

CEA CEN-SACLAY
Service de Documentation
Groupe "Traductions"
91191 GIF sur YVETTE CEDEX

CEA-TR- 2336
P4

Cette traduction est fournie à titre bénévole et strictement réservée à l'usage privé du destinataire pour les besoins de sa documentation. Il ne peut la reproduire, ni la publier sans l'accord de l'auteur. La responsabilité du Commissariat à l'Energie Atomique ne saurait être engagée en cas de non respect des conditions ci-dessus définies.

RADIOACTIVITÉ DE L'ENVIRONNEMENT ET ALIMENTATION

Partie 3 : Contamination des eaux de surface en Allemagne
après l'accident de Tchernobyl

HABERER K.

TRADUCTION DE : 10 pages
TRADUIT DE : l'allemand en mars 1988
A PARTIR DE : Gwf - Wasser - Abwasser 128(2), pp. 123-127 (1987)

Traducteur : CEN-CADARACHE

N° D'ENREGISTREMENT : 1.792.3

RADIOACTIVITE DE L'ENVIRONNEMENT ET ALIMENTATION EN EAU POTABLE

Partie 3 : Contamination de l'eau de surface en Allemagne après l'accident de Tchernobyl

Par Klaus HABERER

Résumé :

Après l'accident du réacteur, les eaux de surface en Allemagne ont été surveillées en de nombreux endroits et pendant une assez longue période. La plus forte concentration en iode 131 , supérieure à 200 Bq/l, a été relevée pour le cours inférieur du Danube en RFA alors que la plus faible concentration a été constatée pour le Rhin.

Au cours des premiers jours, les valeurs trouvées dans les eaux de surface furent bien inférieures, de l'ordre de deux puissances de dix, à celles de l'activité spécifique mesurée pour les précipitations. Une montée rapide de l'activité des eaux fluviales fut suivie d'une décroissance plus lente de cette activité, décroissance néanmoins plus rapide que la désintégration radioactive et probablement imputable à une interaction avec la sédimentation.

Le facteur déterminant pour les lacs et barrages était l'état de l'eau en profondeur, i.e. sa stratification éventuelle, au moment de l'arrivée du nuage radioactif. Si la masse d'eau était stratifiée, la radioactivité introduite par les agents atmosphériques restait en grande partie dans l'épilimnion. La concentration en radioactivité ne se modifia donc que lentement.

1. SURVEILLANCE DE LA RADIOACTIVITE DE L'ENVIRONNEMENT

Les états membres de la Communauté Européenne de l'Energie Atomique (Euratom - CEEA) s'obligent aux termes de l'article 35 du traité de 1957 à créer les installations nécessaires à la surveillance continue de la teneur en radioactivité de l'air, de l'eau et du sol et à surveiller le respect des normes de base relatives à la protection contre les rayonnements nocifs. La surveillance de la radioactivité de l'environnement comme celle des centrales nucléaires incombe donc aux organismes fédéraux

En RFA, certaines tâches de surveillance ont été transmises par voie légale à diverses institutions fédérales; ainsi, le Service Météorologique Allemand a entre autres pour mission de contrôler l'atmosphère sur la teneur en matières radioactives et sur leurs mouvements. Le Service directeur chargé de la radioactivité des eaux de surface et de la teneur en sédiments dans les eaux est l'Institut Fédéral d'Hydrologie de Coblenze et l'Institut pour l'hygiène de l'eau, du sol et de l'air du Service Fédéral de la Santé de Berlin est reponsable des eaux potables, des effluents et des installations d'épuration des eaux résiduaires.

Aux termes de la convention sur l'énergie atomique, signée entre les Länder le 30.11.63, différentes autres tâches de surveillance de la radioactivité de l'environnement ont été confiées aux Länder de la Fédération. Ainsi, les différentes tâches sont divisées entre :

- les Services Directeurs, toujours implantés auprès des instances fédérales, qui centralisent les résultats des mesures, et
- les services de mesure officiels des divers Länder; ils délèguent en général leurs activités à des organismes subordonnés.

Les "Rapports sur la Radioactivité de l'Environnement et la Contamination par le Rayonnement" sont régulièrement publiés, bien qu'avec deux années de retard environ par rapport aux dates de s mesures. Ces rapport indiquent en détail les résultats des actions de surveillance.

