

# BERICHT

Bezeichnung des Projektes

**Gesundheitliche Folgen in Oberösterreich 25 Jahre nach  
Tschernobyl – neue Betrachtungen hinsichtlich der  
Inhalations- und Ingestionsdosis durch  $^{131}\text{I}$  und  $^{90}\text{Sr}$**

Auftraggeber **Amt der Oberösterreichischen Landesregierung  
Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft  
Abteilung Umweltschutz**

Auftrag vom / Zahl **31.01.2012/296036**

Projekt Nr. **2011.02.09**

Projektleitung **Mag. Dr. Claudia Seidel**

Ausstellungsdatum **15. März 2012**

Ausfertigungen: Anzahl/Nr. **1 / 1**

Anzahl der Seiten **48**

Anzahl der Beilagen im Blatt **17**



## PROJEKTMITARBEITER

- ***Projektdurchführung, Koordination und Berichterstellung:***  
Mag. Dr. Claudia Seidel (wissenschaftliche Projektleitung), Univ.-Prof. DI Dr. Franz J. Maringer (Projektkoordination), DI Dr. Andreas Baumgartner, Universität für Bodenkultur Wien, LLC-Labor Arsenal
- ***Epidemiologische Analyse:***  
Univ.-Prof. Mag. Dr. Thomas Waldhör, Medizinische Universität Wien, Zentrum für Public Health, Abteilung für Epidemiologie
- ***Auswertungen zur Strahlenexposition der Bevölkerung:***  
Dr. Peter Bossew



## INHALT

KURZFASSUNG .....	4
1 EINLEITUNG .....	5
2 ZIELSETZUNG UND AUFGABENSTELLUNG .....	7
3 GESUNDHEITLICHE FOLGEN DES TSCHERNOBYLUNFALLS IN EUROPA – AKTUELLE STUDIENERGEBNISSE .....	8
4 DER BEITRAG DES REAKTORUNFALLS ZUR STRAHLENEXPOSITION DER BEVÖLKERUNG .....	10
5 NEUE BETRACHTUNGEN HINSICHTLICH DER INHALATIONS- UND INGESTIONSDOSIS DURCH <sup>131</sup> I UND <sup>90</sup> SR ALS BEITRAG ZUR STRAHLENEXPOSITION DER BEVÖLKERUNG 1986 .....	10
6 ÖKOLOGISCH-EPIDEMIOLOGISCHE AUSWERTUNGEN .....	21
7 ERGEBNISSE .....	23
7.1 Totgeburten .....	23
7.2 Säuglingssterblichkeit .....	26
7.3 Schilddrüsenkrebs .....	31
7.4 Leukämie .....	41
8 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK .....	45
9 LITERATUR .....	46

ANHANG A: <sup>137</sup>Cs Inventare der österreichischen Bezirke (bezogen auf 1.Mai 1986)

ANHANG B: Übersicht zu ökologisch-epidemiologischen Tschernobyl-Studien (1986-2005)



## KURZFASSUNG

Ausgehend von den Ergebnissen der im Jahr 2006 abgeschlossenen Studie „*Tschernobylfolgen in Oberösterreich – Untersuchung der gesundheitlichen Auswirkungen der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl in besonders belasteten Gebieten Oberösterreichs*“, die die Frage klärte, ob in den besonders stark durch Tschernobyl-Fallout radioaktiv kontaminierten Gebieten in Oberösterreich im Zeitraum von 1986 bis 2005 statistisch signifikante Erhöhungen an strahleninduzierten Krebsfällen oder anderen Folgeschäden nachweisbar sind, werden in diesem Untersuchungsprogramm Neuauswertungen hinsichtlich der Strahlenexposition der oberösterreichischen Bevölkerung durchgeführt. Während in der Studie des Jahres 2006 die  $^{137}\text{Cs}$ -Bodenkontamination als Indikator für die im Jahr 1986 zusätzliche Strahlenexposition der Bevölkerung herangezogen wurde, soll im Rahmen dieser Studie die Inhalationsdosis und Ingestionsdosis durch Iod-131 ( $^{131}\text{I}$ ) und Strontium-90 ( $^{90}\text{Sr}$ ) genauer untersucht werden.

Die Auswertungen hinsichtlich der Inhalations- und Ingestionsdosis durch  $^{131}\text{I}$  und  $^{90}\text{Sr}$  haben ergeben, dass sich die zuvor angenommene räumliche Verteilung der durch den Tschernobylunfall verursachten Strahlenexposition, nämlich jene die durch  $^{137}\text{Cs}$  verursacht wurde, unter Berücksichtigung der  $^{131}\text{I}$  und  $^{90}\text{Sr}$  Inhalations- bzw. Ingestionsdosis nicht signifikant ändert. Nur im Nordosten von Österreich sind erhöhte Anteile der Inhalationsdosis an der Gesamtdosis zu beobachten. Da aber dort die Gesamtdosis gering ist, ändert sich das Verteilungsmuster kaum. Auf Basis dieser Ergebnisse kann davon ausgegangen werden, dass die Annahme, dass die räumliche Verteilung der  $^{137}\text{Cs}$  Bodenkontamination die räumliche Verteilung der zusätzlichen Strahlenexposition der Bevölkerung nach dem Tschernobylfallout ausreichend genau repräsentiert, richtig ist. Darum konnte die bereits im Bericht von 2006 verwendete ökologisch-epidemiologische Auswertemethodik durchgeführt bzw. bis ins Jahr 2010 fortgesetzt werden.

Die im Rahmen der Untersuchung durchgeführten epidemiologischen Analysen hinsichtlich der gesundheitlichen Auswirkungen des Tschernobylunfalls in den letzten 25 Jahren haben ergeben, dass die durch den Tschernobylfallout verursachte zusätzliche Strahlenexposition keinen signifikanten Effekt auf die Totgeburtenrate und die Säuglingssterblichkeit in Oberösterreich hatte. Es konnten keine teratogene (fruchtschädigende) Folgeschäden im Bundesland Oberösterreich statistisch nachgewiesen werden. Auch bei den durch ionisierende Strahlung spezifisch auftretenden Krebserkrankungen der Schilddüse und der Leukämie konnte kein Tschernobyleffekt nachgewiesen werden. Der Anstieg der Schilddrüsenkrebsinzidenz wird weltweit beobachtet und wird dem höheren Erfassungsgrad (Meldegenauigkeit) und der Einführung verbesserter diagnostischer Verfahren zugeschrieben. Einzelfälle von Schädigungen sowohl teratogener als auch kanzerogener Art infolge der durch den Tschernobylunfall verursachten zusätzlichen Strahlenexposition sind nicht auszuschließen, jedoch sind sie statistisch nicht nachweisbar.

## 1 Einleitung

Der Reaktorunfall von Tschernobyl am 26. April 1986 war der folgenschwerste Unfall in der Geschichte der friedlichen Nutzung von Kernenergie. Im Zuge eines Experiments kam es im Block 4 des Kernkraftwerks zu einem Störfall, bei dem der Reaktorblock vollkommen zerstört wurde, große Mengen radioaktiver Stoffe freigesetzt, über die Atmosphäre transportiert und großflächig über Europa deponiert wurden. Dabei wurden Millionen von Europäern durch den Eintrag von künstlichen Radionukliden strahlenexponiert.

Im internationalen Vergleich zählt Österreich, insbesondere das Bundesland Oberösterreich, zu den vom Tschernobyl-Fallout am höchsten kontaminierten Gebieten (Abbildung 1). Die aus radioökologischer Sicht bedeutendsten Radionuklide sind das Iod-131 ( $^{131}\text{I}$ ), Cäsium-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) und Strontium-90 ( $^{90}\text{Sr}$ ). Da  $^{131}\text{I}$  eine sehr kurze Halbwertszeit von rund 8 Tagen hat, war es – hinsichtlich der Strahlenexposition der Bevölkerung – vor allem während des Durchzugs der radioaktiven Wolke im April/Mai 1986 von Bedeutung.  $^{90}\text{Sr}$  wurde hingegen in sehr kleinen Mengen in Österreich deponiert, wonach der Beitrag zur Strahlenexposition der Bevölkerung eher gering ist. Von den insgesamt 70 PBq freigesetzten Radiocäsium wurden rund 2 % (1,6 PBq)  $^{137}\text{Cs}$  in Österreich und davon 410 TBq allein in Oberösterreich deponiert.  $^{137}\text{Cs}$  ist von besonderem radioökologischen Interesse, da es wie bereits erwähnt in großen Mengen deponiert wurde und auch aufgrund der langen Halbwertszeit von rund 30 Jahren auch heute noch präsent in unserer Umwelt ist. Die durch den Tschernobylfallout verursachte mittlere  $^{137}\text{Cs}$  Bodenkontamination lag in Österreich im Jahr 1986 bei rund 19 kBq/m<sup>2</sup>, in Oberösterreich bei etwa 34 kBq/m<sup>2</sup>. Vor allem die Bezirke Gmunden, Kirchdorf, Wels Stadt und Land, sowie Vöcklabruck waren besonders stark vom Tschernobylfallout betroffen (Abbildung 2). Eine Auflistung der  $^{137}\text{Cs}$  Bodenkontaminationen aller österreichischen Bezirke ist im Anhang A zusammengefasst.

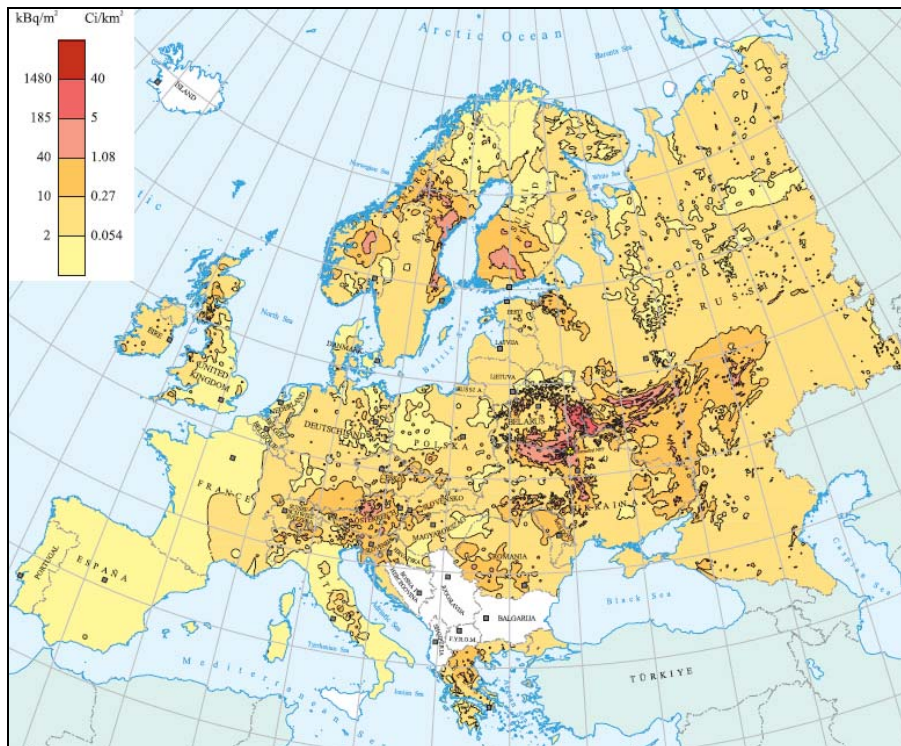
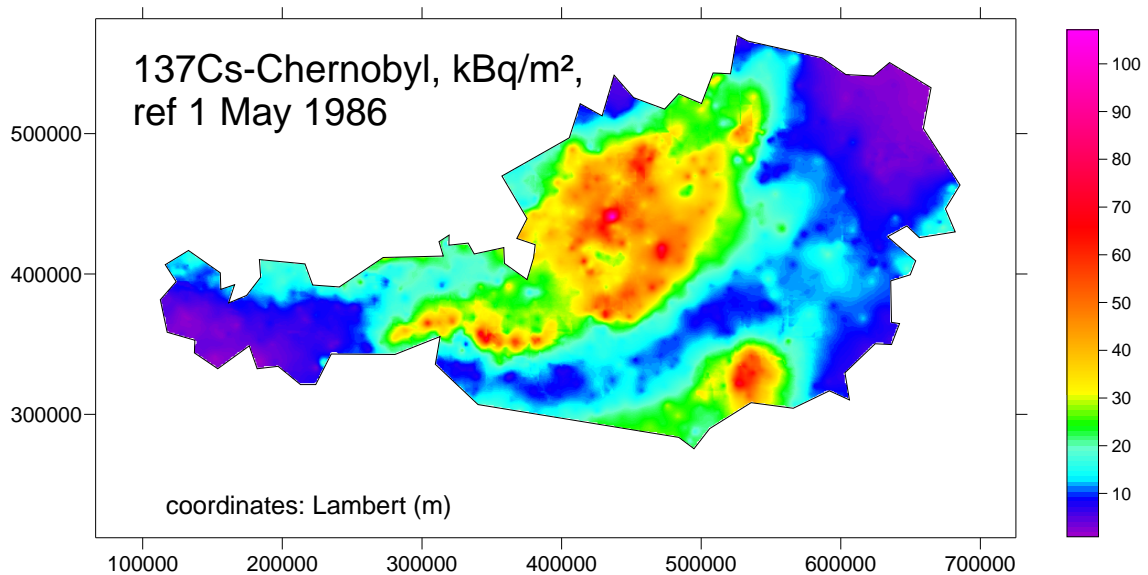


Abbildung 1:  $^{137}\text{Cs}$  Bodenkontamination in Europa (bezogen auf 1.Mai 1986)(Quelle: Unscear 2000)



**Abbildung 2: Geschätzte geographische Verteilung <sup>137</sup>Cs Bodenkontamination durch den Tschernobylfallout (bezogen auf 1.Mai 1986)**

Seit dem Reaktorunglück von Tschernobyl sind nun über 25 Jahre vergangen. Zahlreiche europäische Studien wurden in den letzten 20 Jahren publiziert, in denen die Zusammenhänge der durch den Unfall aufgetretenen Strahlenexposition und gesundheitlicher Langzeitfolgen untersucht wurden. In Österreich selbst, wurden diesbezüglich nur sehr wenige Untersuchungen durchgeführt. Dabei ist eine umfassende Studie nicht nur für das wissenschaftlichen Verständnis der Strahlenfolgen wichtig, sondern auch hinsichtlich des Strahlenschutzes der Bevölkerung.

Bereits im Jahr 2006 wurde im Auftrag des Landes Oberösterreich eine Studie mit dem Titel „Tschernobylfolgen in Oberösterreich“- Untersuchung der gesundheitlichen Auswirkungen der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl in besonders belasteten Gebieten Oberösterreichs durchgeführt. Darin wurde die Frage geklärt, ob in den besonders stark durch Tschernobyl-Fallout radioaktiv kontaminierten Gebieten in Oberösterreich im Zeitraum von 1986 bis 2005 statistisch signifikante Erhöhungen an strahleninduzierten Krebsfällen oder anderen Folgeschäden nachweisbar sind. Dazu wurden auf Basis von Zeitreihenanalysen und Regressionsmodellen Korrelationen zwischen der Strahlenexposition der OberösterreicherInnen und dem Auftreten spezifischer Erkrankungen unter Berücksichtigung wesentlicher Einflussfaktoren untersucht. Im Detail wurden folgende Morbiditäts- und Mortalitätsfälle für den Zeitraum von 1986 bis 2005 ausgewertet:

- Totgeburten, Säuglingssterblichkeit, Leukämie (Inzidenz und Mortalität) sowie Schilddrüsenkrebs (Inzidenz und Mortalität).
- Auch die in Oberösterreich im Zeitraum 1985-1987 diagnostizierten Fehlbildungen wurden zur Auswertung herangezogen.

Die Ergebnisse zeigen, dass im Zeitraum von 1986 bis 2005 weder teratogene (fruchtschädigende) noch die durch ionisierende Strahlung spezifisch auftretenden kanzerogenen Folgeschäden in den besonders hoch belasteten Gebieten Oberösterreichs signifikant nachgewiesen werden konnten. Einzelfälle von Schädigungen als Folge der zusätzlichen Strahlenexposition sind jedoch nicht auszuschließen, aber statistisch nicht nachweisbar.



Nun, fünf Jahre später, stellt sich natürlich die Frage, ob heute gesundheitlicher Langzeitfolgen der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl nachweisbar sind. Dazu sollen in dieser Studie neue Betrachtungen hinsichtlich der Inhalations- und Ingestionsdosis durch  $^{131}\text{I}$  und  $^{90}\text{Sr}$  angestellt, ermittelt und diskutiert werden.

## 2 Zielsetzung und Aufgabenstellung

Ausgehend von den Ergebnissen der im Jahr 2006 abgeschlossenen Studie „*Tschernobylfolgen in Oberösterreich – Untersuchung der gesundheitlichen Auswirkungen der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl in besonders belasteten Gebieten Oberösterreichs*“ werden in diesem Untersuchungsprogramm Neuauswertungen hinsichtlich der Strahlenexposition der oberösterreichischen Bevölkerung durchgeführt. Während in der oben genannten Studie des Jahres 2006 nur die  $^{137}\text{Cs}$ -Bodenkontamination als Indikator für die zusätzliche Strahlenexposition der Bevölkerung im Jahr 1986 herangezogen wurde, wobei angenommen ist, dass die Dosis (Ingestion und Bodenstrahlung) geographisch ungefähr so wie der Fallout verteilt ist, soll nun auch der Beitrag der Inhalationsdosis und Ingestionsdosis durch  $^{131}\text{I}$  und  $^{90}\text{Sr}$  genauer untersucht werden.

$^{131}\text{I}$  wird in starkem Maße von der Schilddrüse aufgenommen, von der aus der Energiestoffwechsel, sowie die körperliche und geistige Reifung und der Wachstum von Embryonen, Kindern und Jugendlichen gesteuert wird. In weiterer Folge kann es zu Schilddrüsenkarzinomen führen. Schilddrüsenkrebs tritt vor allem bei Kindern und Jugendlichen auf, da die kindliche Schilddrüse neben dem roten Knochenmark, der weiblichen Brust und der Lunge das strahlenempfindlichste Organ im menschlichen Körper ist. Aus Studien der Atombombenüberlebenden aus Hiroshima und Nagasaki existieren gesicherte Informationen, dass das Erkrankungsrisiko mit steigendem Alter stark abnimmt.

$^{90}\text{Sr}$  ähnelt Kalzium chemisch sehr stark und wird vor allem von den Knochen und Zähnen aufgenommen und gespeichert. Durch die erhöhte Strahlenbelastung des Knochenmarks und der damit verbundenen blutbildenden Organe können vor allem Leukämieerkrankungen auftreten. Bei Schwangeren sammelt sich nicht nur das  $^{90}\text{Sr}$  in den Knochen, sondern wird gemeinsam mit dem Kalzium auf den Fötus übertragen, was zur Zellabtötung bzw. zur Mutation der Zelle führen kann. Durch diese Zellschädigungen steigt das Leukämie- bzw. Krebsrisiko bei den Neugeborenen. Weitere mögliche Schäden sind ein erhöhtes Risiko für Fehlgeburten, ein geringes Geburtsgewicht und andere Geburtsschäden. In den Folgejahren können Defekte am Immun-, Hormon- und zentralen Nervensystem auftreten.

In einem ersten Schritt werden, zur Neuerhebung der Strahlenexposition, alle verfügbaren Messwerte von  $^{131}\text{I}$  in Luftfilterproben erfasst, ausgewertet und dargestellt. So kann der Beitrag der Ingestions- und Inhalationsdosis zur Strahlenexposition der OberösterreicherInnen von 1986 ermittelt werden, sodass eventuell die Eingangsvariable für die ökologisch-epidemiologischen Auswertungen verbessert werden kann. Danach werden Zusammenhänge zwischen Strahlenexposition und dem Auftreten spezifischer Erkrankungen für den Zeitraum 1986 bis 2010 neu ausgewertet. Das Hauptaugenmerk der epidemiologischen Auswertungen wird auf der Schilddrüsenkrebsinzidenz und –mortalität, sowie der Leukämieinzidenz und –mortalität der letzten 25 Jahre liegen.



Im Detail können die **Ziele dieses Untersuchungsprogramms** folgendermaßen zusammengefasst werden:

- Wissenschaftliche Untersuchungen und detaillierte Darstellung
  - der Inhalations- und Ingestionsdosis durch  $^{131}\text{I}$  und  $^{90}\text{Sr}$  der OberösterreicherInnen infolge des Tschernobylfallouts 1986
  - Inzidenz und Mortalität von Schilddrüsenkrebs in Oberösterreich 25 Jahre nach dem Tschernobylfallout
  - Inzidenz und Mortalität von Leukämie in Oberösterreich 25 Jahre nach dem Tschernobylfallout
  - Totgeburten in Oberösterreich 25 Jahre nach dem Tschernobylfallout
  - Säuglingssterblichkeit in Oberösterreich 25 Jahre nach dem Tschernobylfallout
  - Bewertung der Studienergebnisse hinsichtlich relevanter internationaler Publikationen
- Dokumentation der durchgeführten Arbeiten und Erstellung eines Berichts

### **3 Gesundheitliche Folgen des Tschernobylunfalls in Europa – aktuelle Studienergebnisse**

Seit dem Tschernobylunfall 1986 wurden, vor allem in den am meisten kontaminierten Ländern Europas, hunderte wissenschaftliche Studien durchgeführt und publiziert, die die gesundheitlichen Folgen der Reaktorkatastrophe beinhalten. Bei den meisten der Studien handelt es sich um ökologische Studien, bei denen die Strahlenexposition von Bevölkerungsgruppen mit dem Auftreten bestimmter, durch radioaktive Strahlung hervorgerufene Erkrankungen verglichen werden. Fall-Kontroll-Studien bzw. Kohortenstudien, die auf individuellen Strahlendosen beruhen und somit wesentlich aufwändiger sind, gibt es deutlich weniger. Auch in Österreich ist es unmöglich solche Studien durchzuführen, da zum Unfallszeitpunkt 1986 und auch in den Folgejahren keine individuellen Strahlendosen erhoben wurden. Eine Übersicht inklusive Bewertung von ökologisch-epidemiologischen Studien, die in Europa bis ins Jahr 2005 publiziert wurden und für den Endbericht „*Tschernobylfolgen in Oberösterreich*“- *Untersuchung der gesundheitlichen Auswirkungen der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl in besonders belasteten Gebieten Oberösterreichs* (2006) zusammengefasst wurden, ist im Anhang B zu finden. Ein aktueller Wissensstand hinsichtlich der gesundheitlichen Folgen in den am höchsten kontaminierten Gebieten der Ukraine, Weißrusslands und Russlands, sowie im Mitteleuropäischen Raum ist in den folgenden Absätzen zusammengefasst.

Der Anstieg der Schilddrüsenkrebsinzidenz, in den vom Tschernobylfallout am höchsten kontaminierten Gebieten wenige Jahre nach dem Reaktorunfall (ab dem Jahr 1990), ist heute sehr gut dokumentiert. Laut UN Chernobyl Forum (2006) und UNSCEAR (2011) wurden in der Ukraine, Weißrussland und Russland im Zeitraum von 1991 bis 2005 rund 5.000 Schilddrüsenkrebsfälle bei Erwachsenen diagnostiziert, die zum Unfallzeitpunkt Kinder und Jugendlichen unter 18 Jahren waren. In einem Bericht der Europäischen Kommission (2011) sind für denselben Zeitraum rund 6.850 Schilddrüsenkrebsfälle angegeben. Man geht davon aus, dass die Inzidenz weiterhin steigen wird, in welchem Ausmaß ist schwer abzuschätzen. Bisher sind etwa 20 Kinder durch strahleninduzierten Schilddrüsenkrebs verstorben (Hatch et al. 2005).

Auch im Mitteleuropäischen Raum wurden einige Studien durchgeführt, die die Schilddrüsenkrebsinzidenz vor und nach dem Tschernobylfallout in Europa untersuchten. Scherb (2006) berichtet von einem signifikanten Anstieg der Schilddrüsenkrebsinzidenz - vor allem bei Kindern - in Tschechien ab dem Jahr 1990. Dies wurde ebenso von Rosina et al. (2008) publiziert. In einer Studie von Gomez Segovia et al. (2004) wurde der Anstieg der Schilddrüsenkarzinome in Kärnten für den Zeitraum 1984-2001, unter anderem auch in Hinblick auf die Bodenkontamination, untersucht. Dabei konnte kein eindeutiger Zusammenhang nachgewiesen werden.





Eine Verdoppelung der Leukämieinzidenz wurde bei russischen und baltischen Liquidatoren beobachtet, die während und nach dem Unfall für Aufräumarbeiten am Reaktorgelände beschäftigt waren. Bei Kindern und Erwachsenen aus den am meisten kontaminierten Gebieten konnte – u.a. auch durch die lange Latenzzeit der Leukämieerkrankung - kein deutlicher Anstieg nachgewiesen werden (UN Chernobyl Forum 2006, Europäischen Kommission 2011).

Studien zu anderen Krebserkrankungen aus den am höchsten kontaminierten Gebieten der Ukraine, Weißrusslands und Russlands gibt es eher wenige. Meist sind diese mit methodischen Einschränkungen behaftet und vor allem die langen Latenzzeiten solider Tumore (mindestens 10-15 Jahre länger als die Latenzzeit der Schilddrüsenkrebskarzinome) erschweren es, die gesundheitlichen Folgen vollständig zu evaluieren. Dies heißt aber nicht, dass Krebserkrankungen nicht vermehrt auftreten. Gemäß Modellen ist mit einer geringen Zunahme durch strahleninduzierte Krebserkrankungen zu rechnen (Cardis et al. 2006). Das UN Chernobyl Forum (2006) und die Europäischen Kommission (2011) berichten für den Zeitraum von 1997 bis 2001 von einem Anstieg der Brustkrebserkrankungen in den am höchsten kontaminierten Regionen, die auf die erhöhte zusätzliche Strahlenexposition zurückzuführen sind. Vor allem bei jenen Frauen, die zum Unfallszeitpunkt sehr jung waren, stieg die Anzahl der Brustkrebserkrankungen deutlich an.

Auf Basis von Risikomodellen schätzen Cardis et al. (2006a) ab, dass bis ins Jahr 2065 europaweit 16.000 Schilddrüsenkrebsfälle und 25.000 andere Krebserkrankungen auf die vom Tschernobylunfall verursachte Strahlenexposition zurückzuführen sind. Demgegenüber steht, dass für den gleichen Zeitraum europaweit 100 Millionen Krebsfälle erwartet werden, die auf andere Ursachen zurückzuführen sind.

Weiters wurde bei russischen Notfallseinsatzkräften ein zunehmendes Risiko für Herz-Kreislauf-Erkrankungen festgestellt (UN Chernobyl Forum 2006). Da die Augenlinse auch bei geringen Strahlendosen besonders sensibel ist, ist mit einer Zunahme der Bildung des Grauen Stars zu rechnen. Aktuelle Studien weisen auf ein erhöhtes Risiko von Grauen Star und anderen Augenerkrankungen bei Liquidatoren hin (UN Chernobyl Forum 2006, Cardis and Hatch 2011).

Hinsichtlich teratogener und genetischer Folgeschäden berichtet das UN Chernobyl Forum (2006) von keinen Hinweisen auf Veränderungen der Fertilität, der Anzahl der Totgeburten, der Säuglingssterblichkeit und Komplikationen bei der Geburt. Der signifikante Anstieg der Fehlbildungen bei Säuglingen in hoch und niedriger kontaminierten Gebieten Weißrusslands wird auf die vollständige Erfassung der Fehlbildungsfälle und nicht auf die zusätzliche Strahlenexposition zurückgeführt. Diesen Angaben widersprechen zahlreiche Studien, die einen signifikanten Anstieg der Säuglingssterblichkeit, eine Zunahme von Fehlbildungen bei Neugeborenen, sowie eine Änderung des Geschlechtsverhältnisses beobachtet haben (Scherb 2006a, Busby et al. 2009, Yablokov et al. 2010, Scherb und Voigt 2011). Einige dieser Studien wurden bereits im Jahr 2006 diskutiert und sind in Anhang B zusammengefasst. In einem der Bericht der Europäischen Kommission (2011) wird auf aktuelle Studienergebnisse hingewiesen, in der eine erhöhte Anzahl von Neuralrohrdefekten, siamesischen Zwillingen, teratogene Tumore, Mikrozephalie und Mikrophthalmie in einem gering kontaminierten Gebiet der Ukraine beobachtet wurde (Wertelecki 2010).

