

# Modèle de répartition géoécologique du Cesium-<sup>137</sup> à la suite de l'accident du réacteur nucléaire de Tchernobyl

## Contribution à la protection des sols en Sarre

Kastenholz U., Kubiniok J. et Kunkel R.<sup>(1)</sup>

(1) Physische Geographie und Umweltforschung - Universität des Saarlandes D-66041 Saarbrücken

### RÉSUMÉ

Le <sup>137</sup>Cs est un isotope radioactif artificiel, largement dispersé à travers la planète par les essais nucléaires atmosphériques réalisés à la fin des années 1950. En Europe, l'accident du réacteur nucléaire de Tchernobyl en 1986 est à l'origine de dépôts significatifs. De son fait, en plus des 3,0 à 4,4 kBq/m<sup>2</sup> provenant des essais atomiques, entre 0 et 10 kBq/m<sup>2</sup> ont été déposés selon l'importance des précipitations. Les connaissances du comportement du <sup>137</sup>Cs dans l'écosystème de la région Sarre-Lor-Lux se limitaient jusqu'à aujourd'hui à l'étude du transfert plantes - animaux - homme. Le comportement du <sup>137</sup>Cs dans les sols de la région, en particulier la façon dont il se distribue dans chaque compartiment du paysage, était peu expliqué. Par l'analyse de profils pédologiques sélectionnés en Sarre, des taux de migration en profondeur de l'isotope compris entre 0,25 cm/an et 1,0 cm/an ont pu être déterminés. Les causes de ces variations sont à rechercher dans les différents processus pédogénétiques de chaque type de sol. La profondeur maximale de pénétration du <sup>137</sup>Cs dans le sous-sol atteint 40 cm, ce qui implique une contamination potentielle de la partie supérieure des nappes dans le cas de couvertures pédologiques fissurées peu épaisses, ou dans le cas de nappes phréatiques peu profondes, par exemple en lit majeur de cours d'eau. Ces réflexions - reposant sur les résultats ici présentés - proviennent du programme d'observation continue des sols du Ministère de la Protection de l'Environnement de la Sarre (Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes). Parallèlement à la répartition en profondeur de l'isotope, le dépôt latéral joue un rôle déterminant pour le modèle de répartition géoécologique du <sup>137</sup>Cs. L'érosion des sols labourés sur les sites étudiés constitue un phénomène déterminant. Les analyses menées à travers quatre différentes unités paysagères de la Sarre démontrent une perte parfois supérieure à 50 t ha<sup>-1</sup>an<sup>-1</sup>. En considérant un taux annuel de reconstitution des sols de 1,6 t ha<sup>-1</sup>an<sup>-1</sup>, de telles valeurs paraissent inacceptables d'un point de vue écologique et pour une utilisation respectueuse des sols. Les processus géomorphologiques très actifs sur les versants conduisent à une accumulation de <sup>137</sup>Cs en pied de versant. Les eaux stagnantes (mares, bras morts, zones abritées du lit mineur) constituent également, en tant que zones de dépôt de sédiment, d'autres zones d'accumulation de <sup>137</sup>Cs – certes moins significatives par rapport à la superficie totale concernée. Les teneurs de <sup>137</sup>Cs y atteignent 500 Bq/kg - très supérieures à la concentration sur le sol terrestre, de 10 - 20 Bq/kg. La connaissance de ces zones de dépôt et de leurs rôles locaux sur les différents écosystèmes demeure incomplète.

### Mots clés

Cesium<sup>137</sup>, modèle de répartition géoécologique, transferts verticaux, migrations latérales, érosion, Sarre.

## SUMMARY

GEOECOLOGICAL SPREADING PATTERN OF  $^{137}\text{Cs}$  AFTER THE TCHERNOBYL REACTOR ACCIDENT.

Contribution to the soil protection in Saarland

$^{137}\text{Cs}$  is an artificial radioactive isotope which was diffused world-wide during the atomic bomb tests carried out above ground at the end of the 50's of the 20th century. The 1986 Chernobyl reactor accident represents the greatest phenomenon of deposition of radioactive substances in Central Europe. As a consequence, in the Saarland region, between 0 and 10 kBq/m<sup>2</sup> were added to the preexisting 3,0 to 4,4 kBq/m<sup>2</sup> (according to the rainfall rate) resulting from the nuclear weapons tests. All we knew so far about the reaction of  $^{137}\text{Cs}$  in the ecological balance of the Saar-Lor-Lux region were some aspects of the transfer from plants to animals and human beings. The reaction of  $^{137}\text{Cs}$  in the soils of the area and the distribution of the isotopes within the single compartments of the environment were just as obscure. Descending migration rates of the isotope of between 0,25 cm/y and 1,0 cm/y were detectable in the analysis of a selection of typical soil profiles of the Saarland. The reasons for this are to be found in the differing pedogenetic processes of the individual types of soil. The maximum depth of 40 cm to which the isotope penetrated in the subsoil implies that the groundwater close to the surface can possibly be contaminated in the future where the soil layers are thin and in the presence of chasmy aquifers, as well as sites with a high groundwater level, as for instance the flood lands near flowing water. These considerations, based on the results put forward in this report, have been incorporated in the long-term soil observation programme of the Saarland Office for Environmental Protection (Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes). In addition to the downward drifting of the isotope, the lateral transportation also plays a crucial role in the geo-ecological spreading pattern of  $^{137}\text{Cs}$ . In this case the soil erosion processes taking place on farming land are of particular importance. The analyses carried out in four different areas of the Saarland indicate a loss of soil exceeding 50 t ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> in some places. Bearing in mind that soil redevelops at an annual rate of max. 1,6 t ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>, it is clear to see that these results are ecologically unacceptable from the point of view of a sustainable landuse. As a consequence of geomorphological processes,  $^{137}\text{Cs}$  hillwash is accumulated at the bottom of eroding slopes. Another type of accumulation where  $^{137}\text{Cs}$  sediments are trapped, though to a much lesser extent, are the quiet reach environments. Here, where contents of over 500 Bq/kg were registered - compared to concentrations of 10-20 Bq/kg in terrestrial areas -, enrichment processes were easily detected. Our knowledge of such accumulation zones and their local significance for individual ecosystems is still sketchy.

## Key-words

Cesium<sup>137</sup>, geoecological spreading pattern, descending migration, lateral transportation, erosion, Saarland.

## RESUMEN

MODELO DE REPARTICIÓN GEOECOLÓGICA DEL CESIO- $^{137}$  SIGUIENDO EL ACCIDENTE DEL REACTOR NUCLEAR DE TCHERNOBIL. Contribución a la protección de los suelos en Sarre.

El cesio- $^{137}$  es un isótopo radioactivo artificial, fuertemente dispersado en el planeta por los ensayos nucleares atmosféricos realizados al final de los años 1950. En Europa, el accidente del reactor nuclear de Tchernobyl en 1986 es al origen de depósitos significativos. Por este hecho, además de los 3,0 a 4,4 kBq/m<sup>2</sup> proviniendo de los ensayos atmosféricos, entre 0 y 10 kBq/m<sup>2</sup> fueron depositados según la importancia de las precipitaciones. Los conocimientos del comportamiento del  $^{137}\text{Cs}$  en el ecosistema de la región Sarr-Lor-Lux están limitados hasta hoy al estudio de la transferencia plantas-animales-hombres. Explica poco el comportamiento del  $^{137}\text{Cs}$  en los suelos de la región, en particular la manera como se distribuye en cada compartimento del paisaje. Por el análisis de perfiles pedológicos seleccionados en Sarre, tasas de migración en profundidad del isótopo comprendido entre 0,25 cm/año y 1,0 cm/año pudieron ser determinado. Se necesita buscar las causas de estas variaciones en los diferentes procesos pedogenéticos de cada tipo de suelo. La profundidad máxima de penetración del Cs $^{137}$  en el subsuelo se llega a 40 cm, lo que implica una contaminación potencial de la parte superior de los mantos freáticos en el caso de cubiertas pedológicas fisuradas poco espesas, o en el caso de mantos freáticos poco profundos, por ejemplo en la cama mayor de los ríos. Estas reflexiones están basadas en los resultados presentados, provienen del programa de observación continuo de los suelos del Ministerio de la Protección del medio ambiente de Sarre (Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes). Paralelamente a la repartición en profundidad del isótopo, el depósito lateral juega un papel determinante para el modelo de repartición geoecológica del  $^{137}\text{Cs}$ . La erosión de los suelos labrados sobre los sitios estudiados constituía un fenómeno determinante. Los análisis hechos en cuatro unidades de paisaje en Sarre muestran una pérdida que a veces es superior a 50 t/ha<sup>-1</sup>/año<sup>-1</sup>. Considerando una tasa anual de reconstitución de los suelos de 1,6 t/ha<sup>-1</sup>/año<sup>-1</sup>, estos valores parecen inaceptables del punto de vista ecológico y para un uso respetuoso de los suelos. Los procesos geomorfológicos muy activos sobre las vertientes conducen a una acumulación de  $^{137}\text{Cs}$  al pie de la vertiente. Las aguas estancadas (balsas, brazos muertos, zonas abrigadas de la cama menor) constituyen igualmente, como zona de depósito de sedimento, otras zonas de acumulación del  $^{137}\text{Cs}$ , cierto menos significativas que la superficie total concernida. Los conte-

nidos en  $^{137}\text{Cs}$  llegan a 500 Bq/kg, valores muy superiores a la concentración sobre el suelo terrestre, de 10 – 20 Bq/kg. El conocimiento de estas zonas de depósitos y de sus papeles locales sobre los diferentes ecosistemas queda incompleto.