Les services de mesure officiels doivent surveiller la radioactivité de l'environnement aussi dans le cas de catastrophes. Ils disposent à cet effet des équipements et personnels nécessaires et leurs performances sont continuellement démontrées par des études comparatives. Cependant, après l'accident de Tchernobyl, ces services étaient surchargés - et c'était prévisible - par des examens urgents, en particulier d'aliments contaminés (lait, légumes, viande par ex.); ils n'étaient donc souvent plus en mesure d'examiner les échantillons d'eau sur la présence de matières radioactives, existant fréquemment sous forme de traces seulement, étant donné que ces examens demandent beaucoup de temps. Les laboratoires des sociétés d'eaux n'étaient pratiquement plus en mesure, à cette époque, d'examiner les échantillons d'eau sur leur radioactivité, même pour obtenir des résultats d'orientation comme cela avait été le cas à l'apogée des essais nucléaires atmosphériques militaires dans les années 60. Les tâches de mesures furent donc transférées aussi à des laboratoires moins expérimentés dans ce domaine, ce qui se ressent surtout dans la mesure d'activités d'un faible

niveau. Les résultats publiés doivent donc faire l'objet d'un examen particulièrement critiques.

2. FIABILITE DES VALEURS DE MESURE TROUVEES

Il existe aujourd'hui des appareils de mesure particuliers pour les divers types de rayonnement (rayons α , β et γ); ils sont en grande partie automatiques et leur manipulation est aisée. Il est donc facile de mettre en oeuvre des équipements et d'obtenir des valeurs mesurées, mais il est tout aussi difficile de mesurer correctement la radioactivité, surtout si elle est faible ("Low level range").

La mesure de divers échantillons de l'environnement (sol, eau, matériaux biologiques) sur la présence de radionuclides à rayonnement α , β ou γ fait l'objet de longues instructions opératoires, qui doivent être respectées si l'on veut obtenir des résultats valides. Les résultats obtenus après l'accident de Tchernobyl n'étaient malheureusement pas toujours valides ou fiables; de nombreuses valeurs d'activité surprenantes qui occasionnèrent à l'époque beaucoup de commentaires, sont le fruit de mesures incorrectes, ce qui a été constaté par les services officiels en particulier pour l'eau potable. Ces mesures ont été effectuées par divers instituts inexpérimentés et inexpérimentés. Ces résultats étaient graves du fait qu'ils furent en partie à la base de décisions importantes et erronées.

Une importance primordiale revêt l'indication du radionuclide, auquel se rapporte la valeur d'activité mesurée. Souvent, un type de rayonnement, le rayonnement β ou γ par exemple, d'un mélange de nuclides est relevé sommairement. Une conversion en Bq ou Ci est alors à proprement parler impossible, étant donné que toute conversion nucléaire n'est pas liée exactement à une émission de rayons. Suivant le radionuclide, l'émission - considérée statistiquement - peut dépasser la valeur unitaire ou atteindre seulement une fraction de sa valeur théorique. Ce pourcentage, la probabilité de désintégration, ne peut être déterminé que d'après le schéma de désintégration du radionuclide en question et ce schéma doit être extrait de certains ouvrages à tableaux.

Si pour la détermination des sommes de mélanges de nuclides l'indication se fait en unités d'activité Becquerel ou (autrefois) Curie, on indique en règle générale la valeur d'activité qui en résulterait, si chaque désintégration d'un noyau était accompagnée par une émission équivalente du type de rayons concerné.

Le problème est différent, lorsqu'il s'agit de déterminer les matières radioactives à partir du mélange de nuclides trouvé dans l'environnement après un essai nucléaire militaire ou une catastrophe nucléaire. Dans un tel mélange de fission, les différents nuclides, dans la mesure où ils émettent un rayonnement gamma, peuvent être déterminés directement (discriminés), donc sans une séparation chimique, à l'aide d'un équipement onéreux (spectromètres gamma), ceci au cours d'une seule phase de mesure. Les émetteurs β purs, c.à.d. les radionuclides n'émettant aucun rayonnement γ tels que le strontium 89 et le strontium 90, peuvent être déterminés par la technique de mesure, mais non séparément, dans le mélange de fission. Il est nécessaire de les séparer chimiquement du mélange de nuclides avant de

Déterminer leur activité β .