Der Tschernobylunfall führte in der Bevölkerung der am höchsten kontaminierten Gebiete der Ukraine, Weißrusslands und Russlands direkt und indirekt zu den am höchsten signifikanten mentalen Gesundheitsproblemen. Studien an Liquidatoren zeigen in den letzten beiden Dekaden eine signifikante Zunahme an Depressionen und einer Erkrankung, die als „Post-traumatic Stress Disorder“ definiert wurde (Bromet et al. 2011). Auch stellte man erhöhte Häufigkeiten von Unfällen, Selbstmorden, Alkoholmissbrauch und plötzliche Todesfälle unklarer Ursache bei den Liquidatoren sowie bei der Bevölkerung in den hoch kontaminierten Gebieten fest.



Hervorgerufen wurde dieses Stress-Syndrom jedoch weniger durch den Unfall selbst, sondern durch die damit verbundenen einschneidenden Veränderungen in der Lebensführung der Menschen. Die Evakuierung, Umsiedelung, die begrenzte Verfügbarkeit von Lebensmittel und die Einschränkung der individuellen Aktivitäten sind Auslöser dieses Stress-Syndroms. Weiters wurden diese Veränderungen von gewaltigen ökonomischen und politischen Veränderungen, die durch den Zusammenbruch der Sowjetunion ausgelöst wurden, begleitet.

#### **4 Der Beitrag des Reaktorunfalls zur Strahlenexposition der Österreichischen Bevölkerung**

Im ersten Jahr nach dem Tschernobylunfall (Mai 1986 – April 1987) lag die zusätzliche Strahlenexposition der Österreicher bei durchschnittlich 0,54 mSv (Mück 1996). Davon wurden rund 0,1 mSv durch die externe Strahlung aus der radioaktiven Wolke sowie von am Boden abgelagerter Radioaktivität verursacht. Der Expositionsbeitrag durch die Inhalation radioaktiver Stoffe in der Luft sowie der Beitrag durch Ingestion kontaminierter Lebensmittel wird in Kapitel 5 genauer betrachtet, neu erhoben und diskutiert.

In Gebieten mit höheren Depositionswerten wie Oberösterreich oder der Weststeiermark lag die Strahlenexposition bei etwa 0,7 mSv, in Gebieten niedrigerer Deposition wie in Ostösterreich, Burgenland, Südoststeiermark, Tirol und Vorarlberg bei 0,4 mSv (Mück 2001).

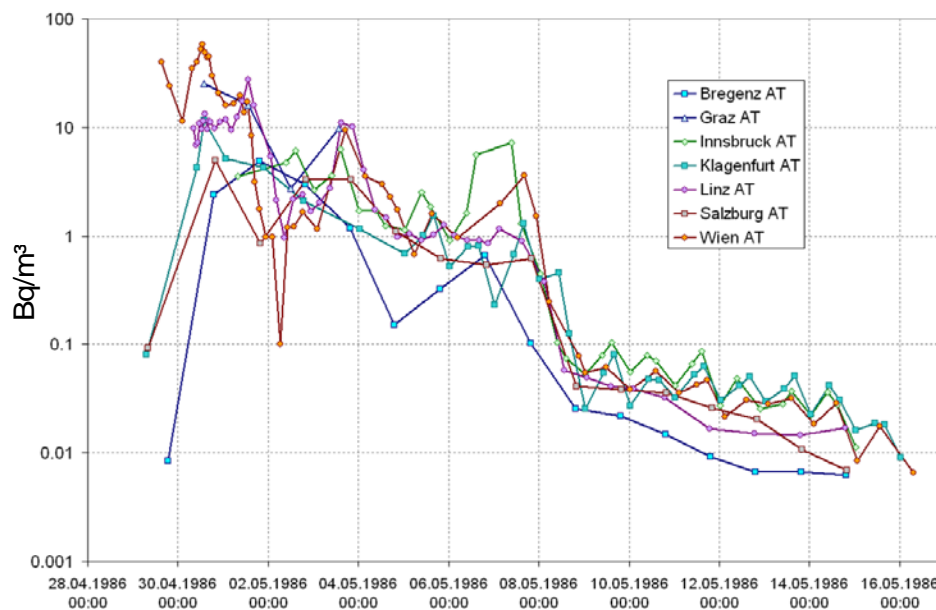
Vergleicht man die Strahlenexposition durch den Reaktorunfall von Tschernobyl ( $\emptyset$  0,54 mSv im Jahr 1986) mit der durchschnittlichen natürlichen Strahlenbelastung in Österreich (2,9 mSv/Jahr) so zeigt sich, dass Dosisbeitrag des Tschernobylunfalls gegenüber der natürlichen Strahlenbelastung sehr gering war.

In den Folgejahren nahm die durch den Unfall verursachte Strahlenexposition stark ab. Dies ist einerseits eine Folge des radioaktiven Zerfalls der freigesetzten Radionuklide. Andererseits ist die rasche Abnahme durch die gezielten Maßnahmen (z.B. Verkaufsverbot von Grüngemüse, Verbot von Grüntierfütterung bei Milchkühen, Auswahl von Frischmilch für Konsum und Weiterverarbeitung, Fütterungspläne,...), die durch die österreichischen Behörden erfolgten und andere Effekte (z.B. Ernte, Abweidung, Erosion,...) zurückzuführen. Im Jahr 2001 lag die durch den Tschernobylunfall verursachte Strahlenexposition im Bundesland Oberösterreich bei 0,003 mSv pro Einwohner, dies entspricht in etwa einem Fünfhundertstel der Erstjahresdosis und einem Tausendstel der natürlichen Strahlenexposition. Heute ist der Beitrag  $< 0,01$  mSv/Jahr.

#### **5 Neue Betrachtungen hinsichtlich der Inhalations- und Ingestionsdosis durch $^{131}\text{I}$ und $^{90}\text{Sr}$ als Beitrag zur Strahlenexposition der Bevölkerung 1986**

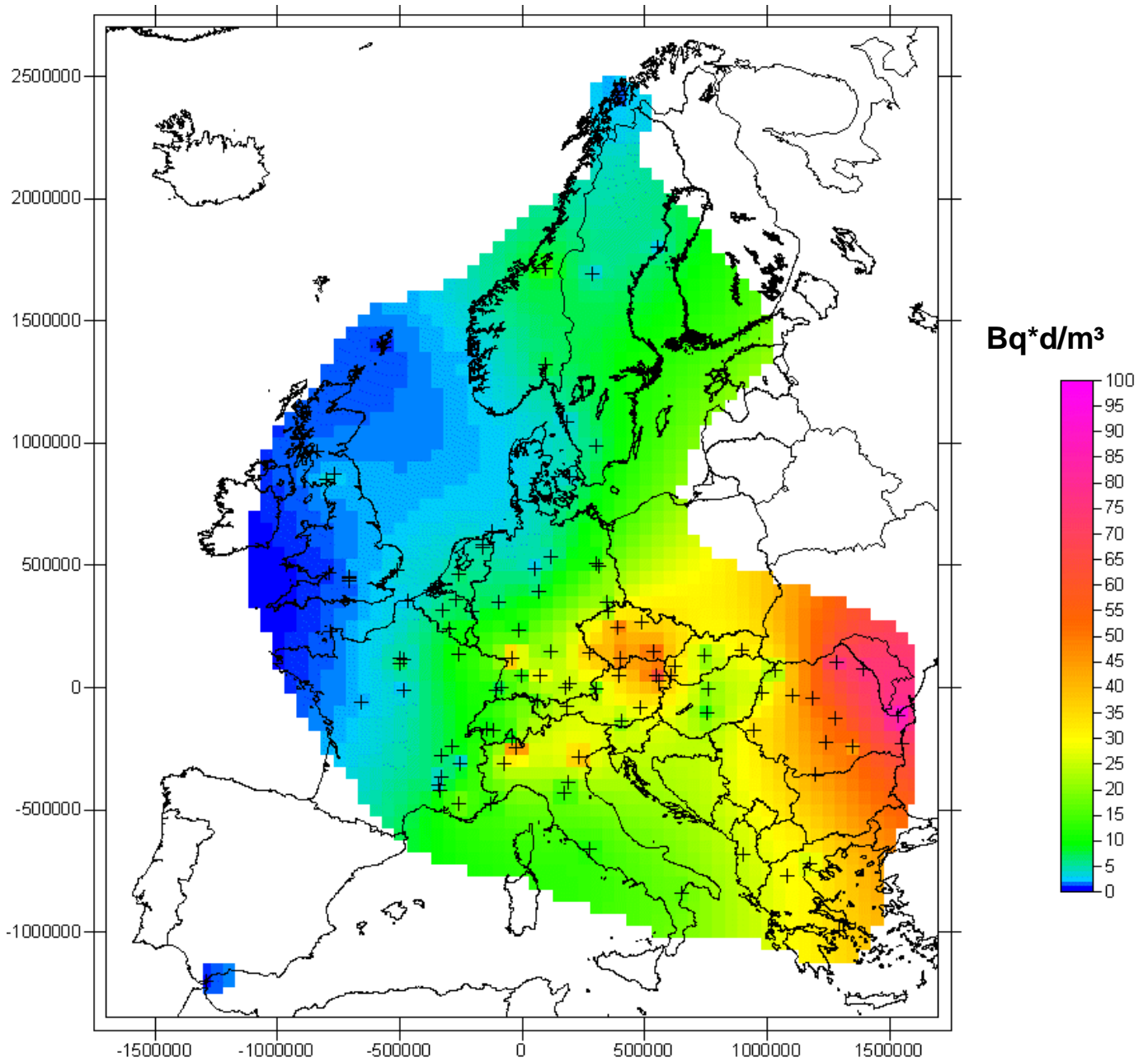
Zur Abschätzung der Strahlenexposition der oberösterreichischen Bevölkerung wurden alle verfügbaren Messwerte von  $^{131}\text{I}$  in der Luftfilterproben, während des Tschernobylfallouts 1986, gesammelt und aufbereitet. Die Daten stammen aus der Datenbank der Radioactivity Environmental Monitoring (REM) Arbeitsgruppe des Joint Research Centre der Europäischen Union. In dieser Datenbank werden die gemeldeten Daten zur radioaktiven Kontamination (Luft, Wasser und Boden) aller Mitgliedstaaten zusammengeführt. In Österreich waren zum Unfallzeitpunkt 336 Gamma-Messsonden des Österreichischen Frühwarnsystems in Betrieb, die homogen über das Bundesgebiet installiert sind. Diese zeichneten die in unterschiedlicher Höhe über dem Boden oder Dächern gemessenen Ortsdosisleistungen (ODL) in einem 2-Stunden Zeitintervall auf. Weiters waren zu diesem Zeitpunkt acht

Luftmonitorstationen in Betrieb (Wien, Seibersdorf, Graz, Klagenfurt, Linz, Salzburg, Innsbruck und Bregenz), die einen elementspezifischen Nachweis von Radionukliden in der bodennahen Luft erlauben und so die Konzentrationen des partikulären (part.)  $^{131}\text{I}$  in der Luft erfassen. In Wien wurde auch der gasförmige Anteil des Radioiod gemessen. Der zeitliche Verlauf der gemessenen  $^{131}\text{I}$  Aktivitätskonzentrationen (part.) in der Luft an den einzelnen österreichischen Messstellen ist in Abbildung 3 dargestellt. In Linz wurden die Maximalwerte am 2. Mai 1986, 7 Tage nach dem Reaktorunglück, gemessen. Weiters erkennt man, dass die  $^{131}\text{I}$  Aktivitätskonzentrationen bereits wenige Tage nach dem Eintreffen der radioaktiven Wolke in Österreich rasch wieder abgenommen haben.



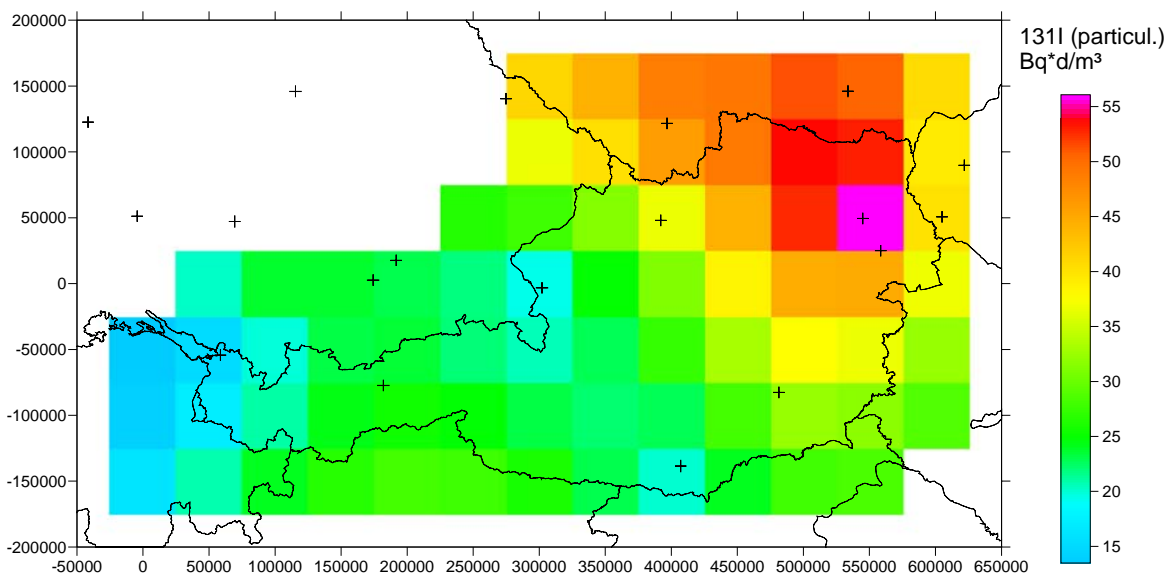
**Abbildung 3: Zeitlicher Verlauf der  $^{131}\text{I}$  Aktivitätskonzentration (part.) in der Luft**

Die kumulierten  $^{131}\text{I}$  Aktivitätskonzentrationen (part.) wurden in einer europäischen Karte (Abbildung 4) dargestellt. Man erkennt, dass die kumulierte  $^{131}\text{I}$  Aktivitätskonzentration in Europa über mehrere Faktoren variiert. Hohe  $^{131}\text{I}$  Aktivitätskonzentrationen wurden von Polen über Tschechien bis nach Wien, aber auch in Norditalien gemessen. Die höchste  $^{131}\text{I}$  Aktivitätskonzentration wurde in Prag gemessen, die höchste kumulierte  $^{131}\text{I}$  Aktivitätskonzentration in Wien. Für Österreich zeigt sich eine Tendenz zur Abnahme vom Nordosten hin zum Westen und Süden des Landes.



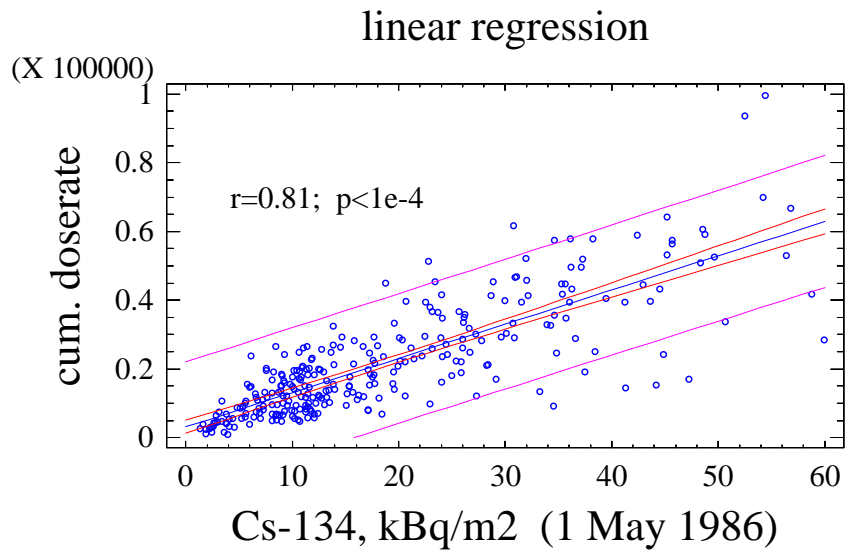
**Abbildung 4: Verteilung der kumulativen  $^{131}\text{I}$  Aktivitätskonzentrationen (part.) in der Luft über Europa (1986), Achseneinheit m (Lambertprojektion)**

Vergößert man in die Europakarte, so erhält man für Österreich das folgende Verteilungsmuster (Abbildung 5) der kumulativen  $^{131}\text{I}$  Aktivitätskonzentrationen (part.) in der Luft. Aufgrund der geringen Anzahl der Messpunkte (gekennzeichnet durch ein +) ist die Auflösung sehr schlecht. Die Werte zwischen den Beobachtungspunkten sind mittels ordinary kriging geschätzt, wobei die Autokorrelationsstruktur (Variogramm) aus allen verfügbaren europäischen Werten geschätzt ist; bei den Schätzwerten ist mit einiger Unsicherheit zu rechnen. (Die technischen Details der Schätzmethode und die Quantifizierung der Unsicherheiten ist hier weggelassen.)



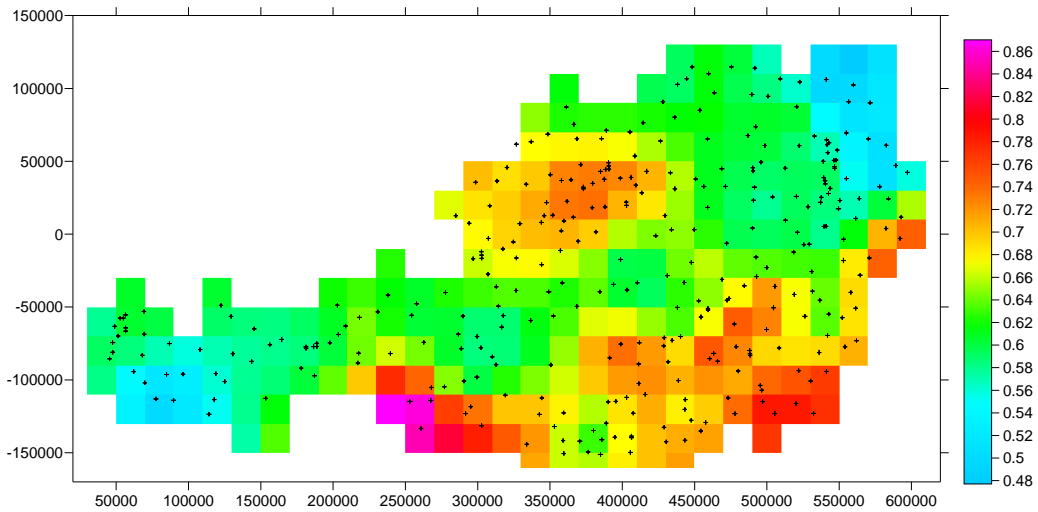
**Abbildung 5: Verteilung der gemessenen kumulativen  $^{131}\text{I}$  Aktivitätskonzentrationen (part.) in der Luft über Österreich (1986), Zellengröße: 50 x 50 km**

In einem nächsten Schritt wurden die gemessenen  $^{131}\text{I}$  Aktivitätskonzentrationen (part.) und die gemessenen Ortsdosisleistungen (ODL) mit den bekannten Radionuklidinventaren im Boden, genauer gesagt mit der  $^{134}\text{Cs}$  Bodenkontamination (Bossew et al. 2001) verglichen. Aufgrund der kurzen Halbwertszeit des  $^{134}\text{Cs}$  von 2,1 Jahren, kann man davon ausgehen, dass die gemessenen Aktivitätskonzentrationen ausschließlich durch den Tschernobylfallout verursacht wurden. Die räumliche Verteilung von  $^{134}\text{Cs}$  entspricht wiederum jener des durch Tschernobyl abgelagerten  $^{137}\text{Cs}$ , da das Verhältnis der beiden Cs-Isotope über Österreich nahezu konstant ist. Wie in Abbildung 6 zu sehen ist, korrelieren die beiden Variablen (kumulierte ODL und  $^{134}\text{Cs}$ ) gut miteinander ( $r=0,81$ ). Die Abweichung von der exakten Korrelation kann im Wesentlichen zwei Gründe haben: 1., die unterschiedliche Aufstellung der ODL-Monitore (auf Wiesen, befestigten Flächen, Dächern, usw.), wodurch die response pro Deposition bei den Detektoren mehr oder weniger verschieden ist. (In den Jahren nach Tschernobyl wurde die Aufstellung etlicher Monitore verändert, um eine bessere Vergleichbarkeit zu erreichen.) Ein 2. Grund kann der unterschiedliche Beitrag von Strahlung aus der Luft (Immersiondosis) während des Durchzugs der kontaminierten Wolke sein. Wie die Karten der Verteilung der Bodendeposition und der Luftkontamination zeigen, waren diese Größen geographisch ungleich verteilt, sodass der Beitrag der Immersion zur (dominanten) Bodenstrahlung zwischen den Messpunkten unterschiedlich ist. Die Modellannahme für die folgende Überlegung ist, dass die ersten Abweichungen i.w. geographisch zufallsverteilt sind, während die 2. Art der Abweichungen einen geographischen Trend aufweist. Es wird versucht diesen aus den Daten grob zu rekonstruieren, wobei als „Kalibrierung“ die gemessenen Luftkonzentrationen an den 8 Luftfilter-Messpunkten verwendet wird.



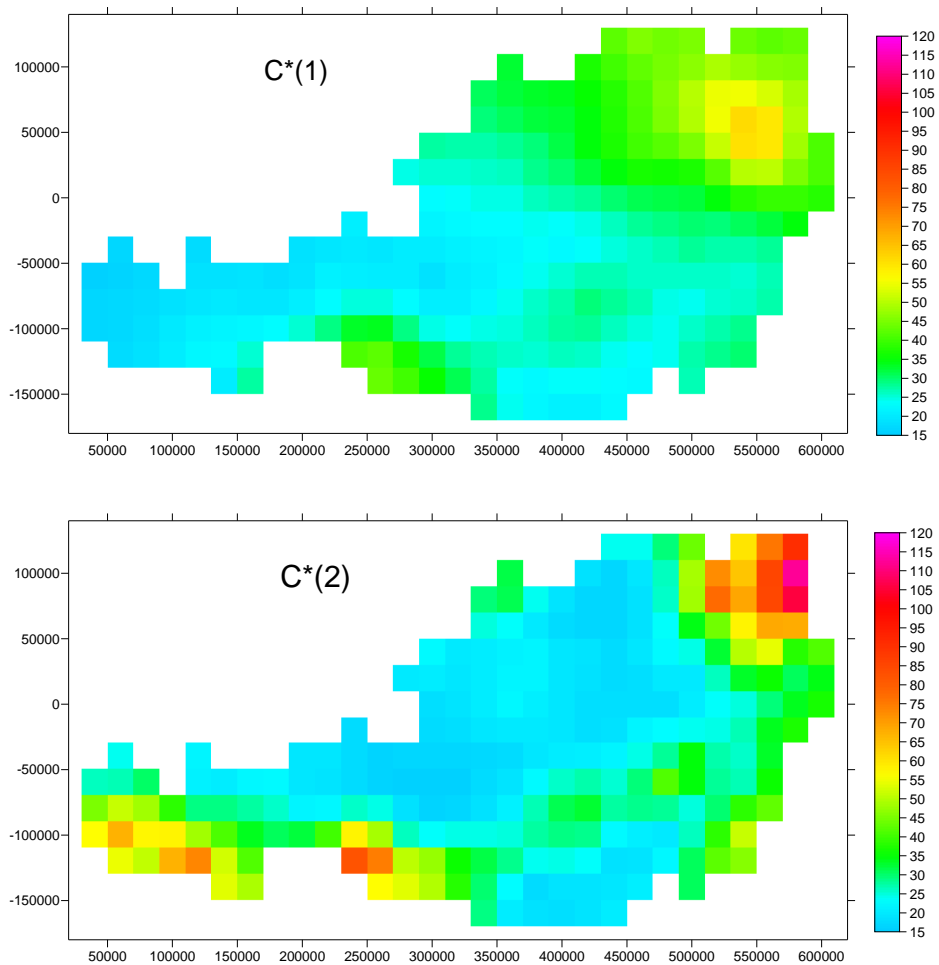
**Abbildung 6: Korrelation zwischen der kumulierten Ortsdosisleistungen (in (nSv/h)\*(2h)) und der <sup>134</sup>Cs Bodenkontamination in Österreich**

In einem ersten Schritt wird von den gemessenen ODL-Werten der Hintergrundwert vor Tschernobyl subtrahiert. Dieser wird aus Messwerten geschätzt, die vor dem Eintreffen der Wolke aufgezeichnet wurden. Die so korrigierten ODL-Zeitreihen wurden in zwei Teile, z1 und z2 geteilt, wobei z1 für das Zeitintegral der Dosis bis zum Zeitpunkt T<sub>0</sub> (= 9. Mai 1986, i.w. das Ende der Luftkontamination, siehe Abbildung 3) steht und z2 für das Zeitintegral der Dosis vom Zeitpunkt T<sub>0</sub> bis zum 3. Juni 1986 (also 30 Tage später). z1 enthält daher den Beitrag von Bodenstrahlung und Immersion, z2 nur den der Bodenstrahlung. Die Hypothese dieser Analyse ist, dass das Verhältnis z2/z1 (Abbildung 7) die räumliche Verteilung des Beitrags der Immersion widerspiegelt.



**Abbildung 7: Geographische Verteilung von  $z_2/z_1$ , Zellengröße 20 × 20 km**

Mittels zwei Regressionsmodellen (die technischen Details werden hier weggelassen) wurde die geographische Verteilung von  $z_2/z_1$  an den Standorten der Luftmonitore mit der dort gemessenen Luftkonzentration von  $^{131}\text{I}$  (stellvertretend für alle Radionuklide die zur Immersionsdosis beitragen) in Beziehung gesetzt. Daraus werden als nächster Schritt die kumulierten  $^{131}\text{I}$  (part.) Konzentrationen in der Luft ( $C^*1$ ,  $C^*2$ ) ermittelt (Abbildung 8). Die beiden Verteilungen sind sich grundsätzlich relativ ähnlich und entsprechen der zuvor in Abbildung 4 dargestellten Verteilung der gemessenen kumulativen  $^{131}\text{I}$  Aktivitätskonzentrationen (part.) in der Luft über Österreich (1986), was klar ist, da diese Werte ja zur Kalibrierung der Modelle verwendet wurden, zusätzlich sind aber mehr Details der geographischen Auflösung sichtbar. Eventuell werden im Modell  $C^*1$ , die im Nordosten des Landes gemessenen  $^{131}\text{I}$  Konzentrationen in der Luft unterschätzt. Für die weitere Analyse wurde das insgesamt etwas plausibler erscheinende Modell  $C^*1$  verwendet.



