



ENDBERICHT

Bezeichnung der Studie

Untersuchung der gesundheitlichen Folgen in Oberösterreich 40 Jahre nach Tschernobyl

Auftraggeber

Amt der Oö. Landesregierung
Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft
Abteilung Umweltschutz / Strahlenschutz
Hrn. Wolfgang Piermayr, MA
Kärntnerstraße 10 - 12
4021 Linz

Auftrag vom / Zahl

12. Februar 2026 / 2014-100933/1035

Wissenschaftlicher Bearbeitung

Univ.-Prof DI Dr. Franz Josef Maringer (Projektleitung)
DI Dr. Michael Bauer
Lorenz Friessenbichler, BSc
Univ.-Prof Mag. Dr. Thomas Waldhör

Ausstellungsdatum des Berichts

30. Mai 2026

Zahl des Berichts

2026.01.01

Ausfertigungen des Berichts: Anzahl / Nr.

1 / 1

Anzahl der Seiten

55

Inhalt

1 Kurzfassung.....	4
2 Studienteam.....	4
3 Ausgangssituation	5
3.1 Kontaminationssituation in Europa	5
3.2 Kontaminationssituation in Österreich	6
3.3 Bisherige Studien über die gesundheitlichen Folgen in Österreich	7
3.4 Referenzen	8
4 Epidemiologische Analyse.....	10
4.1 Beschreibende epidemiologische Auswertung.....	10
4.2 Betrachtete medizinische Endpunkte	10
4.3 Datenherkunft.....	10
4.4 Statistische Methoden	11
4.5 Ergebnisse	11
4.5.1 Leukämie	11
4.5.2 Schilddrüsenkrebs	15
4.5.3 Krebs der strahlungssensitiven Organe.....	17
4.5.4 Totgeburtenrate	19
4.5.5 Säuglingssterblichkeit.....	21
4.5.6 Frühgeburtlichkeit	23
4.6 Zusammenfassung der Ergebnisse.....	24
4.7 Limitationen der epidemiologischen Analyse.....	25
4.8 Zusammenfassung der Limitationen.....	26
4.9 Referenzen	27
5 Radioökologische Risikoanalyse	28
5.1 Einleitung	28
5.2 Methode.....	29
5.2.1 Grundsätzliches	29
5.2.2 Modellierungsrahmen	29
5.2.3 Datenquellen	29
5.2.4 Organabsorptionsdosen	30
5.2.5 Externe Exposition.....	30
5.2.6 Interne Exposition	31

5.2.7	Gesamte Organabsorptionsdosis	31
5.2.8	Iod-131 Ingestionsdosis.....	31
5.2.9	Iod-131 Inhalationsdosis	31
5.2.10	Effektive Dosis	32
5.2.11	Lebenszeitlich zurechenbares Krebsrisiko.....	32
5.3	Unsicherheitsanalyse des Berechnungsmodells	33
5.3.1	Umweltquellterm und Transfer.....	34
5.3.2	Dosisumrechnungsparameter	34
5.3.3	Verhaltensbezogene und physiologische Annahmen	34
5.3.4	Risikomodell (LAR).....	34
5.3.5	Kombinierte Unsicherheit	34
5.3.6	LNT-Hypothese	34
5.4	Ergebnisse	35
5.4.1	Hypothetisch abgeschätzte Obergrenze der Anzahl der Krebsfälle.....	35
5.4.2	Regionale Verteilung der abgeschätzten Effektiven Dosis.....	35
5.4.3	Regionale Verteilung des hypothetisch zurechenbaren Krebsrisikos	36
5.4.4	Organspezifische Beiträge zum hypothetisch zurechenbaren Krebsrisiko	37
5.4.5	Alters- und Geschlechtsabhängigkeit des Krebsrisikos	39
5.5	Beurteilung und Schlussfolgerung	39
5.5.1	Vergleich mit der Krebsrisikoabschätzung in Schweden.....	39
5.5.2	Risikoreduktionen.....	40
5.5.3	Schlussfolgerung.....	40
5.6	Referenzen	41
6	Vergleichende Literaturanalyse.....	43
6.1	Recherchierte Literatur	43
6.2	Abschätzungen der Krebsinzidenz durch die Tschernobyl-Kontamination	44
6.3	Cäsium-137-Kontamination der Umwelt	49
6.4	Kontamination von Lebensmitteln und Forstprodukten	52
6.5	Folgen des Waldbrands in der Sperrzone des Unfallreaktors.....	53
6.6	Schlussfolgerungen	54

1 Kurzfassung

Österreich und insbesondere Oberösterreich ist eines der am höchsten durch den radioaktiven Fallout nach dem Tschernobylunfall kontaminierten Gebiete in Europa (Kapitel 3). Trotz der hohen Kontamination der Umwelt mit langlebigen Spaltprodukten, insbesondere Cäsium-137 und Strontium-90, sowie des Durchzugs des kurzlebigen radioaktiven Iod-131 in den ersten Wochen nach dem Unfall, können deterministische Strahlenschäden (akute, nicht-stochastisch auftretende Strahlenschäden) für die österreichische Bevölkerung ausgeschlossen werden. Grund dafür ist die insgesamt niedrige Strahlendosis, mit der die österreichische Bevölkerung exponiert wurde. Nicht auszuschließen sind jedoch stochastisch auftretende gesundheitliche Schäden, insbesondere Krebserkrankungen.

Die epidemiologische Auswertung (Kapitel 4) zielt auf die Beschreibung ausgewählter medizinischer Endpunkte (Abschnitt 4.2) ab etwa 1986 im Vergleich zwischen Oberösterreich und den weniger durch den Tschernobyl-Fallout exponierten übrigen Bundesländern. Die Auswertung basiert auf aggregiertem Datenniveau und entspricht einem ökologischen Auswertungsansatz. Aufgrund der im Vergleich zur üblichen Strahlungsexposition geringen zurechenbaren Exposition und der methodisch unumgänglichen Limitierungen der epidemiologischen Analyse (Abschnitt 4.7), ist epidemiologisch keine belastbare retrospektive Aussage über gesundheitliche Folgen möglich.

Mit der radioökologischen Risikoanalyse (Kapitel 5) wird versucht, das lebenszeitbezogene hypothetisch zurechenbare Krebsrisiko (LAR – Lifetime Attributable Risk) der österreichischen Bevölkerung im 50-Jahre-Zeitraum 1986 bis 2036 nach dem Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl modellbasiert abzuschätzen. Die tatsächliche Anzahl der zurechenbaren Krebsfälle kann wissenschaftlich belastbar nicht festgestellt werden, da die radioökologische Abschätzung der zurechenbaren Krebsfälle im derart niedrigen Dosisbereich mit großen methodischen Unsicherheiten behaftet ist (Abschnitt 5.3).

Unter Verwendung regionaler Kontaminationsdaten, alters- und geschlechtsspezifischer Bevölkerungsverteilungen sowie Jagdstatistiken konnte mit dem radioökologischen Berechnungsmodell eine potentielle Maximalanzahl von rund 1300 zurechenbaren Krebsfällen im 50-Jahre-Folgezeitraum 1986 bis 2036 in Oberösterreich rechnerisch abgeschätzt werden. Es ist anzunehmen, dass die, methodisch nicht zugängliche tatsächliche Anzahl der zurechenbaren Krebsfälle durch die getroffenen Strahlenschutzmaßnahmen und das vorsorgliche Verhalten der Bevölkerung geringer ist als die hier hypothetisch abgeschätzte potentielle Maximalanzahl. Die organspezifische Analyse hebt Lungen-, Haut- und Brustkrebs als die wesentlichen Beitragstypen hervor, wobei Frauen im Allgemeinen höhere zurechenbare Krebsrisiken aufweisen als Männer.

Im Zuge der Literaturanalyse (Kapitel 6) wurden die in dieser Arbeit erbrachten Ergebnisse mit der aktuell publizierten Fachliteratur verglichen und konsistent beurteilt.

Die Ergebnisse der hier angewandten Methoden dienen als Ausgangspunkt und liefert Anhaltswerte für das Strahlenschutz-Management sowie für ein zielführendes, langfristiges epidemiologisches Monitoring im Falle zukünftiger großräumiger radioaktiver Umweltkontaminationen.

2 Studienteam

Franz Josef Maringer (BOKU Wien, TU Wien) - Wissenschaftliche Projektleitung

Michael Bauer (TU Wien), Franz Josef Maringer - Radioökologische Analyse

Lorenz Friesenbichler (TU Wien), Franz Josef Maringer - Literaturanalyse

Thomas Waldhör (MedUni Wien) - Epidemiologische Analyse

3 Ausgangssituation

3.1 Kontaminationssituation in Europa

In den bisher vergangenen vierzig Jahren nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl 1986 wurden zahlreiche wissenschaftliche Studien in der ehemaligen Sowjetunion, in Europa und weltweit über die gesundheitlichen Auswirkungen durch die Freisetzung radioaktiver Stoffe durchgeführt. Die Ergebnisse der wesentlichen Untersuchungen im Zeitraum 1986 bis 2008 und deren Bewertung sind auf der Website <https://www.unscear.org/unscear/en/areas-of-work/chernobyl.html> des *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR* zusammengestellt.

Die Kontaminationssituation in Europa zeigt (Abb. 3.1), dass Österreich eine der am stärksten betroffenen Region in Europa ist – sowohl hinsichtlich der Höhe der radioaktiven Kontamination als auch bezogen auf die Bevölkerungsdichte in den betroffenen Gebieten in Österreich.

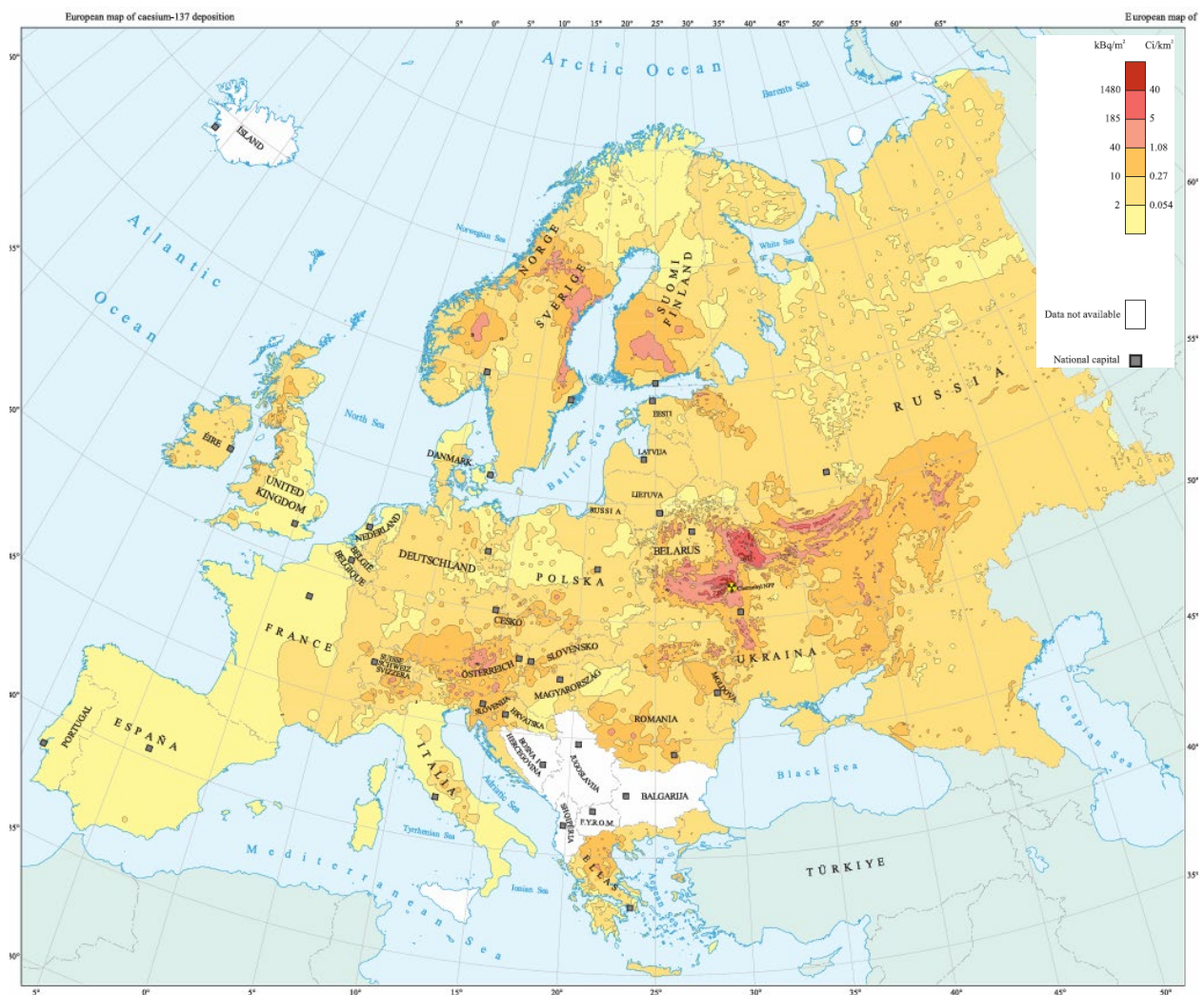


Abb. 3.1: Cs-137-Kontamination des Bodens nach dem Tschernobyl-Unfall in Europa (UNSCEAR 2000 Report [3-1]).

Im *Scientific Annex D Health effects due to radiation from the Chernobyl accident* des *UNSCEAR 2008 Report* [3-2] werden im Kapitel VI *Late Health Effects* beobachtete Fallzahlen von stochastischen Strahlenschäden – Schilddrüsenkrebs, Leukämie, andere Krebsarten und Nicht-Krebs-Erkrankungen der regional betroffenen Personengruppen im Zeitraum 1986 bis 2005 angegeben. Für alle europäischen Staaten (mit Ausnahme von Andorra, San Marino, Türkei und Kaukasus-Staaten) werden für rund 500 Mio Personen eine mittlere Schilddrüsensdosis durch I-131 im Jahr 1986 von 1,3 mGy, eine mittlere Effektive

Dosis 1986-2005 von 0,3 mSv (ca. 0,4 mSv) auf Lebenszeit extrapoliert; externe und interne Exposition ohne Schilddrüse), eine Schilddrüsen-Kollektivdosis 1986 von 660 000 Personen Gy und eine Kollektive Effektive Dosis von 130 000 Personen Sv abgeschätzt.

