Zeitschrift: Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz = Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse = Radioattività dell'ambiente e dosi d'irradiazione in Svizzera

Herausgeber: Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz

Band: - (2008)

Rubrik: Umwelt = Environnement

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 05.07.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l´environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2008 - Résultats 2008

Kapitel 4. Umwelt

Chapitre 4. Environnement

Chapitre 4.1 Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets **50**

Résumé 50

Air - Mesures bas niveau 50

Réseau automatique de surveillance de l'air - RADAIR 51

Précipitations 55

Rivières 56

Station d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération 57

Kapitel 4.2 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen **58**

Zusammenfassung 58

Vorgeschichte 58

Ergebnisse mit den umgebauten Geräten 60

Kapitel 4.3 Radioaktivität in aquatischen Systemen **61**

Zusammenfassung 61

Ziele 61

Andere Betriebe 67

Chapitre 4.4 Radioactivité du sol et de l'herbe **68**

Résumé 68

Introduction 68

Résultats et discussion 69

Conclusions 71

Kapitel 4.5 ^{137}Cs in Wasser und Sedimenten des Lago Maggiore **72**

Einleitung 72

Material und Methoden 72

Ergebnisse und Diskussion 73

Kapitel 4.6 Quell– und Grundwasser sowie Sickerwasser aus Deponien **77**

Zusammenfassung 77

Messprogramm 77

Ergebnisse 2008 77

Chapitre 4.1
Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets

S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, M. Müller, P. Steinmann, H. Völkle
Section Radioactivité de l'environnement (URA), OFSP, 3003 BERNE

Résumé

Les résultats des mesures de la radioactivité dans l'environnement obtenus en 2008 n'ont mis en évidence aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population. Seules des traces de radioactivité artificielle ont été détectées dans l'air, les précipitations ou les rivières, à l'exception du tritium, observé en plus grande quantité dans les pluies au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium ainsi que dans les eaux de lavage des fumées des usines d'incinération.

Air - Mesures bas niveau

L'OFSP exploite trois réseaux de surveillance de la radioactivité dans l'air. Le premier se compose de collecteurs d'aérosols à moyen débit (40 m^3/h) et est principalement dédié à la surveillance des centrales nucléaires (Gösgen-Däniken, Leibstadt et Mühleberg). Le deuxième, d'une très grande sensibilité, est constitué de collecteurs d'aérosols à haut débit (env. 500 m^3/h) situés à Oberschrot/FR, Monte-Ceneri/TI, Güttingen/TG, au CERN/GE et à Klingnau/AG. Finalement, l'OFSP gère les 11 stations automatiques de surveillance de l'air composant le réseau RADAIR.

Ces réseaux se distinguent par leur sensibilité et leur rapidité de réponse (intervalle de temps entre le début de la période de collection et la disponibilité des résultats de mesure) et remplissent des rôles bien distincts. Le réseau RADAIR, par exemple, est un système d'alerte dont l'objectif est de permettre une détection rapide d'une éventuelle hausse significative de la radioactivité dans l'air: les aérosols sont ainsi collectés et mesurés en continu sur des filtres déroulants et les résultats sont envoyés à la centrale toutes les 30 minutes. Cependant la limite de détection pour une activité bêta artificielle nette n'est que d'environ 0.5 Bq/m^3 pour des durées de collection et de mesure de 30 minutes. Dans le cas des collecteurs d'aérosols à haut débit, la période de collection s'élève à 1 semaine, les filtres sont ensuite envoyés par poste puis mesurés en laboratoire, le délai pour l'obtention de résultats est donc de quelques jours, par contre les limites de détection sont très faibles, env. 0.5 $\mu Bq/m^3$ pour le ^{137}Cs. Ces installations permettent ainsi d'évaluer les niveaux réels de radioactivité présents dans l'environnement.

Voisinage des centrales nucléaires
(voir aussi Chap. 8).
Les méthodes de mesure très sensibles mises en œuvre par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires ont permis de mettre en évidence les traces de leurs rejets atmosphériques, notamment à Mühleberg où du ^{60}Co a été mis en évidence à plusieurs reprises dans les filtres aérosols (valeurs comprises entre 0.4 et 0.8 $\mu Bq/m^3$). Les concentrations mesurées sont très nettement inférieures aux limites autorisées (voir Chap. 8.3) et témoignent du fonctionnement normal de l'installation.

Les filtres aérosols des environs des centrales nucléaires de Gösgen et Leibstadt n'ont pas présenté de radioactivité artificielle mesurable durant l'année 2008, à l'exception de traces de ^{137}Cs (0.4 à 1.8 $\mu Bq/m^3$) attribuables à la remise en suspension d'anciennes contaminations dues aux essais nucléaires atmosphériques des années 50 et 60 ainsi qu'à l'accident de Tchernobyl.

Notons finalement que pour ces trois stations (Mühleberg, Gösgen, Leibstadt), les radionucléides naturels ^{7}Be et ^{210}Pb, avec des valeurs comprises respectivement entre 1.1 et 4.1 et entre 0.1 et 0.5 mBq/m^3, sont nettement prépondérants.

Collecteurs d'aérosols à haut débit
Les concentrations des différents radionucléides mesurées dans les filtres à aérosols provenant des 5 collecteurs à haut débit (High Volume Sampler) sont disponibles en ligne à l'adresse suivante : http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00045/02372/02378/index.html?lang=fr

Ces filtres sont changés chaque semaine, puis envoyés au laboratoire de l'OFSP où ils sont analysés par spectrométrie gamma. En résumé, pour l'année 2008, comme pour les années précédentes, les résultats des mesures montrent que les radio-éléments d'origine naturelle ^{7}Be et ^{210}Pb prédominent. Des valeurs comprises entre 0.5 et 7.6 et entre 0.1 et 1.8 mBq/m^3 ont été enregistrées respectivement pour ces deux isotopes. Des traces de ^{22}Na, également d'origine naturelle, ont été détectées dans les 5 stations (valeurs comprises entre 0.1 et 1.2 μBq/m^3). Le ^{137}Cs, attribuable à la remise en suspension dans l'air des anciennes dépositions de Tchernobyl et des essais atomiques des années 50 et 60, est l'unique radioélément d'origine artificielle régulièrement identifié, et ce, dans les 5 stations. Les activités mesurées pour cet isotope sont toutefois très faibles (exemple de Klingnau/AG: valeur médiane 0.5 μBq/m^3, maximum 1.9 μBq/m^3).

Des traces de ^{24}Na et de ^{131}I ont été sporadiquement détectées dans les filtres aérosols du CERN (valeurs comprises entre 3 et 15 μBq/m^3 et entre 0.4 et 0.9 μBq/m^3 respectivement). Ces radio-isotopes, d'une demi-vie de 15 h pour le ^{24}Na et de 8 jours pour le ^{131}I, sont produits dans les accélérateurs de particules du centre de recherche. Du ^{131}I, probablement d'origine médical, a également été enregistré début novembre à Güttingen (0.4 ± 0.3 μBq/m^3). Du ^{60}Co (0.7 ± 0.2 μBq/m^3) a par ailleurs pu être mesuré en janvier à la station de Klingnau (5.4 km au nord du PSI). Notons que ces concentrations sont nettement inférieures aux limites d'immission stipulées dans l'ORaP (100 Bq/m^3 pour le ^{24}Na, 1.7 Bq/m^3 pour le ^{60}Co et 2.7 Bq/m^3 pour le ^{131}I) et ne présentent aucun danger du point de vue radiologique.

Réseau automatique de surveillance de l'air RADAIR

Les modifications apportées en 2008
Une rénovation complète de la partie informatique du cœur du système RADAIR, à savoir de la base de données, des serveurs de communication ainsi qu'une partie de la centrale, était devenue indispensable et diverses stratégies de mises à jour ont été examinées. Une solution financière a été trouvée pour démarrer ce projet dès 2008 et celui-ci se poursuivra jusqu'à début 2010. Le logiciel de gestion des données et des moniteurs sera allégé et repensé en tenant compte des méthodes de travail actuelles et sera remodelé en utilisant les dernières technologies. Conjointement à ces modifications, le serveur actuel sera remplacé courant 2009. Le volume des données à gérer grandit en effet chaque année et la gestion des ressources devient progressivement plus conséquente.

La gestion du moniteur spectroscopique de Fribourg, tant au niveau de l'analyse des données que de son état de fonctionnement, sera également intégrée au nouveau système. (Ceci n'avait pas été prévu initialement puisque ce moniteur était alors situé sur le lieu de travail des collaborateurs de la section).

Outre ce projet majeur de rénovation, d'autres améliorations ont été apportées au réseau au cours de l'année sous revue. Notons par exemple, que les données mesurées par le nouveau moniteur d'iode, installé à Meyrin, ont été intégrées dans la base de données du système

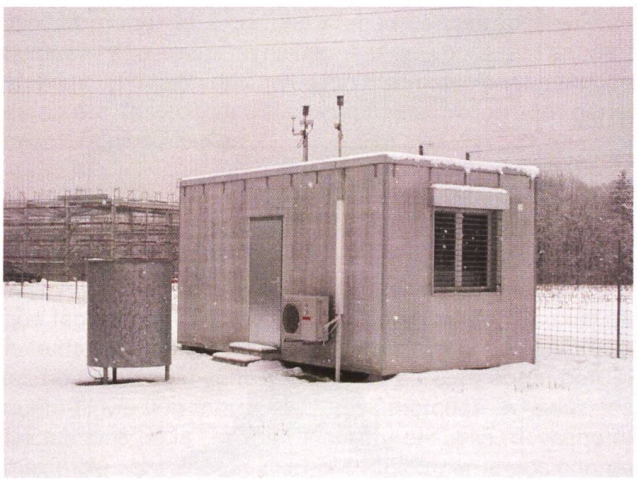


Figure 1:
Nouvelle (à gauche) et ancienne (à droite) station de mesure RADAIR de l'Institut Paul Scherrer.

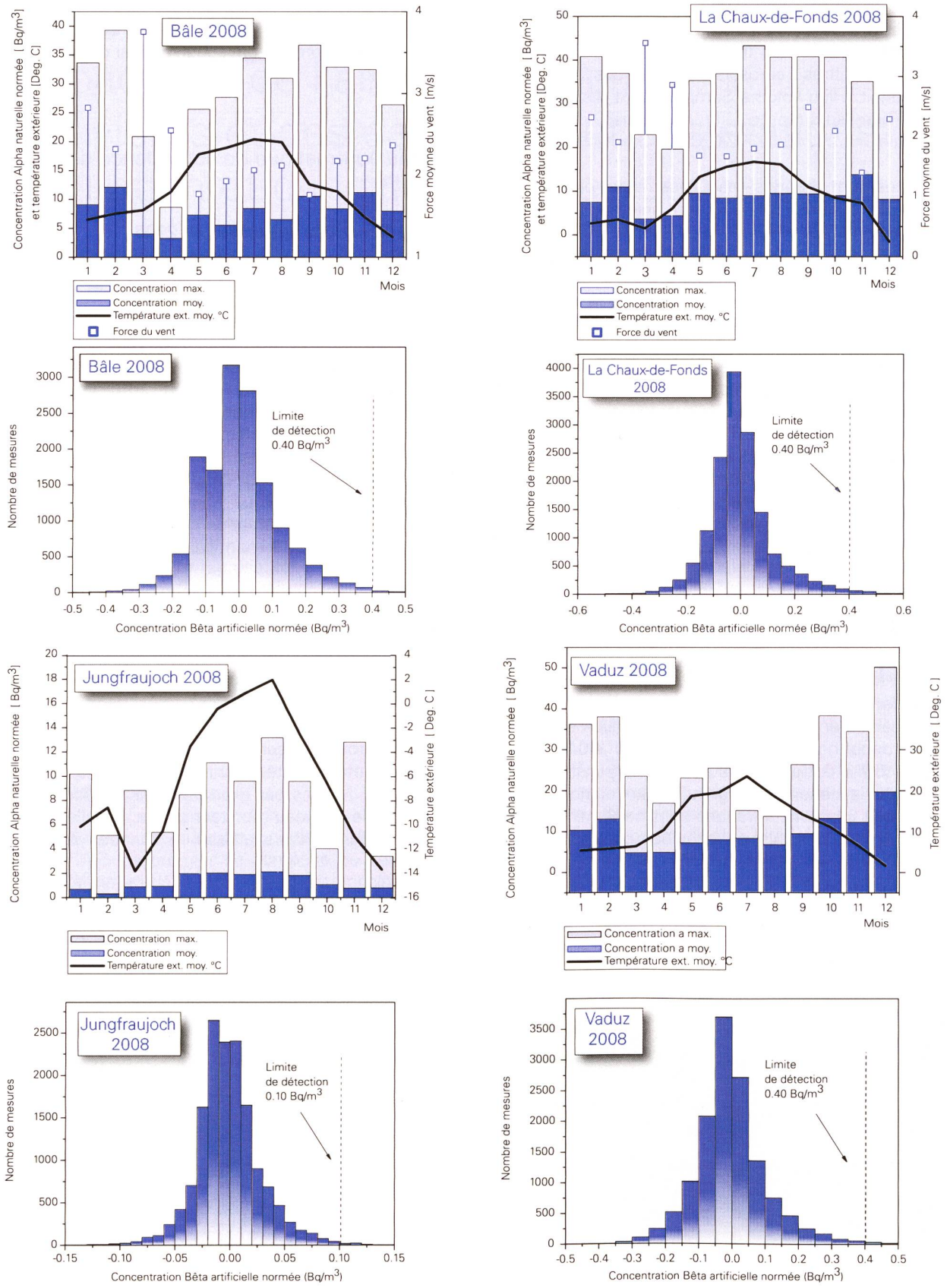


Figure 2:
Valeur mensuelle moyenne et maximale des concentrations alpha totales (naturelles) et histogramme des concentrations bêta artificielles compensées des stations de Bâle, La Chaux-de-Fonds, Jungfraujoch et Vaduz.

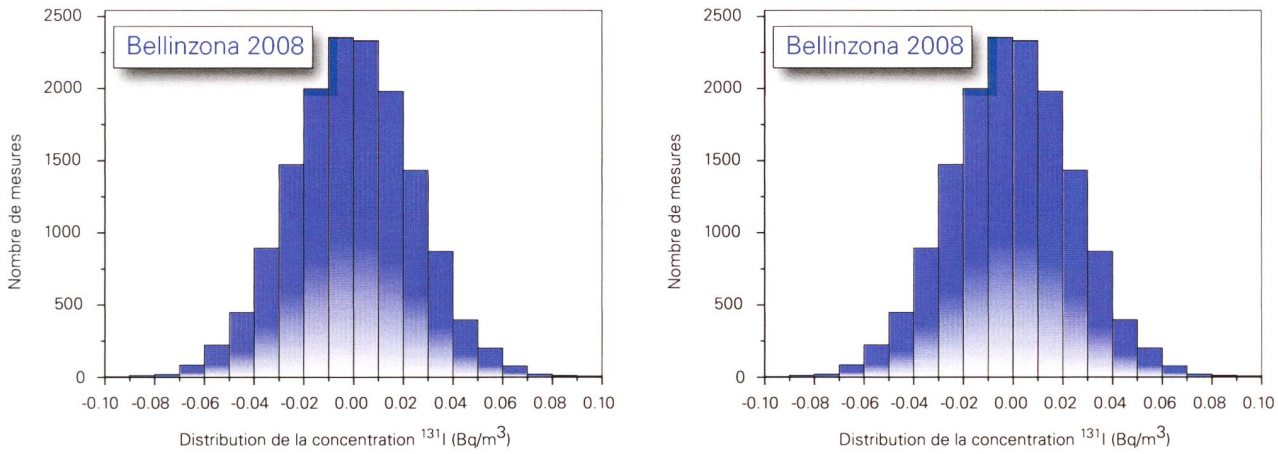


Figure 3:
Histogrammes de la concentration moyenne du ^{131}I des stations de Bellinzona et de Meyrin en 2008

RADAIR en mars. Les moniteurs des stations de Weissfluhjoch, Güttigen, Genève et Vaduz ont été équipés avec les nouvelles lignes de transmissions sécurisées à haut débit (ADSL). Le matériel ainsi que le logiciel des PC de mesures ont été adaptés pour fonctionner sous WinXP. Les moniteurs ont par ailleurs été progressivement équipés d'une nouvelle électrovanne du contournement du flux d'air (by-pass) permettant d'augmenter le débit de 10% tout en nécessitant moins d'entretien.

En raison de la construction d'un nouveau bâtiment, les moniteurs d'iode et d'aérosols de la station du site du PSI (Paul Scherer Institut) ont été déplacés d'une centaine de mètres. La baraque contenant les moniteurs à été remplacée (cf Fig. 1).

Les mesures

Collecteurs d'aérosols :

Les activités α/β totales, mesurées par les moniteurs RADAIR, peuvent être consultées en temps réel sur Internet, à l'adresse www.radair.ch (mise à jour toutes les 30 min).

Rappelons que les concentrations α totales mesurées dans l'air sont supposées d'origine naturelle. A cette activité α naturelle s'ajoute une activité β naturelle associée. Si un incident libérant de la radioactivité dans l'atmosphère se produisait, la concentration β totale comprendrait alors, en plus de la contribution naturelle, une contribution d'origine artificielle. Les concentrations α et β totales mesurées par les moniteurs RADAIR sont ainsi traitées à l'aide d'un algorithme de compensation afin de déterminer la contribution β d'origine artificielle qui constitue la véritable grandeur d'intérêt.

