 5 000 toneladas de materiales como boro y carburo de plomo, que actúan como absorbedores de neutrones y previenen cualquier reacción en cadena. Se arrojaron también otros materiales como dolomita, arena y arcilla para mitigar los incendios, inyectándose finalmente nitrógeno líquido en el fondo del reactor para enfriar el combustible y detener la combustión. Muchos de esos compuestos actuaron como aislantes térmicos pero parece que posteriormente pudieron haber causado un incremento en la temperatura del núcleo dañado del reactor, lo que ocasionó otra liberación de radionúclidos una semana después. Se cavó además un túnel desde la Unidad 3, en el que trabajaron 400 personas para poder construir el sarcófago o edificio de concreto que cubrió al reactor y evitar que el material radiactivo penetrara hacia los acuíferos (OECD, 1996).

La mayoría de los análisis relacionan ahora la gravedad del accidente con los defectos en el diseño de las barras de control y seguridad, junto con las características físicas, que permitieron el establecimiento inadvertido de elevados coeficientes positivos de huecos. La parada de emergencia inmediatamente antes de la brusca elevación de la potencia que

destruyó el reactor puede muy bien haber sido el factor coadyuvante decisivo (UNSCEAR, 1988).

El día 2 de mayo se terminó de evacuar la zona de 10 km alrededor del reactor y el día 5 del mismo mes, habían sido evacuadas todas las personas en un radio de 30 km. En total se evacuaron 116 000 personas y 86 000 cabezas de ganado. Además todas las calles de Kiev fueron lavadas durante el verano de 1986 y 300 000 toneladas de hojas fueron incineradas en la misma ciudad, de octubre a noviembre de 1986 (Mould, 1988).

El sarcófago que se construyó alrededor del reactor destruido, contiene actualmente unas 200 toneladas de combustible irradiado y no irradiado, mezcladas con otros materiales en formas diversas, principalmente en forma de polvo. Se estima que la actividad total de estos materiales es de 700×10^{15} Bq de radionúclidos de vida media larga. Durante los últimos 10 años el sarcófago ha cumplido los objetivos establecidos con fines protectores. Se ha comprobado que actualmente es seguro, desde el punto de vista de un fenómeno de criticidad. Sin embargo a largo plazo su estabilidad y la calidad de su contención pueden deteriorarse y es necesario mantener la vigilancia para evitar alguna contaminación futura

II-4.- LIBERACIÓN, DISPERSIÓN Y DEPÓSITO DE LOS RADIONÚCLIDOS

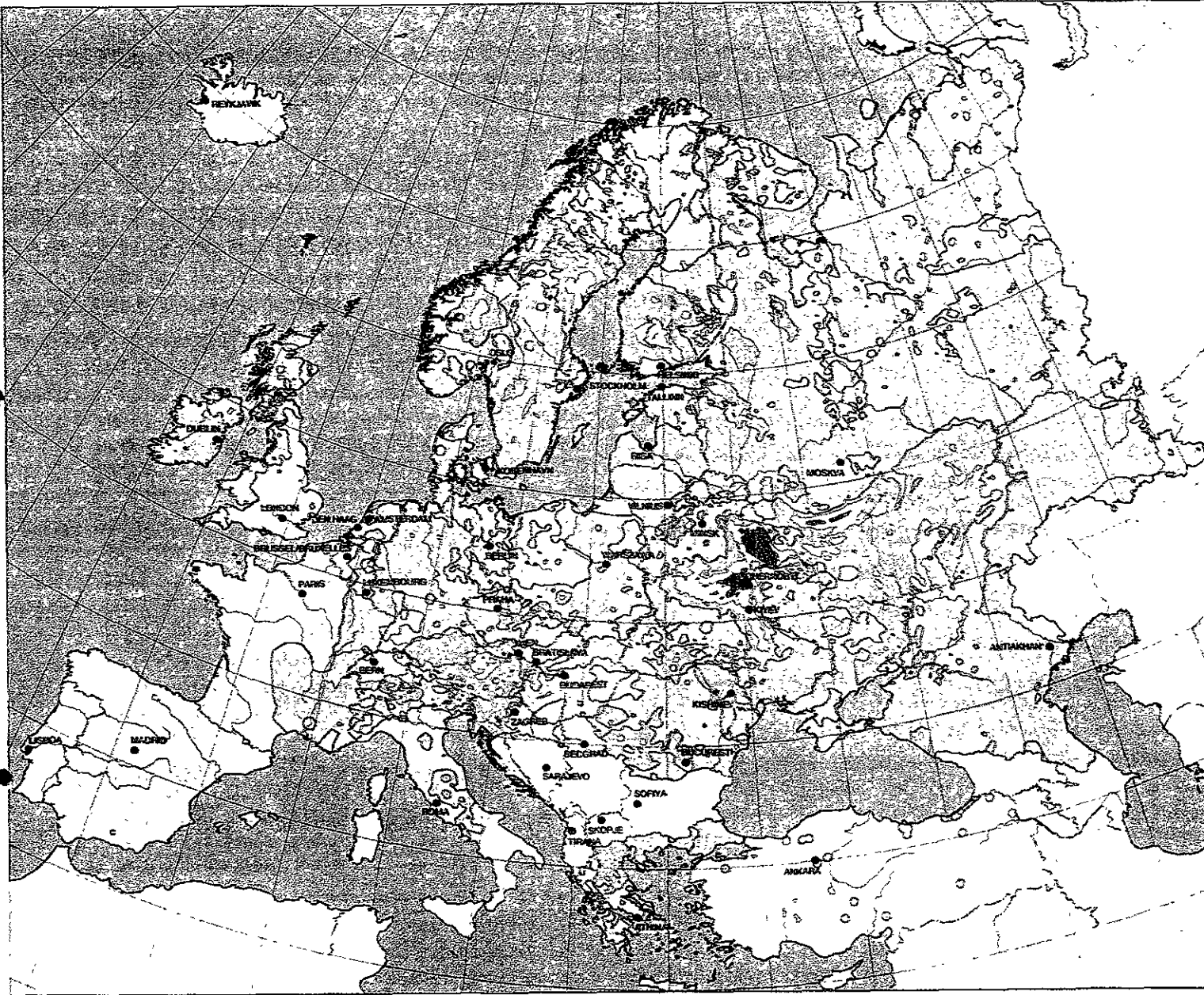
El material emitido a la atmósfera, tras una gran dispersión, se depositó finalmente en la superficie terrestre, siendo posible su medida prácticamente en todo el hemisferio septentrional. Dicho material permaneció en la troposfera o en las capas húmedas de la atmósfera y cayó a la superficie terrestre con la lluvia (depósito húmedo), o en menor grado como partículas, polvo y aerosoles (depósito seco).

La composición del material liberado fue compleja, encontrándose radionúclidos entre los gases, aerosoles y partículas de combustible nuclear; el gas noble radiactivo Xe-33 escapó casi totalmente del material combustible y otros elementos o compuestos volátiles unidos a los aerosoles, tales como el Cs-134, Cs-137 y Te-132, fueron transportados en el aire por partículas muy pequeñas (0.5 a 1 μm)

La duración de la liberación fue muy larga (más de una semana) y la altura que alcanzó la nube radiactiva fue de aproximadamente 1 km. Además, debido a la influencia del viento y de la lluvia en algunas áreas, el patrón de la contaminación del suelo y de las cadenas alimenticias, fue muy irregular (Fig. 2-1).

Los elementos menos volátiles como el cerio, circonio, los actínidos y ciertas cantidades de bario y estroncio quedaron embebidos en las partículas combustibles, siendo depositadas, las de mayor tamaño, en los puntos más cercanos al sitio del accidente, mientras que las más pequeñas, fueron dispersadas a grandes distancias.

El material combustible liberado al ambiente se estima que fue del 3.5 ± 0.5 % del contenido total del combustible gastado del reactor al momento del accidente, así como el 100% de los gases nobles y del 20-60% de los radionúclidos volátiles. La actividad total del material



Projection: Lambert Azimuthal
 Depósito total de cesio 137
 normalizado al 10 de mayo de 1986.

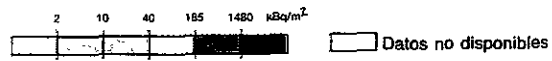


Fig.-2.1 Depósito total de Cs-137 en los diferentes países europeos afectados por la pluma radiactiva del accidente de Chernobil (IAEA, 1996)

radiactivo liberado al ambiente, se estima que fue de 12×10^3 petabecquerel (PBq) (OECD, 1996). Para el Cs-137 la actividad liberada fue de 85 ± 26 PBq, lo que equivale a una fracción del 20 al 40 % del inventario del núcleo, mientras que para el I-131, fue de 50 al 60 % de la actividad del núcleo, es decir de 1 700 PBq aproximadamente, como se indica en la Tabla 2-1.

Dentro de la ex-Unión Soviética, las tres zonas más afectadas fueron la Central de Chernobil, la zona de Bryansk-Bielorrusia y la de Kaluga-Tula-Orel. El área más contaminada fue la correspondiente a un radio de 30 km alrededor del reactor, en la que el depósito en suelo fue, por lo general, superior a $1\,500 \text{ kBq m}^{-2}$ para el Cs-137. En la región Bryansk- Bielorrusia, situada a 200 km al nor-noreste del reactor, debido a la lluvia del 28-29 de abril, el depósito en suelo del Cs-137 alcanzó valores tan altos como los de algunas zonas de la región Central. En la región de Kaluga-Tula-Orel, la cual se encuentra a 500 km al noreste del reactor, los niveles de Cs-137, fueron aproximadamente de 600 kBq m^{-2} .

Considerando todo el territorio de la ex- Unión Soviética, los niveles del depósito para el Cs-137 excedieron los $1\,500 \text{ kBq m}^{-2}$ en un área de $3\,100 \text{ km}^2$, estando comprendidos entre 600 y $1\,500 \text{ kBq m}^{-2}$ en un área de $7\,200 \text{ km}^2$ y variando entre 40 y 200 kBq m^{-2} , en una extensión de $103\,000 \text{ km}^2$ (OECD, 1996).

Al ocurrir el accidente, había una zona de alta presión sobre Ucrania y los vientos soplaban hacia el noroeste. La nube radiactiva fue detectada en Europa occidental, por primera vez, la tarde del domingo 27 de abril de 1986 en la Central Nuclear de Forsmark, situada 100 km al norte de Estocolmo. Se midieron tasas de dosis gamma en aire diez veces superiores al fondo natural. Suecia, fue uno de los países más expuestos, a pesar de que se esparcieron únicamente unos cuantos gramos de yodo y aproximadamente un kilo y medio de cesio. El Instituto de Protección contra la Radiación y el Instituto de Investigaciones de la Defensa de Suecia, disponían de estaciones de medida que registraban continuamente la radiactividad ambiental incluyendo las instalaciones nucleares y sus alrededores. Al darse cuenta de que el nivel de radiación aumentaba, el Instituto intensificó, con la ayuda de aviones, helicópteros y automóviles, su vigilancia radiológica ambiental, utilizando instrumentos más sensibles.

Inicialmente la nube radiactiva llegó a Polonia, Suecia y Finlandia, y posteriormente a Holanda, Bélgica y Gran Bretaña. Después se dirigió hacia Europa central. El norte del Mediterráneo y los Balcanes recibieron un depósito más o menos severo, dependiendo de los parámetros de dispersión atmosférica, del tamaño de las partículas radiactivas, de la temperatura y de la precipitación. España, Francia y Portugal, fueron los países europeos con menor contaminación. Fuera de Europa se reportaron niveles en algunos países que se indican en la Tabla 2-2.

Los radionúclidos depositados más importantes desde el punto de vista radiológico fueron: I-131, Te/I-132, Cs-137 y Cs-134. La actividad promedio de Cs-137 depositada en los diferentes países europeos varió entre 0.02 y 23 kBq m^{-2} . Sin embargo en algunas zonas del norte de Estocolmo se detectaron niveles de hasta 160 kBq m^{-2} .

Tabla 2-1.- Inventario de los radionúclidos presentes en el núcleo de la Unidad 4 de Chernobil, al momento del accidente y liberación total de radionúclidos al ambiente.

INVENTARIO DEL NÚCLEO AL 26 DE ABRIL DE 1986			LIBERACIÓN TOTAL DURANTE EL ACCIDENTE	
RADIONÚCLIDO Y SÍMBOLO	VIDA MEDIA	ACTIVIDAD (PBq)	PORCENTAJE DEL INVENTARIO	ACTIVIDAD (PBq)
Xenón-33 (Xe-33)	5.3 d	6500	100	6500
Yodo-131 (I-131)	8.0 d	3200	50- 60	≅1760
Teluro- 132 (Te-132)	3.3 d	2700	25- 60	≅1150
Cesio-134 (Cs-134)	2 a	180	20- 40	≅54
Cesio-137 (Cs-137)	30 a	280	20- 40	≅85
Molibdeno-99 (Mo-99)	2.8 d	4800	>3.5	> 168
Circonio-95 (Zr-95)	64 d	5600	3.5	196
Rutenio-103 (Ru-103)	39.6 d	4800	>3.5	>168
Rutenio-106 (Ru-106)	1 a	2100	>3.5	>73
Bario-140 (Ba-140)	12.8 d	4800	4- 6	≅240
Cerio-141 (Ce-141)	33 d	5600	3.5	196
Cerio-144 (Ce-144)	285 d	3300	3.5	≅116
Estroncio-89 (Sr-89)	52 d	2300	4- 6	≅115
Estroncio-90 (Sr-90)	28 a	200	4- 6	≅10
Neptunio-239 (Pu-239)	2.4 d	27 000	3.5	≅95
Plutonio-238 (Pu-238)	86 a	1	3.5	0.035
Plutonio-239 (Pu-239)	24400 a	0.85	3.5	0.030
Plutonio-240 (Pu-240)	6580 a	1.2	3.5	0.042
Plutonio-241 (Pu-241)	14.3 a	170	3.5	≅6
Curio-242 (Cm-242)	163 d	26	3.5	≅0.9

Tomado de OECD (1996).

Tabla 2-2 - Actividad de los radionúclidos de mayor interés depositados en cada país.
*(Valor promedio, con el rango entre paréntesis).

PAÍS	DEPOSITO DE RADIONÚCLIDOS (kBq m ⁻²)		
	I- 131	Cs- 134	Cs- 137
Dinamarca	6.1	0.65	1.29
Finlandia	100	7.6	15
Noruega	85	2.8	5.3
Suecia (*)	71.3 (13- 160)	18.7 (0.5-17)	11.4 (0.8- 21)
Austria	120	12	23
Checoslovaquia (*)	38 (26- 58)	5.3 (1.3- 2.7)	3.5 (2.3- 5.3)
Alemania (*)	40.8 (12- 100)	3.8 (1- 8)	7.5 (2- 16)
Hungría (*)	19.7 (9.3- 30)	1.6 (0.8- 2.4)	3.2 (1.5- 4.8)
Polonia	38	2.6	5.2
Rumanía (*)	55 (24- 94)	5 (2.1- 8.6)	10.5 (4.5- 18)
Suiza (*)	20 (9.4- 30)	3.2 (0.8- 8.9)	5.5 (1.3- 15)
Bélgica	5.2	0.4	0.84
Francia (*)	10 (0.9- 24)	0.67 (0.09-1.6)	1.3 (0.2- 3.2)
Irlanda	10	1.7	3.4
Holanda	11	0.92	1.8
Reino Unido (*)	3 (0.8-6)	0.8 (0.04- 1.5)	1.6 (0.1- 3)
Bulgaria (*)	8.6 (4.2- 13)	4.1 (2- 6. 2)	8 (3.9- 12)
Grecia (*)	25 (14- 36)	2.7 (1.3- 4)	5.2 (2.4- 8)
Italia (*)	20 (15- 25)	2.5 (2- 3)	5 (4- 6)
Portugal	0.07	0.01	0.02
España (*)	0.2 (0.07- 0.4)	0.02 (0.01- 0.04)	0.05 (0.02- 0.07)
Yugoslavia (*)	74.5 (24- 140)	4.9 (1.7- 9.0)	12.3 (4- 23)
ex- U.R.S.S. (*)	250 (0.4- 590)	7.3 (0.05- 21)	13.4 (0.09- 39)
Japón	1.6	0.087	0.18
Canadá	0.10	0.015	0.030
E.E.U.U.	0.15	0.013	0.026

Tomado de UNSCEAR (1988).

II-5.- PATRÓN METEOROLÓGICO DE DISPERSIÓN DE LA PLUMA RADIATIVA DEL ACCIDENTE DE CHERNOBIL Y SU LLEGADA A MÉXICO.

Cuando ocurrió el accidente, la dirección de los vientos superficiales en Chernobil era muy variable y los vientos dominantes a 1500 m de altitud eran del sur-este, con una velocidad de $8-10 \text{ m s}^{-1}$. El tiempo de tránsito desde que ocurrió el accidente hasta que fue detectado el 27 de abril en Suecia (1200 km) fue de 36 h, lo que indica velocidades promedio del viento de 10 m s^{-1} . Debido a las condiciones meteorológicas tan variables, con diferentes direcciones del viento a diferentes altitudes y a que la liberación de radionúclidos a la atmósfera fue durante un periodo de diez días, el resultado fue un patrón de dispersión muy complejo

Los estudios y las simulaciones numéricas relacionadas con la dispersión de la pluma radiactiva del accidente de Chernobil fueron reportadas por varios autores (Izrael *et al.*, 1986,1987 ; Pudykiewicz, 1988,1989). Con la finalidad de visualizar el patrón meteorológico de gran escala que ocurrió sobre el hemisferio norte después del accidente y para estimar la manera como la pluma radiactiva llegó a México, se obtuvo la función de flujo promedio ψ a partir del viento promedio horizontal no divergente $V\psi$ (Salazar *et al.*, 1994).

El campo de la función de flujo ψ que corresponde al 26-28 de abril de 1986 se muestra en la Fig 2.2 A. En ella se observan varios centros anticiclónicos localizados sobre los océanos Atlántico y Pacífico (en los centros ciclónicos, $\psi < 0$ y en los anticiclónicos, $\psi > 0$). Durante este periodo una circulación ciclónica C1 estaba ubicada sobre el Mediterráneo y un sistema anticiclónico A1 sobre el oeste asiático, generando corrientes de aire sur-sureste sobre Chernobil. Con este patrón de circulación era de esperarse que algunas porciones de la pluma radiactiva al nivel de 850 mb, se transportaran hacia el norte de Chernobil, o sea hacia la península escandinava, el norte de Alemania y Polonia.

Sin embargo, del 29 de abril al 1 de mayo de 1986, ocurre una cresta (R) en la frontera europea norte, por lo que la circulación ciclónica C1 se hace más intensa y cubre la parte este del Mediterráneo (Fig. 2.2 B) Este patrón pudo ser el responsable del transporte y dispersión de la pluma radiactiva sobre Alemania, Francia, España e Italia. La presencia de un intenso ciclón extratropical C2 al sureste de Groenlandia contribuyó al transporte de remanentes de la pluma radiactiva hacia el este de Groenlandia (Pourchet y Pinglot 1986).

Algo semejante ocurre con el centro ciclónico C3 localizado en la parte norte de Asia, que contribuye al transporte (a través de la franja en la que el gradiente ψ es más intenso), de la nube radiactiva hacia Asia Central y Japón, llegando el 2 de mayo a Japón, el 4 de mayo a China y el 5 de mayo a la India (UNSCEAR, 1988). La radiactividad en el agua de lluvia atribuida al accidente de Chernobil se detectó en Japón alrededor del 3 de mayo de 1986 (Nishizawa *et al.*, 1986).

Durante el periodo del 2 al 4 de mayo de 1986, un patrón de presiones altas domina en Europa, generando la subsidencia del aire (Fig 2.2 C). La persistencia de los centros ciclónicos C3 sobre la parte norte de Asia contribuyó a transportar el material radiactivo a las costas este y norte de Asia. Por otro lado, durante esos días, un intenso ciclón extratropical

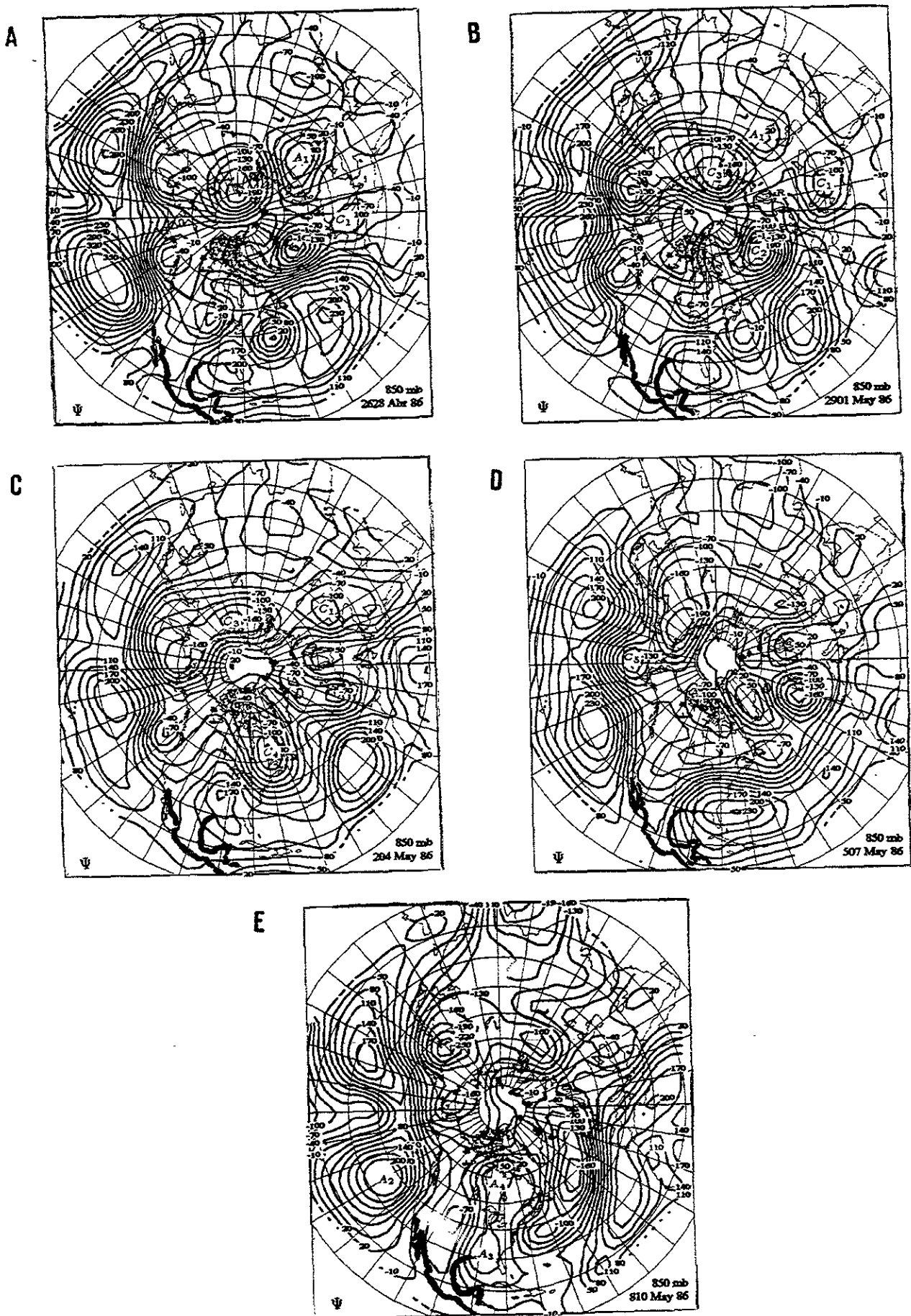


Fig. 2.2.- Función de flujo promedio ψ ($\times 10^5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) a 850 mb durante: A) 26 - 28 de abril de 1986; B) 29 de abril - 1 de mayo de 1986; C) 2-4 de mayo de 1986; D) 5-7 de mayo de 1986; E) 8 - 10 de mayo de 1986. Tomado de Salazar *et al.* (1994).

C4 se desplaza a través de la parte noreste del Canadá, lo cual permite el transporte del material radiactivo localizado entre Escandinavia y Groenlandia hacia el archipiélago canadiense de, llegando de esta manera por primera vez, al continente americano, entre el 5 y 6 de mayo.

Del 5 al 7 de mayo de 1986, el aire contaminado presente en el norte de Asia es transportado hacia el este por centros ciclónicos locales (Fig. 2.2 D). Es muy posible que el ciclón extratropical C5 localizado sobre el mar de Bering haya sido el responsable de la primera entrada por el oeste del material radiactivo a América del Norte. Del 8 al 10 de mayo, los dos caminos más probables de acceso del material radiactivo a México pudieron ser, el lado este del anticiclón semipermanente A2 del Pacífico del este y el lado este de los centros A3 y A4 de alta presión, que cubrieron la parte este de Norte América en ese período (Fig. 2.2 E)

La estimación meteorológica del transporte de la pluma radiactiva de Chernobil al continente americano parece estar de acuerdo con reportes de Canadá (Joshi 1987), del Centro Nuclear de Hanford, WA, Estados Unidos (Jaquish y Bryce, 1989) y del Laboratorio Nacional de Los Alamos en Nuevo México, Estados Unidos (LANL 1987). Según esos reportes, la pluma de Chernobil llegó a Canadá hacia el 6 de mayo de 1986, a Los Alamos el 11 y 12 de mayo y a Hanford a mediados de mayo.

II-6.- DETECCIÓN DEL FALLOUT PROCEDENTE DE CHERNOBIL EN LA PLANTA NUCLEAR DE LAGUNA VERDE Y EL CENTRO NUCLEAR DE MÉXICO.

La Planta Nuclear de Laguna Verde (PNLV) está localizada en la costa noreste del estado de Veracruz, México ($19^{\circ} 43' 30''$ N ; $96^{\circ} 24' 09''$ W). A 5 km de la costa se alcanzan altitudes de 500 msnm y a 60 km, de 1400 msnm. El basamento de la PNLV es de rocas basálticas. Los suelos se han formado sobre un sustrato andesítico, producto de la actividad volcánica local con horizontes oscuros, ricos en nutrientes y con erosionabilidad ligera.

El clima del área es semitropical con frentes de masas de aire polar que llegan durante el invierno y principio de la primavera. Frecuentemente se observan ciclones tropicales durante la estación de lluvias que ocurre en verano (de junio a octubre). La precipitación anual promedio, es de 1300 mm, con una temperatura media anual de 25°C . Los vientos dominantes son NW y SW. (Magidin *et al.*, 1987).

En la PNLV hay dos reactores nucleares de agua hirviente, GE-BWR-5. La unidad 1 está operando comercialmente desde octubre de 1989, mientras que la unidad 2 ingresó a la red de energía eléctrica en noviembre de 1994. Este tipo de reactores utiliza agua ligera en ebullición como refrigerante y uranio enriquecido como combustible, como los de Chernobil, sin embargo, utiliza agua ligera como moderador de neutrones, en lugar de grafito

En una área de 10 km de radio a partir de la PNLV existe una red de 7 estaciones de monitoreo de radiactividad en aire y asimismo se cuenta con dos estaciones de referencia localizadas en las Ciudades de Veracruz y Xalapa, a 60 y 70 km respectivamente, que se indican en la Fig. 4.1.A. La metodología para el muestreo y análisis de radiactividad en partículas suspendidas en aire (filtros), se indica en el punto IV-3, del capítulo IV.

El fallout que llegó desde Chernobil hasta la PNLV, fue detectado 22 días después del accidente y la presencia de los radionúclidos emisores beta y gamma en las partículas suspendidas en aire permaneció durante aproximadamente 20 días, alcanzándose los niveles normales de radiación, previos al accidente, hasta la primera semana de junio de 1986 (RPPMRA 1989).

Los resultados de los valores promedio de actividad beta total obtenidos semanalmente en 7 estaciones de monitoreo de partículas suspendidas en aire localizadas en la PNLV y su entorno y en dos estaciones de referencia ubicadas en localidades distantes de Laguna Verde se muestran en la Figura 2.3. En dichas estaciones, aunque están separadas geográficamente hasta por decenas de kilómetros, no se observaron diferencias significativas; tampoco se observó ninguna diferencia significativa entre el período preoperacional y operacional de la PNLV.

Los valores promedio de actividad beta total en aire en dichas estaciones de monitoreo fueron de 0.5 mBq m^{-3} en el período preoperacional (enero de 1986 a octubre de 1989) y de 0.30 mBq m^{-3} en el período operacional (noviembre de 1989 a diciembre de 1992). Durante el período operacional se llevaron a cabo dos recargas de combustible, una del 31 de agosto al 10 de noviembre de 1991 y la otra del 15 de agosto al 8 de octubre de 1992. Dichas recargas no reflejaron ningún aumento en esta actividad (Salazar *et al.*, 1994).

En general se observaron fluctuaciones ambientales de la actividad beta total relacionadas con el patrón de precipitación local (Figura 2.4). Este comportamiento confirma los mecanismos de lavado de partículas de tamaño pequeño suspendidas en aire, en donde la actividad beta total decrece como una función del patrón de precipitación.

Entre el 16 de mayo y el 6 de junio, se detectó en la PNLV un máximo en la actividad beta total en partículas suspendidas en aire (Fig. 2.3), correspondiente a las muestras de los filtros semanales del 16-23 de mayo, 23-30 de mayo y 30 de mayo-6 de junio cuyos valores fueron de 1.99, 1.68 y 1.07 mBq m^{-3} respectivamente. En el período del 16 al 30 de mayo de 1986, los valores de actividad beta total en aire, fueron superiores al nivel promedio obtenido durante el período preoperacional de la PNLV ($x+2\sigma = 1.11 \text{ mBq m}^{-3}$) (Salazar *et al.*, 1994).

Por otro lado, los valores promedio de actividad beta total en partículas suspendidas en aire (filtros semanales) en algunas estaciones de medida del CNM (Figura 4.1 B), aparecen en la Tabla 2-3. Las concentraciones promedio anuales muestran un ligero incremento en 1986. El muestreo no fue tan sistemático como en el caso de la PNLV, analizándose sólo 12 muestras de enero a noviembre de 1986. De éstas, únicamente dos mostraron una actividad beta total superior a la concentración mínima detectable (CMD), que para este tipo de muestras era, en las condiciones del laboratorio de aquel tiempo, de 0.6 mBq m^{-3} . A partir de 1992, la CMD en el laboratorio del Centro Nuclear disminuyó a $20 \text{ } \mu\text{Bq m}^{-3}$, haciéndose semejante a la de la PNLV. Los valores promedio de la concentración de actividad beta total durante el período de 1992 a 1997, estuvieron comprendidos en el rango de 0.30 a 0.44 mBq m^{-3} (Salazar *et al.*, 1994; Gaso *et al.*, 1998).

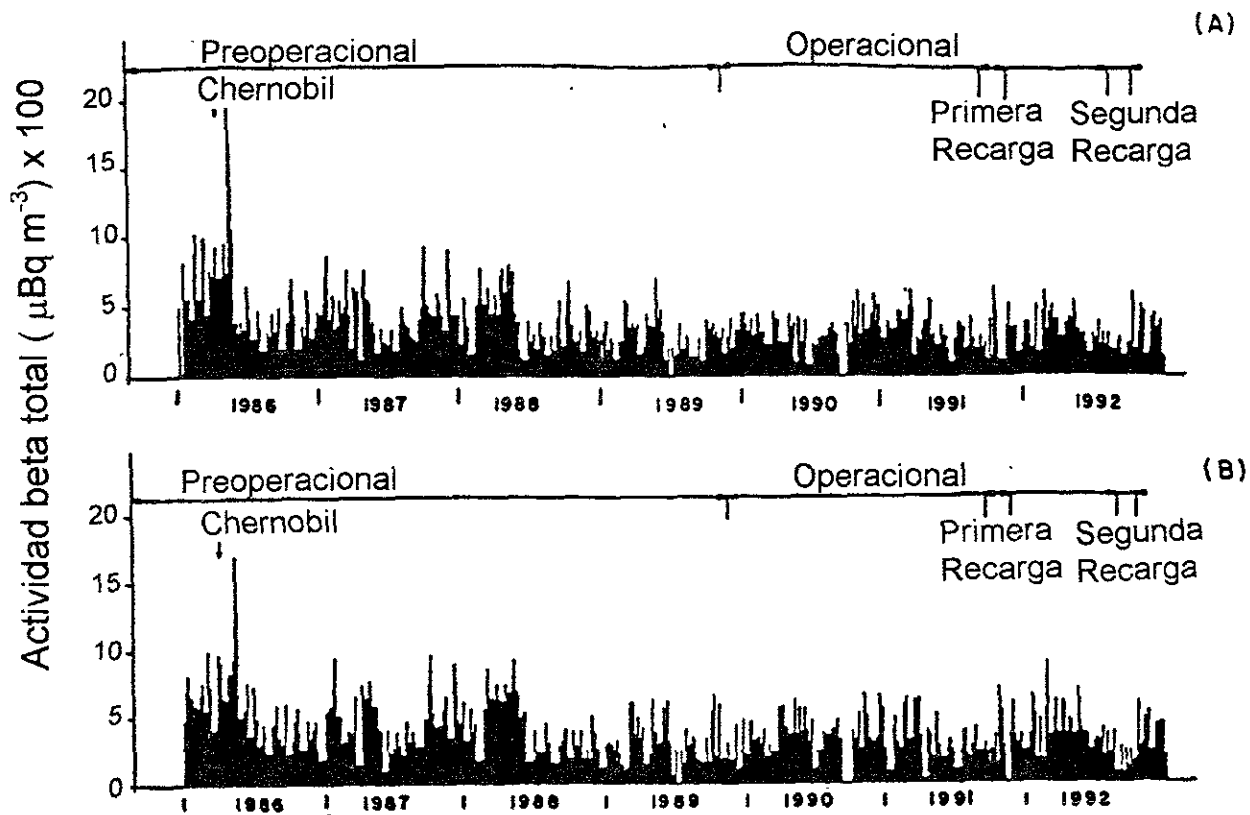


Fig. 2.3.- Actividad beta total en partículas atmosféricas vs. tiempo (PNLV). Los periodos preoperacional (1986-1988) y operacional (1989-1992) de la planta, así como las dos recargas de combustible están indicadas. A) Promedio semanal de las siete estaciones de monitoreo del sitio; B) Promedio mensual de las dos estaciones de referencia. Tomado de Salazar *et al.* (1994).