En présence de résultats d'examens, il est donc indispensable de veiller à la nature de la matière, à laquelle se rapporte l'indication d'activité. Après la catastrophe de Tchernobyl furent d'abord relevées les activités β totales à cause de leur mesurabilité directe, dans l'air par ex., mais plus tard, on releva aussi les radionuclides les plus importants comme le radio-iodé et le radio-césium; les stations bien équipées démontrèrent même la présence de bien d'autres radionuclides dans le mélange de fission.

Ces déterminations deviennent d'autant plus difficiles et les temps de mesure d'autant plus longs que l'activité spécifique de l'échantillon est plus faible. C'est surtout pour les examens de radioactivité d'échantillons d'eau et en particulier d'eau potable et d'eau de la nappe phréatique, en général très peu contaminées, qu'il faut établir des exigences sévères en ce qui concerne le niveau particulièrement faible du rayonnement ambiant dans le laboratoire. La seule mesure d'échantillons assez contaminés de l'environnement peut fausser un tel dispositif de mesure de radioactivités de bas niveau et affecter les mesures postérieures.

Il n'est donc guère possible de mesurer successivement et tour à tour des échantillons fortement et faiblement contaminés dans le même appareillage. Les récipients contenant les échantillons peuvent également être contaminés extérieurement. Il convient donc, en période d'activité accrue dans l'air et dans les précipitations, de transférer les échantillons à mesurer sur leur activité β dans des récipients non contaminés. Ainsi, le centre de recherches nucléaires de Karlsruhe mélange avec un agent réducteur et un iode porteur chaque échantillon d'eau, à examiner sur la présence d'iodé 131, et règle le mélange au pH 10. En absence d'une telle préparation soignée des échantillons, les résultats obtenus perdent toute signification.

Il convient en outre, surtout pour les échantillons de la nappe phréatique, de prendre en considération la teneur, parfois non négligeable, en activités naturelles à courte vie, qui peuvent simuler la présence de radionuclides artificiels, si l'exploitation n'est pas exempt de tout défaut.

3. LA CONTAMINATION DE LA FILIERE DE L'EAU

Une grande partie des radionuclides dont fut inondée la surface de la terre en quelques jours à partir par les précipitations ou de retombées radioactives en provenance du nuage de Tchernobyl, contamina la végétation, les forêts, les près et sur les surfaces d'exploitation agricole, les plantes utiles, alors en pleine croissance, en laissant des résidus relativement bien accrochés. A côté des légumes à feuilles, on constata aussi, au bout de quelques jours, une contamination du lait des vaches paissant à l'extérieur. En effet, le radio-iodé se fixe très rapidement dans la glande thyroïde et se retrouve dans le lait. La Commission pour la Protection contre les Radiations détermina des valeurs limites pour l'iodé 131 dans le lait et dans les légumes à feuilles et ces valeurs furent quelquefois dépassées au début. Aujourd'hui encore, beaucoup d'aliments produits depuis l'accident sont contaminés par le Cs 137 et le Cs 134, mais

l'activité spécifique, rapportée à l'unité de masse, diminue plus rapidement que prévisible d'après la seule désintégration radioactive. Cette diminution est en partie imputable à la forte croissance des végétaux pendant la période critique et, dans une mesure plus réduite, au lavage provoqué par les pluies devenues inactives; ces précipitations déplacent les matières radioactives vers la couche supérieure du sol ou directement dans les eaux de surface.

Nous suivrons ciaprès la "filière de l'eau" à l'aide des valeurs relevées et disponibles. En matière d'eau potable, la contamination des eaux de surface présente un grand intérêt; l'utilisation de citernes est en effet devenue rare et limitée à quelques fermes et refuges isolés et la nappe phréatique est très bien protégée par les couches du sol.

4. CHARGE RADIOACTIVE DES EAUX DE SURFACE

Les eaux de surface en Allemagne ont connu une contamination très variable suivant les cours d'eau superficiels plus ou moins contaminés et le dépôt direct de radionuclides en provenance du nuage radioactif par la voie humide ou sèche. Les examens afférents furent surtout dirigés par l'Office d'Hydrologie Fédéral en tant qu'organisme directeur pour les secteurs de surveillance des eaux de surface, des matières en suspension et des sédiments dans les eaux en RFA et réalisés par les instituts compétents des Länder.

Il est certain que toutes les eaux de surface en Allemagne étaient plus ou moins contaminées après l'accident de Tchernobyl. L'importance de la contamination dépendait de la hauteur de passage du nuage et des précipitations dans les régions touchées par les eaux, mais sans doute aussi du lavage plus ou moins prononcé de l'activité du nuage au moment du passage. Conformément à la charge reçue par le sol, les eaux de surface de la région se trouvèrent contaminées à des degrés très divers.

