

## 20 RADIOÖKOLOGIE

### Kurzfassung

Die Exposition von Mensch und Umwelt mit ionisierender Strahlung wird von natürlichen und aus zivilisatorischen Aktivitäten stammenden radioaktiven Quellen verursacht. Die natürliche Exposition stammt von kosmischer und terrestrischer Strahlung, sowie von der Aufnahme natürlicher radioaktiver Stoffe in den Körper mit der Nahrung oder der Atemluft. Den größten Beitrag zu natürlicher Dosis, die im Mittel in Österreich etwa 3.2 mSv pro Jahr und EinwohnerIn beträgt (BMLFUW & BMSG, 2000), leisten mit im Durchschnitt etwas mehr als der Hälfte das radioaktive Edelgas **Radon** (vor allem das Isotop  $^{222}\text{Rn}$  aus der  $^{238}\text{U}$ -Zerfallsreihe, in zweiter Linie  $^{220}\text{Rn}$  aus der  $^{232}\text{Th}$ -Reihe) und seine Folgeprodukte. Die Radonexposition kann örtlich und zeitlich sehr stark schwanken. Einflussfaktoren sind die Bauweise von Häusern (da Radon in Innenräumen den Hauptbeitrag liefert: Isolation gegen den Untergrund, Lüftungsverhältnisse), Klima (Luftdruck) und der geologische Untergrund (Urangehalt, Permeabilität für Radon).

Die andere knappe Hälfte der Strahlenexposition, etwa 1,4 mSv/Jahr, stammt aus zivilisatorischen Quellen, davon wieder ca. 1,3 mSv aus der Anwendung ionisierender Strahlung und radioaktiver Stoffe in der Medizin, insbesondere in der Röntgendiagnostik. Der Rest ist auf den Betrieb kerntechnischer Anlagen, Anwendungen in Forschung und Technik und auf die Reste des Fallouts der atmosphärischen Atombombentests vor allem der 50er und 60er Jahre, sowie auf den Unfall von Tschernobyl (26.4.1986) zurückzuführen.

In Österreich gibt es keine Atomkraftwerke, deren Betrieb zur Strahlenexposition beitragen könnte und die Öffentlichkeit steht dieser Art der Stromerzeugung im Allgemeinen sehr kritisch gegenüber. Bekannt werdende Probleme und Störfälle in kerntechnischen Anlagen werden demgemäß aufmerksam verfolgt.

Der **Reaktorunfall von Tschernobyl** hat in einigen Gebieten Österreichs im internationalen Vergleich hohe radioaktive Kontaminationen verursacht. Es handelt sich dabei um jene Gegenden, in denen es während des Durchzugs der kontaminierten Luftmassen (Ende April/Anfang Mai 1986) starke Niederschläge gegeben hat.

In den folgenden Jahren haben Messungen von Lebensmitteln und radioökologische Untersuchungen gezeigt, dass – im Gegensatz zu Agrarprodukten – in Waldprodukten wie Wild, Pilzen und Beeren auch Jahre nach der Deposition hohe Aktivitätskonzentrationen von Radiocäsium auftreten können (UMWELT-BUNDESAMT, 2000).

### 20.1 Radioaktivität in Österreich

#### 20.1.1 Messnetze und Kontrolle

Zur großräumigen Überwachung der Strahlung in Österreich wird vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft ein Strahlenfrühwarnsystem betrieben. Dabei wird an 336 Messpunkten ständig die Gammadosisleistung registriert und an einigen Orten darüber hinaus die Radioaktivität in der Luft nuklidspezifisch bestimmt. Außerdem wird der Radionuklidgehalt in Luft, Niederschlag, Oberflächenwasser usw. mit regelmäßiger Probenahme und Untersuchungen im Labor überwacht. Dazu kommt die Überwachung der Lebensmittel durch das BMSG.

Die Ergebnisse dieser Überwachung sowie der Kontrolle der Forschungsreaktoren in Österreich ist den Berichten des BMLFUW-Sektion 1U und des BMSG-Sektion IX zu entnehmen.

## 20.1.2 Cäsiumbelastung des Bodens

Das Umweltbundesamt hat die Cäsiumbelastung der Böden Österreichs zusammengestellt und als Monographie publiziert (UMWELTBUNDESAMT, 1996). In ihr wurde die Kontamination Österreichs und ausgewählter Regionen mit  $^{137}\text{Cs}$  aus dem Fallout von Tschernobyl und der atmosphärischen Atombombentests der 50er und 60er Jahre in Form von Karten dargestellt und die statistische Interpretation der Daten diskutiert. Die Cs-Karte ist auch im Internet unter <http://www.ubavie.gv.at/publikationen/mono/m60z.htm> verfügbar. Für den vorliegenden Umweltkontrollbericht wurde die Karte mit neu gemessenen Werten ergänzt, allfällige Veränderungen des Gesamtbildes werden diskutiert.

### 20.1.2.1 Aktualisierte Cäsium-Bodenkarte

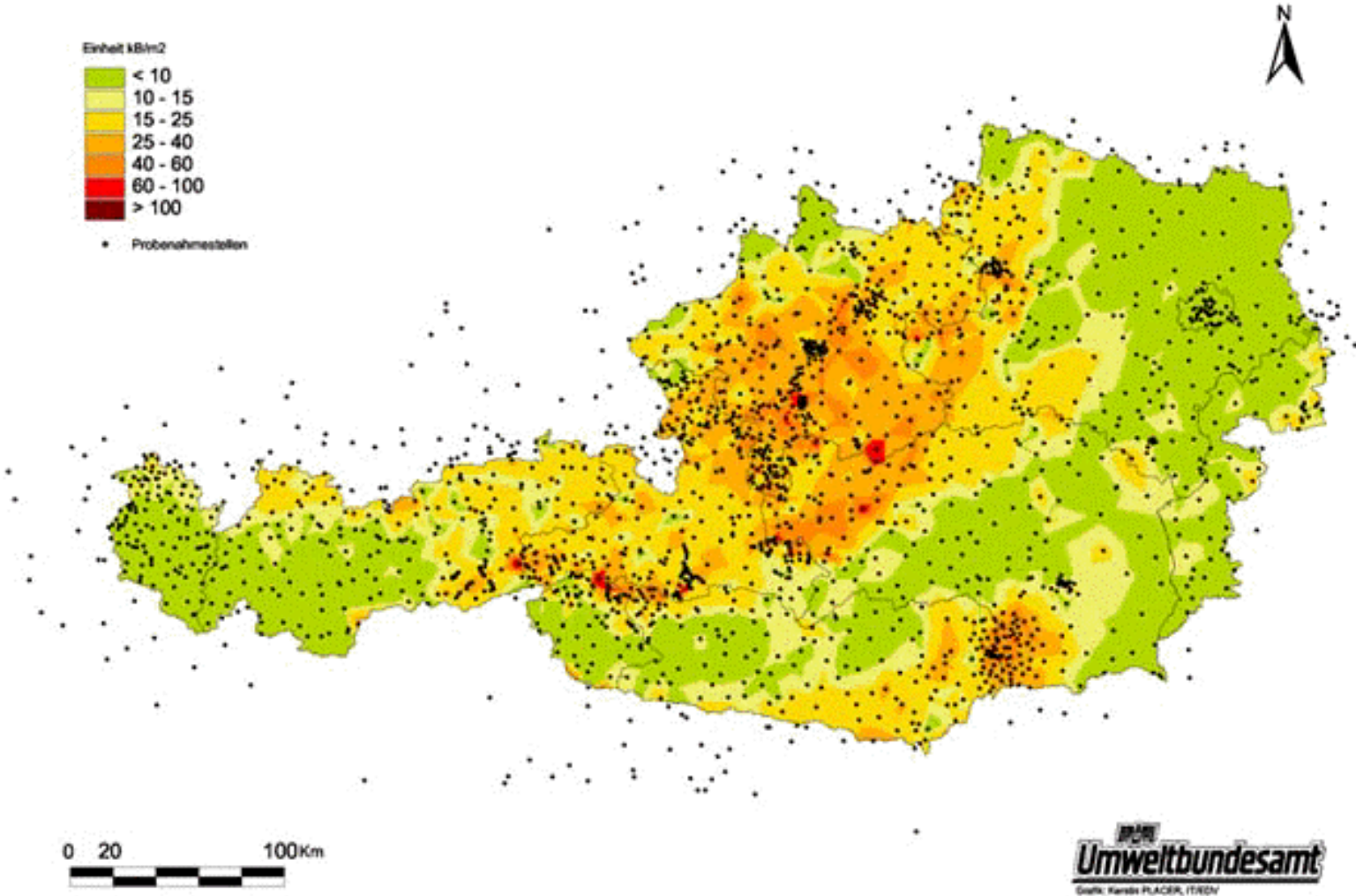
Die neu gemessenen Depositionswerte stammen vor allem aus dem Salzkammergut, der Umgebung von Lambach und dem Gasteiner Tal. Die meisten Messungen wurden im Rahmen verschiedener radioökologischer Projekte durchgeführt, an denen das Umweltbundesamt beteiligt war bzw. ist. Weitere Daten stammen aus der Steiermark, aus Niederösterreich, dem Innviertel und dem Burgenland. Alle österreichischen Institutionen, von denen bekannt ist, dass sie gammaspektrometrische Umweltmessungen durchführen, wurden kontaktiert. Die BALUF Wien (jetzt: Labor für Strahlenschutz im BFL des BMLFUW), die Universität Salzburg und das Institut für Risikoforschung (IRF) der Universität Wien haben in den letzten Jahren solche Messungen durchgeführt. Ältere, bisher aber noch nicht verwendete Werte wurden von der TU Graz zur Verfügung gestellt.

Insgesamt konnten 96 neue Messwerte in die Cs-Datenbank integriert werden. Diese Daten passen gut in das bereits bekannte Kontaminationsbild, was ein Hinweis darauf ist, dass trotz aller lokalen und regionalen Variabilität die räumliche Gestalt dieser Verteilung mit den mehr als 2.000 Werten der Cäsiumbodenkarte im Wesentlichen gut erfasst ist.

Optische Unterschiede zwischen der auf dem aktualisierten Datensatz beruhenden, neuen Cäsiumkarte (vgl. Abb. 1) und der bisherigen sind größtenteils Ergebnis des Interpolationsverfahrens, mit dem die Punktdaten der Bodenmessungen in eine Flächendarstellung umgewandelt wurden. Die sich daraus ergebenden Isolinien sind statistische, aus Messwerten rechnerisch ermittelte Größen, also „Schätzungen“ einer „realen Situation“. Durch die ungleichmäßige Verteilung der Messpunkte und die messtechnisch unvermeidlichen Unsicherheiten der Messwerte ergibt sich eine mathematisch sehr komplexe Situation. Daraus kann sich ein etwas unterschiedlicher geographischer Verlauf einer Isolinie ergeben.

Abb. 1: Bodenbelastung durch Cäsium-137 im Jahr 2000.

# Bodenbelastung durch Cäsium-137 im Jahr 2000



### 20.1.2.2 Verteilungsmuster des radioaktiven Fallouts

Eine auffällige Eigenschaft der Verteilung des Cäsium-Fallouts ist seine Erscheinung als „Fleckerlteppich“, d. h. Zonen niedriger Belastung sind unterbrochen von solchen höherer Cäsium-Deposition und umgekehrt. Diese Eigenschaft lässt sich in jedem Maßstab beobachten: Das Kontaminationsbild Österreichs zeigt die gleiche „fleckige“ Struktur wie die jedes Bundeslandes, Bezirkes oder auch jeder kleinen Fläche von wenigen Quadratmetern. Dieses Phänomen der fraktalen Struktur hat zur Folge, dass die Vorhersage der Kontamination an einem bestimmten, nicht gemessenen Punkt, etwa als Mittelwert von Messwerten aus der Umgebung, sehr schwierig ist. Solche komplizierten, fraktalen Muster kommen in der Natur häufig vor und sind in den letzten Jahren zunehmend zum Gegenstand der Forschung geworden. Die Ursache der so auffälligen fraktalen Organisation der Natur ist vielleicht Folge der im mathematischen Sinn „chaotischen“ Interaktion vieler Variabler, deren Ergebnis das beobachtete makroskopische Verhalten ist.