La figure 2 montre les concentrations alpha naturelles mensuelles moyennes et maximales relevées en 2008 aux stations de Bâle, La Chaux-de-Fonds, Vaduz et de la Jungfraujoch ainsi que les histogrammes des concentrations bêta artificielles obtenues après compensation. Les différences marquées entre concentrations maximales et concentrations moyennes reflètent les importantes fluctuations diurnes-nocturnes de radioactivité naturelle allant de 5 à 80 Bq/m^3 suivant les sites. Plus ces fluctuations sont importantes, plus une contribution supplémentaire d'origine artificielle est difficile à mettre en évidence, malgré une compensation adéquate, et donc plus la limite de détection de la concentration bêta artificielle sera élevée. On observe ainsi un rapport d'environ 100 entre la limite de détection des concentrations β et les valeurs maximales des concentrations α. Notons que le mécanisme de compensation α/β a permis de s'assurer que les concentrations β artificielles sont restées, en 2008, en dessous des limites de détection.

Les concentrations alpha maximales enregistrées dans les différentes stations dépendent de la situation géographique ainsi que de la nature géologique du sol. La présence plus ou moins importante du radon et de ses produits de filiation émanant du sol joue ainsi un rôle déterminant sur la limite de détection de la concentration β artificielle pouvant être atteinte. Pour une station donnée, ces valeurs fluctuent également sensiblement au cours de l'année : en hiver, en raison de l'inversion thermique plus marquée qu'en été, les concentrations alpha naturelles sont généralement plus élevées.

La figure 2 montre que pour les stations situées en ville, comme Bâle ou La Chaux-de-Fonds, la concentration α mensuelle moyenne est restée toute l'année voisine de 10 Bq/m^3. De plus, la concentration mensuelle maximale n'a que légèrement fluctué entre 30 et 40 Bq/m^3, exception faite des mois de mars et avril où les moyennes mensuelles de la force du vent étaient plus élevées et par conséquent l'inversion thermique moins marquée. A Vaduz, les fluctuations de la concentration α mensuelle moyenne et maximale sont essentiellement régies par la position du site, en bordure de route à grand trafic où le brassage de l'air est plus conséquent et irrégulier.

Photo 1:
Pluviomètre près de Davos (GR)

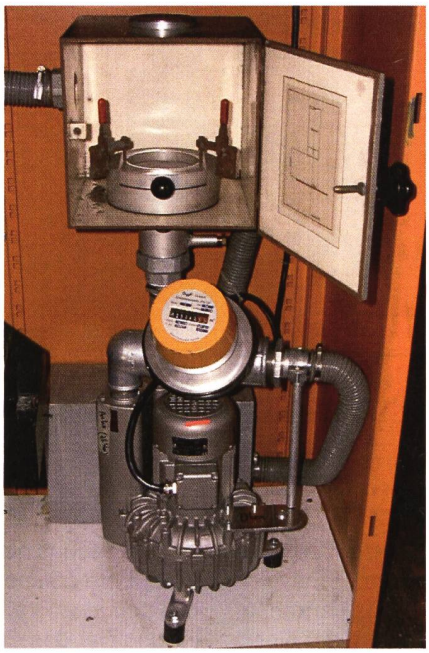


Photo 2:
Collecteur d'aérosols de Locarno-Monti: boîte à filtres ouvertes, dessous mesure du débit et pompe

Photo 3:
Collecteur d'aérosols à grand débit de Güttingen/TG (500 à 700 m³/h; type ASS-550)

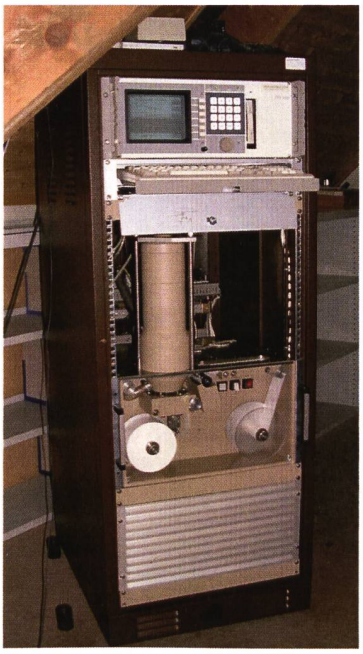


Photo 4:
Station RADAIR de Sion (VS): Moniteur Alpha-Beta (FHT-59s)

Dans les stations d'altitude, comme Jungfraujoch, le phénomène d'inversion est faible voire inexistant et la présence de neige ou de glace atténue les émissions α-β. Les fluctuations des concentrations α sont limitées et sont dues essentiellement à la présence de courants ascendants, apportant irrégulièrement les résidus des produits de filiation du radon de la plaine. Dans ces conditions et comme le montre les histogrammes de la figure 2, la limite de détection des émetteurs β artificiels s'abaisse à 0.1 ou 0.2 Bq/m^3 alors que pour les stations de plaine, des incidents de radioactivité inférieurs à 0.4 à 0.8 Bq/m^3 ne sont pas décelables malgré un bon suivi de la compensation.

Collecteur d' Iode-131 :
Les moniteurs de Bellinzona, de Fribourg, de Meyrin et du PSI mesurant l'iode gazeux (^{131}I) n'ont pas décelé de valeurs supérieures à la limite de détection de 0.1 Bq/m^3. Concernant le moniteur de Genève, cette limite est de 0.5 Bq/m^3 car le débit n'a été augmenté et adapté à celui des autres moniteurs qu'à partir du mois de décembre (débit plus faible en phase de test).

La figure 3 montre l'histogramme de la concentration moyenne du ^{131}I enregistré à la station de Bellinzona ainsi que par le nouveau collecteur de Meyrin.

Moniteur spectroscopique :
Les résultats enregistrés à l'aide du moniteur spectroscopique de la station de Fribourg ont confirmé que les concentrations des principaux isotopes artificiels sont restées inférieures à la limite de détection de 10 mBq/m^3 pour un temps d'accumulation de 24h.

Les pannes:
Grâce à un entretien suivi, le taux de bon fonctionnement des moniteurs s'est situé en 2008 entre 90 et 99% suivant les stations. D'une manière générale, les pannes les plus courantes sont des pertes de communications, des coupures de courant, des défectuosités au niveau des alimentations des PC de mesure, des problèmes de manipulation survenant lors de la mise en place des filtres et enfin des pannes de pompes.

Le transfert des résultats des mesures des moniteurs vers la centrale a connu quelques perturbations en raison de défaillances au niveau des serveurs de communication ou à la suite de mises à jour automatiques de Windows ayant engendré des modifications des paramètres de sécurité.

Précipitations

Des échantillons de pluie sont collectés en continu aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösgen-Däniken et Beznau ainsi que dans divers endroits de Suisse (Davos/GR, Cernier/NE, Fribourg et Locarno-Monti/TI) pour l'analyse mensuelle des émetteurs gamma.

A l'exception de traces sporadiques de ^{137}Cs (valeur maximale de 1.5 mBq/l enregistrée à Locarno-Monti), aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a été détecté dans les précipitations au cours de l'année 2008. Des valeurs comprises entre 0.1 et 1.4 Bq/l ont été mesurées pour le ^{7}Be naturel.

Divers laboratoires ou instituts mesurent mensuellement le tritium (^{3}H) dans des échantillons de précipitations. Les résultats des analyses effectuées par l'Université de Berne (Physikalisches Institut, Abt. Klima– und Umweltphysik) sur mandat de l'OFSP sont résumés au Chap. 7.1 (stations de Bâle, Bern, Grimsel, Guttanen, Meiringen, Vaduz, Nyon, La Brévine et Locarno).

L'OFSP mesure le ^{3}H dans les précipitations de Fribourg ainsi que celles du voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg, Gösgen et Leibstadt. Le PSI analyse chaque mois les échantillons de pluie du voisinage du PSI, du ZWILAG ainsi que de la centrale nucléaire de Beznau. Avec des valeurs systématiquement inférieures à 3 Bq/l, les concentrations mensuelles de ^{3}H enregistrées en 2008 dans les pluies du voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg et Gösgen ne se sont pas distinguées de celles relevées à la station de référence de Fribourg. Les valeurs enregistrées au voisinage des centrales de Leibstadt et Beznau sont également restées faibles (valeurs médianes de 2.4 Bq/l et 3.1 Bq/l respectivement).

Suite à des rejets contrôlés de tritium, lors du changement d'une cible dans une installation du PSI-West, des valeurs légèrement plus élevées que la normale ont été enregistrées dans les précipitations des environs du PSI en septembre (valeur maximale de 46 Bq/l; valeur médiane 2008: 5.5 Bq/l). Au voisinage du Zwilag, situé à quelques centaines de mètres du PSI, les concentrations de ^{3}H mesurées dans les précipitations sont généralement restées inférieures à 3 Bq/l. Notons toutefois qu'au cours du 4ème trimestre 2008, des actions d'incinération de déchets contenant du tritium ont été réalisées au ZWILAG ce qui a conduit à une augmentation clairement mesurable des concentrations en tritium dans les précipitations (valeur maximale de 48 Bq/l en novembre, alors que la valeur médiane pour 2008 est inférieure à 1.5 Bq/l). Ces valeurs sont par ailleurs très inférieures aux valeurs limites autorisées.

Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium
(voir aussi Chap. 4.2 et 9.1)
Dans le cadre de la surveillance ciblée des entreprises utilisatrices de tritium, des échantillons de précipitation sont également récoltés à Teufen/AR (Firma RCT) ainsi qu'à Niederwangen/BE (Firma mb microtec). La concentration en tritium des échantillons de Teufen est analysée chaque semaine; celle des précipitations de Niederwangen tous les 15 jours. Les résultats 2008 sont résumés dans le tableau 1. Ils sont semblables à ceux enregistrés les années précédentes. Notons que la concentration maximale de tritium enregistrée dans les précipitations à Niederwangen (1'600 Bq/l) représente environ 15% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection pour les eaux accessibles au public.

Tableau 1:
Tritium dans les précipitations au voisinage des entreprises utilisatrices de ^{3}H en 2008

Lieu	Valeur min/max (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
Teufen/AR 65 m E Firma TCT	40 – 670	250
Niederwangen/BE		
Bauernhaus 300 m SE de l'entreprise	30 – 350	90
Garage 200 m SW de l'entreprise	20 – 530	130
Gemeinde Köniz 180 m NNW de l'entreprise	20 – 770	180
Firma Schär 320 m NE de l'entreprise	100 – 1'600	700

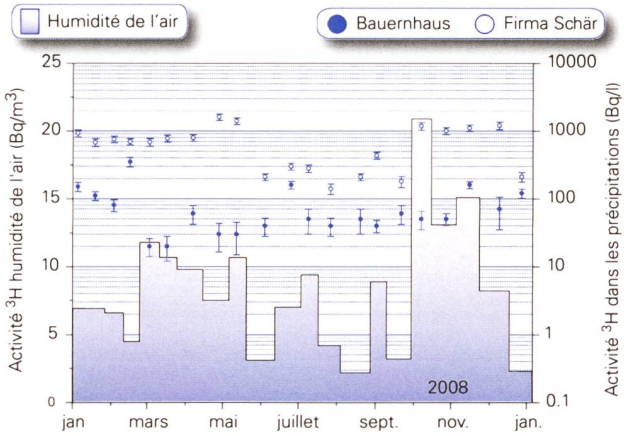


Figure 4:
Activité du tritium dans les précipitations (Bq/l) et dans l'humidité de l'air (Bq/m^{3} d'air) à Niederwangen/BE.

A Niederwangen, l'activité du ^{3}H dans l'humidité de l'air est également mesurée deux fois par mois (Fig. 4). Les valeurs obtenues en 2008 se sont situées entre 2 et 21 Bq/m^{3} avec une valeur moyenne de 8 Bq/m^{3}.

Rivières

Les échantillons d'eau du Ticino (près de Contone) ainsi que du Rhône (près de Porte du Scex/VS et de Chancy/GE), mesurés chaque mois, n'ont pas présenté de radioactivité gamma d'origine artificielle à l'exception de traces de ^{137}Cs (valeurs maximales de 4.6 ± 1.8 Bq/l et 2.7 ± 1.3 Bq/l respectivement pour le Ticino et le Rhône/Porte du Scex). Notons que suite à l'acquisition de nouveaux détecteurs plus sensibles, la limite de détection pour ce dernier isotope a été divisée d'un facteur deux environ. Ceci explique pourquoi des traces de ^{137}Cs ont régulièrement été enregistrées en 2008 aussi bien dans les eaux du Rhône que du Ticino alors que les concentrations étaient généralement inférieures à la limite de détection de 4 - 5 mBq/l les années précédentes. Les activités des émetteurs gamma artificiels dans les eaux de l'Aar et du Rhin sont étudiées au Chap. 4.2.

Les concentrations mensuelles de tritium mesurées en 2008 dans les eaux du Ticino et du Rhône sont inférieures à 2.0 Bq/l.

Dans les échantillons d'eau de l'Aar, collectés en amont de la centrale nucléaire de Mühleberg, l'activité du ^{3}H est également restée très faible avec une valeur maximale s'élevant à 2.1 Bq/l.

La valeur médiane de la concentration mensuelle du ^{3}H enregistrée en 2008 dans les eaux du Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, est inférieure à 2 Bq/l. Notons que comme chaque année à la même période, une concentration de ^{3}H légèrement plus élevée (6.6 ± 0.8 Bq/l) a été enregistrée dans cette station au mois d'avril en raison d'un rejet plus important d'eau contenant du tritium par la centrale nucléaire de Gösgen (voir Chap. 8.3).

Dans le cadre de la surveillance des rejets en tritium par l'industrie horlogère de l'arc jurassien, des mesures hebdomadaires de la concentration en tritium de l'eau du Doubs à St-Ursanne sont également effectuées depuis de nombreuses années. La poursuite de cette surveillance en l'état actuel ne semble toutefois plus véritablement pertinente, puisqu'en 2008, comme pour les 5 années précédentes, les valeurs enregistrées sont systématiquement inférieures à la limite de détection de 10 Bq/l. Ceci s'explique par la très forte diminution de l'utilisation du tritium dans l'industrie horlogère (voir paragraphe Station d'épuration et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération).

Station d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération

Plusieurs laboratoires analysent les eaux des stations d'épuration des agglomérations de Zürich, Bâle, Berne, Lausanne et La Chaux-de-Fonds ainsi que les eaux de lavage des fumées des usines d'incinération de Bâle-Ville et de Bienne afin de déterminer les concentrations de ^{3}H et d'^{131}I rejetées dans l'environnement. Le tritium provient de l'industrie horlogère ou de la combustion de déchets contenant du tritium dans les usines d'incinération, l'iode des applications médicales. Les résultats de ces mesures sont résumés dans le tableau 2 pour l'année 2008.

Notons que les pics de concentrations de ^{3}H, dépassant les 100'000 Bq/l, régulièrement enregistrés jusqu'en 2006 dans les échantillons journaliers des eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle-Ville n'ont plus été observés au cours des deux dernières années. La valeur maximale enregistrée dans ces échantillons s'est ainsi située aux environs de 13'000 Bq/l en 2008 (A titre comparatif, la concentration maximale de ^{3}H mesurée dans ces échantillons en 2006 était de 860'000 Bq/l).

Les valeurs de tritium observées à la STEP de la région de La Chaux-de-Fonds, relativement élevées, s'expliquent par le fait que les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération arrivent également dans la STEP. Ces valeurs sont toutefois en diminution constante depuis les années nonante, en corrélation avec la très forte baisse de l'utilisation du ^{3}H dans les ateliers de posage (voir Figure 5). Ainsi en 2008 aucun atelier de posage de la région de la Chaux-de-Fond n'a plus utilisé de tritium.

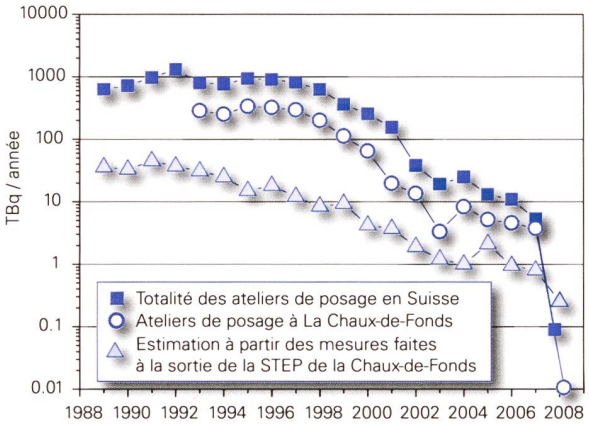


Figure 5:
Quantités de ^{3}H en (TBq/an) utilisée dans l'industrie horlogère en suisse et à La Chaux-de-Fonds, ansi que le rejets à La Chaux-de-Fond pour les annés 1989 à 2008.

Tableau 2:
Tritium (^{3}H) et Iode (^{131}I) dans les eaux de rejet des usines d'incinération et des stations d'épuration (STEP en 2008)

Ville	Laboratoire	Isotope	Nombre	Valeur min/max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
STEP Bâle	KL-BS	^{131}I	52	< 0.1 - 1.3	0.34	-
		^{3}H	55	2.5 - 128	4.2	6.7
Incinération Bâle		^{131}I	50	< 0.1 - 30	-	-
		^{3}H	325	15 - 12'880	274	615
STEP Berne	Labor Spiez	^{131}I	52	< 0.14 – 2.8	0.295	-
	URA/OFSP	^{3}H	12	< 10 - 20	-	-
Incinération Bienne	URA/OFSP	^{3}H	51	< 10 - 550	12	-
STEP La Chaux-de-Fonds	URA/OFSP	^{3}H	48	5 -110	25	34
STEP Lausanne	IRA	^{131}I	45	< 0.6	-	-
		^{3}H	12	< 3 - 3.3	-	-
STEP Zürich	EAWAG	^{131}I	52	< 0.6	-	-
	URA/OFSP	^{3}H	13	< 2.0 - 5.5	2..3	-

Kapitel 4.2
Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen

H. Völkle und M. Müller
Sektion Umweltradioaktivität (URA), BAG, 3003 Bern

Zusammenfassung

Nachdem die beiden 1966 beschafften Höhenluft-Filtergeräte 2002-03 bei RUAG Aerospace in Emmen technisch erneuert, an die Tiger-Flugzeuge der Schweizer Luftwaffe angepasst und erneut für den Flug zugelassen wurden, werden sie wieder regelmässig für Sammelflüge in 8'000 bis 12'000 m Höhe eingesetzt. Die Probenahmen erfolgen mit Militärflugzeugen der Schweizer Luftwaffe (Militärflugplatz Payerne). Im Ereignisfall können nach Absprache zusätzliche Sammelflüge durchgeführt werden. Die so gesammelten Luftproben werden gammaspektrometrische auf Radioaktivität analysiert.