Palabras claves

Cesio- $^{137}$ , modelo de repartición geoecológica, transferencias verticales, migraciones laterales, erosión, Sarre.

## ZUSAMMENFASSUNG

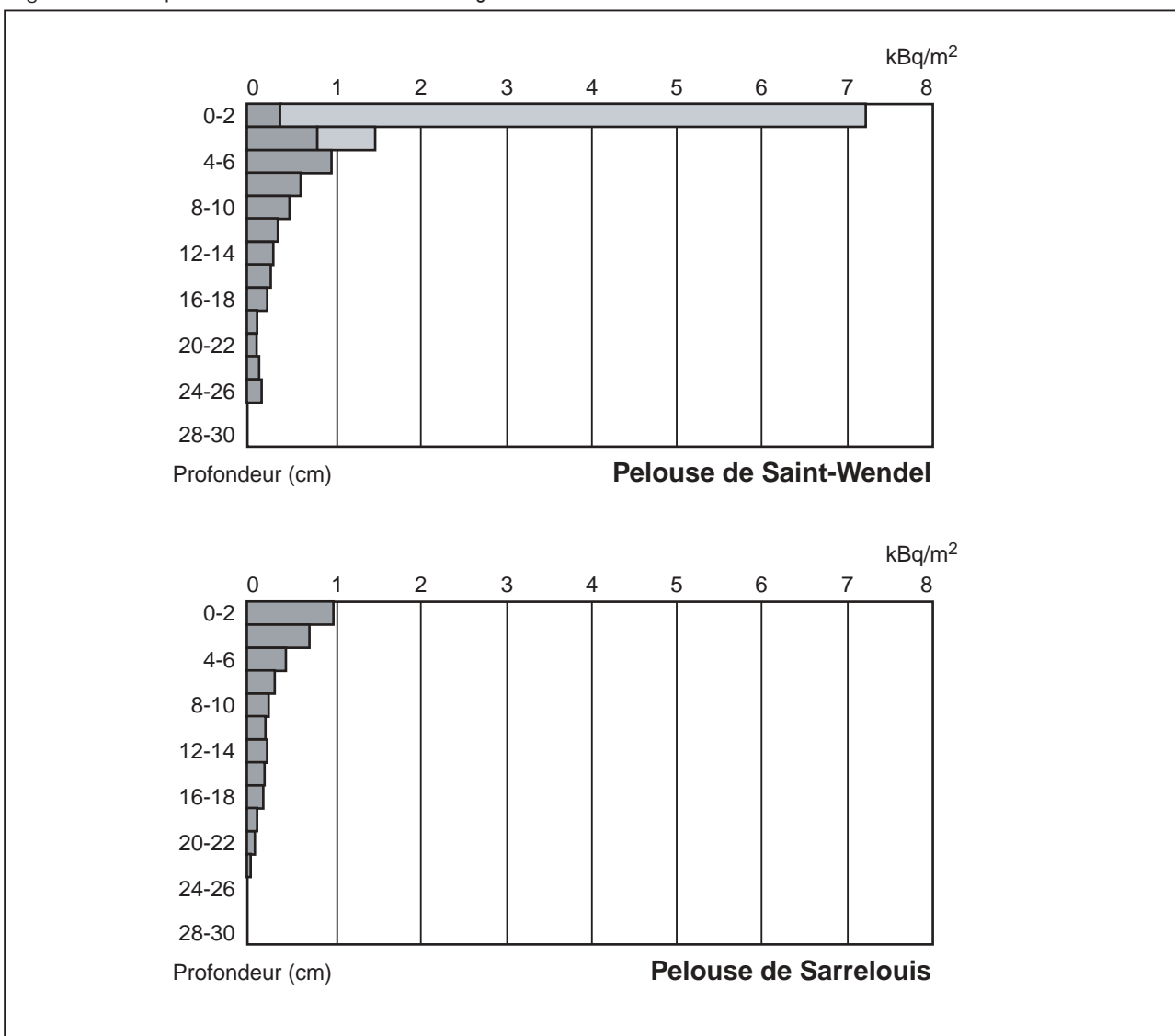
$^{137}\text{Cs}$  ist ein künstliches, radioaktives Isotop, das durch die oberirdischen Atombombenversuche Ende der 50er Jahre des 20. Jahrhunderts weltweite Verbreitung erfahren hat. Der Reaktorunfall von Tschernobyl im Jahre 1986 stellt für Mitteleuropa das bedeutendste Depositionsereignis dar. Durch ihn wurden im Saarland zusätzlich zu den bereits vorhandenen 3,0 bis 4,4 kBq/m<sup>2</sup> aus den Kernwaffenversuchen in Abhängigkeit von den Niederschlagsmengen zwischen 0 und 10 kBq/m<sup>2</sup> abgelagert. Die bisherigen Kenntnisse über das Verhalten von  $^{137}\text{Cs}$  im Landschaftshaushalt der Saar-Lor-Lux Region beschränkten sich bisher auf Teilaspekte des Transferpfades Pflanze – Tier – Mensch. Das Verhalten von  $^{137}\text{Cs}$  in den Böden der Region war ebenso unklar, wie die Verteilung des Isotops innerhalb einzelner Landschaftskompartimente. Anhand der Analyse ausgewählter typischer Bodenprofile des Saarlandes konnten deszendente Migrationsraten des Isotops zwischen 0,25 cm/a und 1,0 cm/a festgestellt werden. Die Gründe hierfür sind in den unterschiedlichen pedogenetischen Prozessen der einzelnen Bodentypen zu suchen. Die maximale Eindringtiefe des Isotops in den Untergrund von 40 cm impliziert eine mögliche Kontamination des oberflächennahen Grundwassers bei geringmächtigen Böden und gleichzeitig kluffreichen Aquiferen, sowie Standorten mit hohem Grundwasserstand, z.B. den Auenbereichen der Fließgewässer. Diese Überlegungen wurden – basierend auf den hier vorgestellten Ergebnissen – in das Boden-Dauerbeobachtungsprogramm des Landesamts für Umweltschutz des Saarlandes aufgenommen. Neben der deszendenten Verlagerung des Isotops kommt der lateralen Umlagerung eine große Bedeutung für das geökologische Verbreitungsmuster von  $^{137}\text{Cs}$  zu. Einen wichtigen Prozess stellen hierbei Bodenerosionsvorgänge auf ackerbaulich genutzten Standorten dar. Die in vier unterschiedlichen Landschaftseinheiten des Saarlandes durchgeführten Analysen weisen auf Bodenverluste von z.T. über 50 t ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> hin. Im Vergleich zu einer jährlichen Bodenbildungsrate von max. 1,6 t ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> sind solche Werte aus ökologischer Sicht unter dem Aspekt einer nachhaltigen Bodennutzung nicht akzeptabel. In Folge der geomorphologischen Prozesse kommt es zu einer Akkumulation von  $^{137}\text{Cs}$  am Hangfuß erosionsaktiver Hänge. Eine weitere – flächenmäßig vergleichsweise weniger bedeutende – Senke für  $^{137}\text{Cs}$  bilden als Sedimentfallen wirkende Stillwasserbereiche. Hierbei konnten mit Gehalten von über 500 Bq/kg - im Gegensatz zu den Konzentrationen im terrestrischen Bereich von 10 - 20 Bq/kg – deutliche Anreicherungsprozesse nachgewiesen werden. Die Kenntnisse über solche Senken und ihre lokale Bedeutung für einzelne Ökosysteme sind nach wie vor lückenhaft.