Wenn nun auch die räumliche Verteilung des Cäsium-Fallouts mit den vorhandenen Daten im Großen und Ganzen gut erfasst ist, so sind wegen der fraktalen Gestalt des Fallouts „Überraschungen“ – etwa in Form kleinräumiger, bisher unentdeckter Extrema – nicht auszuschließen. Angesichts der geringen radiologischen Bedeutung solcher kleinen Flecken höherer Belastung scheint der hohe Aufwand einer flächendeckenden Erfassung wirtschaftlich nicht vertretbar. Das bisher bekannte österreichische Maximum beispielsweise, gelegen an einem Hang des Traunsteinmassivs südlich von Gmunden, liegt in einer Gegend ohne Siedlungen, in die vermutlich nur Jäger, Waldarbeiter und gelegentlich Wanderer gelangen (für sie besteht keine Gefahr). Die Größe dieser Zone (die selbst nicht homogen zu sein scheint, sondern eben fraktal) mit einer  $^{137}\text{Cs}$ -Belastung von über  $150 \text{ kBq/m}^2$  dürfte ein paar Hektar kaum überschreiten, und sie wurde nur entdeckt, weil in diesem Gebiet Anfang der 90er Jahre besonders dicht Proben genommen wurden. Aus den bisherigen Erfahrungen kann als praktisch sicher angenommen werden, dass es in Österreich – wenn auch kleine – Flecken noch höherer Belastung gibt. Der Versuch, die Wahrscheinlichkeit dafür zu berechnen, ist Gegenstand eines laufenden Projektes des Umweltbundesamtes (vgl. Kap. 20.1.5), in dem unter anderem die kleinräumige Variabilität einer Fläche im Gebirge untersucht werden soll. Es ist zu erwarten, dass die dabei gewonnenen Erkenntnisse weiteren Einblick in das interessante und bisher noch viel zu wenig erforschte Phänomen der fraktalen Fallout-Verteilung geben werden.

### 20.1.2.3 Tiefenprofil der Radionuklide

Der auf der Oberfläche des Bodens abgelagerte Fallout wandert mit der Zeit in die Tiefe. Ursache dafür ist der Transport mit dem nach unten sickern Regenwasser und der Diffusion der Cäsium-Ionen in der Bodenlösung, aber auch die Aktivität von Bodenlebewesen und mikrobieller Prozesse.

Der Versickerungsprozess kann mit einem einfachen physikalischen Modell für ungestörte Wiesenböden und den mineralischen Anteil von Waldböden, nicht aber für Äcker oder für die Humusaufgabe von Waldböden gut beschrieben werden.

Auf einer Wiesenfläche im Waldviertel wurden im Rahmen von Projekten des Umweltbundesamtes seit 1987 – also ein Jahr nach Tschernobyl beginnend – immer wieder Bodenproben genommen und die Tiefenverteilung des Cäsiums gemessen. Abbildung 2 zeigt die mit dem Modell interpolierten Messwerte der volumetrischen Aktivitätskonzentration ( $\text{Bq/cm}^3$ ) von Cäsium-134 für drei Profile, genommen 1987, 1989 und 1998. Es wird hier Cäsium-134 dargestellt, da es als Tracer für den Tschernobylfallout gilt. Cäsium-137 ist hingegen immer ein Gemisch von Tschernobyl- und globalem Fallout. Damit die Cäsium-Profile zu verschiedenen Zeitpunkten vergleichbar sind, wird die Radioaktivität rechnerisch jeweils auf den 1. Mai 1986 bezogen, sodass die Fläche unter den Kurven immer gleich der Größe der ursprünglichen Deposition ist.

Es ist deutlich zu erkennen, wie sich das Maximum der Cäsium-Konzentration mit der Zeit immer tiefer verlagert. Ist es 1987 noch knapp an der Bodenoberfläche gelegen, befindet es sich elf Jahre später bereits etwa 4 cm tief.

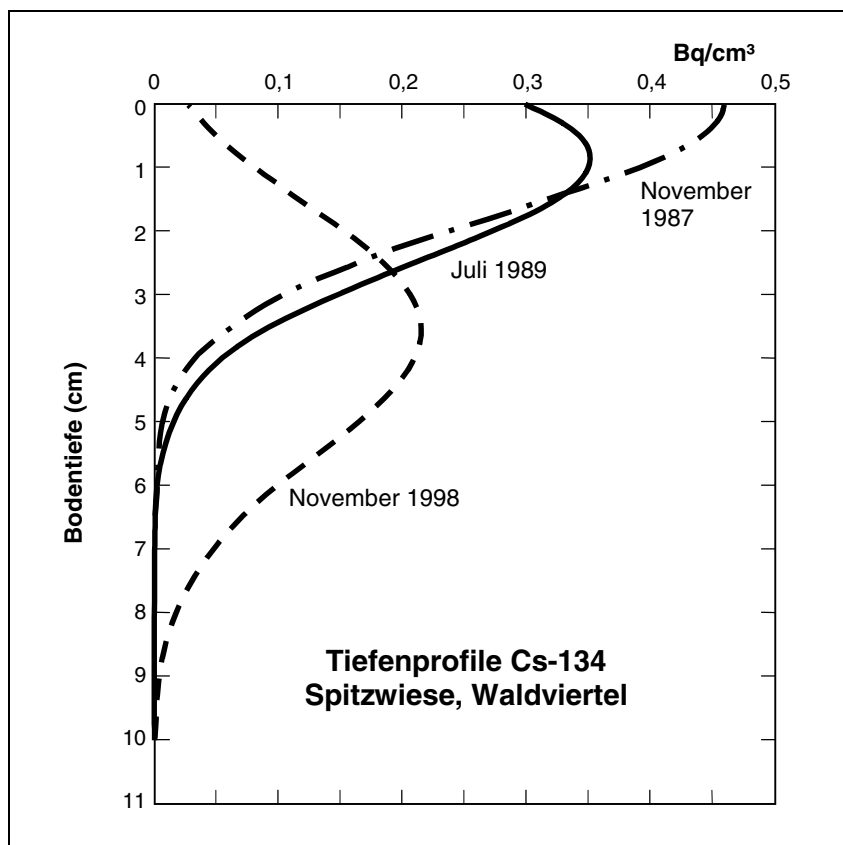


Abb. 2:  
Verteilung des Tschernobyl-  
Cäsium-134 im Boden einer  
Wiese im Waldviertel in  
Abhängigkeit von der Zeit nach  
dem Fallout (Anfang Mai 1986).

Als Mittel über alle Böden Österreichs kann mit einer Verlagerungsgeschwindigkeit des Maximums der Cäsium-Konzentration von ungefähr drei Millimetern pro Jahr gerechnet werden; die Schwankung ist allerdings entsprechend der großen Vielfalt von Bodentypen mit entsprechend verschiedenen physikalischen und chemischen Eigenschaften sehr groß.

Die Verlagerung des Cäsiums führt dazu, dass sich auch sein Anteil in der biologisch aktiven oberen Bodenschicht mit der Zeit verändert. In Abbildung 3 sind die Anteile des Cäsiums im obersten Zentimeter und in den obersten 10 cm eines „durchschnittlichen“ österreichischen Bodens dargestellt.

In den ersten zehn Jahren befindet sich demnach praktisch das gesamte Cäsium innerhalb der obersten 10 cm des Bodens, 20 Jahre nach dem Fallout sind es immer noch 80 % und erst nach ungefähr 40 Jahren fällt der Anteil auf 20 %. Dagegen befindet sich bis ungefähr zwei Jahre nach dem Fallout die Hälfte des Cäsiums im obersten Zentimeter des Bodens, nach 10 Jahren aber nur noch ca. 5 % und nach 40 Jahren ist der Anteil verschwindend.

Diese Graphik beschreibt einen „durchschnittlichen“ Boden. Insbesondere in Almböden wandert das Cäsium oft viel langsamer, in einer Studie des Umweltbundesamtes bei Gastein (vgl. Kap. 20.1.5) wurde eine Sickergeschwindigkeit von rund 1 mm pro Jahr gefunden. Dies hat zur Folge, dass in solchen Böden auch heute noch fast das gesamte Cäsium sehr nahe der Bodenoberfläche liegt.

Andere Radionuklide können ein völlig anderes Migrationsverhalten im Boden zeigen. Strontium-90, chemisch dem Kalzium ähnlich, im Tschernobyl-Fallout nur in sehr geringen Mengen vorhanden, wandert im Boden i. a. viel schneller in die Tiefe als Cäsium, das chemisch dem Kalium ähnlich ist und dadurch in Tonmineralen gebunden wird.

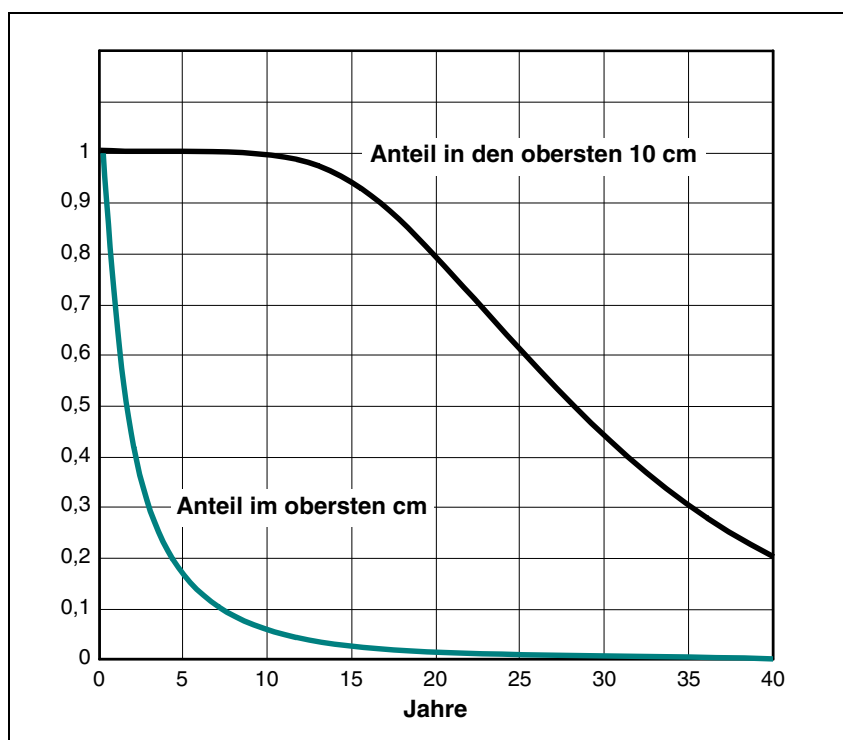


Abb. 3:  
Anteil des Tschernobyl-Cäsium-134 im obersten cm bzw. in den obersten 10 cm des Bodens am Gesamtinventar, in Abhängigkeit von der Zeit nach dem Fallout.

#### 20.1.2.4 Plutonium und Americium im Boden

Während  $^{137}\text{Cs}$  in Umweltproben sehr einfach mittels Gammaskpektrometrie bestimmt werden kann, ist die Bestimmung von Alpha- und Betastrahlern aufwendig, weil der eigentlichen Messung ein Aufschließungsprozess vorangeht. Trotzdem werden in Österreich solche Untersuchungen laufend durchgeführt, vor allem vom Institut für Anorganische Chemie der Universität Wien, dem Institut für Physik und Biophysik der Universität Salzburg sowie am Forschungszentrum von Seibersdorf und Arsenal.