Vorgeschichte

In den 60er–Jahren wurden von den Grossmächten (USA, Grossbritannien, der damaligen UdSSR, später auch von Frankreich und China) zahlreiche Kernwaffenversuche (zuerst A-Bomben später auch H-Bomben) in der Atmosphäre durchgeführt. Diese führten zu einem deutlichen Anstieg der künstlichen Radioaktivität in Luft und Niederschlägen und als Folge davon auch in Boden, Pflanzen und Nahrungsmitteln. Die damalige KUER (Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität) wurden deshalb in den 50er–Jahren vom Bundesrat beauftrag, ein Überwachungsnetz für die Radioaktivität von Luft und Niederschläge aufzubauen um Behörden und Bevölkerung laufend über die Umweltradioaktivität und die daraus resultierenden Strahlendosen informieren zu können. Integriert über den Zeitraum 50er–Jahre bis heute hat die Schweizer Bevölkerung durch alle Kernwaffenversuche zusammen eine zusätzliche Strahlendosis von im Durchschnitt 1.2 mSv erhalten.

Bei Kernwaffenexplosionen sowie auch bei Unfällen in Kernanlagen erfolgt die Freisetzung der Radioaktivität in die Atmosphäre und die radioaktive Wolke wird je nach Art der Freisetzung in einer gewissen Höhe mit dem Wind verfrachtet. Auf der Nordhemisphäre umrundete die Wolke bei den chinesischen Kernwaffenversuchen die Erde jeweils im Gegen-Uhrzeigersinn und erreichte unser Land nach ca. 10 bis 14 Tagen.

Im Ernstfall (d.h. bei einem Kernwaffeneinsatz oder einem schweren Kernkraftwerk-Unfall) müssen die Einsatzorgane rasch über allfällige Schutzmassnahmen für die Bevölkerung entscheiden können. Es ist deshalb notwendig, Zusammensetzung (Nuklidvektor), Ausmass und Lage einer solchen radioaktiven Wolke möglichst frühzeitig zu erfassen, bevor sich deren Radioaktivität auf Boden und Pflanzen ablagert. Dies führte dazu, dass in den 60er–Jahren in Zusammenarbeit der KUER mit den damaligen Flugzeugwerken Emmen Sammelgeräte entwickelt und im Windkanal kalibriert wurden, die ermöglichten mittels Militärflugzeugen Luftproben (Aerosole) aus 8'000 bis 12'000m Höhe zu sammeln um hernach deren Radio-

aktivität im Labor mittels Gamma-Spektrometrie quantitativ und qualitativ zu analysieren. Ebenfalls ab Mitte der 60er–Jahre wurden am Physikinstitut der Universität Freiburg die ersten Ge(Li)-Detektoren in Betrieb genommen, die für solche Messungen vom Labor der KUER für die Analyse von Luftfiltern benutzt werden konnten.

Die Sammelgeräte der zweiten Generation wurden letztmals 1986 nach dem Reaktorunfall Tschernobyl eingesetzt. Ab 2000 war ein Einsatz nicht mehr möglich, da die Tiger-Flugzeuge über eine andere Aufhängevorrichtung verfügen; zudem zeigte sich auch, dass die seit rund 30 eingesetzten Geräte einer Überholung bedurften. Mit dieser Erneuerung und Anpassung sowie der erneuten Flugzulassung wurde RUAG Aerospace (die Nachfolgerin der Flugzeugwerke Emmen, die die Geräte damals gebaut hatte) beauftragt. Seit 2004 sind die Geräte wieder einsatzbereit und flugerprobt.

Sammlung und Messung der Proben

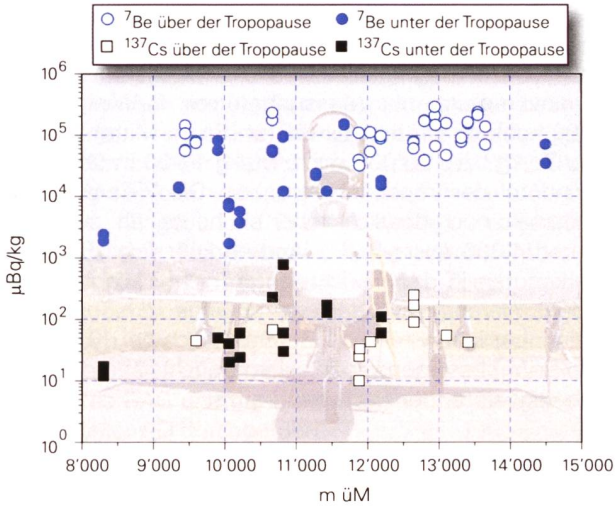
Die Probeentnahme der Aerosolpartikeln in Höhen zwischen 8'000 und 12'000 m erfolgt mit von den Eidgenössischen Flugzeugwerken in Emmen in den 60er–Jahren gemeinsam mit dem damaligen Labor Fribourg der KUER entwickelten Sammelaggregaten, die unter dem Flügel eines Düsenflugzeuges der Schweizer Luftwaffe (Heute Tiger F-5F/E, früher Mirage, Hunter, Venome, Vampire, etc.) befestigt werden. Die Geräte können vom Piloten ferngesteuert geöffnet und geschlossen werden, was eine Probenahme unter vorgewählten Bedingungen (bzgl. Flughöhe, Flugroute, Dauer, Geschwindigkeit) ermöglicht. Eine Anzeige aussen am Gerät meldet dem Piloten während des Fluges ob das Gerät geöffnet oder geschlossen ist. Die Sammelgeräte wurden im Windkanal der Flugzeugwerke Emmen kalibriert, sodass bei bekannter Flughöhe, Geschwindigkeit und Flugdauer die Anzahl gesammelter kilo Luft mit Hilfe einer Graphik ermittelt werden kann. Die Flughöhe kann vom Auftraggeber gewählt werden und liegt üblicherweise zwischen 8'000 und 12'000 m, je nach Bedarf über oder unter der Tropopause. Letztere wird täglich mit einem Ballonflug durch MeteoSchweiz in Payerne ermittelt. Die Fluggeschwindigkeit beträgt normalerweise etwa 0.8 Mach; die Flugdauer 20 bis 30 Minuten; die gesammelte Luftmenge liegt zwischen 1'000 und 2'000 kg. Normalerweise wird mit beiden Geräten geflogen, was auch die Möglichkeit gibt, zwei Proben auf unterschiedlicher Höhe zur erheben.

Als Filtermaterial wird ursprünglich eine Zellulosefilter von Schleicher & Schuell Typ 0048 (0.7 mm; 130 g/m^2, gekreppt) mit den Dimensionen 555 x 526 mm verwendet. Da dieses gleiche Material nicht mehr hergestellt wird, wurde auf das Filtermaterial von Schleicher & Schuell (heute Whatman plc) umgestellt (Sorte 0048, Art. Nr. 348987). Diese Filter werden, um ein Überlappen von wenigen mm zu ermöglichen, auf die Dimensionen 530 x 555 mm zugeschnitten. Für die Messungen wird der Filter halbiert und eine Hälfte mit einer hydraulischen Presse (12 bis 15 Tonnen, während 15 min) zu einer Tablette von 63 mm Durchmesser und ca. 10 mm Dicke gepresst. Die andere Hälfte dient als Rückstellprobe sowie gegebenenfalls für weitere Analysen.

Die Messung erfolgt im Labor (12 bis 24 h) mit hochauflösender Gammaspektrometrie. Anschliessend können an den Filtern weitere Untersuchungen, z.B. radiochemischer oder massenspektrometrischer Art durchgeführt werden; die Kalibrierung erfolgt durch zertifizierte Standards in derselben Messgeometrie. Für ^{137}Cs wird eine Nachweisgrenze von 0.1 µBq/kg erreicht.

Der Vorteil dieses Überwachungsverfahrens ist der erhebliche Zeitgewinn im Falle eines Ereignisses mit einer Radioaktivitätsfreisetzung, indem der Nuklidvektor bereits bestimmt werden kann, bevor sich die Radioaktivität aus der Luft auf Boden und Pflanzen abgesetzt hat.

Gemäss Absprache mit der Luftwaffe werden Sammelflüge im Ereignisfall auf Anforderung durchgeführt, im Normalfall sind 6 Sammelflüge pro Jahr vorgesehen. Die Wartung der Sammelgeräte erfolgt durch das Personal des Militärflugplatzes Payerne gemäss Instandhaltungs-Anweisung Stufe C, IHA-9001042 der Schweizer Luftwaffe. Die technische Verfügbarkeit liegt bei ca 20 Jahren. Die Stromversorgung von 28 V erfolgt über das Bordstrom-



Figur 1:
^{7}Be– und ^{137}Cs-Messwerte in µBq/kg Luft der Jahre 2004–08 in Funktion der Flughöhe in Luftproben gesammelt mit Flugzeugen vom Typ Tiger (F5 E/F) der Schweizer Luftwaffe. Die Medianwerte für ^{7}Be liegen bei 90'000 µBq/kg (über der Tropopause) bzw. 16'000 µBq/kg (unter der Tropopause), jene für ^{137}Cs (mit Ausnahme der Messresultate unter der Nachweisgrenze) zwischen 10 bis 1'000 µBq/kg. Im Jahr 2008 lagen praktisch alle Cs-Werte unter der Nachweisgrenze.

netz. Ein– /Ausbau der Filter sowie Fehlerdiagnose erfolgt durch Betreuer bzw. die Piloten in Payerne.

Die Flughöhe für die Sammlung hängt vom Ereignis ab; bei Ereignissen, bei denen die radioaktive Wolke bis in die Stratosphäre aufsteigt werden auch Proben über der Tropopause erhoben, andernfalls darunter. Beim Flug durch eine stark kontaminierte Wolke ist u.U. eine Dekontamination des Sammelgerätes erforderlich, ebenso ist Vorsicht beim Vorbereiten des Filters für die Messung (z.B. Pressen) angezeigt zur Vermeidung einer Kontamination von Arbeitsflächen und Messgeräten. Nach der zerstörungsfreien Gamma-Spektrometrie können an den Filtern weitere, z.B. radiochemische Analysen, vorgenommen werden.

Ergebnisse mit den umgebauten Geräten

Nach Umbau, Erneuerung (Anpassung an die Tiger-Flugzeuge) und erneuter Flugzulassen in den Jahren 2002-2003 konnten ab 2004 wieder regelmässig Sammelflüge durchgeführt werden. Dazu wurde ein Einsatzkonzept erstellt, das vorsieht, dass im Normalfall 6 Flüge pro Jahr stattfinden, im Ereignisfall zusätzliche auf Anforderung. Die Resultate der Jahre 2004-08 sind auf der Figur 1 zusammengestellt. Sie zeigten das natürliche ^{7}Be und das künstliche (Bombenfallout) ^{137}Cs. Die ^{7}Be Medianwerte betragen 90'000 micro-Bq/kg (über der Tropopause) bzw. 16'000 micro-Bq/kg (unter der Tropopause). ^{7}Be ($T_{½}$=53 Tage) wird durch die kosmische Strahlung in der Atmosphäre erzeugt, wovon 2/3 über und 1/3 unter der Tropopause entstehen. Diese Messwerte sind in guter Übereinstimmung mit Messungen von P. Winiger aus den 60er–Jahren ([1] bis [4]), die für ^{7}Be im Mittel 100'000 micro-Bq/kg bzw. 20'000 micro-Bq/kg 1'000 m über bzw. 1'000 unter der Tropopause ergaben. Die ^{137}Cs-Werte lagen damals noch deutlich höher als heute, dh. zwischen 400 und 4'000 micro-Bq/kg. Andere künstliche Radionuklide konnten in den Berichtsjahren nicht nachgewiesen werden. Wärend die Cs-Werte anfangs, d.h. nach der Wiederinbetriebnahme des Gerätes, noch bei 10 bis 100 micro-Bq/m^{3} betrugen, lagen sie im Berichtsjahr praktisch durchwegs unter der Nachweisgrenze.

Verdankungen
Wir danken dem VBS und der Schweizer Luftwaffe (inbesondere den Piloten des Militärflugplatzes Payerne) für die exzellente Zusammenarbeit bei der Sammlung dieser Luftproben mit Militärflugzeugen während fast 40 Jahren sowie der RUAG Aerospace in Emmen (früher Flugzeugwerk Emmen) bei Umbau und Erneuerung sowie der erneuten Flugzulassung der beiden Sammelgeräte.

Quellen:

[1] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Halbleitermessungen von Fallout. Helv. Phys. Acta, Vol. 41/5, pp. 645-649 (1968).

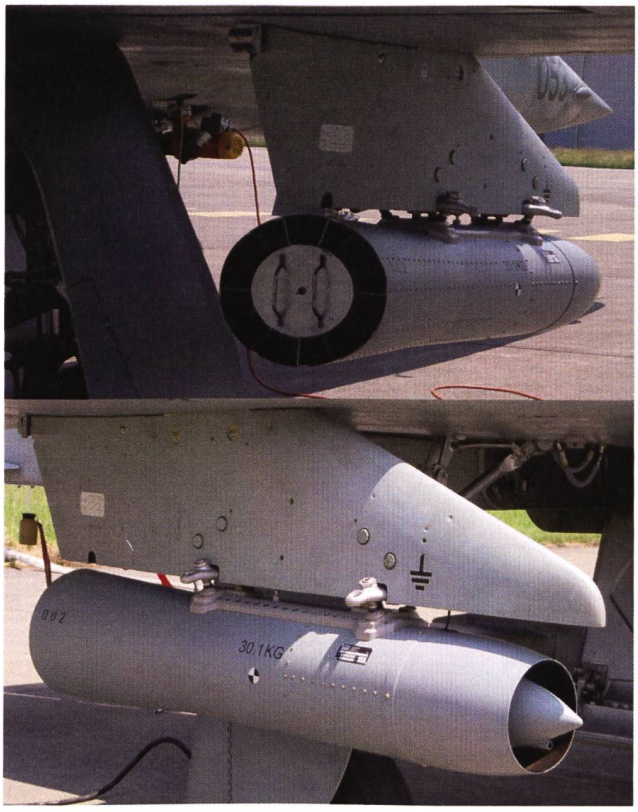
[2] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Rechenmethoden zur Analyse von Halbleiterspektren. Helv. Phys. Acta Vol. 42/7-8, pp. 901-902, (1969).

[3] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Rechenmethoden zur Analyse hochaufgelöster γ-Spektren und ihre Anwendung auf Spaltfragmentgemische. Helv. Phys. Acta, Vol. 43/6, pp. 693-712 (1970).

[4] P. Winiger, O. Huber, J. Halter und B. Michaud: Konzentrationsmessungen von ^{7}Be, ^{137}Cs und jungen Spaltfragmenten an der Tropopause. Tellus Vol. 28/5, 434-441.

[5] s. auch KUER-Berichte der 60er– und 70er–Jahre.

[6] Erich Riester: "30 Minuten geradeaus fliegen" in der Revue "Schweizer Luftwaffe" 2007, ISSN 1424-9456.



Photos:
Höhenluftfilter-Aggregate montiert an den beiden Flügeln eines Tiger (F5 E/F)-Flugzeuges der Schweizer Luftwaffe auf dem Militärflugplatz Payerne sowie Detail-Aufnahmen (von vorne und hinten) eines Sammelgerätes.