**Abbildung 8: Abgeschätzte räumliche Verteilung der kumulierten  $^{131}\text{I}$  (part.) Konzentrationen (in  $\text{Bq}\cdot\text{d}/\text{m}^3$ ) in der Luft**

Danach wurde die räumliche Verteilung der effektiven Dosis  $D(x)$  ermittelt:

$$D(x) = C(x) * \langle D \rangle / \langle C \rangle$$

$D(x)$ ...effektiven Dosis (in  $\mu\text{Sv}$ )

$C(x)$ ...lokale  $^{134}\text{Cs}$  Bodenkontamination oder kumulierte  $^{131}\text{I}$  Konzentration

$\langle D \rangle$ ...Referenzdosis = aus dem räumlichen (über die dargestellte Domäne) Mittelwert mittels Dosiskonversionsfaktoren geschätzte mittlere Dosis

$\langle C \rangle$ ...Räumlicher Mittelwert der Konzentration





Die geographische Verteilung der  $^{131}\text{I}$  Inhalationsdosis wurde folgendermaßen ermittelt:

$$\text{Inhal}(x) = C(x) * f * \text{DCF} * b$$

Inhal(x)...Inhalationsdosis (in  $\mu\text{Sv}$ )

C(x)...abgeschätzte kumulative Verteilung der  $^{131}\text{I}$  Konzentrationen (part.) in der Luft

f...Faktor (= 3) für elementares Iod

DCF...Dosiskonversionsfaktor lt. BSS (1996) für  $^{131}\text{I}$ : 1-jähriges Kind = 0,072; Erwachsener = 0,0074

b...Atemfrequenz lt. ICRP 71 (1995): 1-jähriges Kind = 0,35  $\text{m}^3/\text{h}$ ; Erwachsener = 1,5  $\text{m}^3/\text{h}$

Die geographische Verteilung der  $^{131}\text{I}$  Ingestionsdosis wurde folgendermaßen ermittelt:

$$\text{Ingest}(x) = \langle \text{Ingest} \rangle * C_s(x) / \langle C_s \rangle$$

Ingest(x)...Ingestionsdosis (in  $\mu\text{Sv}$ )

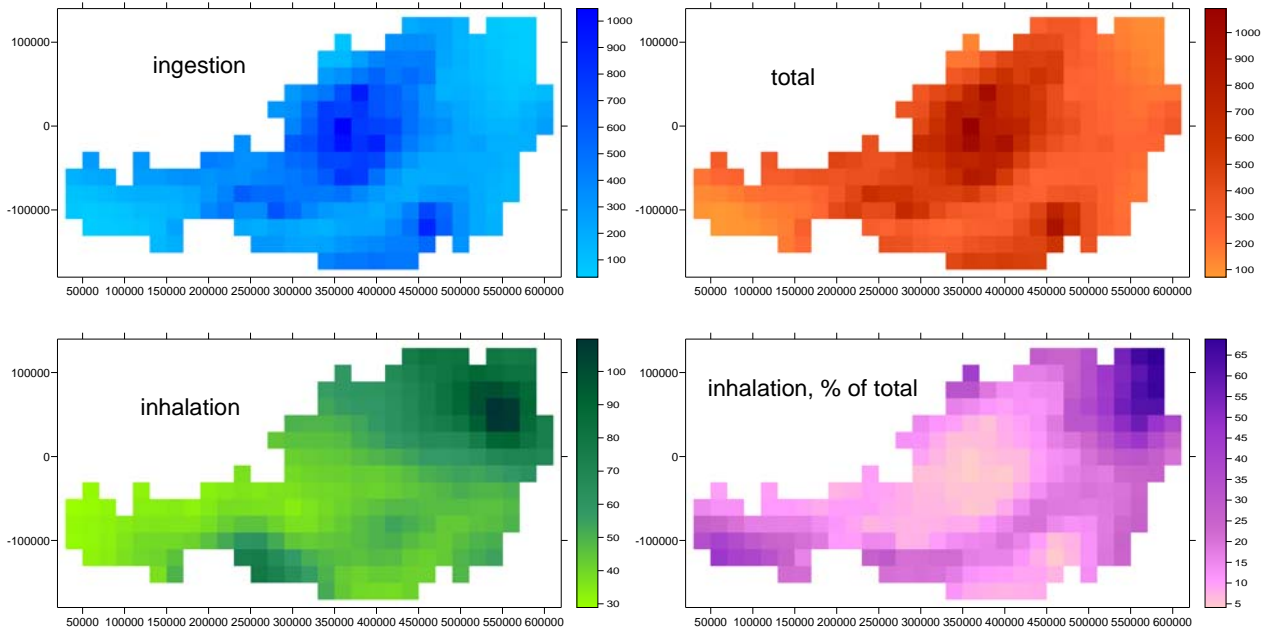
$\langle \text{Ingest} \rangle$ ...durchschnittliche Ingestionsdosis aus der Literatur

$C_s(x)$ ...geographische Verteilung der  $^{134}\text{Cs}$  Deposition von (1986)

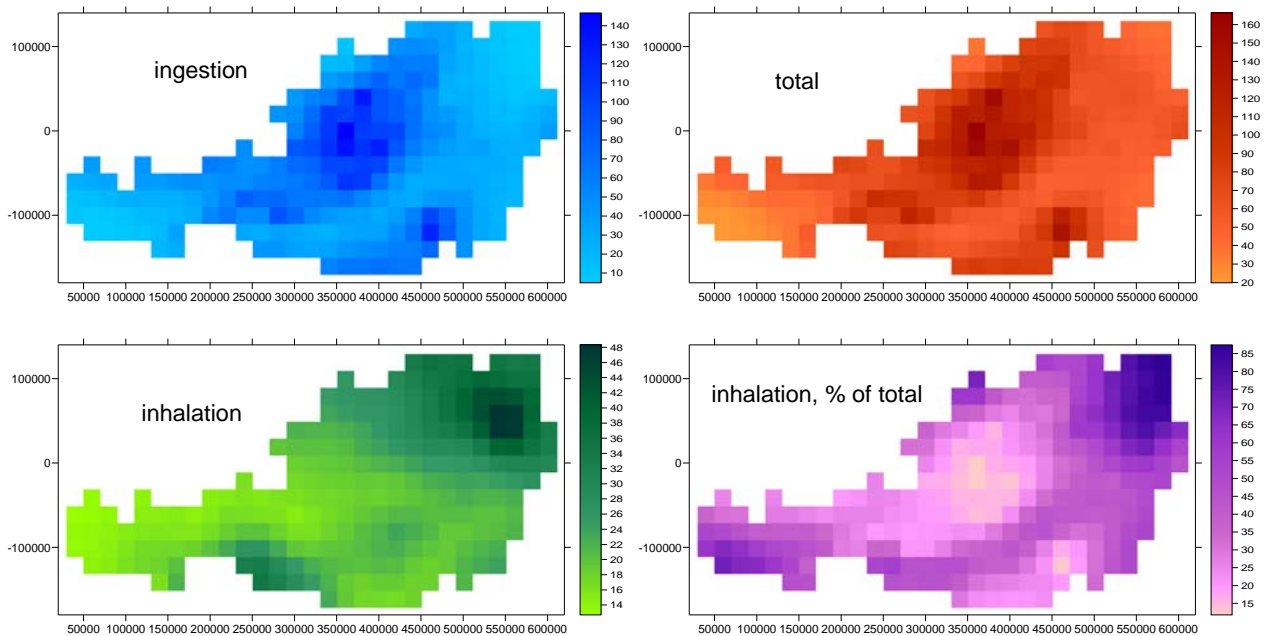
$\langle C_s \rangle$ ...durchschnittliche geographische Verteilung von  $^{134}\text{Cs}$  im Untersuchungsgebiet

Die Gesamtdosis durch  $^{131}\text{I}$  setzt sich aus der  $^{131}\text{I}$  Inhalationsdosis und  $^{131}\text{I}$  Ingestionsdosis zusammen. Die Ergebnisse dieser Ermittlungen sind in den folgenden beiden Abbildungen dargestellt. In Abbildung 9 und Abbildung 10 sind die ermittelten räumlichen Verteilungen der Ingestions-, Inhalations- und Gesamtdosis, sowie der Anteil der Inhalation an der Gesamtdosis durch  $^{131}\text{I}$  für ein 1-jähriges Kind bzw. für einen Erwachsenen dargestellt. Man erkennt, dass die räumliche Verteilung der Ingestionsdosis ident ist mit der Gesamtdosis, sowie der Verteilung der  $^{137}\text{Cs}$  Bodenkontamination in Österreich (Abbildung 2). Der Anteil der Inhalation an der Gesamtdosis ist ausschließlich im Nordosten Österreich hoch, dort wo die Gesamtdosis generell sehr niedrig ist.

Verwendet man die Dosiskonversionsfaktoren lt. BSS (1996) (für  $^{131}\text{I}$ : 1-jähriges Kind = 0,18; Erwachsener = 0,022) so ergibt sich, im österreichischen Durchschnitt, für ein 1-jähriges Kind eine Ingestionsdosis von 328  $\mu\text{Sv}$  und für einen Erwachsenen eine Ingestionsdosis von 46  $\mu\text{Sv}$ . Die von Mück (1987) ermittelten Ingestionsdosen liegen etwas niedriger, was darauf zurückzuführen ist, dass andere („ältere“) Dosiskonversionsfaktoren verwendet wurden.



**Abbildung 9: Ermittelte räumliche Verteilung der effektiven Dosis (in  $\mu\text{Sv}$ ) durch  $^{131}\text{I}$  für ein 1-jähriges Kind, sowie der Anteil der Inhalation an der Gesamtdosis**



**Abbildung 10: Ermittelte räumliche Verteilung der effektiven Dosis (in  $\mu\text{Sv}$ ) durch  $^{131}\text{I}$  für einen Erwachsenen, sowie der Anteil der Inhalation an der Gesamtdosis**



Ähnlich wie für  $^{131}\text{I}$ , wurde die Inhalations- bzw. Ingestionsdosis durch  $^{90}\text{Sr}$  für die österreichische Bevölkerung ermittelt. Der Anteil der gemessenen  $^{90}\text{Sr}$  Aktivitätskonzentrationen in der Luft wurde aus der Literatur entnommen Irlweck (1990) und Irlweck und Khademi (1993). Da der Beitrag des  $^{90}\text{Sr}$  zur Gesamtradioaktivität der Luft (1986) relativ gering war, kann man vermuten, dass die räumliche Verteilung über Österreich einigermaßen homogen sein wird und somit regionale Unterschiede – die für die epidemiologischen Auswertungen hinsichtlich der Leukämieinzidenz/-mortalität notwendig sind – schwer erfassbar sind.

Wie bereits zuvor wurde die Inhalations- bzw. Ingestionsdosis für  $^{90}\text{Sr}$  folgendermaßen ermittelt:

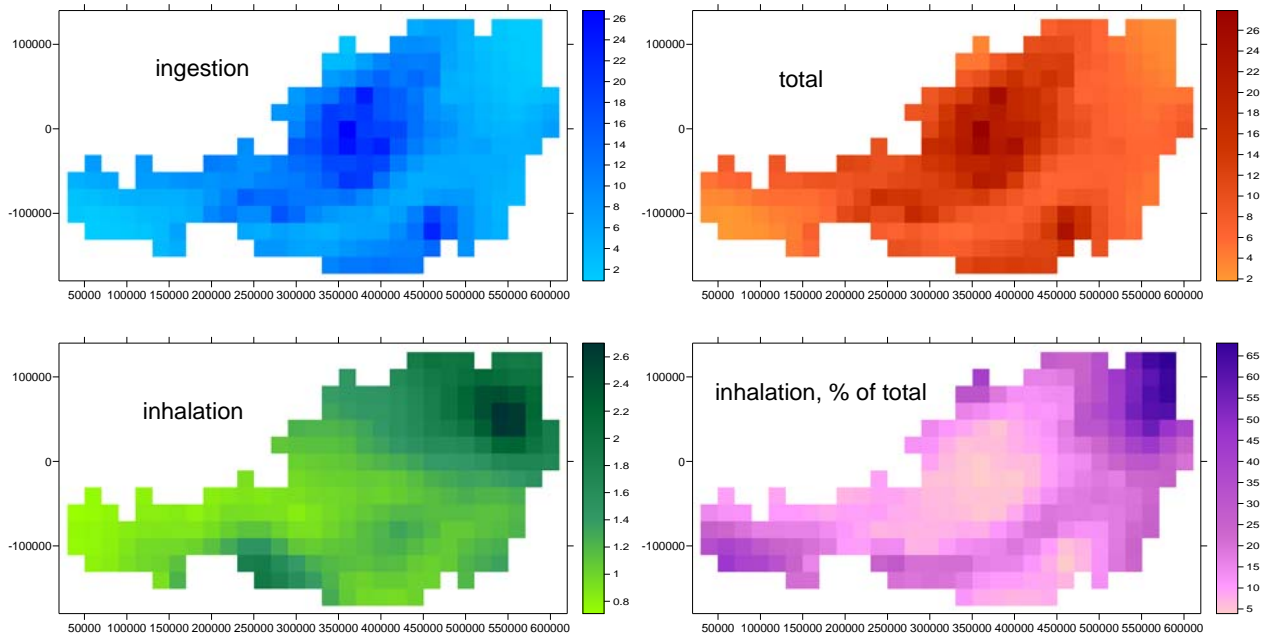
$$\text{Inhal}(x) = \langle \text{Inhal} \rangle C(x) / \langle C \rangle$$

$$\text{Ingest}(x) = \langle \text{Ingest} \rangle Cs(x) / \langle Cs \rangle$$

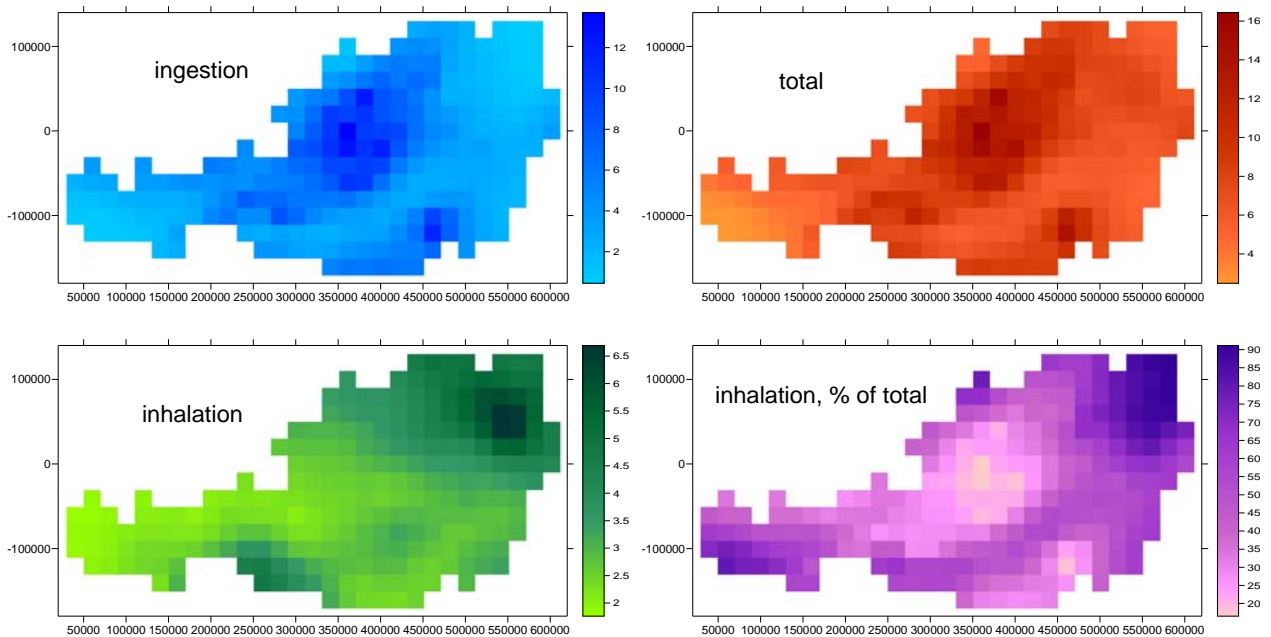
$\langle \text{Inhal} \rangle$  und  $\langle \text{Ingest} \rangle$  sind Referenzwerte, die aus der Literatur entnommen wurden (Mück 1988).  $\langle C \rangle$  ist wiederum das räumliche Mittel der kumulierten  $^{131}\text{I}$  Konzentrationen in der Luft.

Die von Mück et al. (1988) durch die  $^{90}\text{Sr}$ -Zufuhr in den ersten beiden Jahren nach dem Tschernobylfallout ermittelten Dosen liegen bei  $4,3 \mu\text{Sv}$  für Erwachsene und bei  $8,4 \mu\text{Sv}$  bei einem 1-jährigen Kind. Für die Inhalationsdosen geben Mück et al. (1988) Dosiswerte von  $1,14 \mu\text{Sv}$  für Erwachsene und  $0,46 \mu\text{Sv}$  für ein 1-jähriges Kind für den Zeitraum 1.5.1986-30.4.1988 an.

Die im Rahmen dieses Untersuchungsprogramms ermittelten räumlichen Verteilungen der Ingestions-, Inhalations- und Gesamtdosis durch  $^{90}\text{Sr}$  für ein 1-jähriges Kind bzw. einen Erwachsenen, sowie der Anteil der Inhalation an der Gesamtdosis, sind in den folgenden Abbildungen 11 und 12 dargestellt. Es zeigt sich dieselbe räumliche Verteilung, wie jene der effektiven Dosis durch  $^{131}\text{I}$  (Abbildung 9 und 10). Der Beitrag der Inhalation zur Gesamtdosis ist bei den Erwachsenen im Nordosten Österreichs besonders hoch, aber wie zuvor ist die Gesamtdosis niedrig.



**Abbildung 11: Ermittelte räumliche Verteilung der effektiven Dosis (in  $\mu\text{Sv}$ ) durch  $^{90}\text{Sr}$  für ein 1-jähriges Kind, sowie der Anteil der Inhalation an der Gesamtdosis**



**Abbildung 12: Ermittelte räumliche Verteilung der effektiven Dosis (in  $\mu\text{Sv}$ ) durch  $^{90}\text{Sr}$  für einen Erwachsenen, sowie der Anteil der Inhalation an der Gesamtdosis**



Das Ergebnis dieser Analysen ist, dass sich die zuvor angenommene räumliche Verteilung der durch den Tschernobylunfall verursachten Strahlenexposition, nämlich jene die durch  $^{137}\text{Cs}$  verursacht wurde, unter Berücksichtigung der  $^{131}\text{I}$  und  $^{90}\text{Sr}$  Inhalations- bzw. Ingestionsdosis nicht signifikant geändert hat. Nur im Nordosten von Österreich sind erhöhte Anteile der Inhalationsdosis an der Gesamtdosis zu beobachten. Da aber dort die Gesamtdosis gering ist, ändert sich das Verteilungsmuster kaum. Auf Basis dieser Ergebnisse kann man also davon ausgehen, dass die ursprüngliche Annahme, dass die räumliche Verteilung der  $^{137}\text{Cs}$  Bodenkontamination die räumliche Verteilung der zusätzlichen Strahlenexposition der Bevölkerung nach dem Tschernobylfallout ausreichend genau wiedergibt, richtig ist, oder dass anders gesagt die Berücksichtigung der Inhalation die räumliche Verteilung der Dosen kaum ändert.

## 6 Ökologisch-epidemiologische Auswertungen

Wie in Kapitel 5 festgestellt wurde, gibt die  $^{137}\text{Cs}$  Bodenkontamination die räumliche Verteilung für die zusätzliche Strahlenexposition der Bevölkerung durch den Tschernobylfallout 1986 ausreichend genau wieder. Deshalb konnte die bereits im Bericht von 2006 verwendete ökologisch-epidemiologischen Auswertungsmethodik durchgeführt bzw. bis in das Jahr 2010 fortgesetzt werden.

Die Auswertungen hinsichtlich der gesundheitlichen Auswirkungen des Tschernobylunfalls wurden für folgende Morbiditäts- und Mortalitätsursachengruppen durchgeführt:

- Totgeburten im Zeitraum von 1984 bis 2010
- Säuglingssterblichkeit (Neugeborenensterblichkeit im ersten Lebensjahr) im Zeitraum von 1987 bis 2010
- Mortalität Leukämie bei Kindern (0 bis <15 Jahre) im Zeitraum von 1983 bis 2010
- Morbidität (Inzidenz) Leukämie bei Kindern (0 bis <15 Jahre) im Zeitraum von 1983 bis 2009
- Mortalität Schilddrüsenkrebs im Zeitraum von 1980 bis 2010
- Morbidität (Inzidenz) Schilddrüsenkrebs im Zeitraum von 1983 bis 2008

Die für die Auswertungen verwendeten Daten wurden aus dem österreichischen Geburtsregister, dem Krebsregister und der Todesursachenstatistik der Statistik Austria entnommen. Diese Daten werden jährlich von der Abteilung für Epidemiologie, Zentrum für Public Health der Medizinischen Universität Wien, in anonymisierter Form angekauft und für wissenschaftliche Zwecke ausgewertet.

Die Daten des Geburtsregisters liegen derzeit für die Jahre 1970 bis 2010 vor, wobei eine Reihe von Merkmalen erst zu einem späteren Zeitpunkt erhoben wurde (wie z.B. der Geburtsmodus ab 1995).

Die Daten der Todesursachenstatistik, welche auf den amtlichen Totenscheinen beruht, sind seit 1970 als elektronischer Datensatz verfügbar. Im Zeitverlauf ergeben sich Veränderungen auf Grund der wechselnden verwendeten Kodierungen (1970-1980: ICD8, 1980-2001: ICD9, 2002- ICD10). In dieser Arbeit wurden diese Veränderungen der Kodierungen stets berücksichtigt und haben somit keinen Einfluss auf die Trendanalyse.



Die Häufigkeiten der an Krebs neu erkrankten Personen (Inzidenz) wurde dem Krebsregister für den Zeitraum 1983-2009 entnommen. Daten ab dem Jahr 2010 wurden wegen der noch laufenden Nacherfassungen und der damit nicht ausreichenden Vollständigkeit nicht in die Auswertung aufgenommen.

Im Gegensatz zum Geburtsregister, wo die gesamte Population vorliegt, ist die Basispopulation (alle unter Risiko befindlichen Personen Österreichs) im Krebsregister als auch in der Todesursachenstatistik (Totenschein) nicht enthalten. Die registrierten Fälle liegen in anonymisierter Einzeldatenform vor.

Inzidenzdaten für Leukämieerkrankungen (ICD10: C91-C95) für Personen unter 15 Jahre wurden für den Zeitraum 1987-2009 dem Krebsregister entnommen.

Mortalitätsdaten für Leukämie (ICD9: 204-208) für Personen unter 15 Jahre sind bis zum Jahr 2001 nach dem ICD9 kodiert und dementsprechend wurde die Auswertung für den Zeitraum 1987-2010 durchgeführt.

Inzidenzdaten für Schilddrüsenkrebserkrankungen (ICD10: C73) wurden für den Zeitraum 1983-2008 dem Krebsregister entnommen.

Mortalitätsdaten für Schilddrüsenkrebs (ICD9: 193) sind bis zum Jahr 2001 nach dem ICD9 kodiert und dementsprechend wurde die Auswertung für den Zeitraum 1980-2010 durchgeführt.

Für jeden politischen Bezirk  $i$  wurde eine standardisierte Mortalitätsrate ( $SMR$ ) ermittelt:

$$SMR_i = \frac{\sum_a \text{beobachtete\_Fälle}(a) \text{ im\_Bezirk\_}i}{\sum_a \text{erwartete\_Fälle}(a) \text{ im\_Bezirk\_}i}$$

Die erwarteten Fälle wurden für jeden Bezirk berechnet mit der

$$\text{österreichweit durchschnittlichen Rate} = \frac{\sum_a \text{beobachtete\_Fälle}(a)}{\sum_a \text{Population}(a)} \text{ als Referenzrate.}$$

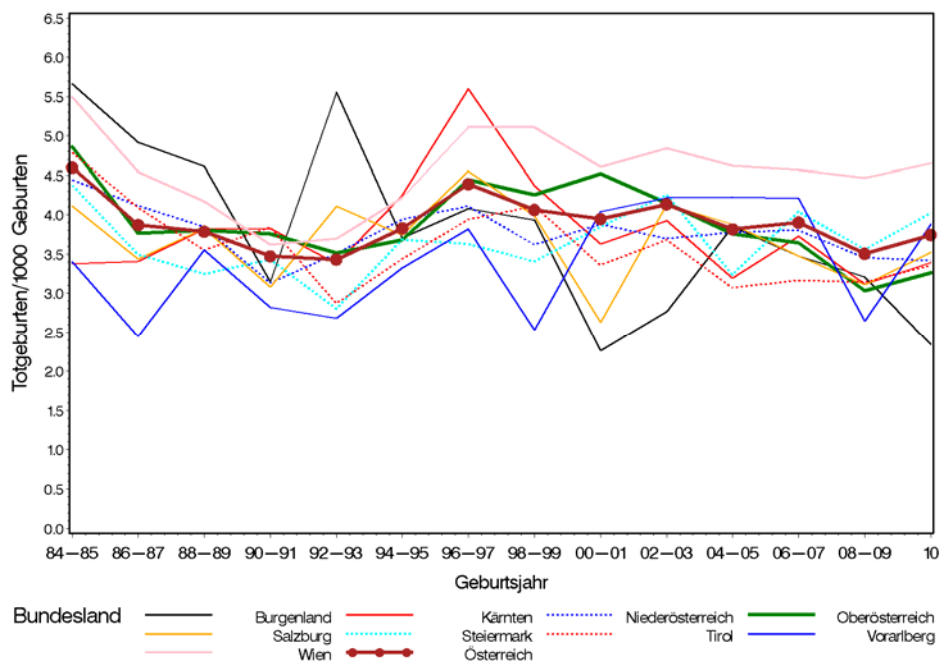
Der Index  $a$  läuft über den interessierenden Altersbereich von 0 - <15 bzw. 0 - 95. Die altersspezifischen Häufigkeiten wurden in 5-Jahres Altersgruppen von 0 - <15 für Leukämie und von 0 - 95+ für Schilddrüsenkrebs berechnet.

Die Analysen wurden für ganz Österreich und nicht nur für das Bundesland Oberösterreich durchgeführt, um eine bessere Vergleichbarkeit herzustellen.

## 7 Ergebnisse

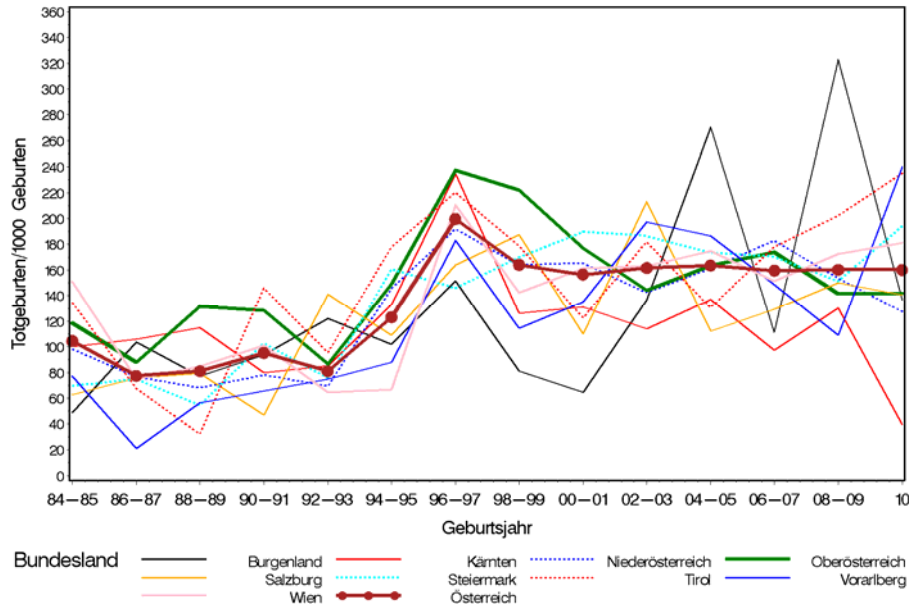
### 7.1 Totgeburten

Abbildung 13 zeigt den zeitlichen Verlauf der Totgeburten (bezogen auf 1000 Geborene) getrennt nach Bundesländern, als auch für Gesamtösterreich für den Zeitraum 1984 bis 2010. Um die in den kleineren Bundesländern erhebliche Variabilität zu verringern, wurden jeweils zwei Jahre zusammengefasst, bis auf das Einzeljahr 2010. In allen Bundesländern zeigt sich eine kontinuierliche Abnahme der Totgeburtenrate seit der Neudefinition im Jahre 1995. Seit 2004 liegt Oberösterreich unter dem Bundesdurchschnitt.