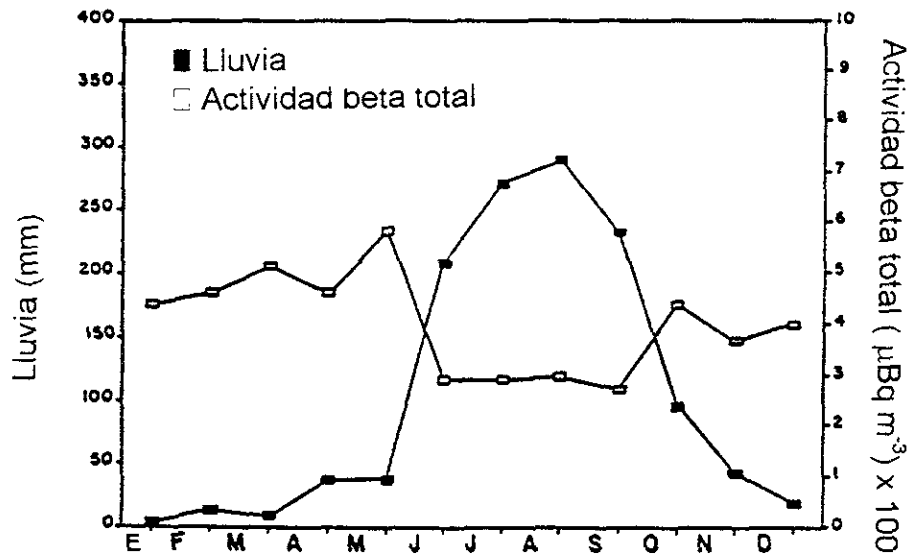


Fig. 2.4.- Valores promedio mensuales de actividad beta total y lluvia en la PNLV vs. tiempo, en el periodo 1986-1992. Tomado de Salazar *et al.* (1994).

Tabla 2-3.- Promedio anual de actividad beta total en partículas suspendidas en aire (filtros) en el CNM.

FECHA	CMD $\mu\text{Bq m}^{-3}$	F*	ACTIVIDAD BETA TOTAL $\mu\text{Bq m}^{-3}$
Feb-Nov 1986	600	2/12	730
Feb-Nov 1987	500	1/15	630
Ene-Nov 1988	500	10/68	590
Ene-Dic 1989	400	16/103	580
Ene-Sept 1990	400	15/30	570
Ene-Dic 1991	40	2/31	320
Ene-Dic 1992	20	44/46	333
Ene-Dic 1993	20	53/54	367
Ene-Dic 1994	20	53/75	300
Ene-Dic 1996	20	69/75	430
Ene-Dic 1997	20	67/69	444

Tomado de Salazar *et al.* (1994) y de Gaso *et al.* (1998).

*Cociente entre el número de muestras con actividad por encima de la Concentración Mínima Detectable (CMD) y el número de muestras analizadas.

Tabla 2-4.- Radionúclidos determinados por espectrometría gamma en partículas suspendidas en aire (filtros semanales) en la PNLV (1986).

	16-23 MAYO	23-30 MAYO	30 MAYO A 6 JUNIO	CMP*
RADIONÚCLIDOS	$\mu\text{Bq m}^{-3}$	$\mu\text{Bq m}^{-3}$	$\mu\text{Bq m}^{-3}$	Bq m^{-3}
I-131	100	799	10	7.4
Ru-103	503	1700	456	33.3
Ru-106	27	777	85	0.74
Cs-134	547	973	148	7.4
Cs-137	251	362	284	7.4
Ba-140	15	162	27	74
La-140	37	236	22	74

Tomado de Salazar *et al.* (1994).

* Límite de Concentración Máxima Permisible (CMP) para efluentes liberados a la atmósfera alrededor de instalaciones nucleares (USNRC, 1992).

La presencia del pico de emisores beta en las estaciones de monitoreo de la PNLV y en las estaciones de referencia situadas a decenas de kilómetros de la planta, aunado al leve incremento observado en el CNM en 1986, se relaciona con el accidente de Chernobil.

La concentración de actividad beta total en aire, registrada en Hanford a consecuencia del accidente de Chernobil fue de 18.5 mBq m^{-3} (Jaquish y Bryce, 1989), mientras que en Los Alamos fue de 8.14 mBq m^{-3} (LANL, 1987), lo que indica una dilución de la pluma al circular hacia el sur, sobre el continente americano.

Los análisis de los filtros mediante espectrometría gamma en la PNLV, durante el periodo de 1987 a 1990, indicaron que la contribución principal en las concentraciones de radionúclidos en muestras compuestas trimestrales de partículas suspendidas en aire, correspondió al Be-7, radionúclido de origen natural que se produce continuamente en la estratosfera, a partir de los rayos cósmicos. Las concentraciones de actividad de Be-7 en aire, medidas en las estaciones de la PNLV estuvieron comprendidas en un rango de 0.85 a 1.73 mBq m^{-3} (Salazar y Jimenez-Lima, 1993). Para otros radionúclidos, la mayor parte de los valores permanecieron por debajo del límite de detección, apareciendo esporádicamente algunos valores de Sr-90 y Cs-137 en el rango de 8 nBq m^{-3} a $31 \text{ } \mu\text{Bq m}^{-3}$ y de 20 a $40 \text{ } \mu\text{Bq m}^{-3}$ respectivamente, durante un periodo de observación de 7 años (Salazar *et al.*, 1994). Estos valores son inferiores a los recomendados para el entorno de cualquier instalación nuclear (US NRC, 1992) y son similares a los reportados por otros autores que observaron variaciones estacionales de Be-7 en partículas atmosféricas, con dos máximos de actividad que correspondieron a la primavera y el otoño de cada año. El valor promedio de Be-7 en la localidad de Chiba (Japón), fue de 4.5 mBq m^{-3} durante el periodo de observación de 1987-1990 (Abe *et al.*, 1993; Feely *et al.*, 1989)

El análisis individual por espectrometría gamma de los filtros semanales en la PNLV indicó la presencia de productos de fisión recientes como consecuencia del accidente de Chernobil (Tabla 2-4) Los radionúclidos que presentaron la mayor actividad en las semanas del 16 de mayo al 6 de junio de 1986, fueron el Ru-103, el Cs-137 y el Cs-134. También el I-131, Ru-106, Ba-140 y La-140 se detectaron en menores cantidades.

Durante la semana del 30 de mayo al 6 de junio, las actividades de Cs-137 y Cs-134, en las muestras de partículas suspendidas en aire, fueron de 284 y $148 \text{ } \mu\text{Bq m}^{-3}$ respectivamente. Esta relación 2.1 de Cs-137 y Cs-134, en el fallout proveniente de Chernobil, ha sido reportada frecuentemente (Fry *et al.*, 1986; UNSCEAR, 1988)

La concentración máxima en aire, para el Cs-137 detectada en la PNLV, fue de 0.362 mBq m^{-3} , la cual correspondería a un valor de concentración integrada en aire de $2.53 \text{ mBq d m}^{-3}$. Los valores reportados para Japón fueron 280 mBq d m^{-3} y para Canadá y Estados Unidos 55 y 27 mBq d m^{-3} , respectivamente. El depósito en suelo de Cs-137 a consecuencia del accidente de Chernobil fue de 180 Bq m^{-2} en Japón y de 30 y 26 Bq m^{-2} en Canadá y Estados Unidos (UNSCEAR, 1988).

En Japón, Canadá y Estados Unidos, la velocidad de depósito o la relación entre el depósito (kBq m^{-2}) y la concentración integrada en aire (Bq d m^{-3}), fueron de 0.7 , 0.6 y 1.1 cm s^{-1} respectivamente. Estos valores dependen de las proporciones del depósito seco y húmedo, así

Tabla 2-5.- Actividad de Cs-137 depositado y dosis equivalente efectiva comprometida recibida por el público en el hemisferio norte.

Región	Área (10 ³ km ²)	Población (10 ⁶)	Distancia desde Chernobil (km)	Cs-137 (K Bq m ⁻²)	Cs-137 depositado (P Bq)	Dosis Equivalente Efectiva Comprometida Individual (μ Sv)	Dosis Equivalente Efectiva Comprometida Colectiva (Sv hombres)
EUROPA							
Norte: Dinamarca, Suecia, Finlandia, Noruega.	1249	22.8	1300	8.2	10.2	970	22,000
Central: Austria, Suiza, Polonia, Hungría Checoslovaquia, Alemania, Rumania.	1253	178.0	1200	7.0	8.8	930	166,000
Oeste: Bélgica, Francia, Irlanda, Holanda, Reino Unido.	936	137.7	2000	1.3	1.2	150	21,000
Suroeste: Grecia, Italia, Yugoslavia, Bulgaria, Albania.	829	101.6	1500	8.2	6.8	1200	121,000
Suroeste: España, Portugal.	596	47.2	2900	0.03	0.02	7	340
EX- USSR	22190	279.1	-	1.4	30.9	810	226,000
ASIA							
Suroeste: Iraq, Israel, Jordán, Kuwait, Omán, Arabia, Turquía, Emiratos Arabes Unidos.	4611	114.9	2200	1.0	4.6	190	22,000
Sur: India, Irán, Pakistán, Sri Lanka.	6786	1082	5400	0.08	0.5	15	16,000
Suroeste: Laos, Malasia, Filipinas, Singapur, Tailandia, Vietnam.	2575	240.6	7800	0.03	0.08	6	1,400
Este: China, Corea, Hong Kong, Japón, Mongolia.	11,720	1268	6600	0.04	0.5	8	9,600
AMÉRICA							
Norte: Canadá, E.E.U.U., México.	20,560	347.0	9000	0.02	0.4	4	1,300
Caribe: Cuba, Haití, Jamaica, Pto. Rico.	216	30.1	9200	0.018	0.004	3	100
Central: Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, Nicaragua, Panamá.	517	26.9	10,700	0.012	0.006	2	60
Sur: Colombia, Venezuela, Guayanas.	2520	49.7	10100	0.013	0.03	2	120

Tomado de UNSCEAR (1988).

importancia en alimentos tales como la leche y sus derivados y la carne. La concentración de Cs-137 en los productos animales depende de la composición de la dieta; en los animales que pastan se midieron valores comprendidos entre 200 y 800 Bq kg⁻¹.

Las autoridades de la Comunidad Económica Europea (CEE), estuvieron de acuerdo en que la dosis debida al consumo de los productos alimenticios a consecuencia del accidente de Chernobil, no debería rebasar ningún año los 5 mSv. Para que la dosis pudiera mantenerse por debajo de este límite, después de algunas medidas individuales adoptadas por cada país, el 30 de mayo de 1986 el Consejo de la CEE adoptó la siguiente regulación "la radiactividad debida al Cs-134 y al Cs-137 no debería exceder los 370 Bq kg⁻¹ en la leche y productos preparados para infantes y los 600 Bq kg⁻¹, para el resto de los productos alimenticios". Sin embargo, después de una reunión en 1989 de la WHO y de la FAO (CAC, 1989), se llegó a un acuerdo para fijar los valores guías para el comercio internacional de productos alimenticios, los cuales se indican en la Tabla 2-6.

En la actualidad, la Organización Mundial de Comercio aplica las normas de dicho acuerdo. Debido a ello, muchos países que no pertenecían a la CEE, se vieron en la necesidad de certificar que sus productos alimenticios cumplieran con las normas internacionales sobre dichas concentraciones de actividad en alimentos.

A consecuencia del accidente, algunos habitantes de países europeos se vieron obligados a cambiar sus hábitos de alimentación, como por ejemplo los lapones, ya que las concentraciones de cesio en la carne de reno sobrepasó, en muchos lugares, el valor normativo. Por esa misma razón se recomendó limitar el consumo de los siguientes alimentos:

- carne de reno, oveja, cordero, alce u otro tipo de caza silvestre.
- pescado de lagos.
- bayas y hongos del bosque.

Las medidas de mitigación que se aplican durante las primeras semanas después del depósito de radionúclidos en el suelo, están relacionadas con la reducción de la exposición a los radionúclidos de vida media corta. Por tanto, las cosechas pueden recogerse y almacenarse o puede aplazarse la recolección, para dar tiempo a que los radionúclidos decaigan antes de consumir el alimento. De igual forma la leche contaminada con I-131 se puede procesar en productos almacenables como leche en polvo y queso.

La aplicación de altos niveles de fertilizante potásico puede reducir la absorción del cesio radiactivo y el abono con cal, puede reducir la absorción del estroncio radiactivo por el aumento de los niveles de calcio en el suelo.

En el caso de los animales de caza, resulta eficaz cambiar la temporada de ésta, cuando los animales tienen hábitos de alimentación estacionales, ya que los hongos y los líquenes que les sirve de alimento, pueden estar muy contaminados de agosto a octubre. Un proyecto auspiciado por el gobierno de Noruega y en el que participaron varios organismos internacionales, ideó una medida de mitigación para disminuir los niveles de radiocesio en los rumiantes domesticados y silvestres, utilizando una mezcla de compuestos conocida como azul de Prusia (cianoferrato férrico de amonio), compuesto que produce una

Tabla 2-6.- Valores normativos de radionúclidos en los alimentos tras una contaminación nuclear accidental para su aplicación en el comercio internacional.

ALIMENTOS DE CONSUMO GENERAL

Radionúclido	Nivel (Bq/kg)
Americio-241, Plutonio-239	10
Estroncio-90	100
Yodo-131, Cesio-134, Cesio-137	1000

ALIMENTOS INFANTILES Y LECHE

Radionúclido	Nivel (Bq/kg)
Americio-241, Plutonio-239	1
Yodo-131, Estroncio-90	100
Cesio-134, Cesio-137	1000

Tomado de CAC (1989).

aglutinación del cesio en el bolo alimenticio del rumiante reduciendo así, hasta ocho veces el contenido de radiocesio en la leche y en la carne del ganado vacuno (IAEA, 1996).

II-9.- EFECTOS EN LA SALUD

La exposición accidental a altas dosis de radiación afecta, de manera aguda y severa, la producción de células sanguíneas, la resistencia a las infecciones, la función intestinal y puede dar lugar a lesiones graves de la piel (IAEA, 1982b).

En el accidente de Chernobil se diagnosticaron 134 casos confirmados, de personas que padecían del "síndrome agudo de radiación"; en este grupo, las lesiones gastrointestinales fueron el problema más grave, sobre todo en los 11 pacientes que recibieron dosis mayores de 10 Gy. La muerte de 28 pacientes, ocurrida en los primeros tres meses posteriores a la exposición, estuvo asociada a lesiones de la piel que abarcaron más del 50 % de la superficie total del cuerpo. En la última década han muerto 14 pacientes más, aunque sus muertes no están directamente correlacionadas con el síndrome agudo de radiación.

En este accidente ocurrió una exposición a cantidades elevadas de radiación beta (tanto por contaminación, como por incorporación), lo que dió lugar a un cuadro clínico de complicación diferente de la experiencia de Hiroshima y Nagasaki. Desde el principio, una de las características más impresionantes fue el gran número de pacientes con lesiones radioinducidas en la piel y en las membranas mucosas, en especial del tracto digestivo y respiratorio superior, debidas a la contaminación con isótopos emisores de rayos beta y gamma, como el Sr-90, Cs-137 y Cs- 34.

Entre los individuos más afectados, la inhibición del funcionamiento de la médula ósea puede recuperarse en un par de meses, pero la recuperación plena de las funciones inmunológicas puede tomar al menos seis meses y normalizarse hasta varios años después. En los hombres, la recuperación de la capacidad reproductiva puede ser muy lenta y en los rangos de dosis más altas, la disminución de la fertilidad puede ser un efecto permanente. Tras la exposición a altas dosis de radiación, también pueden aparecer otros padecimientos tardíos como las cataratas y problemas cardiovasculares diversos. La terapia de transplante de médula ósea que se recomendó en el momento del accidente, benefició poco a los pacientes más gravemente afectados. Actualmente, ya se dispone de nuevos agentes, conocidos como factores de crecimiento hematopoyéticos, que son capaces de estimular la recuperación de las células sanguíneas y del sistema inmunológico, aunque todavía hay que determinar la combinación y la dosificación óptima (IAEA, 1991, 1996).

La población de la zona aledaña a Chernobil estuvo expuesta a elevados niveles de yodo radiactivo, algunos de vida media muy corta y otros como el I-131, de mayor período de semidesintegración. Debido a que la glándula tiroides concentra yodo, ésta estuvo expuesta a niveles más elevados de radiación que otros tejidos corporales. Las dosis absorbidas de I-131 en la tiroides, oscilaron entre 790 y 2 400 mGy en los niños y entre 190 y 370 mGy en los adultos, en la región de Gomel (Bielorrusia). Algunos estudios indican que la dosis media en niños de 0 a 7 años fue de alrededor de 420 mGy, aunque las nuevas estimaciones

notificadas por el IAEA (1996) indican dosis medias cercanas a 1 Gy, recibiendo el 9% de los individuos dosis que variaron entre 10 y 40 Gy.

A diez años del accidente se observó un marcado aumento del cáncer de tiroides entre los niños menores de 15 años. Hasta finales de 1995, se habían notificado más de 800 casos de este tipo de cáncer de los que más de 400 casos fueron en niños de Bielorrusia. Esto representa un aumento drástico en la incidencia normal de este raro tipo de cáncer y el aumento parece no persistir en niños nacidos después de 1986; la mortalidad dependerá en gran medida de la calidad e intensidad del tratamiento que reciban los niños afectados.

En los primeros cuatro años posteriores al accidente, los casos anuales de cáncer de tiroides infantil en Bielorrusia nunca llegaron a diez, mientras que en 1990 se diagnosticaron 29 casos, 79 en 1993 y 82 en 1994. Las tasas brutas de cáncer de tiroides infantil en Gomel desde 1990 hasta 1994 fueron de 92 por cada millón de niños, al año y para el resto de Bielorrusia, es de 14.6 por cada millón de niños, al año.

Las tasas en Bielorrusia y Ucrania antes del accidente de Chernobil y la tasa en Inglaterra y Gales en un estudio realizado durante un periodo de 30 años, fueron todas de un 0.5 por cada millón de niños, al año. Utilizando un modelo de riesgo relativo, la incidencia de las personas expuestas cuando eran niños, será unas 200 veces mayor en Gomel, que en el Reino Unido. Por lo tanto, podemos llegar a la conclusión de que hubo un enorme aumento de la incidencia del carcinoma del tiroides infantil en las regiones adyacentes a Chernobil y que ello guarda una relación directa con la exposición a la precipitación radiactiva. Casi la mitad de los casos mostraron invasión de los tejidos circundantes, mientras las dos terceras partes tenían metástasis del ganglio linfático (OECD, 1996).

En un estudio de cooperación internacional se ha confirmado el diagnóstico de cáncer de tiroides en más del 90% de los 250 casos estudiados en Bielorrusia y Ucrania. Del total de 298 casos atendidos en el Instituto de Patología de Bielorrusia entre 1990 y 1994, el 98% fueron carcinomas papilares, 1.3% carcinomas foliculares y 0.3% carcinomas medulares. Los resultados de los estudios biomoleculares indican un estrecho vínculo entre el tipo de oncogén involucrado (ret) y el tipo patológico de tumor detectado, de modo que el aumento de la frecuencia del carcinoma de tiroides, en niños de zonas aledañas a Chernobil, corresponde a un aumento de un tipo específico de tumor de tiroides (carcinoma papilar). No se ha demostrado un aumento en la activación de los otros tipos de oncogenes en los genes estudiados (ras, TSHr y p53), los cuales se sabe que tienen una conocida relación con la carcinogénesis de tiroides (IAEA, 1996).

Otro de los efectos que están siendo observados con mayor frecuencia en la región de Gomel, es la formación de nódulos en la glándula tiroides y el hipotiroidismo. Hasta el momento, el periodo mínimo de latencia entre la exposición y el diagnóstico del cáncer de tiroides, parece ser de cuatro años, el cual es más corto de lo esperado según las experiencias que se tenían con respecto a las exposiciones agudas a la radiación externa. Es posible que el carcinoma folicular tenga un periodo de latencia más prolongado que el carcinoma papilar, y que su incidencia pueda aumentar en años posteriores. Las pruebas de

la radiación externa indican que el riesgo relativo aumenta hasta 20 años después de la exposición y luego disminuye. No obstante, el aumento del riesgo seguirá presente durante los 40 años posteriores al accidente.

El Proyecto Internacional de Chernobil (PIC) fue llevado a cabo durante 1990. La parte del proyecto dedicada a los efectos en la salud, fue la expresión del esfuerzo mancomunado de unos 100 médicos y científicos de 12 países. Sus resultados se publicaron en un Informe Técnico del Comité Asesor Internacional (IAEA, 1991).

Una parte importante del PIC se dedicó a la estimación de los efectos futuros en la salud, especialmente la leucemia y el cáncer. Sobre la base de las dosis estimadas y de las estimaciones del riesgo radiológico actualmente aceptadas, sería difícil discernir los aumentos futuros de la incidencia natural de cáncer y los efectos hereditarios, incluso con estudios epidemiológicos bien concebidos a largo plazo. El número total esperado de muertes adicionales por leucemia, entre los 7.1 millones de personas que viven en las áreas contaminadas, es de 470, las cuales serían imposibles de distinguir de las 25 000 muertes espontáneas esperadas para este tipo de cánceres en dicha población (OECD, 1996)

Hasta la fecha, no existen pruebas de aumento de la incidencia de tumores malignos, distintos del carcinoma de tiroides, ni de ningún efecto hereditario atribuible a la exposición a las radiaciones debidas al accidente de Chernobil. Esta conclusión sorprendente para algunos observadores, concuerda con las dosis corporales relativamente bajas recibidas por las poblaciones expuesta al material radiactivo emitido (IAEA, 1996).

Los datos relativos a los sobrevivientes de la bomba atómica de Hiroshima y Nagasaki demuestran claramente que, para llegar a cualquier conclusión definitiva sobre las consecuencias de la exposición de una población a altas dosis de radiación, se necesitan al menos cinco decenios y no sólo diez años. Sin embargo los efectos en los niños y los aspectos psicológicos seguirán siendo temas de gran importancia.

Teniendo en cuenta los resultados de experimentos realizados en animales, puede que además de los casos de cáncer, se registre un leve aumento de las anomalías genéticas. Partiendo de dichos datos, la manifestación pronosticada de efectos genéticos radioinducidos por el accidente, sería muy baja, fluctuando entre 0 y 0.03 % de todos los nacidos vivos

II-10 - EFECTOS DIRECTOS DE LA RADIACIÓN EN EL AMBIENTE

En lo que respecta a las consecuencias directas sobre los animales y las plantas, las dosis de radiación llegaron a ser mortales, en las primeras semanas después del accidente, para algunos ecosistemas locales radiosensibles, especialmente para las coníferas y algunos mamíferos pequeños, en un radio de 10 km desde el emplazamiento del reactor. En el otoño de 1986, las tasas de dosis se habían reducido a la centésima parte. En 1989, el ambiente natural y seminatural de estas localidades comenzó a recuperarse. No se han observado

efectos graves prolongados en los ecosistemas, aunque se están haciendo estudios sobre los efectos genéticos a largo plazo. Al mismo tiempo que se ha proporcionado información valiosa para establecer una política de protección radiológica en las zonas afectadas, se están haciendo investigaciones radioecológicas importantes. Tradicionalmente, en materia de protección radiológica se considera que el ambiente natural está protegido, si la población humana está protegida (OECD, 1996).

Diez años después del accidente la actividad total presente en el ambiente decayó en unos 80 PBq (1% de la cantidad total liberada) de radionúclidos de vida media larga, principalmente el Cs-137 y el Sr-90. En la Tabla 2-7 se indica la actividad de los isótopos radiactivos que permanecen en el ambiente a nivel mundial y la que se estima habrá, en el año 2056.

La actividad del Am-241 en 1996, aumentó en relación con 1986, ya que es un radionúclido descendiente del Pu-241 (vida media de 14 años). Este aumento ha de tenerse en cuenta en cualquier pronóstico radiológico.

Las vacas que se alimentaron de pastos contaminados cercanos al reactor, en la etapa inicial después del accidente, recibieron dosis en la tiroides del orden de cientos de Gy, lo que provocó la atrofia y total necrosis de dicha glándula.

En una extensión de 3 000 ha alrededor de la central, las coníferas recibieron daño por radiación, recuperando posteriormente sus funciones reproductivas durante el periodo comprendido entre 1988 y 1989. Las tasas de dosis crónicas de algunas áreas dentro de la zona de exclusión de 30 km, quizás hayan reducido la fertilidad de los animales de algunas especies; sin embargo los cambios observados en la salud de algunas poblaciones específicas a largo plazo, es difícil de determinar en este momento.

Existen algunos informes del daño cromosómico causado en las mitocondrias, y su trasmisión a la descendencia, pero otras pruebas corroboran la recuperación general del daño radioinducido. Hoy día, no existe acuerdo sobre las posibles consecuencias hereditarias a largo plazo, para las plantas y animales, en los lugares donde las dosis fueron elevadas. No se han encontrado pruebas de que alguna especie de plantas o animales haya desaparecido, de manera permanente, de las zonas más contaminadas, salvo en los lugares donde las actividades de descontaminación incluyeron la eliminación de los suelos y alteraron de manera radical el ecosistema (IAEA, 1996).

El tipo de suelo en la zona de Bielorrusia y Ucrania es de baja fertilidad natural (suelos podzol-sódicos, ácidos con un pH de 4.5 a 5.5 y con bajo contenido de minerales). La migración de los radionúclidos en este tipo de suelo es lenta y aunque la transferencia del Sr-90, del suelo a las plantas, es más rápida que la del Cs-137, son factores de importancia que han de tenerse en cuenta al adoptar las decisiones relativas al uso, a largo plazo, de las praderas como fuente de pastos para las reses.

En la actualidad, prácticamente toda la contaminación de los ecosistemas forestales se encuentra en la cubierta vegetal. En los árboles, el cesio radiactivo se concentra en los

Tabla 2-7.- Material radiactivo residual en el ambiente a nivel mundial como consecuencia del accidente de Chernobil.

Radionúclido significativo	Liberado en 1986 (PBq)	Restante en 1996 (PBq)	Restante en 2056 (PBq)
I-131	1200-1700	0	0
Sr-90	8	6	1.5
Cs-134	44-48	1.6	0
Cs-137	74-85	68	17
Pu-238	0.03	0.03	0.03
Pu-239	0.03	0.03	0.03
Pu-240	0.044	0.044	0.2
Pu-241	5.9	3.6	0.2
Am-241	0.005	0.08	0.2

Tomado de OECD (1996).

nuevos anillos de crecimiento, debido a la transferencia desde el suelo a través de las raíces, por lo que aumentará la concentración de Cs-137 en la madera (Mück, 1997).

Los ecosistemas acuáticos han demostrado ser tolerantes a la contaminación radiactiva que se concentra gradualmente en los sedimentos. La cantidad de material radiactivo que llegó a los sistemas acuáticos de agua dulce fue pequeña, en comparación con la cantidad total que se depositó. Los niveles de actividad en las aguas superficiales disminuyeron drásticamente un mes después del accidente; sin embargo, los peces pueden acumular radionúclidos y tal vez sea necesario adoptar ciertas medidas de mitigación en algunos lugares.

CAPÍTULO III.- CARACTERÍSTICAS TAXONÓMICAS DE LOS HONGOS SILVESTRES COMESTIBLES LOCALES Y SU IMPORTANCIA COMO INDICADORES BIOLÓGICOS DE CONTAMINACIÓN RADIACTIVA.

III-1.- IMPORTANCIA ECONÓMICA CULTURAL Y AMBIENTAL

En el siglo IV a. C. Aristóteles clasificaba a los hongos dentro del reino vegetal, a pesar de que no tienen clorofila, tejidos especializados, ni flores, ya que para él, como para la mayoría de los biólogos que lo sucedieron hasta el siglo XIX, era suficiente dividir a los seres vivos en dos reinos, el de las plantas y el de los animales. No fue sino hasta hace aproximadamente 30 años, cuando se empezó a aceptar la idea de que los hongos son organismos independientes de las plantas y que, aunque químicamente están muy relacionados con los animales, forman un grupo aparte, el llamado Reino de los Hongos o Reino Fungi, como lo hicieron ver Nolan y Margulis (1968), Whittaker (1969) y recientemente Herrera y Ulloa (1990) y Ulloa y Herrera (1994).

Aunque muchas especies de hongos tienen una distribución geográfica más o menos restringida, es decir son estenocoras, la mayor parte de las especies son cosmopolitas o euricoras. Los hongos, como reino, se encuentran ampliamente distribuidos por todo el globo terrestre y viven en cualquier sitio que presente material orgánico en descomposición, agua y una temperatura apropiada, comprendida generalmente entre 4 y 60° C. La palabra fungi (singular fungus) aplicada por Tournefort en el siglo XVII, significa florecimientos o excrescencias de la tierra (Bessey, 1950), la que a su vez concuerda con la denominación Purépecha de los pobladores de Michoacán, "echeri uetsikuaro enganaka", que quiere decir nacido de la tierra (Mapes *et al.*, 1981).

Con respecto a la diversidad fúngica, México ocupa el quinto lugar a nivel mundial (Mittermeier, 1988), conociéndose actualmente más de 6 000 especies de hongos, que representarían el 6% de la micobiota nacional (Guzmán 1993).

En 1957, Wasson fue el primer autor que dividió a los pueblos del mundo en micófagos, como los mesoamericanos, asiáticos y europeos del centro y del sur y en micófobos como los anglosajones. México por sus raíces indígenas, es un pueblo micófago, además de usar numerosas especies del género *Psilocybe* como hongos alucinógenos, sagrados, divinos o mágicos (Heim y Wasson, 1958; Zenteno y Herrera, 1958; Herrera, 1967; Riedlinger, 1990). El conocimiento que tienen los campesinos mexicanos sobre los hongos comestibles, es una herencia del saber que tenían los diversos grupos étnicos que poblaban el país en la época prehispánica, siendo un material de venta muy importante en los mercados populares.

Las especies de hongos comestibles constituyen una pequeña fracción (< 1 %) del reino de los hongos. Guzmán (1994), recopiló más de mil nombres comunes de hongos, tanto en castellano como en diversas lenguas indígenas en América Latina, de los cuales el 80 % son

de México; la gran mayoría de estos nombres se adscriben a las especies comestibles. Estos hongos son intensamente comercializados por parte de los recolectores locales e inclusive los hongos mexicanos se exportan a Estados Unidos, Europa y Japón, especialmente las morillas, pancitas y duraznillos (*Morchella* spp., *Boletus edulis* y *Cantharellus cibarius*, respectivamente), así como el hongo blanco (*Tricholoma magnivelare*), que es una especie cercana al importante matsutake (*T. matsutake*) muy solicitado por los japoneses.

El cultivo de hongos comestibles, es también importante en México, porque ha permitido explorar la producción rural de algunas especies para satisfacer necesidades básicamente locales y regionales, en contraste con la producción comercial privada orientada a la producción de capital. Dicho modelo, aplicado actualmente en diversas regiones del país, permite la obtención de beneficios sociales, económicos y ecológicos para el sector rural mexicano como una estrategia para apoyar el desarrollo agrícola (Martínez-Carrera *et al.*, 1995).