Kapitel 4.3
Radioaktivität in aquatischen Systemen

J. Beer, M.Fujak, S. Bollhalder, I.Brunner.
Eawag, Abteilung Surf/RT, 8600 Dübendorf

Zusammenfassung

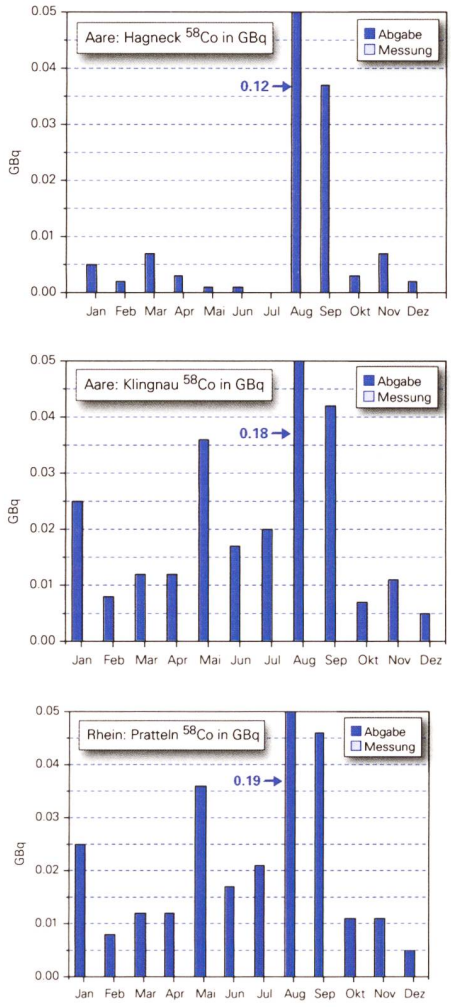
In den monatlichen Wasserproben von Aare und Rhein wurden hauptsächlich ^{60}Co und ^{54}Mn vom KKW Mühleberg und KKW Beznau sowie ^{137}Cs aus dem Tschernobylunfall nachgewiesen. Die in den letzten Jahren erfolgten Reduktionen der Abgaben von ^{58}Co und ^{60}Co durch das KKW Beznau spiegeln sich in deutlich niedrigeren Konzentrationen in den Wasserproben wider. Im Rhein oberhalb der Aaremündung konnten keine künstlichen Radionuklide (ausser ^{137}Cs) festgestellt werden. In Fischen waren ^{40}K aber keine künstlichen Radionuklide nachweisbar, in Wasserpflanzen ^{40}K und geringe Spuren von ^{60}Co, ^{54}Mn und ^{137}Cs. Messungen am Grundwasser der Pumpstationen Aarberg, Döttingen und Pratteln ergaben keine Hinweise auf infiltrierte künstliche Radionuklide. Auch im Abwasser der ARA Werdhölzli in Zürich konnten keine künstlichen Radionuklide gefunden werden. In der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz dagegen zeigten drei Monatsproben Spuren von ^{137}Cs und acht ^{131}I (2–90 Bq/L). Insgesamt führen die gefundenen Aktivitäten in aquatischen Systemen zu keiner messbaren Erhöhung der Strahlenbelastung.

Ziele

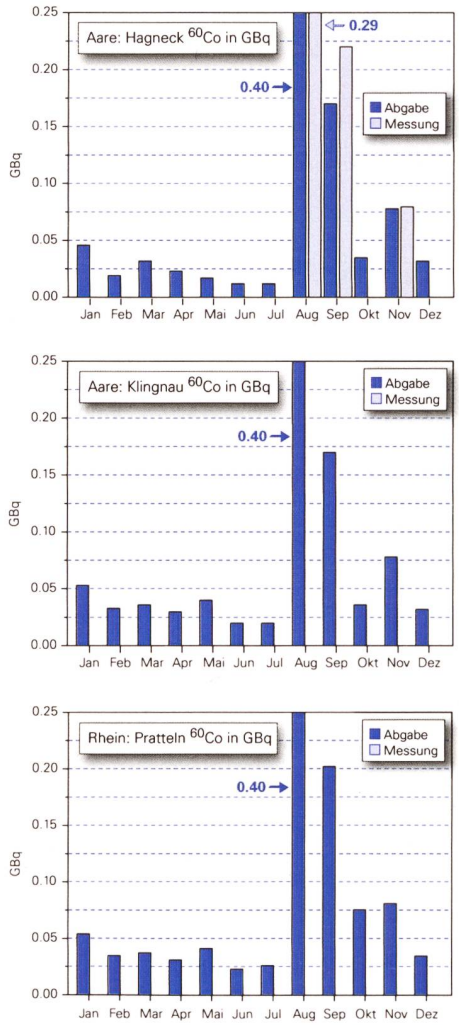
Die meisten künstlichen Radionuklide gelangen direkt über das Abwasser oder indirekt über den Niederschlag in den Wasserkreislauf. Eine kontinuierliche Überwachung der Radioaktivität in aquatischen Systemen erlaubt es deshalb, frühzeitig Änderungen in den Abgaben der entsprechenden Betriebe zu erkennen und die Gesamtaktivität, welche die Schweiz im Rhein verlässt, zu bilanzieren.

Methoden

Die Aktivitäten aller in unserem Labor gemessenen Radionuklide werden mittels Gammaspektroskopie bestimmt. Sedimente, Fisch– und Pflanzenproben werden gefriergetrocknet und die Aktivität pro Trockengewicht erhoben. In den grossvolumigen monatlichen Sammelproben von Hagneck, Klingnau und Pratteln werden die Radionuklide durch eine Eisenhydroxidfällung aufkonzentriert und gemessen. Die Proben der Kläranlage Zürich sowie die Rheinproben von Diepoldsau und Rekingen werden direkt gemessen. Die Bestimmung der Tritiumkonzentrationen wird seit 2003 durch die Sektion Umweltradioaktivität (URA) des BAG und die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz/D durchgeführt.



Figur 1:
^{58}Co-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben der Kernkraftwerke (dunkelblau) erfolgten vor allem während der Revisionen in den Sommermonaten und sind so gering, dass sie nicht nachgewiesen werden konnten. ^{58}Co stammt zum grössten Teil von Mühleberg und Beznau.



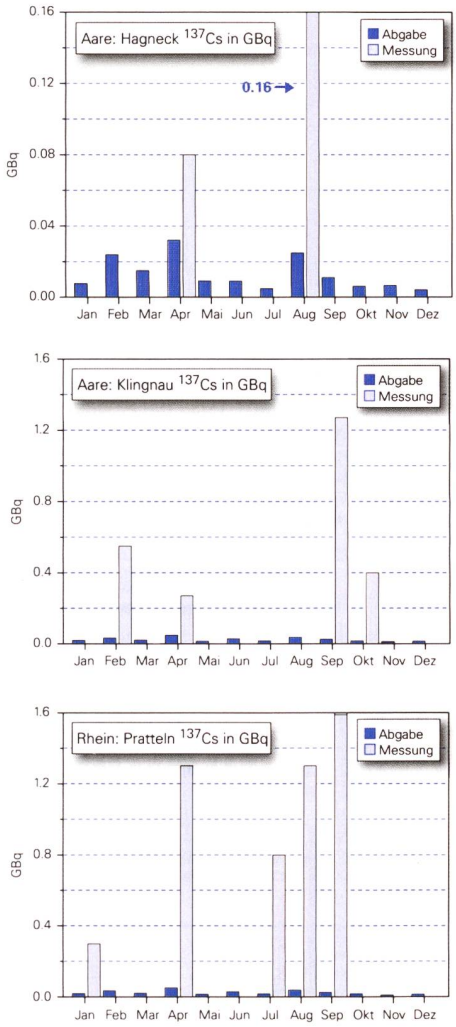
Figur 2:
^{60}Co-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem von Mühleberg. Die grössten Abgaben erfolgten im August und September während der Revision des KKW's Mühleberg. Mit drei Ausnahmen liegen alle Messwerte unter der Nachweisgrenze.

Kernanlagen

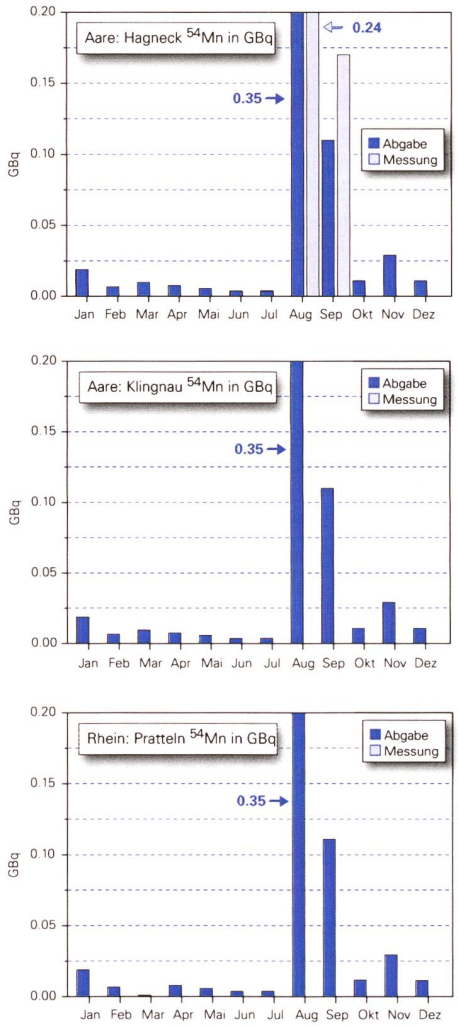
Wasserproben

Monatliche Wasserproben werden entlang von Aare und Rhein an drei Standorten abflussproportional gesammelt. Die Station Hagneck liegt unterhalb des Kernkraftwerks Mühleberg am Einfluss der Aare in den Bielersee, die Station Klingnau überwacht die Abgaben von Mühleberg, Beznau und Gösgen und die Station Pratteln schliesslich umfasst zusätzlich noch die Abgaben von Leibstadt in den Rhein. Entsprechend dem jeweiligen Abfluss werden pro Tag automatisch zwischen 20 und 40 Proben genommen, was über einen Monat eine Gesamtprobe von 50 bis 120 L ergibt.

Die Figuren 1 bis 4 zeigen jeweils für die drei erwähnten Probenahme-stationen die total von den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken abgegebenen Aktivitäten von ^{58}Co, ^{60}Co, ^{137}Cs und ^{54}Mn zusammen mit den aufgrund der Messungen ermittelten Aktivitäten (gemessene spezifische Aktivität x mittlerer monatlicher Abfluss x Dauer der Sammelperiode).



Figur.3:
^{137}Cs-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Der Vergleich der Messwerte mit den Abgaben zeigt, dass ^{137}Cs primär aus dem Tschernobylunfall und nicht aus den Kernkraftwerken stammt.



Figur 4:
^{54}Mn-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem vom KKW Mühleberg während der Revision im August.

Das meiste ^{58}Co und ^{60}Co stammt aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die grössten Abgaben erfolgten im August während der Revision. Da 2008 die Gesamtabgaben der KKW's weiter abgenommen haben (Tab. 1 und 2, Figuren 5 und 6) liegen die gemessenen Konzentrationen häufig unter der Nachweisgrenze.

Im Falle von ^{137}Cs (Figur 3) liegen viele Messungen über den Abgaben. Das Phänomen, das früher schon im Rhein beobachtet wurde, ist nun auch dieses Jahr in der Aare wieder sichtbar. Es ist auf die Remobilisierung von ^{137}Cs vom Tschernobyl Unfall zurückzuführen.

^{54}Mn stammt wie ^{60}Co vor allem aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die höchste Aktivität wurde nach der Revision im August gemessen.

Infolge Verdünnung und Sedimentation konnte ^{54}Mn in Klingnau und in Pratteln nicht mehr nachgewiesen werden.

Ausser den in den Figuren dargestellten Radionukliden wurden keine weiteren gammaaktive künstliche Radionuklide (z.B. ^{65}Zn) nachgewiesen, wohl aber natürliche wie ^{7}Be, ^{40}K und ^{210}Pb.

Jahresgesamtbilanz Pratteln ^{58}Co und ^{60}Co

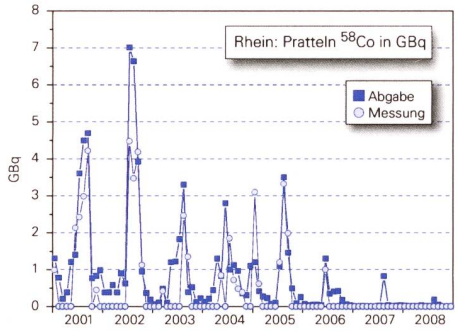
Die Tabellen 1 und 2 zeigen den Vergleich zwischen den total von allen KKW's abgegebenen ^{58}Co bzw. ^{60}Co Aktivitäten mit den aufgrund der Messungen in Pratteln hochgerechneten Aktivitäten, welche die Schweiz im Rhein verlassen haben. Gemittelt über die letzten 8 Jahre haben rund 60% des abgegebenen ^{58}Co die Schweiz verlassen. Die Abgaben von ^{58}Co und ^{60}Co waren 2008 so tief wie noch nie.

Tabelle 1:
Vergleich der totalen jährlichen Abgaben von ^{58}Co mit den im Rhein bei Pratteln gemessenen Aktivitäten in GBq.

Jahr	Abgabe (GBq)	Messung (GBq)	M/A
2001	20.7	13.2	0.64
2002	22.3	13.3	0.59
2003	9.6	4.2	0.44
2004	10.6	4.3	0.40
2005	9.2	10.2	1.11
2006	3.0	1.0	0.34
2007	1.0	< 1.0	
2008	0.4	< 0.1	
Total	76.8	46.2	0.60

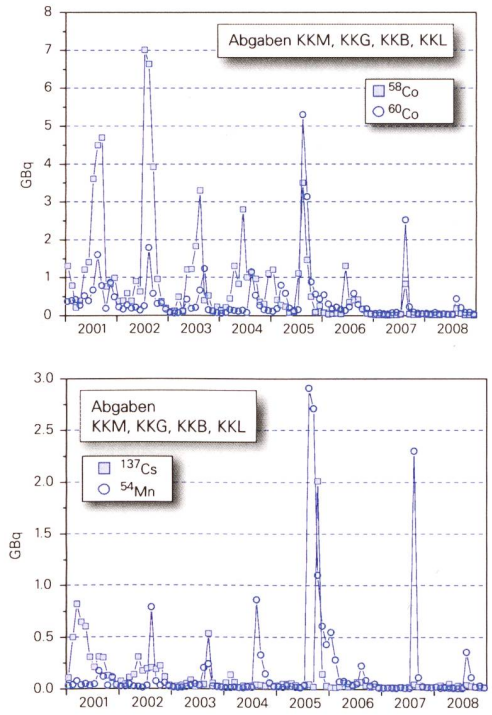
Tabelle 2:
Vergleich zwischen den total von allen KKW's abgegebenen ^{60}Co Aktivitäten mit den Messungen in Pratteln.

Jahr	Abgabe (GBq)	Messung (GBq)	M/A
2001	6.9	0.3	0.04
2002	4.6	1.4	0.30
2003	3.3	0.3	0.10
2004	2.9	< 0.1	
2005	12.4	1.6	0.13
2006	2.9	0.4	0.14
2007	3.3	< 0.1	
2008	1.1	< 0.1	
Total	37.5	4.0	



Figur 5:
Monatliche Abgaben und Messungen während der letzten sieben Jahre. Es ist klar ersichtlich, dass die Abgaben vor allem im Sommer während der Revisionen erfolgen und über die Jahre stufenweise abgenommen haben.

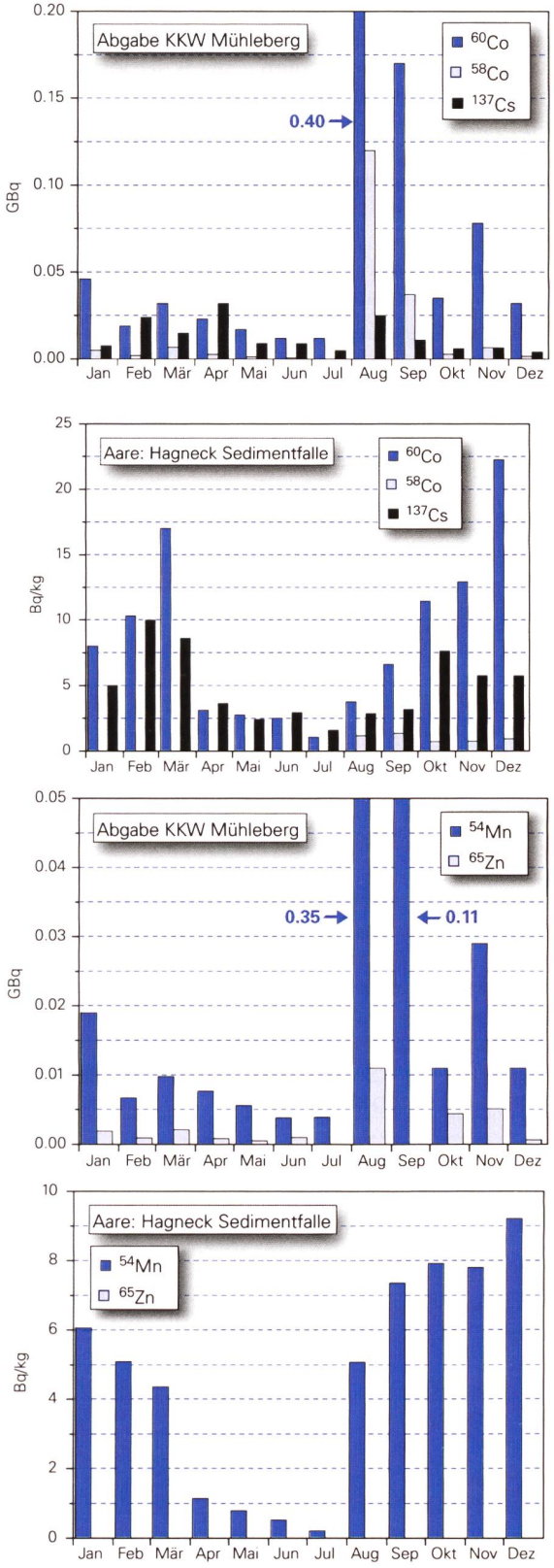
Jahresgesamtbilanzen aller KKW's



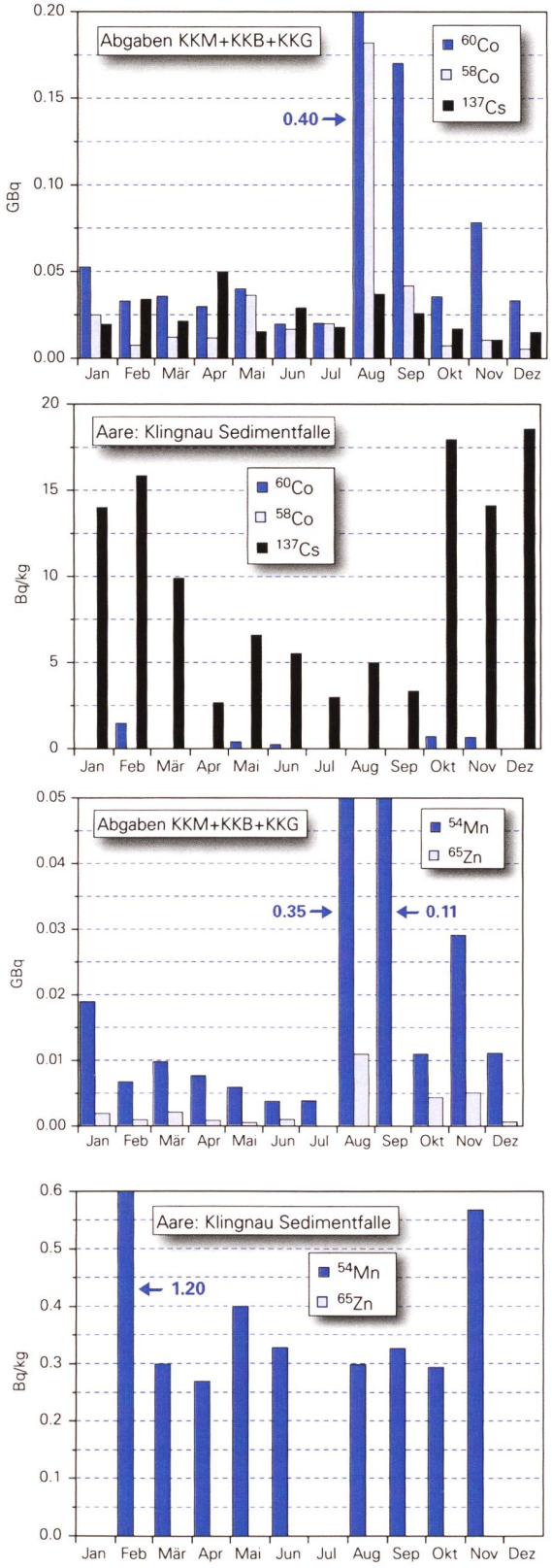
Figur 6:
Monatliche Abgaben aller KKW's während der letzten sieben Jahre. Die Abgaben von ^{58}Co und ^{60}Co nehmen tendenziell ab, ausser im Jahr 2005. Im Jahr 2006 waren sie besonders tief wie auch in 2008. Die ^{54}Mn und ^{137}Cs Abgaben sind generell tief mit Ausnahme des Jahres 2005 und ^{54}Mn im 2007.