Le  $^{137}\text{Cs}$  est un isotope artificiel, d'une période de 30,2 ans, dispersé sur toute la planète - et plus particulièrement dans l'hémisphère nord - par les essais nucléaires à l'air libre de la fin des années 1950 et du début des années 1960. S'ajoutent à cette source, l'introduction par les usines de retraitement des déchets nucléaires et les enfouissements de déchets militaires radioactifs dans l'océan Glacial Arctique (Nies et al. 1998). Pour une grande partie de l'Europe Centrale, la principale origine des dépôts est l'accident de Tchernobyl en 1986. À la suite de cet événement et parce qu'une augmentation fréquente de la concentration en  $^{137}\text{Cs}$  dans le sol avait été observée, les axes de recherche s'orientèrent sur la mesure de la contamination de la partie superficielle des sols en  $^{137}\text{Cs}$  et sur le transfert sol - plantes - animaux - homme. Par contre, jusqu'ici une attention moindre avait été accordée à la teneur en  $^{137}\text{Cs}$  dans l'écosystème. De ce fait, aujourd'hui on dispose seulement de représentations imprécises du modèle de répartition spatiale de  $^{137}\text{Cs}$ , des migrations et de la profondeur de pénétration du  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols de la région Sarre-Lor-Lux. En revanche, les possibilités offertes par le  $^{137}\text{Cs}$  pour la datation et l'évaluation des pro-

cessus morphogénétiques récents, comme par exemple l'estimation de la généralisation des phénomènes d'érosion des sols en Europe Centrale, ne sont quasiment pas utilisées. Il s'agit ici essentiellement des deux phases de dépôt de  $^{137}\text{Cs}$  (essais nucléaires atmosphériques et accident de Tchernobyl) - séparées dans le temps mais qu'on ne peut plus distinguer. Elles rendent plus difficile une datation des processus géomorphologiques. La répartition du  $^{137}\text{Cs}$  à l'intérieur des zones de dépôt reste également mal définie. Un exemple des possibilités offertes par cette méthode est présentée ici sous le point 4.

## DÉPÔT DE $^{137}\text{CS}$ EN SARRE AVANT ET APRÈS TCHERNOBYL

Dans notre région, les dépôts de  $^{137}\text{Cs}$  liés aux retombées des armes nucléaires, s'étendent sur plus de vingt ans mais avec une importance plus particulière au cours des années 1960 ; ils se sont effectués presque exclusivement par les précipitations. C'est pour-

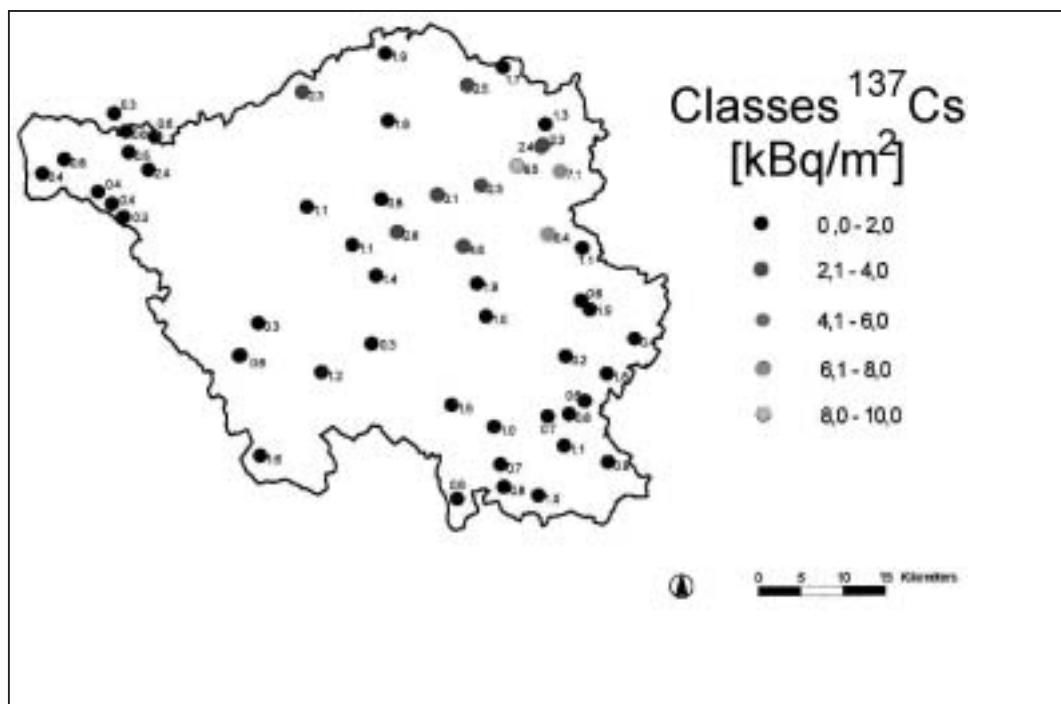
Figure 1 - Profil de la contamination du sol en  $^{137}\text{Cs}$  sur deux sites de prairies sarroises.Figure 1 -  $^{137}\text{Cs}$  profile of soil contamination for two grassland sites in Saarland.

qui on estime comme base de travail que les dépôts pour l'ensemble du territoire de la République Fédérale d'Allemagne étaient relativement uniformes et qu'ils ont atteint en tout  $4 \text{ kBq/m}^2$ , selon les données du DWD (Deutscher Wetterdienst - Service de Météorologie Allemand). En 1986,  $3 \text{ kBq/m}^2$  étaient encore présents (BUNZL, 1986). Des mesures directes sur les retombées du césium des bombes ont été effectuées en Sarre de 1982 à 1986 sur six stations de relevés. Celles-ci ont été réalisées par l'Etablissement de Recherche et d'Etudes Agronomiques (Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt) de Speyer, puis comparées au niveau de référence dans un rayon de 25 km autour de Cattenom (MARTIN, 1999). La contamination en  $^{137}\text{Cs}$  affecte les 20 cm supé-

rieurs de la couverture pédologique et est évaluée en moyenne à environ  $3,5 \text{ kBq/m}^2$ .

Après 1986, des échantillons de profondeur ont été prélevés par le Radioaktivitätsmessstelle des Saarlandes en deux endroits, à Sarrelouis (Unterfelsberg) et St-Wendel (figure 1). Sachant que les essais atmosphériques des armes nucléaires n'ont pratiquement pas produit de  $^{134}\text{Cs}$  alors que le césium libéré par l'accident de Tchernobyl, du 2 mai 1986 est caractérisé par un rapport  $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ , on obtient des bilans de  $^{137}\text{Cs}$  de  $3,4$  et  $4,4 \text{ kBq/m}^2$ , pour des épaisseurs allant jusqu'à 40 cm. Sur un site de relevé à Düppenweiler, BONKA (1991) obtient une valeur de  $3,0 \text{ kBq/m}^2$  (épaisseur de 50 cm).

Figure 2 - Contamination en  $^{137}\text{Cs}$  (0-3 cm) mesurée en surface après Tchernobyl.  
Figure 2 - Surface (0-3 cm)  $^{137}\text{Cs}$  contamination measured after Tchernobyl.



A l'inverse des retombées des essais atomiques militaires, les dépôts provoqués en RFA par l'accident de Tchernobyl étaient clairement croissants du nord au sud (Schleswig-Holstein 0 - 15 kBq/m<sup>2</sup>, Bavière 10 - 120 kBq/m<sup>2</sup>). En Sarre, selon les précipitations, furent déposés au début mai entre 0 et environ 10 kBq/m<sup>2</sup> (BfS, 1993, figure 2). Sur les prairies non travaillées et sur les sols de forêt, le «cesium de Tchernobyl» se localise encore dans les centimètres supérieurs, alors que sur les champs il est mélangé sur toute la profondeur labourée.

### Migration verticale du $^{137}\text{Cs}$ dans les écosystèmes forestiers sarrois

Pour la description des processus de stockage du  $^{137}\text{Cs}$  dans les principaux substrats des écosystèmes forestiers sarrois, 17 sites de prélèvements représentatifs, avec peu de relief (0° - 4° de pente) et un type d'utilisation des sols constant depuis les années 60, ont été sélectionnés dans différents contextes géologiques (WBRL Saar 86). Huit de ces stations sont situées dans le domaine calcaire (quatre dans le Muschelkalk supérieur et quatre dans le Muschelkalk inférieur), cinq se trouvent dans les substrats des couches rouges du Permien et quatre dans les formations de Buntsandstein (tableau 1, figure 3). Le choix de ces sites est le résultat d'une étude de différents travaux cartographiques (cartes historiques de Tranchot-Müffling des années 1820-1840, carte topographique 1/25000, carte géologique 1/50000 et carte pédologique 1/25000) et d'analyses de photographies aériennes noir et blanc afin de s'assurer de la constance de l'utilisation des sols.