El valor nutritivo de los hongos comestibles es alto ya que tienen 19-35 % de proteínas aprovechables en peso seco, en comparación con los vegetales (hortalizas y frutas) que solamente tienen 7.3 - 13.2 %, con excepción de la soya que tiene 39.1 % mientras que la leche y huevo tienen de 25 al 90 % de proteínas. *Pleurotus ostreatus* (setas cultivadas) tiene entre 4.5 y 9.9 g del aminoácido lisina y entre 1.1 y 1.3 g de triptofano. En los huevos de gallina el contenido de lisina y triptofano es de 6.4 y 1.6 g respectivamente (Guzmán *et al.*, 1993). Además, el contenido de ácidos grasos esenciales como el oleico y linoleico, se encuentran en cantidades apreciables, por lo que los hongos comestibles son un alimento adecuado. Por otra parte, el bajo contenido en carbohidratos hace de los hongos un alimento bajo en energía y recomendado como dietético.

Con respecto a la importancia ambiental, la micología de los bosques juega un importante papel en la compleja maquinaria biológica del ciclo de descomposición ya que sin los hongos, se acumularían las plantas sobre el suelo de los bosques, disminuyendo su fertilidad. Los hongos del suelo se encuentran a profundidades variables, desde la superficie hasta 1 m de profundidad y su presencia depende de la humedad, riqueza en restos orgánicos, aireación, pH y otros factores del medio. Además interactúan con otros organismos del suelo incluyendo bacterias, otros hongos, nemátodos, microartrópodos e insectos y constituyen una importante cantidad de la biomasa de los ecosistemas forestales (Fogel, 1980). La gran extensión del micelio permite agregar materia orgánica y un mayor tamaño de poro al suelo, con el consiguiente aumento de la aireación y circulación del agua, evitando así que disminuya la productividad del ecosistema (Molina *et al.*, 1993).

A pesar de su gran importancia ambiental, en los estudios sobre la biodiversidad a nivel mundial, se ha tomado poco en consideración a los hongos. Se calcula que los hongos ocupan el segundo lugar en cuanto a número de especies, después de los insectos. Por esa razón, su estudio debe ser prioritario en los programas sobre la biodiversidad, conservación y utilización del medio.

Muchos macromicetos pueden desarrollar, con las raíces de algunas plantas en los bosques, estructuras micorrícicas, aumentando la supervivencia de los árboles y su crecimiento. Trappe (1962; 1977) y HacsKaylo *et al.*, (1965), estimaron que el 80 % de las especies micorrícicas se encuentran entre los géneros Amanitaceae, Boletaceae, Cortinariaceae, Russulaceae y Tricholomataceae.

En los suelos de los bosques, el sistema radicular es casi inevitablemente invadido por las hifas de los hongos, por lo que se vuelve dependiente de éstas para abastecerse de nutrimentos. El hongo forma una red de hifas alrededor de la raíz y le facilita a la planta la captación de nutrimentos del suelo o sales minerales, principalmente de fósforo, cobre y zinc, así como de nitrógeno, calcio y azufre. A su vez, la planta actúa como productor primario de energía para el hongo, proporcionándole los compuestos orgánicos de la fotosíntesis, es decir, carbohidratos, grasas y vitaminas, además de un hábitat que lo protege de los fenómenos de antagonismo microbiano en la rizósfera (Cruz Ulloa, 1995).

El delicado equilibrio biológico entre micorrizas y algunas especies de árboles, puede ser alterado por algún cambio en las condiciones ambientales o por alguna mutación en el hongo, entre otros factores, lo que ocasionaría el daño o la destrucción de uno o de los dos miembros de la asociación. Cuando los árboles son talados, los hongos micorrícicos mueren y muchas de las especies comestibles de este tipo no volverán a reaparecer en su abundancia original hasta que el bosque se recupere, lo cual puede tardar 20 años o más. El conocimiento de estos aspectos es de suma importancia para la realización de los programas de reforestación.

En México, la tasa de deforestación anual, en los bosques templados, causada por incendios, tala ilegal, pastoreo y agricultura principalmente, es del 0.64 % correspondiendo a las coníferas, 108 000 ha por año. La gran destrucción que se está efectuando de la vegetación, repercute enormemente sobre las poblaciones de las especies fúngicas, con el grave peligro de la extinción de muchas de ellas, que ni siquiera han sido estudiadas o catalogadas, como está sucediendo en las zonas tropicales.

En el sustrato en el que van a desarrollarse los hongos deberán encontrarse todas las sustancias que aquellos requieren, como fuentes de carbono, entre ellos diferentes carbohidratos: pentosas, hexosas, maltosa, celobiosa, lactosa, sacarosa, almidón, celulosa, pectina, hemicelulosa y lignina. Además, para que los hongos puedan crecer adecuadamente, son necesarios los siguientes oligoelementos: hierro, zinc, cobre, manganeso, molibdeno y galio, los cuales se requieren para la activación de varias enzimas vitaminas y fitohormonas. El tipo de sustrato es de gran importancia, ya que si es duro con pocos espacios intercelulares presentará problemas en la aereación; por el contrario, un sustrato muy blando, con el agua se empastará, con la consiguiente falta de aereación. El pH del sustrato debe ser ligeramente ácido o neutro (6 a 7).

III-2.- MATERIAL ESTUDIADO Y TAXONOMÍA DE LAS ESPECIES DE HONGOS SILVESTRES COMESTIBLES ANALIZADAS.

Los ascomicetes son cosmopolitas y constituyen el grupo mayor de hongos, por lo que respecta al número de géneros y especies. Viven en los medios más diversos, como saprobios, parásitos, y simbiotes, y son de enorme importancia científica y práctica. Se encuentran en suelos donde abunda el humus, así como en troncos, ramas, raíces y hojas en descomposición, especialmente en bosques de encinos (*Quercus*). Durante la época de lluvias, es común observar los cuerpos fructíferos epigeos de dichos hongos, ya sea en forma de copa, urna o disco.

Muchos ascomicetes son simbióticos (mutualistas). Otros tienen micelios que constituyen micorrizas con plantas superiores, como las especies del género *Tuber*, así como especies de los géneros *Morchella* y *Helvella*. Los cuerpos fructíferos o ascocarpos de muchas especies de tales géneros, son utilizados en la alimentación por su exquisito sabor. El carácter esencial de estos hongos, y al que deben su nombre, es la formación de cuerpos fructíferos propios, en donde se desarrollan ascas o ascos, en cuyo interior se generan esporas denominadas ascosporas.

La familia Helvellaceae comprende especies con apotecios grandes, a veces en forma de copa o de disco, pero casi siempre pedicelados y con un pileo en forma de silla de montar o circunvolucionado. Las ascosporas son lisas o verrugosas, incoloras o hialinas, tetranucleadas, con una a tres grandes gotas de grasa.

Los basidiomicetos se diferencian de los ascomicetos, porque producen sus meiosporas externamente sobre los basidios. Esta clase comprende los hongos llamados comúnmente setas, hongos clavas, corales o escobetas, estrellas de tierra y nidos de pájaro. En estos hongos, los basidios permanecen unicelulares (holobasidios) es decir, no se fragmentan por medio de tabiques, aún en la madurez. Los basidios maduros, o metabasidios, son claviformes, y en la región apical producen basidiosporas sobre sus correspondientes esterigmas. Cada basidio forma entre una y ocho basidiosporas, generalmente cuatro. Las basidiosporas, en la mayoría de las especies, son disparadas con fuerza al separarse de los esterigmas. Los basidiomicetos son los hongos más conspicuos y abundantes en las praderas y en los bosques, donde se desarrollan en el suelo, en los excrementos de los animales, sobre los troncos de los árboles vivos o muertos o sobre madera en putrefacción.

En este trabajo, se recolectaron las especies de hongos comestibles silvestres, más abundantes, que aparecen cada año en los bosques del Centro Nuclear de México (CNM) y en el cerro de Coatepec, perteneciente al municipio de Xalatlaco, situado a 15 km del CNM. En la Tabla 3-1 aparece la clasificación de las especies estudiadas y en el Anexo la descripción de cada una de ellas.

Tabla 3-1 - Taxonomía de las especies de hongos estudiadas.

División	Subdivisión	Clase	Subclase	Orden	Familia	Género	Especie
Eumycota	Ascomycotina	Euascormycetes	Discomycetidae	Pezizales	Helvellaceae	Helvella	<i>Helvella crispa</i> <i>Helvella elastica</i> <i>Helvella lacunosa</i>
"	Basidiomycotina	Holobasidiomycetes	Hymenomycetidae	Aphylophorales	Cantharellaceae Clavariaceae	Cantharellus Clavariadelphus Ramaria	<i>Gomphus floccosus</i> <i>Clavariadelphus truncatus</i> <i>Ramaria botrytis</i> <i>Ramaria flava</i> <i>Ramaria stricta</i>
"	"	"	"	Agaricales	Hygrophoraceae Tricholomataceae Amanitaceae Agaricaceae Strophariaceae Cortinariaceae Russulaceae Boletaceae	Hygrophorus Clitocybe Lyophyllum Melanoleuca Amanita Agaricus Pholiota Cortinarius Lactarius Russula Boletus	<i>Hygrophorus chrysodon</i> <i>Clitocybe gibba</i> <i>Lyophyllum decastes</i> <i>Melanoleuca melaleuca</i> <i>Amanita caesarea</i> <i>Agaricus campestris</i> <i>Pholiota aff. lenta</i> <i>Cortinarius caerulescens</i> <i>Lactarius salmonicolor</i> <i>Lactarius vellereus</i> <i>Russula delicata</i> <i>Russula olivacea</i> <i>Boletus edulis</i>
"	"	"	Gasteromycetidae	Lycoperdales	Lycoperdaceae	Lycoperdon	<i>Lycoperdon pyriforme</i>

Según: Singer (1986) y Herrera y Ulloa (1990).

III-3.- IMPORTANCIA DE LOS HONGOS COMO INDICADORES DE LA CONTAMINACIÓN RADIACTIVA EN LOS ECOSISTEMAS BOSCOSOS.

Las vías de diferenciación bioquímica que la información genética permite en la mayoría de los géneros de hongos de vida libre y líquenes, conduce a una serie de sustancias comunes no sólo a nivel de principios inmediatos, sino de productos secundarios de su anabolismo tales como: alcaloides, esteroides, fenilpropanos, ligninas, cumarinas, flavonoides y taninos, entre otros compuestos químicos. Una gran parte de ellos, contienen anillos fenólicos en su molécula. En los hongos, la variedad de compuestos fenólicos, o derivados de fenoles, es aún superior a la que puede encontrarse en las fanerógamas (Vicente, 1975).

Con respecto a su biosíntesis, todas estas sustancias derivan del ácido sikímico (derivado fenólico precursor del ácido gálico), o del ácido acético. Con respecto a su función, actúan como fotorreceptores, debido a su categoría de pigmentos, así como transportadores de electrones y sobre todo como mecanismos de defensa con efectos antibióticos (Birkinshaw, 1965). La propiedad de los taninos de unirse a proteínas es la que los convierte en sustancias de defensa frente a invasiones bacterianas o fúngicas. Otro grupo de sustancias fenólicas, los flavonoides, generalmente se encuentran en la Naturaleza como glicósidos, estando la elección del azúcar y la forma de unión entre éste y el núcleo fenólico, bajo control genético. Algunas de estas sustancias dan coloración amarilla, anaranjada o azul, con el cloruro férrico, debido a la actividad quelante sobre cationes inorgánicos, propia de los ácidos fenólicos.

Dentro de la amplia gamma de acciones fisiológicas asignadas a ese tipo de sustancias, quizá la de mayor relevancia para el tema que nos ocupa, es su contribución a la nutrición mineral, basada en esa capacidad de quelación de cationes inorgánicos. Los hongos, toman de los sustratos en los que se desarrollan, las sales minerales necesarias para su nutrición, encontrándose en ellos, cantidades muy altas de ciertos cationes, como: zinc, níquel, cobalto, plomo, manganeso, plata, hierro, molibdeno o cobre (Vetter, *et al.*, 1997), así como un alto contenido de isótopos radiactivos (uranio, radio y cesio-137, entre otros), relacionándose el contenido de algunos de estos elementos y de los compuestos, antes mencionados, con el poder de acumulación de cationes inorgánicos (Shiraishi *et al.*, 1993).

En las asociaciones simbióticas, las plantas superiores actúan como proveedor del hongo de hidratos de carbono fotosintetizados en sus cloroplastos. El manitol, es el primer producto de fotofijación de dióxido de carbono (Vicente, 1975). Esta molécula, es un azúcar-alcohol, derivado del monosacárido manosa a través de una reacción de reducción, mediante hidrógeno gaseoso en presencia de catalizadores metálicos, o mediante enzimas específicas. En este proceso de reacciones fotoquímicas ligadas a cationes, el poder reductor y ATP (trifosfato de adenosina) necesarios, provienen de la energía liberada en la transferencia de electrones desde el agua a ciertos pigmentos. El agua, que actúa en este caso como donador externo de electrones, es fotolizada en una reacción que requiere cloruro y Mn^{2+} (Bulteman *et al.*, 1964)

La capacidad de absorción del cesio radiactivo por los hongos, estaría gobernada, por lo tanto, por procesos químicos, físicos y biológicos complejos, que son función de la naturaleza del sustrato, del ambiente físico y de cada especie de hongos. Las fructificaciones de algunas especies de hongos incorporan el Cs-137, presente en el suelo, de diferente manera aún dentro del mismo hábitat (Davis, 1963; Lucas y Perry, 1972; Whicker y Schultz, 1982). La gran extensión del micelio hacia el interior del suelo, hace que los macromicetos sean representativos de la contaminación de una gran superficie, por lo que su uso, como indicadores de contaminación radiactiva, es muy útil. La diferencia en la profundidad del micelio es una de las razones principales de la variación de la contaminación de las distintas especies. El contenido o la concentración de algunos de los compuestos químicos, ya mencionados, podría ser otra de las razones de la diferente cantidad de radionúclidos incorporados por cada especie de hongo, como sería el caso de la gran cantidad de manitol que se encuentra en la especie *Clavariadelphus truncatus* (Becker, 1989)

Varios autores estudiaron, ya en la década de 1960 a 1970, un enriquecimiento selectivo de Cs-137 en diferentes especies de hongos. Las concentraciones más altas de Cs-137 correspondieron a *Boletus edulis* y *Paxillus involutus*, mientras que la menor correspondió a *Agaricus campestris*. Estas observaciones llevaron a la conclusión de que las diferencias entre especies eran demasiado grandes para ser explicadas por el contenido de Cs-137 en los diferentes tipos de suelo y que estas diferencias se deberían, más bien, a las distintas condiciones de adsorción del cesio contenido en el suelo. También se propuso la hipótesis de que la selectividad observada se debía a la preferencia selectiva de los hongos por el potasio, que es su constituyente inorgánico principal (Kiefer y Maushart, 1965; Grueter, 1971)

Antes de que ocurriera el accidente de Chernobil, se consideraba a *Boletus edulis* como una especie que acumulaba cesio radiactivo. Sin embargo después del accidente dicha especie fue considerada, por varios autores, como no acumuladora (Mascanzoni, 1987; Guillitte *et al.*, 1990 a). Este cambio aparente en el comportamiento puede explicarse únicamente por la presencia de un micelio que se desarrolla a mayor profundidad que el de otras especies. Por tanto, la contaminación puede ser detectada durante un largo periodo dependiendo de la mayor o menor migración de los elementos radiactivos, desde la superficie, hacia las capas más profundas del suelo.

Después del accidente de Chernobil, se generó un renovado interés en el comportamiento del Cs-137 en los ecosistemas boscosos, reportándose concentraciones elevadas de dicho radionúclido en diferentes especies de hongos (Mascanzoni, 1987; Haselwandter, 1988; Mihok *et al.*, 1989; Giovani *et al.*, 1990; Rommelt *et al.*, 1990; Shutov *et al.*, 1996; Ban-nai *et al.*, 1997). Inmediatamente después del accidente pudo medirse el cociente Cs-134 / Cs-137, que fue diferente en los hongos que en otros tipos de alimentos y muy variable de unas especies de hongos a otras (Leising, 1986). El hecho de que se encontraran cocientes de Cs-137 / Cs-134 superiores a lo que cabría esperarse, en base a la vida media física de cada radionúclido, indicó que existía una contaminación radiactiva previa de Cs-137 en el suelo a consecuencia de las explosiones nucleares en la atmósfera (Giovani *et al.*, 1990)

Mascanzoni (1987) reportó en Suecia concentraciones de Cs-137 en diferentes especies de hongos que variaron entre 19 Bq kg⁻¹(p.h.) en *Agaricus arvensis*, 100 Bq kg⁻¹(p.h.) en *Boletus edulis*, 260 Bq kg⁻¹(p.h.) en *Lactarius* sp., 670 Bq kg⁻¹(p.h.) en *Russula* sp y 8000 Bq kg⁻¹(p.h.) en *Hygrophorus* sp.

Fraiture (1992) considera que los hongos con micelio superficial como los del género *Clitocybe*, son útiles para detectar la contaminación, inmediatamente después de un accidente. Sin embargo, las especies con micelio más profundo, como sería el caso de los boletaceos *Xerocomus badius*, *Tylopilus felleus*, *Boletus edulis*, pueden ser utilizadas como indicadores biológicos de una contaminación que haya ocurrido con anterioridad. Otras especies recomendadas como concentradoras de elementos radiactivos, aunque algunas no son comestibles, son la mayoría de las especies del género *Cortinarius*, del género *Dermocybe*, especialmente *D. cinnamomea* así como *Hygrophorus olivaceoalbus* y *H. pustulatus*, *Laccaria amethystina*, *L. laccata*, *Paxillus involutus*, *Rozites caperata*, *Tylopilus felleus* y *Xerocomus badius*. En la mayoría de estas especies se midieron concentraciones de Cs-137 de 10 000 Bq kg⁻¹ (p.s.). El valor más alto medido en Bélgica en 1987 fue el de *Cortinarius brunneus* (24 300 Bq kg⁻¹ (p.s.) (Fraiture *et al.*, 1990).

Los hongos han demostrado ser un indicador biológico muy eficiente para la detección y evaluación del fallout radiactivo, ya que cumplen con las características principales que debe cumplir un buen indicador biológico de contaminación (Phillips y Segar, 1986), como por ejemplo tener la cualidad de acumular al contaminante, ser sedentario, ser abundante en la región de estudio y tener factores de concentración lo suficientemente altos para que pueda hacerse el análisis directo de la muestra, sin que sea necesario concentrar el radionúclido, antes de su medida.

Algunos hongos comestibles silvestres representan el alimento con mayor contaminación radiactiva de los consumidos por el hombre, sobrepasando frecuentemente el valor normativo europeo de 1000 Bq kg⁻¹ (CAC, 1989). Los alimentos de origen silvestre (bayas y hongos entre otros), continuarán mostrando niveles relativamente altos de Cesio-137 durante las próximas décadas y es probable que sean la causa principal de las dosis internas en el futuro. La importancia práctica de la acumulación de Cs-137 en los hongos indica que un efecto biológico puede aumentar la cantidad de una sustancia potencialmente peligrosa muy por encima de los niveles normales. Esto es de particular importancia en el caso de los elementos transuránicos emisores α , como el Pu-239 y Pu-240 que son acumulados también por los hongos (Yamamoto *et al.*, 1995).

CAPITULO IV.- METODOLOGÍA.

IV-1.- SITIO

El Centro Nuclear de México (CNM), se encuentra localizado en el Municipio de Ocoyoacac, Estado de México (19° 17' 19" N ; 99° 22' 43" W) a una altitud promedio de 3000 msnm al sureste del eje neovolcánico transmexicano. El área del CNM es de 1.5 km² y en él hay varias instalaciones nucleares de investigación, como por ejemplo, un reactor nuclear TRIGA MARK III, un acelerador tandem, un irradiador gamma y varios laboratorios radioquímicos.

El CNM se encuentra en un pequeño valle rodeado de volcanes monogenéticos, perteneciente a la Región Natural de México denominada Provincia Lagos y Volcanes de Anáhuac de la zona templada. Los sistemas ecogeográficos con los que limita son el Chichinautzin-Las Cruces y el Tepozteco (UNAM, 1991).

Las rocas que afloran en la región, pertenecen a dos tipos: metavolcánicas y metasedimentarias; las primeras están constituidas por tobas, aglomerados y lavas de composición andesítica-dacítica-riolítica. Las segundas, compuestas de lutitas negras, aglomerados volcano-sedimentarios, areniscas y escasas calizas. El origen de estas rocas está asociado al vulcanismo submarino de ambiente eugeosinclinal, perteneciente al arco insular que estuvo activo en la costa del Pacífico, durante el Jurásico Superior y el Cretácico Inferior (Salas, 1988).

En base a las formaciones litológicas de la región, los suelos son homogéneos en su origen, jóvenes y profundos (más de 1 m de profundidad), de arcilla limosa, sin capas endurecidas ni acumulación de sílice, sulfatos, carbonatos o sodio, la pendiente promedio es del 6 % y su erodabilidad (susceptibilidad intrínseca a la erosión) es alta, siendo colapsables cuando se saturan con agua o cuando se producen movimientos sísmicos.

Según el sistema de clasificación de suelos FAO/UNESCO, modificado por el Instituto de Geografía de la UNAM (1991), los suelos que ocupan la mayor extensión, son de tipo Andosol. Dichos suelos se desarrollan a partir de materiales de origen volcánico reciente y tienen una baja densidad aparente, por lo menos en un horizonte de 50 cm de profundidad (ceniza volcánica, con horizonte úmbrico, mólico u ócrico, con ligera mineralización de la materia orgánica y una gran fijación de fósforo)

En los alrededores de la instalación, en el Cerro de Coatepec (CC), en los municipios de Ocoyoacac (MO) y en Santiago Tianguistengo (ST) y Xalatlaco (XA), indicados en la Figura 4 I B, que pertenecen a la misma Provincia y sistema ecogeográfico, los tipos de suelo más comunes son Andosol y Feozem, que se caracterizan por tener en la superficie una capa de color oscuro, rica en materia orgánica, ligeramente ácida y que soporta vegetación de bosque (UNAM, 1991).

El Cerro Coatepec (19 05' 16" N ; 99 40' 54" W) es conocido en la región como sitio donde los lugareños recolectan hongos cada temporada. Este sitio pertenece al municipio de

Xalatlaco y la mayor parte de los hongos que se expenden en el mercado de Santiago Tianguistengo y Xalatlaco son recolectados en este cerro.

El régimen de humedad en esta zona es ústico (la precipitación excede la evapotranspiración durante 6 a 9 meses). A lo largo de la estación seca (abril a junio) hay deficiencia de humedad y de vegetación en este tipo de suelos, pudiendo haber una ligera acumulación de bases (UNAM, 1992).

En la región de estudio el clima es semifrío con una temperatura promedio anual de 11 °C y una precipitación promedio de 1110 mm (de mediados de mayo a mediados de octubre). Los vientos predominantes son EN, NW y SW.

La vegetación potencial es de bosque de coníferas y encino: con *Pinus gregii*, *P. oocarpa*, *Abies religiosa*, *Juniperus monosperma* y *Quercus* sp. La cubierta orgánica está formada por agujas de pinos y abetos, líquenes y algunas especies de musgos. Diferentes especies de hongos comestibles se recolectan entre junio y octubre, cada año, asociados a la estación de lluvias. Entre las especies locales que fructifican en la zona boscosa de este sitio, se analizaron: *Helvella. crispa*, *H. elastica*, *H. lacunosa*, *Gomphus floccosus*, *Clavariadelphus truncatus*, *Ramaria botrytis*, *R. flava*, *R. stricta*, *Hygrophorus chrysodon*, *Clitocybe gibba*, *Lyophyllum decastes*, *Melanoleuca melaleuca*, *Amanita caesarea*, *Agaricus campestris*, *Pholiota aff. lenta*, *Cortinarius caeruleus*, *Lactarius salmonicolor*, *L. vellereus*, *Russula delicata*, *R. olivacea*, *Boletus edulis* y *Lycoperdon pyriforme*.

En los puntos de muestreo indicados en la Fig. 4.1 B se recolectaron muestras de hongos de las diferentes especies mencionadas, durante 1985 a 1997, de los mismos lugares del interior del CNM, con las que se formaron muestras compuestas anuales. A partir de 1993, se analizaron las diferentes especies de hongos recolectadas, en forma individual. También se recolectaron muestras de hongos en el Cerro de Coatepec y se compraron algunas muestras de las especies más abundantes de la región, en los mercados de Santiago Tianguistengo y Xalatlaco (Fig. 4.1 C).

IV-2.- METODOLOGÍA ESTADÍSTICA PARA VIGILANCIA RADIOLÓGICA AMBIENTAL

La concentración de radionúclidos provenientes de diferentes fuentes ambientales tiene grandes variaciones temporales y espaciales. La distribución de frecuencia de los datos obtenidos en vigilancia radiológica ambiental son, por lo general, distribuciones estadísticas que no necesariamente se ajustan a una distribución normal. El teorema del Límite Central establece que si se toman muestras al azar de tamaño N de una población no necesariamente normal, que tiene una media μ y una desviación estándar σ , la distribución de frecuencia de las muestras de media \bar{X} tomadas repetidamente, tiene una media μ y una desviación estándar σ/\sqrt{N} .

La aplicación de este teorema es independiente de la forma de la distribución de la población. También sugiere que el promedio (media) de cualquier conjunto de medidas radiológicas, junto con los intervalos de confianza asociados, puede estimarse a partir de una

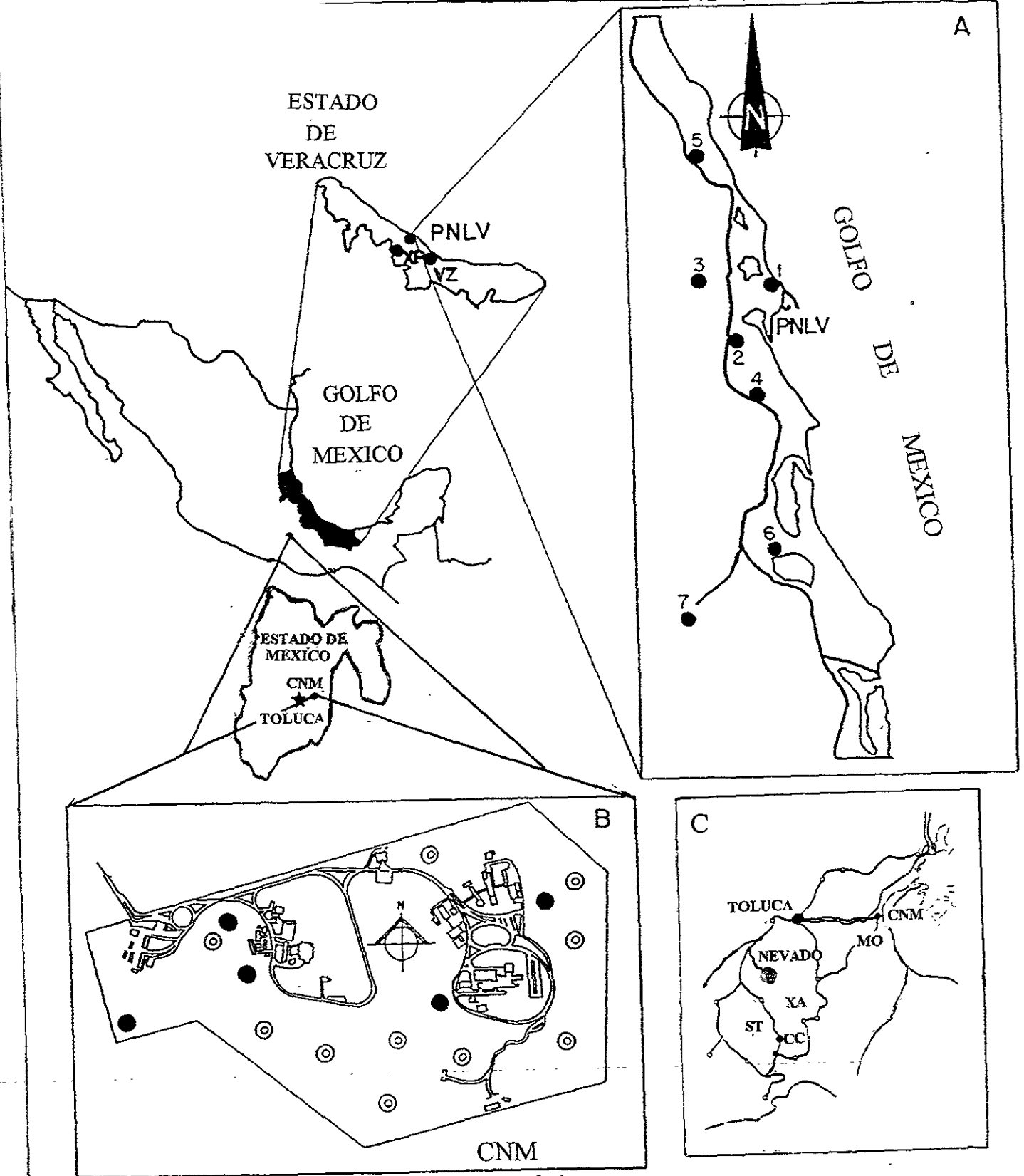


Fig. 4.1- Localización de los sitios y estaciones de muestreo. A) Estaciones 1 a 7 de monitoreo de partículas suspendidas en aire en un radio de 10 km de la PNLV. En la proyección de la parte superior izquierda se muestran las estaciones de referencia de Veracruz (VZ) y Xalapa (XP) a 60 y 70 km de la PNLV respectivamente. B) Estaciones de muestreo de partículas suspendidas en aire (●) y lugares de colecta de las muestras de hongos (⊙), en el CNM. En el recuadro inferior de la derecha se indica la ubicación del Municipio de Ocoyoacac (MO), del Cerro Coatepec (CC), de Santiago Tianguistengo (ST) y de Xalatlaco (XA) en el Estado de México

muestra al azar de tamaño N, donde N es pequeña comparada con el tamaño de la población. Leggett *et al.* (1978), sugieren utilizar N=30 para el caso de la vigilancia radiológica ambiental, con la finalidad de obtener una buena estimación de la media de la población. Para comprobar si el promedio de N medidas radiológicas ha sido adecuadamente aproximado, se aplica la siguiente prueba: se calcula el promedio (X) y la desviación estándar (s), de las N medidas y la aproximación del promedio se considera adecuado si.

$$t(N) s/\sqrt{N} < 0.25 X$$

donde:

t(N) es el valor teórico de la distribución t asociado con el número de medidas N y el 90% del límite de confianza. Para N > 30, t(N) es aproximadamente 1.7.

En los programas de vigilancia vigentes se tienen estandarizados los métodos de muestreo con este criterio, siguiendo las normas preestablecidas tanto internacionales (ICRP 1985) como nacionales (NOM-012-STPS-1993).

IV-3.- MUESTREO Y ANÁLISIS DE RADIATIVIDAD EN PARTÍCULAS SUSPENDIDAS EN AIRE (FILTROS).

Este tipo de muestreo, se realizó en los dos sitios ya mencionados: Planta Nuclear Laguna Verde (PNLV) y Centro Nuclear de México (CNM).

En la PNLV, las muestras de partículas suspendidas en aire se obtuvieron filtrando 50 L min⁻¹ de aire, con un muestreador de bajo volumen Hi-Q (Environmental Products Company), a través de filtros de fibra de vidrio Whatman EPM-2000 de 5 cm de diámetro y 0.3 µm de diámetro del poro. El muestreo se lleva a cabo continuamente durante 7 días en cada punto de muestreo, para alcanzar un volumen de aire de 500 m³.

Para el análisis de radiactividad beta total, los filtros se analizan cada semana, 72 horas después del muestreo, con el fin de que los descendientes radiactivos de vida media corta del radón ambiental, decaigan y no enmascaren a los radionúclidos ambientales de vida media más larga, pero con niveles muy bajos de actividad

Para el análisis de los emisores gamma en los mismos filtros, se preparan muestras compuestas trimestrales, combinando los filtros semanales obtenidos durante tres meses, debido a que las concentraciones de actividad son, en general, extremadamente bajas y de esta manera mejora la exactitud de la medida. Cabe mencionar que de los resultados presentados en este trabajo, los filtros analizados durante dos semanas del mes de mayo y una del mes de junio de 1986, se hicieron sólo con los filtros semanales, para obtener la contribución debida al accidente de Chernobil. En esa ocasión la actividad fue suficientemente alta para ser detectada sin hacer muestras compuestas.