Von Plutonium (Element 94) werden in Umweltproben die Isotope 238, 239, 240 und 241 gefunden (Halbwertszeiten 87,7; 24.100; 6.564 und 14,4 Jahre), von Americium (Element 95), das Isotop  $^{241}\text{Am}$  (432 Jahre HWZ), ein Zerfallsprodukt von  $^{241}\text{Pu}$ . Die Herkunft dieser Radionuklide ist

- der sogenannte globale Fallout der oberirdischen Atombombenversuche der 50er und 60er Jahre und, im Fall des  $^{238}\text{Pu}$ , auch ein 1966 in der oberen Atmosphäre verglühter, nuklear betriebener US-Satellit;
- der Unfall von Tschernobyl 1986.

Die im Boden gefundenen Pu- und Am-Aktivitätskonzentrationen liegen weit unter denen des  $^{137}\text{Cs}$  und stellen kein radiologisches Problem dar. Weil die Aktivitätsverhältnisse der Pu-Isotope in den verschiedenen Arten des Fallouts gut bekannt sind, kann rechnerisch ermittelt werden, welcher Teil des gefundenen Pu welcher Quelle zuzuordnen ist. Der überwiegende Teil des in Österreich zu findenden Pu und Am stammt demnach aus dem globalen Fallout, ein Beitrag von Tschernobyl ist vorhanden, aber i. a. sehr gering.

Weitere, in der Natur praktisch nicht vorkommende langlebige, alphastrahlende Transuran-Elemente, Isotope von Neptunium (Element 93) und Curium (Element 96), sind sowohl im globalen wie im Tschernobyl-Fallout in äußerst geringen Mengen zu finden. Diese Elemente entstehen bei der Kernspaltung durch Neutroneneinfang aus Uran (Element 92).

### 20.1.3 Wechselwirkung zwischen Boden und Hydrosphäre

Der Ausgangspunkt eines zwischen 1996 und 1998 durchgeführten Projektes „Wechselwirkung zwischen Radiocäsium-Bodenkontamination und Hydrosphäre“ war die Beobachtung, dass nach Tschernobyl im Klärschlamm lokal relativ hohe  $^{137}\text{Cs}$ -Konzentrationen auftraten. Da fermentierter Klärschlamm als Dünger in der Landwirtschaft verwendet wird, stellt sich die Frage, ob dadurch in unvertretbarem Ausmaß Radiocäsium in landwirtschaftliche Produkte gelangen kann.

Das Projekt wurde in Zusammenarbeit gemeinsam mit der OÖ Landesregierung, den Forschungszentren Seibersdorf und Arsenal, der Universität Salzburg und der BALUF Wien durchgeführt. Im Detail untersucht wurde die Kläranlage Lambach. Es zeigte sich, dass das  $^{137}\text{Cs}$  durch kontaminierte Bodenpartikel in die Kläranlage gelangt, die durch Erosion bei Regen von Wiesen-, Wald- und Ackerflächen abgetragen werden und mit dem abfließenden Regenwasser in die Kläranlage gelangen.

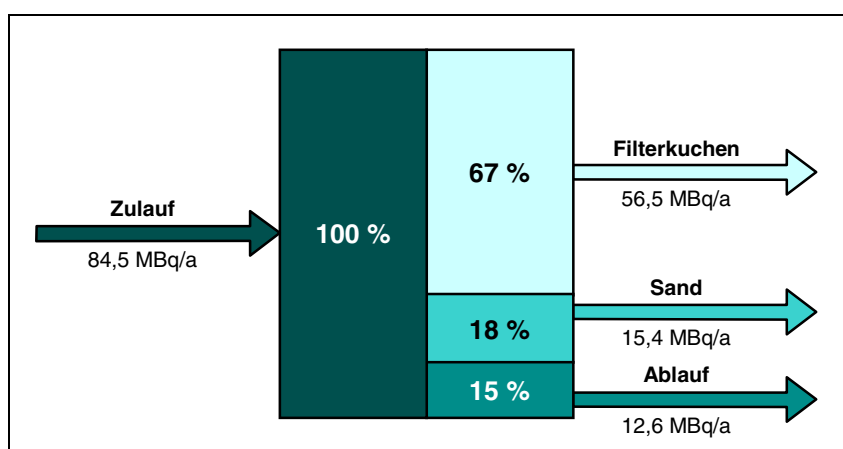


Abb. 4:  
Bilanz von  $^{137}\text{Cs}$  in der Kläranlage Lambach im Untersuchungszeitraum (1996-1997). Etwa 2/3 des einlangenden  $^{137}\text{Cs}$  wird demnach im Klärschlamm (Filterkuchen) gesammelt, der Rest wird zu ungefähr gleichen Teilen mit dem Sand und dem ablaufenden (gereinigten) Wasser ausgeschieden.

Um Vergleichswerte für die Abtragsrate (Erosionsrate) zu erhalten, d. h. den Anteil der  $^{137}\text{Cs}$ -Deposition, der pro Jahr mit dem Oberflächenwasser (Bäche, Flüsse) abgetragen wird, wurden zwei andere, sehr unterschiedliche Gebiete untersucht, und zwar ein ca. 9 km<sup>2</sup> großes Einzugsgebiet eines Baches im Weinsberger Wald (Waldviertel, NÖ) und das ca. 1.500 km<sup>2</sup> große Einzugsgebiet der Traun bis Lambach.

Weiters wurde eine Übersicht über die Cs-Kontamination anderer biogener Reststoffe (Kompost, Holzasche) erstellt und schließlich in Modellrechnungen die radiologischen Konsequenzen geschätzt, die die Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft mit sich bringen kann.

#### Einige Ergebnisse der Studie im Detail

Aus dem Waldviertler Untersuchungsgebiet wird mit dem Oberflächenwasser jährlich etwa 0,01 % des  $^{137}\text{Cs}$ -Inventars ausgetragen, etwa 2/3 davon in gelöster Phase (der Rest als Teilchen). Dabei zeigte sich, dass das Cs stark an Huminstoffe gebunden ist, die den Waldviertler Bächen die typische rotbraune Farbe verleihen.

Die Flächenkontamination mit  $^{137}\text{Cs}$  schwankt zwischen 18 und 104 kBq/m<sup>2</sup>.

Die Situation im Salzkammergut ist wesentlich komplizierter, da die Seen als „Sedimentfallen“ fungieren, d. h. die von den Flüssen und Bächen abgetragenen Sedimente werden größtenteils in den Seen abgelagert und kaum weiter stromabwärts transportiert. Deshalb wurden aus dem Traunsee Sedimentproben gezogen, aus denen die jährliche Ablagerungsrate bestimmt wurde (vgl. Abb. 5). Die jährliche Erosionsrate ist etwa genauso groß wie im Waldviertel, also ca. 0,01 % des Inventars pro Jahr, allerdings werden im Salzkammergut weniger als 10 % des Cäsiums in gelöster Form transportiert, der bei weitem überwiegende Teil also in partikulärer Form.

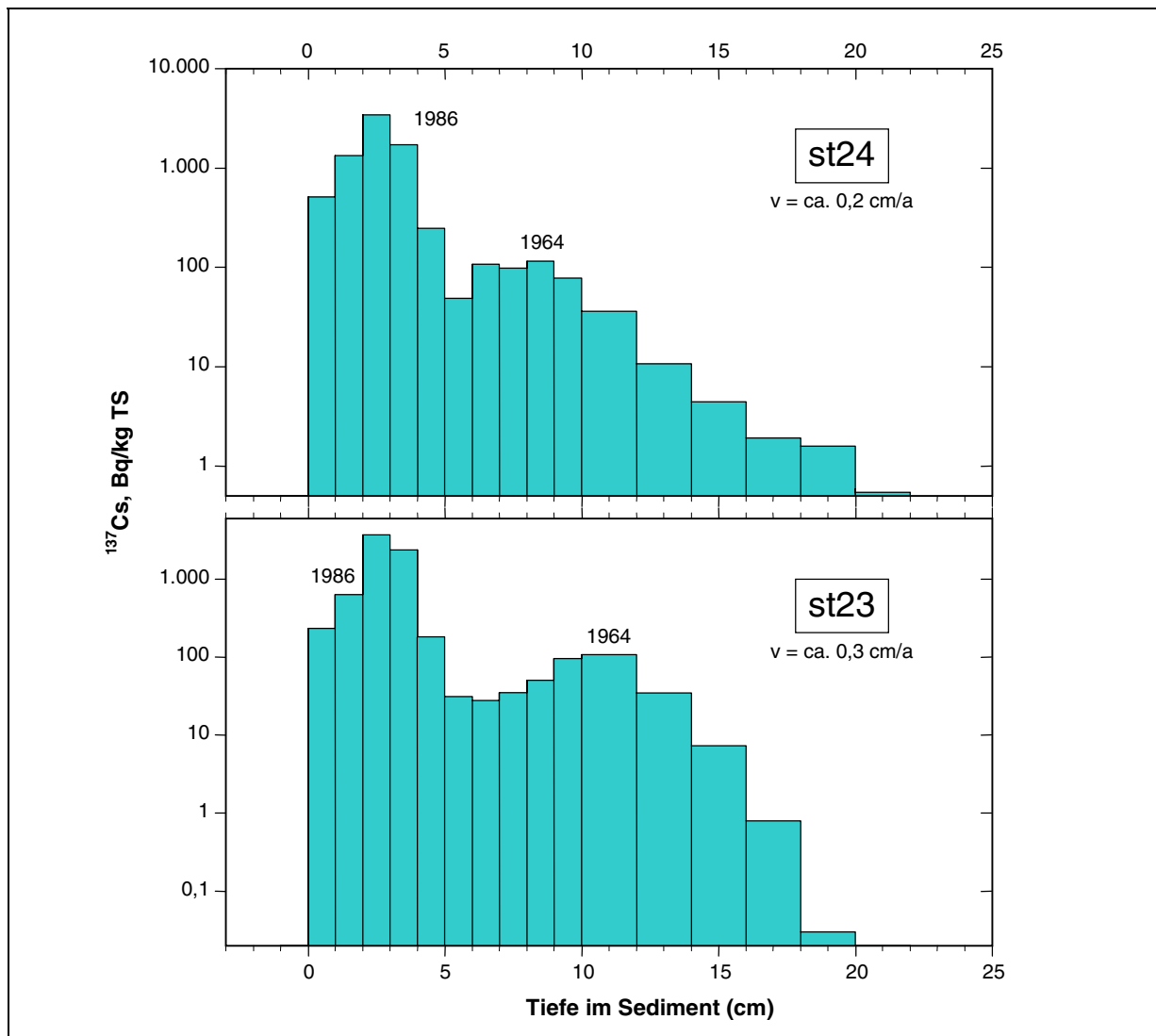


Abb. 5: Sedimentprofile aus dem Traunsee. Die  $^{137}\text{Cs}$ -Konzentration (y-Achse in logarithmischem Maßstab!) schwankt mit der Tiefe um mehr als 4 Größenordnungen. Die Dicke der Sedimentschicht nimmt im Laufe der Zeit zu, die Sedimente bewahren daher sozusagen die Geschichte des  $^{137}\text{Cs}$ -Fallouts. Die Maxima können dem Jahr des Fallouts zugeordnet werden, 1986 (Tschernobyl) und ca. 1964 (maximaler Fallout der Atombombenversuche). Aus der Tiefe der Maxima kann die Sedimentationsrate ermittelt werden, hier 0,2-0,3 cm pro Jahr. In diesem Projekt wurden die Messergebnisse dieser Profile zur Bestimmung des jährlichen Eintrags an sedimentgebundenem  $^{137}\text{Cs}$  in den Traunsee verwendet.