L'échantillonnage des stations en forêt est réalisé au moyen du creusement d'une fosse d'une longueur d'environ 1,5 m et d'une profondeur d'environ 1 m et à une distance minimale de 2-3 m des troncs des arbres. Le prélèvement des échantillons est, autant que possible, réalisé sur les trois faces intérieures exposées, jusqu'à la base du profil et tous les 5 cm (sur l'ensemble de l'incrément). L'horizon Ah, étant celui où se trouvent les concentrations maximales de Césium, a été échantillonné en un seul prélèvement, indépendamment de son épaisseur. Les mesures ont été réalisées au Radioaktivitätsmessstelle des Saarlandes (Centre Sarrois de Mesures de Radioactivité). Les échantillons sont analysés après séchage et tamisage, la limite de détection du  $^{137}\text{Cs}$  descend jusqu'à 0,1 Bq/kg. Sur 200 g d'échantillon, la précision obtenue pour 0,2 Bq, a atteint une valeur de 76,6 % (2 s).

Dans les substrats non perturbés caractéristiques des sols forestiers sarrois, les profondeurs atteintes par le  $^{137}\text{Cs}$  sont d'au moins 10 cm dans l'horizon pédologique. La profondeur maximale est de 30 cm, principalement dans les substrats calcaires. En moyenne, dans les sols calcaires la profondeur de pénétration du  $^{137}\text{Cs}$  est de 26,4 cm, alors qu'on le rencontre à une profondeur de pénétration moyenne de 21 cm dans les couches rouges du Permien et de 16,4 cm dans le Buntsandstein moyen (tableau 2).

En se référant à l'année 1958, on obtient les taux de migrations du  $^{137}\text{Cs}$  présentés dans les tableaux 1 et 2. Il s'en dégage que la plus grande vitesse de migration est atteinte pour les substrats argilo-limoneux des sols calcaires avec une moyenne de 0,66 cm/a. Dans les substrats à dominance limoneuse des couches rouges du

Figure 3 -  
Localisation des  
stations de  
prélèvements en  
forêts et parcelles  
cultivées.

Figure 3 -  
Localisation of  
sampling sites in  
forests and fields.

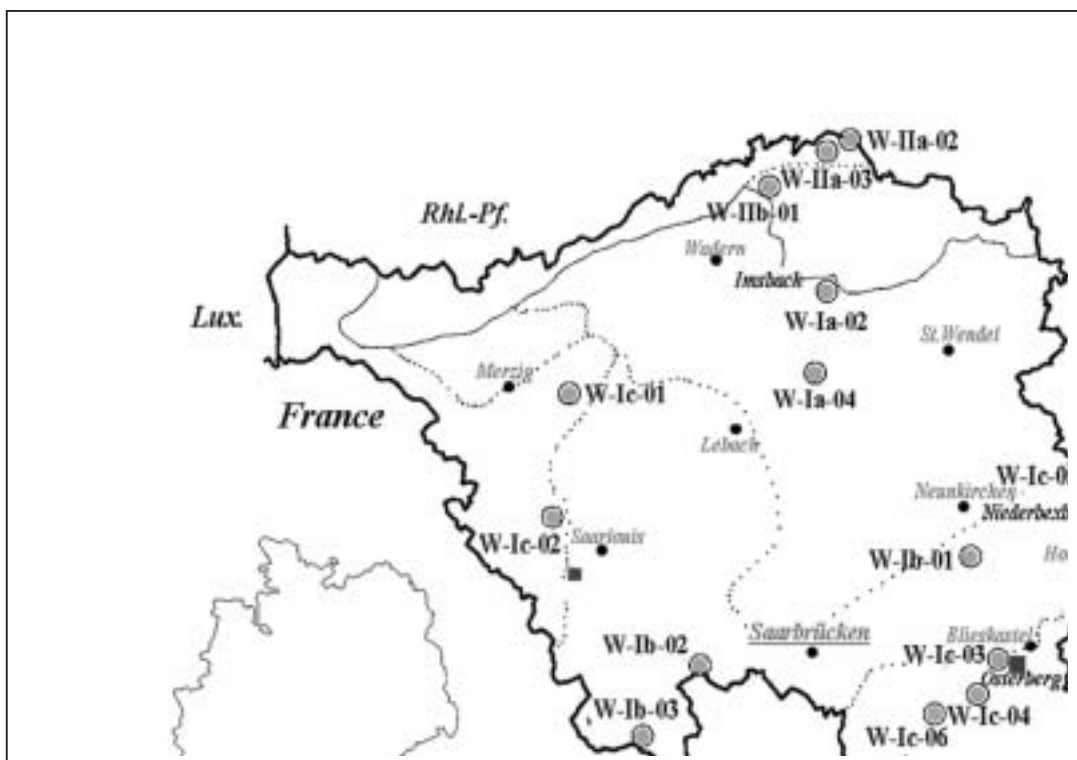


Tableau 1 - Taux de migration du  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols des écosystèmes forestiers saarrois.

Table 1 -  $^{137}\text{Cs}$  migration rates in soils of Saarland forest ecosystems.

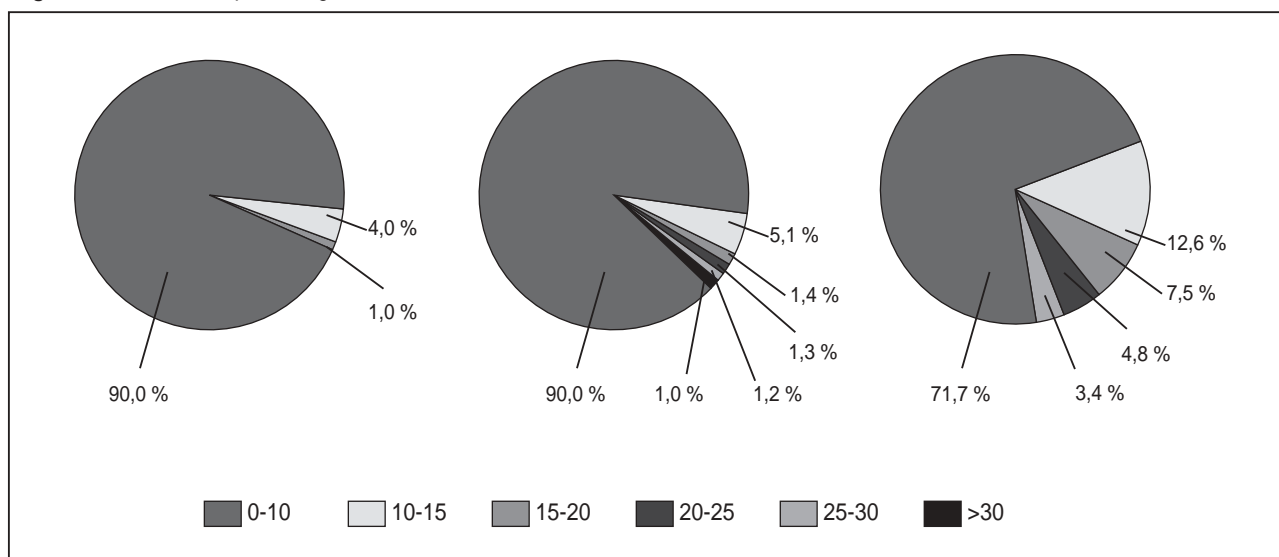
N° de profil	Coordonnées de Gauß-Krüger	Géologie*	Station	Type de sol (FAO)	Taux de mig. [cm/a]
W-Ic-06	258330 - 545075	mo	Ormesheim	Chromic Cambisol	0,750
W-Ic-04	258700 - 545240	mo	Erfweiler-Ehl.	Chromic Cambisol	0,700
W-Ic-07	259100 - 544500	mo	Gersheim	Stagno-gleyic Cambisol	0,750
W-Ic-01	255168 - 547833	mo	Honzrath	Orthic Luvisol	0,700
W-Ic-05	259500 - 544600	mu	Peppenkum	Chromic Cambisol	0,750
W-Ic-03	258880 - 545540	mu	Biesingen	Chromic Cambisol	0,675
W-Ic-08	259645 - 545850	mu	Rosenhof	Gleyic Luvisol	0,625
W-Ic-02	255025 - 546780	mu	Oberlimberg	Stagno-gleyic Cambisol	0,325
W-Ib-01	258648 - 546425	sm	Menschenhaus	Stagno-gleyic Cambisol	0,250
W-Ib-02	256300 - 545500	sm	Großrosseln	Dystric Cambisol	0,375
W-Ib-03	255800 - 544900	sm	Dorf im Warndt	Dystric Cambisol	0,500
W-Ib-05	259760 - 546930	sm	Hom.-Erbach	Luvic Arenosol	0,500
W-Ia-02	257400 - 548700	ru3	Imsbach	Dystric Cambisol	1,000
W-IIb-01	256900 - 549600	ru2	Nonweiler	Dystric Cambisol	0,575
W-IIa-03	257600 - 550000	ru1	Eisen II	Dystric Cambisol	0,250
W-IIa-02	257400 - 549900	ru1	Eisen I	Stagno-gleyic Cambisol	0,375
W-Ia-04	257300 - 548000	ru2	Sotzweiler	Stagno-gleyic Cambisol	0,375

\*: mo = Muschelkalk supérieur (Oberer Muschelkalk), mu = Muschelkalk inférieur (Unterer Muschelkalk), sm = Buntsandstein moyen (Mittlerer Buntsandstein), ru = couches rouges du Permien (Unterrotliegendes)



Tableau 2 - Profondeur moyenne de pénétration et taux de migration du <sup>137</sup>Cs dans les horizons minéraux des sols forestiers.Table 2 - Average depth of <sup>137</sup>Cs penetration and migration in forest mineral subsoils.