Las determinaciones de actividad beta total se llevaron a cabo con un detector de bajo fondo Tennelec LB-5100. La calibración se realizó con una fuente de Sr-90. La eficiencia de la determinación fue de 31% con una ventana de 2.5 cm a 1560 volts; el tiempo de análisis fue de 5400 s por muestra y la concentración mínima detectable (CMD) fue de $21.4 \mu\text{Bq m}^{-3}$

Los análisis por espectrometría gamma en los filtros de la PNLV, se hicieron utilizando un detector de germanio hiperpuro (HPGe) de 66 cm^3 , con 13% de eficiencia relativa y una resolución de 2.2 keV, para el pico de 1.332 MeV del Co-60. El sistema se calibró utilizando un patrón constituido por una mezcla de radionúclido con actividades conocidas. El tiempo de análisis fue de 25 000 s para cada muestra.

En el CNM, el muestreo de aire se llevó a cabo con muestreadores de alto volumen, de la marca Atomic Products Corporation, Modelo 086-010. Los filtros utilizados fueron de celulosa de $22.9 \times 15 \text{ cm}$. El flujo de aire fue de $1.6 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$ durante 40 horas semanales. Los filtros semanales se cortaron para que se adaptaran a la geometría de medida del detector (cajitas de polietileno circulares de 5 cm de diámetro). El detector utilizado para la medida de actividad beta total, fue un detector proporcional Tennelec LB-2060. La calibración se llevó a cabo con un patrón de Sr-90. La eficiencia del detector fue de 31% y el voltaje de operación de 1300 volts. La CMD varió de 600 a $20 \mu\text{Bq m}^{-3}$ de 1986 a 1992 y el tiempo de análisis fue de 2400 s por muestra.

Los análisis por espectrometría gamma de los filtros mostraron por lo general, valores inferiores a la CMD.

IV-4 - PREPARACIÓN DE MUESTRAS DEL CNM Y ALREDEDORES PARA ANÁLISIS POR ESPECTROMETRÍA GAMMA

- Hongos.

De junio a octubre, se recolectaron las fructificaciones adultas de hongos, debido a que la concentración de cesio disminuye en los especímenes viejos, por la pérdida de impermeabilidad de la pared celular. En los ejemplares jóvenes, el contenido de cesio es menor que en las fructificaciones adultas, por lo que estos deben evitarse. Se toman las características de los biotopos donde son recolectados los hongos, tales como: tipo de árbol cercano al que crecen los hongos y situación de las fructificaciones en relación a la cobertura del bosque.

Se recolectan entre 4 y 5 kg de cada especie de hongos que crecen en el área de estudio. Se registra el número de ejemplares y el peso total muestreado para cada especie (peso húmedo (p.h.)). Con todos los ejemplares recolectados se forma una muestra compuesta anual. Ésta se prepara mezclando todas las especies y tratando de conservar la misma proporción relativa en peso de cada una de ellas, para que la muestra anual sea representativa. A partir de 1993, el análisis por espectrometría gamma se hizo por especie en forma individual,

colectándose el número de ejemplares necesario, para obtener una muestra de 500 g (p.s.) o de 40 g (p.s.), según la geometría de análisis que se fuera a utilizar.

Las muestras, se secan a 125°C durante 48 horas o hasta peso constante, no debiendo secarse a temperaturas mayores de 350° C, ya que el Cs-137 se volatiliza a temperaturas cercanas a los 400° C. El peso seco (p.s) de cada tipo de muestra se registra para calcular, posteriormente, la pérdida de agua en el proceso de secado, que puede ser diferente para cada especie, o para cada muestra compuesta anual. Posteriormente las muestras se muele en un molino Wiley, con malla de 1 mm. A cada muestra se le determina el factor de humedad. Para cualquier tipo de muestra, dicho factor puede expresarse de la siguiente manera:

$$F_h = (p.s.) / (p.h.)$$

donde:

F_h es el factor de transformación a peso seco, a partir del peso húmedo

(p.s.), es el peso seco de la muestra y (p.h.), es el peso húmedo de la muestra.

Si la cantidad de muestra seca y molida es suficiente, se tomará una alícuota de 450 g y se colocará en un Marinelli de 500 cm³; en caso contrario se utilizará una alícuota de 40 g aproximadamente, con la que se llena una cajita circular de polietileno de 5.5 cm de diámetro (geometría de cartucho) (EML, 1992).

- Suelo.

Se toman muestras de 2.5 kg de los primeros cinco centímetros del suelo, con un nucleador de 7 cm de diámetro, obteniéndose una muestra que corresponde a una superficie total de 279 cm², las muestras se toman de los mismos sitios donde crecen los hongos y se secan a 75°C durante 24 horas para cernirse posteriormente en cribas con una abertura de malla de 0.5 mm (EML, 1992). Se calcula para cada muestra el factor de humedad siguiendo el mismo procedimiento descrito anteriormente; en este tipo de muestras el cociente F_h es bastante homogéneo, teniendo un valor promedio de 0.6. El pH de las muestras de suelo se midió con un medidor Orion Research, modelo 701-A. El contenido de materia orgánica fue determinado por el método Walkley-Black (NOM-AA-21-1985) el cual se basa en la oxidación de la muestra con ácido crómico en presencia de H₂SO₄. El contenido de K, Na, Ca, Mg, Mn y Zn se determinó por espectrometría de absorción atómica utilizando un equipo Perkin Elmer modelo 5000.

utilizan blindajes de plomo (10 cm), cobre (0.25 cm), aluminio (0.5 cm) y plástico (1 cm) (Fig. 4.2).

El espectrómetro debe calibrarse en energía y eficiencia. Los picos de radiación gamma utilizados son: 662 keV para Cs-137; 1461 keV para K-40 y 186.2 keV para el Ra-226. Debido a la interferencia del pico de 185.7 keV del U-235, se deben hacer medidas indirectas de Bi-214 y Pb-214 para la determinación del Ra-226 (Canet y Jacquemin, 1990, Gaso *et al.*, 1995). El tiempo de medida variará entre 1000 y 60 000 s dependiendo de la concentración del radionúclido en la muestra. Las calibraciones de eficiencia del detector para las diferentes geometrías utilizadas en la medida (Marinelli o cartucho), se llevan a cabo con patrones certificados, usando fuentes de Am-241 (59.5 keV), Co-57 (122.06 y 136.5 keV), Cs-137 (661.66 keV), Na-22 (511 y 1274.5 keV) y Co-60 (1176.24 y 1332.5 keV).

La eficiencia relativa y la resolución son del 11 % y de 2.5 keV respectivamente, para los fotones de 1.332 MeV del Co-60 (Quintero *et al.*, 1996). Las CMD en el laboratorio con un tiempo de medida de 60 000 s son de 1 Bq kg⁻¹ (p.s.) para el Cs-137, 30 Bq kg⁻¹ (p.s.) para el K-40 y 15 Bq kg⁻¹ (p.s.) para el Ra-226.

El cálculo de la actividad de cada radionúclido presente en las muestras en Bq kg⁻¹ (p.s.), es función del área de los fotopicos que presenta el espectro.

La actividad de la muestra se calcula con la siguiente ecuación :

$$A = (C_m - C_f) / (t_c) (E_f) (\gamma) (P)$$

donde,

C_m es el número de cuentas bajo el pico del radionúclido de interés en la muestra

C_f es el número de cuentas del fondo natural

t_c es el tiempo de medida en segundos

E_f es la eficiencia del detector para el radionúclido de interés

γ es la probabilidad de decaimientos por emisión gamma y

P es el peso seco de la muestra en kg.

Si se quiere expresar la actividad de la muestra en peso húmedo, bastará multiplicar $A \times F_h$

El análisis de concentración de actividad en muestras ambientales requiere cierto tratamiento especial. Los valores de radiactividad son en general muy bajos y la estadística de análisis puede presentar muchas desviaciones. Para que los datos sean confiables se requiere que el error estadístico del análisis de actividad por espectrometría gamma, sea el menor posible. Dicho error dependerá entre otros factores de la actividad a medir y del tiempo de análisis (IAEA, 1989). Para lograr errores de análisis entre 6 y 15 % se tiene estipulado en el laboratorio un tiempo de análisis mínimo de 60 000 s por muestra ya que la actividad de Cs-137 de las muestras de hongos en el CNM y alrededores varía en un rango aproximado de entre 2 y 1000 Bq kg⁻¹ (p.s.) (Gaso *et al.*, 1996).

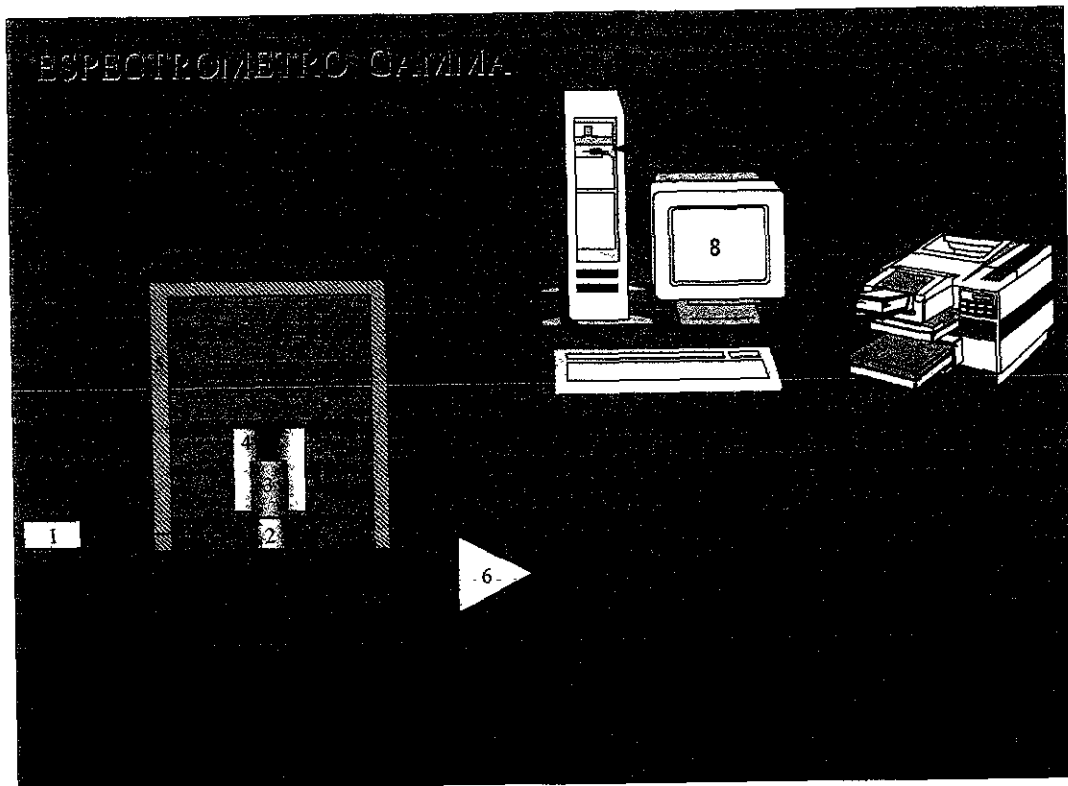
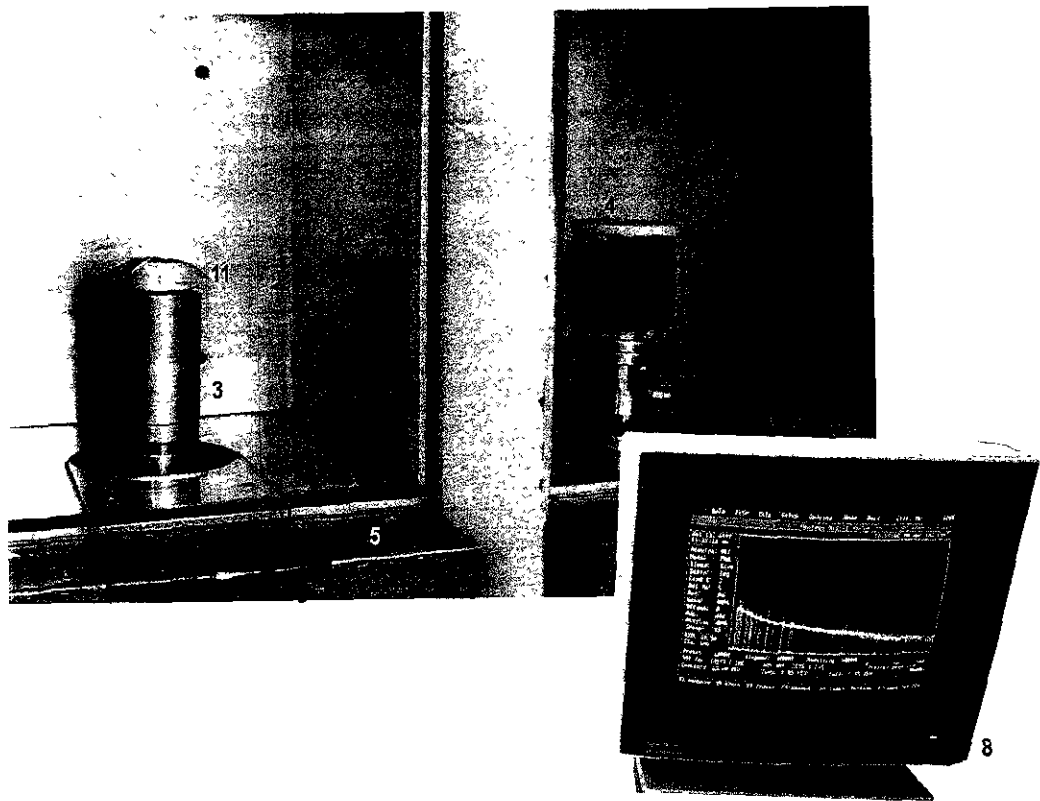


Fig. 4.2.- Sistema de detección gamma para muestras ambientales

IV-6.- CÁLCULO DEL COCIENTE DE CONCENTRACIÓN (RC) Y DEL COEFICIENTE DE TRANSFERENCIA AGREGADO (CTA)

El cociente de concentración (RC), es decir la concentración de un elemento en la planta (p.s.) dividida entre la concentración del mismo elemento en el suelo (p.s.), puede ser utilizado tanto para elementos no radiactivos, como para isótopos radiactivos. Esta relación de concentración tiene una distribución lognormal. Debido a ello, la utilización de la media geométrica (MG) y la desviación estándar geométrica (DSG), son parámetros apropiados para el manejo de los datos (Sheppard and Evenden, 1997). En general, el factor de transferencia (FT) suelo-planta se expresa como el cociente entre la actividad (Bq kg^{-1} (p.s.)) de la parte comestible de la planta y la actividad (Bq kg^{-1} (p.s.)) de los primeros centímetros del suelo.

Según las recomendaciones del Organismo Internacional de Energía Atómica (IAEA, 1994a) y con el fin de calcular el coeficiente agregado de transferencia (CTA), el cual se expresa en ($\text{m}^2 \text{ kg}^{-1}$), deberá relacionarse la concentración de actividad de Cs-137 en el producto alimenticio fresco (Bq kg^{-1}), con la actividad superficial de dicho radionúclido en el suelo (Bq m^{-2}). De esta manera el CTA caracteriza la migración del cesio desde el suelo, hasta los productos comestibles de los bosques y nos permite calcular la dosis debida a la ingestión del producto fresco.

IV-7.- CÁLCULO DE DOSIS

El impacto potencial del aumento en la concentración de cualquier radionúclido en el ambiente, se estima a partir de la dosis que reciben los organismos. Se define un grupo crítico de población, como aquél que vive continuamente en el punto más cercano posible a una instalación nuclear y que come y bebe solamente productos locales

La ecuación general utilizada para el cálculo de la dosis equivalente efectiva anual que recibiría una persona, considerando la incorporación interna por ingestión de alimentos contaminados, es la siguiente.

$$H_{Ei p} = (C_{i p}) (U_p) (H^*_{Ei p})$$

donde

$H_{Ei p}$ es la dosis equivalente efectiva anual asociada al alimento p y al isótopo i.
Se expresa en Sievert / año (Sv a^{-1})

$C_{i p}$ es la concentración del isótopo i en el alimento p. Se expresa en Becquerel / kilogramo (Bq kg^{-1})

U_p es la cantidad anual ingerida del alimento p. Se expresa en kilogramo / año (kg a^{-1})

$H^*_{E,p}$ es el factor de conversión de dosis por unidad de actividad incorporada. Se expresa en Sievert / Becquerel (Sv Bq^{-1})

Para calcular la dosis equivalente efectiva anual (E), debida a la incorporación interna por la ingestión de Cs-137 proveniente de las diferentes especies de hongos, se utilizó la ecuación propuesta por Shutov *et al.* (1996):

$$E = 365 (q) (d_k) (\sigma)$$

donde:

$$q = (\text{CTA}) (\text{consumo}) (k)$$

E es la dosis equivalente efectiva anual asociada a cada especie de hongo. Se expresa en (Sv a^{-1}).

q es la incorporación diaria del radionúclido de interés. Se expresa en metros cuadrados / día ($\text{m}^2 \text{d}^{-1}$)

d_k es el factor de dosis por unidad de actividad incorporada, que en el caso del Cs-137 es de 1.3×10^{-8} (Sv Bq^{-1})(ICRP, 1989).

σ es la actividad superficial del radionúclido en el suelo. Se expresa en Becquerel / metro cuadrado (Bq m^{-2})

CTA es el coeficiente de transferencia agregado. Se expresa en metros cuadrados / kilogramo ($\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$)

consumo es el consumo diario de hongos silvestres, por persona, que se estima es de 28 gramos / día (g d^{-1}) (Shutov *et al.*, 1996).

k es el factor de retención del Cs-137 en el alimento cocinado, el cual se considera que es de 0.5 (IAEA, 1994a).

CAPITULO V.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

V 1.- CONTENIDO DE Cs-137 Y K-40 EN MUESTRAS DE SUELO DEL CNM Y SU ENTORNO

En los dos tipos de muestras de suelo analizadas, CNM y cerro de Coatepec, las características físico-químicas mostraron un pH promedio de 6. El contenido de algunos elementos en dichas muestras fue el siguiente: K, 5.2 mg g⁻¹; Na, 24 mg g⁻¹, Ca, 30 mg g⁻¹; Mg, 14 mg g⁻¹, Mn, 0.6 mg g⁻¹; y Zn, 0.09 mg g⁻¹. El contenido de materia orgánica y de potasio intercambiable en las muestras de suelo del CNM fue de 7 % y 0.49 meq 100 g⁻¹ respectivamente, mientras que en las del cerro de Coatepec fue del 15 % y de 0.97 meq 100 g⁻¹. La densidad del suelo varió entre 0.60 y 0.70 g cm⁻³.

La actividad específica promedio anual de Cs-137 y K-40 de las muestras de suelo del CNM y de los puntos aledaños, se muestra en la Tabla 5-1. Las actividades específicas de Cs-137 y K-40 (p.s) para las muestras de suelo en las que crecen las diferentes especies de hongos, se indican en la Tabla 5-2. La actividad superficial en suelo (Bq m⁻²) para esas mismas muestras, aparece en la Tabla 5-3.

Cabe mencionar que algunos valores de esta tabla fueron calculados con los promedios anuales de concentración de Cs-137 y K-40 en suelo del CNM, debido a que se empezó a muestrear suelo en el cerro de Coatepec, a partir de 1995. Cuando no se dispone de datos de Cs-137 o K-40 en alguna muestra de suelo, se toma el valor promedio del lugar y año correspondiente, debido a que no se han observado diferencias significativas entre los suelos de los dos sitios en el periodo estudiado.

La actividad específica promedio de Cs-137, en muestras de suelo de donde se recolectaron las diferentes especies de hongos, desde 1993 hasta 1997, en el CNM y en el cerro de Coatepec, fue de 1584 ± 3.76 Bq kg⁻¹ (p.s), siendo el valor mínimo de 8.20 y el máximo de 2950 Bq kg⁻¹ (p.s). La concentración de actividad para el K-40 presentó un valor promedio de 19178 ± 30.76 Bq kg⁻¹ (p.s), con variaciones en un rango de 111 y 295 Bq kg⁻¹ (p.s).

La actividad superficial promedio de Cs-137 en estas muestras, fue de 1247 ± 295 Bq m⁻² (p.s), variando en un rango de 646 a 2323 Bq m⁻² (p.s). Con respecto al K-40, la actividad superficial promedio fue de 15101 ± 2422 Bq m⁻² (p.s), variando entre 8740 y 23228 Bq m⁻² (p.s). Los valores de Cs-137 en el suelo de la zona estudiada fueron ligeramente menores a los niveles base de Cs-137 en suelos reportados en Canadá, el Reino Unido y Alemania cuyos valores fueron: 2110 ± 423 Bq m⁻² (p.s.) (Suherland y de Jong, 1990), 2500 Bq m⁻² (p.s.), (Walling y Quine, 1991) y 3580 ± 790 Bq m⁻² (p.s.) (Bunzl y Kracke, 1988) respectivamente.

En Europa, después del accidente de Chernobil, los valores de Cs-137 reportados por Andolina y Guillitte (1990) y Rommelt *et al.* (1990), fueron mucho más altos que los encontrados por nosotros; sin embargo, se encuentran dentro del rango reportado por Yoshida y Muramatsu (1994a,b), que fue de < 0.6 a 175 Bq kg⁻¹ (p.s.), con un valor

Tabla 5.1.- Concentraciones promedio de Cs-137 y K-40 en muestras de suelo colectadas en el Centro Nuclear de México (CNM) y en el Cerro Coatepec (CC).

LOCALIZACIÓN	AÑO	No. DE MUESTRAS	Cs-137 Bq kg ⁻¹ (p.s.)	K-40 Bq kg ⁻¹ (p.s.)
CNM	1992	6	13.0 ± 5.3	163.8 ± 23.7
CNM	1993	9	15.3 ± 5.3	202.8 ± 19.1
CNM	1994	9	14.1 ± 7.5.	171.5 ± 20.9
CC	1994	5	14.7 ± 6.2	163.1 ± 20.1
CNM	1995	12	19.7 ± 5.8	166.4 ± 46.3
CC	1995	5	12.7 ± 3.2.	208.7 ± 59.1
CNM	1996	11	16.0 ± 6.6	177.5 ± 30.2
CC	1996	1	12.0 ± 6.0	213.0 ± 6.0
CNM	1997	8	16.1 ± 7.2	210.1 ± 50.0

encontrados por nosotros; sin embargo, se encuentran dentro del rango reportado por Yoshida y Muramatsu (1994a,b), que fue de < 0.6 a 175 Bq kg^{-1} (p.s.), con un valor promedio de 33.65 Bq kg^{-1} (p.s.) Estos últimos autores tomaron muestras a profundidades desde 0 hasta 30 cm, durante 1989-1990, observando que las concentraciones más altas de Cs-137, se encontraban en la capa del suelo de 0-5 cm y que la concentración de dicho radionúclido disminuía notablemente con la profundidad, mientras que las concentraciones de K-40 en los perfiles de suelo eran relativamente constantes o incluso superiores, en las capas más profundas del suelo. Los autores concluyeron que el radiocesio depositado en los bosques japoneses debido al fallout de las pruebas nucleares había sido acumulado en la capa del suelo desde 0 hasta 5 cm. Esto reafirma el hecho de que el cesio es retenido mucho más eficientemente que el potasio, por la materia orgánica y los minerales arcillosos del suelo (Auerbach, 1987; Clint *et al.*, 1990). Algunos componentes inorgánicos del suelo, especialmente las arcillas, tienen una gran capacidad de adsorber y retener el cesio (Anderson y Roed, 1994). Así, cantidades pequeñas de minerales, especialmente los aluminosilicatos, pueden restringir la movilidad del radiocesio en suelos orgánicos (Mackenzie *et al.*, 1997)

Sin embargo, de 1950 a 1960, las mayores concentraciones de Cs-137 en los perfiles de suelo de los bosques japoneses, se encontraron en la superficie o capa orgánica del suelo, debido al fallout producido en las pruebas nucleares (Yamagata *et al.*, 1969). Otros autores (Tobler *et al.*, 1988; Belli *et al.*, 1990; Rommelt *et al.*, 1990) midieron también las concentraciones más altas de Cs-137 en la capa orgánica del suelo de los bosques europeos después del accidente de Chernobil, lo cual sugería un fallout reciente a consecuencia del accidente.

Existen pocos reportes de actividad de Cs-137 en suelos tropicales. García Oliva *et al.* (1995) midieron la concentración de Cs-137 en suelo de bosques caducifolios y en los pastos de una localidad de la Costa del Pacífico mexicano a diferentes profundidades, encontrando que la máxima concentración de radiocesio está en los primeros 10 cm. Ellos reportan que la actividad superficial de Cs-137 en muestreos de suelo de ese tipo de bosques, presentó valores comprendidos en un rango de 1 a 9.2 Bq kg^{-1} (p.s.), estando correlacionados, dichos valores, con el contenido de materia orgánica del suelo.

La desviación reportada por estos autores concuerda con el hecho bien conocido de que la distribución del Cs-137 depositado en el suelo puede variar en un amplio rango en áreas relativamente pequeñas, dependiendo, tanto de factores meteorológicos (Salazar *et al.*, 1994), como de la topografía y el contenido de materia orgánica (Van Bergeijk *et al.*, 1992; Shimmack y Bunzl, 1992; O'Loughlin, 1986)

Se ha demostrado que los árboles, pastos, matorrales y los hongos, interceptan una fracción de los radionúclidos depositados, denominada fracción de intercepción (*f*). La fracción depositada en el suelo de los bosques es muy heterogénea, debido a la estructura de la copa de los árboles y a las variaciones estacionales, siendo (*f*) mucho menor en los árboles de hoja caduca, que en las coníferas (Guillite *et al.*, 1990a; Schell *et al.*, 1996).

La transferencia del cesio, desde el suelo hasta los diferentes tipos de plantas, según Nielsen y Strandberg (1988) depende de varios factores tales como la textura del suelo, la mineralogía, el porcentaje de arcilla, el contenido de materia orgánica del suelo, el pH y el contenido de cationes solubles e intercambiables.

Si el cesio se comporta de manera similar a los elementos del Grupo 1, tal como el potasio, puede ser conservado y retenido en la biomasa de los hongos del suelo, especialmente en los suelos con alto contenido de materia orgánica. Existe poca información sobre las concentraciones ambientales de cesio no radiactivo en suelos, pero se estima que el rango de este elemento en ellos es de 0.3 a 26 mg kg⁻¹, encontrándose los niveles más altos en la superficie de los suelos boscosos (Wedepohl, 1974) y que en 1 m² de suelo, a una profundidad de 5 cm, hay aproximadamente 208 μmol de cesio disponible (Dighton *et al.*, 1991).

La tasa de reciclaje del Cs-137 es mayor en los ambientes en los que se suceden ciclos de sequía y de humedad. En los ecosistemas boscosos es necesario que transcurran varias décadas para que el flujo y reciclaje de radionúclidos alcance el equilibrio, pudiendo ser alterado este lento proceso por las actividades humanas o de animales, así como por cambios estacionales.

V 2.- CONCENTRACIÓN DE ACTIVIDAD DE Cs-137 Y K-40 EN MUESTRAS DE HONGOS COMESTIBLES SILVESTRES DEL CNM Y SU ENTORNO

Los resultados de las concentraciones de actividad de Cs-137 y de K-40 en las muestras compuestas anuales de hongos comestibles silvestres del CNM, durante el periodo de 1985 a 1997, se muestra en la Figura 5-1. Las muestras compuestas, como ya se mencionó, se preparan cada año, mezclando todas las especies recolectadas y tratando de conservar la misma proporción relativa en peso, de cada una de ellas, para que la muestra anual sea representativa. Sin embargo, hay variaciones anuales con respecto a la abundancia de ciertas especies, ya que se ha observado que algunas de ellas no fructifican todos los años.

El valor promedio de la concentración de Cs-137, sin tomar en cuenta el correspondiente a la muestra de 1986, fue de 69.25 ± 15 Bq kg⁻¹(p.s). Se observó un incremento en 1986, mayor de $X \pm 2\sigma$, el cual se atribuye al accidente de Chernobil (Salazar *et al.*, 1994). Estos resultados, indican que los niveles de radiocesio en los hongos mexicanos son mucho menores que los reportados por otros autores en Europa (Rantavaara, 1987; Randa *et al.*, 1990; Mascanzoni, 1990; Fraiture, 1992), quienes señalaron que el incremento de contaminación radiactiva en la biosfera, después del accidente de Chernobil, provocó también un incremento en el contenido de cesio radiactivo en los hongos comestibles silvestres del centro y norte de Europa.

Dichos autores reportaron en 1986 concentraciones de Cs-137, que excedían frecuentemente los 8000 Bq kg⁻¹(p.s) en Suecia, Checoslovaquia y Bélgica, aunque la variación del contenido de radiocesio fue muy grande, dependiendo de la especie de hongo en la que fuera medido. Por otro lado, Shiraishi *et al.* (1993) reportaron concentraciones de Cs-137 de 614 ± 2 Bq kg⁻¹ (peso cocinado), en muestras de hongos colectados en Ucrania en 1988.

Algunos autores japoneses (Muramatsu *et al.*, 1991, Yoshida y Muramatsu, 1994b, Yoshida *et al.*, 1994; Ban-nai *et al.*, 1997) han reportado concentraciones promedio de Cs-137 de 293

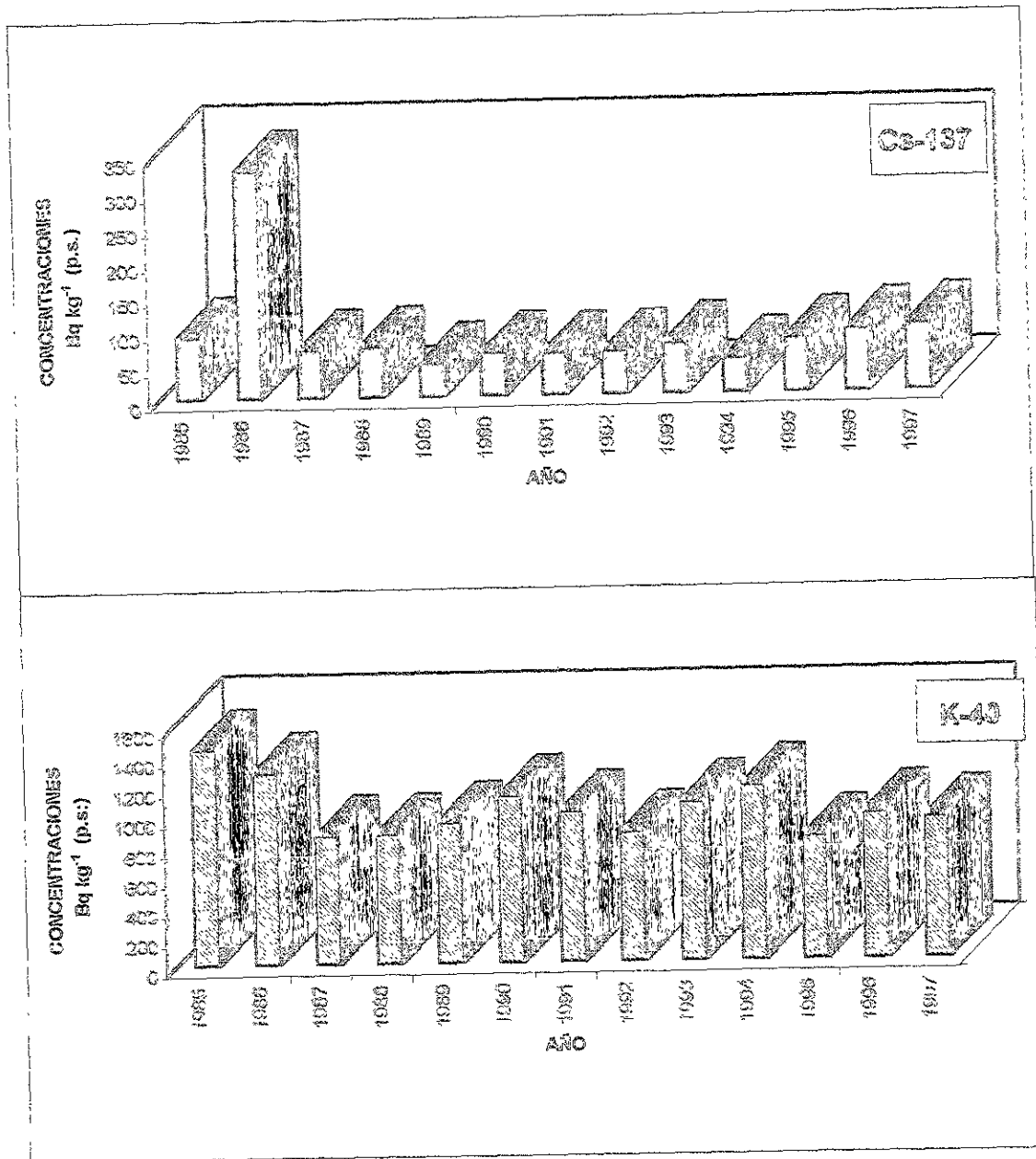


FIG. 5.1 .- Concentraciones de Cs-137 y K-40 en muestras compuestas anuales de hongos, recolectados en el CNM.