In einem Briefing des EPRS – European Parliamentary Research Service -aus dem Jahr 2016 [3-3] wird auf Basis vorangegangener epidemiologischer Studien berichtet, dass bis 2005 rund 6000 Schilddrüsenkrebsfälle in den hochkontaminierten Gebieten in der Ukraine, Weißrussland und Russland auf den Tschernobylunfall zurückzuführen sind. Für den Zeitraum 1986 bis 2065 werden für ganz Europa (inkl. der hochkontaminierten Gebiete in der Ukraine, Weißrussland und Russland) rund 25 000 zusätzliche Krebsfälle (davon rund 70 % in den hochkontaminierten Gebieten in der Ukraine, Weißrussland und Russland) prognostiziert.

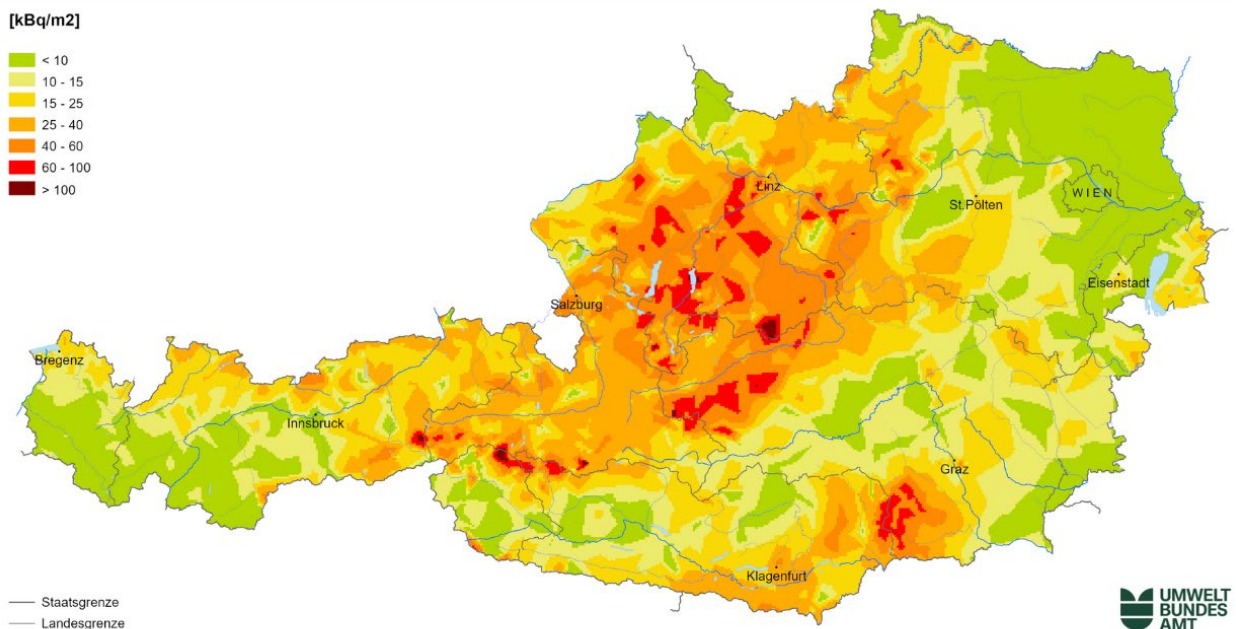
Hinsichtlich der Vorhersage der weiteren Entwicklung der gesundheitlichen Langzeitschäden hält UNSCEAR fest [3-1] (S. 64):

The Committee has decided not to use models to project absolute numbers of effects in populations exposed to low radiation doses from the Chernobyl accident, because of unacceptable uncertainties in the predictions. It should be stressed that the approach outlined in no way contradicts the application of the LNT model for the purposes of radiation protection, where a cautious approach is conventionally and consciously applied.

3.2 Kontaminationssituation in Österreich

Die regionale Verteilung der Cs-137 Boden-Kontamination nach dem Tschernobylunfall in Österreich bezogen auf den 1. Mai 1986 ist in der Abb. 3.2 dargestellt (Daten: BORIS Datenbank, Umweltbundesamt). Die kumulative I-131-Aktivitätskonzentration in der Luft im Mai 1986 ist in Abb. 3.3 dargestellt.

Bodenbelastung durch Cäsium-137 bezogen auf 1. Mai 1986



Quelle: BORIS Datenbank
Bearbeitung: Umweltbundesamt; März 2026

Abb. 3.2: Cs-137-Kontamination des Bodens nach dem Tschernobyl-Unfall in Österreich
(<https://www.umweltbundesamt.at/energie/kernenergie/caesiumbelastungen-im-boden>; 2026-05-14).

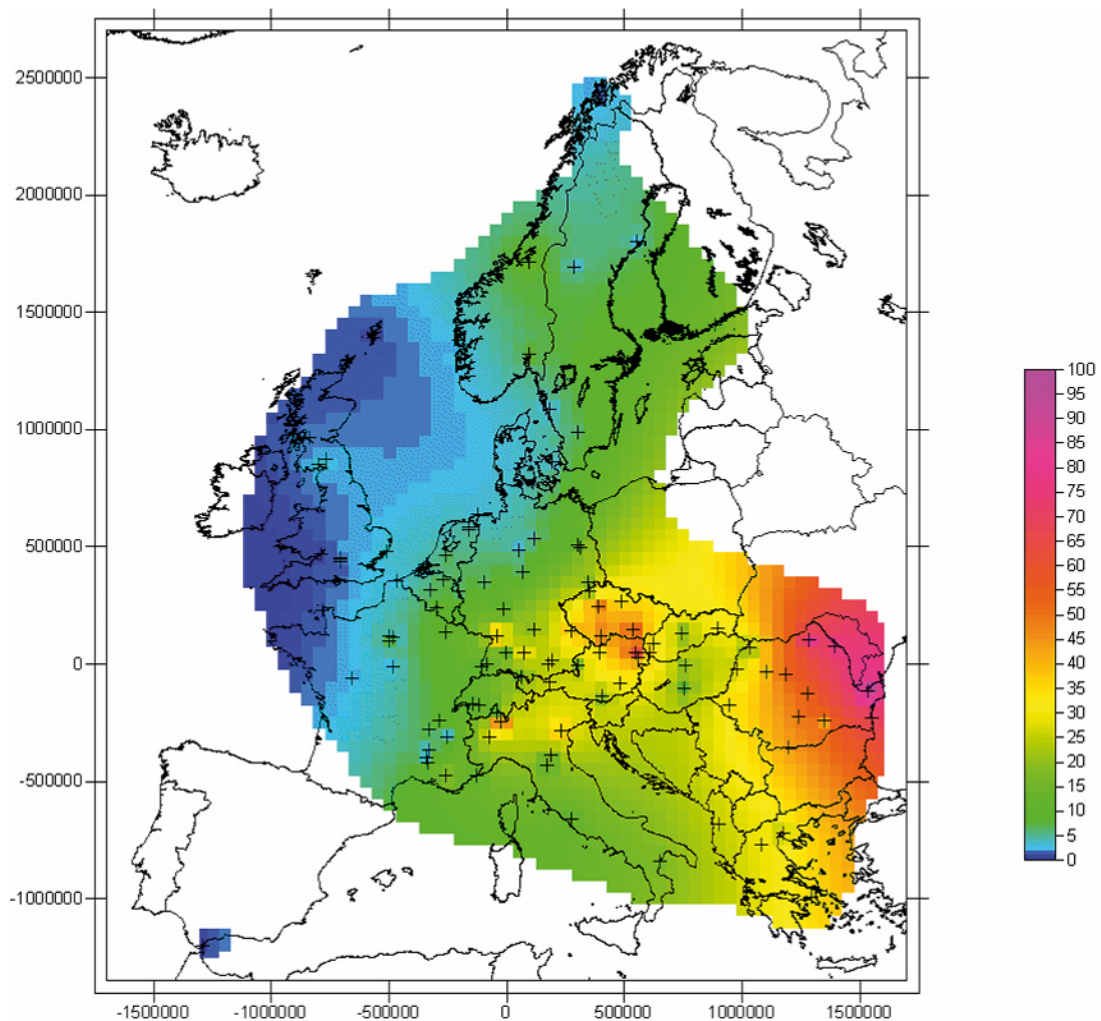


Abb. 3.3: Kumulative I-131 Aktivitätskonzentration ($\text{Bq}\cdot\text{d}\cdot\text{m}^{-3}$) in Luft in Europa, Mai 1986
 (Quelle: Radioactivity Environmental Monitoring, Joint Research Centre Ispra, European Commission).

In Österreich wurden die Untersuchungen und Bewertungen der radioökologischen und gesundheitlichen Folgen für die Bevölkerung im Zeitraum 1986 bis 1996 in mehreren Berichten veröffentlicht [3-4], [3-5], [3-6], [3-7], [3-8]. Eine Zusammenstellung der berichteten Ergebnisse aus den Jahren 1986 bis 1996 ist in der aktuellen Publikation *Der Reaktorunfall von Tschernobyl – Auswirkungen auf Österreich* des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft zu finden. Darin wird im Abschnitt *Gesundheitliche Auswirkungen in Österreich* hypothetisch vereinfacht abgeschätzt:

„Unter Annahme der Gültigkeit einer linearen Dosis-Wirkungs-Beziehung für die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von stochastischen Strahlenschäden ergeben sich für Österreich hypothetisch insgesamt etwa 400 durch den Reaktorunfall von Tschernobyl bewirkte Krebserkrankungen im Laufe von einigen Jahrzehnten. Im Zeitraum von 1990 bis 2024 wurden in Österreich insgesamt etwa 1,4 Millionen Krebserkrankungen registriert. Daraus ist klar ersichtlich, dass mit statistischen Methoden die hypothetischen etwa 400 im Laufe von einigen Jahrzehnten durch den Reaktorunfall induzierten Krebserkrankungen weder nachgewiesen noch ausgeschlossen werden können.“ [3-8] (S. 60).

3.3 Bisherige Studien über die gesundheitlichen Folgen in Österreich

Die Universität für Bodenkultur Wien hat in den Jahren 2005 bis 2012 im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung in Kooperation mit der Medizinischen Universität Wien epidemio-

logische Auswertungen gesundheitlicher Folgen in Oberösterreich durch den Reaktorunfall von Tschernobyl durchgeführt und veröffentlicht [3-9], [3-10], [3-11]. Diese Untersuchungen abschließend wurde im Jahr 2012 festgestellt:

„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 Tschernobylfall 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 Schilddrüse 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.“ [3-11] (S. 45)

Im Hinblick auf zukünftige Langzeitfolgen wurde in dieser Studie des Weiteren empfohlen:

„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.“ [3-11] (S. 45).

Aus diesem Grund wurde die hier vorliegende Studie initiiert, um die weitere Entwicklung möglicher gesundheitlicher Folgen nach dem Tschernobylunfall im besonders stark betroffenen Bundesland Oberösterreich, zu untersuchen.

3.4 Referenzen

- [3-1] UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, VOLUME II: EFFECTS, ANNEX J Exposures and effects of the Chernobyl accident, United Nations New York, 2000
- [3-2] UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, VOLUME II, Scientific Annex D Health effects due to radiation from the Chernobyl accident, United Nations New York, 2011 (Corrigendum 18 May 2016)
- [3-3] Didier Bourguignon and Nicole Scholz, Chernobyl 30 years on – Environmental and health effects, EPRS | European Parliamentary Research Service, 2016.
([https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2016/581972/EPRS_BRI\(2016\)581972_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2016/581972/EPRS_BRI(2016)581972_EN.pdf); 2026-05-14)
- [3-4] Bundeskanzleramt, Die Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf Österreich; 2. verbesserte Auflage. Bericht 2/88 aus 1988.
- [3-5] Bundeskanzleramt, Die Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf Österreich; Folgestudien. Bericht 6/89 aus 1989.
- [3-6] Bundeskanzleramt, Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1988 und 1989 – Daten und Bewertung. Bericht 2/91 aus 1991.
- [3-7] Zechner, Josef, Mück, Konrad, Die Strahlenexposition der österreichischen Bevölkerung nach dem Reaktorunfall und die Maßnahmen zu deren Reduktion. In: Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz. Stuttgart, Lübeck, Ulm 1996.
- [3-8] Manfred Ditto, Der Reaktorunfall von Tschernobyl, BMLUK, Wien, April 2026

- [3-9] Tschernobylfolgen in Oberösterreich, Franz Josef Maringer, Peter Bossew, Martin Gerzabek, Claudia Seidel, Christian Vutuc, Thomas Waldhör, BOKU Wien, April 2006
- [3-10] 25 Jahre Tschernobyl - Untersuchung der gesundheitlichen Auswirkungen der Reaktor-katastrophe im Bundesland Oberösterreich - Fortsetzung der Studie aus dem Jahr 2006, Oktober 2011
- [3-11] Gesundheitliche Folgen in Oberösterreich 25 Jahre nach Tschernobyl – neue Betrachtungen hinsichtlich der Inhalations- und Ingestionsdosis durch ¹³¹I und ⁹⁰Sr, Claudia Seidel, Andreas Baumgartner, Peter Bossew, Franz Josef Maringer, Thomas Waldhör, BOKU Wien, März 2012

4 Epidemiologische Analyse

4.1 Beschreibende epidemiologische Auswertung

Ziel dieser epidemiologischen Auswertung ist die Beschreibung ausgewählter medizinischer Endpunkte ab etwa 1986 im Vergleich zwischen Oberösterreich und den weniger strahlungsbelasteten übrigen Bundesländern sowie im intra-regionalen Vergleich innerhalb Oberösterreichs. Hierfür werden Methoden der beschreibenden Statistik inklusive Konfidenzintervalle zur Abschätzung der Variabilität der Inzidenzen bzw. Prävalenzen verwendet.

Die Auswertung basiert auf aggregiertem Datenniveau und entspricht somit einem ökologischen Auswertungsansatz. Daten werden auf Jahresgruppenebene oder/und auf politischer Bezirksebene aggregiert und innerhalb Oberösterreichs oder mit den anderen Bundesländern verglichen.