Géologie	Nombre d'échantillons (n)	Profondeur moyenne de pénétration [cm]	Taux moyen de migra tion [cm/an]
Muschelkalk ensemble	8	26,4	0,66
Buntsandstein moyen	4	16,4	0,41
Couches rouges du Permien ensemble	5	21,0	0,53
Muschelkalk supérieur(mu)	4	29,0	0,73
Muschelkalk inférieur(mu)	4	23,8	0,58
Buntsandstein moyen(sm)	4	16,4	0,41
Couches rouges du Permien (ru1)	2	12,5	0,31
Couches rouges du Permien (ru2)	2	20,0	0,50

Figure 4 - Pourcentage de <sup>137</sup>Cs fixé, par horizon dans les différents substrats.Figure 4 - <sup>137</sup>Cs fixed percentages for each horizon in different substrates.

Permien, le taux moyen de migration s'élève à 0,53 cm/a. Les sols sablonneux du Buntsandstein moyen montrent la plus petite valeur, atteignant en moyenne seulement 0,41 cm/a.

En cohérence avec leurs faibles taux de migration et de pénétration de <sup>137</sup>Cs, les horizons superficiels des substrats de Buntsandstein moyen affichent le plus haut degré de fixation de <sup>137</sup>Cs. Ceci est particulièrement bien démontré par l'observation des pourcentages de <sup>137</sup>Cs fixé par les niveaux de prélèvements (figure 4).

De plus, il est remarquable que, non seulement dans les substrats du Buntsandstein moyen mais aussi dans ceux du Permien,

on trouve dans les 10 cm supérieurs du profil pédologique encore plus de 90 % des dépôts de <sup>137</sup>Cs mesurables dans les sols. Au sein de l'horizon superficiel, avec un humus de 0 à 5 cm d'épaisseur, 84 % des concentrations de <sup>137</sup>Cs du substrat gréseux sont mesurés, et seulement 76 % peuvent être décelés dans les substrats des couches rouges du Permien à la même profondeur. En revanche, les horizons superficiels des substrats calcaires ne renferment jusqu'à une profondeur de 10 cm que 72 % de l'activité totale. A peine 13 % supplémentaires sont découverts dans une profondeur allant jusqu'à 15 cm sous la surface du sol. Au-dessous de 15 cm la concentration se réduit fortement, bien que l'on relève encore envi-

ron 16 % de l'inventaire total jusqu'à une profondeur de 30 cm. En comparaison avec la répartition de l'activité du radionucléide dans les couches rouges du Permien et dans le Buntsandstein moyen, cette répartition en profondeur paraît hétérogène. Dans les horizons supérieurs du sol on trouve comparativement peu de  $^{137}\text{Cs}$ . Au contraire, dans les horizons inférieurs suivants, les plus fortes concentrations sont présentes, comme dans les substrats du Buntsandstein moyen et des couches rouges du Permien et atteignent également une plus grande profondeur.

Le pouvoir de sorption des matières organiques des horizons superficiels (0-10 cm) ne peut sans doute pas être tenu comme responsable d'une part importante de cette teneur en  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols des formations calcaires, car malgré leur teneur moyenne en Corg, elles ne se distinguent pas significativement des autres formations géologiques (4,8 % - 6,3 %). Au contraire, elles montrent, en plus d'une grande capacité d'échange en cations, une très haute saturation en bases. Plus particulièrement, les concentrations des ions concurrents en potassium et en calcium sont plusieurs fois supérieures aux teneurs correspondantes des autres substrats pédologiques. Du fait de hautes concentrations en calcium échangeable, on assiste à une augmentation de la mobilité du  $^{137}\text{Cs}$ . Cela a été confirmé par les recherches de Cousen (1991) qui détermine, sur des sols forestiers ayant subi un apport artificiel en calcaire, une plus grande quantité de  $^{137}\text{Cs}$  dans les sous-sols que dans les horizons enrichis en calcaire. Il en déduit donc que les opérations de chaulage ont mis en place les conditions permettant d'augmenter la vitesse de déplacement des ions. De plus, le fait que la valeur absolue de la profondeur d'accumulation dans les sols calcaires (Muschelkalk) soit plus élevée que dans les autres substrats, accentue la signification d'une mobilisation effective du  $^{137}\text{Cs}$  dans les horizons supérieurs.

De ces conclusions, il résulte que dans les sols possédant de faibles capacités d'échange et de faibles valeurs de pH, - développés sur le Buntsandstein moyen et dans les couches rouges du Permien entre des pH de 3,5 et 4 - la teneur en matière organique des centimètres supérieurs du sol joue un rôle important dans la fonction immobilisatrice du  $^{137}\text{Cs}$ . Une raison primordiale du comportement particulier du  $^{137}\text{Cs}$  en profondeur dans les substrats calcaires, semble reposer dans la forte liaison des radionucléides aux minéraux argileux, présents dans ces sols en fortes concentrations. Du fait des propriétés caractéristiques des sols riches en argile, le processus de lessivage, qui est parfois favorisé par l'accumulation de l'humus (complexe Argile - Humus), aboutit à une migration renforcée des particules porteuses du césium. Sur les stations de prélèvements possédant une couverture pédologique peu profonde (par exemple rendzine ou ranker) et à roche mère fortement fissurée, comme c'est fréquent souvent dans le Muschelkalk supérieur et en moindres proportions dans le Buntsandstein moyen, un transport des particules porteuses de césium dans le sous-sol ne peut

être exclu.

## Migrations latérales du $^{137}\text{Cs}$ en sols cultivés

Les dépôts contenant des particules de sol contaminées en  $^{137}\text{Cs}$  se produisent essentiellement par processus d'érosion de la surface du sol. Pour l'évaluation de l'étendue des processus de transport, trois sites de prélèvements ont été sélectionnés dans les unités géologiques les plus importantes de Sarre :

Lieu-dit Osterberg:	Muschelkalk inférieur
Unterfelsberg et Niederbexbach:	Buntsandstein moyen
Hofgut Imsbach:	couches rouges du Permien

La mesure de l'intensité de l'érosion a été estimée au moyen de la profondeur de pénétration du  $^{137}\text{Cs}$  sur des versants de pentes variables. Cette nouvelle approche permet - contrairement à celle de Quine & Walling(1991), méthode appliquée en Angleterre centrale et méridionale - d'éliminer les perturbations provoquées par les phases multiples des dépôts de  $^{137}\text{Cs}$  à travers la région Sarre-Lor-Lux. Cette approche consiste à comparer sur différents sites étalonnés la profondeur de pénétration du  $^{137}\text{Cs}$ . Des sites très peu influencés par l'érosion des sols et sans relief sont choisis comme référence. Les différentes profondeurs de pénétration de  $^{137}\text{Cs}$  au-dessous de l'horizon labouré donnent des indications sur la mesure de l'ablation du profil depuis son dépôt. Des dépôts plus récents ne sont pas gênants pour cette référence car la profondeur maximale d'accumulation est considérée ici par sa fonction temporelle. Le point de départ de la profondeur d'accumulation est donné par l'émission de  $^{137}\text{Cs}$  lors des explosions nucléaires atmosphériques il y a 40 ans. La surface de référence de la profondeur de dépôt est la limite inférieure de l'horizon labouré. En effet, l'utilisation de cet horizon a provoqué une homogénéisation du matériau et donc aussi une homogénéisation de la répartition du  $^{137}\text{Cs}$ . Afin de rechercher des dépôts en profondeur non influencés par l'érosion, des prélèvements ont été réalisés directement au voisinage des sites labourés dégradés ce qui permet, au sein même du domaine d'étude, une très bonne comparaison des relations pédologiques et des accumulations générales de  $^{137}\text{Cs}$ . Alors que sur les sites de prélèvement non inclinés,  $^{137}\text{Cs}$  est rencontré jusqu'à une profondeur de 15 à 20 cm en-dessous de l'horizon labouré, sur les sites dégradés par l'érosion  $^{137}\text{Cs}$  n'était en partie plus identifiable sous l'horizon-Ap. Du fait de prélèvements d'échantillons par incréments de 5 cm, on ne peut exprimer l'érosion annuelle des sols [ $\text{t ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ ] au cours des 40 dernières années uniquement par la construction de classes d'ablation, compte tenu des dépôts variables de  $^{137}\text{Cs}$  en profondeur. L'étendue d'une classe atteint, en acceptant une perte moyenne de densité pédologique de  $1,3 \text{ g/cm}^3$ , et une ablation étalée sur 40 ans, une érosion annuelle continue et moyenne d'environ  $16 \text{ t ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ . Afin de considérer également les pertes de sol  $< 16 \text{ t ha}^{-1}\text{an}^{-1}$  qui sont présentes entre 10 et 15 cm sous l'horizon labouré et qui ne peuvent pas être saisies par la technique du prélèvement d'échantillons, la classification doit être complétée par une classe supplé-



mentaire (classe 2). Bien que cette classe ne soit pas construite sur la base de relevés ponctuels, au moyen du calcul de moyenne sur toute la surface étudiée, elle livre une certaine information, compensant le cas échéant de très hauts taux d'érosion par de faibles taux (tableau 3).