Sedimentproben

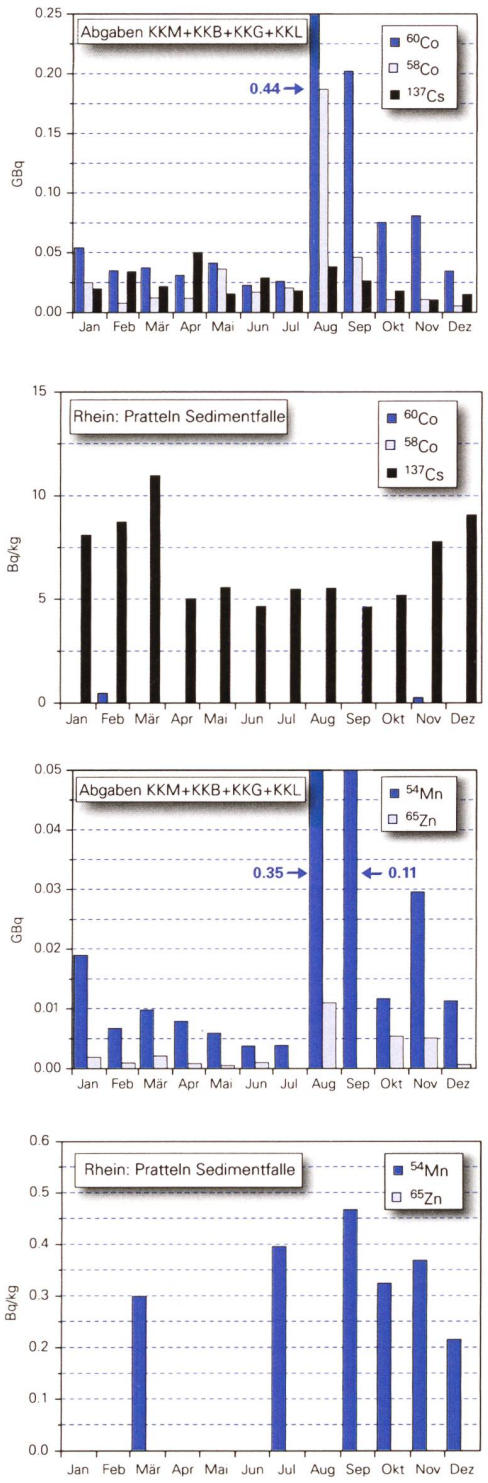
Bekanntlich sind die meisten der von den Kernkraftwerken abgegebenen Radionuklide partikelreaktiv. Ein Teil wird deshalb je nach den Fliesseigenschaften von Aare und Rhein mehr oder weniger schnell sedimentiert und teilweise später wieder resuspendiert. Um sich ein qualitatives Bild über diese Sedimentationsvorgänge zu machen, werden an den drei Probenahmestellen in relativ ruhigem Wasser Sedimentfallen ausgesetzt, in denen sich die Partikel ablagern.



Figur 7:
Diese Figur besteht aus zweimal zwei Teilfiguren, wobei jeweils die obere die Abgaben des Kernkraftwerks Mühleberg und die untere die entsprechenden gemessenen Aktivitäten in den Sedimentfallenproben von Hagneck zeigt.



Figur 8:
Die Sedimentfallenproben von Klingnau zeigen vor allem ^{137}Cs, das nur zu einem geringen Teil aus den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken stammt.



Figur 9:
Die in den Sedimentfallen von Pratteln gemessenen Aktivitäten zeigen ein ähnliches Bild wie diejenigen von Klingnau. ^{137}Cs stammt zum grössten Teil vom Tschernobylunfall

Die in diesen Sedimentfallen gemessenen spezifischen Aktivitäten sind in den Figuren 7 bis 9 dargestellt, wobei jeweils im oberen Teil der Figuren die abgegebenen Aktivitäten in GBq angegeben sind und im unteren Teil die entsprechenden gemessenen spezifischen Aktivitäten in Bq/kg. Wie bereits erwähnt, erfolgten die grössten Abgaben während der Revisionen im Juni bis August. Dies zeigt sich auch in den Sedimentfallendaten, wobei vermutlich durch einen relativ langsamen Partikeltransport auch in den folgenden Monaten die Werte in den Sedimentfallen noch über dem Jahresmittel liegen. Bis auf ^{137}Cs zeigen die Messungen generell den aufgrund der Abgaben erwarteten Verlauf.

Nach dem Durchfliessen des Bielersees und des Klingnauer Staubeckens konnten nur noch relativ geringe spezifische Aktivitäten von ^{60}Co gemessen werden (Figur 8). ^{54}Mn zeigt generell eine gute Übereinstimmung. Keine Übereinstimmung zwischen Messungen und Abgaben findet man bei ^{137}Cs, das auf die Erosion von Böden zurückzuführen ist, die mit dem Tschernobyl Ausfall kontaminiert worden waren.

Auch in Pratteln war ^{137}Cs immer gut messbar. Das während der Revisionen der zwei Reaktorblöcke in Beznau abgegebene ^{58}Co (Juni bis August) war nicht mehr nachweisbar. Die ^{54}Mn-Werte lagen nur wenig über der Nachweisgrenze. ^{65}Zn konnte in keiner der Sedimentproben gefunden werden (≤ 0.6 – 3.0 Bq/kg).

Fische und Wasserpflanzen
Im Jahr 2008 wurden an 3 Stellen Fische aus der Aare untersucht. Ein Alet aus dem Bereich unterhalb des Kernkraftwerks Gösgen und je ein Alet aus der Gegend unterhalb Beznau und Mühleberg. Alle Fische wurden zuerst filetiert und gefriergetrocknet. Bei allen wurde natürliches ^{40}K (380–525 Bq/kg) gefunden. Künstliche Radionuklide wurden keine nachgewiesen.

In Moos aus der Aare bei Hagneck vom 29.04.08 wurden Spuren von ^{54}Mn (5 ± 1 Bq/kgTS), ^{60}Co (8 ± 1 Bq/kgTS) und ^{137}Cs (5 ± 1 Bq/kg TS) gefunden.

Am 30.09.08 nach der Revision wurde etwas ^{60}Co (10 ± 1 Bq/kgTS) und ^{137}Cs (4 ± 1 Bq/kgTS) in Moos bei Klingnau gefunden.

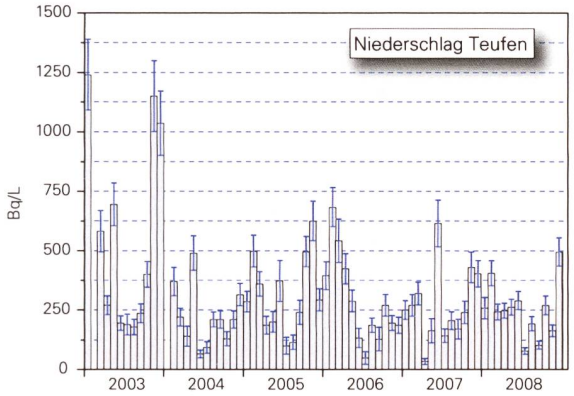
Bei Pratteln (30.09.08) dagegen wurde etwas ^{137}Cs (6 ± 1 Bq/kgTS) gemessen.

Grundwasser
Zur Untersuchung des Grundwassers wurden in Pratteln (26.06.08), Aarberg (29.05.08) und Döttingen (26.08.08) Proben von je 100 L genommen. Es ergaben sich keine Hinweise auf künstliche Radionuklide.

Andere Betriebe

RC Tritec AG / Teufen

Figur 10 zeigt die Resultate der Tritiumanalysen vom Niederschlag, der im Regensammler 65m östlich des Kamins der Firma Tritec gesammelt und durch die URA gemessen wurde. Der Mittelwert ist im Vergleich mit dem Vorjahr leicht niedriger.

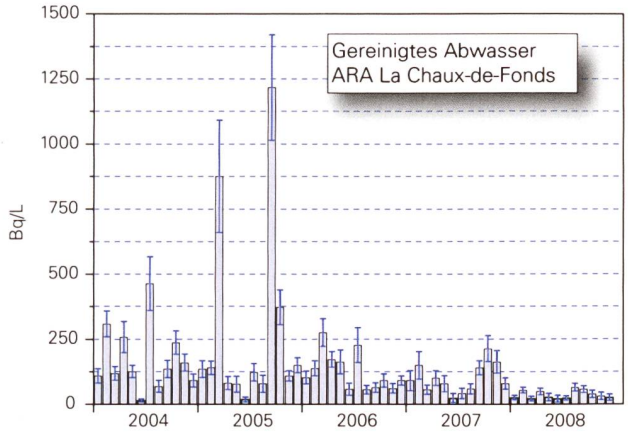


Figur 10:
Tritiumkonzentrationen im Niederschlag auf dem Gelände der Firma Tritec in Teufen. Im Mittel liegen die Messwerte etwas niedriger als im Vorjahr.

Messungen in der Umgebung von La Chaux-de-Fonds

In Figur 11 sind die Tritiumkonzentrationen im gereinigten Abwasser der ARA La Chaux-de-Fonds dargestellt. Der seit längerer Zeit beobachtete Trend zu niedrigeren Werten hat sich fortgesetzt.

Über das Abwasser wurde im Berichtsjahr im Vergleich zum Vorjahr etwa 60% weniger Tritium abgegeben. Nach Angaben der SUVA wurde in La Chaux-de-Fonds kein Tritium mehr verarbeitet.



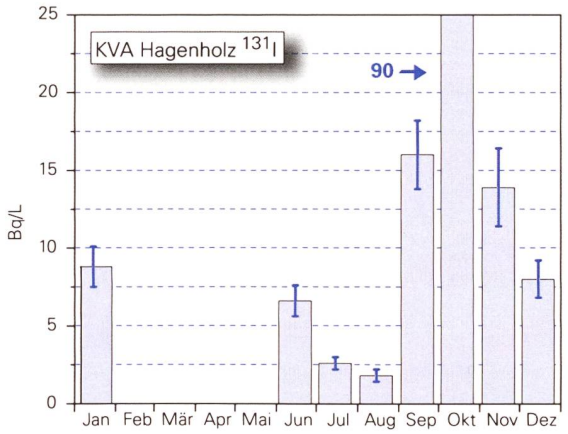
Figur 11:
Tritiumaktivität im gereinigten Abwasser der ARA. Die Werte im Abwasser liegen auf einem tiefen Niveau. Die Messungen erfolgen seit 2001 durch die Sektion URA des BAG.

Kläranlage Zürich

Kläranlagen eignen sich besonders, um radioaktive Abgaben von Industriebetrieben und Spitälern festzustellen. Die ARA Werdhölzli in Zürich wird deshalb mit wöchentlichen Proben überwacht. Ausser geringen Mengen von ^{40}K konnten keine Radionuklide, insbesondere auch kein ^{131}I, festgestellt werden. In 4–wöchigen Mischproben wurde zusätzlich die Tritiumaktivität gemessen. Der Mittelwert für das Jahr 2008 beträgt 2.9 ± 0.3 Bq/L. 2007 betrug die Tritiumkonzentration im Mittel 3.6 ± 3.1 Bq/L.

Kehrichtverbrennung

Eine weitere potentielle Quelle von Radionukliden stellen Kehrichtverbrennungsanlagen dar. Monatliche Probenahmen aus der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz in Zürich haben sechs positive Resultate bezüglich künstlicher Radionuklide ergeben. In den Monaten Januar und von Juni bis Dezember wurde ^{131}I in Konzentrationen von 1.8 – 90.5 Bq/L gefunden. In 3 Proben waren Spuren von ^{137}Cs 0.3 ± 0.1 Bq/L nachweisbar.



Figur 12:
^{131}I Konzentrationen der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz.

Oberflächengewässer

Von den zwei Probenahmestationen Diepoldsau und Rekingen am Rhein wurden wöchentliche Wasserproben untersucht. Ausser vereinzelten ^{40}K Aktivitäten konnten keine gammaaktiven Radionuklide nachgewiesen werden. Bei den Proben von Diepoldsau werden die Aktivitäten von Tritium in 4–wöchigen Mischroben gemessen. 2008 betrugen die Tritiumkonzentrationen im Mittel 1.01 ± 0.12 Bq/L. Die Messungen werden durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz durchgeführt.

Chapitre 4.4
Radioactivité du sol et de l'herbe

P. Froidevaux, J.A. Corcho Alvarado, F. Barraud, F. Luisier, A. Savary, J. Dlala et F. Bochud
Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

S. Estier, A. Gurtner
Radioactivité de l'environnement (URA), OFSP, 3003 Berne

M. Burger, S. Röllin, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner
Labor Spiez, Bundesamt für Bevölkerungschutz des VBS, 3700 Spiez

Résumé

Nous avons prélevé des échantillons de sol (0 – 5 cm) et d'herbe sur différents sites en Suisse, notamment aux abords des centrales nucléaires. Dans certains cas, des mesures de spectrométrie in-situ ont également été réalisées. Les résultats montrent que le niveau de radioactivité artificielle dans le sol et l'herbe est faible sur le plateau suisse et croît avec l'altitude. Les activités ne dépassent toutefois pas quelques Bq/kg pour le plutonium, l'américium et le ^{90}Sr. Ces radioéléments sont présents dans l'environnement en Suisse suite aux retombées des essais nucléaires des années soixante et la dépendance en fonction de l'altitude résulte d'une plus grande déposition sur les sites où la pluviométrie et l'enneigement sont élevés. Le niveau d'activité en ^{137}Cs est plus variable. Il dépend essentiellement de la contribution de l'accident de Tchernobyl et peut atteindre au Tessin, région particulièrement touchée par ces retombées, jusqu'à 470 Bq/kg (env. 80 Bq/kg au maximum sur le plateau suisse). Le ^{90}Sr, comme analogue chimique du calcium, peut être transféré du sol à l'herbe. Dans une moindre mesure le ^{137}Cs, comme analogue chimique du potassium, peut également être transféré à l'herbe. Dans ce travail nous discutons également de certains paramètres, que l'on peut obtenir expérimentalement, qui ont une influence sur la biodisponibilité de ces deux radioéléments.

Introduction

Sur le long terme, le sol peut être considéré comme le réservoir de la radioactivité artificiellement déposée suite aux essais d'armes atomiques réalisés en atmosphère ainsi qu'après le passage du nuage radioactif consécutif à l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl, en 1986. Ces deux épisodes sont les principaux contributeurs à la présence de radioactivité artificielle dans l'environnement en Suisse. La Suisse étant un pays utilisant l'énergie nucléaire pour produire environ 40% de l'électricité consommée, un programme de surveillance de la radioactivité aux abords des centrales nucléaires est réalisé chaque année par l'Office Fédéral de la Santé Publique. Les mesures réalisées aux abords des centrales sont alors comparées à celles réalisées sur des sites de référence éloignés de sources potentielles de contamination. Pour compléter cette surveillance, des échantillons d'herbe sont également collectés et mesurés en laboratoire par spectrométrie γ et pour la détermination du ^{90}Sr. En tant qu'intégrateur de différents cations présents dans le sol, l'herbe est susceptible de mettre en évidence une éventuelle contamination ultérieure par l'activité nucléaire civile. Toutefois, l'expérience montre que les activités mesurées dans les herbes de fourrage présentent d'importantes variations que la différence d'activité déposée ne suffit pas à expliquer. Nous présentons donc dans ce rapport certains paramètres influençant la biodisponibilité des radioéléments: une grande part de la variabilité des activités mesurées dans les différents échantillons d'herbe s'explique ainsi non pas par des différences d'activité dans le sol mais par la pédologie et le taxa des différentes espèces de plantes prélevées.