4.2 Betrachtete medizinische Endpunkte

Der zusätzliche Effekt einer schwachen Strahlenexposition über die alltägliche Hintergrundbelastung (z. B. natürliche terrestrische Strahlung oder medizinisch indizierte diagnostische Exposition) auf die Morbidität wird als gering eingeschätzt [4.1 - 4.5]. Zudem variiert die Strahlensensitivität zwischen Organen erheblich. Aus diesen Gründen werden in diesem Bericht folgende **medizinische Endpunkte** berücksichtigt (ICD-10-Codes in Klammern):

- *Leukämie (C91-C95)*
- *Schilddrüsenkrebs (C73)*
- *Strahlungssensitive Organe (als Gruppe):*
- *Brustkrebs (C50), Dickdarmkrebs (C18), Leukämie (C91 – C95), Leberkrebs (C22), Lungenkrebs (C34), Eierstockkrebs (C56), Prostatakrebs (C61), Magenkrebs (C16), Schilddrüsenkrebs (C73), Blasenkrebs (C67), Gebärmutterkrebs (C54, C55)*
- *Totgeburten*
- *Säuglingssterblichkeit*
- *Anteil Frühgeburten*

Die Krebsmortalität wird nicht analysiert, da sie in der kausalen Kette (Strahlungsexposition → Krebsinzidenz → Krebsmortalität) einen nachgelagerten Endpunkt darstellt und somit weniger geeignet ist, unmittelbare Effekte der Exposition abzubilden. Die Überlebensdauer nach diagnostizierter Krebsdiagnose hat sich in den letzten Jahrzehnten abhängig von der Krebslokalisation in Österreich teilweise stark verbessert [4-6]. Beispielsweise stieg nach einer Diagnosestellung von Krebs in der Periode 1995–1999 das relative 5-Jahres-Überleben eines Krebspatienten von 55,8 % auf 63.0% in der Diagnoseperiode 2015–2019 [4-6] (S. 21). Dieser Anstieg der Überlebensdauer ist getragen von Faktoren wie z.B. verbesserten Therapien, verbesserter Diagnostik und Früherkennung und unabhängig vom interessierenden Risikofaktor Strahlungsexposition wie in diesem Bericht. Die Untersuchung des direkten Zusammenhangs Strahlungsexposition und Krebsmortalität scheint daher nicht sinnvoll da beobachtete Effekte auf die Mortalität weder der Strahlungsexposition noch den zuvor erwähnten sich im Zeitverlauf verändernden Faktoren zugeordnet werden kann.

4.3 Datenherkunft

Die betrachteten Daten zur Analyse stammen aus folgenden Quellen von Statistik Austria:

- 1) Österreichisches Nationale Krebsregister (Datenbankabzug_KRE_DCO_20230117_154143, 1983-2020, end of follow-up 31.12.2021)

- 2) Meldungen der Geburten (Anzeige der Geburt, Anzeige der Totgeburt (lt. Personenstandsverordnung))
- 3) Anzeige des Todes (lt. Personenstandsverordnung).

4.4 Statistische Methoden

Der obigen Zielsetzung folgend, werden primär beschreibende Statistiken verwendet. Dies umfasst Häufigkeiten, Prozentwerte und direkt alter-standardisierte Inzidenzraten basierend auf der Europäischen Standardbevölkerung nach 5-jährigen Altersgruppen [4-7]. Um die Variabilität der alters-standardisierten Inzidenzraten abzubilden, werden zusätzlich für ausgewählte Jahre 95%-Konfidenzintervalle berechnet und in Grafiken gemeinsam veranschaulicht.

Für den Vergleich der Bundesländer werden standardisierte Raten für 3-Jahresgruppen berechnet, um die Variabilität im Vergleich zu einjährigen Ratenberechnungen zu reduzieren. Zusätzlich werden für die Jahresgruppen 1987-1989 und 2017-2019 95%-Konfidenzintervalle für die neun Bundesländer gezeigt. Standardisierte Raten werden auf 100.000 Personenjahre (PY) umgerechnet gezeigt.

Für die räumliche Verteilung werden Prozentwerte und standardisierte Raten für aggregierte Zeitperioden mittels Landkarten und in Sextilen gruppierten Werten (Choropleth Karten) gezeigt.

Der betrachtete Zeitbereich ist abhängig von den betrachteten Endpunkten. Für die Krebsinzidenz beträgt dies 1984 bis 2020, für Geburtsbezogene Endpunkte 1984-2023 wobei 3-Jahresgruppen herangezogen werden.

Auf Grund der Umstellung der Angabe der Schwangerschaftswoche bei Neugeborenen in den Geburtsscheinen von begonnener auf vollendete Schwangerschaftswoche um das Jahr 2015 herum, sind Vergleiche vor und nach 2015 nur bedingt vergleichbar. Daher wird die Frühgeburtlichkeit nur bis zum Jahr 2011 gezeigt und in Frühgeburten mit begonnener Schwangerschaftswoche 14-36 und Termingeburten SSW 37+ unterteilt. Zusätzlich zur Darstellung in drei Jahresgruppen wird für die Jahre 1986 und 1987 die Frühgeburtlichkeit monatsweise nach Bundesland dargestellt, um einen kurzfristigen Effekt abzubilden. Die Analyse erfolgte mittels SAS Version 9.4 [4-8].

4.5 Ergebnisse

4.5.1 Leukämie

Im Folgenden werden die Ergebnisse bezüglich Leukämie (ICD10: C91–C95) dargestellt. In Abbildung 4.1 ist für beide Geschlechter die jährliche standardisierte Inzidenzrate für ganz Österreich dargestellt. Ein Anstieg der Inzidenzrate bis in etwa 2008 und ein Abfall bis zu Studienende ist zu beobachten.

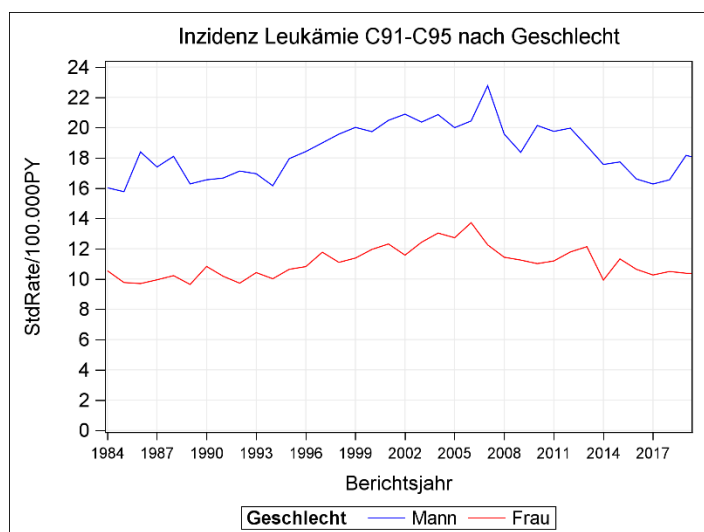


Abbildung 4.1: Standardisierte Inzidenzrate Leukämie C91-C95 nach Geschlecht für Österreich

In Abbildung 4.2 ist für Frauen und Männer gesamt der Zeitverlauf der Inzidenz im Vergleich der Bundesländer zu sehen. Die Inzidenz in Oberösterreich liegt im gesamten Zeitraum im Mittel beziehungsweise unter dem österreichischen Durchschnitt.

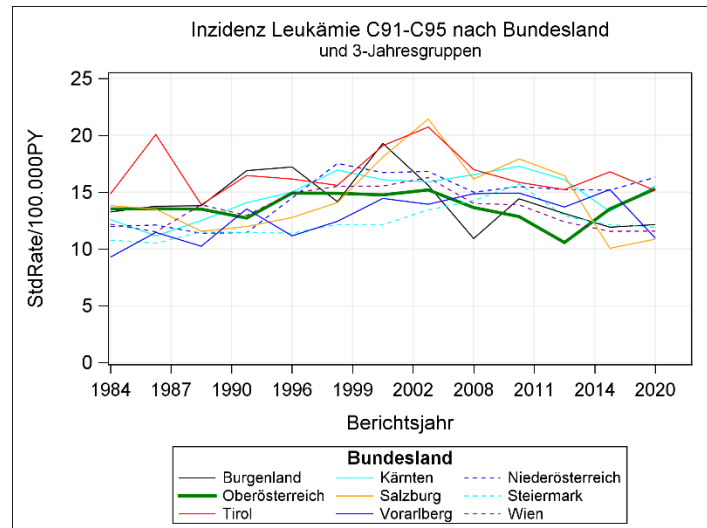


Abbildung 4.2: Standardisierte Inzidenzrate Leukämie C91-C95 nach Bundesland

In Abbildung 4.3 a,b werden zusätzlich für die Jahre 1987-1989 und 2017-2019 95%-Konfidenzintervalle der Inzidenzrate für die Bundesländer gezeigt, um die Variabilität der Schätzungen zu visualisieren. Bundesländer mit wenigen Einwohnern und damit Fällen weisen somit breitere Konfidenzintervalle auf. Oberösterreich liegt im Mittel Österreichs.

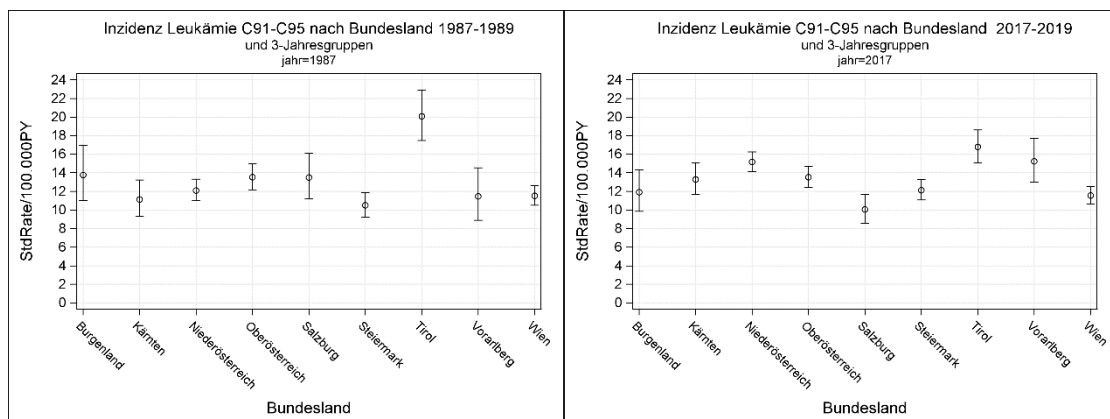


Abbildung 4.3 a,b: Standardisierte Inzidenzrate Leukämie C91-C95 nach Bundesland für die Jahre 1987-1989 und 2017-2019 mit 95 % Konfidenzintervall

Im Folgenden wird die Inzidenz zusätzlich für Kinder 0-<5 Jahre und 0-<15 Jahre alt gezeigt, um einen potentiellen Effekt auf die Leukämierate nur für Kinder und somit für eine besonders vulnerable Gruppe abzuschätzen.

Abbildung 4.4 zeigt die Inzidenzrate für 0 bis <5-Jährige, Oberösterreich liegt im Bundesschnitt. Abbildungen 4.5 a,b weisen auf Grund der kleinen Inzidenzen weite Konfidenzintervalle auf und zeigen die Unsicherheit in der Schätzung der Raten.

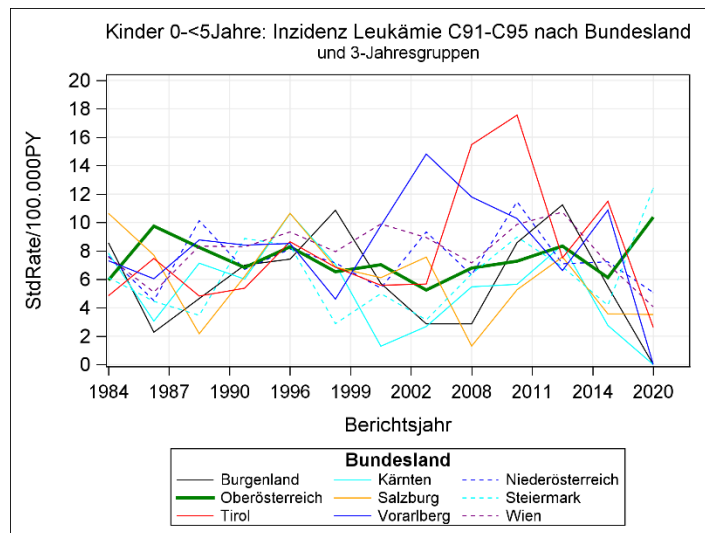


Abbildung 4.4: Inzidenzrate Leukämie C91-C95 nach Bundesland für 0-<5 Jährige

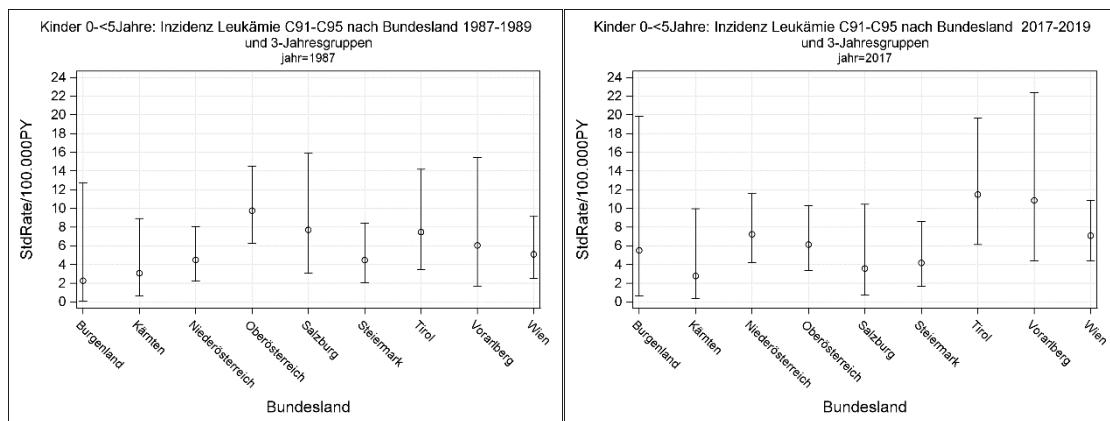


Abbildung 4.5 a,b: Inzidenzrate Leukämie C91-C95 nach Bundesland für 0-<5 Jährige für die Jahre 1987-1989 und 2017-2019 mit 95% Konfidenzintervall

Die korrespondierenden Grafiken für 0 - <15 Jährige sind in Abbildungen 4.6 und 4.7 a,b dargestellt. Die standardisierten Inzidenzraten liegen im österreichischen Durchschnitt.