#### Domaine d'étude d'Osterberg

L'aire d'étude, située sur la carte 9054 Blieskastel-Sud dans le calcaire inférieur, comprend majoritairement des labours. Les Cambisols limoneux occupent des pentes de 2 à 11°.

La dégradation des surfaces inclinées, contrairement aux sec-

teurs plats étudiés par ailleurs, montre de faibles teneurs en nutriments et une perte des capacités d'échange en cations, en raison de la faible teneur en matières organiques et en argile (figure 5). L'intensité de l'érosion a été calculée selon la méthode décrite ci-dessus pour chaque parcelle de culture (surfaces 1 à 6).

Les valeurs d'érosion de la classe 5 (> 48 t ha<sup>-1</sup>an<sup>-1</sup>) se trouvent sur la surface 1 ainsi que partiellement sur les secteurs convexes du versant des surfaces 4, 5 et 6 (figure 6). Comparés aux valeurs de références de 5,7 kBq/m<sup>2</sup> établies sur le niveau des prairies du domaine d'étude, les pourcentages de pertes en <sup>137</sup>Cs sont compris

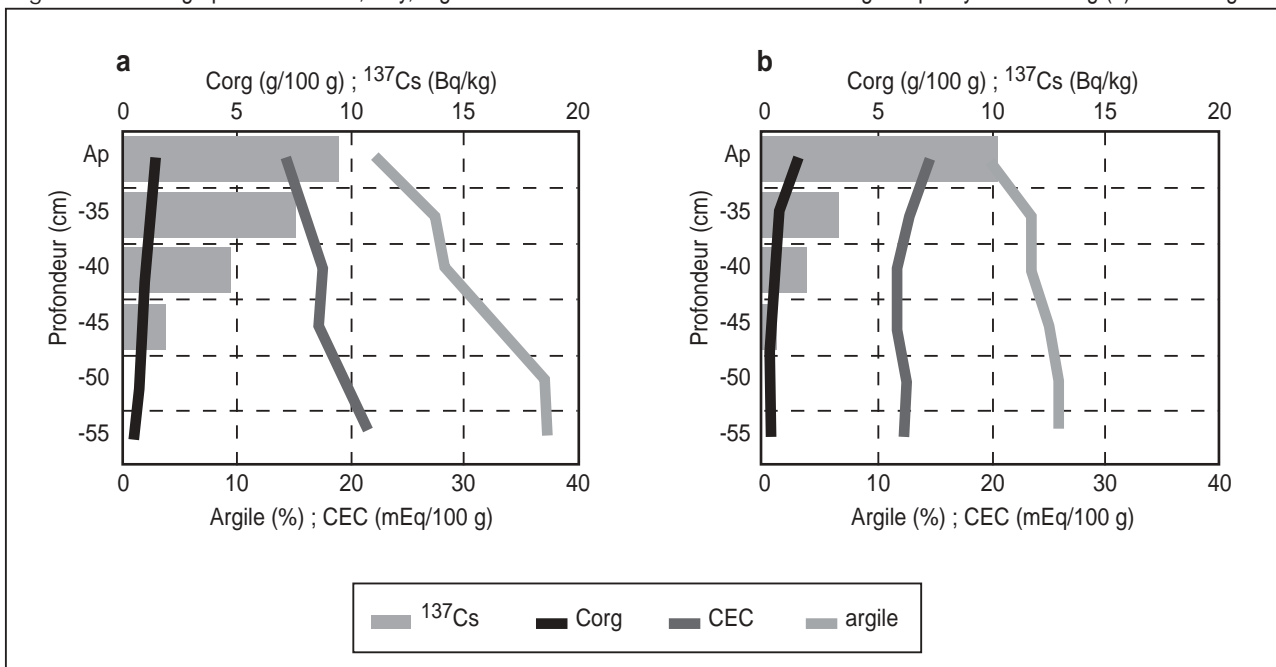
Tableau 3 - Classes d'érosion de sol à Osterberg d'après une méthode de calcul vertical (ponctuel).

Table 3 - Soil erosion classes using in Osterberg a vertical calculation method.

Classes	Classification Osterberg	Part sur le terrain d'étude de l'horizon labouré [cm]	Dépôt de <sup>137</sup> Cs au-dessous (arrondie) [t ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> ]	Érosion de sol
1	Pas d'érosion de sol	21 %	15	0
2	Faible érosion de sol	-	< 15 - > 10	> 0 - • 16
3	Forte érosion de sol	36 %	• 10 - > 5	> 16 - • 32
4	Très forte érosion de sol	7 %	• 5 - > 0	> 32 • 48
5	Erosion de sol extrême	36 %	0	> 48

Figure 5 - Profils moyens des teneurs en <sup>137</sup>Cs, en argile, en carbone organique et de la capacité d'échange de cations à Osterberg (a) et Bliesgau (b).

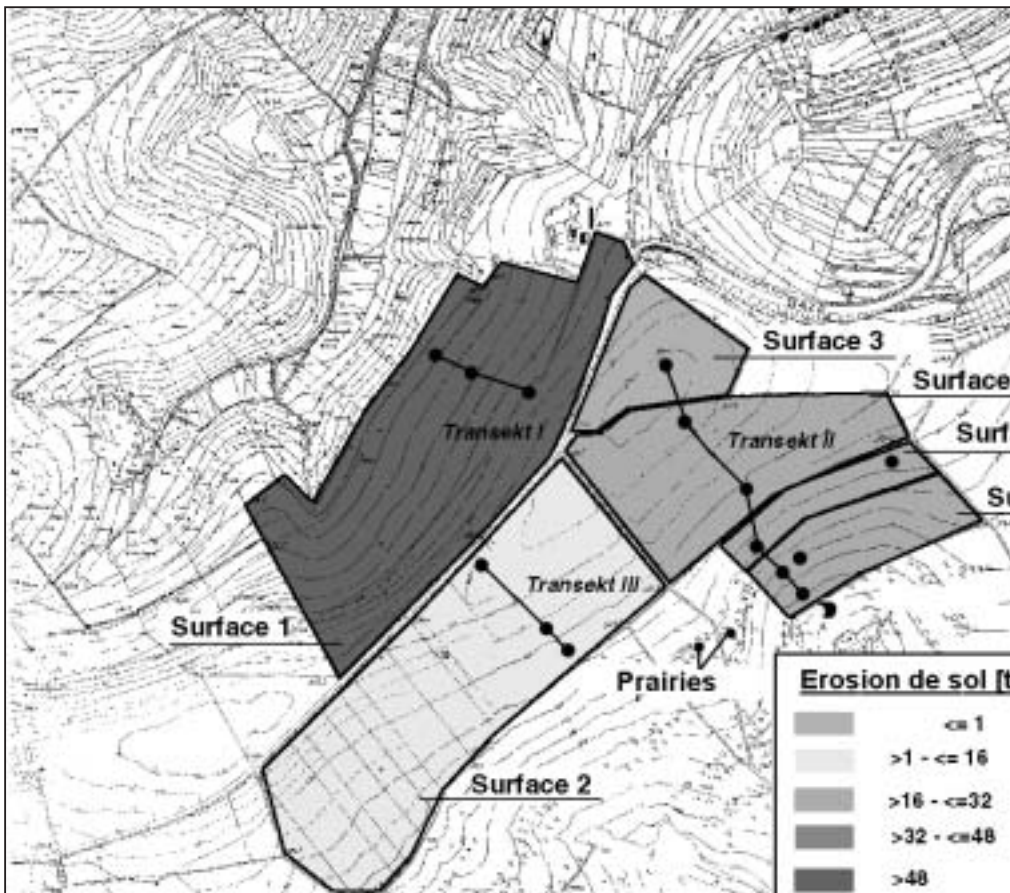
Figure 5 - Average profiles of <sup>137</sup>Cs, clay, organic carbon contents and of Cation Exchange Capacity in Osterberg (a) and Bliesgau



a) champs sans pente (n=2), b) champs en pente (n=12)

Figure 6 - Erosion moyenne de sol calculée à partir de la profondeur de pénétration du  $^{137}\text{Cs}$  sur le site de prélèvements d'Ostergerb.