Bq kg⁻¹ (p.s.) en muestras de 117 especies de hongos, colectadas durante 1991, en diferentes bosques de Japón. Debido al amplio rango de valores encontrados para las diferentes especies, dichos autores reportaron como valor de la mediana 72.5 Bq kg⁻¹ (p.s.), el cual fue ligeramente superior al de 1989 (41 Bq kg⁻¹(p.s.)) y 1990 (60.4 Bq kg⁻¹ (p.s.)) Considerando el conjunto de valores correspondientes a las 124 especies de hongos colectados por los colegas japoneses durante 1989 a 1991, el valor de la mediana fue de 53 Bq kg⁻¹ (p.s.), concluyendo que el Cs-137 medido en esas muestras de hongos, se originó principalmente por el fallout proveniente de las pruebas nucleares, particularmente durante 1950 a 1960. Estos valores fueron similares al promedio de la concentración de Cs-137 de las muestras anuales de hongos colectados en los bosques mexicanos del CNM (69.25 ± 15 Bq kg⁻¹ (p.s.)).

El Cs-134, originado en el accidente de Chernobil y medido por Yoshida y Muramatsu (1994), solamente pudo ser detectado en 11 muestras de las 117 especies de hongos recolectadas durante 1991, con un valor promedio de 16.8±8.5 Bq kg⁻¹ (p.s.), debido a que tiene una vida media menor (2 años) que el Cs-137 (30 años).

Desafortunadamente, aunque se disponía de muestras individuales de las diferentes especies de hongos, recolectadas en el CNM desde 1985, las condiciones de la instrumentación nuclear en el laboratorio, no nos permitieron hacer el análisis mediante espectrometría gamma de dichas muestras, sino hasta 1992. Además fue necesario mezclar las diferentes muestras de cada especie recolectadas en un mismo año, para obtener una muestra compuesta anual de 500 g (p.s.), debido a que la geometría de medida, utilizada en aquella época en el laboratorio, para el análisis por espectrometría gamma, era la de Marinelli de 500 cm³. Por esta razón, tampoco nos fue posible detectar en las muestras, el Cs-134.

El valor promedio de la concentración de K-40 en las muestras compuestas anuales de hongos del CNM, fue de 1020.62 ± 185 Bq kg⁻¹(p.s.), siendo menos variable que los valores de Cs-137. Todos los valores fueron inferiores a $X \pm 2\sigma$ en el periodo, y comparables a los valores reportados previamente como típicos de la incorporación de potasio por los hongos. Efectivamente, diferentes valores de concentración de K-40 en suelo no parecen influir en la incorporación de K-40 por los hongos. Giovanni *et al.*, (1990) reportaron una incorporación promedio de K-40 por macromicetos de 1030 ± 149 Bq kg⁻¹ (p.s.), para hongos que crecen en suelos con concentraciones de K-40 en un rango de 105 a 905 Bq kg⁻¹ (p.s.), lo cual concuerda con los datos del presente trabajo, ya que el promedio del contenido de K-40 en suelo del CNM fue de 191 78 ± 30.76 Bq kg⁻¹ (p.s.).

La concentración promedio de K-40 medida por Yoshida y Muramatsu (1994), en las muestras de diferentes especies de hongos japoneses colectados durante 1989 y 1990, fue de 1090 Bq kg⁻¹ (p.s.); estos autores reportaron una concentración promedio de K-40, en suelos de tipo andosol y bosques de pino, de 192.50 Bq kg⁻¹ (p.s.), a una profundidad de 0-5 cm. La biodisponibilidad de cualquier radionúclido, más que su concentración, es uno de los factores importantes en la incorporación por los hongos, la cual depende de la composición química del suelo, la topografía local, la forma química del radionúclido, la biomasa y las variaciones fisiológicas entre especies.

A partir de 1993 se inició dentro de los límites del CNM y en otras localidades aledañas la determinación del contenido de Cs-137 y K-40 para cada especie de hongo (Gasó *et al.*,

1996), obteniéndose cada año no sólo las concentraciones de actividad de la muestra compuesta, sino las de cada especie de hongo comestible. La actividad específica de Cs-137 y K-40 de las 67 muestras pertenecientes a 22 especies de hongos recolectadas durante 1993-1997, se muestran en las Tablas 5.2 y 5.3

Las concentraciones de actividad de Cs-137 en las muestras de hongos fluctúan en un amplio rango (2 - 1357 Bq kg⁻¹ (p.s.)) La concentración más alta se encontró en *Clavariadelphus truncatus* y la menor en *Agaricus campestris*. Las especies *Gomphus floccosus* y *Cortinarius caerulescens* también presentaron concentraciones promedio altas con respecto a las otras especies analizadas (244.56 y 230.25 Bq kg⁻¹ (p.s.) respectivamente). *Clavariadelphus truncatus* y *Gomphus floccosus* son abundantes en el ecosistema estudiado y ambas pertenecen al orden Aphyllophorales. Las especies pertenecientes a este orden son, en su mayoría, saprobias en suelo, madera y hojarasca, pero algunas son parásitas de árboles (Ulloa y Hanlin, 1978). El género *Clavariadelphus* comprende hongos terrícolas, de forma clavada, las especies hasta ahora conocidas son comestibles y probablemente micorrizógenas, entre las cuales dos de las más comunes son: *Clavariadelphus pistillaris*, frecuente en bosques de encinos y subtropicales y *C. truncatus* que se desarrolla en bosques de abetos y de encinos (Ulloa y Herrera, 1994) *Clavariadelphus truncatus* ha sido reportada como escasa en Europa, encontrándose solamente en el sur de Francia (Becker, 1989).

Otra especie que tuvo una concentración de Cs-137 elevada fue *Lyophyllum decastes* (233 Bq kg⁻¹ (p.s.)), la cual pertenece a una muestra comprada en Santiago Tianguistengo (ST) en 1997. Algunas de las muestras recolectadas en el Cerro de Coatepec o compradas en los mercados de Santiago Tianguistengo y Xalatlaco, son recolectadas por los pobladores de los alrededores, en dicho cerro y tienen una concentración de Cs-137 ligeramente más elevada que las de la misma especie recolectada en el CNM. El Cerro de Coatepec, está más conservado, que el área del CNM, ya que en aquel, no hay carreteras de acceso, ni edificios construidos. Además, como ya se mencionó, el contenido de materia orgánica en el suelo del Cerro de Coatepec, así como la concentración de potasio intercambiable, son más altos que los del CNM.

Los resultados que se obtuvieron concuerdan con los reportados por otros autores en especies de géneros similares. Yoshida y Muramatsu (1994 a, b) encontraron actividades de Cs-137 < 2 Bq kg⁻¹ (p.s.) para *Agaricus abruptibulbus*, recolectada en Ibaraki, Japón, en 1990 y valores de 1700 Bq kg⁻¹ (p.s.) en *Cortinarius saturninus*, 362 Bq kg⁻¹ (p.s.) en *Cortinarius* sp. y 313 Bq kg⁻¹ (p.s.) en *Lyophyllum decastes*. Las mayores concentraciones fueron medidas en especies que crecen en suelos con restos de animales, orina y heces (hongos amoniacales), como por ejemplo *Hebeloma* sp., (16300 Bq kg⁻¹ (p.s.)) los cuales tienen una capacidad mayor de acumulación de cesio, aunque no han sido bien determinados los mecanismos involucrados (Yoshida y Muramatsu, 1994).

Cabe mencionar que estos autores reportan variaciones considerables en el contenido de Cs-137 para la misma especie recolectada en una misma localidad y en el mismo año, por lo que utilizan el valor de la mediana como el más representativo para cada uno de los años de estudio (1989-1991), no encontrándose de esta manera, diferencias significativas en el contenido anual de Cs-137 de las 284 muestras recolectadas, pertenecientes a 124 especies de hongos. El valor de la mediana de dichos valores fue 53 Bq kg⁻¹ (p.s.), el cual es uno o dos

Tabla 5-2.- Coficiente de concentraci6n (RC) de Cs-137 en especies de hongos del Centro Nuclear de M6xico (CNM), Cerro Coatepec (CC), Xalatlaco (XA) y Santiago Tianguistengo (ST).

Hoja 1 de 2

ESPECIE	LOCALIZACI6N	AÑO	HONGOS COCIENTE (p.s./p.h.)	HONGOS (Bq kg ⁻¹) (p.s.)		SUELO (Bq kg ⁻¹) (p.s.)		RC (p.s.)
				Cs-137	K-40	Cs-137	K-40	
<i>Helvella crispa</i>	CNM	1995	0.115	24.5	713	24.7	126.0	0.99
	CNM	1996	0.143	21.7	1071	19.1	171.3	1.14
	CNM	1997	0.200	16.9	872	16.1	210.1	1.05
<i>Helvella elastica</i>	CNM	1995	0.119	11.9	619	17.4	169.0	0.68
	CNM	1993	0.143	18	1175	15.3	202.8	1.18
	CNM	1995	0.129	26.4	591	19.7	166.4	1.34
<i>Helvella lacunosa</i>	CNM	1996	0.161	12.9	978	20.0	181.0	0.65
	CNM	1997	0.224	12.8	844	16.1	210.1	0.79
	CNM	1993	0.063	208	816	15.3	202.8	13.59
<i>Gomphus floccosus</i>	CC	1993	0.063	278	1111	15.3	202.8	18.17
	CNM	1996	0.099	202.6	491	17.0	113.4	11.92
	CNM	1997	0.108	304.9	628	16.1	210.1	18.94
	CNM	1993	0.083	977	1341	15.3	202.8	63.86
<i>Clavariadelphus truncatus</i>	CNM	1994	0.083	544	1380	14.1	125.0	38.58
	CNM	1995	0.070	646.5	1315	13.5	198.0	47.89
	CC	1995	0.066	1357	1497	14.5	137.1	93.59
	CNM	1996	0.088	592.8	1173	21	182.0	28.23
	CNM	1997	0.095	415.7	1140	16.1	210.1	25.82
	CNM	1995	0.068	47.6	636	27.2	167.5	1.75
	CNM	1996	0.113	81.7	924	29.5	163.8	2.77
<i>Ramaria flava</i> y <i>R. botrytis</i>	XA	1997	0.068	155	613	13.1	195	11.83
	CNM	1997	0.105	6.5	991	16.1	210.1	0.40
	CC	1997	0.11	7.2	1222	13.1	195	0.55
<i>Hygrophorus chrysodon</i>	CNM	1995	0.053	35.8	1780	16.6	160.2	2.16
	CNM	1996	0.075	19.1	1529	16.0	177.5	1.19
	CNM	1993	0.071	30	732	15.3	202.8	1.96
<i>Chitocybe gibba</i>	CNM	1995	0.054	26.4	332	16.9	272.0	1.56
	CNM	1996	0.107	34.3	736	16.0	154.0	2.14
	CNM	1997	0.082	13.5	617	16.1	210.1	0.84
<i>Lycophyllum decastes</i>	ST	1997	0.054	233	929	13.1	195	17.79
	CNM	1996	0.047	3.1	881	15.3	111.0	0.20
<i>Melanoleuca melaleuca</i>	CNM	1997	0.065	16.5	1103	16.1	210.1	1.03
	CC	1997	0.050	18.5	1265	14.2	201	1.31
<i>Amantia caesarea</i>	CC	1997	0.050	18.5	1265	14.2	201	1.31

Tabla 5-2 - CONTINUACIÓN

ESPECIE	LOCALIZACIÓN	AÑO	HONGOS COCIENTE (p.s./p.h.)	HONGOS (Bq kg ⁻¹) (p.s.)		SUELO (Bq kg ⁻¹) (p.s.)		R C (p.s.)
				Cs-137	K-40	Cs-137	K-40	
<i>Agaricus campestris</i>	CNM	1993	0.083	2	1362	15.3	202.8	0.13
	CNM	1997	0.079	3.6	1343	16.1	210.1	0.22
<i>Pholiotia aff. lenta</i>	CNM	1993	0.063	36	1521	15.3	202.8	2.35
	CNM	1995	0.109	31.2	664	21.7	195.4	1.44
	CNM	1996	0.154	20.6	1218	16.0	177.5	1.29
	CNM	1997	0.084	20.8	1119	16.1	210.1	1.29
	CNM	1997	0.079	12.9	1961	16.1	210.1	0.80
	CNM	1996	0.069	133.6	1292	8.4	202.2	15.91
<i>Corinarius coerulescens</i>	CNM	1997	0.050	363.5	1415	16.1	210.1	22.58
	CNM	1993	0.111	28	582	15.3	202.8	1.83
<i>Lactarius salmonicolor</i>	CNM	1995	0.083	33	895	16.8	178.1	1.96
	CC	1995	0.086	23.9	374	12.7	208.7	1.88
	CNM	1996	0.117	22.7	694	9.7	182.9	2.34
	CNM	1997	0.099	34.8	805	16.1	210.1	2.16
	CC	1997	0.102	27.2	668	13.1	195	2.11
	CC	1995	0.081	97.5	409	11.4	295.1	8.55
<i>Lactarius vellereus</i>	XA	1997	0.103	59.9	791	13.1	195	4.57
	CC	1997	0.082	32.6	496	9.8	195	3.33
	CNM	1993	0.067	30	915	15.3	202.8	1.96
<i>Russula delica</i>	CC	1993	0.092	19	667	15.3	202.8	1.24
	CNM	1996	0.239	9.5	872	16.0	177.5	0.59
	CNM	1997	0.137	13.8	935	16.1	210.1	0.86
	XA	1997	0.103	4.7	875	13.1	195	0.36
	CC	1995	0.069	13.9	678	8.2	229.6	1.70
	CNM	1996	0.097	8.9	905	14.0	200.0	0.64
<i>Boletus edulis</i>	CNM	1997	0.099	12.9	778	16.1	210.1	0.80
	CC	1997	0.082	11.7	980	13.1	195	0.89
	CNM	1995	0.080	26.6	439	11	118.2	2.42
	CC	1995	0.064	32.1	404	12.7	203.8	2.53
<i>Lycoperdon pyriforme</i>	CNM	1997	0.178	10.3	764	16.1	210.1	0.64
	CNM	1995	0.096	37.7	973	26.9	188.0	1.40
	CNM	1996	0.233	6.7	797	16.0	177.5	0.42
	CNM	1997	0.148	7.7	619	16.1	210.1	0.48
Promedio	CC	1997	0.578	9.3	497	13.1	195	0.71
			0.11	114	922	16	192	7.6
Media Geométrica (MG)			33					2.2
Mediana			26					

Tabla 5-3 - Coeficientes de transferencia agregados (CTA) de Cs-137 en especies de hongos del Centro Nuclear de México (CNM), Cerro Coatepec (CC), Xalatlaco (XA) y Santiago Tianguistengo (ST)

Hoja 1 de 2

ESPECIE	LOCALIZACIÓN	AÑO	HONGOS COCIENTE		HONGOS (Bq kg ⁻¹) (p.h.)		SUELO Cs-137 (Bq m ⁻²)		CTA (m ² kg ⁻¹) (p.h.)
			(p.s)/(p.h.)		Cs-137	K-40	(p.s.)	(p.h.)	
<i>Helvella crispa</i>	CNM	1995	0.115		2.80	81.99	1945	1215.63	0.0023
	CNM	1996	0.143		3.10	153.15	1504	940.00	0.0032
	CNM	1997	0.200		3.40	174.40	1268	792.50	0.0043
<i>Helvella elastica</i>	CNM	1995	0.119		1.42	73.66	1370	856.25	0.0017
	CNM	1993	0.143		2.60	168.03	1203	751.88	0.0035
	CNM	1995	0.129		3.40	76.24	1498	936.25	0.0036
<i>Helvella lacunosa</i>	CNM	1996	0.161		2.10	157.46	1575	984.38	0.0021
	CNM	1997	0.224		2.90	189.06	1268	792.50	0.0037
	CNM	1993	0.063		13.00	51.41	1203	751.88	0.0173
<i>Gomphus floccosus</i>	CC	1993	0.063		17.40	70.10	1203	751.88	0.0231
	CNM	1996	0.099		20.10	48.61	1339	836.88	0.0240
	CNM	1997	0.108		32.93	67.82	1268	792.50	0.0416
<i>Clavariadelphus truncatus</i>	CNM	1993	0.083		81.10	111.30	1203	751.88	0.1079
	CNM	1994	0.083		45.20	114.54	1110	693.75	0.0652
	CNM	1995	0.070		45.30	92.05	1063	664.38	0.0682
<i>Ramaria flava</i> y <i>R. botrytis</i>	CC	1995	0.066		90.50	98.80	1141	713.13	0.1269
	CNM	1996	0.088		52.20	103.22	1654	1033.75	0.0505
	CNM	1997	0.095		39.50	108.30	1268	792.50	0.0498
<i>Ramaria stricta</i>	CNM	1995	0.068		3.20	43.25	2142	1338.75	0.0024
	CNM	1996	0.113		9.20	104.41	2323	1451.88	0.0063
	XA	1997	0.068		10.50	41.68	1032	645.00	0.0163
<i>Hygrophorus chrysodon</i>	CNM	1997	0.105		0.70	104.06	1268	792.50	0.0009
	CC	1997	0.11		0.79	134.42	1032	645.00	0.0012
	CNM	1995	0.053		1.90	94.34	1307	816.88	0.0023
<i>Clitocybe gibba</i>	CNM	1996	0.075		1.40	114.68	1260	787.50	0.0018
	CNM	1993	0.071		2.10	51.97	1203	751.88	0.0028
	CNM	1995	0.054		1.40	17.93	1331	831.88	0.0017
<i>Lyophyllum decastes</i>	CNM	1996	0.107		3.70	78.75	1260	787.50	0.0047
	CNM	1997	0.082		1.11	50.59	1268	792.50	0.0014
	ST	1997	0.054		12.6	50.17	1032	645.00	0.0195
<i>Melanoleuca melaleuca</i>	CNM	1996	0.047		0.15	41.40	1205	753.13	0.0002
	CNM	1997	0.065		1.10	71.70	1268	792.50	0.0014
	CC	1997	0.050		0.93	63.25	1032	645.00	0.00144

al., 1990). En Europa, las mayores concentraciones de Cs-137 fueron encontradas en hongos de la familia *Cortinariaceae*, tal como *Cortinarius* sp., *Rozites* sp. y *Hebeloma* sp. (Byrne, 1988, Mascanzoni 1990).

Varios de esos autores indicaron que los hongos simbióticos, concentran Cs-137 en cantidades mayores que los saprobios, aunque el rango de concentración para cada tipo de hongos, varía ampliamente y no puede generalizarse. Las diferencias en el habitat del micelio pueden generar la variabilidad individual entre especies y ser uno de los factores más importantes que controle la concentración del radiocesio en muchas especies de hongos (Giovani *et al.* 1990; Mascanzoni 1990; Randa *et al.* 1990, Römelt *et al.*, 1990; Heinrich, 1993; Yoshida y Muramatsu, 1994) Ya que los hongos micorrícicos (simbióticos) pueden proporcionar nutrientes a las plantas, parecen jugar un importante papel en el ciclo del radiocesio en los bosques

Debido a que las fluctuaciones debidas a la individualidad de cada especie pueden ser muy elevadas, Mück (1997) sugiere que para tratar de disminuirlas, la cantidad de muestra recolectada, sea lo suficientemente grande

La concentración promedio y la mediana para el Cs-137 en 59 especies de hongos micorrícicos analizados por Yoshida y Muramatsu (1994), durante 1989 a 1991, fueron de 810 y de 202 Bq kg⁻¹ (p.s.) respectivamente, mientras que para 62 especies saprobias fueron de 96 y 29 Bq kg⁻¹ (p.s.) respectivamente

La única especie en la que hemos podido medir concentraciones de Cs-137 de 977 y 1357 Bq kg⁻¹ (p.s.), ha sido en *Clavariadelphus truncatus*, colectada en el CNM en 1993 y en el cerro de Coatepec en 1995, respectivamente. Probablemente, estos valores están relacionados con su alto contenido en manitol. Muchas de las especies recolectadas en el CNM, forman ectomicorriza con pinos, encinos y abetos; entre ellas, *Gomphus floccosus*, que forma micorriza con *Abies religiosa*, presenta una concentración promedio de Cs-137 de 244.56 Bq kg⁻¹ (p.s.), la cual es ligeramente superior al valor de la mediana reportado por Yoshida y Muramatsu (1994), para las especies de hongos que forman micorrizas con diferentes tipos de árboles, en los bosques japoneses.

La actividad específica de Cs-137 en la especie *Amanita caesarea* recolectada en Coatepec en 1997, fue de 18.5 Bq kg⁻¹ (p.s.), ligeramente inferior a la de especies no comestibles de *Amanita*, recolectadas en Japón. En *Pholiotia* aff. *lenta* el contenido de radiocesio fue similar al medido por Yoshida y Muramatsu (1994a), en *Pholiotia adiposa*, en Japón (próximo a 30 Bq kg⁻¹ (p.s.)).

La concentración de K-40 en las diferentes especies de hongos estudiadas por nosotros, varía en el rango de 332 a 1961 Bq kg⁻¹ (p.s.), con un valor promedio de 922 ± 349 Bq kg⁻¹ (p.s.). El valor inferior corresponde a la especie saprobia *Clitocybe gibba*, la cual se desarrolla en hojas y madera de árboles caídos, por lo que este tipo de hongos suelen tener menores concentraciones de K-40. Lo mismo ha sido observado por otros autores en algunos Aphyllophorales, como *Daedaleopsis tricolor*, *Pycnoporus coccineus*, *Coriolus hirsutus*, las cuales muestran concentraciones muy bajas de K-40, de aproximadamente 100 Bq kg⁻¹ (p.s.) (Yoshida y Muramatsu, 1994) Estas especies, no fueron encontradas en la zona explorada

La concentración más alta de K-40, medida por nosotros, fue la de *Pholiota aff. lenta*, que crece cerca de los oyameles, y aunque no fue frecuente encontrar estas concentraciones en las especies recolectadas, sin embargo, varias de las especies de hongos de los bosques japoneses presentan concentraciones superiores a los 2000 Bq kg⁻¹ (p.s.), tales como *Armillariella* sp., *Inocybe* sp., *Lyophyllum decastes*, *Psathyrella velutina*, *Tricholoma terreum* y *T. virgatum*, especies que no fueron recolectadas en la zona, excepto *Lyophyllum decastes*. El promedio de K-40 de las 284 muestras analizadas por Yoshida y Muramatsu (1994) fue de 1150 Bq kg⁻¹ (p.s.), muy similar al encontrado por nosotros y por otros autores (Giovani *et al.* 1990, Macanzoni 1990; Randa *et al.* 1990; Römeit *et al.*, 1990) y mayor al valor promedio de otras plantas superiores (240 Bq kg⁻¹ (p.s.)), reportado por Yoshida y Muramatsu (1994)

A partir de los datos de la Tabla 5.2, se calcularon algunas relaciones entre radionúclidos e isótopos estables tales como Cs-137 / K y K-40 / K, así como la relación Cs-137 / K-40 (Tabla 5.4). El contenido de K (g kg⁻¹ (p.s.)) para las diferentes especies estudiadas, fue calculado en base a la abundancia natural de K-40 (0.0117 %) que equivale a una relación de K-40 (Bq) / K (g) = 30.3 Bq g⁻¹ (Shiraishi *et al.*, 1993).

En el material estudiado, la concentración del potasio estable varió de 13.46 g kg⁻¹ (p.s.) en *Lactarius vellereus* a 58.56 g kg⁻¹ (p.s.) en *Hygrophorus chrysodon*. *Clavariadelphus truncatus*, *Cortinarius caerulenses* y *Agaricus campestris* tuvieron valores de 49.25, 46.55 y 44.81 g kg⁻¹ (p.s.) respectivamente. Las especies que presentaron los cocientes de concentración más altos de Cs-137 / K fueron: *Clavariadelphus truncatus*, *Gomphus floccosus*, *Cortinarius caerulescens*, *Lyophyllum decastes* y *Lactarius vellereus*, las que consideramos las mejores indicadoras de contaminación radiactiva en el suelo, debido probablemente a la mayor capacidad de quelación de cationes inorgánicos, como el potasio intercambiable

V-3.- COCIENTES DE CONCENTRACIÓN (RC) Y COEFICIENTES DE TRANSFERENCIA AGREGADOS (CTA).

Los resultados del cálculo de los cocientes de concentración (RC) para cada especie de hongo y sitio específico, aparecen en la Tabla 5.2 en la que puede observarse un amplio rango de variabilidad (0.13-93.59). El RC menor corresponde a la especie *Agaricus campestris* del CNM en 1993 y la más alta a *Clavariadelphus truncatus* del cerro de Coatepec en 1995. La media geométrica (MG) de dichos valores es 2.16 y la desviación estándar geométrica (DSG) es de 4.33. Los RC tienden a seguir una distribución lognormal. Por ese motivo Shepard y Evenden (1997), sugieren utilizar la MG y la DSG para un manejo más apropiado de los datos. Estos autores utilizaron la base de datos de la Unión Internacional de Radioecólogos para analizar 1115 valores de RC de cesio, en diferentes especies de plantas, que correspondían a 544 combinaciones diferentes de pH, contenido de arcilla y de materia orgánica en suelo, concluyendo que dichas relaciones de concentración dependen de las condiciones específicas de cada lugar, existiendo una gran variabilidad. Esos autores observaron además que en el caso de elementos esenciales para las plantas, como el

Tabla 5-4 - Relaciones entre radionúclidos y elementos estables en las diferentes especies de hongos comestibles recolectados en el Centro Nuclear de México y en el Cerro Coatepec.

ESPECIE	K-40	K ^a	Cs-137/K40 ^b	Cs-137/K ^c
<i>Helvella cretapa</i>	872	28.69	0.019	0.589
<i>Helvella elastica</i>	619	20.37	0.019	0.584
<i>Helvella lacunosa</i>	591	19.44	0.045	1.358
<i>Gomphus floccosus</i>	628	20.66	0.486	14.761
<i>Clavariadelphus truncatus</i>	1497	49.25	0.907	27.55
<i>Ramaria flava</i> y <i>R. botrytis</i>	924	30.41	0.088	2.687
<i>Ramaria stricta</i>	991	32.60	0.007	0.199
<i>Hygrophorus chrysodon</i>	1780	58.56	0.020	0.611
<i>Clitocybe gibba</i>	736	24.21	0.047	1.421
<i>Lycophyllum decastes</i>	929	30.56	0.251	7.624
<i>Melanoleuca metalenca</i>	1103	36.29	0.015	0.455
<i>Amanita caesarea</i>	1265	41.62	0.015	0.444
<i>Agaricus campestris</i>	1362	44.81	0.002	0.045
<i>Phelliotia aff. lenta</i>	1218	40.07	0.017	0.514
<i>Corinararius caeruleus</i>	1415	46.55	0.257	7.811
<i>Lactarius submonicolor</i>	805	26.48	0.043	1.314
<i>Lactarius vellereus</i>	409	13.46	0.238	7.244
<i>Russula delicata</i>	915	30.10	0.033	0.997
<i>Russula olivacea</i>	778	25.61	0.017	0.504
<i>Boletus edulis</i>	439	14.44	0.061	1.842
<i>Lycoperdon pyriforme</i>	619	20.37	0.012	0.378

^a g/ Kg de peso seco.

^b Cs-137 (Bq) / K-40 (Bq)

^c Cs-137 (Bq) / K (g)

manganeso y el zinc, la DSG es menor con respecto a la de los elementos no esenciales. Esto significa que es más probable que el manganeso y el zinc sean regulados fisiológicamente y que los isótopos estables, de ese tipo de elementos, tengan mayor biodisponibilidad en el suelo. Algunas especies de hongos son capaces de acumular zinc en grandes cantidades, aunque no se conocen bien los mecanismos con los que logran concentraciones tales como 1067 mg kg^{-1} (p.s.), la cual ha sido reportada en la *Russula atropurpurea* en Hungría por Vetter *et al.*, (1997); el valor promedio de zinc en las 363 muestras de hongos analizadas por estos últimos autores fue de 118.7 mg kg^{-1} (p.s.). Probablemente, esas concentraciones tan altas, estén relacionadas, como se dijo anteriormente, con la capacidad de quelación de cationes inorgánicos y su contribución a la nutrición mineral, en este tipo de organismos.

Con respecto a las especies comestibles, como: *Pleurotus ostreatus*, *Lentinula edodes* y *Pholiota nameko*, Shapiro y Wilk (1965) probaron que el Cs-137 se comporta según una distribución log-normal, por lo que se sugiere utilizar la media geométrica como valor representativo de la concentración específica de Cs-137 en las diferentes especies de hongos.

McGee *et al.* (1996), observaron que el RC para cesio disminuye cuando incrementa la concentración de cesio en el suelo, como ya habían indicado Sheppard y Evenden (1997) que ocurría con el uranio, torio y plomo. Esto implica que no hay una relación de linealidad entre las concentraciones del radionúclido en el suelo y en las plantas, siendo una de las muchas fuentes de variabilidad en el cálculo del RC.

Los valores obtenidos en el presente trabajo caen dentro del histograma de frecuencias de los valores de RC para cesio en hongos reportado por Sheppard y Evenden, (1997) y la DSG se encuentra en el rango de 1.5 a 6, valor que los autores encontraron apropiado en el análisis de sus datos.

Por otro lado la media aritmética de los cocientes de concentración (CR), obtenidos en el presente trabajo fue de 7.58, similar al valor obtenido por Yoshida y Muramatsu (1994a,b) al calcular el factor de transferencia o cociente de concentración, para estimar el transporte de Cs-137 desde la capa orgánica del suelo, a los hongos cuyo micelio se distribuye en esa zona del suelo. Para el cálculo de dicho factor, estos autores utilizaron el valor de la mediana de la concentración de Cs-137 (43 Bq kg^{-1} (p.s.)) en ese tipo de hongos y una concentración promedio de Cs-137 en la capa orgánica del suelo de 7.8 Bq kg^{-1} (p.s.), obteniendo un valor de 5.5.

Guillitte *et al.* (1990a), sugieren utilizar el peso seco del carpóforo de cada especie de hongo para calcular el factor de transferencia suelo-hongo. En el CNM, el RC calculado como lo sugieren Guillitte *et al.*, fue de 1.6 y 1.1 para las especies *Lactarius salmonicolor* y *Pholiota aff. lenta*. Si el RC se calcula con el hongo completo (carpóforo y estípote) se obtienen valores ligeramente superiores (2.8 y 3 respectivamente). Considerando que las medidas de actividad de Cs-137 en el hongo completo para la especie *Pholiota aff. lenta* fue de 35.96 Bq kg^{-1} (p.s.), y que dicha actividad en el carpóforo fue de 31.2 Bq kg^{-1} (p.s.), se deduce que el 86 % de la actividad incorporada se encuentra en el carpóforo. Debido a los bajos niveles de actividad que presentan dichas muestras y a que la incorporación por el estípote es únicamente el 14 %, se decidió medir siempre, la actividad en el hongo completo. De esta manera, suponiendo que el público sólo se comiera el carpóforo, se tendría una sobreestimación de la dosis por ingestión de dicho alimento.

Los procesos de transferencia en los ecosistemas naturales tienden a ser más complejos que en los agrícolas y por lo tanto, los parámetros o coeficientes de transferencia agregados (CTA) son difíciles de obtener. En esos ecosistemas la superficie del suelo es menos homogénea que en los ecosistemas agrícolas, por lo que es aconsejable utilizar parámetros de transferencia agregados y expresarlos en base a la superficie del suelo (actividad superficial) y no al peso de suelo (actividad específica) (IAEA, 1994a).

Los valores de CTA ($\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$) para Cs-137 en las diferentes especies de hongos, con respecto a la actividad superficial de Cs-137 en los suelos en donde dichos hongos crecen, fueron calculados en peso seco y en peso húmedo y se muestran en la Tabla 5.3. En general suele utilizarse la actividad por unidad de peso seco, ya que su variación es menor, lo que reduciría la incertidumbre de la medida. Sin embargo para algunos fines de protección radiológica es necesario hacer el cálculo de CTA para cada especie de hongo, relacionando la concentración de actividad en el producto crudo (Bq kg^{-1} en peso húmedo) con la actividad superficial en suelo (Bq m^{-2} en peso húmedo). Este parámetro caracteriza la migración del radionúclido desde el suelo hacia los productos alimenticios del bosque y nos permite calcular la dosis debida a la ingestión del producto fresco.

El valor de CTA encontrado para la especie *Agaricus campestris* fue de $3.5 \times 10^{-4} \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$ (p.h.); dicha especie pertenece a un grupo taxonómico con una capacidad muy pequeña para acumular cesio (Randa *et al.*, 1990). Para *Boletus edulis*, el valor obtenido fue de $3.9 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$ (p.h.), el cual está dentro del rango reportado por Mascanzoni (1990) y Shutov *et al.* (1996), 3.5×10^{-3} y $9.4 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$ (p.h.), respectivamente.