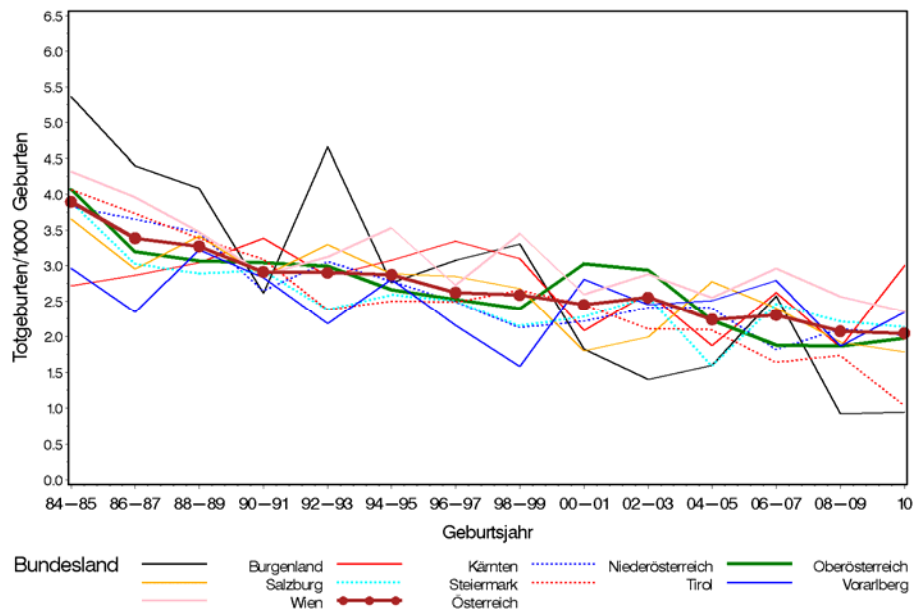


**Abbildung 13: Zeitlicher Verlauf der Anzahl der Totgeburten (bezogen auf 1000 Geborene) in den österreichischen Bundesländern im Zeitraum 1984-2010**

Um eine mögliche Wechselwirkung Zeit-Raum zu untersuchen, wurde die Abbildung 13 unterteilt in Totgeburten geboren in der  $\leq 30$ . und  $>30$ . Schwangerschaftswoche (SSW) und in den Abbildung 14 und 15 dargestellt. Es zeigt sich eine Stagnation der Totgeburtenrate für Gesamtösterreich. Oberösterreich liegt sowohl für Totgeborene  $\leq 30$ . SSW als auch  $>30$ . SSW seit 2004 im Bundesdurchschnitt.



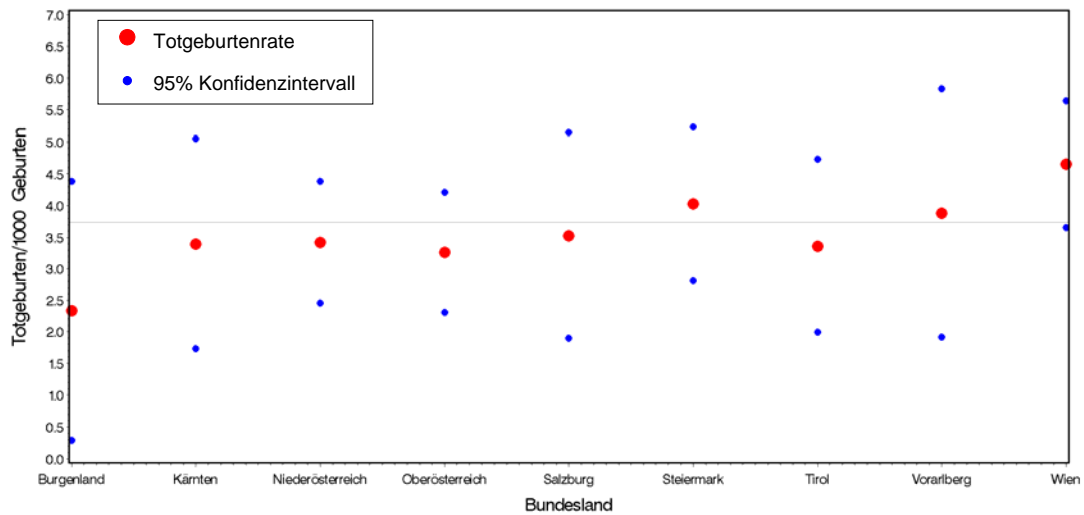
**Abbildung 14: Zeitlicher Verlauf der Anzahl der Totgeburten (bezogen auf 1000 Geborene) – geboren in  $\leq 30$ . SSW in den österreichischen Bundesländern im Zeitraum 1984-2010**



**Abbildung 15: Zeitlicher Verlauf der Anzahl der Totgeburten (bezogen auf 1000 Geborene) – geboren in  $> 30$ . SSW in den österreichischen Bundesländern im Zeitraum 1984-2010**

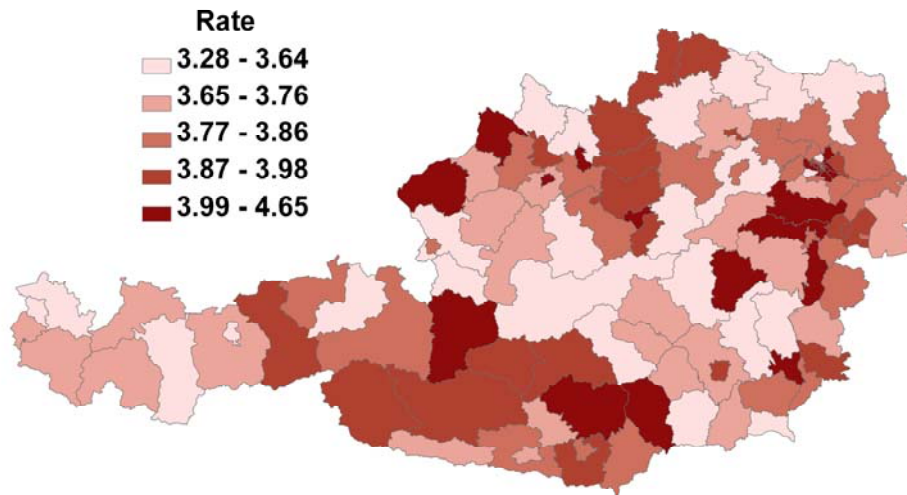


Abbildung 16 zeigt die Totgeburtenrate (Anzahl der Totgeburten/1000 Geburten), nach Bundesländern, für das Jahr 2010 mit den entsprechenden 95% Konfidenzintervallen. An der Weite der Intervalle ist erkenntlich, dass eine punktweise Interpretation der einzelnen Raten zu unsicheren Aussagen führt.



**Abbildung 16: Totgeburtenrate (Anzahl der Totgeburten/1000 Geburten) nach Bundesländern für das Jahr 2010**

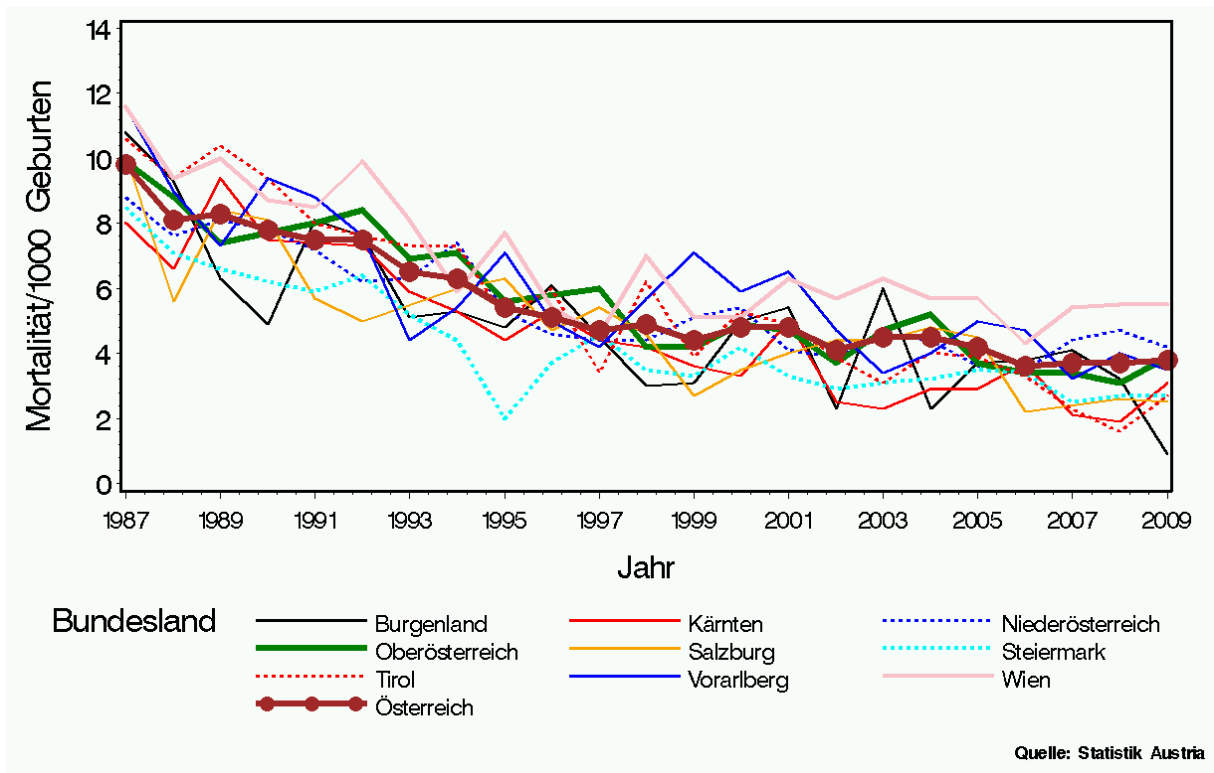
In Abbildung 17 ist die geographische Verteilung der Totgeburtenrate in ganz Österreich für die Jahre 1986-2010 dargestellt. Das Land Oberösterreich weist sowohl Bezirke mit niedriger als auch höheren Raten auf. Die beobachtete räumliche Verteilung sowie der zeitliche Verlauf der Totgeburtenrate lassen darauf schließen, dass die durch den Tschernobylfallout verursachte zusätzliche Strahlenexposition keinen signifikanten Effekt auf die Totgeburtenrate in Oberösterreich hatte.



**Abbildung 17: Geographische Verteilung der Totgeburtenrate (Anzahl der Totgeburten/1000 Geburten) in ganz Österreich im Zeitraum von 1986 bis 2010**

## 7.2 Säuglingssterblichkeit

In Abbildung 18 ist der zeitliche Verlauf der Säuglingssterblichkeit (Anzahl der Neugeborenen, die im 1. Lebensjahr verstorben sind) pro 1000 Lebendgeborene für Gesamtösterreich, als auch getrennt nach Bundesländern dargestellt. Es ist eine Abnahme der Rate für Gesamtösterreich bis 2006 zu erkennen, ab diesem Jahr stagniert die Rate. In ganz Österreich zeigt sich kein Anstieg der Säuglingssterblichkeit für das Jahr 1986. Der Wert für das Jahr 2009 ist mit den vorherigen Werten nicht direkt vergleichbar, da ab diesem Jahr auf eine verbesserte Vollzähligkeit der Anzahl von im Ausland verstorbenen Säuglingen seitens der Statistik Austria vermerkt wird.



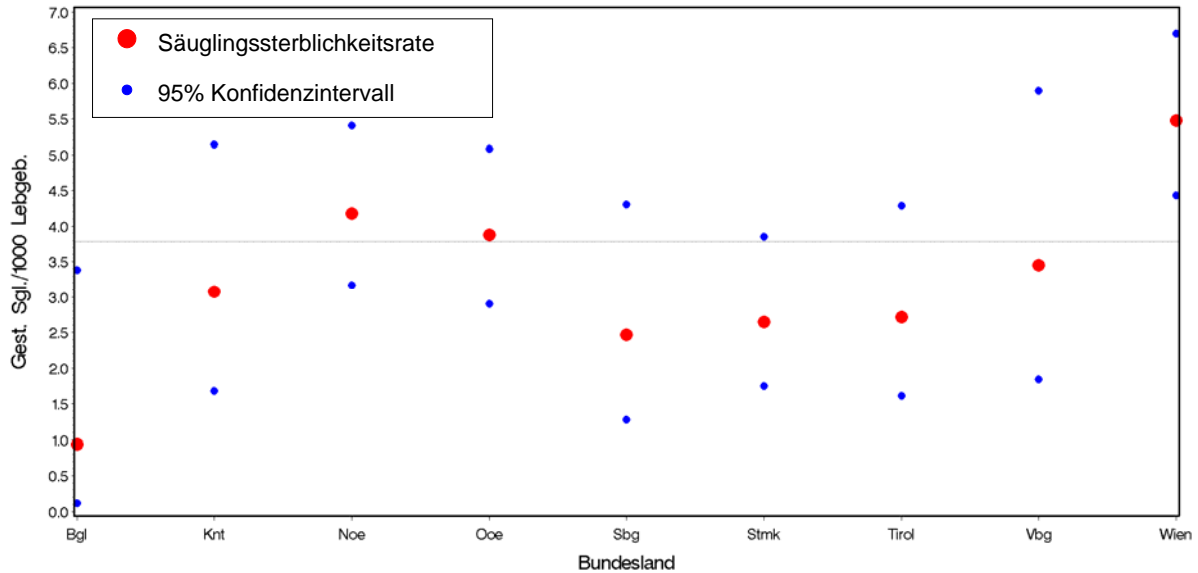
**Abbildung 18: Zeitlicher Verlauf der Säuglingssterblichkeit (Mortalität bezogen auf 1000 Geburten) in den einzelnen Bundesländern und Österreich im Zeitraum von 1987 bis 2009**

Das Land Oberösterreich weist in den letzten fünf Jahren eine leicht unter dem Österreichdurchschnitt befindliche Säuglingssterblichkeit auf. Die Variabilität der Raten wird in Abbildung 19 ersichtlich, in der die Säuglingssterblichkeitsrate nach Bundesland für das Jahr 2009 mit 95% Konfidenzintervall dargestellt wird. Bis auf das Bundesland Wien und Burgenland überdecken die Konfidenzintervalle aller Länder den österreichischen Durchschnitt (horizontale Linie bei 3.78). Ein Grund für Unterschiede in den Raten ist im Anteil von Lebendgeborenen mit Gestationsalter <29. SSW für den Zeitraum 1999-2010 zu sehen (Tabelle 1), in der Wien den höchsten Anteil mit 0.63% zeigt.



**Tabelle 1: Prozentanteil Lebendgeborener in <29. Schwangerschaftswoche (SSW) im Zeitraum von 1999 bis 2010 nach Bundesländern**

Bundesland	<29. beg. SSW
Burgenland	0.39
Kärnten	0.55
Niederösterreich	0.48
Oberösterreich	0.45
Salzburg	0.43
Steiermark	0.43
Tirol	0.36
Vorarlberg	0.41
Wien	0.63

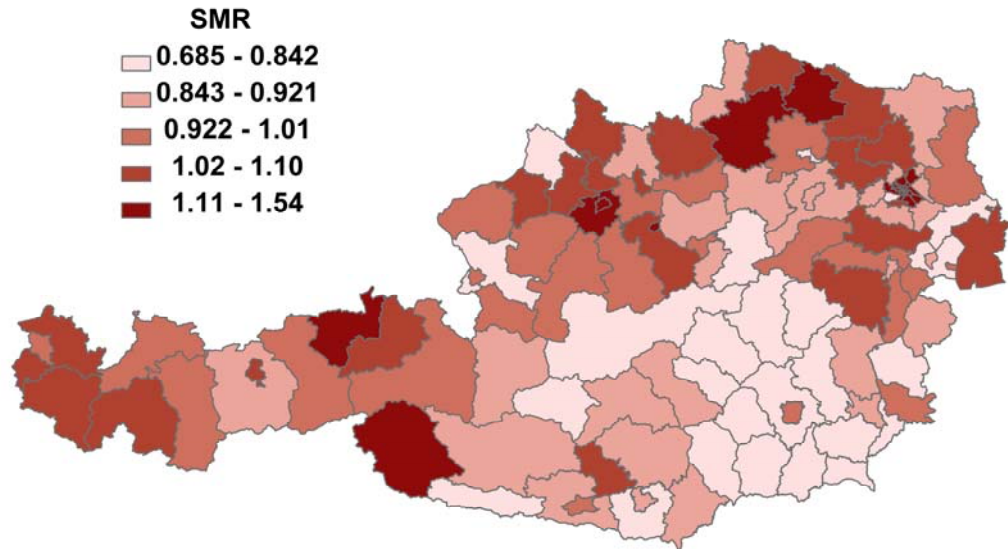


**Abbildung 19: Säuglingssterblichkeitsrate pro 1000 Lebendgeborene nach Bundesländern im Jahr 2009**

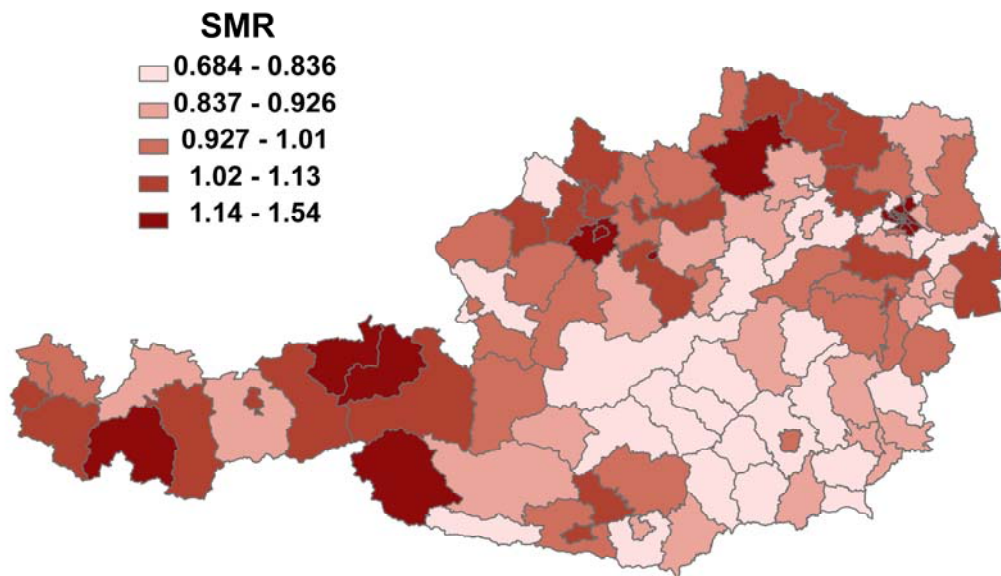
In Abbildung 20 ist die zeitlich-räumliche Entwicklung der Säuglingsterblichkeit anhand der standardisierten Mortalitätsraten (SMR) im Zeitraum 1987 bis 2010 dargestellt. Für den gesamten betrachteten Zeitraum zeigt sich eine markante niedrigere Mortalität im Großraum Steiermark. Dies geht auch aus der im Jahr 2006 abgeschlossenen Studie „*Tschernobylfolgen in Oberösterreich- Untersuchung der gesundheitlichen Auswirkungen der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl in besonders belasteten Gebieten Oberösterreichs*“ hervor und wird noch detaillierter in bereits publizierten Arbeiten erörtert (Waldhör et al. 2006 u. 2008, Waldhör und Heinzl 2011).

Betrachtet man die räumliche Verteilung der standardisierten Mortalitätsraten (SMR) nach den Zeitperioden 1987-1999 (Abbildung 21) und 2000-2010 (Abbildung 22) getrennt, erkennt man, dass die räumliche Ungleichheit abgenommen hat und sich nun auch die Steiermark dem Bundesdurchschnitt angenähert hat.

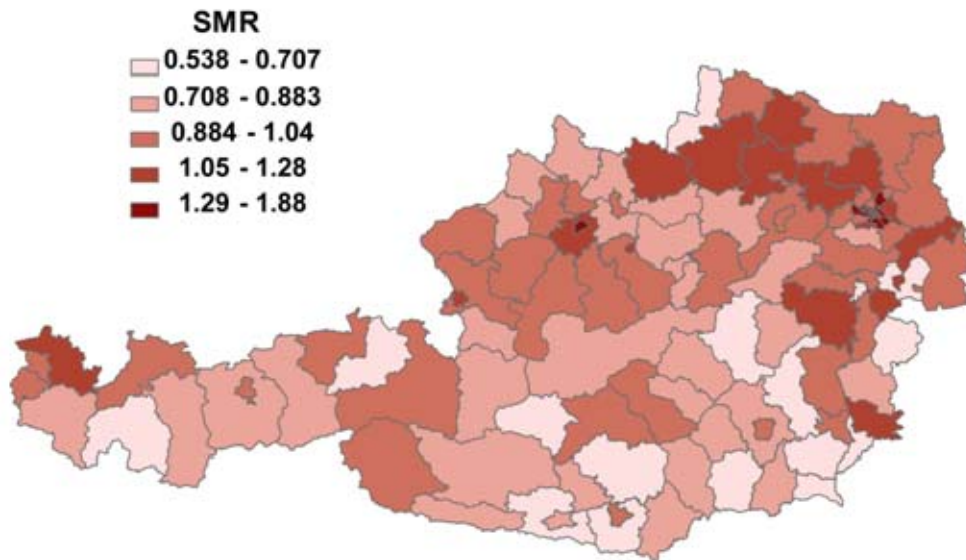
Der geographische Verteilung der standardisierten Mortalitätsraten (SMR) für die Säuglingssterblichkeit zeigt keine Korrelation mit der geographischen Verteilung der durch den Tschernobylfallout verursachten  $^{137}\text{Cs}$  Bodenkontamination (Abbildung 2). Somit zeigt sich auch hier kein Tschernobyleffekt.



**Abbildung 20: Geographische Verteilung der standardisierten Mortalitätsraten(SMR) für die Säuglingssterblichkeit in Österreich im Zeitraum von 1987 bis 2010**



**Abbildung 21: Geographische Verteilung der standardisierten Mortalitätsraten(SMR) für die Säuglingssterblichkeit in Österreich im Zeitraum von 1987 bis 1999**



**Abbildung 22: Geographische Verteilung der standardisierten Mortalitätsraten(SMR) für die Säuglingssterblichkeit in Österreich im Zeitraum von 2000 bis 2010**

**Kommentar von Dr. M. Wald (Neonatologe am AKH Wien) zu den Ergebnissen der Totgeburten und Säuglingssterblichkeit:**

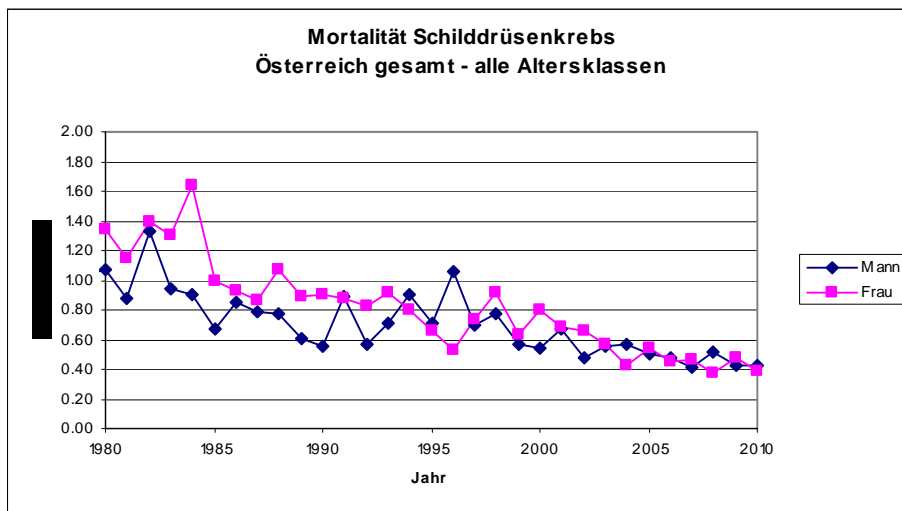
Anzumerken ist, dass Totgeburten und vor allem die Säuglingssterblichkeit nicht nur von biologischen Faktoren abhängen, welche unter Umständen von radioaktiver Strahlung beeinflusst werden. Können und Wissen von Geburtshelfern und Neonatologen sind ausschlaggebend, ob ein Un- oder Neugeborenes am Leben bleibt oder verstirbt. Dieses Wissen und Können hat sich durch verfeinerte Diagnoseverfahren und verbesserte Therapieansätze im Beobachtungszeitraum dramatisch weiterentwickelt. Diese positive Entwicklung kann einen biologischen Einfluss durch radioaktive Strahlung mehr als nur ausgleichen. Einzig Fehlgeburten in der Frühschwangerschaft sind mehrheitlich auf biologische Faktoren von Mutter und Kind zurückzuführen. Vor allem chromosomale und genetische Störungen sind die Hauptgründe für solche Frühaborte. Da diese jedoch nicht selten bereits zu einem Zeitpunkt geschehen, bei dem werdende Mütter noch gar nicht wissen, dass sie schwanger sind, ist die Inzidenz solcher Frühaborte nicht oder nur unzureichend zu dokumentieren.

### 7.3 Schilddrüsenkrebs

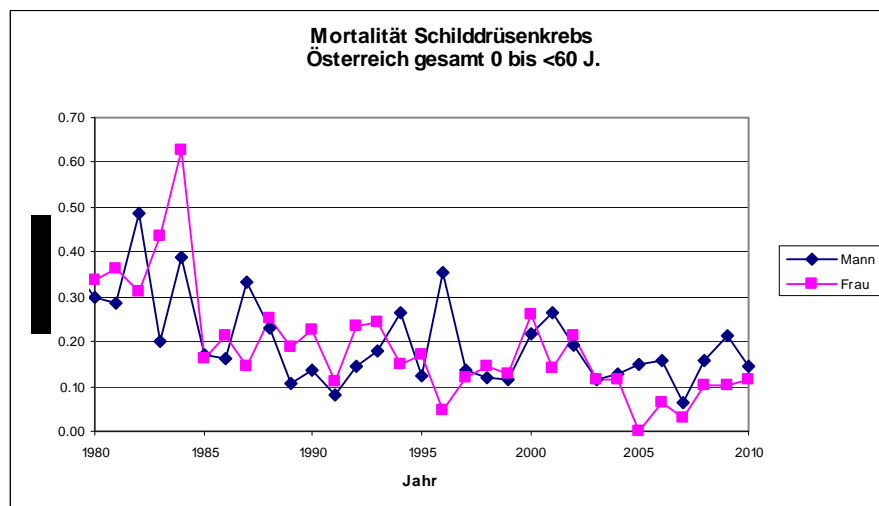
Im Folgenden ist die altersstandardisierte Mortalitätsrate (ASR) für Gesamtösterreich getrennt nach Geschlecht für alle Altersklassen gesamt (Abbildung 23) und getrennt für die beiden Altersklassen 0-<60 Jahre (Abbildung 24) und 60+ (Abbildung 25) dargestellt. Auf Grund der sehr geringen Häufigkeit an verstorbenen Personen in jungen Jahren wurde die jüngere Altersgruppe mit 0 bis unter 60 Jahren festgesetzt.

Für alle Altersgruppen zeigt sich ein signifikanter Abfall der Mortalitätsrate mit  $p < 0.01$  seit 1980.

Nur in der Gruppe der 0-<60 Jährigen ist seit Anfang der 2000-er Jahre ein unregelmäßiger Verlauf der Rate zu beobachten, welcher aber aufgrund der sehr kleinen Häufigkeiten mit weiten Konfidenzintervallen und damit großer Unsicherheit behaftet ist. Beispielsweise erstreckt sich das 95% Konfidenzintervall für die 0-<60 Jährigen für das Jahr 2010 von 0.06 bis 0.30 für Männer und 0.03 bis 0.27 für Frauen und erlaubt somit nur sehr unsichere Aussagen bezüglich des tatsächlichen Wertes der Rate in dieser Altersgruppe.