Der Verlust an Cäsium-Inventar von 0,01 % pro Jahr ist zu vergleichen mit dem Verlust durch radioaktiven Zerfall, der gemäß der Halbwertszeit des  $^{137}\text{Cs}$  von 30,2 Jahren jährlich 2,27 % beträgt, also um über 2 Größenordnungen mehr als durch Erosion. Es muss auch betont werden, dass der Cäsium-Gehalt des Wassers in allen Fällen sehr niedrig ist. Typische Werte der  $^{137}\text{Cs}$ -Konzentration in Bach- oder Flusswasser sind 10 Bq/m<sup>3</sup> im Weinsberger Wald und 3 Bq/m<sup>3</sup> im Salzkammergut.

Die Abtragsrate in dem Einzugsgebiet der Kläranlage Lambach liegt mit etwa 0,07 % pro Jahr deutlich höher als im Waldviertel und im Salzkammergut. Das in die Kläranlage eingetragene  $^{137}\text{Cs}$  wurde im Mittel des Untersuchungszeitraums zu etwa 2/3 im Klärschlamm abgelagert, der Rest zu beinahe gleichen Teilen im Sand (18 %), bzw. mit dem gereinigten Abwasser (15 %) in die Traun geleitet. Der größte Teil des Cäsiums (über 80 %) wird mit dem Regenwasser eingetragen.

Bei einer statistischen Auswertung der  $^{137}\text{Cs}$ -Konzentrationen in Schlämmen anderer österreichischer Kläranlagen wurde eine signifikante Korrelation mit der mittleren regionalen Bodenbelastung gefunden, ein weiterer Beleg dafür, dass die wichtigste Quelle für den  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt des Klärschlammes die Erosion des Bodens ist.

- Zwei verschiedene radiologische Modellrechnungen haben Folgendes ergeben:
  1. wenn bei einer Cs-Grundbelastung des Bodens entsprechend dem österreichischen Durchschnitt ( $21 \text{ kBq/m}^2$ ) 10 Jahre lang Klärschlamm mit dem zulässigen Grenzwert der NÖ Klärschlammverordnung ( $7.400 \text{ Bq/kg}$  Trockensubstanz, allerdings in der doppelten Menge als erlaubt) ausgebracht wird, erhöht sich die Ingestionsdosis aus dem  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt landwirtschaftlicher Produkte um fast 90 %, die Gesamtdosis (mit Klärschlammdüngung ebenso wie ohne diese) ist aber mit berechneten  $0,03 \text{ mSv/a}$  trotzdem vernachlässigbar gering (ca. 0,9 % der Dosis aus natürlichen Quellen).
  2. wenn nach einem Fallout von  $21 \text{ kBq/m}^2$  5 Jahre lang Klärschlamm mit  $7.400 \text{ Bq/kg TS}$  ausgebracht wird, erhöht sich die kumulative (50-Jahres)  $^{137}\text{Cs}$ -Ingestionsdosis um 18 % gegenüber der Dosis ohne Verwendung von Klärschlamm. Beide Dosen liegen aber im Bereich von nur 0,02 % der entsprechenden Ingestionsdosis aus natürlichen Quellen.
- Die Analyse des Zeitverlaufs der Klärschlammbelastung hat längerfristig eine starke Abnahme der  $^{137}\text{Cs}$ -Konzentration von ca. 40 % pro Jahr gezeigt (verglichen mit 2,27 % pro Jahr durch radioaktiven Zerfall), in den ersten beiden Jahren nach Tschernobyl allerdings sogar eine Abnahme von fast 90 % pro Jahr. Die Ursache dürfte darin liegen, dass das Cäsium im Boden immer tiefer wandert und daher immer weniger leicht erodierbar ist. Während die Klärschlammbelastung etliche Jahre nach dem Fallout keine radiologische Bedeutung hat, muss man aber wegen des starken Abfalls mit der Zeit umgekehrt damit rechnen, dass kurz nach einem Falloutergebnis doch eventuell Probleme zu erwarten sind. Die Messwerte von Klärschlamm kurz nach Tschernobyl bestätigen das. Beschränkungen für die landwirtschaftliche Verwendung von kontaminiertem Klärschlamm durch die Verordnung von Grenzwerten und Sicherheitsvorkehrungen, um die Strahlenexposition des Personals von Kläranlagen zu reduzieren, können daher im Anlassfall sinnvoll sein.
- Die Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft ist – abgesehen vielleicht von einer relativ kurzen Phase nach dem Fallout – radiologisch unbedenklich.

Die detaillierten Ergebnisse sind als Materialienband des Umweltbundesamtes (UMWELTBUNDESAMT, 1998) veröffentlicht, eine Zusammenfassung wird als Monographie publiziert.

#### 20.1.4 Radionuklide im Waldökosystem

Der Reaktorunfall von Tschernobyl hat in einigen Gebieten Österreichs im internationalen Vergleich hohe radioaktive Kontaminationen verursacht. Es handelt sich dabei um jene Gegenden, in denen es während des Durchzugs der kontaminierten Luftmassen (Ende April/Anfang Mai 1986) starke Niederschläge gegeben hat.

In den folgenden Jahren haben Messungen von Lebensmitteln und radioökologische Untersuchungen gezeigt, dass – im Gegensatz zu Agrarprodukten – in Waldprodukten wie Wild, Pilzen und Beeren auch Jahre nach der Deposition hohe Aktivitätskonzentrationen an Radiocäsium auftreten. Das Verhalten von Radiocäsium in Waldböden unterscheidet sich stark von jenem in Wiesen- oder Ackerböden. In Waldböden ist der größte Teil der Aktivität in austauschbarer Form in der organischen Auflageschicht (Streu, Humus) gebunden, und bleibt somit für flach wurzelnde Pflanzen und Pilze und in weiterer Folge für Tiere verfügbar. In Ackerböden fehlt eine organische Auflageschicht, deponierte Radionuklide werden durch Pflügung in den Oberboden eingemischt, der durch Düngung und Bewirtschaftung in einem optimalen Zustand erhalten wird. Dies führt zu einer zunehmenden Bindung der radioaktiven Stoffe an Tonminerale und senkt die Pflanzenverfügbarkeit und somit die Kontamination von Nahrungsmitteln.

In Zusammenarbeit von Umweltbundesamt, Bundeskanzleramt/Sektion VI-Strahlenschutz, der Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung, dem Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf, dem Österreichischen Ökologieinstitut und dem Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Öko-

logie der Veterinärmedizinischen Universität Wien wurden daher systematische Untersuchungen in österreichischen Wäldern durchgeführt (UMWELTBUNDESAMT, 2000). Als Untersuchungsgebiete wurden zwei stark belastete Wälder (Kobernauber Wald, Weinsberger Wald) und ein mäßig belasteter Wald (Dunkelsteiner Wald) ausgesucht. Das Ziel dieses Projektes war, einen Beitrag zum Verständnis jener Mechanismen zu liefern, die zu den hohen Kontaminationen mancher Waldprodukte führen. Darüber hinaus sollte versucht werden, standorttypische Parameter zu erheben, die zur Implementierung quantitativer Modelle für die Vorhersage des Verhaltens künstlicher Radionuklide in Waldökosystemen dienen. Radioökologische Prognosemodelle sollen im Falle einer zukünftigen Kontamination ermöglichen, effiziente Gegenmaßnahmen zur Verringerung der Strahlenexposition der Bevölkerung auszuwählen und ihre Wirksamkeit abzuschätzen.

Im Rahmen dieses Projektes wurden etwa 900 Proben aus verschiedenen Teilsystemen (Boden, Vegetation, Tiere) des Waldes, die als Speicher für Radioaktivität fungieren und zwischen denen Aktivitätsströme stattfinden, gezogen und analysiert. Alle Einzeldaten sind als Excel-Tabellen im Internet (Homepage des Umweltbundesamtes) und stehen zur weiteren Verwendung allgemein zur Verfügung.

Ebenso wurde anhand des vorhandenen Datenmaterials eine Radiocäsiumbilanz des Weinsberger Waldes abgeschätzt. Dabei wurden alle wichtigen Ein- und Austragspfade berücksichtigt um die  $^{137}\text{Cs}$ -Verteilung nach der Reaktorkatastrophe in Tschernobyl in verschiedenen Kompartimenten des Ökosystems Wald darzustellen. Es konnten Segmente des Ökosystems und Glieder der Nahrungsketten identifiziert werden, die Beiträge zur Cäsiumkontamination von Nahrungsmitteln aus Waldprodukten liefern. Die Abschätzung des Radiocäsiuminventars des Weinsberger Waldes bestätigt die zentrale Rolle des Waldbodens als Senke, aber auch als Quelle für künstliche Radionuklide aus dem Tschernobyl-Fallout. Entsprechend den durchschnittlichen Ernährungsgewohnheiten der österreichischen Bevölkerung, wo Pilze, Beeren und Wild als Delikatessen nur in geringen Mengen verzehrt werden, kann die  $^{137}\text{Cs}$ -Kontamination von Waldprodukten als radiologisch vernachlässigbar bezeichnet werden. Die gewonnenen Erkenntnisse und vorliegenden Daten sind eine Grundlage für weiterführende radioökologische Projekte, die wichtig sind, um im Falle zukünftiger Depositionsereignisse die österreichische Bevölkerung bestmöglich vor den negativen Auswirkungen radioaktiver Kontamination zu schützen.

Die durchschnittliche  $^{137}\text{Cs}$ -Flächenbelegung beträgt in Österreich  $21 \text{ kBq/m}^2$  (UMWELTBUNDESAMT, 1996). Mit Bodenbelastungen durch Cäsium-137 bis über  $50 \text{ kBq/m}^2$  zählen Kobernauber Wald und Weinsberger Wald zu den höher kontaminierten Gebieten Österreichs, der Dunkelsteiner Wald mit  $20 \text{ kBq/m}^2$  zu den durchschnittlich kontaminierten Regionen.

Nadelbäume spielen wegen ihrer großen Blattoberfläche eine besondere Rolle in Waldökosystemen, da sie wie Filter wirken und somit vermehrt radioaktive Partikel aus der Atmosphäre zurückhalten. Durch den Abfall von Nadeln, Zweigen, Zapfen etc. wird dem Boden im Lauf der Jahre zusätzliche Radioaktivität zugeführt. Um diesen „verzögerten“ Fallout quantifizieren zu können, wurden im Weinsberger Wald abfallende Nadeln, Zweige, Zapfen etc. mit Streusammlern über mehrere Jahre hinweg gesammelt und untersucht. Es zeigte sich, dass der Radiocäsium-Input in den Waldboden durch Streufall im Jahr 1990 ca. 1 % des vorhandenen Bodeninventars repräsentierte, bis 1997 nahm dieser Eintrag auf ca. 0,4 % pro Jahr ab.

Einige typische Waldprodukte können Cäsium sehr effektiv anreichern (Pilze) oder speichern (Heidelbeeren, Moose, Flechten, Farne). Heidelbeeren wurden auf ihre Eignung als Indikatorpflanzen für Cäsium untersucht, da sie wegen ihrer weiten Verbreitung in Österreichs Wäldern besonders dafür geeignet sind.

Moose und Flechten sind dafür bekannt, Radiocäsium besonders effizient zu speichern, weil sie ihre Nährstoffe hauptsächlich aus der Luft und nur zu einem geringen Anteil aus dem Substrat aufnehmen. Diese Tatsache hat sich in den Untersuchungen bestätigt. Auch Farne zeigen eine hohe Akkumulationsfähigkeit für Radiocäsium.