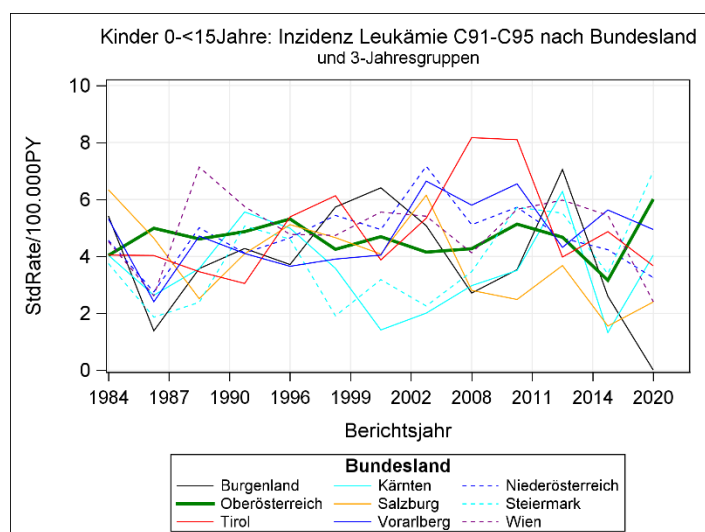


Abbildung 4.6: Standardisierte Inzidenzrate Leukämie C91-C95 nach Bundesland für 0 - <15 Jährige

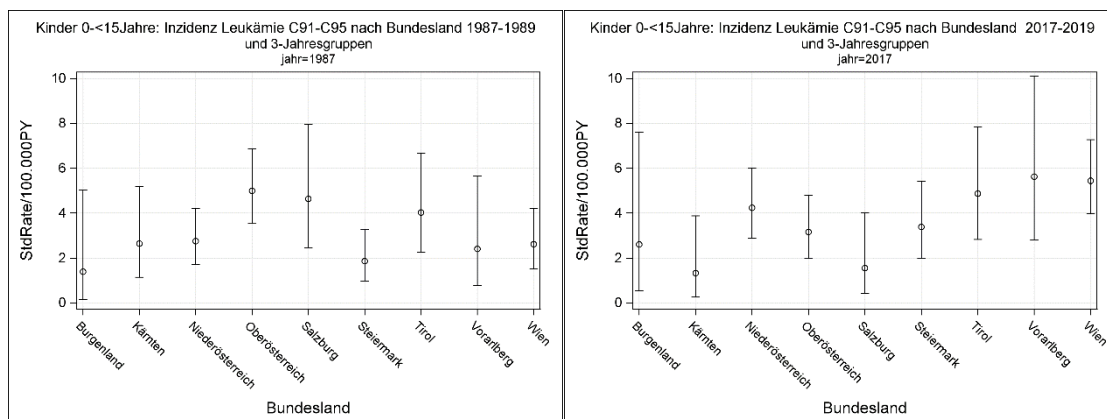


Abbildung 4.7 a,b: Standardisierte Inzidenzrate Leukämie C91-C95 nach Bundesland für 0-<15 Jährige für die Jahre 1987-1989 und 2017-2019 mit 95% Konfidenzintervall

Um auf die beträchtliche Streuung von Inzidenzraten hinzuweisen, werden in Abbildung 4.8 Inzidenzraten für Leukämie nach Bezirk getrennt für Oberösterreich und restliches Österreich gezeigt. Beide Verteilungen überlappen sich vollständig.

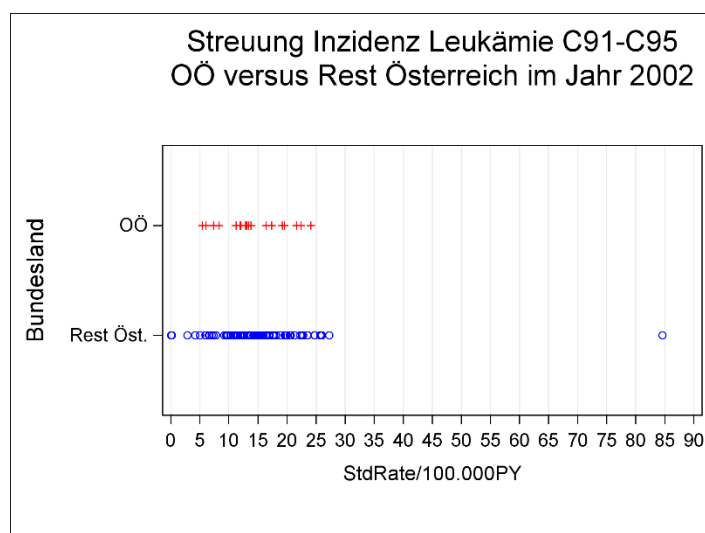


Abbildung 4.8: Standardisierte Inzidenzraten Leukämie C91-C95 nach Bezirk getrennt für Oberösterreich und restliches Österreich

In Abbildung 4.9 wird die räumliche Verteilung der Inzidenzen für Leukämie nach Bezirken für die Jahre 2002-2020 dargestellt. Oberösterreich liegt im Bundesschnitt und lässt kein spezifisches räumliches Muster erkennen.

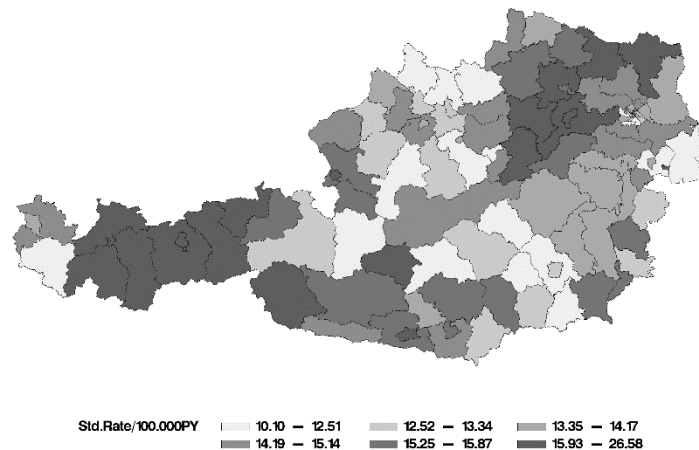


Abbildung 4.9: Landkarte Standardisierte Inzidenzraten Leukämie C91-C95 nach Bezirk für die Jahre 2002-2020

4.5.2 Schilddrüsenkrebs

Im Folgenden werden die Ergebnisse bezüglich Schilddrüsenkrebs (ICD10: C73) dargestellt.

Abbildung 4.10 zeigt, dass die altersstandardisierte Inzidenzrate sowohl bei Männern als auch Frauen für Gesamtösterreich bis zu den Jahren 2008/2009 steigt, ab diesem Zeitpunkt fällt die Inzidenzrate bis zum Studienende in beiden Geschlechtern.

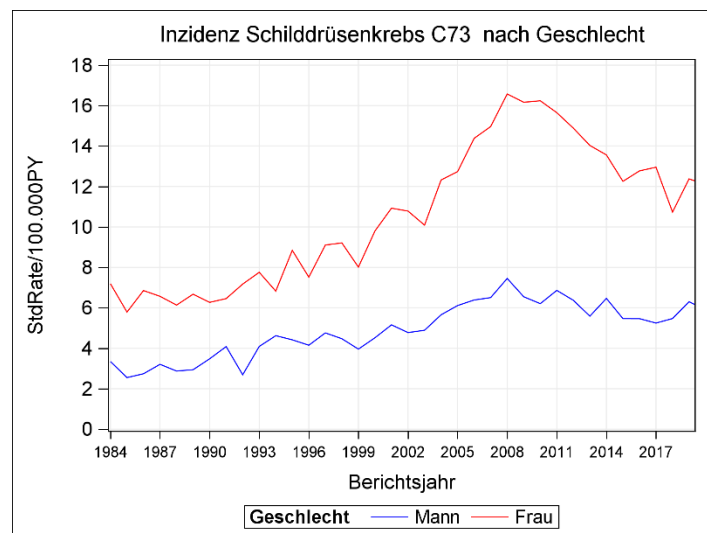


Abbildung 4.10: Standardisierte Inzidenzrate Schilddrüsenkrebs C73 nach Geschlecht für Österreich

In Abbildung 4.11 ist für Frauen und Männer gesamt der Zeitverlauf der Inzidenzrate für Schilddrüsenkrebs im Vergleich der Bundesländer zu sehen. Die Inzidenz in Oberösterreich liegt im gesamten Zeitraum im unteren Mittel beziehungsweise zuunterst in den letzten Jahren.

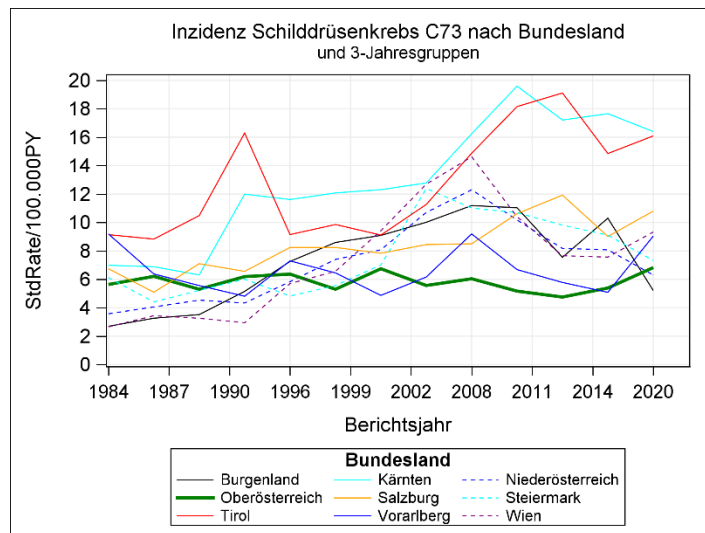


Abbildung 4.11: Standardisierte Inzidenzrate Schilddrüsenkrebs C73 nach Bundesland

Abbildung 4.12 a,b zeigt die zugehörigen Konfidenzintervalle für die Perioden 1987-1989 und 2017-2019. Zwischen 1987 und 1989 liegt Oberösterreich im Durchschnitt Österreichs, in den Jahren 2018-2019 weist Oberösterreich gemeinsam mit Vorarlberg die niedrigsten Werte auf.

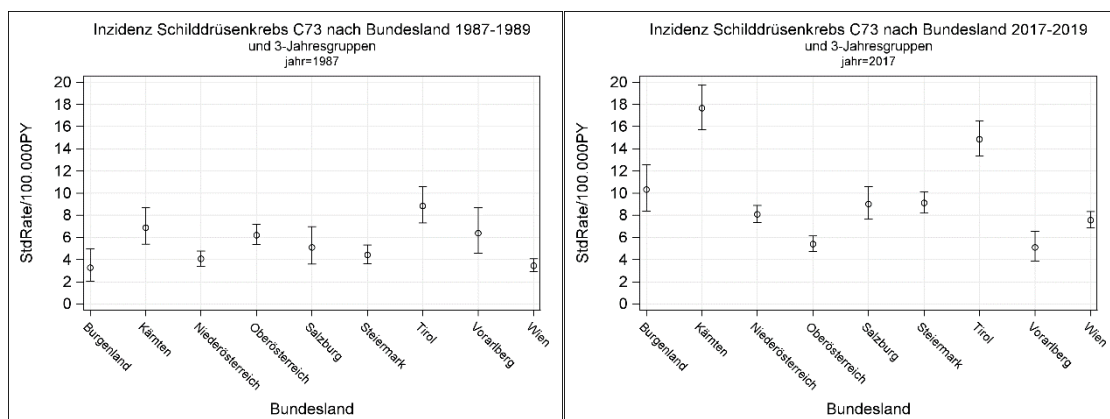


Abbildung 4.12 a,b: Standardisierte Inzidenzrate Schilddrüsenkrebs C73 nach Bundesland für die Jahre 1987-1989 und 2017-2019 mit 95% Konfidenzintervall

In Abbildung 4.13 wird die räumliche Verteilung der Inzidenzen für Schilddrüsenkrebs nach Bezirken für die Jahre 2002-2020 dargestellt. Oberösterreich liegt unter dem Bundesschnitt, die Bundesländer Tirol und Kärnten weisen Werte über dem Bundesdurchschnitt auf.

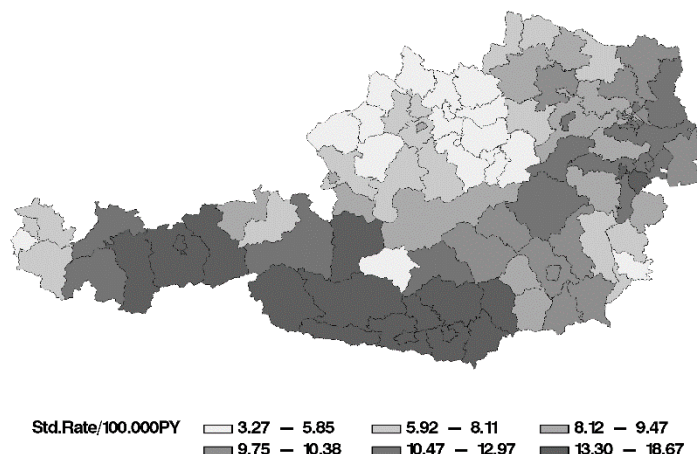


Abbildung 4.13: Landkarte Standardisierte Inzidenzraten Schilddrüsenkrebs C73 nach Bezirk für die Jahre 2002-2020

4.5.3 Krebs der strahlungssensitiven Organe

Im Folgenden werden die Ergebnisse bezüglich der Gruppe der strahlungssensitiven Organe dargestellt. Diese umfasst: Brustkrebs (C50), Dickdarmkrebs (C18), Leukämie (C91 – C95), Leberkrebs (C22), Lungenkrebs (C34), Eierstockkrebs (C56), Prostatakrebs (C61), Magenkrebs (C16), Schilddrüsenkrebs (C73), Blasenkrebs (C67), Gebärmutterkrebs (C54, C55).

Abbildung 4.14 zeigt, dass die altersstandardisierte Inzidenzrate bei Männern bis zum Jahr 2003 ansteigt und dann abfällt bzw. stagniert. Für Frauen fällt dieser Anstieg nur in geringem Ausmaß an.