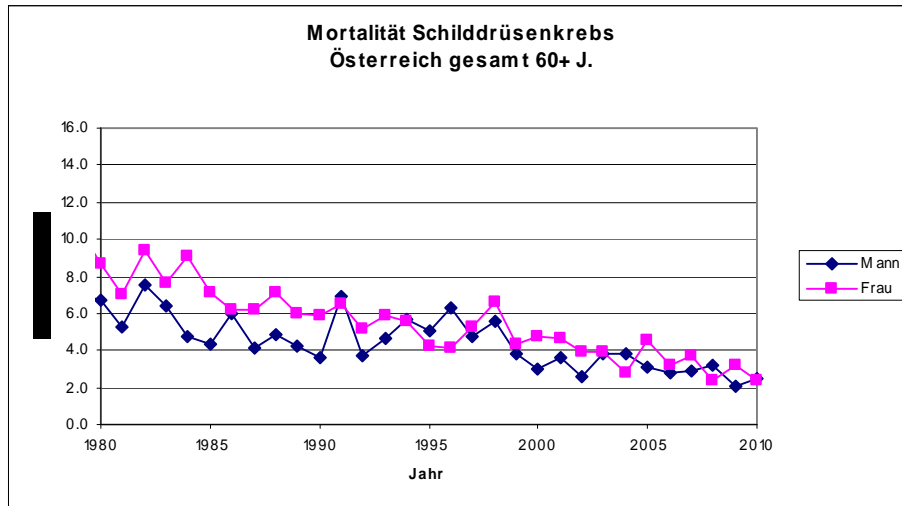


**Abbildung 23: Altersstandardisierte Mortalitätsrate (ASR) bei Schilddrüsenkrebs für Gesamtösterreich getrennt nach Geschlecht**



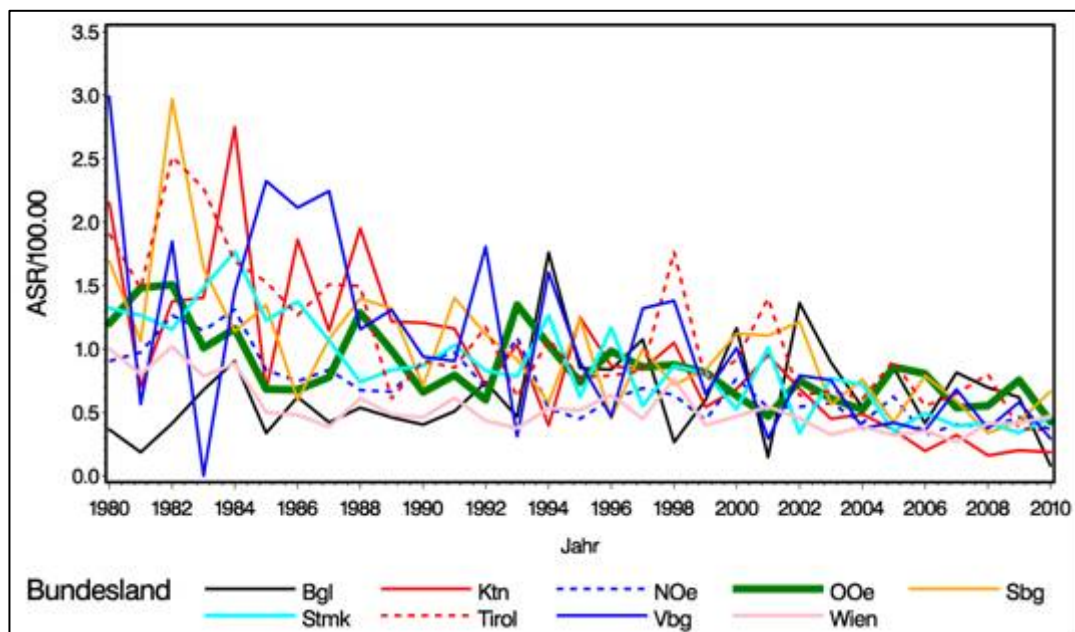
**Abbildung 24: Altersstandardisierte Mortalitätsrate (ASR) der 0 bis <60 Jährigen bei Schilddrüsenkrebs für Gesamtösterreich getrennt nach Geschlecht**





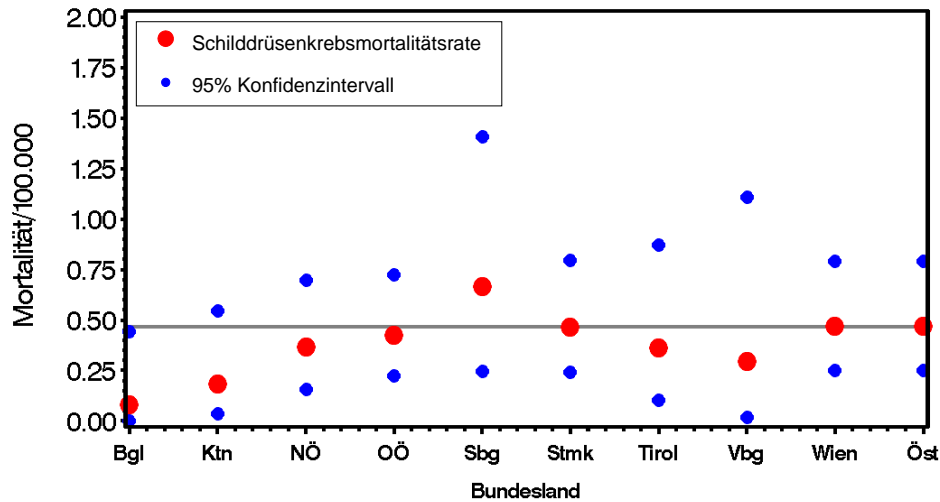
**Abbildung 25: Altersstandardisierte Mortalitätsrate (ASR) der 60+ Jährigen bei Schilddrüsenkrebs für Gesamtösterreich getrennt nach Geschlecht**

Die zeitliche Entwicklung der alterstandardisierten Mortalitätsrate nach Bundesländern ist in Abbildung 26 dargestellt. In Abbildung 27 sind zusätzlich die 95% Konfidenzintervalle für das Jahr 2010 abgebildet, um die Variabilität zu verdeutlichen.



**Abbildung 26: Zeitlicher Verlauf der alterstandardisierte Mortalitätsrate (ASR) bei Schilddrüsenkrebs in den einzelnen Bundesländern und Österreich im Zeitraum von 1980 bis 2010**

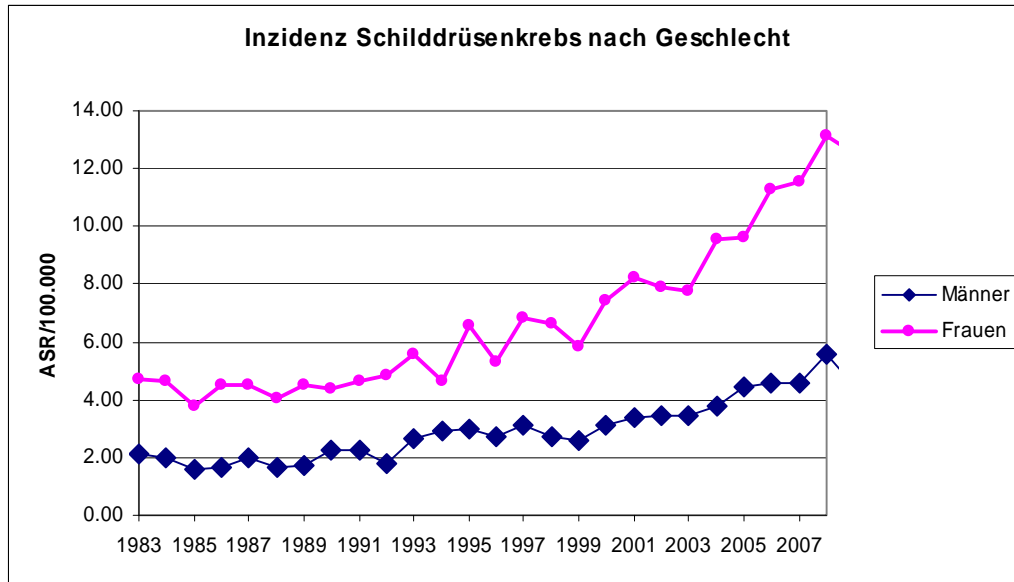
Aus beiden Darstellungen geht hervor, dass Oberösterreich sich bezüglich Mortalität im Mittelfeld der Bundesländerraten befindet und in den letzten Jahren keine nennenswerten Änderungen aufgetreten sind.



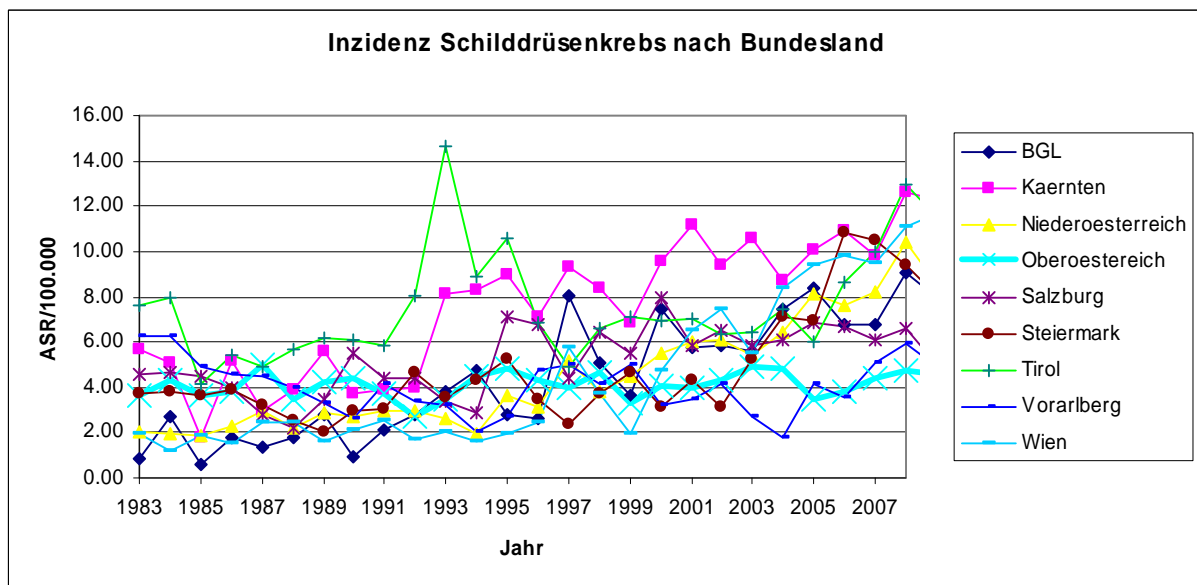
**Abbildung 27: Schilddrüsenkrebsmortalitätsrate nach Bundesländern und für Österreich im Zeitraum von 2009 bis 2010**

In den Abbildungen 28 bis 30 wird die altersstandardisierte Inzidenzrate (ASR) von Schilddrüsenkrebs im Zeitverlauf bis 2008 für Gesamtösterreich getrennt nach Geschlecht (Abbildung 28), für die Inzidenz nach Bundesländern beide Geschlecht gesamt (Abbildung 29) und die Inzidenz mit 95% Konfidenzintervall nach Bundesland (Abbildung 30) gezeigt. Die Inzidenzrate für das Land Oberösterreich liegt bis zum Jahr 2002 im Mittel aller Raten, ab 2000 hingegen klar im unteren Bereich.

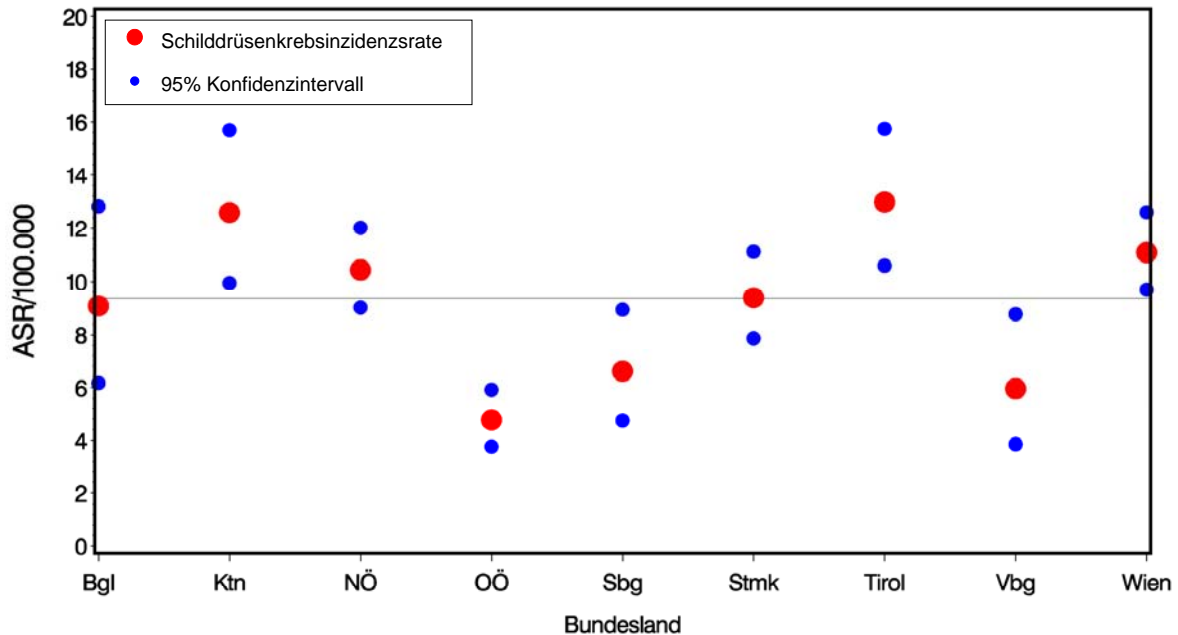
Die Inzidenz des Jahres 2009 wurde wegen zum Zeitpunkt der Erstellung nicht ausreichender Vollzähligkeit auf Grund von Nachmeldungen nicht in die Auswertung miteinbezogen.



**Abbildung 28:** Zeitlicher Verlauf der altersstandardisierten Inzidenzrate (ASR) von Schilddrüsenkrebs getrennt nach Geschlecht für Österreich im Zeitraum von 1983 bis 2008



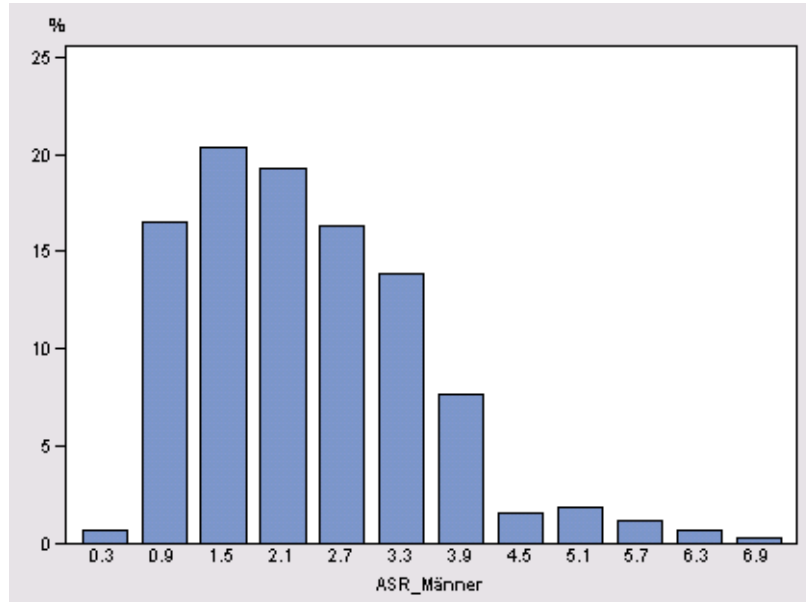
**Abbildung 29:** Zeitlicher Verlauf der altersstandardisierten Inzidenzrate (ASR) von Schilddrüsenkrebs in den einzelnen Bundesländern im Zeitraum von 1983 bis 2008



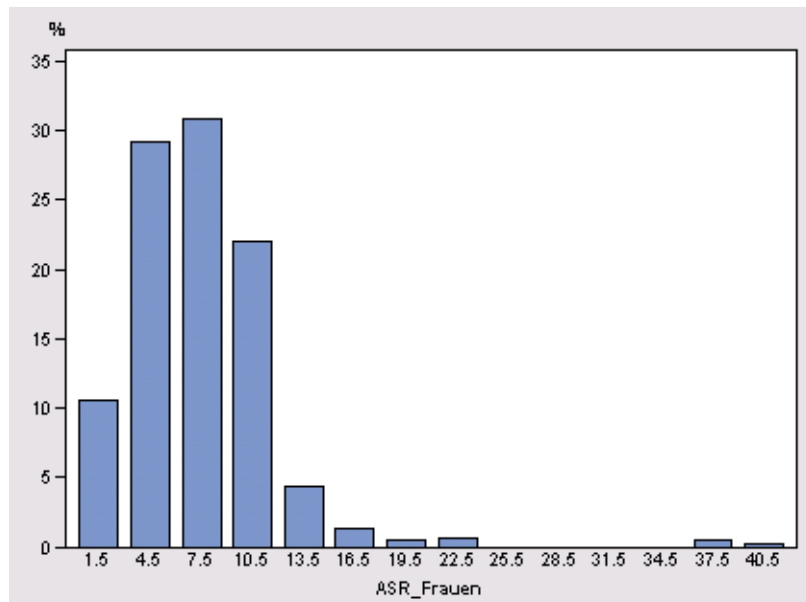
**Abbildung 30: Altersstandardisierten Inzidenzrate (ASR) von Schilddrüsenkrebs nach Bundesländern für das Jahr 2008**

In Abbildung 28 ist ein Anstieg der Inzidenz bei beiden Geschlechtern seit ca. 1991 ersichtlich. Dieser Trend wird in vielen anderen Ländern der Welt beobachtet und wird dem höheren Erfassungsgrad (Meldegenauigkeit) sowie vor allem der Einführung verbesserter diagnostischer Verfahren zugeschrieben. Diese ermöglichen die vermehrte Erfassung von kleineren Tumoren (Wartofsky 2010, Davies und Welch 2006, Enewold et al. 2009).

In den Abbildungen 31 und 32 sind zum Vergleich mit anderen Ländern die Verteilungen der Inzidenzraten für Männer und Frauen aus dem IARC Bericht „Cancer Incidence in Five Continents“ (2007) dargestellt. Die für die Darstellungen verwendete altersstandardisierte Rate unterscheidet sich von den für diesen Bericht erstellten Raten auf Grund einer unterschiedlichen Standardbevölkerung. Mit einer Österreichrate von 2.8 (Männer) und 6.5 (Frauen) befindet sich Österreich im Mittelfeld.



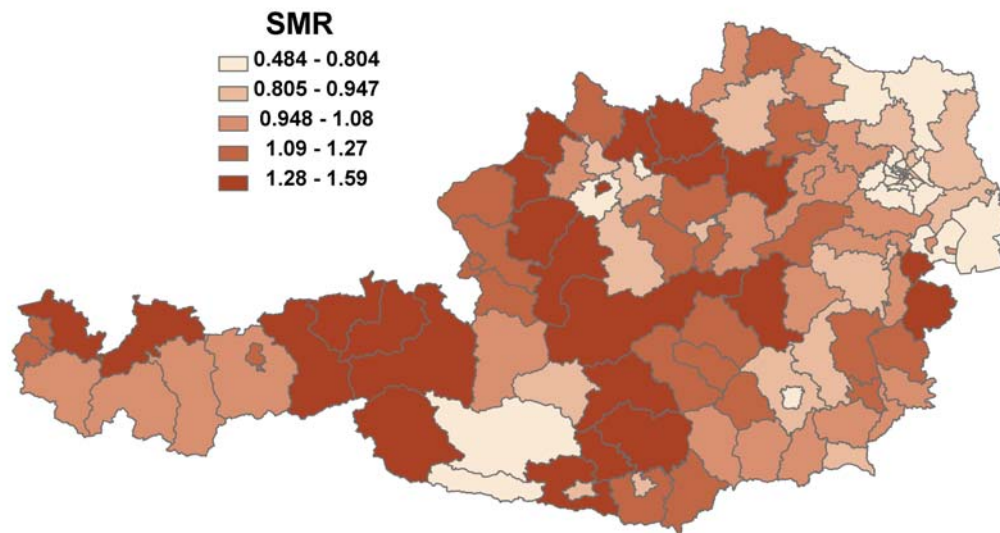
**Abbildung 31: Verteilung der Schilddrüsenkrebsinzidenzraten bei Männer weltweit (2007)**



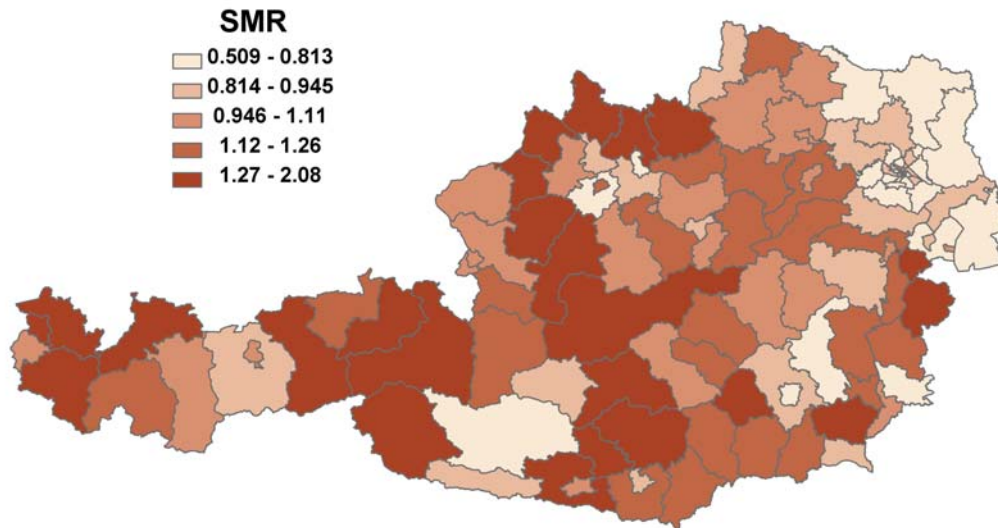
**Abbildung 32: Verteilung der Schilddrüsenkrebsinzidenzraten bei Frauen weltweit (2007)**

Nachfolgend ist die räumliche Verteilung der standardisierten Mortalitätsrate (SMR) bei Schilddrüsenkrebs nach den österreichischen politischen Bezirken dargestellt. Abbildung 33 zeigt die Verteilung für den gesamten Untersuchungszeitraum von 1987 bis 2010. Abbildungen 34 und 35 zeigen zusätzlich die räumliche Verteilung, gegliedert nach den Perioden 1987-1999 und 2000-2010, um eine mögliche Wechselwirkung Zeit mit Raum abschätzen zu können.

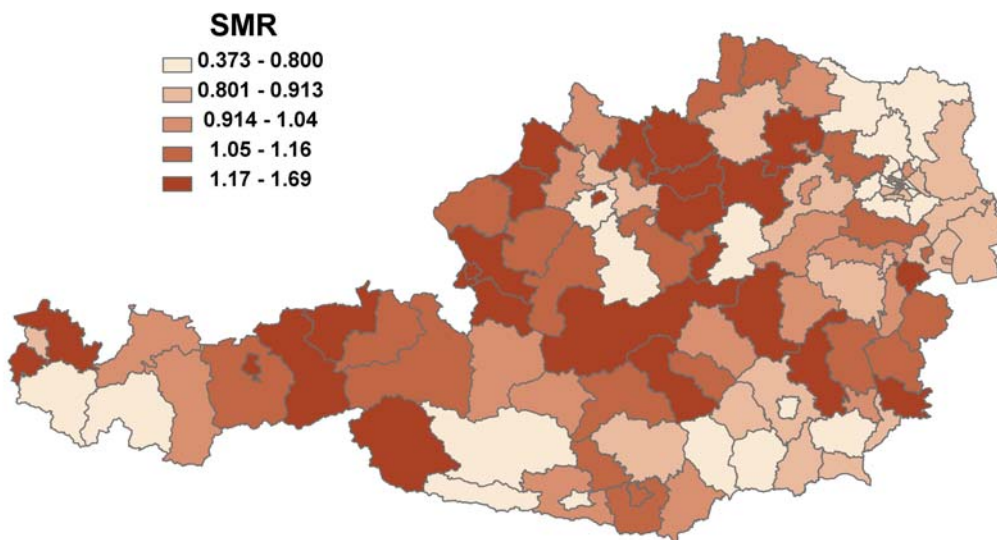
Weiters ist in den Abbildungen 36 und 37 die räumliche Verteilung der Mortalität für unter 60 Jährige und 60+ Jährige dargestellt. Es zeigt sich, dass im Vergleich zu der im Jahr 2006 abgeschlossenen Studie „*Tschernobylfolgen in Oberösterreich- Untersuchung der gesundheitlichen Auswirkungen der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl in besonders belasteten Gebieten Oberösterreichs*“ die Verteilung nicht verändert hat und für keine der Zeitperioden ein Zusammenhang mit der durch den Tschernobylunfall verursachten zusätzlichen Exposition ersichtlich ist.