Figure 6 - Soil average erosion calculated from the  $^{137}\text{Cs}$  penetration depth at the Osterberg sampling site.



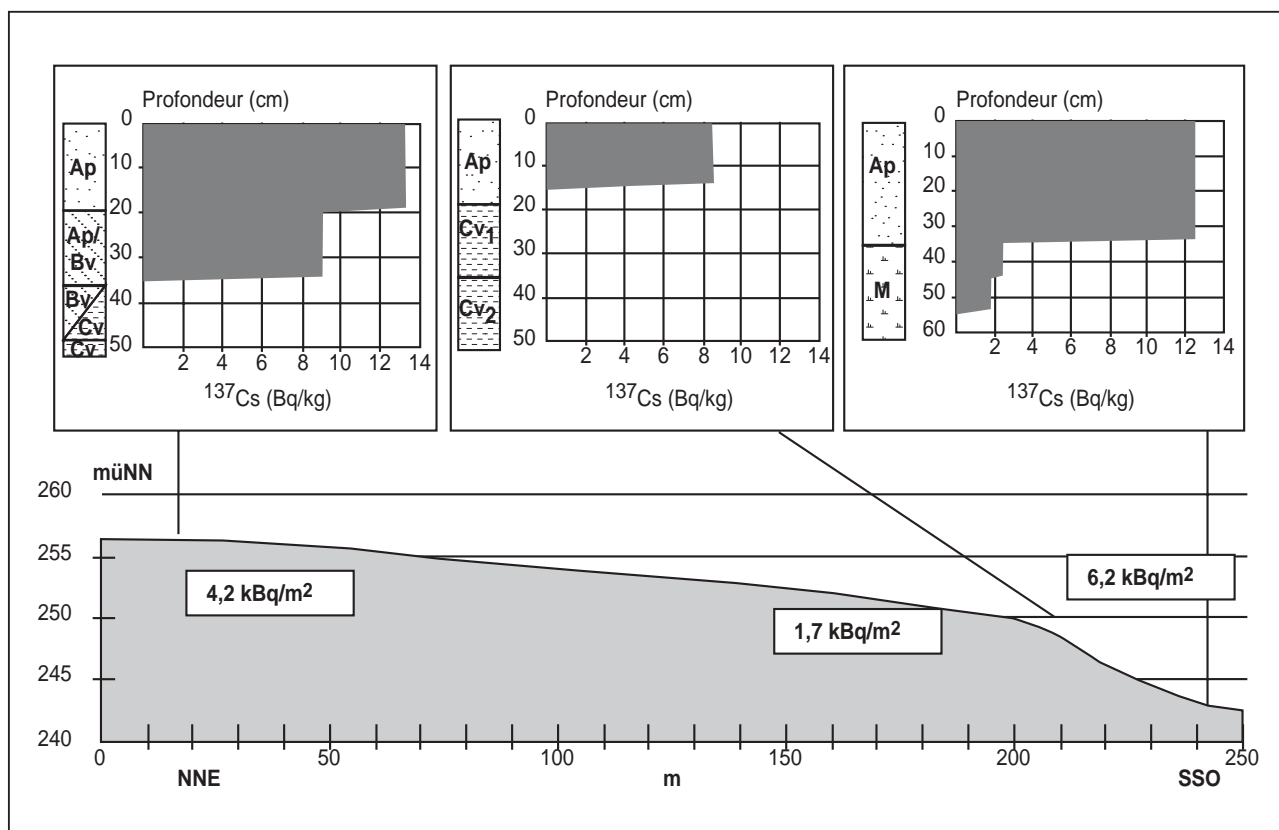
entre 24 et 37 % pour des pentes de  $8^\circ$  et  $11^\circ$ . Au-dessous de l'horizon labouré, le  $^{137}\text{Cs}$  n'est plus détectable.

A l'intérieur de la classe 3 (taux d'érosion de 16 à  $32 \text{ t ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ ) se dégagent de nombreux sites avec des pentes de  $4^\circ$  et  $9^\circ$ . La surface 2, qui n'apparaît qu'au pied des versants de moins de  $4^\circ$ , est caractérisée par une perte moyenne de  $5 \text{ t ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ . La surface 3 presque plane et peu érodée appartient à la classe 1.

#### Domaine d'étude dans le Buntsandstein moyen

Dans les substrats du Buntsandstein moyen, les sols bruns et les sols bruns-rankers sont développés sur les limites du lieu-dit Unterfelsberg. Le domaine d'étude, avec une pente comprise entre  $2^\circ$  et  $9^\circ$ , est presque exclusivement utilisé en labours. Seules quelques parcelles sont couvertes de prairies. Sur les terrains de faible pente ( $2\text{-}3^\circ$ ) apparaissent les restes fréquents d'horizon Bv de sols faiblement érodés. De même, les activités totales ( $\text{Bq/m}^2$ ) en

$^{137}\text{Cs}$  sur différentes positions du versant sont à peu près identiques aux autres sites étudiés. La profondeur de pénétration de l'isotope montre sur tous les sites étudiés une rétention sur 10 cm au-dessous de l'horizon labouré. Si l'on compare avec la profondeur de pénétration du  $^{137}\text{Cs}$  de 10 à 15 cm des sites non inclinés, on peut en déduire de faibles valeurs d'érosion. La situation est toute autre dans les domaines fortement pentus du site d'étude. Les analyses des photographies aériennes et les observations de terrain indiquent ici pour de nombreux sites des signes d'érosion des sols. La mesure de l'intensité de l'érosion des sols dans cette zone est obtenue par une comparaison avec des sites voisins en labours et prairies. La perte en  $^{137}\text{Cs}$ , par rapport à des positions de reliefs pédologiquement comparables ainsi que par rapport à des prairies peu inclinées, s'élève à environ 50 %. La comparaison de la profondeur de pénétration du  $^{137}\text{Cs}$  sur des sites de labours de pentes variables traduit des valeurs d'ablation du sol de 5 à 10 cm et plus, ce qui per-

Figure 7 - Distribution de  $^{137}\text{Cs}$  sur une surface labourée le long d'un transect pédologique à Niederbexbach (Bunrtsandstein moyen).

met d'évaluer en moyenne une érosion de  $16$  à  $48 \text{ t ha}^{-1}\text{an}^{-1}$  pour les 40 dernières années (classes 3 et 4) (figure 7).

#### Domaine d'étude Hofgut Imsbach

Les surfaces agricoles de Hofgut Imsbach à Tholey, dans le nord de la Sarre, reposent pour l'essentiel sur des substrats de Rotliegendes (couches rouges du Permien). Au cours des années 1994-1997 l'Institut de Géographie de l'Université de la Sarre a mis en place dans cette zone une station de mesure de l'érosion dans le cadre de l'observation pédologique en continu (Boden-Dauerbeobachtungsflächen - BDF) (Kubiniok 1997a). L'étude des parcelles labourées de Hofgut permet ainsi de vérifier, au moyen de la profondeur de pénétration du  $^{137}\text{Cs}$ , les valeurs de l'érosion avec l'aide des constatations empiriques de terrain.

Les teneurs en  $^{137}\text{Cs}$  et la profondeur de pénétration de l'isotope ont pu être obtenues sur trois profils pédologiques (terre brune sableuse, profondeur de développement moyenne), parallèlement aux stations de mesure d'érosion inclinées à  $9^\circ$ , pour des situations topographiques comparables. Trois sites non inclinés cultivés et sur substrat sableux ont servi de surface de référence. Le dépôt global de  $^{137}\text{Cs}$  sur ces sites oscille entre  $4,8$  et  $6,3 \text{ kBq/m}^2$ , où les plus

faibles valeurs apparaissent sur les versants convexes et les plus fortes sur les parties sans dénivelés. La profondeur de rétention du  $^{137}\text{Cs}$  au-dessous de l'horizon Ap (horizon labouré) atteint  $10$  à  $20 \text{ cm}$  sur les sites sans dénivellation, alors que dans les profils mesurés dans les parcelles voisines, elle ne dépasse pas  $5 \text{ cm}$ . Partant d'un dépôt originel uniforme de  $^{137}\text{Cs}$ , il apparaît, pour les secteurs sur versant de la station de prélèvement, une érosion des sols de  $5$  à  $15 \text{ cm}$  en 40 ans. Cela permet d'estimer une érosion des sols de  $16$  à  $48 \text{ t ha}^{-1}\text{an}^{-1}$  (classes 3 et 4).