Résultats et discussion

Les résultats de toutes les mesures sont présentés dans les tableaux 1 et 2. Les principales informations que nous pouvons tirer de ces mesures résident dans le fait que les activités en ^{90}Sr, plutonium et américium sont plus importantes dans les sols prélevés en altitude (e.g. Davos, Allmendhubel, val Piora) que sur le plateau suisse. La dépendance de l'activité en fonction de l'altitude des prélèvements est un fait bien connu pour la déposition de radioactivité dont l'origine est les essais des armes atomiques réalisées en atmosphère dans les années soixante. En effet, la pluie et les précipitations sous forme de neige entraînent les aérosols atmosphériques vers le sol de telle sorte que des corrélations entre le niveau d'activité des sols et la pluviométrie sont généralement observées (Mitchell et al.1990; Pourcelot et al. 2007). Les sols prélevés aux abords des centrales nucléaires présentent les activités les plus faibles mesurées sur le plateau suisse. Les rapports isotopiques $^{238}Pu/^{239+240}Pu$ et $^{241}Am/^{239+240}Pu$ (voir le rapport spécifique à ces radioéléments, chap. 7.2) de tous les échantillons mesurés indiquent une contamination provenant des essais d'armes atomiques des années soixante. La contamination des sols en ^{137}Cs de l'Europe de l'Ouest suite à l'accident de Tchernobyl suit également un schéma identique, avec des zones à pluviométrie importante lors du passage du nuage contaminé, plus fortement atteintes (est de la Suisse, Tessin). La distribution en ^{137}Cs suite à Tchernobyl est donc plus hétérogène (Renaud et al. 2003).

La contamination des plantes par les radioéléments (p. ex. ^{137}Cs et ^{90}Sr) est en général déduite des concentrations des sols par l'utilisation d'un modèle linéaire simple basé sur les facteurs de transfert:

$$FT = \frac{A_{plante}\ [Bq/kg]}{A_{sol}\ [Bq/kg]}$$

Ce modèle implique que FT dépend uniquement de la capacité de la plante à absorber l'élément en question.

Des études récentes montrent que la validité de cette hypothèse n'est pas respectée dans la très grande majorité des cas, ce qui se traduit par des FT extrêmement variables (plusieurs ordre de grandeur) publiés dans la littérature (Morton et al. 2001; Blanco-Rodriguez et al. 2002; Vandenhove et al. 2007).

Une meilleure estimation du transfert du ^{90}Sr et du ^{137}Cs peut être obtenu non pas en se basant sur l'activité massique des sols, mais sur la fraction échangeable des radioéléments, Ce dernier paramètre peut être déterminé par l'analyse des sols en fonction d'une méthodologie d'extraction séquentielle de ces radioéléments. Les facteurs de transfert s'expriment alors selon l'équation suivante :

$$FT = \frac{A_{plante}\ [Bq/kg]}{A_{solution\ de\ sol}\ [Bq/l]}$$

Les facteurs de transfert obtenus de cette manière sont moins dispersés mais ne sont pas suffisants pour prédire la biodisponibilité d'un élément. En effet il manque encore dans cette approche un facteur extrêmement important qui est la compétition entre le radio-élément, présent en ultra-trace, et les analogues chimiques stables présent en macro-quantité que sont le potassium pour le ^{137}Cs et le calcium pour le ^{90}Sr (Sysoeva et al. 2005). Guillaume (2008) a démontré dans son travail de master, réalisé dans le cadre d'une étude radioécologique du val Piora, que l'activité surfacique d'un sol n'était pas un paramètre prédominant pour le transfert du ^{137}Cs et du ^{90}Sr du sol aux plantes. Il a également démontré qu'il existe une relation entre l'activité en ^{137}Cs ou en ^{90}Sr, déterminée dans la plante, et la quantité de potassium ou de calcium échangeable. De plus, l'analyse des isotopes stables ^{133}Cs et ^{86}Sr dans les plantes ainsi que dans les fractions échangeables du sol lui a permis de mettre en évidence l'importance de la profondeur de la zone racinaire et de l'espèce de la plante dans le transfert des radioéléments.

Etant donné la complexité de l'interprétation des résultats des mesures effectuées dans l'herbe, doit-on renoncer à ce type d'échantillons dans un plan de surveillance? Un argument important prévaut dans la continuation de la mesure de la radioactivité dans l'herbe: la couverture végétale d'un sol est en effet interprétable en terme de phytosociologie (Guillaume, 2008). La description phytosociologique consiste à établir une liste des espèces d'une zone de végétation homogène. Cette liste permet ensuite de rattacher cette zone à d'autres zones ayant une végétation similaire et qui ont déjà été étudiées. Il est donc possible d'obtenir indirectement des informations sur la zone étudiée, et à l'inverse de fournir des prévisions sur le fonctionnement d'autres zones similaires. Dans une zone de végétation homogène, on considère que la collection d'herbe pour la mesure de radioactivité représente un échantillonnage plus homogène que le prélèvement de sol, comme l'a démontré Pourcelot et al. (2007). Dans ce contexte, le prélèvement et la mesure de l'herbe comme échantillon indispensable à un plan de surveillance sont parfaitement justifiés.

Tableau 1:
Activité en ^{40}K, ^{137}Cs, ^{90}Sr, Pu et Am dans des sols (0-5 cm) prélevés en Suisse en 2008 (Bq/kg matière sèche, < 2mm).

Canton / Lieu	n	^{40}K	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}Pu$	^{241}Am
AG (voisinage KKB)	2	440 - 450	-	25 - 31	1.3 ± 0.2	0.136 ± 0.002	0.089 ± 0.002
AG (KKB in-situ)	2	300 - 390	-	13 - 17	-	-	-
AG (PSI)	1	400 ± 60	< 0.7	15 ± 3	1.1 ± 0.2	0.117 ± 0.002	0.054 ± 0.001
AG (PSI in-situ)	1	300 ± 40	-	10 ± 2	-	-	-
AG (ZWILAG)	1	420 ± 70	< 1	12 ± 2	1.7 ± 0.2	0.128 ± 0.002	0.056 ± 0.002
AG (ZWILAG in-situ)	1	330 ± 40	-	11 ± 2	-	-	-
AG (voisinage KKL)	4	390 - 430	-	16 - 22	1.2 ± 0.2	0.219 ± 0.004	0.095 ± 0.002
AG (KKL in-situ)	4	200 - 330	-	10 - 13	-	-	-
AG/SO (voisinage KKG)	4	420 - 460	-	13 - 21	2.1 ± 0.1	0.180 ± 0.003	0.045 ± 0.001
AG/SO KKG (in-situ)	4	310 - 360	-	10 - 16	-	-	-
BE (voisinage KKM)	7	340 - 850	-	5 - 19	1.5 ± 0.2	0.139 ± 0.005	0.050 ± 0.002
BE (KKM in-situ)	7	250 - 610	-	4 - 15	-	-	-
BE (Mürren) [1]	1	539 ± 27	< 0.3	34 ± 2	4.3 ± 0.4	0.310 ± 0.028	0.100 ± 0.010
BE (Gimmelwald) [2]	1	319 ± 16	< 0.2	21 ± 1	5.0 ± 0.4	0.218 ± 0.014	0.082 ± 0.008
BE (Diesse / Jura))	1	446 ± 22	< 0.2	19 ± 1	1.6 ± 0.1	0.240 ± 0.014	0.099 ± 0.002
BE (Fahrni) [3]	1	451 ± 23	< 0.2	17 ± 1	3.2 ± 0.3	0.407 ± 0.022	0.150 ± 0.004
BL (Sissach)	1	540 ± 25	< 0.1	20 ± 2	-	-	-
FR (Grangeneuve)	1	530 ± 80	< 0.9	13 ± 2	1.7 ± 0.2	0.135 ± 0.006	0.033 ± 0.002
FR (Grangeneuve, in-situ)	2	370 ± 20	-	10 ± 2	-	-	-
GE (voisinage CERN)	4	460 - 520	-	5 - 8	-	-	-
GE (CERN in-situ))	4	320 - 350	-	3 - 6	-	-	-
GR (Davos) [1]	4	250 - 594	< 1	51 - 78	5.1 ± 0.4	1.340 ± 0.082	0.468 ± 0.032
TG (Arenenberg)	1	510 ± 13	< 0.5	79 ± 1	1.9 ± 0.2	0.112 ± 0.009	0.051 ± 0.009
TI (Rasa-Intragna)	1	550 ± 30	< 0.3	192 ± 13	1.4 ± 1.1	-	-
TI (Rodi-Fiesso)	1	480 ± 30	< 0.2	23 ± 2	5.3 ± 0.6	-	-
TI (Novaggio)	1	630 ± 30	< 0.3	35 ± 3	11.2 ± 0.8	-	-
TI (Stabio)	2	660 - 730	-	280 - 380	-	-	-
TI (Caslano)	1	640 ± 90	< 1	210 ± 25	-	-	-
TI (Magadino)	1	930 ± 130	< 1	130 ± 20	-	-	-
TI (Muggio)	1	250 ± 40	< 1	470 ± 60	-	-	-
BE (Hagneck) [a]	1	-	-	-	5.1 ± 0.9	0.057 ± 0.002 0.069 ± 0.011	0.031 ± 0.008
AG (Klingnau) [a]	1	-	-	-	4.6 ± 0.9	0.105 ± 0.004 0.138 ± 0.018	0.055 ± 0.012
AG (Pratteln) [a]	1	-	-	-	6.2 ± 1.5	0.076 ± 0.003 0.086 ± 0.012	0.034 ± 0.008
TI (val Piora) [1]	3	-	-	-	20 - 28 [b]	2.5 - 17 [b]	1 - 7

n = nombre; [1] Alpage (Alp Allmendhubel); [2] Vallée; [3] en plaine;

[a] Sédiments en aval des centrales nucléaires
[b] Les activités (Bq/kg) sont élevées car il s'agit de sols organiques de faible densité

Tableau 2:
^{7}Be, ^{40}K, ^{137}Cs et ^{90}Sr dans des échantillons d'herbe prélevés en Suisse en 2008 (Bq/kg de matière sèche).

Canton/Lieu	n		^{7}Be	^{40}K	^{60}Co	^{137}Cs	^{90}Sr
AG (voisinage KKB)	2/1*)	13.05.08	34 - 65	790 - 800	< 2	< 3	1.3 ± 0.2
	2/1*)	10.09.08	310 - 390	810 - 1200	< 3	< 3	3.4 ± 0.2
AG (PSI ZWILAG)	1	13.05.08	52 ± 14	760 ± 110	< 2	< 2	2.2 ± 0.2
	1	10.09.08	640 ± 80	510 ± 80	< 1	2.3 ± 0.9	-
AG (PSI OASE)	1	13.05.08	75 ± 29	650 ± 110	< 2	< 2	2.4 ± 0.1
	1	10.09.08	540 ± 76	620 ± 87	< 2	5.1 ± 1.2	-
AG (voisinage KKL)	4/1*)	13.05.08	22 - 46	380 - 900	< 2	< 1.5 - 1.9	1.6 ± 0.1
	4/1*)	10.09.08	290 - 520	520 - 1200	< 2	< 1.5 - 3.6	3.9 ± 0.2
AG/SO (voisinage KKG)	4/1*)	13.05.08	63 - 94	580 - 1040	< 3	< 2	2.0 ± 0.2
	4/1*)	10.09.08	410 - 580	670 - 1640	< 2	< 2	7.8 ± 0.4
BE (voisinage KKM)	4/1*)	07.05.08	50 - 83	940 - 1200	< 2	< 2	2.0 ± 0.2
	3	02.09.08	130 - 350	990 - 1700	< 2	< 1.5 - 2.1	-
	4/1*)	10.09.08	370 - 440	980 - 1390	< 2	< 2	2.5 ± 0.2
BE (Mürren) 1)	1	25.06.08	-	705 ± 35	-	1.0 ± 0.1	5.8 ± 0.4
BE (Gimmelwald) 2)	1	25.06.08	-	611 ± 30	-	0.6 ± 0.1	4.9 ± 0.4
BE (Fahrni) 3)	1	08.05.08	-	995 ± 50	-	< 0.3	3.3 ± 0.4
	1	26.08.08	-	912 ± 50	-	0.7 ± 0.1	4.7 ± 0.3
BE (Diesse/Jura)	1	08.05.08	-	1250 ± 60	-	< 0.2	0.6 ± 0.1
	1	26.08.08	-	1130 ± 60	-	< 0.3	1.3 ± 0.1
BL (Sissach)	1	29.05.08	107 ± 10	650 ± 33	-	1.0 ± 0.3	0.7 ± 0.1
GE (voisinage. CERN)	2	07.10.08	330 - 500	930 - 1100	< 2	< 2	-
FR (Grangeneuve)	1	01.07.08	118 ± 30	1040 ± 160	< 3	< 3	2.0 ± 0.2
TG (Arenenberg)	1/2*)	03.06.08	137 ± 5	1269 ± 329	< 0.6	16.7 ± 5.0	1.3 - 2.0
TI (Rasa-Intragna)	1	19.06.08	153 ± 12	464 ± 24	-	23.0 ± 1.5	23 ± 1.0
TI (Rodi-Fiesso)	1	18.06.08	193 ± 11	870 ± 30	-	2.2 ± 0.3	7.6 ± 0.3
TI (Novaggio)	1	18.06.08	500 ± 40	1400 ± 70	-	1.0 ± 0.6	9.8 ± 0.4
TI (Stabio)	1	08.07.08	410 ± 70	820 ± 120	< 2	4.1 ± 1.3	-
TI (Piora)	17	été 2008	-	-	-	-	1.1 - 14

x/y* = nombre d'échantillons pour la mesure gamma/ nombre d'échantillons pour la mesure ^{90}Sr.
Remarque: les prélèvements d'automne sont systématiquement plus actifs que ceux du printemps.

Conclusions

Les mesures de plutonium, d'américium, de ^{137}Cs et de ^{90}Sr dans le sol et de ^{137}Cs et de ^{90}Sr dans les plantes, effectuées en 2008, montrent que la radioactivité artificielle est faible en plaine et aux abords des centrales nucléaires, autant dans les sols que dans les plantes. Une importante pluviométrie est responsable de la mesure d'activités plus importantes en altitude. Toutefois, l'activité naturelle du ^{40}K est très dominante dans tous les échantillons. Le ^{7}Be ajoute encore une contribution importante à l'activité d'origine naturelle dans les plantes.

Bien que le transfert de radioéléments du sol vers les plantes réponde à des mécanismes complexes dans lesquels la radioactivité déposée dans le sol n'est pas le paramètre le plus important, il est important de conserver ce type d'échantillons dans le plan de surveillance de la radioactivité. En effet, l'interprétation des résultats en fonction d'une approche phytosociologique de la couverture végétale permet de rattacher les résultats obtenus sur une zone particulière à d'autres zones ayant une végétation similaire.

Références

- Blanco Rodriguez, P. et al. Journal of Environmental Radioactivity 2008; 99:1247
- Guillaume, T. Facteurs de transfert et bio-accumulation de ^{90}Sr et du ^{137}Cs dans les plantes, Master Thesis 2008, Université de Neuchâtel.
- Mitchell, P.I. et al., Rad Nucl Chem 1990;138:241.
- Morton, L.S.et al. Soil. Sci. Am. J. 2001; 65:1197.
- Pourcelot, L. et al., Chemosphere 2007; 66:1571.
- Renaud et al., Science of the Total Environment 2003; 309:257.
- Sysoeva, A. et al.,Journal of Environmental Radioactivity 2005; 81:269.
- Vandenhove, H. et al., Environmental Pollution 2007; 145:587.

Kapitel 4.5
^{137}Cs in Wasser und Sedimenten des Lago Maggiore

Eckehard Klemt [a], Victoria Putyrskaya [a,b], Stefan Röllin [c]
[a] Hochschule Ravensburg-Weingarten, University of Applied Sciences, D-88250 Weingarten, Germany
[b] International Sakharov Environmental University, 220009 Minsk, Belarus
[c] Spiez Laboratory, CH-3700, Switzerland

Einleitung

Der Lago Maggiore ist nach dem Reaktor-Unfall von Tschernobyl – im Gegensatz zum benachbarten Lago di Lugano – nur in sehr geringem Umfang hinsichtlich seiner Kontamination mit ^{137}Cs untersucht worden. Es existierten bis jetzt nur jährliche Messungen der Aktivitätskonzentration im Oberflächenwasser. Der Zufluss von Aktivität liess sich nur schwer abschätzen, da das mittlere Inventar im Einzugsgebiet des Sees auf Grund der zerklüfteten Gebirgslandschaft nur unzureichend bekannt ist. Deswegen wurde in den Jahren 2003 bis 2006 an 7 verschiedenen Positionen im Lago Maggiore Sedimentkerne entnommen und die Verteilung des ^{137}Cs sowie des natürlichen Radionuklids ^{210}Pb untersucht. In der darüberliegenden Wassersäule sowie in den Zuflüssen Ticino, Verzasca und Toce wurde die ^{137}Cs Aktivitätskonzentration im Wasser und in den Schwebstoffen bestimmt.

Material und Methoden

In Abb. 1 sind die Beprobungspositionen für Wasser und Sediment aus dem Lago Maggiore zu sehen. Es wurde versucht, repräsentative Positionen in den verschiedenen Becken des Sees zu finden. Wasser aus den Zuflüssen Ticino und Versasca wurde jeweils kurz vor der Mündung der Zuflüsse in den See entnommen. Der Zufluss Toce wurde an 8 Positionen über eine Länge von 77 km flussaufwärts beprobt.