Einige Pilzarten können große Mengen an Radiocäsium akkumulieren. Da Pilze als Nahrungsmittel für Mensch und Tier dienen, können sie in radiologischer Hinsicht eine wichtige Rolle spielen. Die Pilzuntersuchungen haben ergeben, dass die Transferfaktoren, die ein Maß für die Akkumulationsfähigkeit sind, für verschiedene Arten stark unterschiedlich sein können. Die ermittelten Faktoren umfassen einen Bereich von zwei Größenordnungen. Auch innerhalb einer Familie wurden erhebliche Unterschiede in

der Anreicherungsfähigkeit festgestellt. Sogar innerhalb einer Art wurden für verschiedene Proben sehr unterschiedliche  $^{137}\text{Cs}$ -Werte gefunden (z. B. Maronenröhrling: Minimum – Maximum: 26-150 kBq/kg in der Trockensubstanz). Von einigen Pilzen wurden Hut und Stiel getrennt untersucht, wobei sich herausstellte, dass der Hut immer stärker kontaminiert war als der Stiel.

Aufgrund der hohen und langanhaltenden Verfügbarkeit von Radiocäsium in Waldökosystemen sind Wildtiere viel stärker vom Tschernobyl-Fallout betroffen als landwirtschaftliche Nutztiere. Wegen ihrer verschiedenen Äsungsgewohnheiten sind die verschiedenen Wildarten unterschiedlich stark mit Radiocäsium belastet, wobei die höchsten  $^{137}\text{Cs}$ -Konzentrationen bei Rehwild und Wildschweinen auftreten, Rotwild ist innerhalb eines Reviers stets niedriger kontaminiert. Die  $^{137}\text{Cs}$ -Werte von Rehwildproben haben im Untersuchungszeitraum (1988 bis 1996) mit einer ökologischen Halbwertszeit von 4,3 Jahren abgenommen, die Abnahme in Maronenröhrlingen und Farnen erfolgte mit ca. 3 Jahren Halbwertszeit.

Das Radiocäsiuminventar des Weinsberger Waldes war 1988 zu 55 % in der Waldbodenaufgabe und zu 31 % im Mineralboden gespeichert, 12,5 % waren in der Baumbiomasse und nur 1,2 % in Pflanzen des Unterwuchses, Pilzen und Wildtieren enthalten. Acht Jahre später stieg der im Waldboden gespeicherte Anteil auf 96 % an, in der lebenden Biomasse war entsprechend weniger Radiocäsium anzutreffen. Damit stellt der Waldboden, und im besonderen die organische Auflage, die wichtigste Radiocäsiumsenke dar. Der  $^{137}\text{Cs}$ -Austrag durch Aufnahme in die Baumbiomasse betrug 1996 0,05 %, auch die Summe der Austräge aus dem Ökosystem (Pilz- und Beerensammlung, Wildabschüsse, Abfluss mit Oberflächengewässern, Holznutzung) blieb deutlich unter 1 % des Gesamtinventars.

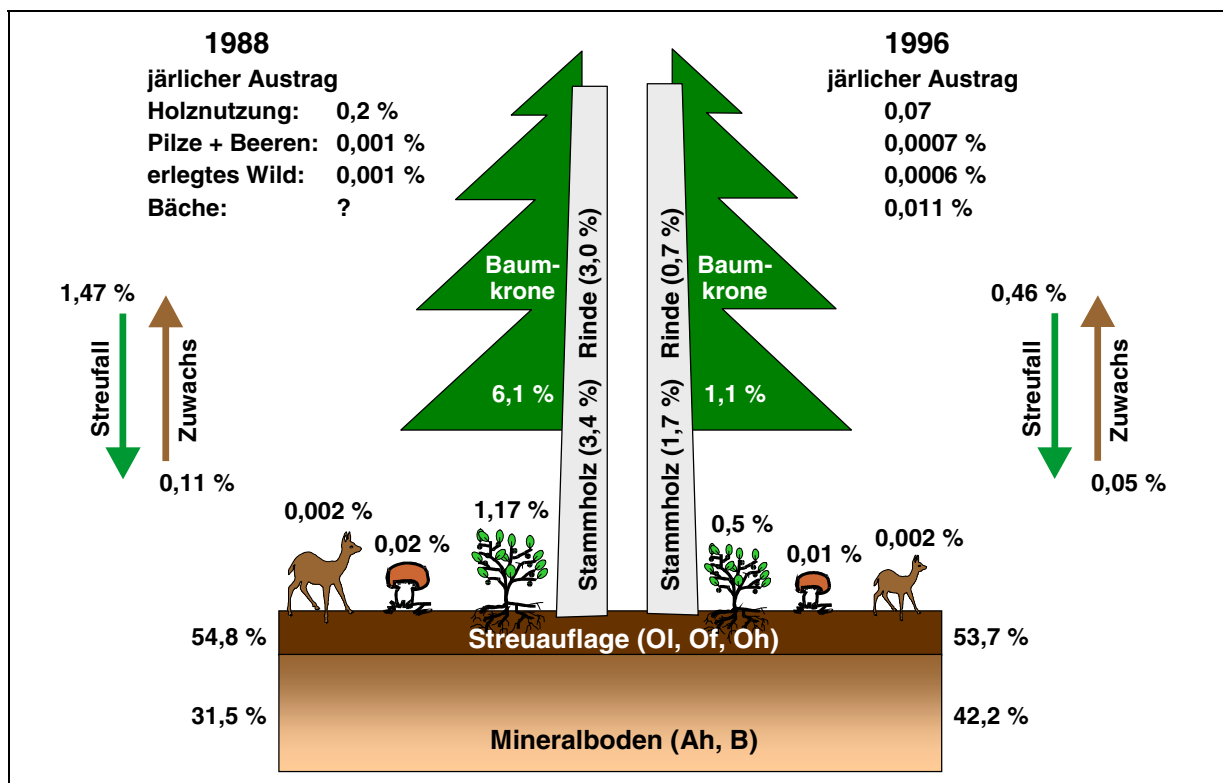


Abb. 6: Abschätzung des Radiocäsiuminventars und Cäsium-137-Austräge aus dem Wald für die Jahre 1988 und 1996.

Aus den Ergebnissen kann abgeleitet werden, dass die Radiocäsium-Ingestionsdosis durch den Verzehr von 1 kg Pilzen (mit 32 kBq/kg  $^{137}\text{Cs}$  und 8 kBq/kg  $^{134}\text{Cs}$  in der Trockensubstanz, 8 % Trockensubstanzanteil) bzw. 1 kg Wildbret (2.500 Bq/kg  $^{137}\text{Cs}$  + 630 Bq/kg  $^{134}\text{Cs}$  in der Frischsubstanz) aus dem Weinsberger Wald im Jahr 1988 0,04 bzw. 0,05 mSv betrug. Ein typischer Wert für 1996 ist 0,009 mSv. Die durchschnittliche Verzehrsmenge an Wildfleisch beträgt in Österreich 1 kg pro Jahr, exponierte Personengruppen wie z. B. Jäger und Pilzsammler können aber auch deutlich höhere Mengen an Waldpro-

dukten konsumieren. Im Vergleich zu der jährlichen Dosis von 3,2 mSv, der die österreichische Bevölkerung durch natürliche Strahlenquellen ausgesetzt ist (BMLFUW & BMSG, 2000), sind diese Werte jedoch auch bei höheren Verzehrsmengen radiologisch unbedenklich. Derzeit beträgt der von der EU festgelegte Grenzwert für den Handel und Import von Wildfleisch und Wildpilzen 600 Bq  $^{137}\text{Cs}$  +  $^{134}\text{Cs}$  pro kg Frischsubstanz (d. h. 7.500 Bq/kg Trockensubstanz bei Pilzen). Die beobachteten Überschreitungen an einzelnen Proben aus dem Weinsberger und Kobernaußer Wald stellen, wie oben gezeigt, aufgrund der geringen Verzehrsmengen keine relevante Erhöhung der jährlichen Strahlendosis für die Konsumenten dar.

Aus den vorliegenden Ergebnissen kann ersehen werden, dass auch bei einem deutlichen Trend zur Abnahme der Radiocäsiumkontamination in den meisten Organismengruppen des Ökosystems Wald noch viele Jahre nach dem Depositionsereignis sehr hohe  $^{137}\text{Cs}$ -Kontaminationen in Einzelproben auftreten können.

Obwohl derzeit aus den Ergebnissen keine Hinweise dafür gefunden wurden, ist nicht ausgeschlossen, dass es durch langfristige Umweltveränderungen zu einer Abnahme der Speicherfähigkeit des Waldbodens für den Tschernobyl-Fallout kommt bzw. dass durch Migrationsprozesse eine gewisse Kontamination des Grundwassers erfolgen kann.

### 20.1.5 Höhenabhängigkeit von Cäsium- und Strontium-Transferfaktoren

In einem 1999-2000 gemeinsam mit den Forschungszentren Seibersdorf und Arsenal, der Universität Salzburg und der BALUF (seit Frühjahr 2000: Labor des BMLFUW) durchgeführten Projekt wurde die Mobilität von Cäsium und Strontium in Höhenlagen und die Konsequenzen für die alpine Landwirtschaft erforscht. Als Untersuchungsgebiet wurde das obere Gasteinertal ausgewählt, weil von dieser Region schon Messwerte zur Verfügung stehen, auf die sich die weitere Untersuchung stützen kann.

Österreich verfügt im Verhältnis zu seiner Größe über das ausgedehnteste Berggebiet Europas – es erstreckt sich über drei Viertel der Staatsfläche. Knapp die Hälfte aller landwirtschaftlichen Betriebe, ca. 129.000, liegen im Berggebiet. Aufgrund der extremen Umweltbedingungen (Klima, Orographie, seichtgründige Böden) tragen montane und subalpine Flächen nur unterdurchschnittlich zur landwirtschaftlichen Produktion bei, andererseits hat die Berglandwirtschaft ihre Aufgaben nicht allein in der Produktion von Nahrungsmitteln, sondern stellt die Grundlage für die Erhaltung und Gestaltung der Kulturlandschaft, den darauf aufbauenden Tourismus sowie die Entwicklung bzw. Erhaltung der Umweltqualität, wie beispielsweise Biodiversität, Bodenfruchtbarkeit und Verfügbarkeit von Wasserressourcen dar.

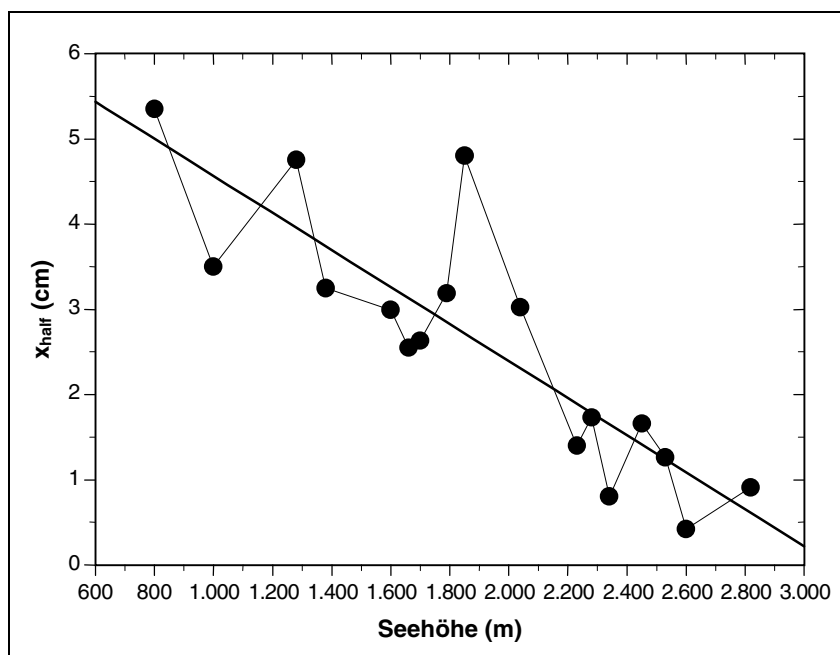


Abb. 7:  
Die Abhängigkeit der Halbwertstiefe  $x_{\text{half}}$  des  $^{137}\text{Cs}$  im Boden von der Höhenlage. Die Halbwertstiefe ist die Tiefe im Boden, oberhalb und unterhalb der sich je die Hälfte des  $^{137}\text{Cs}$ -Inventars befindet. Je kleiner  $x_{\text{half}}$ , umso näher an der Oberfläche ist das  $^{137}\text{Cs}$  konzentriert. Es ist zu erkennen, dass das  $^{137}\text{Cs}$  in Berglagen deutlich näher an der Bodenoberfläche liegt als im Tal. Dies ist einer der Gründe für die höhere Gras- und Milchbelastung in höheren Lagen. Auf den Hochalmen über 2.000 m liegt die Hälfte des  $^{137}\text{Cs}$  oberhalb von nur ca. 1,5 cm Bodentiefe, im Tal oberhalb von 3-5 cm.