A l'aide des données de trois années de recherches empiriques réalisées sur ce versant au moyen des facteurs de l'équation globale de perte des sols (Allgemeine Bodenabtragsgleichung - ABAG) (Schwertmann et al., 1987), on atteint pour une surface en assolement maïs/céréales une valeur de perte de  $20$ - $23 \text{ t ha}^{-1}\text{an}^{-1}$  (Barth & Kubiniok, 1998). Cette valeur est située à l'extrémité inférieure de la fourchette atteinte par la méthode du  $^{137}\text{Cs}$ . Cela peut s'expliquer entre autres par le fait qu'au long des  $10 \text{ m}$  de mesure de la parcelle, l'expression de l'érosion linéaire n'a pas été saisie dans sa totalité. Des relevés à proximité directe de la station confortent cette hypothèse. L'analyse détaillée d'un champ labouré de  $35 \text{ m}$  de long et  $20 \text{ m}$  de large sur une parcelle voisine de la parcelle mesurée a

livré des taux de perte de plus de  $50 \text{ t ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ .

En résumé, il apparaît que la détermination du stockage latéral des particules de sol marquées par la profondeur de pénétration du  $^{137}\text{Cs}$  permet une évaluation quantitative de l'érosion des sols. Particulièrement par l'échantillonnage tous les 5 centimètres, on obtient, dans l'hypothèse d'une densité moyenne du sol de  $1,3 \text{ g/cm}^3$ , une évaluation organisée en classes d'amplitude de  $16 \text{ t ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ . Les surfaces de référence sont une source d'incertitude. Ainsi qu'il est clairement montré par quelques exemples, même sur topographies planes, on observe une perturbation partielle de la profondeur de pénétration du fait d'une légère ablation des profils. Cela conduit à une sous-évaluation de la dégradation des sols. Malgré ces limites, on peut avancer que dans les terrains étudiés fortement inclinés ( $>7^\circ\text{-}9^\circ$ ) et labourés, d'importants processus d'accumulation et d'érosion des sols sont probables. Ceux-ci représentent au moins  $20 \text{ t ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ , largement au-dessus des taux de renouvellement estimés à  $0,1 \text{ t ha}^{-1}\text{an}^{-1}$  jusqu'à un maximum de  $1,6 \text{ t ha}^{-1}\text{an}^{-1}$  (Scheffer et Schachtschabel, 1992). Une exploitation des sols en labours, sur ces versants, n'est donc pas adaptée.

## CONCLUSION : LES ZONES DE DÉPÔT DU $^{137}\text{CS}$

Les résultats présentés permettent une extrapolation approximative des tendances latérales et verticales de dépôt du  $^{137}\text{Cs}$  en considérant les conditions pédologiques et l'histoire de l'utilisation des sols sur le territoire de la Sarre. Les lieux de dépôt de  $^{137}\text{Cs}$  mobilisé restent en grande partie mal connus. Pour tenter de l'expliquer, il n'existe que quelques indices. L'analyse des colluvions en pied de versant de sites labourés érodés donne des profondeurs de pénétration éloignées de celles décrites jusque-là. Le  $^{137}\text{Cs}$  peut être retrouvé jusqu'à une profondeur de 80 cm. La relation avec le matériel pédologique stocké est évidente. Un type possible de zone de dépôt de  $^{137}\text{Cs}$  se dessine ici. Dans de nombreux cas, seule une partie du matériel parvient cependant à se déposer directement en pied de versant. Le lieu de dépôt du  $^{137}\text{Cs}$  et sa liaison avec le reste des sédiments ne sont pas définis précisément. Des recherches sur des dépôts de bras secondaires de la Kinzig (Fischer, 1997), de la Sarre (Braun, 1998) et du Rhin supérieur (Kubiniok, 1997b) montrent un autre type de zones de dépôts. Ainsi ont pu être déterminés des dépôts pouvant aller jusqu'à 3 m dans certains cas d'alluvionnement de bras de la Sarre à Wallerfangen, où les concentrations de  $^{137}\text{Cs}$  sont jusqu'à 50 fois supérieures à celles rencontrées dans les sols. Cela démontre que la contamination à l'origine plus ou moins homogène de la surface des sols est fortement modifiée par les processus géomorphologiques qui mènent à l'enrichissement de certains secteurs, dans lesquels la teneur en  $^{137}\text{Cs}$  est largement au-dessus des valeurs de dépôt originelles. De ce fait, les zones d'expansion des crues des cours d'eau et plus particulièrement les zones d'eaux calmes, favorables aux dépôts (par exemple bras morts, frayères, bassins de barrage, tronçons canalisés) sont par-

ticulièrement significatives.

## REMERCIEMENTS

Nous remercions M. Helmut Lehnen, (Ingénieur diplômé au Radioaktivitätsmessstelle des Saarlandes) pour son aide bienveillante et ses conseils lors de la mesure des échantillons. Toute notre reconnaissance également au Dr. Helmut Lohman (Forstplanungsanstalt des Saarlandes) ainsi qu'à ses collaborateurs, qui ont été d'une aide précieuse et qui ont énormément simplifié le travail dans les sites forestiers sarrois en assurant le creusement des profils nous permettant ainsi de mener de façon efficace les échantillonnages.

## BIBLIOGRAPHIE

- Barth, B., et Kubiniok J., 1998 - Soil degradation and GIS-based soil erosion prediction in south-western Germany (Saarland). In: Proceedings of the World Congress of Soil Science, 20.8. - 26.8.98, Montpellier, France (Scientific registration n° 511, Symposium n° 31)
- BfS (BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ), 1993 - Daten zur Umgebungs- und Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 1990 bis 1992. ISH-Berichte ISSN0937-4558
- Bonka H., 1991 - In der Bundesrepublik Deutschland durch den Unfall in Tschernobyl abgelagerte Cs-134- und Cs-137-Aktivität. Strahlenschutz für Mensch und Umwelt. Verlag TÜV-Rheinld. 1991, S. 265-276
- Braun F., 1998 - Schadstoffe in subhydrischen Böden. Unveröffentlichte Diplomarbeit an der Universität des Saarlandes, Fachrichtung Physische Geographie, Saarbrücken
- Bunzl K., 1986 - Künstliche Radioaktivität in Luft, Niederschlag und Boden. Mensch und Umwelt 1986 Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung München, S. 29-38
- Cousen G., 1991 - Radioaktivitätsverteilung im Boden und in Nadeln zweier Fichtenbestände in Nordrhein-Westfalen. In: Forst und Holz, Nr. 2, S. 33-36
- Fisher R., 1997 - Einsatzmöglichkeiten historischer und bodenkundlicher Daten für die Fließgewässer-Renaturierungsplanung, dargestellt am Beispiel des Kinzig-Einzugsgebietes. Unveröffentlichte Diplomarbeit an der Universität des Saarlandes, Fachrichtung Physische Geographie, Saarbrücken
- Helper I.K., Miller K.M., 1988 - Calibration factors for Ge-Detectors used for field spectrometry. In: Health Physics, Vol. 55, S. 15-29
- Kastenholz U., 1999 - Deszendente und laterale Verlagerung von Cäsium-137 in Böden des Saarlandes. Dissertation. Universität des Saarlandes. Saarbrücken
- Kubiniok J., 1997a - Bodendauerbeobachtungsflächen Saarland. Bodenerosionsmeßstation Hofgut Imsbach. Unveröffentlichter Projektbericht über den Meßzeitraum Mai 1994 bis Mai 1997.
- Kubiniok J., 1997b - Pflege und Entwicklung der Auengewässer des Oberrheins - Projektabschnitt Verlandungsdynamik. Unveröffentlichter Projektbericht. Saarbrücken.
- Litz N., Tietz B., (1987 - Das Verhalten von natürlichen und künstlichen Radionukliden im Boden als Teil von Ökosystemen. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin, Nr. 46, 84 S., Berlin
- Martin M., 1999 - Private Mitteilung, Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Saarbrücken

MINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT DES SAARLANDES (Hrsg.) (1986 - Waldbaurichtlinien für die Bewirtschaftung des Staatswaldes im Saarland (WBRL SAAR 86). 1. Teil: Standortsökologische Grundlagen. 118 S. Saarbrücken

Nies H., Hermann J., Obrikat D., 1998 - Die Ableitungen aus den Wiederaufbereitungsanlagen La Hague und Sellafield der letzten Jahre

und die daraus folgenden Konzentrationen an Radionukliden in der Nordsee und angrenzenden Meeresgebieten. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg. - 10. Fachgespräch. Überwachung der Umweltradioaktivität. 28.-30. April 1998. S. 377ff

Quine T.A., Walling D.E., (1991 - Rates of soil erosion on arable fields in Britain: Quantitative data from caesium-137 measurements. In: Soil use and mana-