Der Sedimentstecher (nach Meischner und Rumohr) hatte ein auswechselbares PVC-Rohr mit einem Innendurchmesser von 6 cm und wurde durch sein eigenes Gewicht in das Sediment getrieben. Damit konnten Sedimentkerne von über 50 cm Länge gezogen werden.

Wasserproben aus den Zuflüssen und aus dem See wurden mit Hilfe eines "Large Volume Water Samplers" (Midiya-System) entnommen. Dieses Gerät besteht aus einem langen Schlauch und einer Unterwasserpumpe, die Wasser aus verschiedenen Tiefen holt, einer Einheit, die Schwebstoffe in 10 parallel angeordneten Papierfiltern (anfängliche Porengrösse ≤ 2 µm) herausfiltert, einem Topf, in dem das gelöste ^{137}Cs mittels Holzzellulose, die mit dem Absorber ANFEZH (ähnlich "Preussisch Blau") getränkt ist, absorbiert wird und einem Wasser-Durchflussmesser.

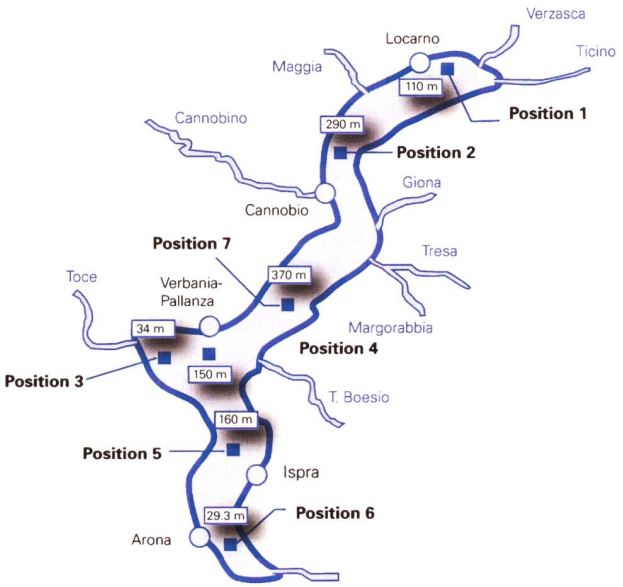


Abbildung. 1:
Probennahme-Positionen im Lago Maggiore.

Die Sedimentkerne wurden längs halbiert, in 1 cm dicke Schichten aufgeteilt und gefriergetrocknet. Dann wurden 10% Sediment mit 90% Paraffinpulver vermischt, zu einer flachen zylindrischen Form gepresst und in Aluminium-Folie verklebt. Nach einer mindestens zweiwöchigen Lagerung wurden die Proben mittels eines "Broad Energy Germanium Detectors" (BEGe 5030, Canberra) gamma-spektrometrisch analysiert. Dieses Vorgehen hat folgende Vorteile: Die Probengeometrie ist zur Berechnung der Nachweiswahrscheinlichkeit exakt definiert, das Probenmaterial (Paraffin plus etwas Standard-Sediment) ist bekannt, so dass die Selbstabsorption in der Probe berechnet werden kann, und das in der Probe entstehende ^{222}Rn wird am Herausdiffundieren aus der Probe gehindert. Auf diese Weise wird die Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs ($E\gamma$ = 662 keV, $T_{1/2}$ = 30.2 a) und ^{210}Pb ($E\gamma$ = 47 keV, $T_{1/2}$ = 22.3 a) bestimmt.

^{210}Pb wird in mehr oder weniger konstanten Raten über die Atmosphäre und das Wasser in die oberste Sedimentschicht eingetragen und sollte, bei konstanter Sedimentationsgeschwindigkeit, auf Grund seines radioaktiven Zerfalls exponentiell mit der Tiefe abnehmen. ^{210}Pb wird aber auch im Sediment in der Zerfallsreihe des ^{226}Ra produziert. Die oben genannte Probenpräparation führt zu einem radioaktiven Gleichgewicht in der Probe, so dass die im Sediment produzierte ^{210}Pb Aktivität auch gleich der ^{214}Pb Aktivität sein sollte. Das sogenannte "Excess" ^{210}Pb, das durch das Wasser ins Sediment eingetragen wird ergibt sich also als die totale ^{210}Pb Aktivität minus der ^{214}Pb Aktivität.

Die Papierfilter und das Absorbermaterial aus dem Large Volume Water Sampler wurden mit dem gleichen Detektor gamma-spektrometrisch analysiert.

Ergebnisse und Diskussion

Im Wasser des Zuflusses Ticino wurden ^{137}Cs-Aktivitätskonzentrationen zwischen 0.5 und 1.2 mBq/L gemessen, im Toce zwischen 0.2 und 2.7 mBq/L und in der Verzasca zwischen 1.2 und 1.4 mBq/L. Die unterschiedlichen Werte sind einerseits durch die unterschiedlichen Einzugsgebiete, andererseits aber auch durch jahreszeitliche Unterschiede oder durch lokale Regenfälle bestimmt.

Bei einer Dichte der Schwebstoffe von wenigen mg/L variierte die Aktivitätskonzentration der Schwebstoffe zwischen 33 und 323 Bq/kg. Bei einem Zufluss des Toce (T. Ovesca) wurde sogar eine Aktivitätskonzentration von 1'620 Bq/kg gemessen. Aus diesen Daten lassen sich Verteilungskoeffizienten k_D zwischen 30'000 L/kg und im Extremfall (T. Ovesca) 1'060'000 L/kg berechnen. Ein typischer Wert liegt in der Grössenordnung von k_D = 100'000 L/kg.

Im Wasser des Lago Maggiore betrug die ^{137}Cs Aktivitätskonzentration zwischen 0.56 und 1.47 mBq/L. An den verschiedenen Positionen im See besteht jeweils die Tendenz, dass die Aktivitätskonzentration mit der Tiefe leicht zunimmt.

Die Aktivitätskonzentration der Schwebstoffe betrug zwischen 17 und 606 Bq/kg bei einer typischen Schwebstoffdichte von 0.1 mg/L. Die grösste Unsicherheit liegt bei dieser Messung in der Bestimmung der sehr geringen Schwebstoffmasse in den Papierfiltern. Demzufolge konnte auch der ^{137}Cs Verteilungskoeffizient in der Wassersäule des Sees, der wieder in der Grössenordnung von k_D = 100'000 L/kg liegt, nur grob bestimmt werden.

In den Abbildungen 2a bis 2c sind auf der linken Seite Fotos der längs aufgeschnittenen Sedimentkerne zu sehen. Überwiegend ist eine deutliche, jahreszeitlich bedingte, hell-dunkel Lamellierung zu erkennen, die nicht immer exakt waagerecht verläuft und die teilweise auch eine Krümmung besitzt. Die Sedimentoberfläche ist an den untersuchten Positionen also nicht überall perfekt eben und sie ändert ihre Struktur auch im Laufe der Jahre.

Im Sediment der Position 2 ist in der Tiefe zwischen 13 und 32 cm ein farblich homogener Bereich ohne Lamellierung zu sehen. Diese Homogenität findet sich auch in der Tiefenverteilung des ^{137}Cs und in der Dichte des Materials wieder. Es handelt sich um einen Turbidit, einen lawinenartigem Abgang von Sediment von den steilen Unterwasserabhängen des Sees. Interessanterweise scheint sich das Turbidit in diesem, wie auch in anderen Fällen, auf das vorhandene Sediment zu legen, ohne darunterliegende Schichten zu durchmischen. In Sedimenten des Lago Maggiore können häufig grössere wie auch kleinere Turbidite in den Sedimentschichten gefunden werden.

In den Diagrammen rechts von den Fotos der Sedimentkerne (Abb. 2a - 2c) ist die ^{137}Cs Aktivitätskonzentration in Bq/kg dargestellt. In allen Diagrammen ist ein Maximum zu finden, das dem Fallout nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl im Jahr 1986 zugeordnet werden kann. Nach dem Fallout nahm der Zufluss von Aktivität aus dem Einzugsgebiet in den See hinein kontinuierlich ab, was sich auch im Sediment widerspiegelt: An allen Positionen nimmt die Aktivitätskonzentration vom Tschernobyl-Maximum hin zur Sedimentoberfläche deutlich ab.

An den Positionen 2, 3, 4, 5 und 7 ist in grösserer Tiefe ein weiteres Maximum zu erkennen. Dieses Maximum ist dem Höhepunkt des Fallouts von den atmosphärischen Kernwaffentests aus dem Jahre 1963 zuzuordnen. Zu unterscheiden ist dieses Maximum vom Tschernobyl-Maximum durch den deutlich messbaren Anteil von ^{241}Am, einer Tochter des ^{241}Pu. Die Sedimentkerne der Positionen 1 und 6 waren nicht lang genug, um das ^{137}Cs der atmosphärischen Kernwaffentests zu finden.

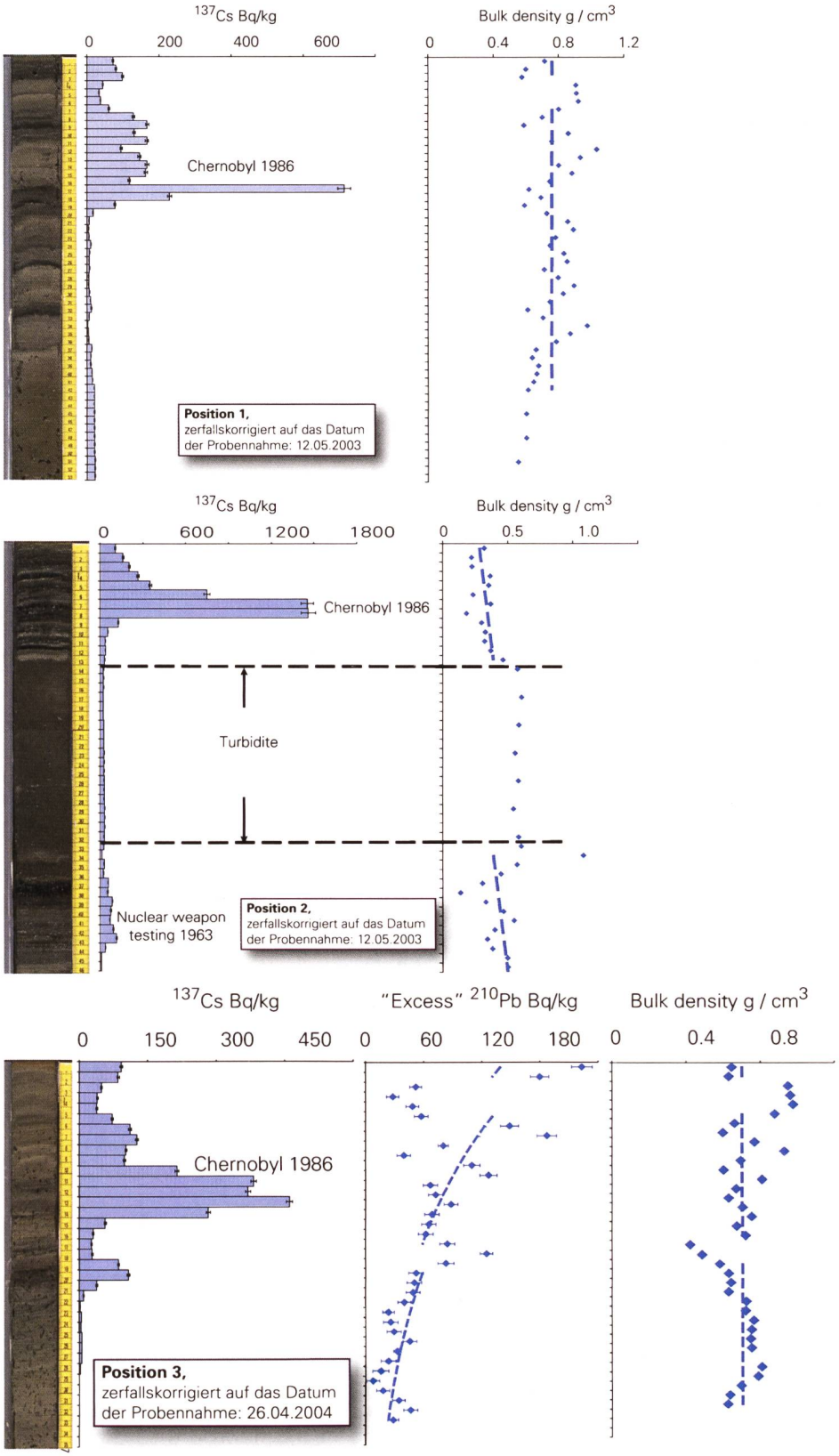


Abbildung 2a:
Foto, Tiefenverteilungen der ^{137}Cs Aktivität, des "Excess" ^{210}Pb und der Dichte im Sediment an verschiedenen Positionen des Lago Maggiore.

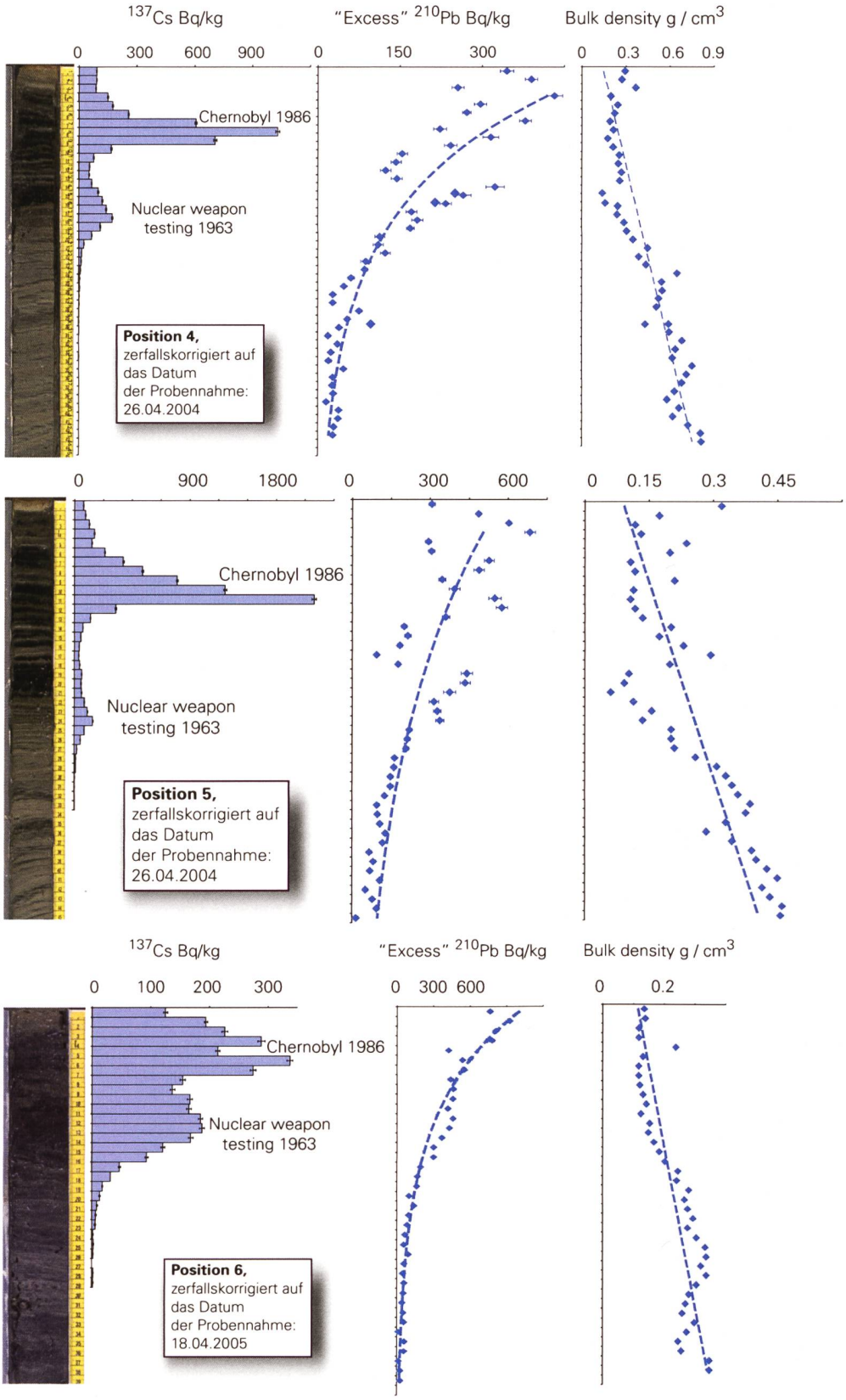


Abbildung 2b:
Foto, Tiefenverteilungen der ^{137}Cs Aktivität, des "Excess" ^{210}Pb und der Dichte im Sediment an verschiedenen Positionen des Lago Maggiore.