International wird der Einfluss des Klimas auf das Langzeitverhalten von Radionukliden zunehmend stärker betont. Mechanismen, die in alpinen Bereichen, sowie auch in anderen naturnahen Ökosystemen als wesentlich in Diskussion stehen, sind einerseits das Zyklieren von Radionukliden innerhalb der Vegetation und die Zufuhr zusätzlicher Radionuklidmengen aus jeweils höhergelegenen Regionen durch Erosion und Oberflächentransport.

Die Flachgründigkeit der Böden sowie langsamer Abbau der organischen Substanz bewirken eine hohe Persistenz künstlicher Radionuklide innerhalb alpiner Ökosysteme, was bereits in mehreren Studien nachgewiesen werden konnte. Solche besonders „verwundbaren“ Ökosysteme haben aufgrund der natürlich herrschenden extremen Verhältnisse nur geringe Pufferkapazität, wenn zusätzliche Umweltbelastungen auftreten. Der Reaktorunfall in Tschernobyl hat gezeigt, dass im Gebiet der Alpen schon durch seine klimatischen Gegebenheiten (viel Niederschlag) mit höheren Fallout-Mengen als in niederschlagsarmen Landschaften zu rechnen ist. Zudem zeigen alle Untersuchungen, die nach Tschernobyl gemacht wurden, dass in Almregionen der Transfer von Cäsium vom Boden ins Gras wesentlich intensiver ist als in Tallagen oder im Voralpengebiet bzw. in intensiv bewirtschafteten Zonen. In Almregionen ist eine potenzielle radioaktive Kontamination auch ein viel größeres Langzeitproblem, weil die zeitliche Abnahme der Kontamination in der Nahrung nach einer Kontamination nur sehr langsam vor sich geht. Die hohen Transferraten äußern sich in langanhaltender Kontamination der landwirtschaftlichen Produkte, die in den betroffenen Gebieten erzeugt werden. Im Gasteiner Tal ist dies besonders ausgeprägt in der Milch aus den Nassfeldalmen.

Für die Verwendung von Vorhersagemodellen bzw. die Planung von Gegenmaßnahmen im Anlassfall einer großräumigen Radionuklid-Kontamination ist eine ausreichende Kenntnis der Transfermechanismen in den kontaminierten Ökosystemen unabdingbar. Mit konsistenten Datensets können Modelle kalibriert bzw. ihre Vorhersagegüte überprüft werden. Da die Anwendung von Gegenmaßnahmen hohe Kosten verursachen kann, aber auch ein Verkaufsverbot von kontaminierten landwirtschaftlichen Produkten hohe wirtschaftliche Verluste bedeutet, ist die Kenntnis der Mechanismen zur Effizienzsteigerung der Gegenmaßnahmen ökonomisch wichtig. Die biologisch wirtschaftenden Betriebe der Alpenregion sind durch die Richtlinien des Bio-Landbaus in der Wahl möglicher Gegenmaßnahmen zusätzlich eingeschränkt.

Zum besseren Verständnis des Radionuklidtransportes in Berglandschaften wurden daher innerhalb des Untersuchungsgebietes, dem Gasteinertal, Untersuchungsstandorte in verschiedenen Höhenlagen ausgewählt, die sowohl die ökonomisch wichtigen Tallagen als auch die als Almen bewirtschafteten Bereiche repräsentieren.

Als Teil des Projekts werden auch Inventare und Verhalten von Radionukliden auf Hochalmen untersucht. Im Gebiet des Nassfeldes weiden Schafe bis in 2.500 m Höhe. Zur Erfassung der Höhenstandorte und deren Vergleich, was den Cs-Transfer vom Boden ins Gras betrifft, wurde ein Transekt vom Talboden des Nassfeldes Richtung Schareck bis in 2.800 m Seehöhe gelegt und an 16 Punkten Boden- und Grasproben genommen.

Zu den verwendeten Methoden zählen einfache Boden- und Bewuchsprobenahme, aber auch die aufwändigere Untersuchung von Bodenmonolithen samt Bewuchs, Extraktionsversuche zur Feststellung des fixierten Anteils von Cs und Sr, und Säulenversuche zur Bestimmung der Mobilität der Radionuklide im Boden.

Die Untersuchungen sind zur Zeit noch im Gange, die Zusammenfassung der Ergebnisse wird im nächsten Umweltkontrollbericht zu finden sein. Einige vorläufige Ergebnisse zeigen:

- Die bisher festgestellten Bodenkontaminationen mit  $^{137}\text{Cs}$  liegen zwischen 12,2 und 66,0 kBq/m<sup>2</sup> (rechnerisches Bezugsdatum ist immer der 1.5.1986) und sind im Mittel etwas höher als der österreichische Durchschnitt von 21 kBq/m<sup>2</sup>.
- Obwohl die Bodenbelastung im Untersuchungsgebiet nicht besonders hoch ist, führen auf den Almen und in den Hochlagen hohe Transferfaktoren zu hohen Cäsiumkonzentrationen im Gras (bis zu fast 0,1 m<sup>2</sup>/kg TS). Die höchsten Transferfaktoren sind in ca. 2.200 m Höhe zu finden. Gras ist deshalb teilweise sehr hoch, mit bis über 2.800 Bq  $^{137}\text{Cs}$ /kg (bezogen auf die Trockensubstanz) kontaminiert.

- Rohmilch aus dem Hinteren Nassfeld kann immer noch mit bis über 200 Bq  $^{137}\text{Cs}$  pro Liter belastet sein. Im Gasteinertal liegen die Werte bei 2-5 Bq/L. (Zum Vergleich: Milch aus dem Supermarkt i. a. unter 1 Bq/L).
- Die aus den Tiefenverteilungen der Nuklide abgeleiteten Konvektionsgeschwindigkeiten im Boden liegen für  $^{137}\text{Cs}$  (Tschernobyl-Tracer) zwischen 0,023 und 0,19 cm/a, die Diffusionskonstanten zwischen 0,017 und 1,43 cm<sup>2</sup>/a. Diese Größen beschreiben die Mobilität der Elemente im Boden.

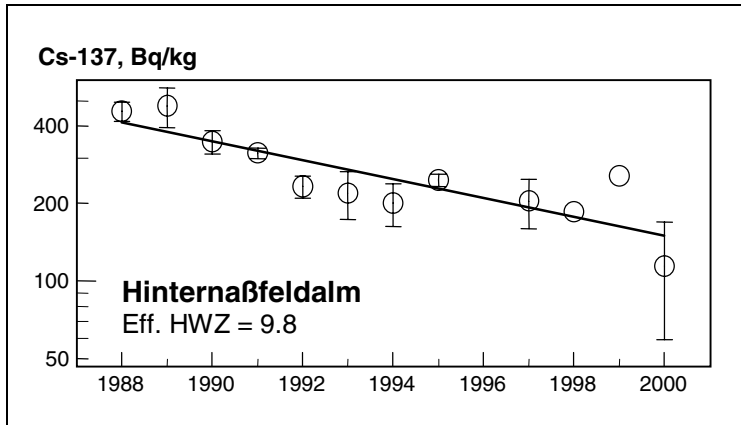


Abb. 8:  
Zeitverlauf der Milchbelastung mit  $^{137}\text{Cs}$  auf einer Alm in 1.600 m SH in den Hohen Tauern. Mit im Sommer 2000 immer noch über 100 Bq/L ist die Belastung der Rohmilch relativ hoch; im Tal sind in der Milch nur wenige Bq/L zu finden (vgl. Abb. 9), in Milch aus dem Supermarkt meistens < 1 Bq/L. Die effektive Halbwertszeit des  $^{137}\text{Cs}$  beschreibt das Absinken des Cs-Gehaltes der Milch. Mit fast 10 Jahren ist sie hier besonders lang; in Milch von Wiesen der Ebene liegt sie i. a. bei unter 2 Jahren.

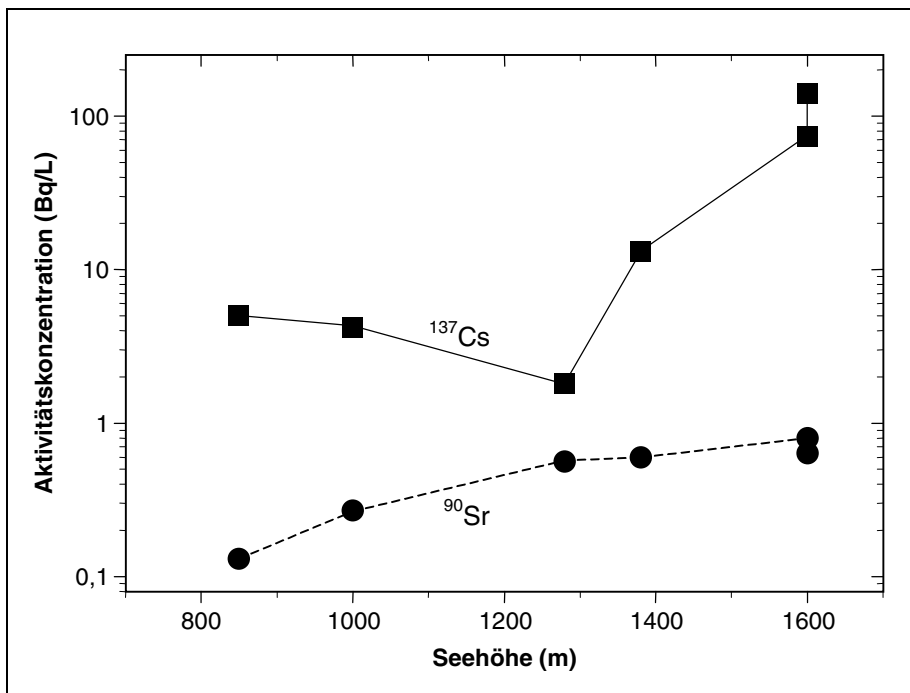


Abb. 9:  
Aktivitätskonzentrationen von  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  im Milch (in logarithmischem Maßstab!) in Abhängigkeit von der Höhenlage der Wiese, auf der die Kühe weiden. Die Punkte repräsentieren die geometrischen Mittel der Messwerte von 1999 und 2000. Der  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt variiert in den niedrigeren Lagen (Bis 1.250 m) nicht sehr, ist in den höher gelegenen Almen aber wesentlich höher; die  $^{90}\text{Sr}$ -Konzentration steigt weitgehend kontinuierlich mit der Höhenlage.