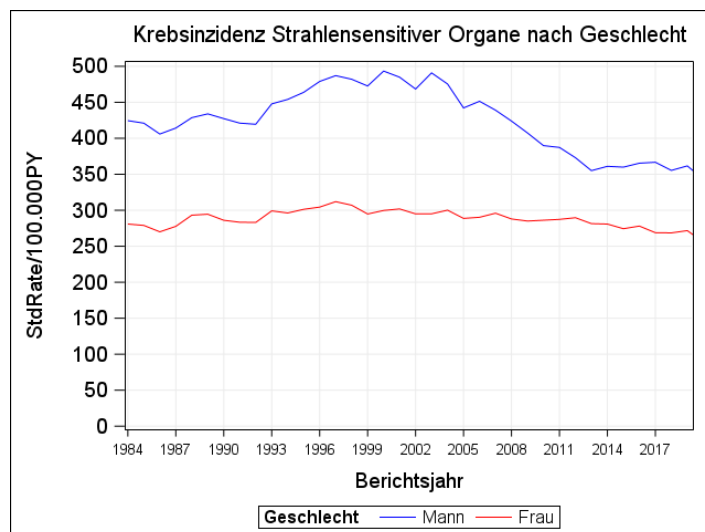


Abbildung 4.14: Standardisierte Inzidenzrate Gruppe der strahlensensitiven Organe nach Geschlecht für Österreich

In Abbildung 4.15 ist für Frauen und Männer gesamt der Zeitverlauf der Inzidenzrate für die Gruppe der strahlensensitiven Organe im Vergleich der Bundesländer zu sehen. Die Inzidenz in Oberösterreich liegt im gesamten Zeitraum im Mittel bzw. unteren Mittel am Ende.

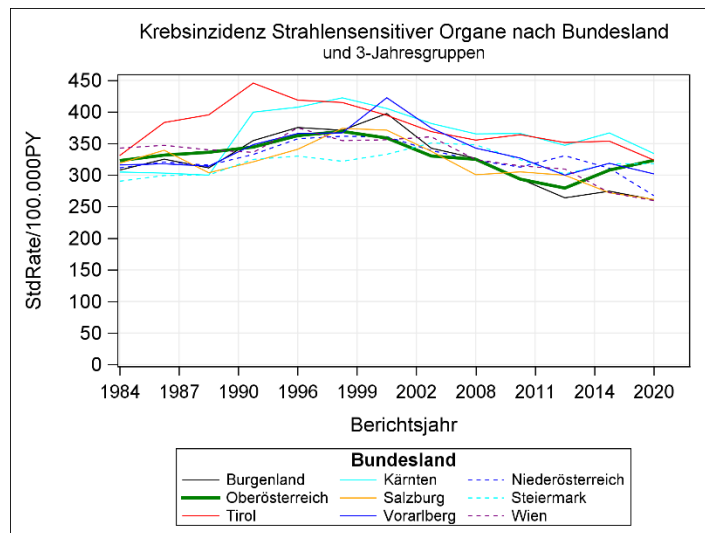


Abbildung 4.15: Standardisierte Inzidenzrate Gruppe der strahlensensitiven Organe nach Bundesland

Abbildung 4.16 a,b zeigt die zugehörigen Konfidenzintervalle für die Perioden 1987-1989 und 2017-2019. Auf Grund der großen Häufigkeiten weisen die Inzidenzraten nur kleine Konfidenzintervalle auf. Die Inzidenzrate für die Gruppe Krebs der strahlensensitiven Organe in Oberösterreich liegt im Durchschnitt Österreichs sowohl in den Jahren 1987-1989 als auch 2018-2019.

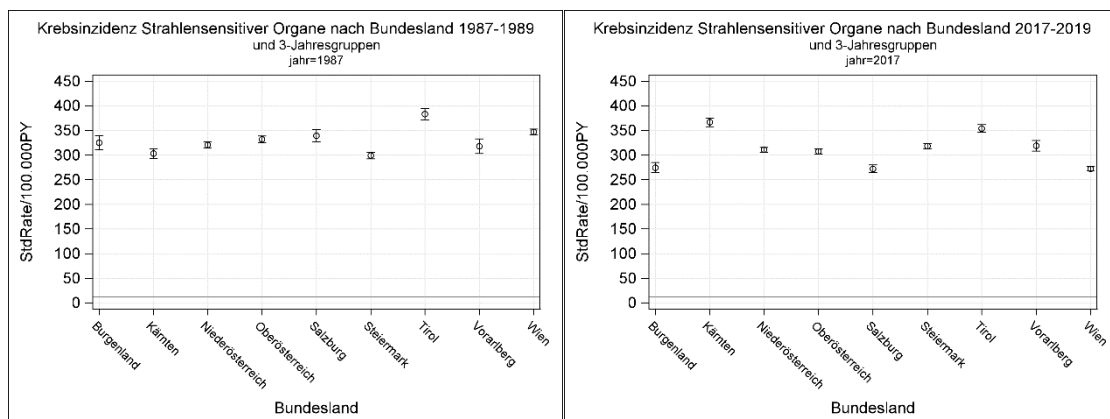


Abbildung 4.16 a,b: Standardisierte Inzidenzrate Gruppe der strahlensensitiven Organe nach Bundesland für die Jahre 1987-1989 und 2017-2019 mit 95% Konfidenzintervall

In Abbildung 4.17 wird die räumliche Verteilung der Inzidenzen für Krebs der strahlensensitiven Organe nach Bezirken für die Jahre 2002-2020 dargestellt. Oberösterreich liegt im Bundesschnitt ohne spezifisches räumliches Muster.

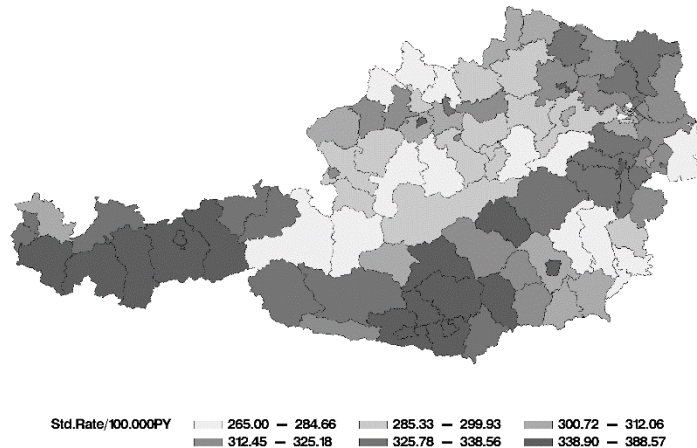


Abbildung 4.17: Landkarte Standardisierte Inzidenzraten Gruppe der strahlensensitiven Organe nach Bezirk für die Jahre 2002-2020

4.5.4 Totgeburtenrate

Im Folgenden werden die Ergebnisse bezüglich der Totgeburtenrate dargestellt.

Abbildung 4.18 zeigt den Zeitverlauf der Totgeburtenrate nach Bundesland. Oberösterreich liegt im Bundesdurchschnitt. Abbildungen 4.19 a,b zeigen die Konfidenzintervalle für die Totgeburtenrate für die Jahre 1987-1989 und 2017-2019. Auf Grund der kleinen Häufigkeiten weisen die Raten beträchtliche geschätzte Variabilität auf, Oberösterreich liegt im Bundesdurchschnitt.

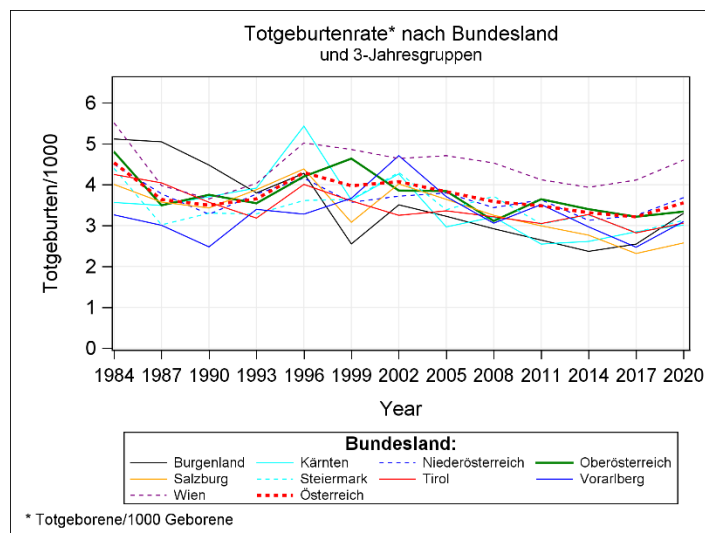


Abbildung 4.18: Totgeburtenrate pro 1000 Geburten nach Bundesland

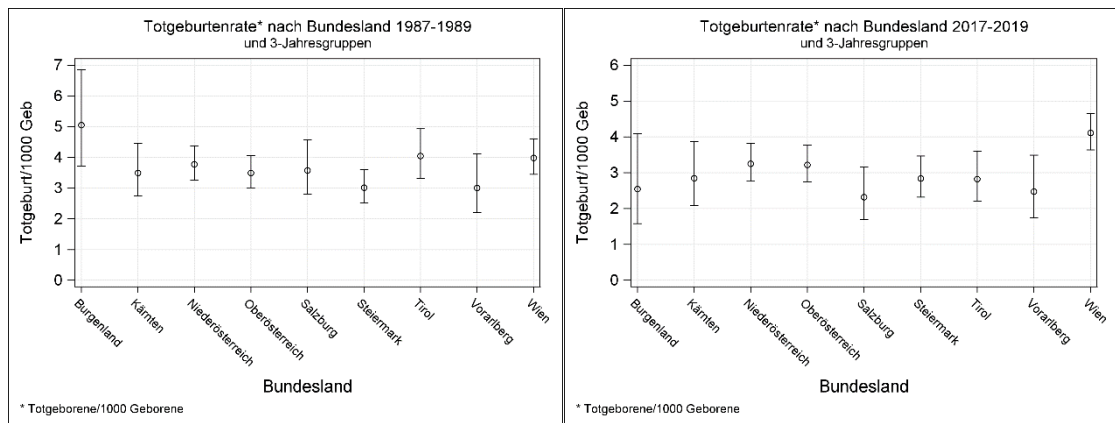


Abbildung 4.19 a,b: Totgeburtensrate pro 1000 Geburten nach Bundesland für die Jahre 1987-1989 und 2017-2019 mit 95% Konfidenzintervall

In Abbildung 4.20 wird die räumliche Verteilung der Totgeburtensrate nach Bezirken für die Jahre 1986-2023 dargestellt, in Abbildung 4.21 und 4.22 für den Zeitraum 1986-2000 und 2001-2023. Oberösterreich liegt im Bundesschnitt ohne spezifisches räumliches Muster im Vergleich zu den restlichen Bezirken.

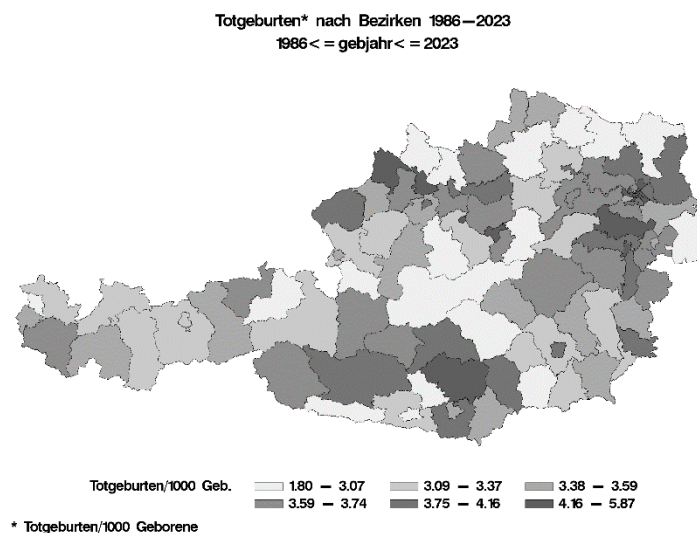


Abbildung 4.20: Landkarte Totgeburtensrate pro 1000 Geburten nach Bezirk für die Jahre 1986-2023

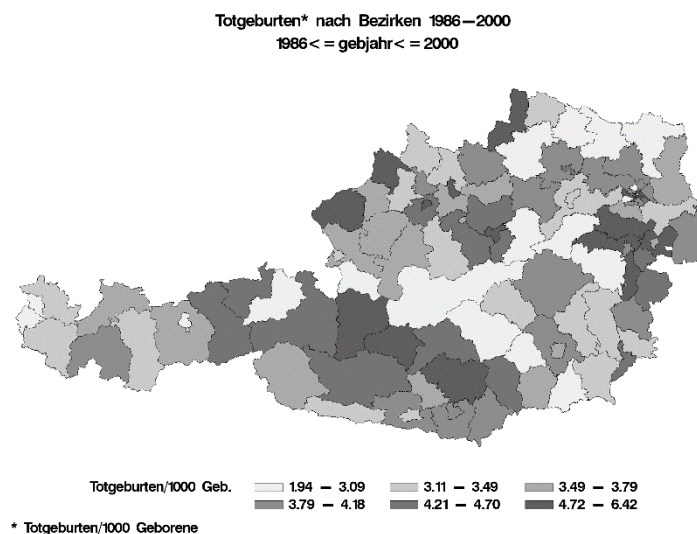


Abbildung 4.21: Landkarte Totgeburtensrate pro 1000 Geburten nach Bezirk für die Jahre 1986-2000

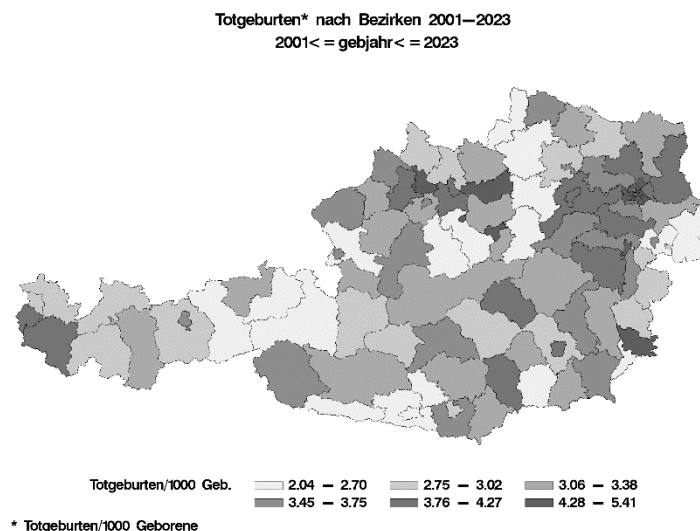


Abbildung 4.22: Landkarte Totgeburtenrate pro 1000 Geburten nach Bezirk für die Jahre 2001s-2023

4.5.5 Säuglingssterblichkeit

Im Folgenden werden die Ergebnisse bezüglich der Säuglingssterblichkeit im ersten Lebensjahr dargestellt.