Clavariadelphus truncatus tuvo sistemáticamente los valores más altos, tanto en las muestras del CNM, como en las de CC, encontrándose los valores de los CTA en el rango de 5.1×10^{-2} a $0.13 \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$ (p.h.) y correspondiendo el valor más alto a la muestra de Coatepec de 1995. Para *Gomphus floccosus* y *Cortinarius caerulescens* se obtuvieron CTA de 4.2×10^{-2} y $2.3 \times 10^{-2} \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$ (p.h.), respectivamente. También la especie *Lactarius vellereus* la cual únicamente hemos podido coleccionar en Coatepec, tiene un CTA relativamente alto ($1.4 \times 10^{-2} \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$ (p.h.)). Por el momento no se han encontrado datos reportados en la literatura de coeficientes de transferencia agregados para las especies *Clavariadelphus truncatus*, *Gomphus floccosus* y *Lactarius vellereus* ni para muchas otras de las estudiadas.

Rommelt *et al.* (1990) reportan un CTA para la especie saprobia *Clitocybe clavipes* de $2.8 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$ (p.h.), lo cual concuerda con los resultados de este trabajo para *Clitocybe gibba*. Los mismos autores reportan para las especies *Lactarius rufus* y *Russula turci*, valores de 3.8×10^{-3} y $1.2 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$ (p.h.) respectivamente, los cuales son similares a los de las especies *Lactarius salmonicolor*, *Russula delica* y *R. olivacea* (Tabla 5.3).

Shutov *et al.* (1996), midieron en Bryansk, la región más contaminada de Rusia, un valor de la mediana de CTA, para *Boletus edulis* de $4.6 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$ (p.h.), muy similar al medido en el CNM ($3.9 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$ (p.h.)).

El valor promedio reportado en la literatura (Rantavaara, 1987, Mascanzoni, 1987), para el CTA de Cs-137, proveniente del fallout global en esta especie, es de $5.8 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$ (p.h.) (variando en un rango de 3.5×10^{-3} a $9.4 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$ (p.h.)). Esto, corrobora que el factor de transferencia para el Cs-137 de origen global proveniente del fallout de las pruebas nucleares

no difiere significativamente del originado en el accidente de Chernobil, como lo señalan varios autores (Fraiture, 1992; Shutov *et al.*, 1996).

Sin embargo, para la especie *Lactarius trivialis* por ejemplo, el rango reportado en IAEA (1994a) para el CTA es enorme (entre 2×10^{-3} y $0.5 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ (p.h)), lo que demuestra la importancia de contar con datos locales específicos para poder evaluar la transferencia de radionúclidos en el ambiente.

Después del accidente de Chernobil se llevaron a cabo muchas investigaciones, con el fin de poder estimar la contribución del Cs-137 y Cs-134 en los productos alimenticios de los bosques y la dosis total que recibiría el público debida a la exposición interna de esos radionúclidos. En las regiones más contaminadas de Rusia se ha observado que, 10 años después del accidente, la disminución de la contaminación de los hongos comestibles ha sido mucho menor que en los productos agrícolas, en los que el semiperiodo de descontaminación suele ser de 15 meses y observándose diferencias en la tasa a la que la actividad específica de Cs-137 disminuye; así para la especie *Cantharellus cibarius*, la disminución en la contaminación después del accidente fue más rápida que en *Boletus edulis*, cuyo micelio es relativamente profundo (Shutov, 1992, Shutov *et al.*, 1993).

Shutov *et al.* (1996), estimaron que con una $\sigma = 970 \text{ kBq m}^{-2}$ medida en 1994 en Bryansk, la dosis equivalente efectiva anual por consumo de hongos silvestres fue de 0.7 mSv a^{-1} . El cálculo de dosis se basó en un adulto del grupo crítico de población, cuyo consumo de productos del bosque fue de 10 kg de hongos anuales (en peso húmedo). Este consumo (28 g d^{-1}), equivalía a una incorporación diaria de Cs-137 de $0.17 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$, considerando un CTA promedio, para todas las especies de hongos de $12 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ (p.h). Además se consideró para este cálculo, que el factor de retención del Cs-137 para el alimento cocinado es de 0.5, con respecto al inicial (IAEA, 1994a). Conociendo la incorporación diaria del radionúclido, la actividad superficial en el suelo (σ) y el factor de conversión de dosis (dosis recibida por la incorporación de cada unidad de actividad de Cs-137, la cual es de $1.3 \times 10^{-8} \text{ Sv Bq}^{-1}$, según la ICRP (1989), calcularon la dosis equivalente efectiva anual y la dosis efectiva comprometida a la edad de 50 años

Ban-nai *et al.* (1997), tomaron 100 muestras de hongos comestibles (cultivados y silvestres), disponibles en los mercados de Japón durante 1993 y 1994 para las que encontraron un valor de la MG de Cs-137 de 0.90 Bq kg^{-1} (p.h). Con este valor calcularon la dosis equivalente efectiva anual, que fue de $7.7 \times 10^{-2} \text{ } \mu\text{Sv a}^{-1}$.

El rango de concentración de Cs-137 en las especies colectadas en el CNM y su entorno es de $0.17-90.5 \text{ Bq kg}^{-1}$ (p.h), con una concentración promedio de 8.46 Bq kg^{-1} (p.h) y una media geométrica de 3.14 Bq kg^{-1} (p.h). El valor promedio de la actividad superficial en suelo (σ) es de 779.24 Bq m^{-2} y el CTA promedio es de $1.23 \times 10^{-2} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ (Tabla 5.3). Siguiendo la metodología recomendada por Shutov *et al.* (1996), para el cálculo de dosis al grupo crítico de población del entorno del CNM, la dosis equivalente efectiva promedio anual (E) para Cs-137, debida a la incorporación interna por la ingestión de las especies de hongos comestibles silvestres de la región sería de $6.4 \times 10^{-1} \text{ } \mu\text{Sv a}^{-1}$.

Tabla 5-5 - Dosis equivalente efectiva anual de Cs-137 recibida por el hombre como consecuencia de la ingestión de diferentes especies de hongos.

ESPECIE	COEFICIENTE DE TRANSFERENCIA AGREGADO (CIA) ($\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$) (p.h.)	INCORPORACIÓN DIARIA (q) ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)	ACTIVIDAD SUPERFICIAL EN SUELO (G) (Bq m^{-2}) (p.h.)	DOSIS E. EFECTIVA ANUAL (E) (10^{-3}Sv a^{-1})
<i>Helvella crispa</i>	3.2×10^{-3}	4.5×10^{-5}	940	20.1
<i>Helvella elastica</i>	1.7×10^{-3}	2.4×10^{-5}	856	9.7
<i>Helvella lacunosa</i>	3.6×10^{-3}	4.5×10^{-5}	936	22.2
<i>Gomphus floccosus</i>	4.2×10^{-2}	5.9×10^{-4}	793	222
<i>Clavariadelphus truncatus</i>	1.3×10^{-1}	1.8×10^{-3}	713	611
<i>Ramaria flava</i> y <i>R. botrytis</i>	6.3×10^{-3}	8.8×10^{-5}	1452	60.6
<i>Ramaria stricta</i>	9.0×10^{-4}	1.3×10^{-5}	793	4.8
<i>Hygrophorus chrysodon</i>	2.3×10^{-3}	3.2×10^{-5}	817	12.4
<i>Clitocybe gibba</i>	4.7×10^{-3}	6.6×10^{-5}	788	24.7
<i>Lyophyllum decastes</i>	1.9×10^{-2}	2.7×10^{-4}	645	82.6
<i>Melanolenca melaleuca.</i>	1.4×10^{-3}	2.0×10^{-5}	793	7.5
<i>Amanita caesarea</i>	1.4×10^{-3}	1.9×10^{-5}	645	5.8
<i>Agaricus canapestris</i>	3.5×10^{-4}	4.9×10^{-6}	793	1.8
<i>Pholiotia aff. lenta</i>	4.1×10^{-3}	5.7×10^{-5}	788	21.3
<i>Cortinarius caerulescens</i>	2.3×10^{-2}	3.2×10^{-4}	793	120
<i>Lactarius salmonicolor</i>	3.3×10^{-3}	4.6×10^{-5}	827	18.1
<i>Lactarius vellereus</i>	1.4×10^{-2}	2.0×10^{-4}	561	53.2
<i>Russula delica</i>	2.7×10^{-3}	3.7×10^{-5}	752	17.7
<i>Russula olivacea</i>	1.6×10^{-3}	2.2×10^{-5}	793	8.2
<i>Boletus edulis</i>	3.9×10^{-3}	5.5×10^{-5}	541	14.1
<i>Lycoperdon piriforme</i>	2.1×10^{-3}	2.9×10^{-5}	788	10.8

Si se considera cada especie en forma individual, la dosis más alta corresponde a *Clavariadelphus truncatus*, con un valor de de $6.1 \mu\text{Sv a}^{-1}$ (Tabla 5.5) La dosis equivalente efectiva anual (E) para *Gomphus floccosus* es de $2.2 \mu\text{Sv a}^{-1}$ y para *Cortinarius caerulescens* es de $1.2 \mu\text{Sv a}^{-1}$. Para *Lyophyllum decastes*, *Ramaria flava* y *R. botrytis*, así como para *Lactarius vellereus*, las dosis son de 0.83, 0.61 y $0.53 \mu\text{Sv a}^{-1}$ respectivamente, mientras que para *Lactarius salmonicolor* y *Boletus edulis* son de de 0.18 y $0.14 \mu\text{Sv a}^{-1}$ respectivamente (Tabla 5.5).

El Comité Científico de Naciones Unidas sobre los efectos de la Energía Atómica (UNSCEAR, 1988) estima que la dosis efectiva anual que recibe el hombre proveniente de fuentes naturales es de 2.4 mSv a^{-1} y la que recibe por ingestión de alimentos es de 0.3 mSv a^{-1} , por lo que la contribución de los hongos a la incorporación total de Cs-137 a través de la dieta, aunque es menor en países como Japón y México, que en Rusia, contribuye significativamente a la dosis de radiación

El estudio de las especies locales, contribuye al conocimiento de los efectos a largo plazo de la emisión y depósito de radionúclidos artificiales al ambiente. El papel que juegan los hongos en el proceso de transferencia del cesio radiactivo y la dinámica de los radionúclidos en los ecosistemas boscosos, en ambientes naturales y seminaturales, aún no se conoce muy bien y es necesario incrementar la investigación sobre las especies locales como indicadoras de contaminación radiactiva.

CONCLUSIONES

- Los radionúclidos de origen antropogénico han sido liberados a la atmósfera en una serie de eventos bien definidos, tales como las explosiones nucleares ocurridas a partir de 1945 y recientemente en el accidente de Chernobil que tuvo lugar en 1986. Además, las emisiones provenientes de la industria nuclear, están siendo liberadas continuamente en pequeñas cantidades. De esta manera, tanto los radionúclidos de origen artificial, como otro tipo de contaminantes, se van integrando al ecosistema terrestre.
- El Cs-137 producido en las explosiones nucleares que se realizaron en la atmósfera (1945-1980) fue transportado hacia la estratosfera, mientras que el producido en el accidente de Chernobil fue transportado hacia la troposfera. Los radionúclidos de vida media larga, así como otro tipo de contaminantes, está comprobado que permanecen un largo periodo en la estratosfera. Sin embargo a latitudes medias como las de México, se observa que en otoño-invierno y primavera, aumenta el transporte vertical de los radionúclidos de la estratosfera hacia la troposfera. En esos periodos el Cs-137 de la estratosfera se mezcla con el existente en la troposfera y ambos se depositan en la tierra y en el océano de manera casi continua. Para los efectos a largo plazo la cantidad de Cs-137 originada en el accidente de Chernobil fue mucho menor que la proveniente de las explosiones nucleares, previas a dicho accidente, sobre todo a la latitud a la que se encuentra México.
- El patrón de dispersión de los radionúclidos liberados a la atmósfera a consecuencia del accidente de Chernobil fue muy complejo debido a las condiciones meteorológicas tan variables que prevalecieron durante los diez días en que hubo emisiones radiactivas al ambiente. La estimación meteorológica del transporte de la pluma radiactiva indicó que ésta llegó a Canadá hacia el 6 de mayo, a Los Alamos (Estados Unidos) el 11 de mayo y a Laguna Verde, Veracruz el 16 de mayo (22 días después de que ocurrió el accidente).
- La presencia de radionúclidos emisores beta y gamma en las partículas suspendidas en aire en la PNLV, permaneció durante aproximadamente 20 días, alcanzándose los niveles normales de radiación, previos al accidente, hasta la primera semana de junio de 1986. La presencia del pico de emisores beta, en las estaciones de monitoreo de la PNLV y en las estaciones situadas a decenas de kilómetros de la planta, aunado al leve incremento observado en el CNM, se relacionó con el accidente de Chernobil. El análisis individual por espectrometría gamma de los filtros semanales en la PNLV mostró la presencia de Cs-137 y Cs-134 corroborando la llegada a México de la nube radiactiva proveniente de Chernobil.
- A escala mundial, el depósito total de Cs-137, proveniente de las pruebas nucleares, fue 100 veces superior, al proveniente del accidente de Chernobil. Por lo tanto, a largo plazo, es el efecto de las pruebas nucleares el que predomina en el comportamiento del cesio radiactivo y su disponibilidad en el ambiente y en los alimentos. En Asia y América fueron detectados niveles bajos de radiactividad a consecuencia del accidente de Chernobil, lo que

confirma que el patrón de depósito en cada zona latitudinal, es diferente y está influenciado por la latitud donde ocurra la detonación o accidente

- Actualmente, la mayor parte del Cs-137 depositado en los bosques, debido al fallout de las pruebas nucleares, se encuentra en los primeros centímetros del suelo en los ecosistemas naturales. Sin embargo inmediatamente después de que ocurre un accidente o explosión nuclear, las mayores concentraciones de radiocesio se localizarían en la capa orgánica del suelo de los bosques. Los bosques, especialmente los de coníferas, son eficientes reservorios del cesio radiactivo.

- En México, no se había medido la concentración de actividad de radionúclidos naturales ni artificiales, en muestras de hongos, por lo que la contribución de este trabajo, es de importancia para el desarrollo de futuras investigaciones relacionadas con la radiactividad en las diferentes especies de hongos

- Sería de interés, medir la concentración de Cs-137 y K-40 en muestras de hongos de otras áreas de México, que tuvieran almacenadas en cantidad suficiente, otros grupos de investigación, ya que la radiactividad emitida por algunos radionúclidos de vida media larga, puede medirse varios años después de que haya sido recolectado el material, haciendo las correcciones adecuadas, por decaimiento radiactivo.

- Los valores de Cs-137, en muestras de suelo del CNM y sus alrededores, durante 1992-1997, son mucho menores que los encontrados en Europa Central, inmediatamente después del accidente de Chernobyl. Debido a la latitud a la que se encuentra México, las concentraciones de Cs-137 en suelo son ligeramente menores que los niveles base reportados en distintos países del hemisferio norte, como consecuencia de las pruebas nucleares.

- Las muestras compuestas anuales de hongos estudiadas desde 1985 hasta 1997, indicaron una mayor concentración de Cs-137 en 1986, debido a que la nube radiactiva de Chernobyl llegó a México a mediados de mayo, coincidiendo con el inicio de la estación de lluvias en el altiplano. Esto hizo posible el depósito húmedo del Cs-137 en el ecosistema boscoso del CNM y sus alrededores

- La biodisponibilidad del Cs-137, más que su concentración, es importante en la incorporación del radionúclido por las diferentes especies vegetales y animales de dichos ecosistemas. Así, la variabilidad de la contaminación radiactiva en los hongos es grande, dependiendo de la especie de que se trate, del tipo de suelo y de otros factores desconocidos que determinan su incorporación.

- Los hongos simbióticos, y especialmente los micorrícicos, concentran Cs-137 en cantidades mayores que los saprobios, aunque el rango de concentración para cada tipo de hongos varía ampliamente

- La mayor concentración de actividad de Cs-137 se obtuvo en *Clavariadelphus truncatus* y la menor en *Agaricus campestris*, mientras que el contenido de K-40 en ambas especies es prácticamente el mismo.
- La gran capacidad de quelación de cationes inorgánicos de *Clavariadelphus truncatus*, probablemente se deba al alto contenido de manitol que posee
- Las especies: *Clavariadelphus truncatus*, *Gomphus floccosus*, *Cortinarius caerulescens*, *Lyophyllum decastes* y *Lactarius vellereus*, son las que consideramos las mejores indicadoras de contaminación radiactiva en el suelo, en la zona estudiada, debido a su mayor cociente Cs-137/K.
- Los valores del Cociente de Concentración(RC) y del Coeficiente de Transferencia Agregado(CTA) de Cs-137, reportados en otros países para distintas especies de hongos, fueron similares a los que se obtuvieron en este trabajo, indicando que la incorporación del radionúclido, para cada especie de hongo, no depende de los niveles de concentración en suelo
- Las mayores dosis equivalentes efectivas anuales debidas a la ingestión de hongos fueron las correspondientes a *Clavariadelphus truncatus*, *Gomphus floccosus*, *Cortinarius caerulescens*, *Lyophyllum decastes*, *Ramaria flava* y *R. botrytis*, así como para *Lactarius vellereus*.
- Debería tratarse de cultivar *in vitro*, las especies con mayor capacidad de incorporación de Cs-137, para realizar futuras investigaciones en otras áreas, como bioquímica, fisiología, efectos biológicos de las radiaciones, biorremediación, etc.
- Los indicadores biológicos de contaminación, en este caso los hongos, proporcionan una medida integrada de exposición a lo largo de un cierto tiempo, ya que suelen estar presentes en áreas remotas y no requieren de equipo técnico costoso para su muestreo y preparación. El hecho de que los niveles de Cs-137, en las muestras de hongos del Cerro Coatepec, sean en general ligeramente superiores que en el CNM, indica que la instalación nuclear no ha emitido Cs-137 a la atmósfera
- Los programas de vigilancia radiológica ambiental deben proporcionar medidas continuas y en tiempo real, para que puedan utilizarse en la detección temprana de cualquier emisión radiactiva accidental. Como parte de esta vigilancia, el análisis de muestras de partículas suspendidas en aire, de suelo y de hongos, así como de otros indicadores biológicos, son de gran utilidad para la determinación de los coeficientes de transferencia suelo-planta, ya que nos proporcionan un panorama integrado en el tiempo de las concentraciones de radionúclidos biodisponibles en el ambiente.
- América Latina es una gran región del mundo, en la que existen marcadas diferencias ecológicas, de recursos, de densidades de población y de sistemas de uso de la tierra. La investigación y los sistemas de muestreo deben poder evaluar el impacto de las diferentes

actividades antropogénicas sobre el ambiente, como parte de los principios del desarrollo sustentable, por lo que es necesario que se desarrollen laboratorios con técnicas analíticas nucleares, para que puedan medirse concentraciones traza de diferentes elementos, estables o radiactivos, en los indicadores biológicos de contaminación ambiental, ya sea de origen industrial o proveniente de las instalaciones nucleares.

REFERENCIAS

- Abe M., Kurotaki K., Shibata S., Takeshita H., Abe S., 1993. Trend analysis of ten years of changes in radioactive substances in the atmosphere at Chiba, Japan. In *Proc. of a Symposium: Isotope techniques in the study of past and current environmental changes in the hydrosphere and the atmosphere*. IAEA- SM-329/8: 35-42, Vienna.
- Anderson C.P. y Rygiewicz P.T., 1991. Stress interactions and mycorrhizal plants response: understanding carbon allocation priorities. *Environ. Pollution*, **73**: 214-244.
- Anderson K.G. y Roed J., 1994. The behaviour of Chernobyl Cs-137, Cs-134 and Ru-106 in undisturbed soil: implications for external radiation. *J. Environ. Radioact*, **22**: 183-196.
- Andolina J. Y. Guillitte O., 1990. Radiocesium availability and retention sites in forest humus. In Desmet, G.; Nassimbeni, P.; Belli, M., eds. *Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments*. Elsevier: 135- 142, London.
- Armengaud A. y Genthon C., 1993. Modelling global distributions of Rn-222, Pb-210 and Be-7 in the atmosphere with general circulation models. In: *Proc. of a Symposium: Isotope Techniques in the Study of Past and Current Environmental Changes in the Hydrosphere and the Atmosphere*. IAEA: 15-24, Vienna.
- Auerbach S.I. 1987. Comparative behaviour of three long-lived radionuclides in forest ecosystems. In: *Proc. of CEC-CIEMAT Annual Seminar on the Cycling of Long-lived Radionuclides in the Biosphere: Observations and Models*: 15-19, Madrid.
- Ban-nai T., Muramatsu Y., Yoshida S., 1997. Concentration of Cs-137 and K-40 in edible mushrooms collected in Japan and radiation dose due to their consumption. *Health Phys.* **72** (3). 384-389.
- Becker G., 1989 *Champignons* ARTIA Edic., Praga
- Becquerel H. 1896., C.R. Acad. Scien, 24 de febrero, Paris.
- Belli M., Blasi M., Borgia A., Deluisa A., Menegon S., Michelutti G., Nazzi P., Piridori G., Sansone V., 1990. The behaviour of cesium in mountainous soils. In Desmet, G., Nassimbeni, P.; Belli, M., eds. *Transfer of Radionuclides in Natural and Seminatural Environments*. Elsevier: 143-151, London.
- Bengtsson L., 1986. Después de Chernobil? Información de las consecuencias que el accidente de Chernobil tuvo para Suecia. Información especial del Director General del Instituto de Protección contra la Radiactividad, Estocolmo
- Bertel E., 1995. La energía nuclear y el debate sobre el medio ambiente: el contexto de las opciones. *Bol. IAEA* 4, Viena.
- Bessey E. A., 1950. *Morphology and taxonomy of fungi*. Blakiston, Filadelfia
- BIOMOVS, 1990. *Proceedings of the Symposium BIOMOVS on the Validity of Environmental Transfer Models*. The Swedish Radiation Protection Institute, Estocolmo
- Birkinshaw J.H., 1965. Chemical constituents of the fungal cell. En Ainsworth, G.C. y Sussman A.S. edit. *The Fungi* vol.1: 179. Academic Press, New York

- Black S C., Douglas R.L., Barth D.S., 1976. Gaseous radioiodine transport in the air-forage-cow-milk system. Environmental Protection Agency; EMSL-LV-539-2, Las Vegas
- Bultemann, V., Ruppel H., Witt, H.I, 1964. Nature 204 646.
- Bunzl K. y Kracke W., 1988. Cumulative deposition of Cs-137, Pu-238, Pu-239+240 and Am-241 from global fallout in soil forest, grassland and arable land in Bavaria (FRG) J. Environ. Radioact 8: 1-14.
- Byrne A R., 1988. Radioactivity in fungi in Slovenia, Yugoslavia, following the Chernobyl accident. J. Environ. Radioact. 6: 177-183.
- CAC, 1989. (Codex Alimentarius Commission). Consideration of proposals for action in relation to accidental radionuclide contamination of foods. 18th Session Alinorm 89/11.W/Z4 473, WHO.
- Canet A. y Jacquemin R., 1990. Methods for measuring radium isotopes. gamma spectrometry. The Environmental behaviour of Radium In IAEA Technical Report Series 310 (2): 189-204, Vienna.
- Cifuentes B., J., Villegas R., M., Pérez R., L., 1986. Hongos En Lot, A y Chiang, F. Manual de Herbario. Dpto. de Botánica, Inst. Biol. UNAM. Consejo Nacional de la Flora de México, A.C., México, D.F.
- Clint G., Harrison A., Howard D., 1990. The release of Cs-137 from plant litters and effects of microbial activity on this process. In Desmet, G.; Nassimbeni, P.; Belli, M, eds. Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments. Elsevier: 275-282, London
- Cruz-Ulloa B.S., 1995. Micorrizas. Un caso de Simbiosis entre Plantas y Hongos Colegio de Ciencias y Humanidades, Plantel Sur. UNAM. México, D F
- Danesi P R., 1996. Los cambios ambientales en perspectiva: respuesta mundial a los desafíos Bol. IAEA 38 (2) 2-8, Viena.
- Davis J.J., 1963 Radioecology Reinhold: 539-556, New York
- Derek Reid D., 1981. Los hongos y las setas. Edit Fontalva, S A, Barcelona.
- Dighton J y Horril E., 1988 Radiocaesium accumulation in the mycorrhizal fungi *Lactarius rufus* and *Inocybe longigystis* in upland Britain, following the Chernobyl accident Trans. Br. Mycol. Soc. 91 (2).
- Dighton J, Clint G.M., Poskitt J, 1991 Uptake and accumulation of radiocaesium by upland grassland soil-fungi: a potential pool of Cs immobilization Mycol. Res 95: 1052-1056.
- Eisenbud M., 1973. Mechanisms of transport in the atmosphere. In: Environmental radioactivity, Academic Press. 115-117, New York.
- EML, 1992 Environmental Measurements Laboratory Procedures Manual. Department of Energy, 27th Edition, New York.
- Eveling D W., Wilson R.N., Bataille A., 1990. Environmental effect on sporocarp counts over fourteen years in a forest area Mycol. Res 94: 998-1002.

- Feely H.W., Larsen L.J., Sanderson C.G., 1989. Factors that cause seasonal variations in beryllium-7 concentrations in surface air. *J. Environ. Radioact.* 9: 223-226.
- Fogel R., 1980 Mycorrhizal and nutrient cycling in natural forest ecosystems *New Phytologist*. 86: 199-212.
- Fraiture A., 1992. Introduction to the Radioecology of forest ecosystems and survey of radioactive contamination in food products from forest. Report of the Commission of the European Communities. *Radiation protection* 57.
- Fraiture A., Guillitte O., Lambionon J., 1990. Interest of fungi as bioindicators of the radiocontamination in forest ecosystems. In Desmet, G.; Nassimbeni, P.; Belli, M., eds. *Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments* Elsevier. 477-484, London
- Frissel M.J., 1992. An update of the recommended soil-to-plant transfer factors *Eighth report of the IUR Working Group on soil-to-plant transfer*, IUR, Balen.
- FSAR., 1979. *Final Safety Analysis Report*. Laguna Verde Nuclear Power Station Comisión Federal de Electricidad, México.
- Fry F.A., Clarke R.H., Riordan M.C , 1986. Early estimates of UK radiation doses from the Chernobyl reactor. *Nature* 321: 193-195, London.
- García J J, Pedraza K.D., Silva B C.I., Andrade M.R.L., Castillo T.J., 1998 *Hongos del Estado de Querétaro*. Centro Universitario Cerro de las Campanas, Santiago de Querétaro, Qro
- García-Oliva F., Martínez-Lugo R., Mass J.M., 1995 Soil Cs-137 activity in a tropical deciduous ecosystem under pasture conversion in Mexico. *J. Environ. Radioact.* 26: 37-49.
- Gasó M.I. y Cervantes M.L., 1992. Estimación de la tasa de dosis gamma en aire en el Centro Nuclear y en el CADER de México. *Rev Inv. Más Desarrollo, Ciencia y Tecnología Nuclear* 2: 37-41
- Gasó M.I, Cervantes M.L , Segovia N , Abascal F , Salazar S., Velázquez R , Mendoza R., 1995 Cs-137 and Ra-226 determination in soil and land snails from a radioactive waste site. *Sci. Tot. Environ* 173: 41-45.
- Gasó M I, Cervantes M L , Segovia N., Salazar S., 1996 Soil-fungi radiocesium transfer in forest ecosystems in Mexico. *Environ. Int.* 22: 365-368
- Gasó M.I., Cervantes M.L , Quintero E., 1998. Programa de Vigilancia Radiológica Ambiental del Centro Nuclear de México Informe de resultados correspondiente al periodo de enero a diciembre de 1997 Salazar, Edo de México
- Giovani C , Nimis P.L., Padovani R , 1990 Investigation of the performance of macromycetes as bioindicators of radioactive contamination. In Desmet G., Nassimbeni P, Belli M, eds *Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments*. Elsevier: 485-491, London.
- Grueter H., 1971. Radioactive fission product Cs-137 in mushrooms in W, Germany during 1963-1970. *Health Phys.* 20: 655-656
- Guillitte O., Fraiture A , Lambionon J., 1990 a Soil-fungi radiocesium transfers in forest ecosystems In Desmet, G.; Nassimbeni, P., Belli, M., ed., *Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments*. Elsevier 463-476, London
- Guillitte O., Koziol M, Debauche A., Andolina J., 1990 b Plant-cover influence on the spatial distribution of radiocesium deposits in forest ecosystems. In. In Desmet, G ,

- Nassimbeni, P.; Belli, M., eds. *Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments*. Elsevier: 444-449, London
- Guzmán G., 1993. La diversidad de hongos en México. *Ciencias* 39: 52-57, México, D.F.
- Guzmán, G., Mata G., Salmones D., Soto-Velazco, C., Guzmán-Dávalos, L., 1993. *El cultivo de los hongos comestibles*. IPN, México, D.F.
- Guzmán G., 1994. Las colecciones de hongos en México y su problemática en la biodiversidad del país. *Bol. Soc. Bot. Méx.* 55: 35-37, México, D.F.
- HacsKaylo E., Palmer J.G. y Vozzo J.A., 1965. Effect of temperature on growth and respiration of ectotrophic mycorrhizal fungi. *Mycologia* 57: 748-756.
- Haselwandter K. 1988. Accumulation of the radioactive nuclide Cs-137 in fruit bodies of basidiomycetes. *Health Phys.* 34: 713.
- Heim R. y Wasson R.G., 1958. *Les champignons hallucinogènes du Mexique*. De Mus Nat. d'Hist. Nat., Paris
- Herrera T. y Guzmán G., 1962. Taxonomía y Ecología de los principales hongos comestibles de diversos lugares de México. *An. Inst. Biol. UNAM* 32: 33-134, México, D.F.
- Herrera T., 1967. Consideraciones sobre el efecto de los hongos alucinógenos mexicanos. *Neurología-Neurocirugía-Psiquiatría* 8: 101-124.
- Herrera T. y Ulloa M., 1990. *El Reino de los hongos. Micología básica y aplicada*. UNAM y Fondo de Cultura Económica, México, D.F.
- Heinrich G., 1993. Distribution of radiocesium in the different parts of mushrooms. *J. Environ. Radioact.* 18: 229-245
- Hien P.D., Binh N.T., Truong Y., Bac V.T., NGON T., 1993. Long range transport of caesium isotopes from temperate latitudes to the equatorial zone during the winter monsoon period. In: *Isotope techniques in the study of past and current environmental changes in the Hydrosphere and the Atmosphere*. IAEA 25-33. Vienna.
- IAEA, 1975. (International Atomic Energy Agency). Objectives and design of environmental monitoring programmes for radioactive contaminants. *Safety Series 41*, Vienna
- IAEA, 1982 a. (International Atomic Energy Agency) Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine release. *Safety Series 57*, Vienna.
- IAEA, 1982 b. (International Atomic Energy Agency) Basic safety standards for radiation protection. *Safety Series 9*, Vienna
- IAEA, 1986. (International Atomic Energy Agency) Principles for limiting releases of radioactive effluents into the environment. *Safety Series 77*, Vienna.
- IAEA, 1989. (International Atomic Energy Agency). Measurement of radionuclides in food and the environment. *Technical Report Series 295*, Vienna.
- IAEA, 1991. (International Atomic Energy Agency). The international Chernobyl project. *Technical Report Series 885*, Vienna