Weitere Untersuchungen sollen die Bedeutung der mikrobiellen Biomasse für die Speicherung bzw. den Transport von Radionukliden sowie die Rolle des Oberflächenwassers, d. h. von Bergbächen, bei der Umlagerung von  $^{137}\text{Cs}$  durch Transport von partikulärem und gelöstem Material (Erosion des Bodens) klären helfen.

## 20.2 Tritium im Niederschlag – Das österreichische Isotopenmessnetz

Die Entleerung der stratosphärischen Tritiumreservoirs aus der Zeit der Kernwaffentests hat zur Folge, dass auch die Tritiumkonzentrationen in den Niederschlägen systematisch abnehmen. Dieser Abwärtstrend wird stellenweise durch geringste Mengen von Industrietritium überlagert.

Das Umweltbundesamt betreibt mit dem Forschungszentrum Seibersdorf/Arsenal eine Niederschlagsprobenbank für Isotopenmessungen mit 71 aktiven Messstellen (KRALIK, 1999). Von diesen werden an 20 Messstellen regelmäßig Monatsmischproben auf Tritium gemessen. Weiters werden an ausgewählten Stationen Sauerstoff- und Wasserstoffisotopen gemessen, um für den Klimawandel die Herkunft der Niederschläge und für den Grundwasserschutz die Wasserwege besser zu verfolgen.

Österreichweit sind die Jahresmittelwerte für 1999 (ARSENAL & UMWELTBUNDESAMT, 2000) mit ungefähr 13 Tritiumeinheiten (TE, 1 TE = 0,11815 Bq/L) nahe dem natürlichen Hintergrund. Nur in Nordtirol und Vorarlberg sind die Mittelwerte mit 15,4 TE geringfügig höher. Auch die immer signifikant herausragenden Stationen Patscherkofel und Bregenz haben in den Jahren 1993-1999 von 27 auf 19 bzw. 16 TE abgenommen. Die geringfügig erhöhten Tritiumwerte in Nordtirol und Vorarlberg dürften aus Industrieemissionen (Uhren-, Optische Industrie etc.) der Nordschweiz stammen, wo generell höhere Tritiumwerte – im Mittel zwischen 15-20 TE – im Niederschlag nachgewiesen werden (SCHOTTERER et al., 2000).

## 20.3 Belastungsvergleich in Europa

Von der Europäischen Kommission wurde gemeinsam mit Russland, Weißrussland und der Ukraine am europäischen Forschungsinstitut ISPRA der europäische Cäsiumatlas erstellt. In ihm wurden alle bis 1997 in Europa verfügbaren Cäsium-Depositionsmesswerte verarbeitet, darunter auch die österreichischen, die vom Umweltbundesamt zusammengestellt worden waren.

Der Atlas enthält Kontaminationskarten aller Länder, aus denen Daten zur Verfügung stehen, Detailkarten besonders stark betroffener Zonen und Übersichtskarten über ganz Europa.

Danach sind in *Osteuropa* folgende Zonen besonders stark betroffen: In der Nähe Tschernobyls sind extrem hohe Cs-Kontaminationen bis über 200 MBq/m<sup>2</sup> zu finden (Gebiet des „red forest“ ca. 1-2 km westlich des Kraftwerks; wegen der starken Strahlung ist dort der Nadelwald abgestorben). Von dort zieht sich ein stark belastetes Gebiet im Norden der Ukraine und im Süden von Belarus nach Westen bis fast zur polnischen Grenze. Nordöstlich von Tschernobyl liegt ein stark kontaminiertes Gebiet nördlich von Gomel in Belarus und in benachbarten Gebieten Russlands, sowie ein langer Streifen weiter östlich in Russland, etwa nordöstlich von Bryansk. In Belarus gibt es weiter stark betroffene Gebiete westlich und nördlich von Minsk (diese Stadt selbst ist wenig betroffen), in der Ukraine südlich von Kiev (auch Kiev ist weitgehend verschont geblieben) und weiter westlich in der Gegend von Cernovzy/Chernovitz.

In Russland, im südöstlichen Ural, gibt es eine weitere Zone sehr hoher Kontamination, deren Ursache allerdings nicht Tschernobyl ist, sondern Unfälle und wenig sorgfältiger Routinebetrieb der Atomanlage Mayak bei Tschelyabinsk. Sibirien und der ferne Osten Russlands sind durch Tschernobyl praktisch nicht betroffen.

Abb. 10: Cäsium-137-Belastung der Böden in Europa (EC, 1996).



Die hochbelasteten Gebiete in der *Exklusionszone um Tschernobyl* (2.000 km<sup>2</sup>) werden wegen der hohen Plutoniumbelastung (Halbwertszeit 24.100 Jahre) in historisch absehbarer Zukunft wahrscheinlich nicht mehr allgemein bewohnbar sein. Die Cäsium-137-Belastung (HWZ 30 Jahre) sinkt dagegen in 10 HWZen, also 300 Jahren, auf 1/1000 ( $\approx 2^{-10}$ ), würde dann also kein Hindernis für Besiedelung mehr sein. In der Zone liegen im Boden und in Vegetation gespeichert ca. 5,3 PBq <sup>137</sup>Cs (in ganz Österreich ca. 1,6 PBq;  $P = 10^{15}$ ), dazu etwa die gleiche Menge in Atommüll (Schutt, Maschinenteile, Brennelementreste, ganze Lastautos), der nach dem Unfall in der Umgebung des Kraftwerks vergraben wurde (nicht unbedingt fachgerecht und deshalb längerfristig Anlass für Besorgnis), und ca. 480 PBq innerhalb des Sarkophags (ebenfalls keine zufriedenstellende Lösung auf lange Sicht). Die Zone verwandelt sich langsam in eine Wildnis, die Stadt Pripyat (ehemals 55.000 Einwohner, wenige km vom Kraftwerk) und andere Orte werden von Vegetation überwachsen, der äußere Eindruck ist der eines romantischen, menschenleeren Nationalparks. Biologen beobachten eine Zunahme der Artenvielfalt, es werden heute ca. 200 Vogel- und 70 Säugetierarten, darunter Elche und Biber, gezählt. Über die langfristige Wirkung der Strahlung auf Tiere und Pflanzen ist noch kaum etwas bekannt, Forschungsprojekte sind im Laufen. In besonders stark belasteten Gebieten ( $\sim 100$  MBq/m<sup>2</sup>) fallen Missbildungen an Nadelbäumen auf, wie abnorm lange oder auch fehlende Nadeln. Beträchtlich ist die Menge an Radionukliden, die durch Vögel (auch Zugvögel, die den Sommer dort verbringen) aus der Zone ausgetragen wird, es wird mit 26-200 GBq <sup>137</sup>Cs pro Jahr gerechnet. Der Beitrag von Wild und Kleintieren liegt etwa 2 Größenordnungen niedriger. (Zum Vergleich: die Donau trägt mit Wasser und Schwebstoffen jährlich ca. 200 GBq <sup>137</sup>Cs aus Österreich aus.)

In *Nordeuropa* zieht sich eine Zone hoher Kontamination mit Maxima bis 200 kBq/m<sup>2</sup> vom Süden Finnlands (Helsinki ist nicht betroffen) ins mittlere Schweden und Norwegen (auch Stockholm und Oslo blieben verschont). Ein weiterer Belastungsfleck befindet sich im südlichen Norwegen, etwas nordwestlich von Oslo.

In den Tundragebieten im Norden Skandinaviens gab es nach Tschernobyl erhebliche Probleme mit der radioaktiven Belastung der Lebensmittel der indigenen Bevölkerung, weil in der wichtigen Nahrungskette Flechte – Rentier – Mensch sehr effizient Cäsium akkumuliert wird. Dieses Phänomen ist schon zur Zeit der atmosphärischen Bombentests in den 60er Jahren beobachtet worden, als v. a. die sowjetischen Tests in Novaya Zemlya zu hohem Fallout in der arktischen und subarktischen Region führten. Die besorgniserregenden Belastungen für die Bevölkerungen des Nordens, ebenso wie die der Bewohner/innen mancher Pazifikinseln als Folge der US-Tests (dort gibt es ähnlich effiziente Nahrungsketten, was die Radionuklidakkumulation betrifft, z. B. können Kokosnuss, Papaya und Pandanus Cäsium relativ effizient aufnehmen) und Großbritanniens in Australien (von deren Folgen bis heute die australischen Aborigines der Region, nördlich von Adelaide sowie Monte Bello- und Christmas Islands, betroffen sind) waren Gründe für die USA, die Sowjetunion und Großbritannien, die atmosphärischen Tests einzustellen (China und Frankreich setzten sie bis Anfang der 80er Jahre fort: China in Lop Nor in Ostturkestan mit Auswirkungen in Zentralasien, z. B. Kirgistan, Frankreich auf Mururoa im Südpazifik mit – soweit heute bekannt – lokal sehr begrenzten Auswirkungen.).

*Westeuropa* ist durch den Tschernobyl-Fallout nur sehr schwach kontaminiert, mit Ausnahme einiger Flecken im Westen Englands (Cornwall), Wales, und Schottlands (Maxima bis über 20 kBq/m<sup>2</sup>) sowie kleineren Gebieten im Südwesten Irlands. In Großbritannien scheint das vergleichsweise größere Problem in den Emissionen der Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield an der Irischen See zu liegen, die örtlich zu hohen Kontaminationen geführt hat.

In *Südeuropa* sind einige Gebiete Mittelgriechenlands stark belastet (Thessalien, um Trikkala, Pindos-Gebirge, sowie ein Fleck um den Olymp, bis 150 kBq/m<sup>2</sup>), kleinere Cs-Flecken gibt es nordöstlich von Rom. Spanien und Portugal (von dem allerdings im Atlas keine Daten verarbeitet wurden) sind von Tschernobyl praktisch ganz verschont geblieben.

In *Mitteleuropa* zieht sich ein Belastungsstreifen vom Süden Polens über Mittelböhmen und Oberösterreich, Salzburg und Südbayern (Augsburg – Ravensburg – Garmisch Partenkirchen) bis ins Tessin (nördlich Lugano), ein weiterer etwa parallel dazu von der südwestlichen Slowakei über die südliche Steiermark und Kärnten (Koralpe) sowie Slowenien und nördliches Friaul ins östliche Südtirol. Die höchsten Werte werden dabei in Österreich erreicht, mit bis 180 kBq/m<sup>2</sup> im Salzkammergut (südlich Gmunden), bis etwa 150 kBq/m<sup>2</sup> in den Hohen Tauern (Kaiser Dorfertal, Landecktal), den Schladminger Tauern

(Hundstein – Hochgolling – Gr. Knallstein) und der Pyhrngegend, und bis etwa 100 kBq/m<sup>2</sup> in der Koralmpe, im Hausruck und im südlichen Waldviertel (Weinsberger Wald). Eine weitere, kleinere Zone liegt im südwestlichen Rumänien (Maxima bis 50 kBq/m<sup>2</sup>). Das Bezugsdatum für die genannten Zahlen ist konventionsgemäß immer der 1.5.1986 (Zeitpunkt des Fallouts), wegen des radioaktiven Zerfalls (HWZ des <sup>137</sup>Cs = 30 Jahre) sind seither etwa 30 % zerfallen.

Die BewohnerInnen auch der genannten, stärker betroffenen Gebiete sind durch die Strahlung nach heutigem Wissen nicht gefährdet, wenn man von einigen extrem belasteten Gegenden in der Ukraine, von Belarus und Russlands absieht. (Der kurzfristige touristische oder berufliche Aufenthalt auch in solchen Gebieten ist im Allgemeinen unbedenklich, Schutzmaßnahmen können sinnvoll sein.)