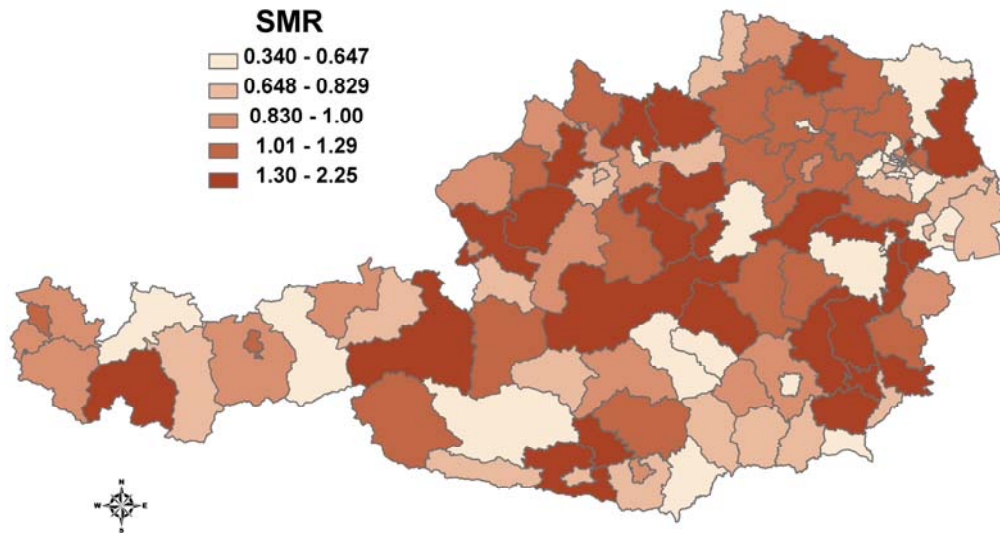
**Abbildung 33: Geographische Verteilung der standardisierten Mortalitätsraten (SMR) bei Schilddrüsenkrebs in Österreich im Zeitraum von 1987 bis 2010**



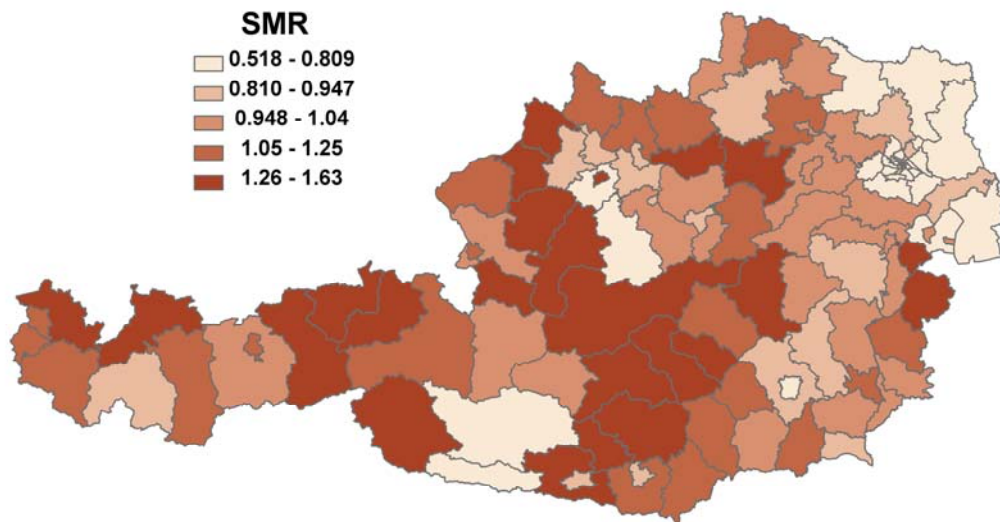
**Abbildung 34: Geographische Verteilung der standardisierten Mortalitätsraten (SMR) bei Schilddrüsenkrebs in Österreich im Zeitraum von 1987 bis 1999**



**Abbildung 35: Geographische Verteilung der standardisierten Mortalitätsraten (SMR) bei Schilddrüsenkrebs in Österreich im Zeitraum von 2000 bis 2010**



**Abbildung 36: Geographische Verteilung der standardisierten Mortalitätsraten (SMR) der 0 bis <60 Jährigen bei Schilddrüsenkrebs in Österreich im Zeitraum von 1987 bis 2010**

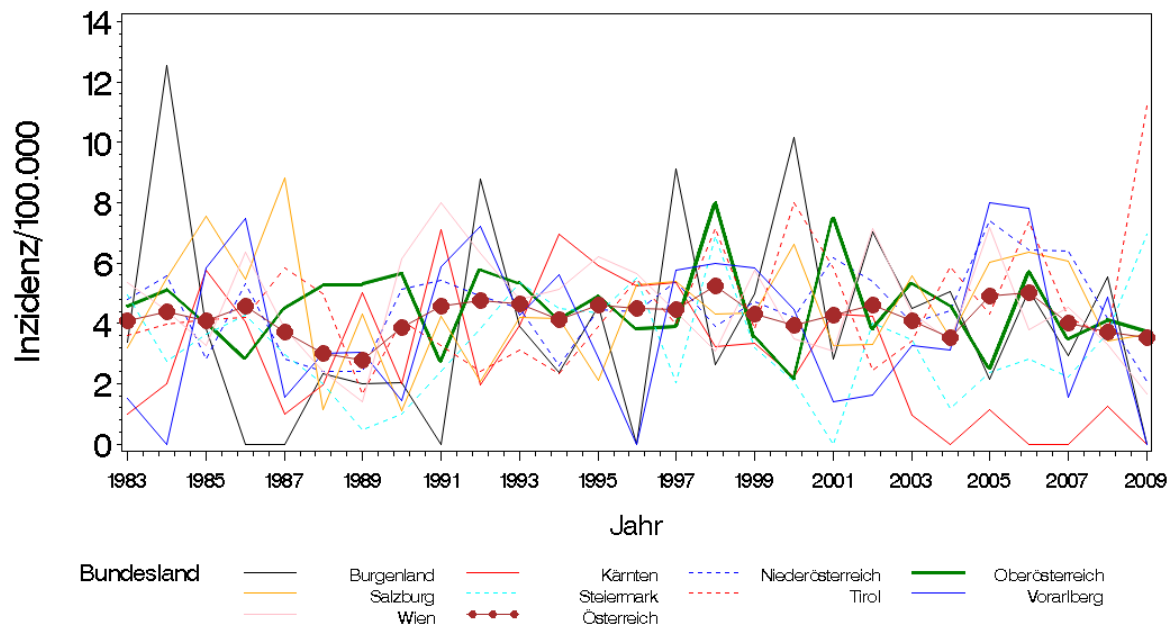


**Abbildung 37: Geographische Verteilung der standardisierten Mortalitätsraten (SMR) der 60+ Jährigen bei Schilddrüsenkrebs in Österreich im Zeitraum von 1987 bis 2010**



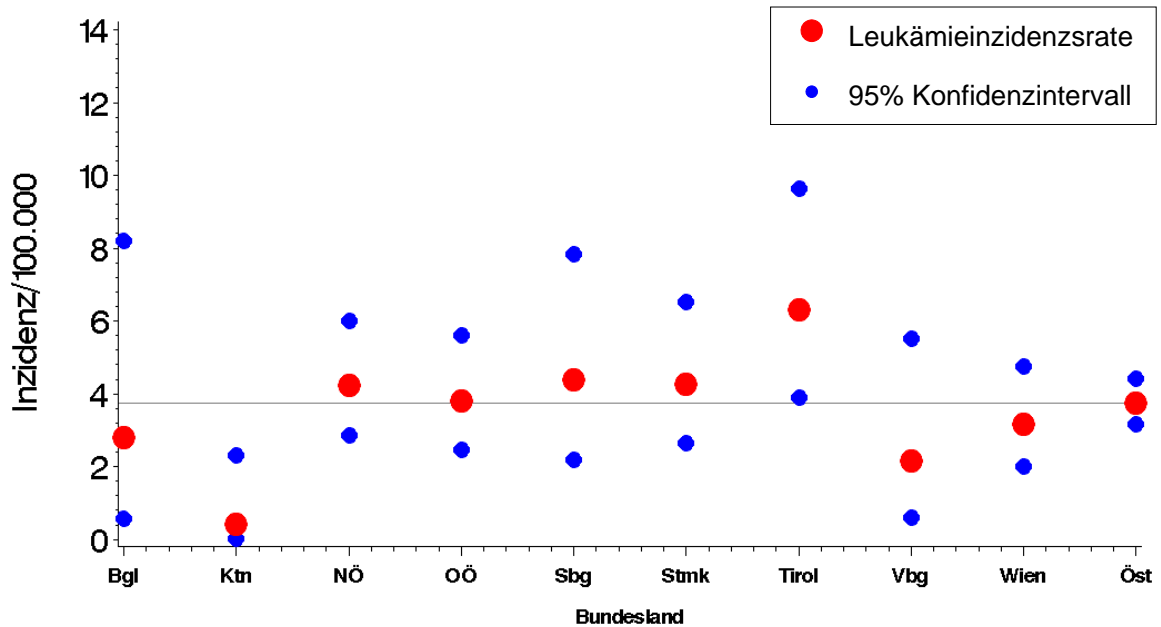
## 7.4 Leukämie

Der zeitliche Verlauf der altersstandardisierten Krebsinzidenzrate (ASR) für Leukämie bei Kindern <15 Jahre in den einzelnen Bundesländern und Gesamtösterreich ist in Abbildung 38 dargestellt. Bedingt durch die geringe Anzahl an Fällen ist die Variabilität (mit Werten zwischen 0 und 12) groß. Die Inzidenz in Oberösterreich entspricht dem stagnierenden Verlauf von Gesamtösterreich.



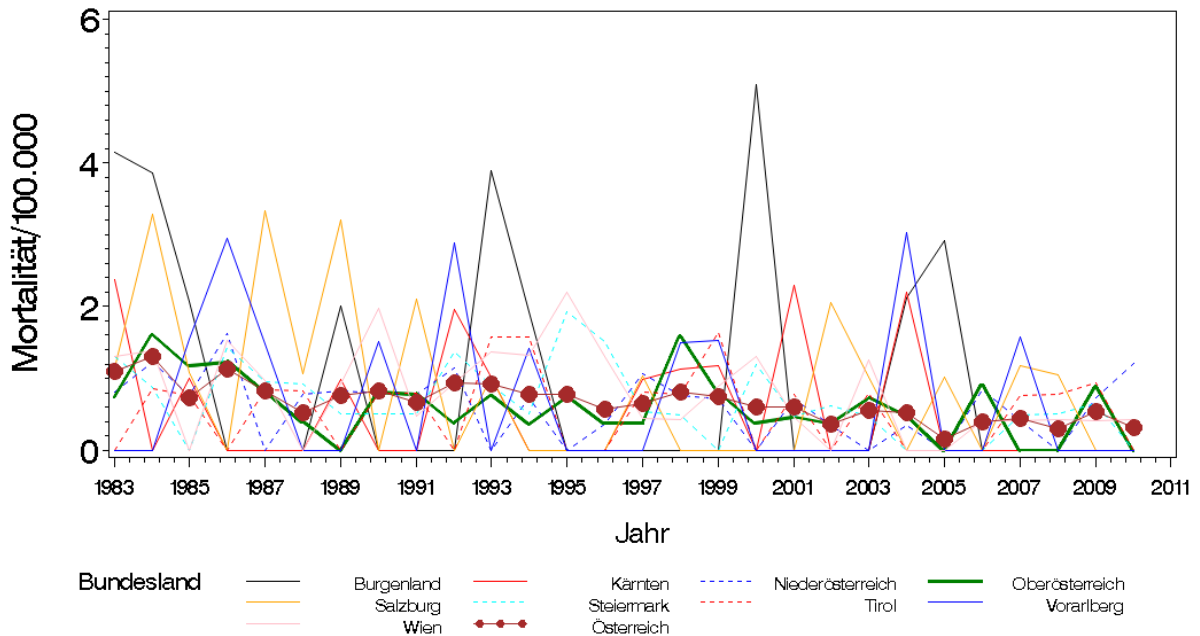
**Abbildung 38: Zeitlicher Verlauf der altersstandardisierte Inzidenzrate (ASR) für Leukämie bei Kindern < 15 Jahre in den einzelnen Bundesländern und Österreich im Zeitraum von 1983 bis 2009**

Um die Variabilität genauer zu quantifizieren, wurden 95% Konfidenzintervalle für die Leukämieinzidenz bei Kindern <15 Jahre für den Zeitraum 2007-2009 berechnet (Abbildung 39). Die große Spannweite der Konfidenzintervalle zeigt die Unsicherheit der Schätzungen auf Grund der geringen Inzidenz. Oberösterreich liegt mit einer Rate von 3.79 im Österreichdurchschnitt (3.75).



**Abbildung 39: Leukämieinzidenzrate bei Kindern <15 Jahre nach Bundesländern und für Österreich im Zeitraum von 2007 bis 2009**

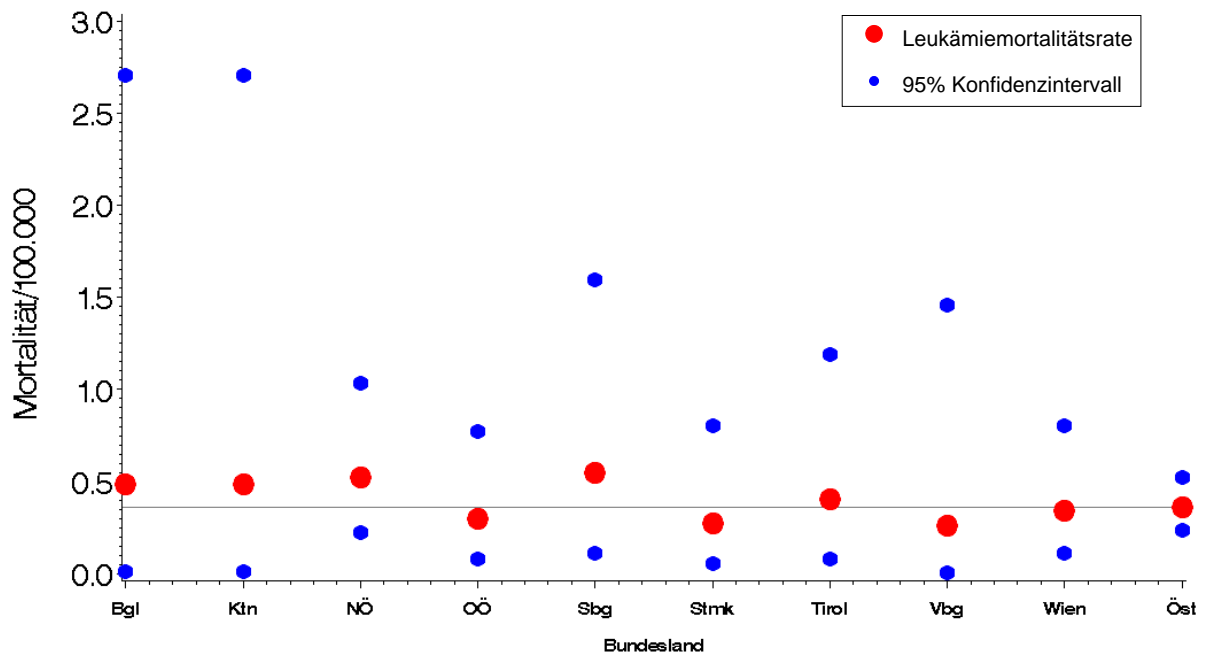
In Abbildung 40 ist der zeitliche Verlauf der altersstandardisierten Mortalitätsrate an bei Kindern <15 Jahre nach Bundesland ersichtlich. Auf Grund der sehr geringen Inzidenz ist die Schwankungsbreite groß und die Werte variieren zwischen 0 und ca. 5. Die Mortalitätsrate in Oberösterreich entspricht dem Durchschnitt von Gesamtösterreich.



**Abbildung 40: Leukämiemortalitätsrate bei Kindern <15 Jahre nach Bundesländern und für Österreich im Zeitraum von 1983 bis 2010**

In Abbildung 41 sind die 95% Konfidenzintervalle für die standardisierte Mortalitätsrate von Leukämie bei Kindern <15 Jahre für den Zeitraum 2005 bis 2010 ersichtlich. Es wurde ein erweiterter Zeitraum von 6 Jahren gewählt da auf Grund der geringen Anzahl von verstorbenen Kindern zwischen 2008 und 2010 Vorarlberg eine Rate von Null aufweisen würde. Oberösterreich liegt mit einem Wert knapp von 0,3 etwas unter dem Österreichdurchschnitt von 0,36.

Aufgrund der niedrigen Fallzahlen und des äußerst geringen Beitrags von  $^{90}\text{Sr}$  zur Gesamtdosis ist eine Auswertung nach Bezirken nicht notwendig bzw. sinnvoll. In den letzten 25 Jahren ist kein durch den Tschernobylfallout bedingter Anstieg der Leukämieinzidenz und –mortalität in Oberösterreich zu beobachten.



**Abbildung 41: Leukämiemortalitätsrate bei Kindern <15 Jahre nach Bundesländern und für Österreich im Zeitraum von 2005 bis 2010**

**Kommentar von Priv.Doz. Dr. Georg Mann und Mag. Pötschger Ulrike aus der Dokumentationszentrale Studies and Statistics for Integrated Research and Projects (S<sup>2</sup>IRP) des CHILDREN'S CANCER RESEARCH INSTITUTE (CCRI) der St. Anna Kinderkrebsforschung e.V.:**

Österreichweit werden Kinder mit Leukämien seit den frühen 80er Jahren einheitlich registriert und behandelt. Die jährliche Neuerkrankungsrate der so erfassten PatientInnen entspricht den statistischen Erwartungen.

Wenn man nun die österreichweite Inzidenzrate und den zeitlichen Verlauf mit der Anzahl der im St. Anna Kinderspital/CCRI gemeldeten Neudiagnosen vergleicht, ergibt sich ein ähnliches Bild. Allerdings ist ein direkter Vergleich nicht möglich: Die Meldungen im St. Anna Kinderspital beinhalten unabhängig vom Wohnort alle in Österreich erstellten Neudiagnosen. Im Gegensatz dazu sind bei der Statistik Austria nur Neudiagnosen mit österreichischem Wohnsitz inkludiert.

Die Zahl der jährlich gemeldeten Todesfälle bei Kindern mit Leukämie im St. Anna Kinderspital ist rückläufig. Dieser Rückgang ist im Einklang mit verbesserten Therapieerfolgen im Rahmen der durchgeführten klinischen Studien. Dementsprechend hat sich die Prognose von Kindern mit Leukämien seit 1983 deutlich verbessert.



## 8 Schlussfolgerung und Ausblick

Österreich, insbesondere das Bundesland Oberösterreich wurde 1986 durch den Tschernobylfallout hoch kontaminiert. Aufgrund der langen Halbwertszeit von rund 30 Jahren ist das beim Fallout deponierte  $^{137}\text{Cs}$  auch heute noch präsent in den Böden einiger oberösterreichischen Regionen. Die durch den Unfall verursachte Strahlenexposition der Bevölkerung hat unter anderem durch den raschen radioaktiven Zerfall des  $^{131}\text{I}$ , gezielte Maßnahmen der Behörden und anderen Effekten äußerst rasch wieder abgenommen und ist heute vernachlässigbar gering ( $< 0,01 \text{ mSv/a}$ ).

Die Auswertungen hinsichtlich der Inhalations- und Ingestionsdosis durch  $^{131}\text{I}$  und  $^{90}\text{Sr}$  haben ergeben, dass sich die zuvor angenommene räumliche Verteilung der durch den Tschernobylunfall verursachten Strahlenexposition, nämlich jene die durch  $^{137}\text{Cs}$  verursacht wurde, unter Berücksichtigung der  $^{131}\text{I}$  und  $^{90}\text{Sr}$  Inhalations- bzw. Ingestionsdosis nicht signifikant geändert hat. Nur im Nordosten von Österreich wurden erhöhte Dosiswerte festgestellt. Da aber der Anteil an der Gesamtdosis gering ist, ändert sich das Verteilungsmuster kaum. Die für die Inhalations- und Ingestionsdosis durch  $^{131}\text{I}$  und ermittelten Werte liegen geringfügig über den von Mück (1987) publizierten. Dies ist auf die Verwendung anderer („älterer“) Dosiskonversionsfaktoren zurückzuführen.

Die Ergebnisse der Inhalations- und Ingestionsdosis durch  $^{131}\text{I}$  und  $^{90}\text{Sr}$  haben gezeigt, dass die Annahme, dass die räumliche Verteilung der  $^{137}\text{Cs}$  Bodenkontamination die räumliche Verteilung der zusätzlichen Strahlenexposition der Bevölkerung nach dem Tschernobylfallout ausreichend genau repräsentiert, richtig ist. Darum konnte die bereits im Bericht von 2006 verwendete ökologisch-epidemiologische Auswertemethodik durchgeführt bzw. bis ins Jahr 2010 fortgesetzt werden.

Die im Rahmen der Untersuchung durchgeführten epidemiologischen Analysen hinsichtlich der gesundheitlichen Auswirkungen des Tschernobylunfalls in den letzten 25 Jahren haben ergeben, dass die durch den Tschernobylfallout verursachte zusätzliche Strahlenexposition keinen signifikanten Effekt auf die Totgeburtenrate und die Säuglingssterblichkeit in Oberösterreich hatte. Es konnten keine teratogene (fruchtschädigende) Folgeschäden im Bundesland Oberösterreich statistisch nachgewiesen werden. Auch bei den durch ionisierende Strahlung spezifisch auftretenden Krebserkrankungen der Schilddüse und der Leukämie konnte kein Tschernobyleffekt nachgewiesen werden. Der Anstieg der Schilddrüsenkrebsinzidenz wird weltweit beobachtet und wird dem höheren Erfassungsgrad (Meldegenauigkeit) und der Einführung verbesserter diagnostischer Verfahren zugeschrieben. Einzelfälle von Schädigungen sowohl teratogener als auch kanzerogener Art infolge der durch den Tschernobylunfall verursachten zusätzlichen Strahlenexposition sind nicht auszuschließen, jedoch sind sie statistisch nicht nachweisbar. Die Ergebnisse dieser Studie sind in absolutem Einklang mit den in Kapitel 3 angeführten internationalen Studien.

Aufgrund der langen Latenzzeiten einiger Krebserkrankungen von 30 bis 40 Jahren, ist es sinnvoll diese Studie in regelmäßigen Abständen zu wiederholen bzw. fortzusetzen. Es ist auch zu empfehlen, weitere – möglicherweise strahleninduzierten - Krebsarten, wie etwa Brustkrebs in diese Studie einzubeziehen.

Wien, am 15. März 2012

Die Projektleiterin:

(Mag. Dr. Claudia Seidel)



## 9 Literatur

**Bossew, P., Ditto, M., Falkner, Th., Henrich, E., Kienzl, K., Rappelsberger, U. (2001):** Contamination of Austrian soil with caesium-137. *J. Environ. Radioactivity* 55, 187-194.

**Bromet, E.J., Havenaar, J.M., Guey, L.T. (2011):** A 25 Year Retrospective Review of the Psychological Consequences of the Chernobyl Accident. *Clinical Oncology* 23: 297-305.

**BSS (1996):** Council directive 96/29/EURATOM of 13 May 1996, laying down basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionizing radiation. *Official Journal of the European Communities*, No. L 159/1.  
[www.euronuclear.org/info/encyclopedia/pdf/euratombasicsafetystandards1996.pdf](http://www.euronuclear.org/info/encyclopedia/pdf/euratombasicsafetystandards1996.pdf) (14.01.2012)

**Bundeskanzleramt (Hrsg.) (1988):** Die Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf Österreich. *Beiträge* 2/88.

**Busby, C., Lengfelder, E., Pflugbeil, S., Schmitz-Feuerhake, I. (2009):** The evidence of radiation effects in embryos and fetuses exposed to Chernobyl fallout and the question of dose response. *Med Confl Surviv.* 2009 Jan-Mar; 25(1):20-40.

**Cardis, E. et al. (2006):** Cancer consequences of the Chernobyl accident: 20 years on. *Journal of Radiological Protection* 26: 127-140.

**Cardis, E. et al. (2006a):** Estimates of the cancer burden in Europe from radioactive fallout from the Chernobyl accident. In: *International Journal of Cancer*: 119, 1224-1235.

**Cardis, E. and Hatch, M. (2011):** The Chernobyl Accident – An Epidemiological Perspective. *Clinical Oncology* 23: 251-260.

**Davies, L. und Welch, G. (2006):** Increasing Incidence of thyroid Cancer in the United States, 1973-2002. *JAMA* 295 (18). <http://jama.ama-assn.org/content/295/18/2164.full.pdf> (Volltext)

**Enewold, L., Zhu, K., Ron, E., Marrogi, A., Stojadinovic, A., Peoples, G., Devesa, S. (2009):** Rising Thyroid Cancer Incidence in the United States by Demographic and Tumor Characteristics. 1980-2005. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 18(3):784-791.

**Europäische Kommission (2011):** Radiation Protection No 170. Recent scientific findings and publications on the health effects of Chernobyl. Summary report.  
[http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation\\_protection/doc/publication/170.pdf](http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation_protection/doc/publication/170.pdf) (18.01.2012)

**Gomez Segovia, I., Gallowitsch, HJ., Kresnik, E., Kumnig, G., Igerc, I., Matschnig, S., Stronegger, WJ., Lind, P. (2004):** Descriptive epidemiology of thyroid carcinoma in Carinthia, Austria: 1984–2001. Histopathological features and tumor classification of 734 cases under elevated general iodination of table salt since 1990: Population-based age-stratified analysis on thyroid carcinoma incidence. *Thyroid* 14:277–286.

**Hatch, M., Ron, E., Bouville, A., Zablotska, L., Howe, G. (2005):** The Chernobyl disaster: cancer following the accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant. *Epidemiol Rev* 27: 56-66.



**IARC (2007):** *Cancer Incidence in Five Continents Vol. IX. Scientific Publication No. 160.*  
<http://www.iarc.fr/en/publications/pdfs-online/epi/sp160/index.php> (14.01.2012)

**ICRP (1995):** *Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides - Part 4 Inhalation Dose Coefficients.* ICRP Publication 71. Ann. ICRP 25 (3-4).

**Irlweck, K. (1990):** *Bestimmung des Strontium-90-Gehaltes in Luftfiltern aus der Zeit nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl.* Beiträge 3/90, Ed. Österr. Bundeskanzleramt, Sektion VII.

**Irlweck, K. and Hhademi, B. (1993):**  $^{239(240)}$ ,  $^{238}$ Pu,  $^{90}$ Sr,  $^{103}$ Ru and  $^{137}$ Cs concentrations in surface air in Austria due to dispersion of Chernobyl releases over Europe. *J. Environ. Radioactivity* 20, 133 – 148.

**Maringer, F.J., Bossew, P., Gerzabek, M., Seidel, C., Waldhör, T., Vutuc, C. (2006):** *Endbericht zur Studie „Tschernobylfolgen in Oberösterreich“ Untersuchung der gesundheitlichen Auswirkungen der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl in besonders belasteten Gebieten Oberösterreichs. im Auftrag des Landes Oberösterreich, Abt. Umwelt- und Anlagentechnik/Umwelttechnik*

**Mück, K. (1987):** *Abschätzung der Strahlenexposition der österreichischen Bevölkerung nach dem reaktorunfall von Tschernobyl report, ÖFZS-4406.*

**Mück, K., Streit, S., Steger, F., Mayr, K. (1988):** *Der Dosisbeitrag von  $^{90}$ Sr zur Ingestionsdosis nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl. OEFZS-4452.*

**Mück, K. (1996):** *10 Jahre nach Tschernobyl – Strahlenbelastung, Gesundheitseffekte, Sicherheitsaspekte. OEFZS-4785.*

**MÜCK, K. (2001):** *Radioaktivität und Strahlung in unserer Umwelt. Die Strahlenexposition der Österreicher.*  
<http://www.arcs.ac.at/PubDB/Fulltext/arcs-gb-2001-001.pdf> (16.06.05)

**Mück, K. (2002):** *Reconstruction of the inhalation dose in the 30-km zone after the Chernobyl accident. Health physics* 82(2): 157-72.

**Saenko, V., Ivanov, V., Tsyb, A., Bogdanova, T., Tronko, M., Demidchik, Yu., Yamashita, S. (2011):** *The Chernobyl Accident and its Consequences. Clinical Oncology* 23: 234-243.

**Scherb, H. (2006):** *Schilddrüsenkrebs in der Tschechischen Republik und der Atomkraftwerksunfall in Tschernobyl. 20 Jahre nach Tschernobyl – Erfahrungen und Lehren für die Zukunft, Internationaler Kongress der Gesellschaft für Strahlenschutz, Berlin, 3.-5. April 2006.*

**Scherb, H. (2006a):** *Statistische Analyse von genetischen Effekten nach der Tschernobyl Katastrophe. 20 Jahre nach Tschernobyl – Erfahrungen und Lehren für die Zukunft, Internationaler Kongress der Gesellschaft für Strahlenschutz, Berlin, 3.-5. April 2006*

**Scherb, H. und Voigt, K. (2011):** *The human sex odds at birth after the atmospheric atomic bomb tests, after Chernobyl, and in the vicinity of nuclear facilities. Environmental science and pollution research international* 18(5): 697-707.