- IAEA., 1994 a (International Atomic Energy Agency). Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. Technical Report Series 364, Vienna
- IAEA., 1994 b El accidente de Chernobil: Actualización de INSAG-1. Informe del grupo internacional asesor en Seguridad Nuclear. Colección de Seguridad 75, INSAG-7, Viena
- IAEA., 1996. (International Atomic Energy Agency). Chernobil- Diez años después. Bol. IAEA 38, (3), Vienna.
- ICRP., 1978 (International Commission on Radiological Protection). Radionuclide Release into the Environment: Assessment of doses to man. Publication 29. Pergamos Press, Oxford
- ICRP., 1985. (International Commission on Radiological Protection) Principles of monitoring for the radiation protection of the population. Publication 43., Pergamon Press, Oxford.
- ICRP., 1989 (International Commission on Radiological Protection). Age- dependent dose to members of the public from intake of radionuclides. Publication 56 (Part 1), Pergamon Press, Oxford.
- IUR., 1982. (International Union of Radioecology). Measurement of soil to plant transfer factors for radionuclides. Report EURATOM-Ital Report, Balen
- Izrael Y.A., Petrov V.N., Avdyushin S.I., Gasilina M.N.K., Rovinskii F. Ya, Vetrov V.A., Vakulovskii S.M., 1986. Radioactive contamination of the environment in the danger zone at the Chernobyl Nuclear Power Plant. Meteorol. Hydrol. 2: 5-18
- Izrael Y.A., Petrov V.N., Severov D.A., 1987. Modeling radioactive fallout near the Chernobyl Nuclear Power Plant accident. Meteorol. Hydrol. 7: 5-12.
- Jaquish R.E. y Bryce R.W., 1989. Environmental Report for Calendar Year 1988. Hanford Site PNL 6825-UC-41, Richland, WA.
- Joshi S.R., 1987. Early Canadian results on the long-range transport of Chernobyl radioactivity. Sci. Tot. Environ. 63: 125-137.
- Kida H., 1977. A numerical investigation of the atmospheric general circulation and stratospheric-tropospheric mass exchange:II Lagrangian motion of the atmosphere. J. Meteorolog. Soc. Japan. 55: 77-88.
- Kiefer H. y Maushart R., 1965. Direct information 15, Suppl to Atompraxis.
- Kiefer P., Prohl G., Muller H., Lindner G., Drissner J., Zibold G., 1996. Factors affecting the transfer of radiocaesium from soil to roe deer in forest ecosystems of southern Germany. Sci. Tot. Environ. 192: 49-61.
- Knapp H.A., 1963. I-131 in fresh milk and thyroids following a single deposition of nuclear test fallout. Department of Energy, TID-19266, Washington, D.C.
- Krivolutsky D.A., Riojas M.E., Pimienta E., Miniyeva N.Y., Cervantes L., Gaso I., 1993. Radionuclide concentration in soil and plant due to the fallout in a semiarid ecosystem of

- Mexico. Biogeomon Symp. On Ecosystem Behaviour: Evaluation of Integrated Monitoring in Small catchments: 18-20, Prague.
- LANL., 1987. (Los Alamos National Laboratory). Environmental surveillance at Los Alamos during 1986. LA-10992-ENV, Los Alamos, NM.
- Leggett R.W., Dicson H.W., Haywood F.F., 1978. A statistical methodology for radiological surveying SM-229/103 IAEA, Vienna
- Leising C., 1986. The contribution of foliar uptake to the contamination of plant products after the Chernobyl fallout 2nd Int. Contact Sem. In Radioecol., Piacenza, Italia.
- List R.J. y Telegadas K., 1969. Using radioactive tracers to develop a model of the circulation of the stratosphere. *J. Atmospheric. Sci.* 26: 1128-1136
- Lucas J.W. y Perry R., 1972. Caesium-137 in plant produce: I. Its origins and concentrations in plants. *Olant Foods Hum. Nutr.* 2. 185-191.
- MacKenzie A.B ; Farmer J.G.; Sugden C.L., 1997. Isotopic evidence of the relative retention and mobility of lead and radiocaesium in Scottish ombrotrophic peats. *Sci. Tot. Environ* 203: 115-127.
- Magidin R., Gaso M.I., Vez M.L , 1987. Ordenamiento ecológico y proyecto de decreto de las zonas de exclusión e influencia media y baja de la Planta Nucleoeléctrica de Laguna Verde. Contrato ININ-SEDUE No. 412-007-86, México, D F.
- Mapes C., Guzmán G y Caballero J , 1981. Etnomicología Purépecha El conocimiento y uso de los hongos en la Cuenca de Pázcuaro, Michoacán. Cuadernos de Divulgación 2. Soc Mex. de Micología e Instituto de Biología, México, DF
- Martín-Carrera D., Sobal M, Morales P., Martínez W , Aguilar A., Larqué-Saavedra A , 1995 Edible mushroom cultivation and sustainable agriculture in Mexico *Afr., J. Mycol. Biotech* 3: 13-18
- Mascanzoni D., 1987. Chernobyl's challenge to the environment: A report from Sweden. *Sci. Tot. Environ.* 67 133
- Mascanzoni D., 1990. Uptake of Sr-90 and Cs-137 by mushrooms following the Chernobyl accident. In Desmet, G , Nassimbeni, P.; Belli, M, eds. *Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments.* Elsevier, London: 459-467
- Matson J., 1984. Quantifying plant response to ozone: a unifying theory *Tree Physiology* 3 63-91
- McCormick J.F , 1969 Effects of ionizing radiation on a pine forest. *Proc. Symposium on Radioecology* Nelson D.J., Evans F.C., Eds., US Atomic Energy Commission, Oak Ridge, TN
- McGee E.J, Johanson K.J., Keatinge M J Synnott H.J., Colgan P.A , 1996 An evaluation of ratio systems in radioecological studies. *Health Phys.* 70: 215-221
- Merino L , 1996 Bosques y plantaciones forestales. Cuadernos Agrarios 14, Nueva Época. SEMARNAP Edición Federación Editorial Mexicana. Año 6, 14: 167-162, México D.F.
- Mihok S., Schwartz B , Wiewel A.M., 1989 Bioconcentration of fallout Cs-137 by fungi and red-backed voles (*Clethrionomys gapperi*) *Health. Phys.* 57: 959-966

- Mittermeier R. A., 1988. "Primate diversity and tropical forest. Case studies from Brazil and Madagascar and the importance of the megadiversity countries". In E.O. Wilson (ed), *Biodiversity*, National Academy Press, Washington, D.C.
- Molina G., Borrayo R., Maldonado H., Gaso M.I., Cervantes L., 1996 Niveles de intervención derivados para radionúclidos en alimentos, la experiencia mexicana *Protección radiológica en América Latina y el Caribe I*: 598-601, Lima,
- Molina R., O Dell T., Luoma D., Amaranthus M., Castellano M., Russell K., 1993. *Biology, Ecology and Social Aspects of Wild Edible Mushrooms in the Forest of the Pacific Northwest. A Preface to Managing Commercial Harvest*. United States Department of Agriculture, Forest Service. *General Technical Report PNW-GTR-309*
- Monte L., 1991. Analysis of radiocontamination data, collected in Italy following the Chernobyl accident, for the evaluation of transfer parameters of radionuclides in the deposition-vegetation-cow-milk pathway *J. Environ. Radioact.* 14: 317-329.
- Monte L., 1996. Collective models in environmental sciences *Sci. Tot. Environ.* 192 41-47.
- Mould R.F., 1988. *Chernobyl, the real story*. Pergamon Press, Oxford.
- Mück K., 1997. Long- term effective decrease of cesium concentration in foodstuffs after nuclear fallout. *Health Phys.* 72(5): 659-673
- Muramatsu Y, Yoshida S , Sumiya M., 1991. Concentrations of radiocesium and potassium in basidiomycetes collected in Japan. *Sci. Tot. Environ.* 105: 29-39.
- Muller H y Prohl G., 1993. ECOSYS-87. A dynamic model for assessing radiological The consequences of nuclear accidents. *Health Phys.* 64: 232-252,.
- Newell R.E., 1971. The global circulation of atmospheric pollutants. *Sci. American* 224 32-42.
- Newell R.E., 1963 Transfer through the tropopause and between the stratosphere. *Quart. J. R. Met. Soc.* 89: 167-204.
- Nielsen B. y Strandberg M., 1988 A literature study of the behaviour of caesium, strontium and plutonium in the soil-plant ecosystem. Riso National Laboratory, DK-4000 Roskilde, Denmark
- Nishizawa K, Takata K , Hamada N., Ogata Y., Kojima S., 1986. I-131 in milk and rain after Chernobyl. *Nature* 324 308 .
- Nolan C y Margulis E., 1968. Comparative aspects of primary structures of protein *Annu. Rev. Biochem.* 37 727- 750
- NOM (Norma Oficial Mexicana) AA-21-1985. Protección al ambiente. Contaminación del suelo por residuos sólidos municipales Determinación de materia orgánica. SECOFI-DGN México, D F
- NOM (Norma Oficial Mexicana). 012-STPS-1993 Condiciones de seguridad e higiene en los centros de trabajo donde se manejan, almacenan o transportan fuentes generadoras o emisoras de radiaciones ionizantes capaces de producir contaminación en el ambiente laboral. Diario Oficial 20 de julio de 1993. México, D.F.
- NOM (Norma Oficial Mexicana) 006-NUCL-1994. Criterios para la aplicación de los Límites Anuales de Incorporación para Grupos Críticos del Público México, D F
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development)., 1996 *Chernobyl ten years on radiological and health impact*, París

- Ohno T. and Hess C T., 1994 Levels of Cs-137 and K-40 in wood ash-amended soils *Sci. Tot. Environ.* 152: 119-123.
- O'Loughlin E.M, 1986. Prediction of surface saturation zone in natural catchment by topography analysis *Water Resour. Res.* 22: 794-804
- OMS (Organización Mundial de la Salud), 1987. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Principios básicos de la red mundial OMS/PNUMA de Vigilancia de la Radiación Ambiental. Reunión de Expertos, Le Vesinet, Francia.
- Pannetier R., 1970. Original use of the radioactive tracer gas krypton-85 to study the meridian atmospheric flow. *J. Geophys. Res.* 75: 2985-2989.
- Pegler D.N., 1987. *The Mitchell Beazley pocket guide to mushrooms and toadstools.* Edit. by Mitchell Beazley Publishers. London.
- Phillips D.J.H y Segar, D.A., 1986. Use of bio-indicators in monitoring conservative contaminants: Programme design imperatives. *Mar. Poll. Bull.* 17:10-17
- Pleasant J.C , McDowell-Boyer L.M , Killough G.G , 1980. RAGTIME. A FORTRAN IV implementation of a time-dependent model for radionuclides in agricultural systems. Model: ORNL/NUREG/TM-371.
- Poldini L , 1990 Naturalness and Artificiality. In Desmet, G.; Nassimbeni, P., Belli, M., eds. *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments* Elsevier Applied Science, London.
- Pourchet M y Pinglot J.F , 1986. The northerly extent of Chernobyl contamination *Nature* 323: 676
- Puđykiewicz J , 1988 Numerical simulation of the transport of radioactive cloud from the Chernobyl nuclear accident. *Tellus* 40B: 241-259.
- Puđykiewicz J , 1989. Simulation of the Chernobyl dispersion with a 3-D hemispheric tracer model. *Tellus* 41B. 391-412.
- Quintero E., Lopez H., Cervantes L., 1996 Gamma and beta background counting of I-131 in milk in the vicinity of the Nuclear Center, Mexico *J. Radioanal. Nucl. Chem., L.* 214 (4): 309-317
- Randa Z., Benada J., Horyna J, 1990 Mushrooms-significant source of internal contamination by radiocaesium. In: Desmet, G.; Nassimbeni, P., Belli, M., eds *Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments.* Elsevier Applied Science: 169-178, London
- Rantavaara A., 1987. Radioactivity of vegetables and mushrooms in Finland after the Chernobyl accident in 1986. Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety Report STUK-A59
- Riedlinger T.J, 1990 *The sacred mushroom seeker* Essays for R Gordon Wasson Discorides Press Portland, Oregon.
- Riojas-Lopez M.E., Mineeva N.Y., Gaso M.I., 1991 Radioecological monitoring in the region of the National Institute of Nuclear Investigations in Mexico. *The International Symposiumm on Bioindicators and Biomonitoring.* USSR Academy of Sciences. Zagorsk

- Rommelt R., Hiersche L., Schaller G., Wirth E., 1990. Influence of soil fungi (basidiomycetes) on the migration of Cs-134 + Cs-137 and ⁹⁰Sr in coniferous forest soils In: Desmet, G ; Nassimbeni, P.; Belli, M, eds. Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments Elsevier Applied Science: 152-160, London
- Rozanski K. y Froelich K., 1996. La radiactividad y las ciencias geológicas: Comprensión del medio natural. Bol. IAEA 2: 9-15
- RPPMRA. Reporte Preoperacional del Programa de Monitoreo Radiológico Ambiental, 1989 Central Laguna Verde Comisión Federal de Electricidad, Laguna Verde, México.
- Salas G.P., 1988. Geología económica de México. Fondo de Cultura Económica, México D.F.
- Salazar S.; Alvarez C.; Silva H. A.; Dorantes C., Gaso M. I.; Segovia N.; Perez I., 1994. Radioactivity in air around nuclear facilities in Mexico. *Environ. Int.* 20. 747-756.
- Salazar S y Jimenez-Lima P.G., 1993. Be-7 on surface air Laguna Verde area. *Atmósfera* 6 145-153 Veracruz, México.
- Schell W R., Berg M.T., Myttenaere C., Massey C D., 1994. A review of the deposition and uptake of stable and radioactive elements in forests and other natural ecosystems for use in predictive modeling. *Sci. Tot. Environ.* 157:153-161.
- Schell W R.; Linkov Y.; Myttenaere C ; Morel B., 1996 A dynamic model for evaluating radionuclide distribution in forest from nuclear accidents. *Health Phys.* 70 (3) 318-335
- Schuller P., 1989 Implementación de redes nacionales de medición y evaluación de la radiactividad ambiental. *Memorias Congreso IAEA*, Rio de Janeiro
- Schwibach J., Bretschneider J., Von Gadow A., Haubelt R., Riedel H., Winkelmann I., 1977. Methods and results of surveillance of radionuclides from nuclear power plants. Report STH-BERICHT 5/77. Federal Health Office. Neuherberg, Germany
- Segovia N , Gaso M.I., Tejera A., Tamez E., 1989. Environmental radioactivity survey in site studies. *J. Radioanal. Nucl. Chem. Art.* 132(2). 339-348
- Segovia N., Gaso M.I., Chavez A., Tejera A , Gutierrez A., Azorin J , Balcazar M , Lopez A., Tamez E , Cervantes L., Monnin M., 1990 Environmental Alpha and Gamma survey. *Rad. Prot. Dosim.* 34 219-222.
- Seitz R., 1996 Desarrollo sostenible y generación de electricidad: Comparación de las repercusiones de la evacuación de desechos Bol. IAEA 2 Viena
- Seward M.R., Heslop J A , Green D , Bylinska E.A., 1988. Recent levels of radionuclides in lichens from southwest Poland with particular reference to Cs-134 and Cs-137 *J. Environ. Radioact.* 7 123-129
- Shapiro S S. y Wilk M.B , 1965 An analysis of variance test for normality (complete samples) *Biometricka* 52: 591-611
- Sheppard S.C. y Evenden W.G., 1997. Variation in transfer factors for stochastic models. soil-to-plant transfer *Health Phys.* 72 (5) 727-733.
- Shimada Y., Morisawa S., Inoue Y., 1996. A numerical model for the analysis and evaluation of global Cs-137 fallout *Health Phys.* 70 (2). 171-179.

- Shimmack W. y Bunzl K., 1992. Migration of radiocesium in two forest soils as obtained from field and clumn investigation. *Sci. Tot. Environ.* 116: 93-107
- Shutov V.N., 1992. Influence of soil properties on Cs-137 and Sr-90 intake to vegetation In 8th Report of the IUR Working Group Soil-to-plant transfer. Balen, Belgium .
- Shutov V.N., Bruk G Y., Balonov M I., Parhomenko V.I., Pavlov I.J., 1993 Cesium and strontium radionuclide migration in the agricultural ecosystem and estimation doses to the population. Washington: Research Enterprises. *The Chernobyl Papers.* 1: 167-218
- Shutov V.N., Bruk G.Y., Basalaeva L.N., Vasilevitskiy V A, Ivanova NP, Kapiun I S, 1996 The role of mushrooms and berries in the formation of internal exposure doses to the population of Russia after the Chernobyl accident. *Radiat. Prot. Dosim.* 67 55-64.
- Shiraishi K., Muramatsu Y, Nakajima T., Yamamoto M, Los I.P., Kamarikov I.Y, Buzinny M.G., 1993 Radionuclide contents in environmental samples as related to the Chernobyl accident *J. Radioanal. Nucl.Chem. Art.* 171: 319-328.
- Singer R., (1986) *Agaricales in Modern Taxonomy.* 4a. de Koeltz Scientific Books, Koenigstein.
- Sutherland R.A. y de Jong E., 1990. Quantifying redistribution fields using cesium-137, Outlook, Saskatchewan. *Catena Supplement.* 17: 177-193.
- Taylor H W., Hutchinson-Benson E., Svoboda J., 1985. Search for latitudinal trends in the effective half-life of fallout Cs-137 in vegetation of the Canadian Arctic *Can. J. Bot.* 63 792-796
- Till J E y Meyer H.R., 1983. Radiological assessment Report NUREG/CR-3332. New York
- Tobler L., Bajo S, Wyttenbach A., 1988 Deposition of Cs-134, 137, from Chernobyl fallout on Norway spruce and forest soil and its incorporation into spruce twigs *J. Environ. Radioact.* 6: 225-245
- Trappe J.M., 1962. Fungus associates of ectotrophic mycorrhizae. *Bot Rev* 28:538-606
- Trappe J.M., 1977. Selection of fungi for ectomycorrhizal inoculation in nurseries *Annu. Rev. Phytopathol.* 15:23-222.
- Ulloa M y Hanlin R, 1978. *Atlas de Micología básica.* Edit Concepto México, D F
- Ulloa M y Herrera T., 1994. *Etimología e Iconografía de géneros de hongos Cuaderno 21* Inst. de Biología. UNAM México, D.F.
- UNAM, 1991 (Universidad Nacional Autónoma de México) *Carta de Unidades Taxonómicas de suelo.* IV.7.1 Instituto de Geografía Impreso por el Sistema de Información Geográfica, S A., México D F
- UNAM, 1992 (Universidad Nacional Autonoma de México) *Carta de regimenes de humedad del suelo* IV.6.2 Instituto de Geografía Impreso por el Sistema de Información Geográfica, S A., México D. F
- UNSCEAR, 1982. (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation). *Ionizing radiation: Sources and biological effects.* United Nations, New York.
- UNSCEAR, 1988 (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation). *Sources, effects and risks of ionizing radiation.* United Nations, New York.

- UNSCEAR, 1993. (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation). Sources, effects and risks of ionizing radiation. United Nations, New York.
- USNRC, 1992. (U.S. Nuclear Regulatory Commission). Title 10. Energy Parts 0 to 50, App. B. Annual Limits on Intake (ALI's) and Derived Air Concentration (DAC's) of Radionuclides for Occupational Exposure Effluent Concentration Concentrations for Release to Sewerage. 20.1001-20.2401. Washington D C.
- Van Bergeijk K.E., Noordijk H, Lembrechts J., Frissel M.J., 1992 Influence of pH soil type and soil organic matter content on soil-to-plant transfer of radiocesium and strontium as analyzed by a non parametric method *J. Environ. Radioact.* 15: 265-276.
- Vetter J, Siller I, Horvath Zs., 1997 Zinc content of sporocarps of basidiomycetous fungi *Mycologia* 89 (3): 481-483.
- Vicente Córdoba C., 1975. *Fisiología de las sustancias líquénicas*. De. Alhambra Madrid
- Walling D.E. y Quine T.A., 1991. Use of Cs-137 measurements to investigate soil erosion on arable fields in the UK : Potential and limitations. *J. Soil Sci.* 42: 147-165.
- Wasson V.P. y Wasson R.G., 1957. *Mushrooms, Russia and History*. Pantheon Books, Nueva York
- Weaver C.L y Harward E.D , 1969 Surveillance of nuclear power reactors U.S. Publ. Health Rep. 82 899-912.
- Wedepohl K.H., 1974. *Handbook of Geochemistry*, Springer-Verlag, Berlin
- Whicker F.W y Fraley L Jr., 1974 Effects of ionizing radiation on terrestrial plant communities. *Advances in radiation biology*, Vol 4, Academic Press, New York
- Whicker F.W y Kirchner T B., 1987. PATHWAY: A dynamic food-chain model to predict radionuclide ingestion after fallout deposition. *Health Phys.* 52: 717-723.
- Whicker F W y Schultz V , 1982 *Radioecology: Nuclear Energy and the Environment* Vol I, CRC Press, Boca Ratón, FL
- Whittaker R.H , 1969. New concepts of Kindoms of organisms *Science* 163. 150- 160
- WHO (World Health Organization), 1986 Guidelines for the study of dietary intake of chemical contaminants. GEMS (Global Environmental Monitoring System). Publication 87 Ginebra.
- WHO (World Health Organization), 1989 Derived intervention levels for radionuclides in food. Guidelines for application after widespread radioactive contamination of resulting from a major radiation accident. Geneve.
- Yamagata N , Matsuda S., Chiba M , 1969 Radioecology of cesium-137 and strontium-90 in a forest *J. Radiat. Res.* 10 107-112.
- Yamamoto M , Shiraishi K , Los I P , Kamarikov I Y , Buzinny M G., 1995 Alpha-emitting radionuclide contents in food samples as related to the Chernobyl accident *J. Radioanal. Nucl. Chem. L.* 201 (6) 459-468.
- Yoshida S y Muramatsu Y , 1994a Accumulation of radiocesium in basidiomycetes collected from Japanese forests. *Sci. Tot. Environ.* 157: 197-205.
- Yoshida S. y Muramatsu Y , 1994b. Concentrations of radiocesium and potassium in Japanese mushrooms. *Environ. Sci.* 7: 63-70.
- Yoshida S., Muramatsu Y., Ogawa M., 1994. Radiocesium concentration in mushrooms collected in Japan *J. Environ. Radioact.* 22. 141-154.

Zenteno M. y Herrera T., 1958. Hongos alucinantes de México. Datos bibliográficos
Obtención de carpóforos de *Psilocybe cubensis* (Earle) Sing. An. Inst. Biol. 29 49-72

GLOSARIO

ACTIVIDAD. Es el número de transformaciones nucleares espontáneas que se producen en una cantidad de un radionúclido en la unidad de tiempo. La unidad de actividad en el Sistema Internacional es el Becquerel (Bq), que corresponde a una desintegración / segundo. El Curie (Ci), es una unidad especial de actividad que no pertenece al Sistema Internacional (SI); 1Ci equivale a 3.7×10^{10} Bq. Suelen usarse prefijos para indicar fracciones o múltiplos de la unidad del SI, como por ejemplo: mili (m) (10^{-3} Bq); micro (μ) (10^{-6} Bq), kilo (k) (10^3 Bq), o peta (P) (10^{15} Bq).

ADNATAS. Láminas adheridas al estípite en los Basidiomycetes.

ALARA. La filosofía de la protección radiológica está basada en el criterio ALARA (tan bajo como razonablemente pueda alcanzarse), para reducir todas las exposiciones a las radiaciones ionizantes al valor más bajo posible, teniendo en cuenta factores económicos, tecnológicos y sociales

ANASTOMOSADAS. Que se fusionan o se unen entre si.

APICULADA Que tiene una pequeña prolongación aguda, en alguna estructura.

APOTECIO. Fructificación abierta de los Ascomycetes en forma de copa, disco, alveolos, etc

BASIDIO Célula reproductora en forma de clava, propia de los Basidiomycetes.

BIODISPONIBILIDAD Forma química o asociación con complejos intercambiadores de iones, en la que se encuentra un elemento químico o un contaminante en el suelo, que permite su incorporación por los seres vivos presentes en ese medio

BIOCENOSIS Componente de un ecosistema o conjunto de organismos vivos correspondiente, por la composición y el número de especies, a ciertas condiciones medias de un ambiente en el cual viven y se reproducen de manera permanente.

BIODIVERSIDAD. Es la variación existente entre individuos, especies y ecosistemas y que han resultado de los mecanismos evolutivos y ecológicos que han operado en la tierra durante 4000 millones de años.

BIOTOPO. Se considera la parte física del ecosistema y está formado por cualquier medio en el que la vida pueda desarrollarse. Las características físicas y químicas del biotopo son esenciales, para el desarrollo en ellos, de una biocenosis

CARPÓFORO. Conjunto formado por el píleo, el himenio o himenóforo y el estípite.

CENOCÍTICO. Micelio continuo de una sola célula, presente por lo general, en los hongos ficomicetes. Talo en el que los núcleos se encuentran incluidos en un citoplasma común, continuo, sin estar separados por tabiques o septos transversales.

CESPITOSO Hongos que crecen unidos en su base.

CISTIDIO Células estériles del himenio, que se encuentran entre los basidios

COCIENTE DE CONCENTRACIÓN (CR). Es la concentración de un elemento en la planta (p.s) dividida entre la concentración del mismo elemento en el suelo (p.s.) y puede ser utilizado tanto para elementos no radiactivos, como para isótopos radiactivos

COEFICIENTE DE TRANSFERENCIA AGREGADO. Parámetro que relaciona la concentración de actividad en el producto alimenticio (Bq kg^{-1}), con la actividad depositada en la superficie del suelo (Bq m^{-2}). Se expresa en $\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$.

CONCENTRACIÓN MÍNIMA DETECTABLE (CMD). Depende de los radionúclidos presentes en la muestra analizada, e indica la concentración de actividad mínima de una muestra que da lugar a una medida, la cual puede distinguirse estadísticamente de la medida de fondo, con un nivel de confianza del 95 %.

CONTEXTO. La parte carnosa de los Agaricales, situada debajo de la superficie del píleo y estípote.

CORIÁCEO Con la consistencia o el aspecto del cuero

CRENULADO. Borde de las láminas con sinuosidades pequeñas y salientes.

DECURRENTES. Láminas que se continúan hacia la parte inferior del estípote

DELICUESCENTES. Se refiere a las láminas que se hacen líquidas al madurar

DOSIS ABSORBIDA. Es la energía cedida por la radiación ionizante a la unidad de masa de tejido o del material irradiado Su unidad es el Gray (Gy) y equivale a la absorción de un Joule de energía en un kilogramo de materia. Un Gray produce diferente intensidad de efectos biológicos en el tejido dependiendo del tipo de radiación (alfa, beta, gamma, neutrones)

DOSIS COLECTIVA Con referencia a un órgano determinado o a todo el cuerpo, es la dosis equivalente que reciben los miembros de una colectividad, durante el mismo periodo de tiempo Su unidad es el Sv hombre por unidad de tiempo y es la suma del producto de las dosis individuales por el número de individuos que las reciben.

DOSIS EQUIVALENTE. Es la energía que tendría que comunicar, a la unidad de masa de un tejido, una radiación de referencia, para producirle el mismo efecto biológico que la dosis absorbida de la radiación de que se trate Esta magnitud correlaciona la dosis absorbida con los efectos deletéreos más importantes de la exposición a la radiación. Su valor numérico es

el de la dosis absorbida por el factor de calidad y por el producto de todos los demás factores modificantes que tienen en cuenta las características de la radiación y la distribución de los radionúclidos. Su unidad es el Sievert (Sv)

DOSIS EQUIVALENTE EFECTIVA. Es la suma ponderada de las dosis equivalentes para los diferentes órganos o tejidos, los cuales reflejan la diferente sensibilidad a la radiación, tanto por radiación externa como por incorporación de radionúclidos. Su unidad también es el Sievert (Sv).

DOSIS EQUIVALENTE EFECTIVA COMPROMETIDA. Es la dosis equivalente efectiva que se acumulará durante 50 años, como resultado de la incorporación de uno o varios radionúclidos.

DOSIS INDIVIDUAL Con referencia a un órgano determinado o a todo el cuerpo, es la dosis absorbida por un individuo durante un cierto periodo de tiempo. Su unidad es el Gy por unidad de tiempo

DOSIS INTERNA INTEGRADA Es la dosis que será recibida en cincuenta años en un órgano o tejido, como consecuencia de la incorporación de uno o varios radionúclidos.

ECOLOGÍA. Ciencia que estudia a los organismos y su ambiente, así como a las interacciones entre ellos. Estudia los niveles de complejidad desde un individuo hasta un grupo

ECOSISTEMA Comunidad de diferentes especies que interactúan unas con otras y con los factores físicos y químicos que conforman su medio abiótico.

ECTOMICORRIZA. Micorriza en donde el micelio del hongo penetra solamente a los espacios intercelulares de la raíz.

ELECTRONVOLT Unidad de energía utilizada en las Ciencias Nucleares. En el Sistema Internacional 1 electronvolt (eV) equivale a $1.60217733 \times 10^{-19}$ joule (J)

ENDOPERIDIO. Capa interna del peridio, cuando este se compone de dos o más capas, como en algunos Gasteromycetes.

EQUINULADAS Con la superficie cubierta de espinas.

ESTERIGMA Pequeños divertículos que se forman en el ápice de cada basidio y que sostienen las basidiosporas. También se aplica el nombre a la pequeña rama hifal o estructura que soporta a un conidio.

ESTÍPITE Corresponde al pie o la parte que sostiene al píleo en los hongos

EXPOSICIÓN Es la acción o efecto de someter a las personas a la radiación ionizante. La "exposición externa", es la exposición del organismo a fuentes de radiación exteriores a él, la "exposición global" es la exposición considerada como homogénea en el cuerpo entero, la "exposición interna", es la exposición del organismo a fuentes de radiación interiores a él, la

“exposición parcial”, es la que incide esencialmente sobre una parte del organismo o sobre uno o varios órganos o tejidos o la exposición del cuerpo entero considerada como no homogénea, la “exposición total”, es la suma de las exposiciones externa e interna. Su unidad es el Coulomb / kilogramo ($C\ kg^{-1}$).

FACTOR DE CALIDAD. Factor que ponderando la dosis absorbida, estima el daño biológico a nivel celular y en función del poder de frenado por colisión en agua, de cada tipo de radiación.

FACTOR DE CONVERSIÓN DE DOSIS. Factor que relaciona la dosis con la unidad de actividad incorporada para cada radionúclido específico. Se expresa en $Sv\ Bq^{-1}$ y para el Cs-137 tiene un valor de $1.3 \times 10^{-8}\ Sv\ Bq^{-1}$

FACTOR DE PESO. Es la proporción entre el riesgo resultante de la irradiación del tejido y el riesgo total, cuando todo el cuerpo es irradiado de manera uniforme.

FALLOUT. Depósito sistemático en la superficie terrestre de partículas suspendidas en aire, que contienen material radiactivo.

FIBRILOSA. Con la superficie cubierta de fibrillas

FONDO RADIATIVO. Está constituido por el conjunto de radiaciones ionizantes que provienen de fuentes naturales terrestres o cósmicas (en la medida en que la exposición que de ellas resulte, no se vea aumentada de manera significativa por la acción humana)

FUNGOIDE. Relativo a los hongos, olor y sabor típico de los hongos.

GLEBA. Parte interna y fértil, donde se producen las esporas de los Gasteromycetes.

GLUTINOSA. Superficie a manera de gluten o gelatina muy abundante y pegajosa.

GRUPOS CRÍTICOS DE LA POBLACIÓN. Grupos formados por personas cuya exposición sea razonablemente homogénea y representativa de la de los individuos más expuestos de la población.

GUTULADAS. Con gotas o en forma de gota.

HÁBITAT. Conjunto de biotopos que reúnen las condiciones adecuadas para la vida de un determinado organismo.

HIMENÓFORO. Conjunto de elementos himeniales que constituyen la parte fértil de los hongos y que puede ser de tipo lamelar, tubuloso-poroide, espinoso, etc.

INCORPORACIÓN. Es la cantidad de actividad tomada por el organismo del medio exterior

INFUNDIBULIFORME O INFUNDIBULAR. Que presenta forma de embudo.

INSTALACIÓN NUCLEAR. Cualquier instalación fija que produzca energía mediante un reactor nuclear; cualquier reactor nuclear o estructura que contenga combustibles nucleares dispuestos de tal modo que dentro de ella pueda tener lugar un proceso automantenido de fisión nuclear, sin necesidad de una fuente adicional de neutrones; cualquier instalación que utilice combustibles nucleares o que produzca, procese, trate o almacene, sustancias nucleares.

INSTALACIÓN RADIATIVA Cualquier instalación que contenga una una fuente de radiación ionizante; cualquier aparato productor de radiación ionizante, o cualquier local, laboratorio, fábrica e instalación donde se produzcan , manipulen o almacenen materiales radiactivos

INTRORSO. Que se abre hacia su eje.

LÍMITES ANUALES DE DOSIS PARA LOS MIEMBROS DEL PÚBLICO. El límite anual de dosis para la totalidad del organismo, referido a cualquier período de doce meses consecutivos, es de 5 mSv Para menores de 18 años, se recomienda que los límites anuales de dosis sean un décimo de los límites anuales de dosis para los miembros del público.

LÍMITE DE DOSIS. Son los límites fijados para las dosis resultantes de la exposición de las personas ocupacionalmente expuestas y de los miembros del público, no teniendo en cuenta las dosis resultantes del fondo radiactivo natural y de la exposición sufrida como consecuencia de exámenes y tratamientos médicos Los límites de dosis se aplican a las dosis recibidas por exposición externa durante el período considerado y de la dosis interna integrada resultante de la incorporación de radionúclidos, durante el mismo período.

LÍMITE DE INCORPORACIÓN ANUAL. Es la actividad que, introducida en el organismo, ocasiona para un individuo dado, una dosis integrada igual al límite de dosis anual fijado.

MAMELONADO. Ver umbonado.