Auch im *Meerwasser* kann der Tschernobyl-Fallout nachgewiesen werden, aber die Konzentrationen sind so niedrig, dass aus radiologischer Sicht Baden völlig ungefährlich ist (typische <sup>137</sup>Cs-Konzentration im Mittelmeer: 3 Bq/m<sup>3</sup>).

Die in letzter Zeit viel diskutierten sowjetisch/russischen nuklearen Altlasten in der Barentssee (um Novaya Zemlya) – ausgediente Schiffsreaktoren, U-Boote und „gewöhnlicher“ Atom Müll – haben bisher zu keiner nennenswerten Kontamination der Region geführt, sind aber für die Zukunft eine Quelle der Besorgnis. Die in der Region festgestellte radiokative Belastung stammt, außer von Tschernobyl und den Bombentests, v. a. aus der britischen Wiederaufarbeitungsanlage (WAA) Sellafield und der französischen WAA La Hague, deren Abwässer vom Golfstrom und seinen Ausläufern in die Arktis transportiert und dort verteilt werden. Potenziell besorgniserregend – bisher sind die Messwerte eher nur von wissenschaftlichem Interesse – ist dabei nicht Cäsium-137, sondern für Wiederaufarbeitungsanlagen typische Emissionen langlebiger Nuklide wie Jod-129 (16 Mio. Jahre HWZ) und Technetium-99 (210.000 Jahre), die in marinen Nahrungsketten (Plankton – Mollusken – Fische) sehr effektiv angereichert werden können, oder Neptunium-237 (2,1 Mio. Jahre).

*Außerhalb Europas* konnte der Tschernobyl-Fallout im Nahen und Mittleren Osten registriert werden, außerdem in Nordamerika, Japan und Vietnam, Westafrika und Zentralamerika. Die Depositionen sind sehr gering, für <sup>137</sup>Cs höchstens wenige kBq/m<sup>2</sup>. Auf der Südhalbkugel wurden nur geringste Spuren gefunden.

In dem Atlas wird auch eine Karte der Kontamination mit <sup>137</sup>Cs aus dem globalem Fallout (von den atmosphärischen Atombombenversuchen der 50er und 60er Jahre) gezeigt. Demnach liegt dieser Anteil der Cs-Kontamination in Europa zwischen unter 1 und über 3 kBq/m<sup>2</sup> (Bezugszeitpunkt Anfang Mai 1986), wobei sie die Zone der stärksten Belastung (> 3 kBq/m<sup>2</sup>) von Nordrussland über die baltischen Staaten, Polen, Tschechien, Österreich, Slowenien, Kroatien und Südtirol zieht. Aus den österreichischen Daten, die für die vorliegende Cs-Karte verwendet wurden, kann ein Mittel von 2,4 kBq/m<sup>2</sup> bestimmt werden. Die Ursache dafür, dass dieser Wert etwas niedriger liegt als der aus dem Atlas, ist wahrscheinlich darin zu sehen, dass ein Teil des Bomben-Cs in tiefen Bodenschichten liegt, die in den meisten Bodenproben des österreichischen Datensatzes nicht berücksichtigt wurden. Für den Atlas wurden dagegen Messwerte aus den 60er Jahren verwendet, als der Bombenfallout noch nahe der Oberfläche lag.

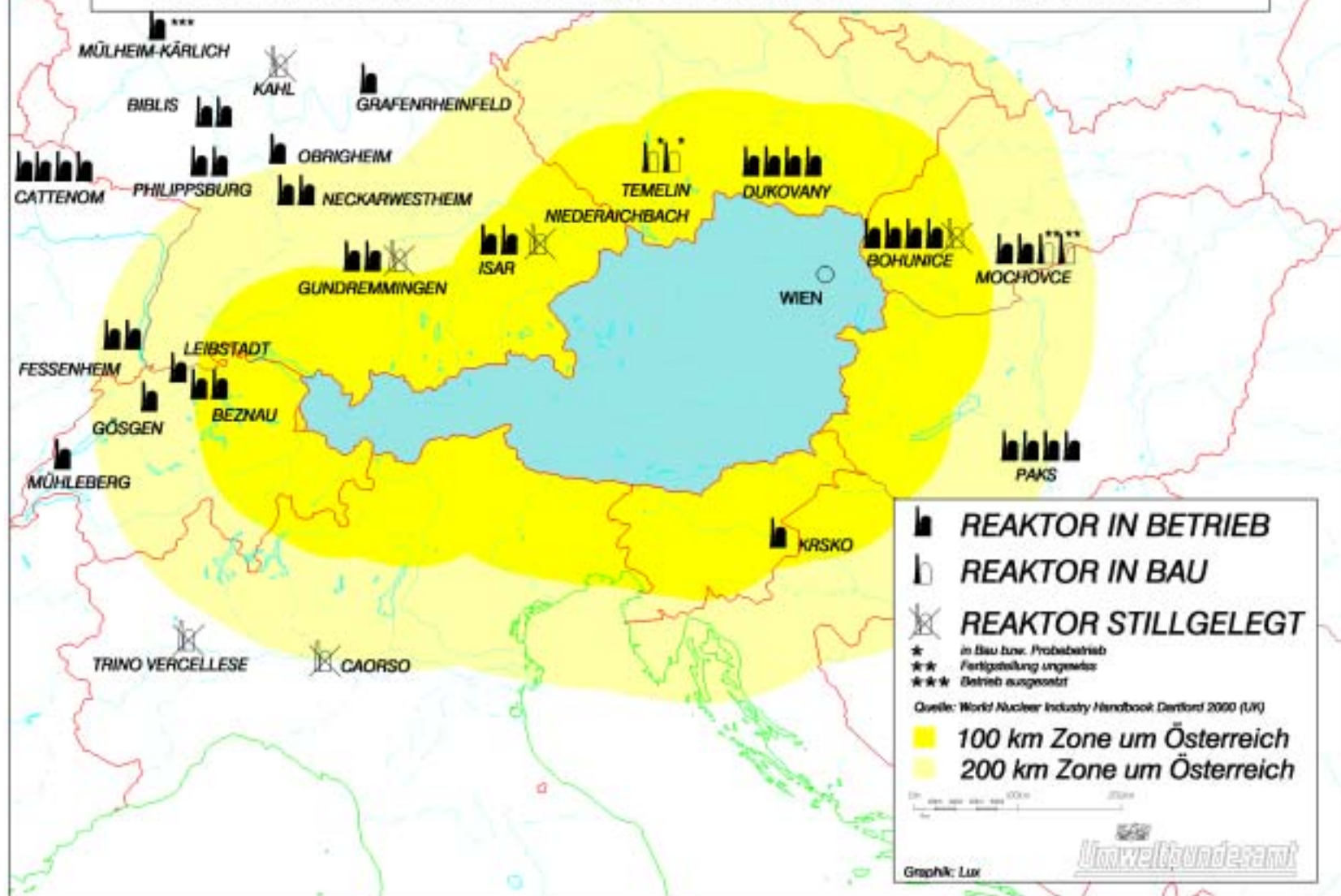
## 20.4 Atomkraftwerke um Österreich

Österreich hat sich in einer Volksabstimmung 1986 gegen die Nutzung der Kernenergie für Stromgewinnung ausgesprochen. Seit mehreren Jahren betreibt Österreich eine atomkritische Politik und verknüpft diese auch mit Energiefragen, wobei die Steigerung der effizienteren Nutzung der Energie sowie die Förderung erneuerbarer Energiequellen im Vordergrund stehen. Auch im Rahmen der Europäischen Union verfolgt Österreich diesen Kurs.

Im Jahr 2000 wurden weltweit 433 Atomkraftwerke betrieben (IAEA, 2000). Davon 145 innerhalb von acht Staaten der EU-15. In Abbildung 11 sind die grenznahen Atomkraftwerke rings um Österreich dargestellt.

*Abb. 11: Atomkraftwerke in Grenznähe von Österreich.*

# KERNKRAFTWERKE IN GRENZNÄHE ÖSTERREICHS STAND JÄNNER 2001



MÜLHEIM-KÄRLICH

BIBLIS

CATTENOM

PHILIPPSBURG

OBRIGHEIM

NECKARWESTHEIM

GRAFENRHEINFELD

GUNDREMMINGEN

ISAR

FESSENHEIM

GÖSGEN

MÜHLEBERG

LEIBSTADT

BEZNAU

TEMELIN

DUKOVANY

NIEDERAICHBACH

WIEN

BOHUNICE

MOCHOVCE

PAKS

KRSKO

TRINO VERCELLESE

CAORSO

## Literatur

- BMLFUW & BMSG (2000): Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1999 – Daten und Bewertung. Wien. 118 S.
- ARSENAL & UMWELTBUNDESAMT, (2000): Unpublizierte Tritiumwerte von Monatsmischproben 1999 vom Österreichischen Niederschlags – Isotopen – Messnetz.
- EC (1996): The radiological consequences of the Tschernobyl accident; Proceedings of the first international conference Minsk, Belarus 18 to 22 March 1996, European Commission DG XII. Brussels. Luxembourg.
- IAEA (2000): Journal of the International Atomic Energy Agency, Bulletin Vol.42, No.3. Vienna
- KRALIK, M. (1999): B/4.3 Niederschlags-Isotopenmessnetz. In: WWK/UBA (Wasserwirtschaftskataster/Umweltbundesamt) (Hrsg.): Wassergüte in Österreich – Jahresbericht 1998, 96-103, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien. (<http://www.ubavie.gv.at>).
- SCHOTTERER, U.; STOCKER, T.; BÜRKI, H.; HUNZIKER, J.; KOZEL, R.; GRASSO, D. A. & TRIPET, J. P. (2000): Das Schweizer Isotopen-Messnetz. Gas- u. Wasserfach, 10, 3-11. Zürich.
- UMWELTBUNDESAMT (1996): Cäsiumbelastung der Böden Österreichs: Monographie; M-60; 2. Erweiterte Auflage. Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1998): Wechselwirkung zwischen Radiocäsium-Bodenkontamination und Hydrosphäre – Materialienband. Bericht, BE-111. Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2000): Radionuklide in Waldökosystemen, Monographie, M-59. Wien.

## Informationen im Internet

- Über die Situation in der Umgebung von Tschernobyl (ukrainisch: Chornobil) ist Einiges im Internet zu finden. <http://www-bcf.usc.edu/~meshkati/chernobyl.html> bietet allgemeine Informationen und viele links; <http://www.uilondon.org/chernidx.htm> informiert über Gesundheitsfolgen.
- Über die Situation in Belarus: <http://www.bdg.minsk.by/shevcov/scienceeng.html>.
- Der europäische Strahlenatlas hat eine Homepage, <http://java.ei.jrc.it/atlas/atlas1.htm>, auf der eine Cs-Europakarte und eine Kontaminationskarte der Exklusionszone um Tschernobyl zu finden sind. In <http://www.ic-chernobyl.kiev.ua/~chzv/atlas/index.htm> sind Strahlenkarten zu finden (allerdings auf Ukrainisch).
- Auf der Homepage des UBA (<http://www.ubavie.gv.at>) sind viele Links zu mit Umwelt befassten Organisationen aus dem Regierungs- und NGO-Bereich zu finden, und dort wiederum länderspezifische Informationen über radioaktive Kontaminationen.
- Gute Informationsquellen zu anthropogener Radioaktivität sind das Radnet (<http://home.acadia.net/cbm/Rad8.html>), WISE (<http://www.sociamedia.nl/~wise/>) und die IAEA (<http://www.iaea.org/worldatom/>).
- Über Atommüllprobleme ist einiges in <http://radwaste.org/poweri2.htm> zu finden, eine ausgezeichnete Internetseite über Probleme der Arktis (Strahlung macht nur einen kleinen Teil aus) hat das Arctic Mapping Project (AMAP), <http://www.amap.no/assess/soaer8.htm>.