4.1 Charge des eaux courantes

Le Tableau 1 récapitule les concentrations en iode 131, Cs 137 et ruthénium 103 mesurées dans les divers fleuves et rivières et aux différentes stations de surveillance. Les faibles valeurs d'activité trouvées pour le Rhin sont surprenantes; c'est sans doute une conséquence du grand réservoir d'eau constitué par le lac de Constance dont les masses d'eau, très peu contaminées, ont servi à diluer l'activité introduite dans le Rhin par les divers affluents en aval de Constance.

La plus forte charge en iode 131 a été constatée comme prévisible pour le Danube. Les valeurs maximales survinrent entre le 30.4.86 et le 5.5.86, donc peu de temps après les fortes précipitations radioactives observées dans cette région. Aux stations de mesure de Regensburg et de Vilshofen, 132 km plus en aval sur le Danube, les courbes d'activité des trois radionuclides les plus importants sont très similaires malgré leurs périodes très différentes, soit 8,04 d (I 131), 39,4 d (Ru 103) et 30 a (Cs 137) (voir figure 1). Une montée brusque de l'activité est suivie d'une activité décroissant plus lentement, une fois un maximum dépassé.

Ces courbes d'activité peuvent être divisées en 4 phases :

1. Montée rapide de l'activité, sans doute provoquée par la contamination des collecteurs à la suite de retombées directes.
2. Après le dépassement du maximum, on constate pendant 3 jours une forte régression de l'activité qui est indépendant du type de radionuclide et correspond à un facteur de 8 environ, donc avec une période apparente d'un jour.
3. Ensuite et pendant à peu près deux jours, l'activité remonte, peut-être à la suite du transfert de l'activité, déposée dans la région, par les eaux de surface dans les collecteurs.
4. Enfin, donc environ 5 jours après le dépassement du maximum, la radioactivité baisse pendant 6 jours avec des nouvelles périodes apparentes de 2,6 jours pour l'iode 131, 3,8 jours pour le ruthénium 103 et 4,2 jours pour le césium 137. Compte tenu de la désintégration radioactive survenant pendant cette période, on obtient pour l'ensemble des radionuclides une période apparente d'environ 4,2 jours qui pourrait être attribuée aux phénomènes de sédimentation.

Le maximum d'activité relevé sur le Danube à Vilshofen, 132 km en aval, survient à peu près 50 heures après celui de Regensburg. Cela est probablement une conséquence du courant qui descendrait alors avec une vitesse d'environ 0,7 m/s. Mais ce décalage du maximum ne va pas de soi; en effet, le nuage radioactif est arrivé de l'est et a donc atteint Vilshofen un peu avant Regensburg. On constate en outre pour ce trajet une forte diminution de la concentration d'activité, égale au facteur de 1,6, donc à 63 % de l'activité mesurée à Regensburg. Ce fait pourrait être dû aux affluents du Danube sur ce trajet.

La figure 2 illustre le rapport entre l'activité dans les précipitations et celle dans les eaux (suivant [3]). Les activités élevées constatées après le passage du nuage se réduisirent très rapidement de plusieurs puissances de dix à Coblenz, avec une période de l'ordre de 0,9 jours, et elles ne provoquèrent qu'une montée limitée de l'activité dans l'eau du Rhin, sans doute à cause des grandes masses d'eau dans ce fleuve. Ce n'est qu'environ 3 semaines plus tard que l'activité des précipitation atteignit un niveau comparable à celui de l'eau du fleuve.

L'activité de l'eau resta ensuite sensiblement au même niveau pendant un mois environ; une régression conforme à leur désintégration radioactive peut être supposée d'après les données disponibles pour l'iode 131 et le ruthénium 103. Une forte diminution de la concentration d'activité est constatée pour le Rhin à Coblenz au cours de la première décennie de Juin.

Les concentrations en strontium 89 et en strontium 90 dans les fleuves furent très faibles d'après les mesures de l'Institut d'Hydrologie et d'Eaux Résiduelles du Land Rhénanie du Nord-Westphalie.