Abbildung 4.23 zeigt den Zeitverlauf der Säuglingssterblichkeit pro 1000 Lebendgeborene nach Bundesland. Generell sank die Säuglingssterblichkeit österreichweit stark, Oberösterreich liegt im Bundesdurchschnitt. Abbildungen 4.24 a,b zeigen die Konfidenzintervalle für die Säuglingssterblichkeit für die Jahre 1987-1989 und 2017-2019, Oberösterreich liegt auch unter Berücksichtigung der geschätzten Variabilität im Bundesdurchschnitt.

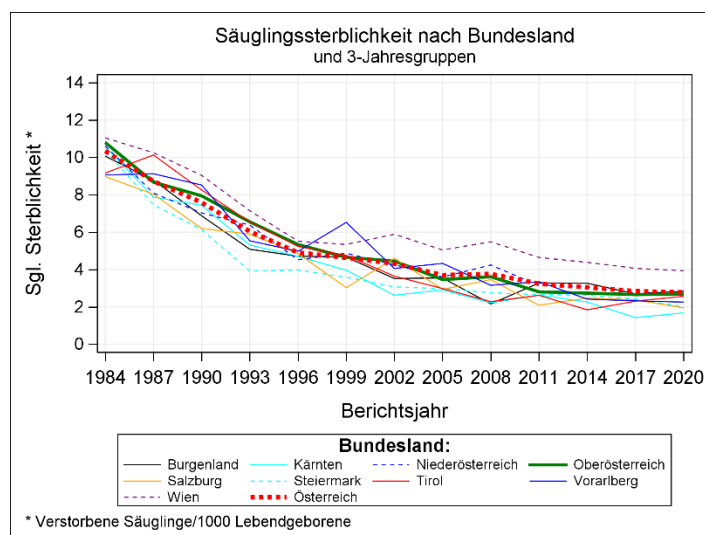


Abbildung 4.23: Säuglingssterblichkeit pro 1000 Lebendgeborene nach Bundesland

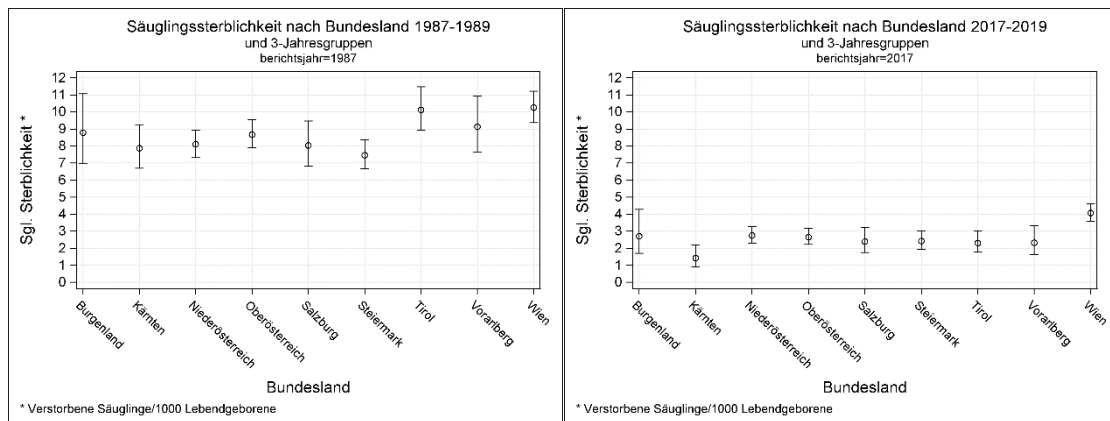


Abbildung 4.24 a,b: Säuglingssterblichkeit pro 1000 Lebendgeborene nach Bundesland für die Jahre 1987-1989 und 2017-2019 mit 95% Konfidenzintervall

In Abbildung 4.25 wird die räumliche Verteilung der Säuglingssterblichkeit nach Bezirken für die Jahre 1986-2023 dargestellt, in Abbildung 4.26 und 4.27 für den Zeitraum 1986-2000 und 2001-2023. Es zeigt sich eine niedrigere Rate im Raum Steiermark über alle betrachteten Zeiträume hinweg [4-9], [4-10]. Die Säuglingssterblichkeit in Oberösterreich liegt im Vergleich zu den restlichen Bundesländern ohne dem Bundesland Steiermark im mittleren Bereich und zeigt kein auffälliges Muster weder im Zeitbereich 1986-2023 als auch in den beiden Zeitbereichen bis als auch ab 2000.

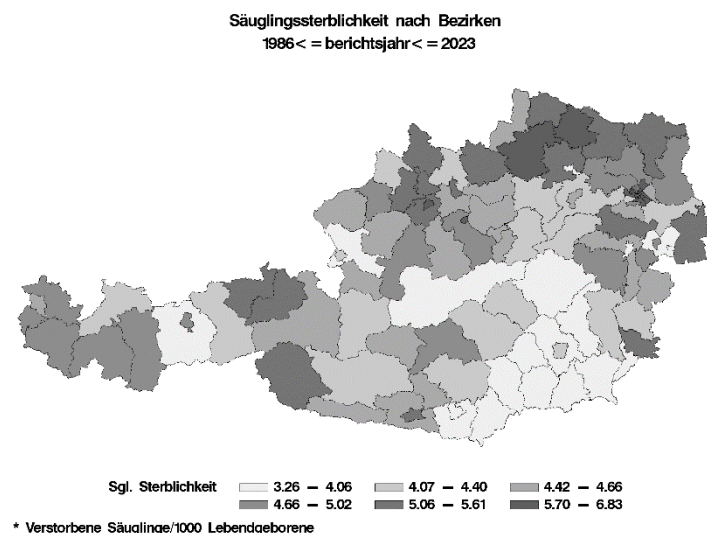


Abbildung 4.25: Landkarte Säuglingssterblichkeit pro 1000 Lebendgeborene nach Bezirk für die Jahre 1986-2023

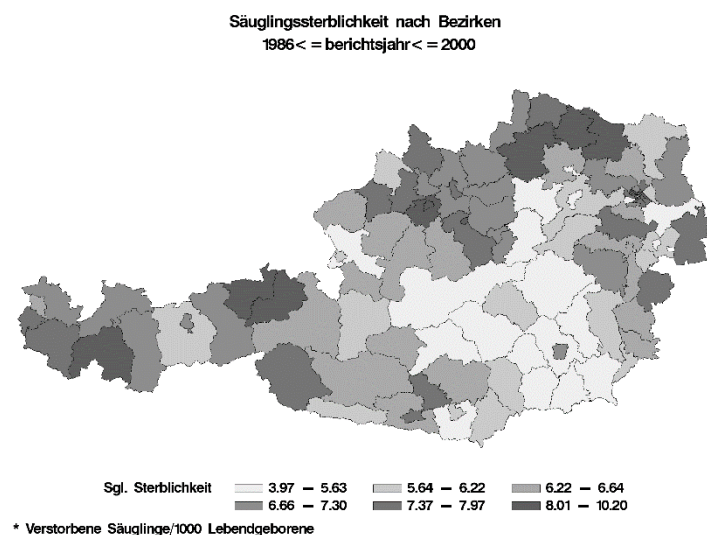


Abbildung 4.26: Landkarte Säuglingssterblichkeit pro 1000 Lebendgeborene nach Bezirk für die Jahre 1986-2000

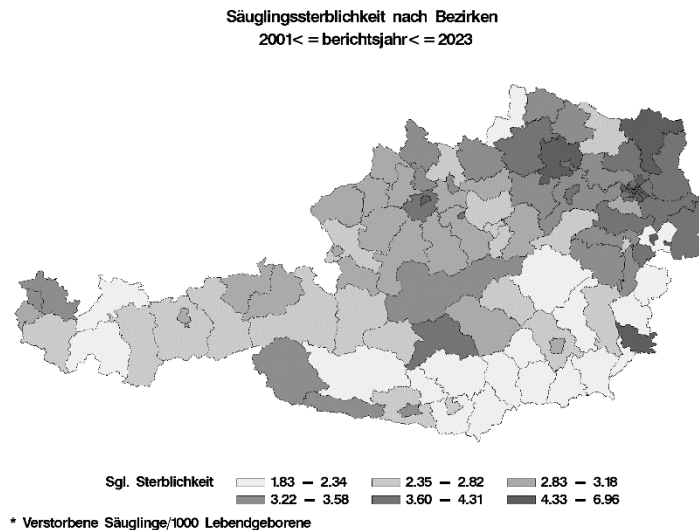


Abbildung 4.27: Landkarte Säuglingssterblichkeit pro 1000 Lebendgeborene nach Bezirk für die Jahre 2001-2023

4.5.6 Frühgeburlichkeit

Im Folgenden werden die Ergebnisse bezüglich des Anteils von Frühgeburten dargestellt.

Abbildung 4.28 zeigt den Zeitverlauf des Anteils von Frühgeburten nach Bundesland von 1984 bis 2011. Generell ist ein Anstieg österreichweit in diesem Zeitabschnitt zu beobachten, Oberösterreich liegt im Bundesdurchschnitt. Abbildung 4.29 zeigt den Zeittrend nach Geburtsmonat für die Jahre 1986-1987. Oberösterreich liegt auch bei dieser feineren Unterteilung der Zeitachse um den Zeitpunkt des Tschernobylunfalls im Bundesdurchschnitt.

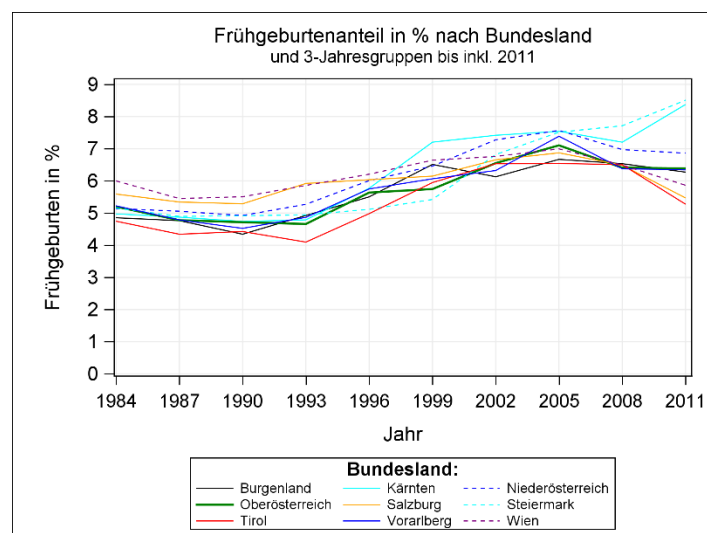


Abbildung 4.28: Frühgeburlichkeit in Prozent nach Bundesland 1984 bis 2011

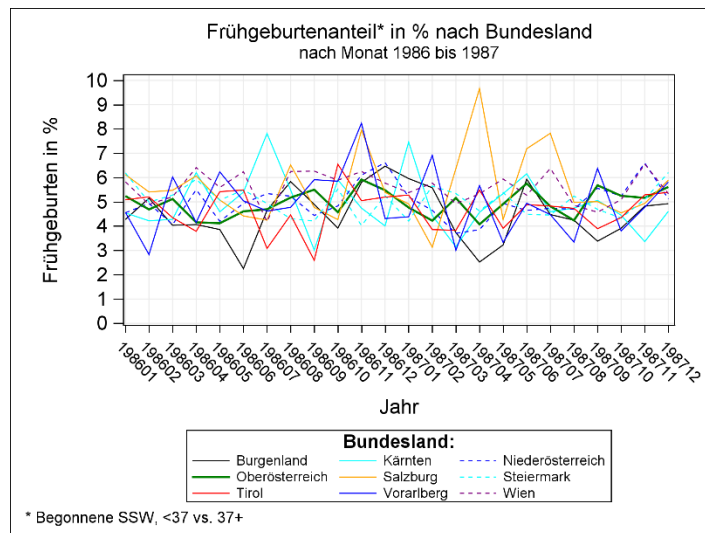


Abbildung 4.29: Frühgeburtschaftlichkeit in Prozent nach Bundesland für die Jahre 1986 und 1987 nach Monaten

In Abbildung 4.30 wird die räumliche Verteilung der Frühgeburtschaftlichkeit nach Bezirken für die Jahre 1986-2011 dargestellt. Oberösterreich liegt im Bundesschnitt ohne spezifisches räumliches Muster im Vergleich zu den restlichen Bezirken.

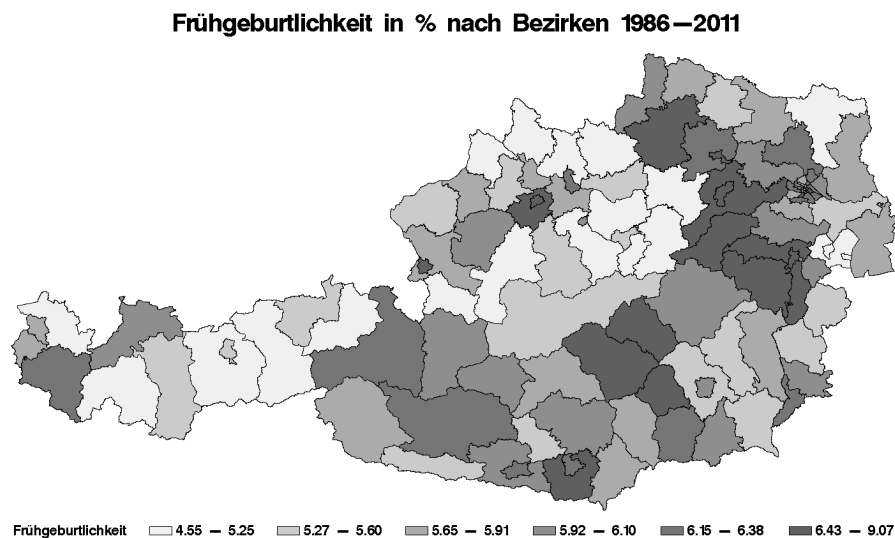


Abbildung 4.30: Frühgeburtschaftlichkeit in Prozent nach Bezirken für die Jahre 1986 -2011

4.6 Zusammenfassung der Ergebnisse

Die Zusammenfassung der Ergebnisse der zeitlichen als auch räumlichen Analysen zeigt, dass die betrachteten medizinischen Endpunkte keinen Hinweis auf einen Zusammenhang mit der Exposition durch Tschernobyl im Jahr 1986 ergeben.