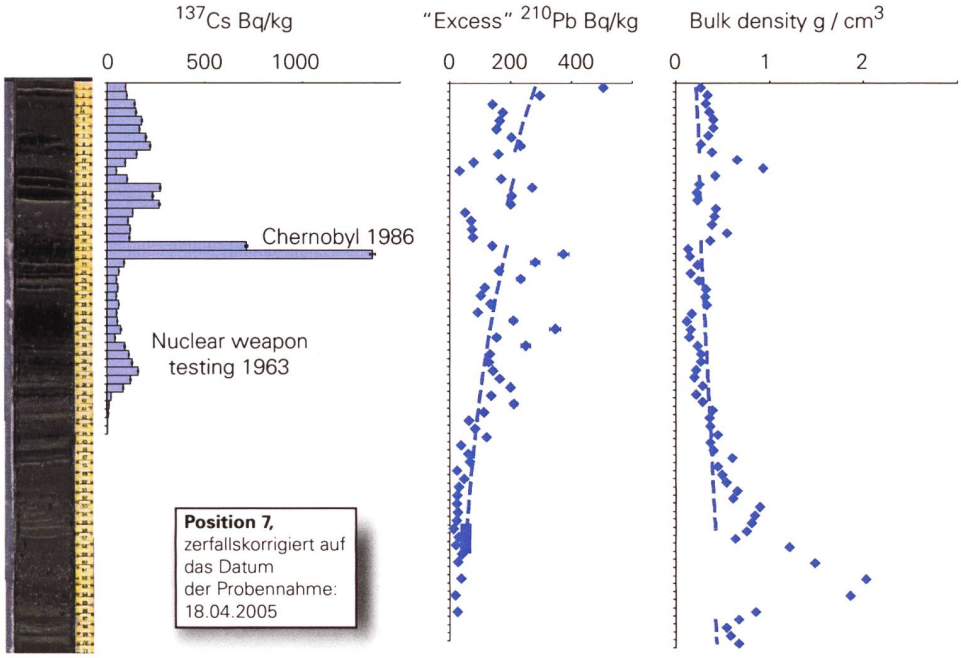


Abbildung 2c:
Foto, Tiefenverteilungen der ^{137}Cs Aktivität, des "Excess" ^{210}Pb und der Dichte im Sediment an verschiedenen Positionen des Lago Maggiore.

Aus der Masse im Sedimentkern, die sich oberhalb des Tschernobylmaximums befindet, ergeben sich Sedimentationsraten für den Zeitraum von 1986 bis heute zwischen 0.05 g/(cm^2 · a) an der Position 6 und 0.78 g/(cm^2 · a) an der Position 1. Die hohe Sedimentationsrate von Position 1 ist dadurch bedingt, dass die Verzasca und der Ticino allochthones Material zuführen. Für den Zeitraum von 1963 bis 1986 ergeben sich ähnliche Sedimentationsraten. Ein grösserer Unterschied, wie etwa bei der Position 2, kann durch das vorhandene Turbidit erklärt werden.

Das Tschernobyl-Maximum hat an den Positionen 1, 5 und 7 eine sehr geringe Breite, die durch die Tiefenauflösung von 1 cm gar nicht richtig dargestellt werden konnte, während es an den anderen Positionen, insbesondere Position 6, etwas breiter ist. Offensichtlich reicht die Bioturbation, sei es durch Bakterien oder Würmer, nicht aus, die Maxima im Laufe von Jahrzehnten zu "verschmieren". Auch die Diffusion von im Porenwasser gelöstem ^{137}Cs hat offenbar keinen grossen Einfluss. Man kann also davon ausgehen, dass das ^{137}Cs im Sediment des Lago Maggiore relativ fest gebunden ist und dass eine Rücklösung von ^{137}Cs ins Wasser des Sees damit unbedeutend ist.

An den Positionen 2, 4 und 5 hat die ^{137}Cs Tiefenverteilung eine relativ gleichmässige Struktur. An den anderen Positionen treten grössere unregelmässige Schwankungen auf. Bei allen Sedimentkernen sind grössere Schwankungen auch in der Verteilung des durch die Wassersäule zugeführten ^{210}Pb (Excess ^{210}Pb) und in der Verteilung der Sedimentdichte zu finden (s. Abb. 2a - 2c). Dies illustriert, dass die Sedimentation an allen Positionen relativ unregelmässig abläuft. Es sedimentiert nicht nur autochthones Material, sondern es wird auch allochthones Material unterschiedlicher Quellen im See verteilt. Unregelmässig, aber im Tessin häufig vorkommender Gewitterregen trägt z. B. Wasser und Schwebstoffe über viele kleine und kleinste Zuflüsse von den steilen Flanken der den See umgebenden Berge ein.

In Putyrskaya et al. (2007, 2009) wurde versucht, das Migrationsverhalten von ^{137}Cs im Einzugsgebiet des Lago Maggiore, im Wasser des Sees und in seinen Sedimenten mit Hilfe von Modellen zu beschreiben. Ein Ergebnis dieser Modellierungen war, dass der mittlere ^{137}Cs Eintrag in das Einzugsgebiet des Lago Maggiore nach dem Fallout des Tschernobyl-Unfalls nur etwa 5 kBq/m^2 betragen haben kann. Nur mit dieser Annahme lassen sich heutige Aktivitätskonzentrationen von etwa 1 mBq/L im Wasser der Zuflüsse und im Seewasser erklären.

Mehr als 20 Jahre nach dem Unfall von Tschernobyl variiert die Aktivitätskonzentration im Wasser verschiedener kleiner und großer Seen nördlich und südlich der Alpen um einen Faktor 1'000: Weniger als 100 mBq/L beim flachen eutrophen Vorsee (Blitzenreuter Seenplatte) in Oberschwaben und für uns nicht mehr messbar, das heißt weniger als 0.1 mBq/L, beim Bodensee. Hinsichtlich der Aktivitätskonzentration ordnen sich der Lago di Lugano und der Lago Maggiore zwischen den beiden oben genannten Seen ein, wobei der Lago di Lugano immer eine höhere Aktivitätskonzentration als der Lago Maggiore hatte.

Danksagung
Die Autoren danken P. Guilizzoni und dem CNR Instituto per lo Studio degli Ecosystemi, Verbania Pallanza (Italy) für die tatkräftige Unterstützung bei der Probennahme.

Referenzen

- Putyrskaya, V., Klemt, E.: Modeling ^{137}Cs migration processes in lake sediments. Journal of Environmental Radioactivity 96 (2007), 54-62.
- Putyrskaya, V., Klemt, E., Röllin, St.: Migration of ^{137}Cs in tributaries, lake water and sediment of Lago Maggiore (Italy, Switzerland) – analysis and comparison with Lago di Lugano and other lakes. Journal of Environmental Radioactivity 100 (2009), 35-48.

Kapitel 4.6 Quell– und Grundwasser sowie Sickerwasser aus Deponien

P. Steinmann
Sektion Umweltradioaktivität URA, BAG, 3003 BERN

H. Surbeck
Centre d'Hydrogéologie, Univ. de Neuchâtel, Neuchâtel (seit 2009 : Nucfilm GmbH, 1792 Cordast)

Zusammenfassung

Die bisher vom CHYN durchgeführte Überwachung der Radioaktivität in Quell– und Grundwasser sowie Sickerwasser aus Deponien wird künftig direkt vom BAG wahrgenommen. Im Jahr 2008 fand ein Transfer von Wissen und Daten vom CHYN (Centre d'Hydrogéologie, Université de Neuchâtel) zum BAG statt, wo ein Alphaspektrometrie-Labor zur Bestimmung von natürlichen Radioisotopen im Trinkwasser eingerichtet wurde. Im Berichtsjahr wurden an den (stichprobenartig) erhobenen Wasserproben keine erhöhten Radioaktivitätswerte festgestellt.

Messprogramm

Die Überwachung von Grund–, Quell– und Deponiesickerwässer sowie die Bearbeitung von damit zusammenhängenden speziellen Fragestellungen wurde in den vergangenen Jahren am CHYN (Universität Neuchâtel) im Auftrag des BAG organisiert und durchgeführt.

Das Berichtsjahr stand im Zeichen des Transfers von Wissen und Daten vom CHYN an das BAG.

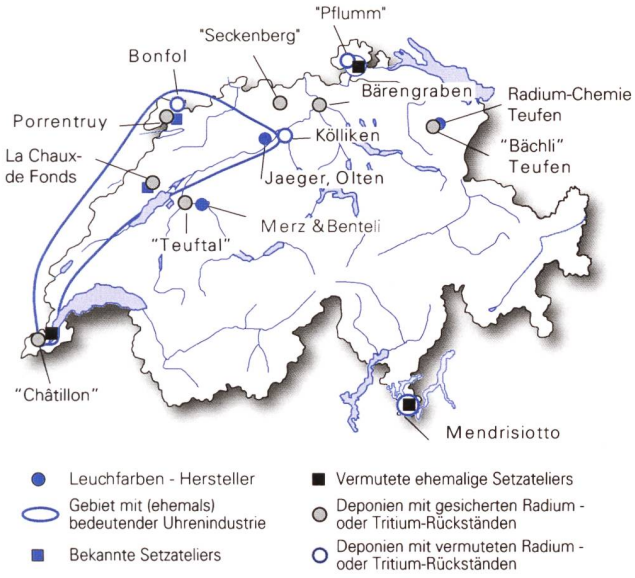
So wurden die von H. Surbeck entwickelten Methoden zur Messung von Radium– und Uranisotopen in Wasser am BAG eingeführt, und mit Vergleichsmessungen (CHYN-BAG und unabhängige Ringversuche) getestet. Die Methode basiert auf der Adsorption der Radioisotope auf adsorbierende Plättchen, die dann direkt in einem Alphaspektrometer gemessen werden können. Für die Radiumisotope werden MnO_2-beschichtete Plättchen eingesetzt, für Uran wird an einer dünnen Schicht von Diphonix-resin adsorbiert. Gleichzeitig wurde vom BAG auch die Methode zur Analyse von Radon in Wasser übernommen.

Die zwischen 2002 – 2007 am CHYN durchgeführten Analysen (Radiumisotope, Uranisotope, Radon und Tritium) sind jetzt in einer BAG Datenbank integriert.

Zusätzlich hat H. Surbeck in einem internen Bericht auch einen Katalog über radiologische Altlasten und Verdachtsflächen zusammengestellt. Radiologische Altlasten betreffen vor allem Deponien von Radium– oder Tritiumhaltigen Abfällen aus der Uhrenindustrie, welche diese Isotope in Leuchtfarben einsetzte. Radium– und Tritium–Verdachtsflächen sind in Fig. 1 dargestellt. Figur 2 zeigt weitere Verdachtsflächen, die vor allem mit erhöhten Urangehalten im Zusammenhang stehen. Eine Gefährdung von Grund- und Trinkwasser durch Auswaschungen von Radioaktivität aus Deponien und Altlasten (speziell das in der Uhrenindustrie verwendete Tritium und Radium) ist im Allgemeinen als gering einzuschätzen. Änderungen der hydrologischen Verhältnisse, z.B. im Zusammenhang mit Sanierungen, können aber eine Neubeurteilung nötig machen.

Ergebnisse 2008

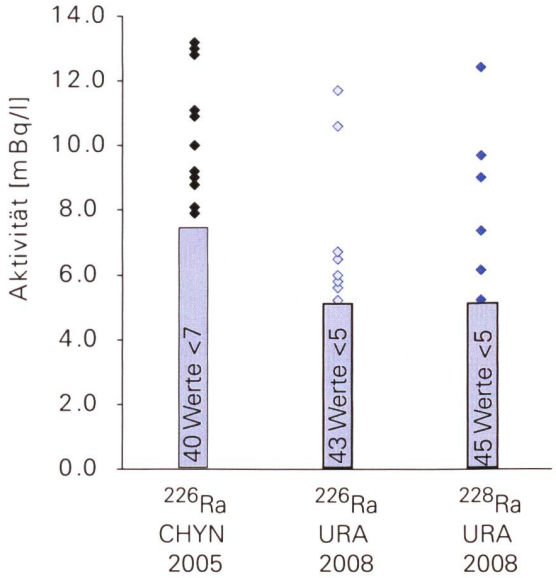
Radiumisotope im Grundwasser
Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) unterhält ein Probenahmenetz für Grundwasser (NAQUA, siehe http://www.bafu.admin.ch/grundwasser/). Im Jahr 2005 wurden am CHYN 51 Proben aus dem NAQUA Netz auf ^{226}Ra und Uranisotope untersucht. Die Nachmessung dieser am CHYN präparierten MnO_2 Plättchen hat nun eine Abschätzung der ^{228}Ra Konzentrationen in diesen Wässern erlaubt. Das ^{228}Ra, das selber kein Alpha-Emitter ist, wurde bei der Präparation im Jahr 2005 auf die Plättchen adsorbiert. In der Zwischenzeit (ca. 40 Monate) hat sich das Tochterisotop (^{228}Th) aufgebaut. Die ^{228}Th Aktivität nach 40 Monaten entspricht ca. 56% der ursprünglichen ^{228}Ra



Figur 1:
Verdachtsflächen mit Radium und Tritium. Jaeger in Olten war gemäss SUVA ein Setzatelier. Setzateliers im Mendrisiotto sind bei der SUVA nicht aktenkundig.

Figur. 2:
Übrige radiologische Verdachtsflächen.

Aktivität. Die ^{228}Ra Aktivität kann also mit dem entsprechenden Faktor aus der ^{228}Th Aktivität errechnet werden. Die neuen Messungen an den Proben aus dem Jahr 2005 zeigen einen maximalen ^{228}Ra-Gehalt von 13 mBq/l ^{228}Ra. In fünf weiteren Proben ist ^{228}Ra nachweisbar, liegt aber meist unterhalb der Nachweisgrenze von ca. 5 mBq/l (siehe Fig. 3). Es wurde jeweils nur eine Seite der doppelseitigen MnO_2 Plättchen nachgemessen. Weil die beiden Seiten der Plättchen oft unterschiedlich viel Radium adsorbieren, ist das wahrscheinlich mit ein Grund, warum die neu gemessenen ^{226}Ra Werte etwas tiefer sind, als die CHYN-Werte von 2005. In Betracht der geringen Aktivitäten ist die Übereinstimmung aber befriedigend.



Figur 3:
^{226}Radium und ^{228}Ra Messungen an NAQUA-Proben aus dem Jahr 2005. Es ist jeweils die Verteilung der Aktivitäten der 51 gemessenen Proben dargestellt. CHYN 2005: die am CHYN gemessenen Werte für ^{226}Ra. URA 2008: die am BAG im Jahr 2008 gemessenen ^{228}Ra Werte (nur eine Seite der doppelseitigen MnO_2-Plättchen gemessen) und ^{228}Ra Werte (gerechnet als 1.8 x ^{228}Th-Aktivität). Die Karte zeigt die Verteilung der Probenahmepunkte.

Radon und Tritium im Grundwasser

Ein grösseres Messprogramm zu Radioaktivität im Grundwasser wird zur Zeit rund um Muttenz (BL) in Zusammenarbeit mit dem Amt für Umweltschutz und Energie in Liestal durchgeführt. Gemessen werden Radon und Tritium sowie an ausgewählten Proben ^{226}Ra und Uranisotope.

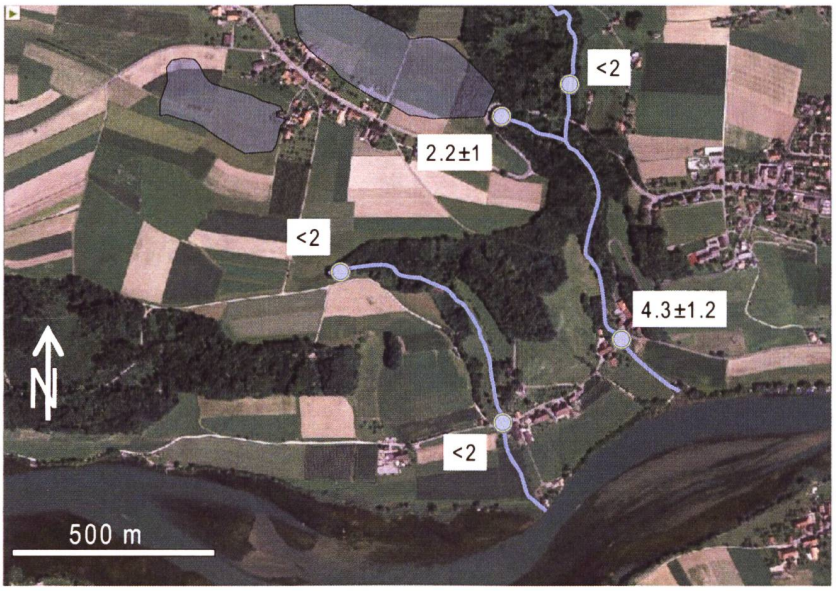
Die Fig. 4 zeigt die Radonwerte der ersten Messkampagne 2008. Der höchste an denselben Proben gemessene ^{3}H Wert liegt bei 8 Bq/l alle anderen Werte sind unterhalb von 5 Bq/l (meist <3 Bq/l). Weitere Probenahmen im Gebiet Muttenz sind im Gang und eine Auswertung aller Ergebnisse erfolgt später.

Figur 4:
Radonkonzentrationen [Bq/l] in Grundwasserproben bei Muttenz.

Deponien

Drei während der ersten Sanierungsphase in der Deponie Kölliken erhobene Sikkerwasserproben zeigen geringe Gehalte von Tritium (18 - 26 Bq/l) und ^{226}Ra (< 5 bis 17 mBq/l). Eine gleichzeitig genommen Schlammprobe aus der Deponie-eigenen Kläranlage Swalba wurde gammaspektrometrisch untersucht, ohne eine erhöhte Radioaktivität festzustellen. Die Probe enthält < 24 Bq/kg ^{226}Ra.

Ebenfalls Stichproben wurden bei der Deponie Illiswil bei Wohlen/BE genommen. Die Probenahme fand nach dem Bau des Ableitungsstollen der Sickerwässer in die ARA statt. Der Tritiumgehalt der gesammelten Bachwasserproben ist durchwegs tief und ein Einfluss der Deponie kann nicht eindeutig nachgewiesen werden (Fig. 5).



Figur 5:
Deponie Illiswil, Tritium im Wasser in [Bq/l], 2 σ Messunsicherheit. Bachwasserproben (blaue Punkte). Probenahme September 2008. Die Deponieflächen oben im Bild sind blau eingezeichnet.