**Seidel, C. (2005):** *Geographische Auswertung der radioaktiven Umweltkontamination und der möglichen gesundheitlichen Auswirkungen in Folge des KKW-Unfalls in Tschernobyl im Zeitraum 1986-2005 in ausgewählten Regionen Europas. Diplomarbeit, Universität Wien, 2005.*

**Thomas, G.A., Tronko, M.D., Tsyb, A.F., Tuttle, R.M. (2011):** *What Have We Learnt From Chernobyl? What Have We Still To Learn? Clinical Oncology 23:229-233.*

**UNSCEAR (2000):** *UNSCEAR Report 2000. Annex J. Exposures and effects of the Chernobyl accident.* <http://www.unscear.org/docs/reports/annexj.pdf> (14.01.2012)

**UN Chernobyl Forum (2006):** *Health Effects of the Chernobyl Accident and Special Health Care Programmes (Geneva: WHO)*

**UNSCEAR (2011):** *Sources and Effects of Ionizing Radiation. Unscear Report 2008. Annex D. Health Effects due to Radiation from the Chernobyl Accident. New York. 219 p.*

**Yablokov, A., Nesterenko, V. and Nesterenko, A. (2009):** *Chernobyl. Consequences of the catastrophe for people and the environment. Ann NY Acad Sci 2009; 1181: i-xvi, 1-327.*

**Waldhoer, T., Haidinger, G., Wald, M., Heinzl, H.(2006):** *Non-random geographical distribution of infant mortality in Austria 1984-2002. Wiener Klinische Wochenschrift 118/11-12:341-347)*

**Waldhoer, T., Wald, M., Heinzl, H.(2008):** *Analysis of the spatial distribution of infant mortality by cause of death in Austria in 1984 to 2006. International Journal of Health Geographics 7(2008):21.*

**Waldhoer, W. und Heinzl, H. (2011):** *Combining difference and equivalence test results in spatial maps. International Journal of Health Geographics 2011, 10:3 doi:10.1186/1476-072X-10:3.*

**Wartofsky, L. (2010):** *Increasing world incidence of thyroid cancer: increased detection or higher radiation exposure? Hormones 9(2):103-8.*

**Wertelecki W.(2010):** *Malformations in a Chornobyl-impacted region. Pediatrics 2010, 125 (4):836-43. Epub 2010 Mar 22.*





# ***ANHANG***



**<sup>137</sup>Cs Inventare der österreichischen Bezirke (bezogen auf 1.Mai 1986)**

Nr. des Bezirks	Bezirk	<sup>137</sup> Cs-Flächendeposition			
		gesamt	globaler Fallout	Tschernobyl	Anteil global/ges
		kBq/m <sup>2</sup>	kBq/m <sup>2</sup>	kBq/m <sup>2</sup>	%
103b+102	Eisenstadt Land+Stadt+Rust	9.4	1.6	7.8	17
104	Güssing	10.3	1.9	8.3	19
105	Jennersdorf	9.3	2.3	7.0	25
106	Mattersburg	10.2	1.2	9.0	12
107	Neusiedl	13.0	2.0	11.0	15
108	Oberpullendorf	12.9	1.6	11.3	12
109	Oberwart	12.2	1.9	10.2	16
201+204	Klagenfurt Stadt+Land	26.7	2.7	24.0	10
202+207	Villach Stadt+Land	20.1	2.8	17.3	14
203	Hermagor	16.8	2.8	14.0	17
205	St Veit an der Glan	16.8	2.2	14.5	13
206	Spittal a d Drau	18.3	2.6	15.7	14
208	Völkermarkt	27.5	3.0	24.5	18
209	Wolfsberg	33.8	2.8	31.0	8.2
210	Feldkirchen	16.5	3.0	13.5	18
319b	St. Pölten Land+Stadt	13.5	2.1	11.4	15
303+305a+305b	Amstetten+Waidhofen an d. Ybbs	37.3	3.5	33.8	9.5
304+323a+323b	Wr. Neustadt Land+Stadt	11.5	1.7	9.8	15
301+313	Krems Stadt+Land	14.4	2.6	11.8	18
306	Baden	9.8	1.6	8.2	16
307	Bruck a.d. Leitha	6.7	1.8	5.0	26
308	Gänserndorf	3.8	1.2	2.6	31
309	Gmünd	18.9	1.9	17.0	9.9
310	Hollabrunn	5.4	1.4	4.0	26
311	Horn	10.6	1.8	8.8	17
312	Korneuburg	5.5	1.3	4.1	24
314	Lilienfeld	14.4	2.6	11.8	18
315	Melk	21.6	3.0	18.5	14
316	Mistelbach	3.4	1.1	2.3	32
317	Mödling	8.0	1.8	6.2	22



318	Neunkirchen	14.0	2.1	11.8	15
320	Scheibbs	24.6	3.1	21.5	13
321b	Tulln	8.5	1.7	6.8	20
322	Waidhofen a.d. Thaya	15.5	1.4	14.1	9.2
324a+b+c	Wien-Umgebung	6.8	1.5	5.3	22
325	Zwettl	27.8	1.8	25.9	6.5
401	Linz	34.3	1.2	33.1	3.5
402+415	Steyr Stadt+Land	43.4	3.9	39.5	9.1
418a	Wels Stadt+Land	50.5	3.9	46.6	7.7
404	Braunau	24.1	3.1	21.0	13
405	Eferding	38.5	3.1	35.4	8.1
406	Freistadt	27.9	2.1	25.8	7.5
407	Gmunden	51.8	3.9	47.9	7.5
408	Grieskirchen	36.9	3.4	33.5	9.3
409	Kirchdorf	50.6	3.7	46.9	7.2
410	Linz-Land	42.9	2.3	40.6	5.3
411	Perg	33.5	1.9	31.6	5.7
412	Ried im Innkreis	35.3	3.4	31.9	9.6
413	Rohrbach	13.6	2.0	11.6	15
414	Schärding	19.2	3.1	16.1	16
416	Urfahr Umgebung	30.6	2.6	28.1	8.4
417	Vöcklabruck	47.4	4.2	43.1	8.9
501	Salzburg-Stadt	36.9	2.4	34.4	6.6
502	Hallein	38.3	3.3	34.9	8.7
503	Salzburg-Umgebung	36.0	3.2	32.8	8.9
504	St. Johann im Pongau	32.4	2.7	29.7	8.3
505	Tamsweg	27.1	2.4	24.6	9.0
506	Zell am See	32.6	4.1	28.5	13
606b	Graz Stadt+Umgebung	17.4	2.5	14.9	15
602	Bruck an der Mur	17.1	2.5	14.6	15



603	Deutschlandsberg	48.0	3.0	45.0	6.2
604	Feldbach	12.6	2.3	10.3	18
605	Fürstenfeld	11.4	2.1	9.3	19
607	Hartberg	13.9	2.1	11.8	15
608	Judenburg	18.5	2.8	15.7	15
609	Knittelfeld	12.6	2.3	10.2	19
610	Leibnitz	22.9	2.6	20.3	11
611	Leoben	16.8	2.8	14.0	17
612	Liezen	43.0	4.5	38.5	10
613	Mürzzuschlag	14.8	2.2	12.6	15
614	Murau	20.7	2.5	18.3	12
615	Radkersburg	10.5	2.5	8.0	24
616	Voitsberg	25.9	2.4	23.5	9.5
617	Weiz	14.9	2.2	12.7	15
703a	Innsbruck Land+Stadt	15.5	4.5	11.1	29
702	Imst	11.3	3.9	7.5	34
704	Kitzbühel	25.6	6.1	19.5	24
705	Kufstein	24.2	4.5	19.7	19
706	Landeck	8.0	3.4	4.5	43
707	Lienz	19.3	2.7	16.6	14
708	Reutte	9.0	5.2	3.8	57
709	Schwaz	25.3	3.7	21.6	15
801	Bludenz	7.0	3.7	3.3	53
802	Bregenz	14.3	3.9	10.5	27
803	Dornbirn	12.4	3.3	9.1	27
804	Feldkirch	8.2	3.1	5.1	38
900	Wien	5.0	1.2	3.8	24



	<b>Österreich</b>	<b>22.0</b>	<b>2.9</b>	<b>19.1</b>	<b>13.1</b>
--	-------------------	-------------	------------	-------------	-------------



## **Übersicht zu ökologisch-epidemiologischen Tschernobyl-Studien (1986-2005)**

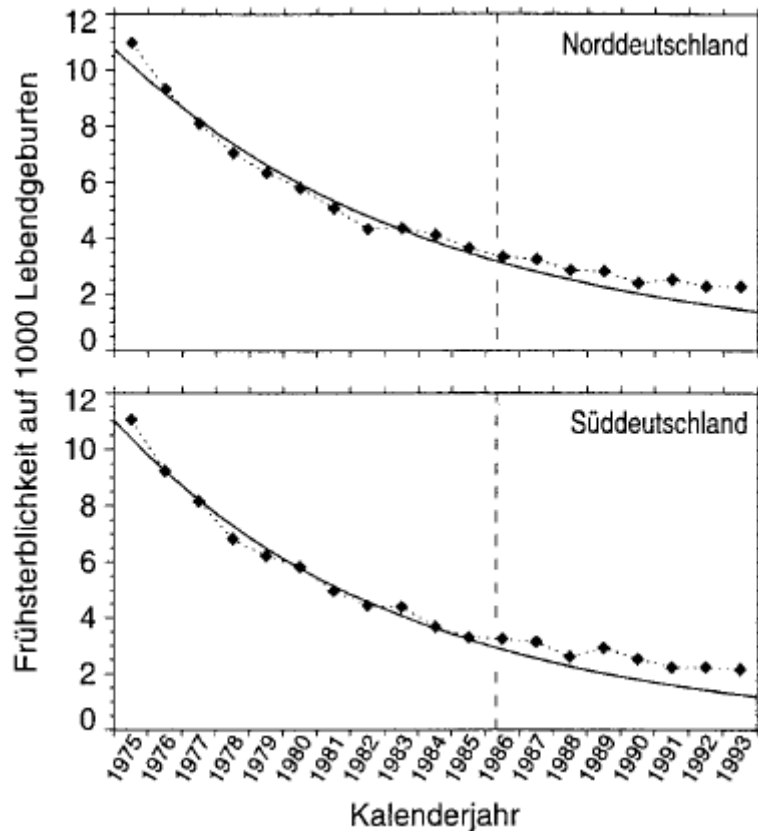
### **Studien zur Säuglingssterblichkeit in Europa**

Der Begriff der Säuglingssterblichkeit ist ein relativ weiter Begriff der genauer zu definieren ist, als die Sterblichkeit bei Lebendgeburten bis zum Ende des ersten Lebensjahres. Sie ist zu unterteilen in die Früh- (1.-7. Lebenstag), Spät- (8.-28. Lebenstag) und Nachsterblichkeit (29. Lebenstag – Ende des 1. Lebensjahres) von Lebendgeburten. Ein weitere wichtige Größe bildet die Perinatalsterblichkeit, die sich durch die Zahl der Totgeburten plus die in den ersten sieben Lebenstagen gestorbenen Säuglinge bezogen auf die Summe aller Tot- und Lebendgeburten definiert. Aufgrund der hohen Strahlenempfindlichkeit des ungeborenen Lebens sind Untersuchungen der Perinatalsterblichkeit und der Frühsterblichkeit am ehesten geeignet, mögliche Strahleneffekte nachzuweisen. Außerdem ist im Gegensatz zu Krebserkrankungen, bei denen die Latenzzeit 10 oder mehr Jahre beträgt, der Zeitbezug zwischen radioaktiver Belastung und der Feststellung des Schadens, sehr genau bekannt (Körblein 2001). Diese Ausgangsbasis machten sich viele Wissenschaftler zunutze, um die gesundheitlichen Folgen des Tschernobylunfalls an Neugeborenen mittels verschiedener statistischer Methoden zu untersuchen.

In der Bundesrepublik Deutschland wurde im ersten Jahr nach dem Reaktorunfall, also im Jahr 1987, eine leichte Erhöhung der Säuglingssterblichkeit festgestellt. Einige Wissenschaftler sahen dies als Hinweis auf einen Zusammenhang mit dem Tschernobylunglück und versuchten diesen zu beweisen. Die erste These der erhöhten Perinatalsterblichkeit nach Tschernobyl wurde von Lüning et al. im Jahr 1989 aufgestellt (Kellerer 1998). In einer Studie zur Frühsterblichkeit von Säuglingen in Westdeutschland vor und nach dem Reaktorunfall versuchten die Autoren diese These zu prüfen. Lüning et al. (1989) teilten die elf westlichen Bundesländer entsprechend ihrer <sup>131</sup>I- und <sup>137</sup>Cs Luftkontamination während der aktiven Phase des Unfalls in drei unterschiedlich exponierte Regionen auf. Regionen mit hohem Risiko (Bayern, Baden-Württemberg), Regionen mit mittlerem Risiko (Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Berlin, Saarland) und Regionen mit niedrigem Risiko (Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Hamburg, Bremen) wurden gebildet. Aus den Monatsdaten der Frühsterblichkeit von 1975 – 1985 konstruierten die Autoren ein mathematisches Modell für den „normalen Verlauf“, das die Abnahme der Mortalität in diesem Zeitraum beschreibt und eine Vorhersage für die folgende Zeit ermöglichen sollte, um zu zeigen, dass die Werte nach dem Tschernobylunfall von diesem Trend signifikant abweichen (Kellerer 1998). Sie kamen zu dem Ergebnis, dass die Daten zur Frühsterblichkeit ab Mai 1986 in den Gebieten mit den höchsten radioaktiven Kontaminationen (Bayern, Baden-Württemberg) von dem konstruierten Modell signifikant nach oben abweichen, während die Werte der mittel- und norddeutschen Regionen Deutschlands dem Abwärtstrend der vorhergehenden Jahre folgten. Lüning et al. (1989) interpretierten ihre Ergebnisse als Effekt der radioaktiven Kontamination durch den Tschernobylunfall, erregten damit beträchtliches Aufsehen und stießen auf heftige Kritik.

Den Autoren wurde in erster Linie eine Fehlinterpretation ihrer Ergebnisse vorgeworfen. Abbildung 1 zeigt die tatsächlich beobachtete Frühsterblichkeit in Nord- und Süddeutschland für den Zeitraum von 1975 – 1993. Die durchgezogenen Linien stellen den von Lüning et al konstruierten „normalen Verlauf“ dar. Es zeigt sich, dass sich die beobachtete Abweichung vom Trend im Jahr 1987 in Süddeutschland auch in den späteren Jahren fortsetzte und somit der Interpretation eines Effekts der kurz nach dem Unfall aufgetretenen Exposition widerspricht. Lüning et al. (1989) zeigten also nicht den Einfluss des Tschernobylunfalls, sondern lediglich, dass sich die Vergangenheit durch ein mathematisches Modell genauer beschreiben lässt als die Zukunft (Kellerer 1998).

Obwohl Lüning et al. (1989) ihre These durch diese Trendanalyse nicht belegen konnten, bemühten sich zahlreiche Autoren dieselbe These mit anderen statistischen Methoden zu beweisen.



**Abbildung 1: Entwicklung der Frühsterblichkeit in Nord- und Süddeutschland (1975-1993)**

Quelle: Kellerer 1998

Körblein und Küchenhoff veröffentlichten im Jahr 1997 eine Studie zur perinatalen Mortalität in Deutschland nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl. Ebenso wie Lünig et al modellierten sie Zeitreihen, nämlich die Jahresdaten der Perinatalsterblichkeit und kamen auf dasselbe Ergebnis: eine signifikante Erhöhung der Perinatalsterblichkeit im Jahr 1987. Sie gingen aber weiter und integrierten die Dosimetrie in ihre Berechnungen. Zur Abschätzung der ( $^{137}\text{Cs}$ ) Strahlenexposition der Schwangeren nach dem Reaktorunfall wurde der Expositionspfad über die Milch herangezogen, da Milch und Milchprodukte den größten Beitrag zur internen Belastung lieferten. Die Ergebnisse dieser Abschätzungen wurden gemeinsam mit den Monatsdaten der Perinatalsterblichkeit ausgewertet. So ergab sich eine Dosisabhängigkeit, die nach Sicht der Autoren den Zusammenhang mit der Strahlung nahe legt. Das Ergebnis der Analyse zeigt, dass die Sterblichkeit mit der  $^{137}\text{Cs}$  Exposition korreliert. Maxima der Sterblichkeit zeigen sich sieben Monate nach dem Zeitraum der höchsten Cäsiumkonzentration im Körper der Schwangeren (Körblein und Küchenhoff 1997). Die Autoren weisen bei der Interpretation ihrer Ergebnisse daraufhin, dass der zeitliche Abstand von sieben Monaten etwas kurz erscheint, da im allgemeinen bekannt ist, dass die maximale Schädigung des Embryos durch ionisierende Strahlung während der Organbildungsphase, die mit Ende des zweiten Schwangerschaftsmonats abgeschlossen ist, zu erwarten ist. Sie rechtfertigen ihr Ergebnis aber damit, dass bei jenen in der ersten Lebenswoche gestorbenen Säuglingen der Anteil der Frühgeburten überdurchschnittlich hoch ist, was im Mittel zu einer kürzeren Schwangerschaftsdauer führt. Weiters stellen Körblein und Küchenhoff (1997)

aufgrund ihrer Ergebnisse die bisherige strahlenbiologische Lehrmeinung deterministischer Strahlenschäden infrage, die besagt, dass unterhalb einer Schwellendosis von 50 mSv keine teratogenen Strahlenschäden auftreten können (Körblein 2001).

Obwohl diese Untersuchung gut durchdacht und statistisch einwandfrei durchgeführt wurde, war sie dennoch großer wissenschaftlicher Kritik ausgesetzt. Einerseits wurde kritisiert, dass es keinen Sinn macht, nur die Strahlung durch inkorporierte Radioaktivität zu berücksichtigen, da die externe Strahlung nach dem Tschernobylunfall einen weitaus höheren Beitrag zur Dosis lieferte. Weiters wurde angeführt, dass eine Dosis von 0,1mSv (dies entspricht den durchschnittlichen Dosisbeitrag aus dem Tschernobylunfall für die deutsche Bevölkerung im ersten Jahr) nicht für erhöhte Perinatalsterblichkeit verantwortlich gemacht werden kann. Denn dann müssten die weit höheren Dosen durch die natürliche Strahlenexposition (die in Deutschland ja nach Region zwischen 1 mSv und 6 mSv liegt) einen dramatischen Einfluss auf die Perinatalsterblichkeit haben. Auch der Widerspruch zum derzeitigen Stand der strahlenbiologischen Lehrmeinung wurde der Kritik beigefügt (Kellerer 1998).

Trotz aller Kritik an Körblein und Küchenhoff (1997) wiederholten Scherb und Weigelt (2003) die Untersuchungen, wenn auch mit einer etwas veränderten statistischen Methode. Sie bleiben auch dem Konzept von Lüning et al. (1989) treu, Aussagen und Vermutungen allein auf die Modellierung von Zeitreihen zu stützen, lassen aber bereits vor der Analyse den erhöhten Wert von 1987 weg. Sie untersuchten die zeitlichen Trends der Totgeburtenrate in Europa, aber auch einzelne Landeskreise in Bayern wurden untersucht.



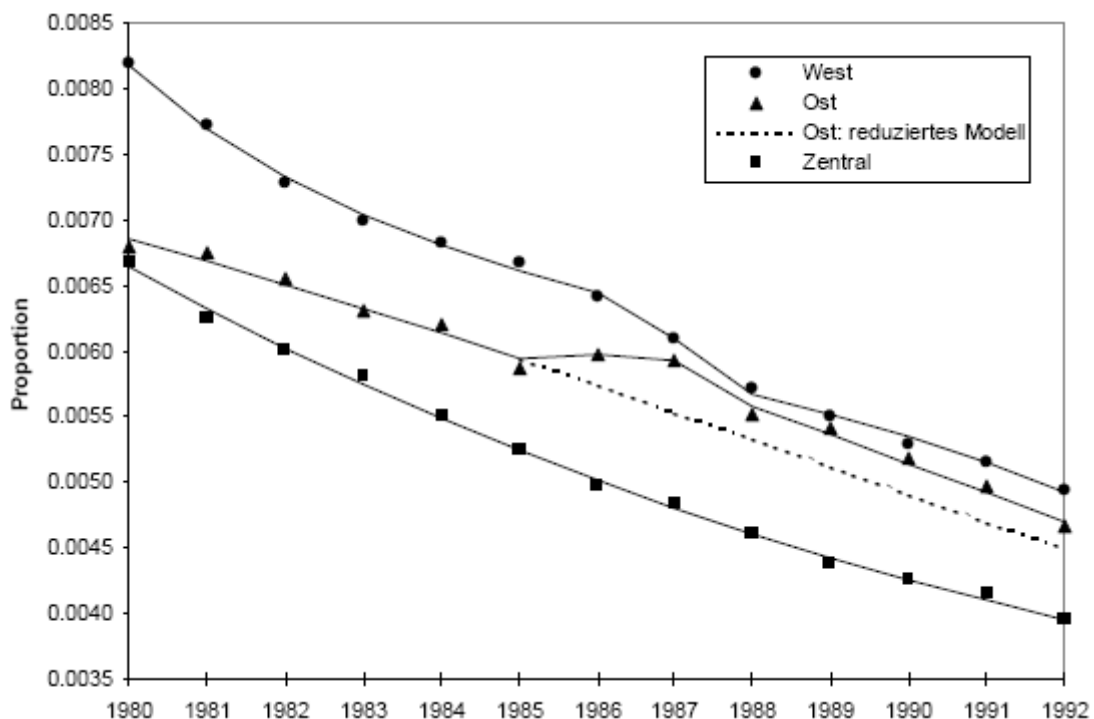
**Abbildung 2: Länder im synoptischen Modell für den Trend der Totgeburtenproportion**

Quelle: Scherb und Weigelt 2003



Für die Untersuchung der Totgeburten auf europäischer Ebene wurden die die Länder nach rein geographischen Gesichtspunkten bzw. in Hinblick auf die Entfernung zum Unfallsreaktor in einen westlichen, mittleren und östlichen Streifen geteilt (Abbildung 2). Die weiß gekennzeichneten Länder waren von der Analyse ausgeschlossen, da zum Zeitpunkt der Studiendurchführung keine oder unvollständige Daten vorlagen.

Die Totgeburtenproportionen, die sich aus den Lebendgeburten plus den in den ersten sieben Tagen verstorbenen Säuglinge durch alle Lebendgeburten berechnen, wurden ausgewertet und in Abbildung 3 dargestellt. Es zeigt sich im Jahr 1986 ein deutlicher Strukturbruch im Verlauf der Totgeburtenrate ausschließlich in der östlichen Ländergruppe (Körblein 2001). Die Quantifizierung des Strukturbruches erfolgte relativ zur gestrichelten Linie, die in reduziertem Change-Point-Modell darstellt. Dieses (rein hypothetische Modell) zeigt rechnerisch den besten Kompromiss zwischen den Steigungen des Vor/Nach-Tschernobyl-Trends, denn der tatsächliche



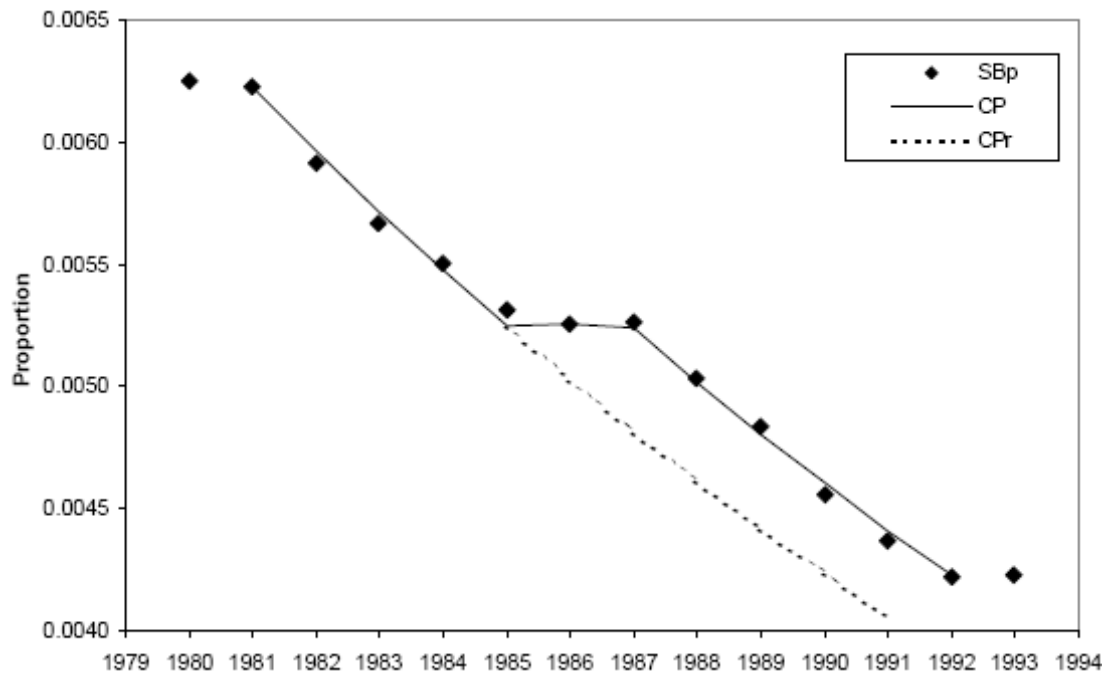
**Abbildung 3: Europäischen Totgeburtenproportionen und synoptisches lineares Regressionsmodell**

Quelle: Scherb und Weigelt 2003

Verlauf in den untersuchten „östlichen“ Ländern hätte ohne Reaktorunfall sowohl oberhalb als auch unterhalb dieser Linie verlaufen können. Scherb und Weigelt (2003) berechnen für diese Ländergruppe einen signifikanten Anstieg der Totgeburtenrate von 5,2% für den Zeitraum 1986-1992.

Die Weiterentwicklung dieses Change-Point-Regressionsmodells gestattet Scherb und Weigelt vergleichende Effektquantifizierungen für einzelne Länder. So ziehen die beiden Autoren eine gedachte Linie zwischen Ungarn und Island und berücksichtigen in ihrer weiteren Analyse alle Länder oberhalb dieser Linie, für die zu diesem Zeitpunkt Daten zur Verfügung standen. Dazu gehörten Dänemark, Bayern+ehemalige DDR+Westberlin, Island, Lettland, Norwegen, Polen, Schweden und Ungarn. Die Totgeburtenrate ist in der Zusammenfassung dieser Länder bzw. Regionen im Jahr 1986 um 4,6% und von 1987-1992 um 8,8% gegenüber dem Trend auf Basis der Jahre 1981-1985 und 1987-1992 erhöht (Abbildung 4). Für die einzelnen Länder bedeutet dies einen Abstieg der Totgeburtenrate

nach 1986 in der Größenordnung von etwa 5% für Polen, 20% für Dänemark und Finnland und in etwa 30% in Ungarn.



**Abbildung 4: Change-Point und reduziertes Change-Point-Modell der Totgeburtensproportionen für Dänemark, Bayern+DDR+Westberlin, Ungarn, Island, Lettland, Norwegen, Polen, Schweden kombiniert**

Quelle: Scherb und Weigelt 2003

Die bei der Analyse gewonnenen Ergebnisse lassen die Autoren darauf schließen, dass schwach belastete Gebiete geringe Effekte in der Totgeburtlichkeit zeigen und hoch belastete stärkere Auswirkungen aufweisen. Diese Erkenntnis prüften Scherb und Weigelt (2003) anhand der zehn höchst (zw. 27,7 und 53,7 kBq/m<sup>2</sup> <sup>137</sup>Cs) und niedrigst (zw. 3,1 und 5,3 kBq/m<sup>2</sup> <sup>137</sup>Cs) kontaminierten Bayerischen Landkreisen. Die Ergebnisse zeigen, dass die zehn am höchsten belasteten Landkreise im Jahr 1987 eine um 45% signifikant über dem Trend liegende Totgeburtensproportion aufweisen. Wohingegen in die zehn am niedrigsten belasteten Landkreisen keine Auffälligkeiten in der Totgeburtensrate beobachtet wurden. Somit sehen sich die Autoren in ihren Annahmen bestätigt und legen ihr Change-Point-Regressionsmodell auch auf andere Länder bzw. Regionen um und erhalten immer auf dasselbe Ergebnis, ein signifikanter Anstieg der Totgeburten in den hoch kontaminierten Regionen Europas (Scherb und Weigelt 2003).

Auch diese Studie erntete von vielen Seiten heftige Kritik. Der häufigste Kritikpunkt ist die von Scherb und Weigelt (2003) durchgeführte Klassifizierung der europäischen Länder in West, Zentral und Ost. Die Strahlenexposition schwankt in den zusammengefassten Ländern sehr häufig, vor allem aber in den östlichen. In dieser Klasse wurden stark variierende Totgeburtensraten mit höchst unterschiedlichen Expositionsniveaus kombiniert. Somit scheinen die Trendänderungen in dieser Gruppe sehr fraglich, denn interessanterweise wurden auch in Weißrussland und der Ukraine keine Trendänderungen nach dem Reaktorunfall beobachtet. Dies widerspricht somit der Annahme der Autoren, dass in den hoch kontaminierten Regionen die Totgeburtensrate nach 1986 anstieg. Weiters wird auch oft darauf hingewiesen, dass eine Analyse von so stark aggregierten Daten keine Effekte zwischen der Strahlenexposition und den Totgeburten belegen kann (Blettner 2005).