4.7 Limitationen der epidemiologischen Analyse

Eine wesentliche Limitation bezüglich Abschätzung des Effekts der Strahlungsexposition hinsichtlich Krebsinzidenz in den Jahren nach 1986 betrifft die Vollständigkeit der im Österreichischen Krebsregister erfassten Krebsfälle. Der Begriff Vollständigkeit bezieht sich hierbei auf den Anteil aller im Krebsregister registrierten Krebsfälle aus allen in dem jeweiligen Jahr diagnostizierten Krebsfälle. Das Ausmaß der Vollständigkeit im österreichischen Krebsregister wurde für ganz Österreich und die Bundesländer in zwei Publikationen grob abgeschätzt [4-11], [4-12]. Es zeigt sich, dass die Vollständigkeit besonders in den frühen Jahren der flächendeckenden Krebsregistrierung in Österreich und damit auch in den Jahren nach 1986 Unterschiede im Zeitverlauf als auch Unterschiede zwischen den Bundesländern aufwies [4-11], [4-12]. Es wird davon ausgegangen, dass innerhalb der Bundesländer ebenfalls Unterschiede in der Vollständigkeit der Meldungen bestehen und sich diese aufgrund der kleinen Fallzahlen beim Vergleich von politischen Bezirken noch stärker auswirken. Nachdem die Vollständigkeit die Basis für den Vergleich von Inzidenzraten darstellt, sind Vergleiche zwischen räumlichen Gliederungen für die Jahre direkt nach 1986 nur schwer interpretierbar. Dies betrifft ebenso Änderungen im Zeitverlauf innerhalb einer regionalen Einheit als dass geringe wahre, aber unbekannte Änderungen der Krebsinzidenz durch schwankende Vollständigkeit der Krebsfälleerfassung maskiert werden. Die Gesamtvollständigkeit betrug z.B. im Jahr 2005 für Österreich ca. 94.2% nach einer Registrationsperiode von 5 Jahren [4-12]. Auf Bundeslandebene schwankte dieser Anteil zwischen 91.3% in Salzburg und 97.9% in Burgenland für die genannte Periode 2005/2009.

- Eine weitere Einschränkung bezüglich Interpretierbarkeit der Ergebnisse betrifft die Wohnadresse (Wohnort/Bezirk/Bundesland) der erkrankten Person zum Zeitpunkt der Diagnose (Krebsinzidenz) und den Wohnort der betroffenen Person zum Zeitpunkt der Exposition um 1986 und die Jahre danach. Der Wegzug und Zuzug von Personen innerhalb Oberösterreichs bzw. außerhalb von anderen Bundesländern kann zu einer nicht unerheblichen Verzerrung der Abschätzung des Zusammenhangs zwischen Strahlungsexposition und Krebsinzidenz basierend auf aggregierten Daten führen.
- Eine Limitation hinsichtlich der Abschätzung des Auftretens von Krebsfällen im Zeitverlauf betrifft die Latenzzeit, d.h. dem Zeitraum zwischen Exposition und dem klinischen Auftreten des Tumors. Die Latenzzeit hängt stark von der Tumorart ab, Leukämien weisen beispielsweise im Allgemeinen Latenzzeiten von wenigen Jahren auf, Latenzzeiten von soliden Tumoren (Lunge, Schilddrüse etc.) erheblich länger [4-13], [4-14]. Dies führt in der Auswertung von Krebsinzidenzen verschiedener Krebslokalisationen im Zeitverlauf zu einer Verteilung von Latenzzeiten, welche die Interpretation des Zusammenhangs zwischen Zeitpunkt Exposition und Zeitpunkt Auftretens des Krebses erschwert.
- Änderungen der beobachteten Krebsinzidenz im Zeitverlauf können teilweise durch verbesserte diagnostische Sensitivität mit Detektionsbias und möglicher Überdiagnose erklärt werden. Dies betrifft unter anderem Krebs der Schilddrüse [4-15], [4-16] wo in rezenten Jahren der epidemiologische Trend hauptsächlich auf die Überdiagnose kleiner, indolenter papillärer Schilddrüsenkarzinome zurückzuführen ist, die durch den zunehmenden Einsatz der Schilddrüsen- und Halsultrasonographie bedingt ist. Ebenso können neu etablierte Screeningprogramme wie PSA-Screening und Mammographie-Screening zu einem sprunghaften Inzidenzanstieg von Krebs durch eine Kombination aus Überdiagnose und *lead-time bias* (für Mortalität) nach Einführung der Tests führen.
- In diesem Bericht werden nur beschreibende Statistiken ohne Berechnung und Angabe von p-Werten verwendet. Von der Anwendung der konfirmatorischen als auch explorativen Inferenzstatistik wird aus folgenden Gründen Abstand genommen:

- Es fehlen spezifische a priori Hypothesen zum Zeitpunkt des Reaktorunfalls für konfirmatorische Statistik
 - Die Anzahl von potentiellen post hoc Hypothesen d.h. nach Datensichtung erstellten Hypothesen ist auf Grund der Vielzahl von möglichen Endpunkten, unterschiedlichen Effekten sogenannten Wechselwirkungen auf Untergruppen (wie Alter, Geschlecht) sehr groß. Die Berechnung vieler statistischer Tests führt unweigerlich zum Problem des multiplen Testens, d.h. Anstieg von falsch positiven Ergebnissen [4-17]. Nachdem die beobachteten falsch oder auch richtig positiven Ergebnisse aufwändige Folgestudien zur Validierung zur Folge haben müssten, diese aber derzeit nicht angedacht/möglich scheinen, wird von Inferenzstatistik in diesem Bericht abgesehen.
- Retrospektive epidemiologische Studien auf aggregiertem Datenniveau sind im Allgemeinen ungeeignet, Zusammenhänge zwischen Risikofaktoren und medizinischen Endpunkten bei lange zurückliegender Exposition valide aufzuzeigen. [4-18]. Ein möglicher Grund ist der sogenannte Recall-Bias. Dieser bezeichnet eine systematische Verzerrung in retrospektiven Studien, die entsteht, weil sich Studienteilnehmende unterschiedlich genau oder selektiv an vergangene Expositionen erinnern wie z.B. Konsum von damals exponierten Lebensmitteln wie Pilze und Wildfleisch. Insbesondere Fälle (z. B. Erkrankte) berichten Ereignisse oft detaillierter oder anders als Kontrollen, was zu einer differenziellen Fehlklassifikation führen kann. Dadurch kann es zu potentieller Über- oder Unterschätzung der Assoziationen zwischen Exposition und Outcome kommen.
 - Eine weitere Limitation betrifft potentiell confounding durch die regionale bzw. sozioökonomische Struktur der Regionen. Stärker exponierte Regionen unterscheiden sich potentiell systematisch in Lebensstil- und Versorgungsfaktoren, sind aber unabhängig von der Exposition mit den untersuchten Gesundheitsoutcomes assoziiert.
 - Eine weitere Einschränkung betrifft den sogenannten Ökologischen Regressionsbias. Dieser Bias bedeutet, dass Assoziationen zwischen Risikofaktoren und medizinischen Endpunkten basierend auf aggregierten Daten nicht zwingend der Assoziation basierend auf individuellen Daten entsprechen. Dies betrifft sowohl die Stärke als auch die Richtung des gefundenen Effektes [4-19]. Beispielsweise kann ein beobachteter positiver Zusammenhang basierend auf aggregiertem Datenniveau in der Realität einem wahren negativen Zusammenhang auf individuellem Niveau gegenüberstehen.
 - Weiters ist der sogenannte Informationsbias/Expositionbias anzuführen, welcher die ungenaue Erfassung von der Exposition oder auch des medizinischen Endpunktes betrifft. Wie schon vorhin erwähnt, ist die nachträgliche korrekte Erfassung bzw. Abschätzung der Exposition nach dem langen Zeitraum kaum möglich.

4.8 Zusammenfassung der Limitationen

In Anbetracht der angeführten Limitationen und der im Vergleich zur üblichen Strahlungsexposition geringen zusätzlichen Exposition durch den Tschernobyl-Unfall [4-5] ist daher davon auszugehen, dass retrospektiv keine sichere und fundierte Aussage möglich ist.

Anzumerken ist, dass diese eingeschränkte Möglichkeit, belastbare Aussagen zu treffen, auch andere epidemiologische Studiendesigns wie Fall-Kohortenstudien einschließt [4-19], da Verzerrungen wie Recall-Bias, Selektionsbias und Confounding auch diese Studiendesigns in relevanter Weise betreffen.

4.9 Referenzen

- [4-1] IAEA, editor Strengthening Radiation Worldwide — Highlights, Global Perspective and Future Trends. IRPA12 12th Congress of the International Radiation Protection Association (IRPA12); 2008 2010; Buenos Aires. Austria: IAEA.
- [4-2] Kossenko MM. Cancer mortality among Techa River residents and their offspring. *Health Phys.* 1996;71(1):77–82.
- [4-3] Radiation CtAHRfEtLLol. Health risks from exposure to low levels of ionizing radiation : BEIR VII Phase 2. Washington, DC; 2006.
- [4-4] Haeusler MC, Berghold A, Schoell W, Hofer P, Schaffer M. The influence of the post-Chernobyl fallout on birth defects and abortion rates in Austria. *Am J Obstet Gynecol.* 1992;167(4 Pt 1):1025–31.
- [4-5] European Society of R. White paper on radiation protection by the European Society of Radiology. *Insights Imaging.* 2011;2(4):357–62.
- [4-6] Hackl M. *Krebserkrankungen in Österreich 2025 Ergebnisse im Überblick.* Austria: Statistik Austria; 2025.
- [4-7] Eurostat. *Revision of the European Standard Population.* Eurostat European Union; 2013.
- [4-8] SAS Institute Cary N, USA. *SAS 9.4.*
- [4-9] Waldhoer T, Haidinger G, Wald M, Heinzl H. Non-random geographical distribution of infant mortality in Austria 1984-2002. *Wien Klin Wochenschr.* 2006;118(11-12):341–7.
- [4-10] Waldhoer T, Wald M, Heinzl H. Analysis of the spatial distribution of infant mortality by cause of death in Austria in 1984 to 2006. *Int J Health Geogr.* 2008;7:21.
- [4-11] Hackl M. *Completeness estimation of Austrian cancer incidence data.* Vienna: Medical University of Vienna; 2013.
- [4-12] Hackl M, Waldhoer T. Estimation of completeness of case ascertainment of Austrian cancer incidence data using the flow method. *Eur J Public Health.* 2013;23(5):889–93.
- [4-13] Little MP, Eidemuller M, Kaiser JC, Apostoaei AI. Minimum latency effects for cancer associated with exposures to radiation or other carcinogens. *Br J Cancer.* 2024;130(5):819–29.
- [4-14] United Nations. *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation.* United Nations; 2025.
- [4-15] Lind P, Kumnig G, Heinisch M, Igerc I, Mikosch P, Gallowitsch HJ, et al. Iodine supplementation in Austria: methods and results. *Thyroid.* 2002;12(10):903–7.
- [4-16] Chen DW, Haymart MR. Unravelling the rise in thyroid cancer incidence and addressing overdiagnosis. *Nat Rev Endocrinol.* 2026;22(1):10–20.
- [4-17] Li G, Taljaard M, Van den Heuvel ER, Levine MA, Cook DJ, Wells GA, et al. An introduction to multiplicity issues in clinical trials: the what, why, when and how. *Int J Epidemiol.* 2017;46(2):746–55.
- [4-18] National Academies of Sciences. *Reference Manual on Scientific Evidence: Fourth Edition.* National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine.
- [4-19] Rothman K GS, Lash, T. *Modern Epidemiology.* 3rd ed. Philadelphia: Lippincott Williams & Wilkins; 2008.

5 Radioökologische Risikoanalyse

5.1 Einleitung

Der Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl im April 1986 stellt eines der bedeutendsten Freisetzungseignisse von Radionukliden in der Umwelt in der Geschichte dar. Große Mengen an Spaltprodukten, darunter Cäsium-137, Cäsium-134 und Iod-131, wurden in die Atmosphäre freigesetzt und über weite Teile Europas transportiert. Die Deposition war stark heterogen und wurde maßgeblich durch meteorologische Bedingungen wie Windtrajektorien und Niederschläge während des Durchzugs der radioaktiven Wolke bestimmt. Insbesondere durch nasse Deposition entstanden lokal stark erhöhte Kontaminationsniveaus, vor allem in Gebirgs- und Alpenregionen.

Nach der Deposition waren die Bevölkerungen über mehrere Expositionspfade betroffen. Eine externe Exposition entstand durch die Gamma-Strahlung der am Boden abgelagerten Radionuklide, während eine interne Exposition durch die Aufnahme kontaminierter Nahrung sowie durch Inhalation radioaktiver Partikel erfolgte. Unter diesen trugen insbesondere die Radiocäsium-Isotope (Cs-137 und Cs-134) aufgrund ihrer relativ langen physikalischen Halbwertszeiten und ihrer Persistenz in ökologischen Systemen wesentlich zur Langzeitexposition bei. Im Gegensatz dazu führte Iod-131 mit einer physikalischen Halbwertszeit von etwa acht Tagen zu einer kurzfristigen, jedoch potenziell erheblichen Schilddrüsenexposition, insbesondere über kontaminierte Milch und Blattgemüse. Der Beitrag besonders radiotoxischer Radionuklide wie ^{90}Sr und Pu-Isotopen ist vergleichsweise sekundär.

Die Rekonstruktion der Strahlendosis aus einer derart komplexen Umweltkontamination erfordert die Integration von atmosphärischer Ausbreitung, ökologischen Transferprozessen und menschlichem Verhalten. Arbeiten von Tondel et al. [5-1], [5-2] etablierten einen umfassenden Modellierungsrahmen, der regionale Depositionsdaten mit organspezifischen Strahlendosen und dem lebenszeitbezogenen attributablen Krebsrisiko (LAR) verknüpft. Ihre Anwendung auf Schweden zeigte, dass selbst relativ niedrige bis mittlere Kontaminationsniveaus zu rechnerisch abgeschätzten Erhöhungen des langfristigen Krebsrisikos führen können, wenn die gesamte Bevölkerung betrachtet wird.