4.2 Charge des eaux immobiles

Le Tableau 3 récapitule les concentrations maximales de quelques lacs et barrages allemands. Compte tenu de leur grandes surfaces, les lacs et barrages sont facilement accessibles aux retombées directes. Si ces eaux sont stratifiées, les précipitations radioactives pénètrent facilement dans la couche d'eau épilimnique, à partir de laquelle, grâce à la sédimentation de particules radioactives, a lieu un transfert vertical de la radioactivité vers l'hypolimnion. Le prélèvement d'eau se faisant toujours dans les couches inférieures, la radioactivité peut parvenir dans l'eau prélevée à des fins alimentaires seulement et au plus tôt peu avant la fin de la période de stratification. Par contre, dans un réservoir d'eau non stratifiée et en circulation, les radionuclides, une fois introduits, seront en peu de temps mélangés à des quantités d'eau relativement importantes, ceci par rapport à la relation entre la hauteur des précipitations et la profondeur moyenne du réservoir qui dépasse souvent 20 m.

Il est donc d'une importance capitale de savoir si une telle stratification était déjà survenue au moment du passage du nuage de Tchernobyl. Cela n'était certainement pas encore le cas partout en Allemagne au début du mois de Mai, les températures ayant été plutôt basses au début de 1986. Certaines retenues d'eau potable étaient encore en grande partie non stratifiées alors que d'autres réservoirs d'eau comme le lac de Constance par exemple avaient déjà une stratification prononcée. Dans de tels cas, il faut s'attendre à une forte contamination de l'eau potable prélevée seulement vers la fin de la période de stratification, c.à.d. généralement en Novembre après plus de 200 jours. La plupart des radionuclides se désactivent en grande partie pendant cette période; les concentrations de nuclides à période plus longue sont aussi notablement réduites par les mélanges, sans doute par un facteur de l'ordre de 100.

Comme les masses d'eau épilimniques ne s'écoulent pas et s'agrandissent par contre par l'abaissement du métalimnion au cours des semaines qui passent, les concentrations d'activité, comme illustré par la figure 3 à l'exemple du barrage de Sösetal, diminuent bien plus lentement que celles d'eaux courantes.

Figure 1 :
Courbes d'activité de l'iode 131, du ruthénium 103 et du césium 137 dans le Danube après l'accident de Tchernobyl.

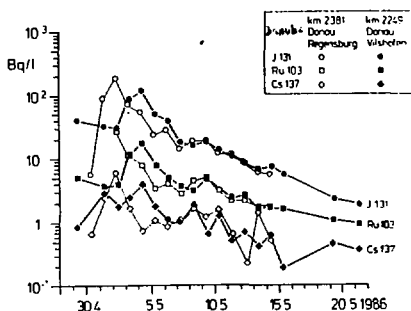


Figure 2 :
Activités dans les précipitations et dans le Rhin à Coblenz après l'accident de Tchernobyl

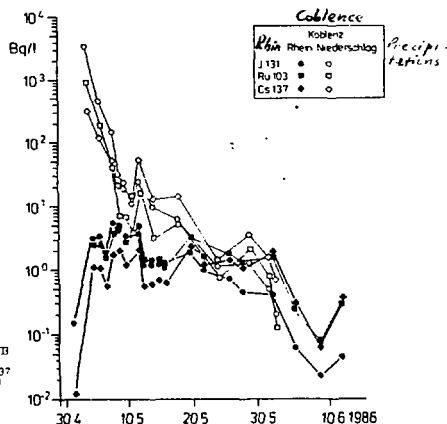
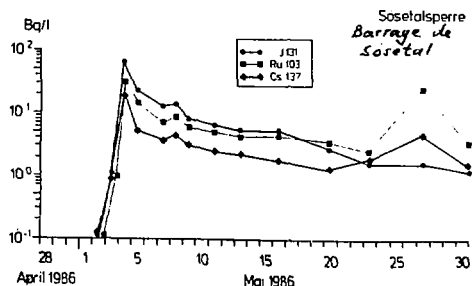


Figure 3 :
Courbes d'activité de l'iode 131, du ruthénium 103 et du césium 137 dans le barrage de Sösetal (Harz) après l'accident de Tchernobyl

Tableau 1 : Radioactivité des rivières allemandes. Valeurs maximales après l'accident de Tchernobyl.