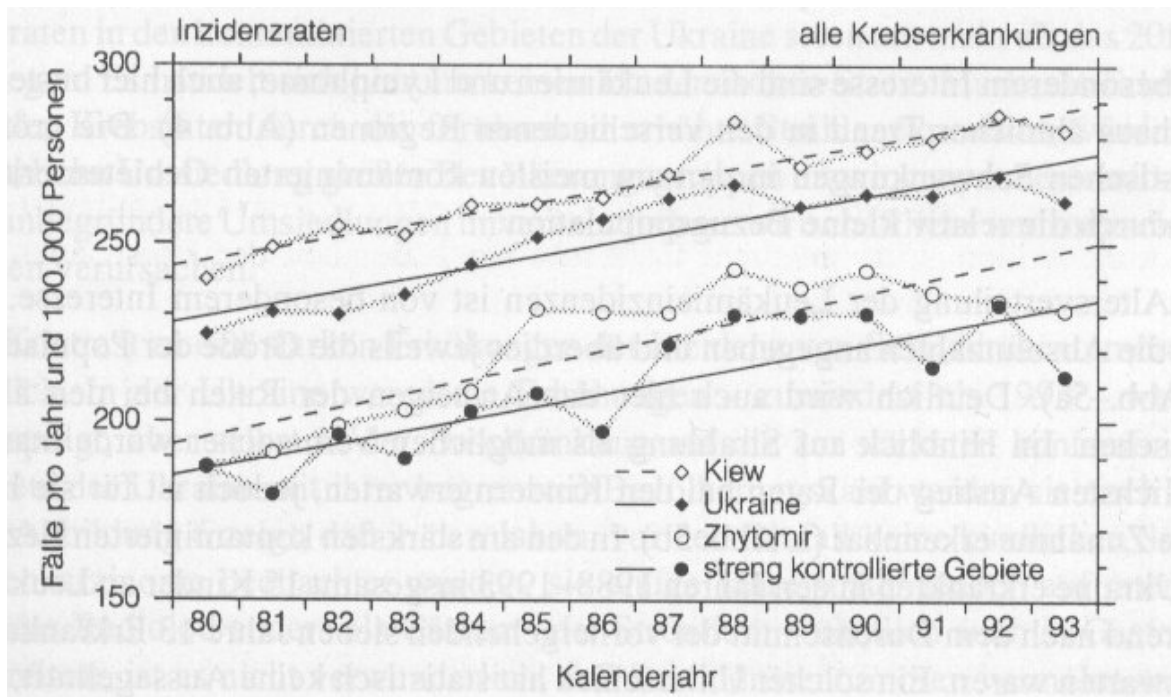
## Studien zu Krebs- und Leukämieerkrankungen in Europa nach dem Tschernobylunfall

Die Untersuchung der gesundheitlichen Auswirkungen des Tschernobylunfalls, vor allem jene der Krebs- und Leukämieerkrankungen, gestaltet sich meist sehr problematisch. Denn strahleninduzierte Krebserkrankungen unterscheiden sich nicht von den spontan auftretenden Krebserkrankungen. Ein weiteres Problem liegt darin, dass in etwa ein Viertel der Menschen an spontanen Krebserkrankungen sterben, die nicht auf den Tschernobylunfall zurückzuführen sind. Bei etwa 3% der an Krebs erkrankten Personen ist es statistisch möglich, dass es sich um eine strahleninduzierte Krebserkrankung handelt. Es ist jedoch sehr schwierig, diese durch die Strahlung verursachte Steigerung von nur etwa 3% zu beobachten und statistisch zu erfassen (IAEA 2005).

Nach dem rasanten Anstieg der Schilddrüsenneuerkrankungen bei Kindern in den hoch kontaminierten Regionen Weißrusslands wurde auch eine Erhöhung der Krebs- und Leukämieinzidenz in den Folgejahren erwartet, die aber bisher noch nicht beobachtet werden konnte (Unscar 2000).

Einige ausgewählte Studien, die im Zusammenhang mit der durch den Tschernobylunfall verursachten radioaktiven Strahlung und der Erhöhung der Krebs- und Leukämieinzidenz stehen, sollen nun besprochen werden. Vorerst aber werden die Ergebnisse einer Untersuchung vorgestellt, die auf der Auswertung der ukrainischen und weißrussischen Krebsregister basiert.

Im Rahmen eines Kooperationsprojektes der Europäischen Gemeinschaft, basierend auf den Daten des ukrainischen Krebsregisters konnte im Jahr 1995 erstmals die Entwicklung der Krebsraten in der Ukraine publiziert werden, deren Ergebnisse **Kellerer** im Jahr 1996 veröffentlichte.

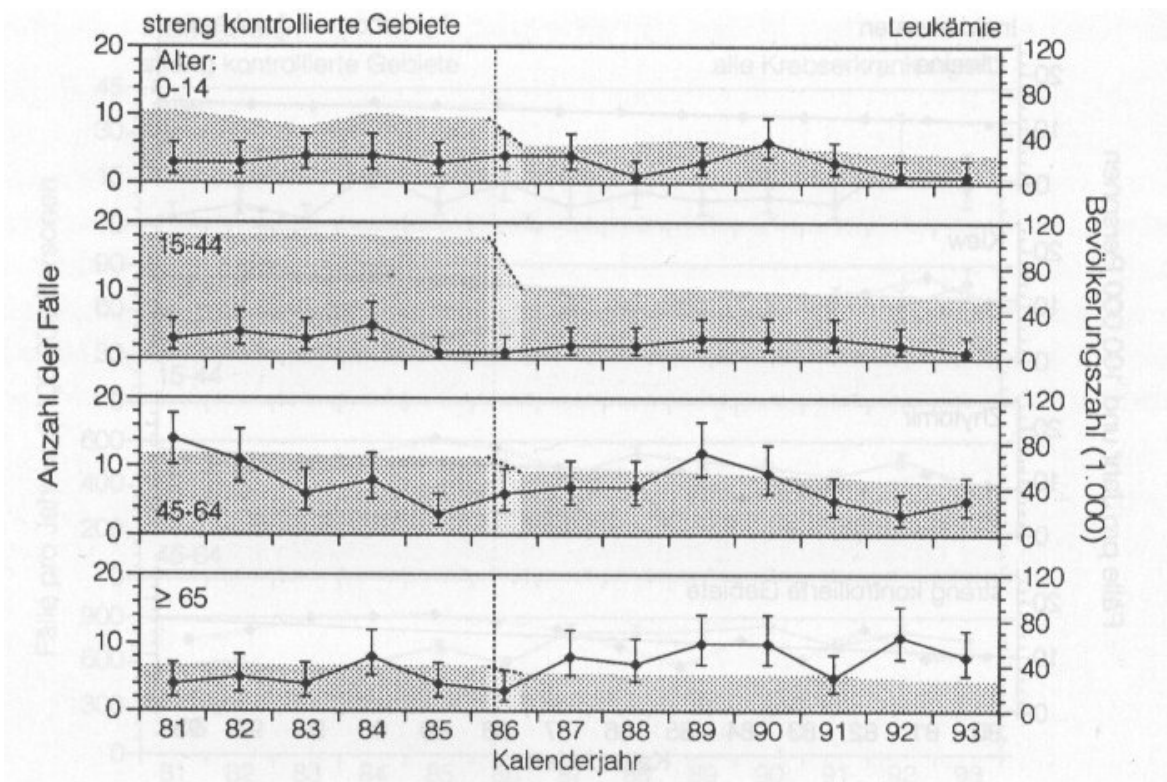


**Abbildung 5: Altersstandardisierte jährliche Inzidenzraten aller Krebserkrankungen in den unterschiedlich hoch kontaminierten Gebieten der Ukraine**

Quelle: Kellerer 1996

Abbildung 5 zeigt den zeitlichen Trend aller Krebsneuerkrankungen in den unterschiedlich hoch kontaminierten Gebieten der Ukraine im Zeitraum von 1980 bis 1993. Man erkennt einen Anstieg von 15% innerhalb von 10 Jahren, der sich auch später noch fortsetzt, in den hoch kontaminierten genauso wie in den niedrig kontaminierten Regionen. Welcher Teil der Erhöhung einen tatsächlichen Anstieg der Krebsinzidenz darstellt und welcher auf die Verbesserung der Diagnosen und der Melderaten zuzuschreiben ist, kann nicht zurückverfolgt werden. Nach einer Aufschlüsselung nach Altersklassen wurde jedoch festgestellt, dass der Anstieg der Krebsinzidenzraten vor allem die höheren Altersklassen betrifft (Kellerer 1996).

Im Zusammenhang mit dem Reaktorunfall ist jedoch nicht der Anstieg der Krebsinzidenz in den höheren Altersgruppen interessant, sondern die Neuerkrankungen bei Kindern, vor allem durch Leukämie. Abbildung 6 zeigt die jährliche Anzahl der Leukämieerkrankungen für verschiedene Altersgruppen in den hoch kontaminierten Gebieten der Ukraine, wobei der grau hinterlegte Bereich die Bevölkerungszahl in der jeweiligen Altersklasse angibt.



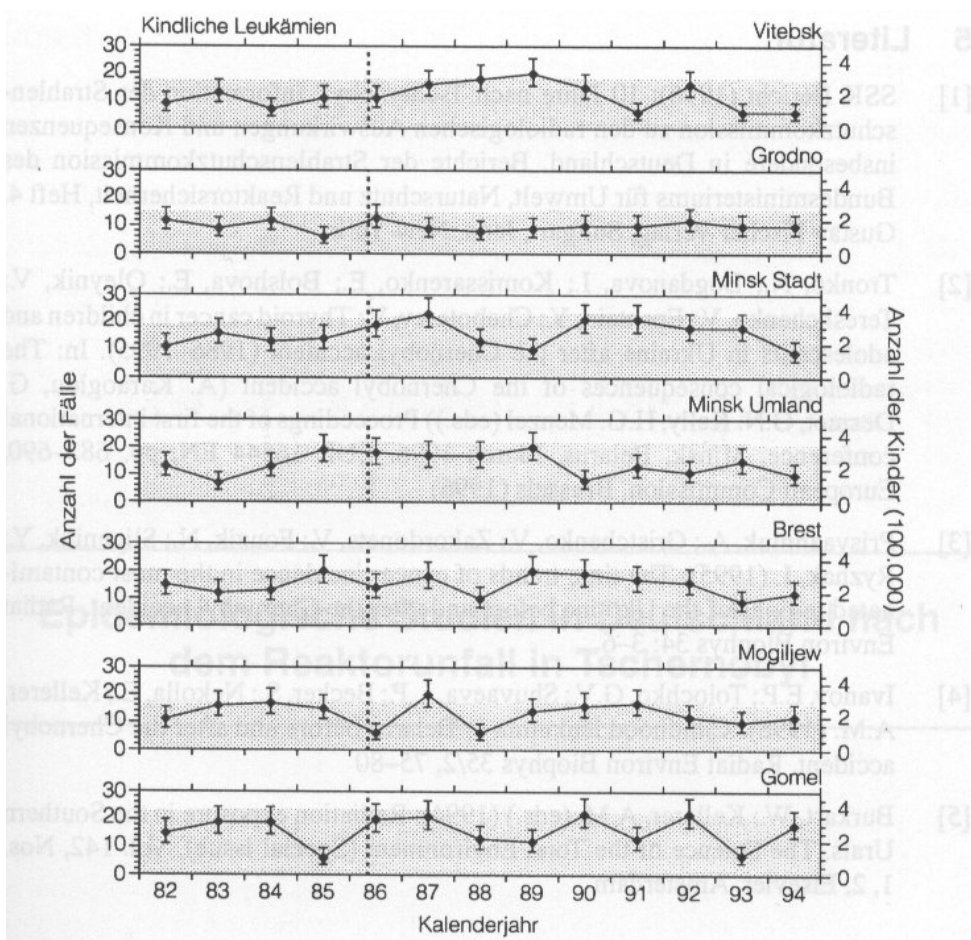
**Abbildung 6: Jährliche Leukämieinzidenzen für verschiedene Altersgruppen in den hoch belasteten Gebieten der Ukraine**

Quelle: Kellerer 1996

Deutlich erkennt man auch hier den Anstieg der Leukämieinzidenz bei den älteren Menschen, wohingegen man im Hinblick auf die radioaktive Strahlung als möglichen Verursacher den deutlichsten Anstieg bei den Kindern vermuten würde. In den am höchsten kontaminierten Regionen der Ukraine erkrankten in den Jahren 1988-1993 insgesamt 15 Kinder an Leukämie, während nach dem Durchschnitt der vorhergehenden sieben Jahre 13 Leukämieerkrankungen zu erwarten waren. Es ist nicht auszuschließen dass diese leichte Erhöhung auf die durch den Tschernobylunfall

freigesetzte radioaktive Strahlung zurückzuführen ist, jedoch statistisch hat dieser Anstieg keine Aussagekraft (Kellerer 1996).

Die Auswertung der Daten des weißrussischen Leukämieregisters waren von besonderer Bedeutung, da Weißrussland am stärksten vom Tschernobylfallout betroffen war und somit eine hoch signifikante Erhöhung der Leukämieinzidenz bei Kindern angenommen wurde. Die jährliche Anzahl der kindlichen Leukämieerkrankungen sind in Abbildung 7 dargestellt. In den Gebieten um Gomel und Mogilev müsste eine Zunahme der Leukämieinzidenz am deutlichsten erkennbar sein, jedoch erkennt man keinerlei Abweichungen vom Trend. Wie bereits in der Ukraine beobachtet, zeigt sich in den Folgejahren weder eine Erhöhung der Inzidenz, noch weisen die stärker kontaminierten Regionen Weißrusslands erhöhte Raten auf (Kellerer 1996).



**Abbildung 7: Jährliche Leukämieinzidenzen bei Kindern in verschiedenen hoch kontaminierten Regionen Weißrusslands**

Quelle: Kellerer 1996

Zusammenfassend lässt sich zu den Ergebnissen dieser Untersuchung sagen, dass auch wenn keine statistisch signifikanten Erhöhungen der Krebsraten beobachtet wurden, diese nicht auszuschließen sind. Es ist durchaus



möglich, dass die andauernde radioaktive Kontamination zu erhöhten Krebsinzidenzen führen wird bzw. schon geführt hat, diese aber bisher statistisch nicht nachweisbar waren. Ein Zusatzrisiko besteht nach wie vor.

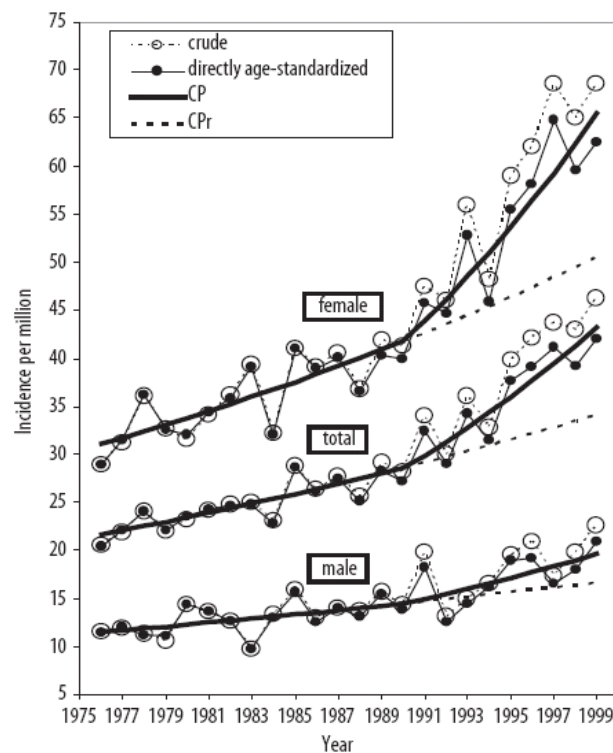
Tondel et al. veröffentlichten 2004 eine Kohortenstudie zur Krebsinzidenz der Bevölkerung Nordschwedens nach dem Reaktorunfall, in der die Daten von rund 1,1 Mio. Menschen ausgewertet wurden. In dieser Untersuchung setzten die Autoren die  $^{137}\text{Cs}$ -Bodenkontamination, wobei diese in sechs Kategorien eingeteilt wurde (<3; 3-29; 30-39; 40-59; 60-79; 80-120  $\text{kBq/m}^2$   $^{137}\text{Cs}$ ) mit den im Zeitraum von 1988-1996 registrierten Krebsfällen (ins. 22.409 Fälle) in Beziehung. Unter Berücksichtigung von Alter, Geschlecht, Bevölkerungsdichte und Rauchen leiteten Tondel et al. (2004) eine Abhängigkeit von der  $^{137}\text{Cs}$  Bodenkontamination ein zusätzliches relatives Risiko für Krebs von 11% pro 100  $\text{kBq/m}^2$   $^{137}\text{Cs}$  ab. Dieses zusätzliche Risiko wurde aber für alle Krebsarten ermittelt und nicht für Leukämieerkrankungen und Schilddrüsenkrebs. Im Hinblick auf das berechnete zusätzliche relative Risiko gehen die Autoren davon aus, dass von den 22.409 registrierten Krebsfällen in Nordschweden 849 auf den Reaktorunfall von Tschernobyl zurückzuführen sind. Im Anschluss an die Studie wird von Tondel et al. (2004) auf zahlreiche Schwachpunkte der Studie hingewiesen, an denen auch zahlreiche Wissenschaftler ihre Kritik ansetzten. So wird in erster Linie darauf betont, dass es sich bei der vorliegenden Studie um keine Kohortenstudie sondern um ein ökologische Studie handelt, da keine individuellen Dosisabschätzungen für die erkrankten Personen und die Kontrollgruppe vorgenommen wurden. Die Studie kann somit nicht belegen, dass höher exponierte Bevölkerungsgruppen auch ein höheres Erkrankungsrisiko haben, denn bei ökologischen Studien sind keine kausalen Aussagen über die Beziehung von Strahlenbelastung und Krebserkrankungen zulässig. Weiters wird kritisiert, dass die Individualdosis der untersuchten Bevölkerungsgruppe ausschließlich von der  $^{137}\text{Cs}$  Bodenkontamination abgeleitet wurde und wichtige Expositionspfade, wie etwa die Zufuhr der Radionuklide durch Ingestion oder Inhalation, vernachlässigt wurden. Auch wurden verschiedenen Risikofaktoren für Krebserkrankungen (natürliche Radonexposition, Ernährungsgewohnheiten, Lebensstil, etc.) nicht in der Studie berücksichtigt. Weiters fehlt in der Studie die zeitliche Entwicklung der Krebserkrankungen und eine Aufschlüsselung nach einzelnen Krebsarten, die durch ionisierende Strahlung hervorgerufen werden können. So gibt es in dieser Studie keinerlei Hinweis für eine erhöhte Leukämie- oder Schilddrüseninzidenz in den hoch kontaminierten Regionen Schwedens (BFS 2005).

Eine weitere Studie, die sich mit den Krebserkrankungen in Schweden beschäftigt, wurde im Jahr 1994 von Hjalmar et al. veröffentlicht. Im Gegensatz zu den Untersuchungen von Tondel et al. (2004) wurde in dieser Studie ausschließlich das Risiko der akuten Leukämieerkrankungen bei Kindern in Schweden nach dem Tschernobylunfall evaluiert. In einem ersten Schritt wurde die geographische Verteilung der Kinderleukämiefälle geprüft. Dazu wurden alle 888 Fälle der akuten Leukämie bei Kindern im Alter zwischen 0 und 15 Jahren, die im Zeitraum von 1980-1992 diagnostiziert wurden, in eine Karte eingetragen. Die anschließende Analyse wurde in zwei Schritten durchgeführt. Erst wurden die Erkrankungsfälle, die in den hoch kontaminierten Regionen ( $> 10 \text{ kBq/m}^2$   $^{137}\text{Cs}$ ) Schwedens von 1986 bis 1992 diagnostiziert wurden, mit jenen verglichen, die vor dem Unfall aufgetreten sind (1980-1986). Danach wurden alle registrierten Kinderleukämiefälle in den stark belasteten Gebieten mit jenen der niedrig kontaminierten Regionen verglichen. Da von allen erkrankten Kindern der Geburtsort bekannt war, konnten auch die Strahlenexposition in utero, die später zur Leukämie führen kann, in die Studie mit einbezogen werden. Die Ergebnisse der Studie zeigen, dass kein signifikanter Anstieg der akuten Leukämie bei Kindern in den hoch kontaminierten Regionen Schwedens nachgewiesen werden konnte. In der anschließenden Diskussion bemerken Hjalmar et al, dass sie diese Studie äußerst präzise durchgeführt haben und auch, dass der Untersuchungszeitraum sehr großzügig bzw. ausreichend für eine derartige Studie angelegt war. Sie weisen aber darauf hin, dass die Besetzungszahlen der untersuchten Gruppe (888 Fälle) sehr gering waren und somit die Ergebnisse wenig repräsentativ sind Hjalmar et al. (1994).

Neben Hjalmar et al. (1994) weisen auch andere Studien darauf hin, dass die Kinderleukämien nach dem Tschernobylunfall nicht angestiegen sind. So zeigen die bisherigen Ergebnisse der ECLIS (European Childhood

Leukaemia-Lymphoma Study), die die Auswertung von Krebsregistern aus 23 Ländern koordiniert, keinen signifikanten Anstieg der akuten Leukämie bei Kindern (unter 15 Jahren). Aus dieser Studie geht hervor, dass es zwar eine leichte Erhöhung der Leukämieinzidenz bei Kindern seit dem Reaktorunfall gibt, aber beim Vergleich von hoch und niedrig kontaminierten Regionen sind daraus keine Effekte feststellbar. Hingegen wurde eine erhöhte Zahl von Leukämien bei Säuglingen in Griechenland beobachtet (Unscear 2000, Kellerer 1998).

Die wohl aktuellste Studie, die sich mit der Zunahme der Schilddrüsenkrebsinzidenz bei Erwachsenen beschäftigt, wurde 2004 von Mürbeth et al. veröffentlicht. Diese Untersuchung wurde in der Republik Tschechien durchgeführt, wobei als Datengrundlage die dortigen Krebsregister und Kartierungen der radioaktiven Bodenkontamination (incl. Radioiod) verwendet wurden. Ausgewertet wurden die Daten für den Zeitraum von 1976 bis 1999 mit Hilfe des von Scherb et al. (2003) entwickelten Change-Point-Modell. Ab dem Jahr 1978 ist ein altersabhängiger jährlicher Anstieg der Schilddrüsenkrebsfälle von 2,1% festzustellen. Ein zusätzlicher signifikanter Anstieg bei der Schilddrüsenkrebsinzidenz von 2,3% pro Jahr wurde von den Autoren ab dem Jahr 1988 beobachtet (Abbildung 8).



**Abbildung 8: Altersstandardisierte Inzidenz von Schilddrüsenkrebs bei Frauen, Männern und der Gesamtbevölkerung in Tschechien**

Quelle: Mürbeth et al. (2004)

Mürbeth et al. (2004) gehen davon aus, dass obwohl der Tschernobylfallout in der Tschechischen Republik (gegenüber den hoch kontaminierten Gebieten der ehemaligen Sowjetunion) relativ gering war und im Ergebnis nur niedrige individuelle Schilddrüsen-Organ Dosen zur Folge hatte, dennoch zu einer relevanten kollektiven Schilddrüsendosis führte. Weiters fügen sie hinzu, dass es eher unwahrscheinlich ist, dass in der Republik



Tschechien nach dem Tschernobylunfall eine gesteigerte medizinische Beobachtungsintensität und Erfassung als Ursache für den Anstieg der Schilddrüsenkrebsinzidenz in Frage kommt. Mürbeth et al. (2004) sehen das beim Tschernobylunfall freigesetzte und über Europa verteilte bzw. deponierte radioaktive Jod als die wahre Ursache für die zusätzlichen Neuerkrankungen Mürbeth et al. (2004).

Alle in diesem Anhang angeführten Studien versuchen einen Zusammenhang zwischen der Strahlenexposition und der Häufigkeit des Auftretens von Krankheiten bzw. der Sterblichkeit (von Säuglingen) herzustellen, somit kann man sie als ökologische Studien definieren. Dazu werden meist zwei oder mehrere Bevölkerungsgruppen in unterschiedlichen Ländern bzw. Regionen hinsichtlich der Inzidenzen verglichen, wobei davon ausgegangen wird, dass sich die einzelnen Gruppen in ihrer Exposition unterscheiden. Die Verteilung der Exposition innerhalb der Bevölkerungsgruppen wurde in keiner der Studien berücksichtigt, da meist die Informationen zur Berechnung von Individualdosen fehlten. Die Strahlenexposition wurde bei fast allen Studien von der <sup>137</sup>Cs-Bodenkontamination abgeleitet, andere Expositionspfade wurden kaum berücksichtigt. Dabei wäre es durchaus wichtig, die als relevant anerkannten Expositionspfade zur Berechnung von Individualdosen bzw. Kollektivdosen in die Studien mit einzubeziehen. Die in den Untersuchungen beobachteten Zusammenhänge basieren auf durchschnittlichen Expositionen und Erkrankungen in den untersuchten Regionen und nicht auf individuellen, spezifisch für exponierte oder erkrankte Personen ermittelten Informationen. Eine Ausnahme ist die Studie von Körblein und Küchenhoff (1997), die zur Abschätzung der Strahlenexposition der Schwangeren den Expositionspfad über die Milch heranziehen, dieser jedoch der einzige ist, der berücksichtigt wurde. Bei dieser Studie, genauso wie bei allen anderen Untersuchungen zur Säuglingssterblichkeit handelt es sich um Trendanalysen, für die der „normale Verlauf“ der Säuglingssterblichkeit aus den Daten (basierend auf der jährlichen Abnahme der Mortalität) der vorhergehenden Jahre mittels mathematischen Modellen konstruiert wurde. Die von den Autoren aus den Modellen abgeleiteten und interpretierten Trendänderungen sind jedoch nicht unumstritten. Sie zeigen in erster Linie, dass sich die Vergangenheit durch mathematische Modelle genauer beschreiben lässt als die Zukunft und dass die Ergebnisse aus Analysen von stark zusammengefassten Daten nur wenig aussagekräftig sind (Seidel 2005).

Abschließend soll darauf hingewiesen werden, dass ökologische Studien zwar Hinweise auf Zusammenhänge geben können, diese aber nicht quantifizieren können. Im Fall eines negativ-Ergebnisses (keine Korrelation), wie jenes von Hjalmar et al, erlauben es ökologische Studien jedoch kausale Zusammenhänge auszuschließen.

#### **Literatur:**

**BFS - BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ (2005):** *Epidemiologie*. <http://www.bfs.de/ion/wirkungen/epidem.html> (03.08.2005)

**Blettner, M.:** *European stillbirth proportion and Chernobyl*. *International Journal of Epidemiology*. <http://ije.oxfordjournals.org/cgi/content/full/29/3/596> (02.10.05)

**Hjalmar, U., Kulldorff, M. and Gustafsson, G. (1994):** *Risk of acute childhood leukaemia in Sweden after the Chernobyl reactor accident*. *BMJ* 309(6948):154-157.

**IAEA (2005):** *Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience. Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group Environment (EGE)*. [http://www.iaea.org/NewsCenter/Focus/Chernobyl/pdfs/EGE\\_Report.pdf](http://www.iaea.org/NewsCenter/Focus/Chernobyl/pdfs/EGE_Report.pdf) (09.08.2005)





**Kellerer, A. M. (1996):** Erwartete und beobachtete gesundheitliche Effekte in der GUS. In: SSK (1996): Zehn Jahre nach Tschernobyl - eine Bilanz. Bayer, A., Kaul, A., Reiners, Chr. (Hrsg.) Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, 410-426.

**Kellerer, A. M. (1998):** Reaktorkatastrophe und Säuglingssterblichkeit? Institut für Strahlenbiologie. GFS – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit Neuherberg. GFS-Bericht 19/98. <http://www.gsf.de/neu/isb/SAEUGLINGSSTERBLICHKEIT.pdf> (01.12.05)

**Körblein, A. (2001):** Säuglingssterblichkeit nach Tschernobyl. Umweltinstitut München e.V. <http://www.umweltinstitut.org/frames/all/m218.htm> (02.04.2005)

**Köblein, A. und Küchenhoff, H. (1997):** Perinatal mortality in Germany following the Chernobyl accident. *Radiat. Environ. Biophys.* 36. S. 3-7.

**Lüning, G., Scheer, J., Schmidt, M., Ziggel, H. (1989):** Early infant mortality in West Germany before and after Chernobyl. *The Lancet* ii: 1081-1083.

**Mürbeth, S., Rousarova, M., Scherb H., Lengfelder, E. (2004):** Thyroid cancer has increased in the adult populations of countries moderately affected by Chernobyl fallout. *Med Sci Monit*, 2004; 10(7): CR300-306.

**Scherb, H. und Weigelt, E. (2003):** Zunahme der Perinatalsterblichkeit, Totgeburten und Fehlbildungen in Deutschland, Europa und in den hoch belasteten deutschen und europäischen Regionen nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986. *Berichte des Otto Hug Strahlenschutzinstitutes (24/2003)*, Gesellschaft für Strahlenschutz e.V., Berlin, Bremen.

**Seidel, C. (2005):** Geographische Auswertung der radioaktiven Umweltkontamination und der möglichen gesundheitlichen Auswirkungen in Folge des KKW-Unfalls in Tschernobyl im Zeitraum von 1986 – 2005 in ausgewählten Regionen Europas. Diplomarbeit, Wien, 2005.

**Tondel, M. Hjalmarsson, P., Hardell, L., Carlsson, G. and Axelson O. (2004):** Increase of regional total cancer incidence in north Sweden due the Chernobyl accident. *BMJ* 58(12): 1011–1016.

**UNSCEAR (2000):** UNSCEAR Report 2000. Annex J. Exposures and effects of the Chernobyl accident. <http://www.unscear.org/docs/reports/annexj.pdf> (14.01.2012)