MARGINADA Laminillas que aparecen escotadas en el lugar por donde se unen al estípote

MATERIALES NUCLEARES. Uranio, torio, plutonio o cualquier combinación de los mismos en cualquier forma física o química

MICETISMO Intoxicaciones provocadas por el consumo de hongos

MICOFAGIA. Consumo de hongos Es una relación ecológica que presentan los insectos y mamíferos u otro tipo de fauna con los hongos de los que se alimentan, participando en la dispersión de las esporas

MICORRIZA Estructura que está formada por la interacción de las hifas de hongos y raicillas de plantas Relación simbiótica entre las raíces y hongos.

MIEMBRO DEL PÚBLICO. Cualquier individuo de la población considerado aisladamente, con exclusión explícita de las personas ocupacionalmente expuestas, aprendices y estudiantes durante sus horas de trabajo habitual

NIVEL DE RADIACIÓN. Es la rapidez de dosis equivalente expresada en milisieverts por hora (mSv/h), definidos en un punto específico para un campo de radiación

NIVELES DE REFERENCIA. Valores establecidos para cada instalación nuclear y/o radiactiva. Tipo de actividad de ciertos parámetros relacionados con la protección radiológica, que al ser alcanzados y rebasados, implican una determinada acción por parte del usuario o de la autoridad competente. Los tres niveles son: nivel de registro, nivel de investigación y nivel de intervención

PERIDIO. Pared que delimita al cuerpo fructífero de algunos hongos.

PÍLEO Estructura en forma de sombrero que presenta el contexto en su parte media y sostiene el himenóforo en su parte inferior

POBLACIÓN. Es la colectividad formada por las personas ocupacionalmente expuestas y por los miembros del público.

PRUINOSO Revestimiento céreo en forma de capa tenue

PULVINADO Cualquier estructura en forma de cojinete.

PUBESCENTE. Superficie cubierta de finas vellosidades, de aspecto aterciopelado.

RADIACIÓN IONIZANTE Toda radiación electromagnética o corpuscular capaz de producir iones directa o indirectamente, debido a su interacción con la materia

SAPROBIOS. Forma de vida de los hongos en la cual se alimentan de sustancias orgánicas, por lo general sobre otro ser orgánico muerto, utilizando estos sustratos como alimento

SIMBIOSIS Relación ecológica en la que interactúan dos o más especies de organismos, como en el caso de las micorrizas.

SUSTANCIA RADIATIVA Toda sustancia que contiene uno o varios radionúclidos cuya actividad o concentración debe tenerse en cuenta con fines de protección radiológica

SUSTENTABLE Posibilidad de mantener o incrementar las reservas de recursos naturales renovables o de promover la sustitución de recursos no renovables por renovables

TÉRMINO FUENTE Liberaciones potenciales de material radiactivo de una instalación, que considera la naturaleza de los radionúclidos liberados por una instalación nuclear, incluyendo la forma física y química, la tasa de emisión y la configuración geométrica de la pluma radiactiva. Existen métodos para estimar las concentraciones de radionúclidos en el aire, suelo, cuerpos de agua, etc, como una función del término fuente, de la distancia desde el punto de emisión y de las propiedades de difusión en el medio.

TOMENTOSO Superficie formada por pequeñas vellosidades juntas y entrelazadas

ANEXO

TAXONOMÍA DE LAS ESPECIES DE HONGOS SILVESTRES COMESTIBLES ESTUDIADAS.

Las especies estudiadas son tanto ascomicetes como basidiomicetes. Algunos ascomicetes como las especies de los géneros *Morchella* y *Helvella*, son utilizados en la alimentación por su exquisito sabor. Algunas forman micorrizas con plantas superiores del género *Pinus*. La familia Helvellaceae comprende especies con apotecios grandes, a veces en forma de copa o de disco, pero casi siempre pedicelados y con un píleo en forma de silla de montar o circunvolucionado. Los basidiomicetes comprenden aquellos hongos llamados comúnmente setas, hongos ciavas, corales o escobetas, falsas trufas, estrellas de tierra y nidos de pájaro y constituyen la mayoría de los hongos estudiados.

En este trabajo, se colectaron las especies de hongos comestibles silvestres más abundantes que aparecen cada año en los bosques del Centro Nuclear de México y en el cerro de Coatepec, perteneciente al municipio de Xalatlaco.

Para ello, se contó con la ayuda y el conocimiento del Sr. Gonzalo Valentín Alejandre, técnico de nuestro laboratorio, nacido en Ocoyoacac y cuyos antepasados de origen otomí, le transmitieron el conocimiento mediante el cual puede diferenciar hábilmente las especies comestibles de las tóxicas, y denominarlas con los nombres comunes de la región.

A continuación, se describen los nombres comunes y los caracteres precedentes de las especies estudiadas, así como las características necesarias para su posterior clasificación, siguiendo las recomendaciones vertidas por Cifuentes *et al.*, 1986 y las obras de Herrera y Guzmán (1962); Pegler (1987); Becker (1989); García (1998).

La clasificación de dichas especies fue posible gracias a la colaboración de T. Herrera S. y E. Pérez-Silva.

Helvella crispa Scop.: Fr.

Hongo Chicle o Gachupín blanco

PÍLEO:

Tamaño	20-30 mm de ancho x 1.5-2 mm
Forma	crispado, con 3 o 4 lóbulos contorneados enrollados hacia arriba o hacia abajo, con aspecto de silla de montar
Margen	bordes libres y ondulados
Color	blanco puro o ligeramente amarillo
Textura	suave al tacto

ESTÍPITE:

Tamaño	60-110 mm de alto y de 20-30 mm de grosor
Forma	cilíndrico y algo ensanchado en la base
Color	blanco amarillento
Superficie	acostillado en sentido longitudinal, lagunoso y coriáceo

CARNE:

Grosor	delgada
Color	blanca amarillenta
Consistencia	coriácea

ASCAS:

Forma	cilíndricas, octosporadas y dispuestas homogéneamente en la parte superior o himeneal del pileo
-------	---

ESPORAS: elípticas, hialinas, grandes de 10-11 x 16-29 μm y con una gran gota de aceite en su interior.

HÁBITAT: Crece de junio a noviembre, entre los 2500-3400 m.s.n.m, en bosques mixtos (coníferas, encinos y madroños) y a veces forma asociación micorrízica con diversa especies de *Pinus*

Helvella elastica Fr.

Hongo Gachupín

PÍLEO:

Tamaño	10-35 mm de ancho x 10-20 mm
Forma	comprimido lateralmente o algo crispado, con aspecto de silla de montar
Margen	bordes libres, parcialmente incurvados o reflejados
Color	moreno claro, con la superficie inferior blancuzca o amarillenta
Textura	algo rugosa

ESTÍPITE:

Tamaño	40-80 mm de alto y de 5-10 mm de grosor
Forma	cilíndrico y hueco
Color	blanco
Superficie	lisa, nunca acanalada

CARNE.

Grosor	delgada
Color	moreno claro

ASCAS.

Forma	cilíndricas y octosporadas
-------	----------------------------

ESPORAS: elípticas, hialinas, y con una gran gota de grasa en el centro. de 10-12 x 18-22 μ m.

HÁBITAT: bosques de coníferas; crece de septiembre a octubre, entre los 3000-3200 m.s.n.m.

Helvella lacunosa Afz.: Fr.

Hongo Negro

PÍLEO:

Tamaño	20-50 mm de ancho x 20-40 mm
Forma	subgloboso, mitrado cerebriforme, o a veces en forma de silla de montar con los bordes parcialmente reflejados o involutos y adheridos al estípite
Margen	
Color	moreno oscuro o negro en la parte superior y gris o moreno claro en la superficie inferior

ESTÍPITE:

Tamaño	50-150 mm de alto y de 20-30 mm de grosor
Forma	cilíndrico o ensanchado hacia la base
Color	blanco grisáceo, ceniciento o moreno oscuro
Superficie	acostillado en sentido longitudinal, lagunoso y coriáceo

CARNE:

Grosor	delgada
Color	gris
Consistencia	consistente y elástica

ASCAS:

Forma	cilíndricas, octosporadas y dispuestas homogéneamente en la parte superior o himeneal del píleo
-------	---

ESPORAS: elipsoides, hialinas en K OH, lisas de 11-13 x 15-21 μm y por lo general con una gran gota de aceite en la parte central

HÁBITAT. Crece solitario o gregario en el mantillo de bosques de *Pinus* y *Abies*, de agosto a octubre, entre los 2500-3400 m.s.n.m

Clavariadelphus truncatus (Quéf.) Donk

Hongo Palillo de tambor,
Tamborilero, o Mujercita amarilla

CARPÓFORO:

Tamaño	10-20 mm de grosor en su extremo superior y de 100-150 mm de altura
Forma	simple, claviforme, de maza truncada ensanchada hacia la parte superior y aplanada en el ápice, el cual puede llegar a ser hundido y perforado
Color	moreno amarillento en el ápice y amarillo pálido en la base
Textura	rugosa, pruinosa

CARNE

Grosor	gruesa
Color	blanco
Consistencia	compacta en un principio y después blanda
Olor	débil, no especial
Sabor	azucarado, debido a la presencia de manitol

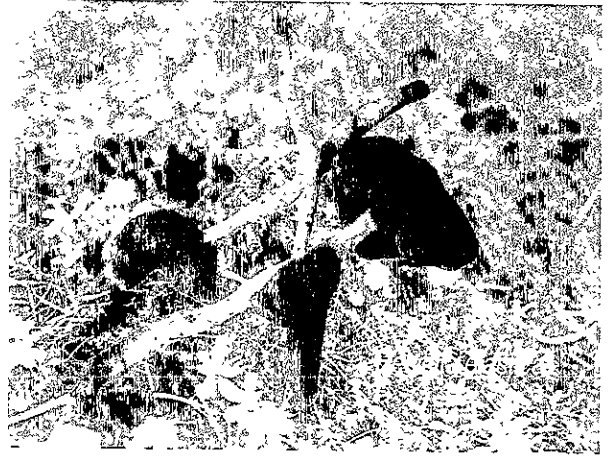
ESPORADA: amarillenta, con esporas ovoides, hialinas, ligeramente apiculadas en la base, de 6-8 x 8.5-14 μ m.

HÁBITAT: bosques de coníferas y bosques mezclados de coníferas y encinos; terrícola con la base muy adelgazada y profundamente enterrada en el suelo; crece de agosto a septiembre entre los 2800 y 3200 m.s.n.m.

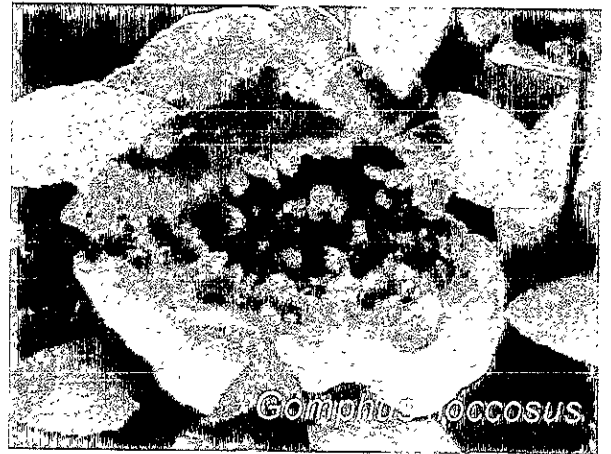
En el mercado de Tenango del Valle, Méx., se le conoce como "mujercita amarilla" y se vende como aiucinógeno, pero realmente sólo sirve de complemento en las ceremonias en las que se ingiere el verdadero hongo neurotrópico llamado en ese lugar "mujercita" (*Psilocybe muliercula* Sing. & Smith)



Helvella crispa



Helvella lacunosa



Gomphus floccosus



Gomphus floccosus



Clavaria

Clavariadelphus

Ramaria botrytis (Fr.) Rick.

Hongo Escobeta

FRUCTIFICACIÓN:

Tamaño	50-140 mm de ancho x 60-160 mm de alto
Forma	ramificada, con una base gruesa con numerosas ramas cilíndricas muy apretadas, irregulares, cortas y pegadas las unas a las otras como las inflorescencias de una coliflor
Color	el tronco es blanco o rosado y las ramas pálidas o amarillentas, con una tonalidad roja o purpúrea en los extremos

CARNE:

Grosor	gruesa
Color	blanco
Consistencia	rígida
Olor	agradable
Sabor	dulce

ESPORADA: de color ocre, elipsoidales, oblicuamente apiculadas, con finas estriaciones longitudinales y de 1.5-6 x 12-19 μm .

HÁBITAT: Crece de julio a octubre, en el mantillo de bosques de Quercus y Pinus, con los que forma micorrizas.

Ramaria flava (Fr.) Quél.

Hongo Escobeta

FRUCTIFICACIÓN:

Tamaño	40-130 mm de ancho x 70-140 mm de alto
Forma	ramificada, con un tronco grueso y alto con numerosas ramas cilíndricas largas, más o menos delgadas, algo compactas o abiertas, estriadas longitudinalmente, con puntas cortas y generalmente bidentadas
Color	el tronco es blanco rojizo y las ramas de color amarillo azufre, con las puntas más pálidas

CARNE:

Grosor	gruesa
Color	blancuzca amarillenta
Consistencia	blanda
Olor	agradable
Sabor	parecido al de la nuez

ESPORADA: de color moreno pálido o amarillentas, finamente verrugosas, no estriadas, elíptico-oblongas, deprimidas en uno de los lados y oblícuamente apiculadas, granulosas o gutuladas y de 4.2-5.2 x 11-14 μ m.

HÁBITAT: Crece de julio a septiembre, sobre suelo y hojarasca de bosques de *Quercus-Pinus*.

Ramaria stricta Pers.: Fr.

Hongo Pata de pájaro

FRUCTIFICACIÓN:

Tamaño	50-100 mm de ancho x 10-20 mm de altura
Forma	ramificada, con un tronco corto y dividido en numerosas ramas delgadas y altas, a su vez divididas varias veces dicotómicamente; las ramas son cilíndricas, rígidas frágiles y dispuestas casi verticalmente, con las puntas bífidas o trifidas
Color	el tronco es blanquizco y las ramas de color moreno amarillento que se oscurece con el frotamiento; con las puntas más oscuras

CARNE:

Grosor	delgada
Color	blanca o amarillenta
Consistencia	compacta
Olor	agradable
Sabor	ligeramente amargo y picante

ESPORADA: de color moreno o amarillento en masa, rugosas, ovalelípticas, deprimidas en uno de los lados y con un apículo corto en la base, de 4.2-5.6 x 8.4-12.6 μm .

HÁBITAT: Lignícola, en bosques mixtos de coníferas y encinos; crece en suelo con abundantes ramas y cortezas vegetales en putrefacción de julio a septiembre

Hygrophorus chrysodon Batsch.: Fr.

Hongo Güerito

PÍLEO:

Tamaño	30-80 mm
Forma	convexo a infundibular
Margen	introrso y cubierto con escamas amarillas
Color	blanco, manchado de amarillo
Textura	glutinosa

LÁMINAS:

Unión	adheridas al estípite y de aspecto ceroso
Frecuencia	muy separadas
Color	blanco cremoso

ESTÍPITE:

Tamaño	50-100 mm de alto y de 5-10 mm de grosor
Forma	delgado y adelgazado hacia la base
Color	amarillento
Superficie	glutinosa, con la parte superior cubierta de escamas

CARNE:

Grosor	delgada
Color	blanca
Consistencia	algo viscosa
Olor	tenue
Sabor	suave

ESPORADA: blanca en masa, con esporas ovalelíticas, hialinas de 3.7-5.5 x 7.5-9 μ m

HÁBITAT: húmico en bosques de coníferas; crece de junio a septiembre formando anillos

Clitocybe gibba (Pers.: Fr.) Kumm.

Hongo Señorita

PÍLEO:

Tamaño	30-60mm
Forma	plano al principio y con una papila central, después umbilicado
Margen	introrso, a veces surcado
Color	amarillento ocráceo a castaño rojizo
Textura	seca y lisa

LÁMINAS:

Unión	decurrentes
Frecuencia	numerosas
Borde	a veces ondulado
Forma	desiguales
Color	blanco o amarillento

ESTÍPITE:

Tamaño	40-80 mm de alto y de 4-10 mm de grosor
Forma	esponjoso, delgado, cilíndrico y elástico
Color	igual que el píleo
Superficie	fibrosa y rayada longitudinalmente

CARNE:

Grosor	delgada
Color	blanca
Consistencia	blanda en los ejemplares jóvenes y coriácea en los viejos
Olor	fungoide agradable
Sabor	algo dulce

ESPORADA: blanca, con esporas subglobosa a gutuladas. hialinas, de 3-5 x 5-8 μ m.

HÁBITAT: Crece de junio a octubre, solitario o en grupos, en el mantillo de bosques de *Pinus* o mixtos de *Pinus-Quercus*.

Lyophyllum decastes (Pers.: Fr.) Sing.

Hongo Clavito

PÍLEO:

Tamaño	50- 100 mm
Forma	convexo a casi plano y deprimido
Margen	bordes algunas veces ondulados e irregulares
Color	gris pardo o rojizo
Textura	no glutinoso y finamente rayado

LÁMINAS:

Unión	adheridas a un poco decurrentes
Frecuencia	juntas
Color	blancas o blancuzcas, que al secarse adquieren tonalidades amarillentas rosadas

ESTÍPITE:

Tamaño	largo y delgado
Forma	cilíndrico irregularmente, algo bulboso
Color	blanco o blancuzco
Superficie	fibrosa

CARNE:

Grosor	delgada
Color	blanquecina
Olor	agradable
Sabor	agradable

ESPORADA: blanca con esporas punteadas de 4-5 x 5-6 μ m y basidios con granulaciones carminófilas

HÁBITAT: Terrícola y húmicola en bosques de coníferas; cespitoso, crece formando conjuntos hasta de diez individuos de mayo a septiembre

Melanoleuca melaleuca (Pers.: Fr.) Murr.

Hongo Galleta

PÍLEO:

Tamaño	30-80 mm
Forma	convexo a plano, desnudo y mamelonado
Margen	decurvado
Color	pardo áureo a pardo grisáceo, a veces con reflejos metálicos
Textura	lubricada, ligeramente glutinosa

LÁMINAS:

Unión	marginadas y provistas de cistidios ampuláceos, terminados en una concreción cristalina
Frecuencia	muy apretadas
Borde	sinuoso
Forma	estrecha
Color	biancas

ESTÍPITE:

Tamaño	5-10 mm de grosor x 80-100 mm de longitud
Forma	cilíndrico y bulboso en la base
Color	blanco parduzco, a menudo teñido de sepia o de negro
Superficie	fibroso y estriado

CARNE.

Grosor	delgada
Color	ahumado al principio, pero palidece y se hace blancuzco
Consistencia	firme
Olor	harinoso y agrio
Sabor	ligeramente afrutado

ESPORADA: pardo claro, ligeramente verrugosas de 4-5 x 7.9 μm .

HÁBITAT: húmico, en bosques de *Pinus* sp y *Abies* sp, principalmente en estos últimos: crece solitario o en conjuntos de junio a septiembre.

Amanita caesarea (Scop. : Fr.) Quél.

Hongo Yema de huevo
Yemita o Tecomate

PÍLEO:

Tamaño	60-150 mm
Forma	plano-convexo
Margen	recto y estriado
Color	anaranjado rojizo o amarillo-anaranjado
Textura	suave al tacto, lisa, desnuda y subviscosa

LÁMINAS:

Unión	libres
Frecuencia	juntas
Borde	entero
Forma	lisa
Color	amarillo dorado

ESTÍPITE:

Tamaño	80-150 mm de alto y de 10-20 mm de grosor
Forma	grueso, cilíndrico y ensanchado en la base
Color	similar al de las laminillas
Superficie	lisa
Voiva	amplia, membranosa, lobulada, persistente y de color blanco
Anillo	amplio, estriado, amarillo, abatido hacia el estípote y bordeado de un amarillo algo más oscuro

CARNE.

Grosor	gruesa
Color	blanca en el centro y amarilla bajo la epidermis
Consistencia	firme

ESPORADA: blanca. con esporas ovoidales, hialinas y apiculadas, de 6-12 x 8-13 μ m.

HÁBITAT: bosques mixtos (pinos, encinos y liquidambar); crece de julio a septiembre, en el mantillo de los bosques de *Quercus* y de *Quercus - Pinus*, con los que forma micorrizas, entre los 1950-3000 m.s.n m.

Agaricus campestris L.: Fr.

Hongo San Juan, Sanjuanero
u Hongo llanero.

PÍLEO:

Tamaño	30-80 mm
Forma	globuloso, convexo al principio y plano después, con una cúspide o punta en el centro y en forma de sombrilla, con la superficie a menudo fisurada
Margen	recto y entero
Color	blanco, que se hace gris o crema a veces
Textura	seca
Ornamentación	a veces finísimas escamas fibrosas, de color canela o moreno rojizas

LÁMINAS:

Unión	libres
Frecuencia	numerosa
Borde	homomorfo
Forma	radial
Color	las láminas son blancas o de color rosado pálido en los basidiocarpos jóvenes, pero luego, cambian a un color moreno oscuro o purpúreo negruzco.

ESTÍPITE:

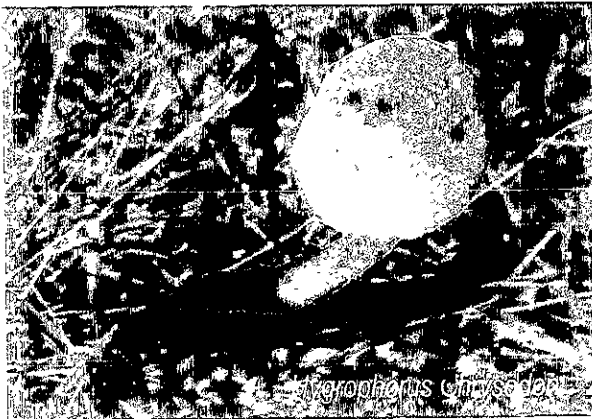
Tamaño	20-50 mm de longitud y de 8-15 mm de grosor
Forma	cilíndrico y algo ensanchado hacia el ápice
Bulbo	redondo
Color	blanco
Superficie	lisa
Consistencia	compacta en los ejemplares jóvenes y hueca en los viejos
Velo	membrana delgada que se rompe al madurar el basidiocarpo, anillo membranoso y escasamente desarrollado, que puede ser doble.

CARNE:

Color	blanco que vira a rosado o moreno al contacto con el aire
Consistencia	maciza y fibrosa
Olor	fungoide, suave
Sabor	agradable

ESPORADA: morena obscura purpúrea, con esporas subovoideas o elipsoides y lisas de 5-6 x 7-9 μ m.

HÁBITAT: Bosques mixtos (coníferas y pinos), a cierta distancia de los árboles, o en espacios abiertos y en praderas, jardines o tierras abonadas con estiércol, pudiendo formar ocasionalmente corros de brujas; crece de junio a noviembre entre los 50 y 3000 m.s.n.m.



Pholiota aff. lenta Fr.

Hongo Oyamel

PÍLEO:

Tamaño	50-120 mm
Forma	piano-convexo
Margen	ligeramente incurvado
Color	castaño claro amarillento, algo más oscuro en el centro
Textura	algo viscosa

LÁMINAS:

Unión	ligeramente decurrentes
Frecuencia	algo apretadas
Borde	ligeramente crenulado
Forma	algo ventricosas
Color	café amarillento

ESTÍPITE.

Tamaño	60-80 mm
Forma	cilíndrica, ligeramente atenuado en la base
Color	café, cerca de la base y después más claro
Superficie	fibrosa

CARNE:

Grosor	delgado
Color	café-amarillento
Consistencia	algo firme
Olor	afrutado

ESPORADA: amarillenta, con esporas de 6-8 x 3-4 μm y con poro germinal

HÁBITAT: húmicola, en bosques de *Pinus* y *Abies*, principalmente en estos últimos; crece solitario o en conjuntos de junio a septiembre.

Cortinarius caerulescens (Scheff.: Secr.) Fr.

Hongo Tinta

PÍLEO:

Tamaño	80-120 mm
Forma	convexo al principio y luego plano, a veces un poco deprimido al final
Margen	incurvado, pubescente y blanco, después extendido y a veces levantado
Color	azul violáceo, volviéndose de un ocre parduzco sobre el disco
Textura	viscoso, desnudo y liso

LÁMINAS:

Unión	adnatas, marginadas
Frecuencia	bastante apretadas
Borde	arqueado
Forma	anchas, finas, separables o un poco ventricosas
Color	violeta amatista al principio y pardo herrumbroso después

ESTÍPITE:

Tamaño	20-30 mm de grosor
Forma	cilindrocónico, con un buibo marginado
Color	azul violáceo y blanco en el buibo
Superficie	seca, fibrosa, sedosa
Cortina	el velo parcial se modifica quedando en forma de una cortina constituida por fibrillas dispuestas a manera de telaraña; abundante y violácea

CARNE

Grosor	gruesa
Color	azul violeta pálido
Consistencia	blanda y delicuescente
Olor	débil
Sabor	suave, apenas amarescente

ESPORADA: parda herrumbrosa y ornamentadas, de 12 x 7 μ m

HÁBITAT: Crece en los bosques de *Quercus*, con los que forma micorrizas, de julio a septiembre.

Lactarius salmonicolor Heim & Leclair.

Hongo Enchilado

PÍLEO:

Tamaño	50-150 mm
Forma	convexo a infundibular
Margen	fuertemente convexo al principio y después casi plano
Color	anaranjado recubierto de una materia harinosa blancuzca, señalada por zonas concéntricas más oscuras de color pardo rojizo
Textura	viscosa cuando está húmeda

LÁMINAS:

Unión	decurrentes-adnatas, desiguales y arqueadas
Frecuencia	juntas y delgadas
Color	anaranjado

ESTÍPITE:

Tamaño	corto
Forma	cilíndrico o adelgazado hacia la base, careciendo de rosetas u hoyuelos en su interior
Color	similar al del píleo
Superficie	pulverulenta

CARNE

Grosor	gruesa
Color	blanquecina cambiabile hacia anaranjado, que no se mancha de verde al contacto con el aire; segrega látex de color anaranjado
Consistencia	dura
Olor	agradable
Sabor	algo acre o dulce

ESPORADA: subglobosas y reticuladas, de color amarillo verdoso en K OH y de 6-7 x 8-10 μm .

HÁBITAT: Crece de junio a septiembre, en grupos, en el mantillo de bosques de *Abies religiosa*, con el que forma micorrizas.

Lactarius vellereus Fr.

Hongo Oreja amarilla

PÍLEO:

Tamaño	80- 180 mm
Forma	convexo a fuertemente infundibular y tomentoso
Margen	introrso
Color	blancuzco-amarillento
Textura	suave al tacto y que presenta una superficie aterciopelada y muy tomentosa

LÁMINAS:

Unión	adherido-decurrentes, anchas y gruesas
Frecuencia	muy separadas
Color	blancas, cambiables hacia rosado grisáceo

ESTÍPITE:

Tamaño	corto
Forma	cono invertido mucho más ancho arriba que en la base
Color	blanco y después ocre parduzco
Superficie	duro y afieltrado

CARNE:

Grosor	gruesa
Color	blanca cambiable ligeramente hacia amarillento, que segrega látex poco abundante, de color blanco
Consistencia	dura
Olor	agradable
Sabor	algo acre

ESPORADA: redondas y poco verrugosas de 7-10 x 12 μ m.

HÁBITAT: Crece de junio a septiembre, en los bosques de *Abies religiosa* y *Pinus* sp., con los que puede formar micorrizas, a altitudes de 2000-3000 m.s.n.m.

Russula delica Fr.

Hongo Oreja

PÍLEO:

Tamaño	50-170 mm
Forma	con una depresión central, que lo hace fuertemente infundibular
Margen	con bordes introrsos, desgarrados o lobulados
Color	blanco lechoso, cambiabile hacia amarillento
Textura	lisa o ligeramente escamosa

LÁMINAS:

Unión	adherido-decurrentes
Frecuencia	apretadas
Forma	gruesas
Color	blanco a amarillento

ESTÍPITE:

Tamaño	corto
Forma	central o excéntrico
Color	blanco, manchado de pardo o amarillento

CARNE:

Grosor	gruesa
Color	blanca
Consistencia	dura
Olor	agradable
Sabor	a nuez, algo acre

ESPORADA: blanco amarillenta con esporas elípticas o redondas, ligeramente equinuladas, de 7-9 x 9-10 μm

HÁBITAT: Crece solitario, de junio a noviembre, preferentemente en bosques de *Quercus*, con los que forma micorrizas.

Russula olivacea (Schaeff.: Schw.)

Hongo Santiaguero

PÍLEO:

Tamaño	100-200 mm
Forma	casi esférico al principio, luego plano, convexo y finalmente hundido
Margen	con bordes más o menos ondulados
Color	extraordinariamente variable, generalmente de tonos verdes, pero también café oliváceo, gris verdoso o incluso púrpura, soliendo tener una tonalidad distinta en su centro y en sus bordes
Textura	lisa o ligeramente escamosa

LÁMINAS:

Unión	bifurcadas a veces
Frecuencia	bastante apretadas cerca del estípite, pero se separan hacia el margen
Color	amarillo de cera

ESTÍPITE:

Tamaño	60-150 mm de diámetro
Forma	casi cilíndrico
Color	puede ser blanco pero a menudo con un tono de color carmesí

CARNE:

Grosor	gruesa
Color	blanco-amarillento y en contacto con el fenol provoca una reacción color grosella
Consistencia	firme
Olor	agradable

ESPORADA: amarilla con esporas redondeadas y equinuladas, de 7-9 x 8-11 μm .

HÁBITAT: Crece solitario de junio a octubre, preferentemente en bosques de *Quercus*, con los que forma micorrizas.

Boletus edulis Bull.: Fr.

Hongo Pambazo

PÍLEO:

Tamaño	60-180 mm
Forma	hemisférico o convexo, con superficie lisa
Color	moreno claro o pardo amarillento, algo más oscuro en el centro
Textura	viscosa cuando está húmeda y de un tacto grasiento

TUBOS:

Profundidad	20-30 mm
Forma	adnatos, algo deprimidos en el centro, simples, delgados, casi libres y fácilmente separables
Color	blancos, amarillos o verdosos

POROS:

Tamaño	pequeños.
Forma	boletinoideos
Color	blancos en los ejemplares jóvenes, después amarillos o verdosos

ESTÍPITE:

Tamaño	80-160 mm de altura; 30-40 mm de ancho en el ápice y 40-80 mm en la base
Forma	subcilíndrico, esanchado hacia la base o bulboso
Color	verdusco, moreno claro o amarillento
Superficie	con un fino retículo blanco
Textura	sólida

CARNE:

Grosor	20-40 mm
Color	blanca, ligeramente morena debajo de la cutícula, no cambiando de color al contacto con el aire

ESPORAS. forma alargada, más o menos faseoliforme de 14-16 x 4-6 μ m.

HÁBITAT. Crece solitario en el mantillo de los bosques de especies de *Pinus* y *Quercus*, con los que forma micorrizas. Crece de 1500-3200 m.s.n m, de julio a septiembre, siendo muy abundante algunos años y pudiendo faltar otros sin razones explicables. Es un excelente comestible, de los más preciados y muy apropiado para ser cortado en rebanadas y dejarlo secar



Lycoperdon pyriforme Pers.

Hongo Huevo

FRUCTIFICACIÓN:

Tamaño	15-30 mm de ancho en la base y 30-40 mm en la parte más amplia x 30-60 mm de altura
Forma	subglobosa, ovoide
Color	endoperidio de color blanco o moreno claro y gleba blanca en los ejemplares jóvenes y de color moreno pardo a amarillento en la madurez

PSEUDOESTÍPITE:

Tamaño	corto
Forma	algo plegado
Color	similar al de la fructificación
Superficie	granulosa

CAPILICIO:

Tamaño	filamentos de 2-5 μm de diámetro
Forma	sencillos o un poco ramificados, ligeramente adelgazados hacia los extremos
Color	hialino o pardo

CARNE:

Grosor	delgada, hueca, formada por los habitáculos en los que se forman los basidios
Color	blanca al principio, volviéndose más tarde amarillento y terminando en color pardo en su madurez
Consistencia	esponjosa y húmeda al principio, deshidratándose completamente al madurar y convirtiéndose en polvo de esporas, ya que se desgarran por descomposición de la envuelta o por medio de un poro apical más o menos regular

ESPORADA: de color moreno o pardo con ligera tonalidad olivácea, hialinas, globosas y finamente erizadas de 3.6x4.4 μm .

HÁBITAT: Crece a altitudes de 1400-3500 m s.n.m, en forma cespitosa, sobre madera de encino y en restos de materia vegetal en el mantillo de bosques de *Quercus* y *Quercus-Finus* Fructifica en los meses de agosto a octubre