Rivière	Lieu de prélèvement	Dates 1986	I131	Cs137	Ru 103	Littérature	
Rhin	Main	Kahl	7.5.	15	20	50	[4]
	Main	Okriftel	7.5.	20	1,5		[3]
	Rhein	Koblenz	8.5.	5,6	2	5	[3]
	Moselle	Trier	7.5.	20	1	2,8	[3]
	Ruhr	Witten	5.5.	70	5	6,5	[5]
Rhin	Lippe	Hamm	5.5.	54			[5]
	Rhein	Bimmen b. Kleve	8.5.	9,1	0,6	2	[5]
	Werra	Letzter Heller	8.5.	50	7,5		[3]
	Weser	Herstelle b. Beverungen	6.5.	23			[3]
	Weser	Rinteln bei Minden	7.5.	40	8	20	[3]
Innerste	Hildesheim	5.5.	110	10	30	[3]	
	Elbe	Tesperhude b. Geesthacht	10.5.	22	4,3		[3]
Danube	Donau	Schäfstall h. Donauwörth	2.5.	351	25		[4]
	Regen	Regenstau b. Regensburg	30.4.	200			[4]
Danube	Donau	Regensburg	3.5.	193	6	30	[3]
Danube	Donau	Vilshofen	5.5.	122	4	18	[3]

Tableau 2 :
Concentration en Sr 89 et
en Sr 90 de diverses
allemandes, en Bq/l

Riviere	Lieux de prélèvement		Dates	
	Fluß	Probenahmestelle	Datum	Sr 89 Sr 90
Rhein		Düsseldorf	5. 5. 86	0,08 0,02
"		Düsseldorf	6. 5. 86	0,21 0,02
"		Düsseldorf	7. 5. 86	0,32 0,03
Lippe		Hamm	4. 5. 86	0,27 0,03
Ruhr		Hagen	4. 5. 86	0,16 0,02
Ruhr		Witten	5. 5. 86	0,73 0,07
Rur		Kempen	6. 5. 86	0,07 0,01
Sieg		(Mündung)	7. 5. 86	0,56 0,05

(Embouchure)

Tableau 3 :
Radioactivité dans des lacs et barrages en Allemagne; en Bq/l

	Dates	I 131	Cs 137	Littérature
Lac Chiemsee	2.5	43	≤ 2	[4]
Lac de Constance	Début Mai	17	≤ 2	[4]
Barrage de Frauenau	Début Mai	12	≤ 2	[4]
Barrage de Mauthaus	6.5	8	≤ 2	[4]
Lac Biggensee	4.5	27		[5]
Barrage de Sösetal*	4.5	66	19	[5]

*) Ru 103 : 30 Bq/l

Literatur

- [1] Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Bericht über den Reaktorunfall von Tschernobyl, seine Auswirkungen und die getroffenen bzw. zu treffenden Vorkehrungen vom 18. Juni 1986 - Abschn. 3.1.2.2.3.
- [2] König, L. A. et al: Der Reaktorunfall von Tschernobyl, Meßergebnisse des Kernforschungszentrums Karlsruhe. KfK-Bericht 4115, Karlsruhe, August 1986.
- [3] Mundschenk, H.: Über Auswirkungen des Unfalls im russischen Kernkraftwerk Tschernobyl in deutschen Oberflächengewässern (2). Bericht der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 22. August 1986.
- [4] Friedmann, L., Amann, W. und Lux, D.: Radioaktive Belastungen des Wassers in Bayern nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl. gwf-wasser/abwasser 127 (1986) H. 12, S. 604-613.
- [5] Landesanstalt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen: Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf die Gewässer und die Trinkwasserversorgung in Nordrhein-Westfalen, LWA-Sonderbericht, Düsseldorf, Juni 1986.
- [6] Berichte der einzelnen Länderministerien (vervielfältigt): Tschernobyl und seine Folgen. Eine Dokumentation des Hessischen Sozialministers, Wiesbaden, 14. 5. 1986.
Über den Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl und seine Auswirkungen auf Bayern. Erklärung des Bayerischen Staatsministers für Landesentwicklung und Umweltfragen, München 14. 5. 1986.
Lagebericht des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg betr. Reaktorunfall in der UdSSR, Stuttgart, 14. 5. 1986.
Information zu den Auswirkungen des sowjetischen Reaktorunfalls im Land Rheinland-Pfalz, Ministerium für Umwelt und Gesundheit, Mainz, 25. 6. 1986 und Ergänzung vom August 1986.
- [7] Haberer, K. und Bernhardt, H.: Untersuchungen über die Verteilung radioaktiver Niederschläge in einer Talsperre mit Hilfe der Gammaskopie. Vom Wasser '31, Bd. 1964, S. 43-84 (1965).