Österreich war infolge des Tschernobyl-Unfalls erheblich vom Fallout betroffen, wobei es regional zu stark heterogenen Ablagerungen kam, die maßgeblich durch Niederschlagsereignisse während des Durchzugs der radioaktiven Wolke bestimmt wurden [5-3], [5-4]. Dennoch liegt bislang keine detaillierte landesweite Abschätzung des langfristigen Krebsrisikos vor, die mit der schwedischen Analyse vergleichbar wäre. Frühere Studien in Österreich, einschließlich Arbeiten der BOKU - Universität für Bodenkultur Wien [5-5], [5-6], konzentrierten sich primär auf die Dosisrekonstruktion, insbesondere für die Iod-131-bedingte Schilddrüsenexposition, erweiterten diese jedoch nicht auf eine umfassende LAR-Analyse über Organe, Altersgruppen und Regionen hinweg.

In dieser Studie kombinieren wir den methodischen Rahmen von Tondel et al. mit österreichspezifischen Umwelt-, Bevölkerungs- und Verhaltensdaten, um Strahlendosen und das hypothetische lebenszeitbezogene attributable Krebsrisiko über einen Zeitraum von 50 Jahren nach dem Unfall abzuschätzen. Besonderes Augenmerk liegt auf alters- und geschlechtsspezifischen Unterschieden, regionalen Variationen zwischen den Bundesländern sowie organspezifischen Risikobeiträgen. Durch die Integration sowohl der langfristigen Cäsium-Exposition als auch der kurzfristigen Iod-Exposition liefert diese Arbeit die erste umfassende bevölkerungsbasierte hypothetische Abschätzung des strahleninduzierten Krebsrisikos in Österreich nach dem Tschernobyl-Unfall.

5.2 Methode

5.2.1 Grundsätzliches

Die Abschätzung des lebenszeitbezogenen zurechenbaren Risikos (Lifetime Attributable Risk, LAR) wurde nach einem von der U.S. Environmental Protection Agency [5-7] im Jahr 2011 vorgeschlagenen Berechnungsmodells, basierend auf den Ergebnissen des U.S. National Research Council [5-8] aus dem Jahr 2006 sowie Schätzungen der effektiven Dosis und der kollektiven Dosis nach den Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission [5-9] durchgeführt. Grundlage für die Abschätzung bildet die langfristige regionale Verteilung der Cs-137 Deposition in Österreich und die kurzfristige regionale Verteilung der I-131-Aktivitätskonzentration in der Luft in den ersten Wochen nach dem Tschernobyl-Unfall. Die Dosisreduktion durch die in Österreich ergriffenen Gegenmaßnahmen wurden hier nicht berücksichtigt. Ebenso konnten die tatsächlichen Verzehrsmengen der Lebensmittel der betrachteten Bevölkerungsgruppen nicht erhoben werden. Das Ergebnis stellt somit eine hypothetische obere Grenze des Krebsrisikos dar und nicht die Anzahl der tatsächlich aufgetretenen Krebsfälle.

Die Organdosis-Koeffizienten sowohl für die interne als auch für die externe effektive Dosis wurden aus den Veröffentlichungen von Isaksson et al. [5-10] sowie ICRP [5-11] und [5-12] entnommen. Rechnerisch wurde die Abschätzung mittels der Software R [5-13] durchgeführt.

5.2.2 Modellierungsrahmen

Wir haben die Methodik von Tondel et al. [5-1], [5-2] angepasst und erweitert, um Strahlendosen sowie das lebenszeitbezogene hypothetische zurechenbare Krebsrisiko (LAR) für die österreichische Bevölkerung nach dem Tschernobyl-Unfall 1986 zu rekonstruieren. Der Modellierungsrahmen verknüpft die Tschernobyl-bedingte radioaktive Umweltkontamination mit internen und externen Strahlendosen und leitet daraus über organ-, alters- und geschlechtsspezifische Risikokoeffizienten das hypothetische Krebsrisiko ab.

Das Modell besteht aus drei Hauptkomponenten:

1. Rekonstruktion der radioaktiven Umweltexposition (Deposition, Luftkonzentration)
2. Berechnung organspezifischer Strahlendosen (extern, Ingestion, Inhalation)
3. Umrechnung der Dosis auf das lebenszeitbezogene zurechenbare Krebsrisiko (LAR)

Alle Berechnungen erfolgen auf Ebene der österreichischen Bundesländer, gruppiert nach Alter, Geschlecht und Expositionspfad. Als radiologische Prädiktoren für die rechnerische Modellierung der internen und externen Strahlenexposition werden die regional gemessenen Cs-137-Bodenkontaminationen (Bq/m^2) und die regionale Verteilung der I-131-Luftaktivität (Bq/m^3) herangezogen.

5.2.3 Datenquellen

Umwelt- und demografische Eingangsgrößen wurden aus mehreren Quellen abgeleitet:

- **Radionuklid-Deposition:** Regionale Ablagerungswerte von Cs-137 und Cs-134 wurden aus europäischen Fallout-Karten und internationalen Bewertungen abgeleitet [5-3], [5-4].
- **Atmosphärische Konzentrationen:** Zeitintegrierte Luftkonzentrationen von I-131 wurden aus der REM-Datenbank des EC-JRC (CHERNAIR/CHERNIOD) entnommen [5-14].
- **Bevölkerungsdaten:** Alters- und geschlechtsspezifische Bevölkerungsverteilungen wurden von Statistik Austria bezogen [5-15], [5-16], [5-17].
- **Verhaltensdaten (Jäger):** Zur Abbildung potenziell erhöhter Exposition durch den Konsum von Wildfleisch wurde der Anteil der Jägerpopulation (Abb. 5.1) als Proxy-Parameter verwendet [5-18], [5-19], [5-20], [5-21], [5-22].

Die regionale Ausprägung dieses Verhaltensparameters variiert zwischen den österreichischen Bundesländern und ist in Abbildung 5.1 dargestellt. Höhere Anteile finden sich insbesondere in alpinen und ländlich geprägten Regionen wie Kärnten und Burgenland, während urbanisierte Bundesländer wie

Wien deutlich niedrigere Werte aufweisen. Die Jägerdaten basieren auf jährlich ausgestellten Jagdkarten und sind erst ab 2011 verfügbar [5-18], [5-19], [5-20], [5-21], [5-22]. Für frühere Jahre wurde eine Rückinterpolation vorgenommen, wobei keine Anpassung an die damals geringere Bevölkerungszahl erfolgt ist. Dadurch ist der Ansatz konservativ und wird durch die asymmetrischen Unsicherheitsbalken berücksichtigt.

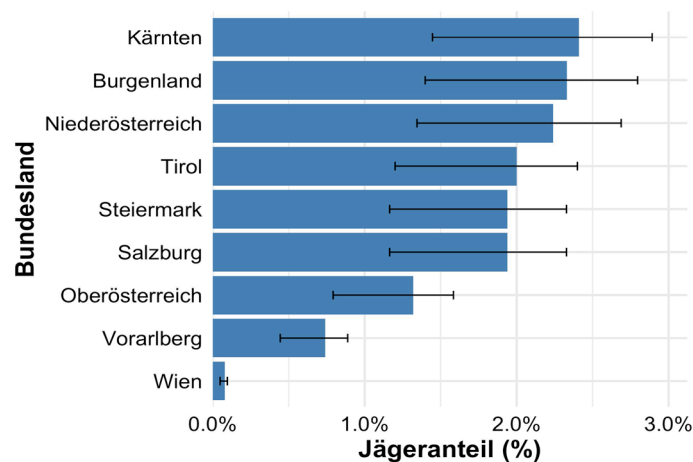


Abb. 5.1. Anteil der Jäger an der Gesamtbevölkerung je österreichischem Bundesland in Prozent.

Die in Tondel et al. [5-2] verwendeten schweden-spezifischen räumlichen Parameter wurden durch eine, an österreichische Bundesländer angepasste Parametrisierung ersetzt.

5.2.4 Organabsorptionsdosen

Die Organabsorptionsdosen (mGy) wurden gemäß der von Tondel et al. [5-1] beschriebenen Methodik berechnet. Die Berechnungen wurden für ausgewählte Organe, die für strahleninduzierte Krebserkrankungen relevant sind, unter Verwendung publizierter organspezifischer Dosiskoeffizienten [5-11], [5-12], durchgeführt.

Die Exposition der Körperorgane infolge des Tschernobyl-Fallouts wurde überwiegend durch ^{134}Cs und ^{137}Cs verursacht. Die Schilddrüsenexposition unterscheidet sich jedoch von der Exposition anderer Organe, da zusätzlich ein Beitrag durch ^{131}I berücksichtigt wurde.

5.2.5 Externe Exposition

In Übereinstimmung mit Tondel et al. [5-1] wurde die externe Organabsorptionsdosis $D_{\text{ext,organ}}$ (mGy) infolge von Gammastrahlung aus abgelagerten Radionukliden auf Basis der räumlich aufgelösten Bodendeposition von ^{137}Cs (kBq/m²) sowie entsprechender Umrechnungskoeffizienten zwischen Deposition und Dosis abgeschätzt.

Abschirmungseffekte durch Gebäude und Schneebedeckung wurden durch dimensionslose Abschirmungsfaktoren im Bereich von 0 bis 1 beschrieben, wobei ein Wert von 1 keiner Abschwächung der Strahlung und ein Wert von 0 vollständiger Abschirmung entspricht. In dieser Studie wurde ein Gebäudeabschirmungsfaktor von 0,6 verwendet, was innerhalb des typischen Bereichs von 0,5 – 0,7 liegt, der häufig in Modellen zur externen Dosisabschätzung nach Tschernobyl verwendet wird [5-2]. Der Schneeabschirmungsfaktor wurde auf 1 gesetzt, da angenommen wurde, dass die Schneebedeckung in den relevanten besiedelten Regionen im betrachteten Expositionszeitraum weitgehend abgeschmolzen war.

Die zeitabhängige Abnahme der Dosisraten infolge physikalischer Zerfallsprozesse und Umweltprozesse wurde explizit modelliert. Die Implementierung folgt der in Tondel et al. [5-1] beschriebenen Formulierung.

5.2.6 Interne Exposition

Die interne Organabsorptionsdosis $D_{\text{ing,organ}}$ (mGy) wurde für den Ingestionspfad abgeschätzt und beruhte hauptsächlich auf ^{134}Cs und ^{137}Cs . Die Berechnungen basierten auf regionalen ^{137}Cs -Depositionsdichten (kBq/m^2), Transferfaktoren von der Bodendeposition in den menschlichen Körper (Bq kg^{-1} pro kBq m^{-2}), radionuklidspezifischen Dosiskoeffizienten (mGy/Bq) sowie altersabhängiger Körpermasse (kg). Zeitabhängige ökologische und physikalische Zerfallsprozesse wurden gemäß den von Tondel et al. [5-1] beschriebenen Parametrisierungen modelliert. Bevölkerungsgruppen mit erhöhtem Konsum kontaminierter Lebensmittel wurden durch angepasste Transferfaktoren berücksichtigt.

Jäger wurden aufgrund des erhöhten lokalen Wildkonsums unter Verwendung angepasster Transferfaktoren gemäß [5-2] berücksichtigt. Das Modell berücksichtigt jedoch nicht den Import von Lebensmitteln. Ein erheblicher Teil der von der breiten Bevölkerung konsumierten Lebensmittel stammt daher nicht aus der lokalen, kontaminierten Region, sondern von außerhalb. Dadurch ist insbesondere in Gebieten mit hoher Kontamination davon auszugehen, dass die berechnete interne Dosis in diesen Gebieten überschätzt wird.

5.2.7 Gesamte Organabsorptionsdosis

Die gesamte Organabsorptionsdosis $D_{\text{tot,organ}}$ (mGy) wurde als Summe der externen und internen Beiträge bestimmt.

Für die Schilddrüse wurde zusätzlich ein Beitrag durch kurzlebige Radioiod (^{131}I) infolge von Inhalation und Ingestion während der frühen Phase nach der Freisetzung berücksichtigt, entsprechend dem, in [5-5] und [5-6] beschriebenen Ansätzen.

5.2.8 Iod-131 Ingestionsdosis

Die Schilddrüsendosis $D_{\text{thy,ing}}(x)$ (mSv) durch Ingestion von I-131 ergibt sich auf Basis der BOKU Studien [5-5], [5-6] wie folgt:

$$D_{\text{thy,ing}}(x) = \langle D_{\text{thy,ing}} \rangle \cdot \frac{C_{\text{Cs}}(x)}{\langle C_{\text{Cs}} \rangle}.$$

Hierbei stellt $\langle D_{\text{thy,ing}} \rangle$ die durchschnittliche Ingestionsdosis aus der Literatur dar, $\langle C_{\text{Cs}} \rangle$ die durchschnittliche geographische Verteilung von ^{134}Cs im Untersuchungsgebiet und $C_{\text{Cs}}(x)$ die geographische Verteilung der ^{134}Cs Deposition von 1986.

Da ^{131}I eine kurze Halbwertszeit besitzt, wird die effektive Exposition auf die ersten 50 Tage nach dem Unfall begrenzt:

$$f_{50} = \frac{\min(T_{\text{exp}}, 50)}{T_{\text{exp}}}.$$

Die finale Schilddrüsendosis lautet somit:

$$D_{\text{thy,ing,50}} = D_{\text{thy,ing}} \cdot f_{50}.$$

5.2.9 Iod-131 Inhalationsdosis

Die Inhalationsdosis $D_{\text{thy,inh}}$ (mSv) von I-131 wird aus zeitintegrierten Luftkonzentrationen $C_{\text{air}}(t)$ abgeleitet [5-14]. Die Aufnahme erfolgt über die altersabhängige Atemrate $B(a)$ und wird durch einen inhalativen Dosiskoeffizienten $DCF_{\text{inh}}(a)$ beschrieben.

Die Schilddrüsendosis ergibt sich als:

$$D_{\text{thy,inh}} = \int C_{\text{air}}(t) \cdot B(a) \cdot DCF_{\text{inh}}(a) \cdot f_{\text{elem}} dt,$$

wobei f_{elem} die chemische Spezieskorrektur (elementares Iod) darstellt.

Unter Verwendung zeitintegrierter Konzentrationen vereinfacht sich dies zu:

$$D_{\text{thy,inh}} = C_{\text{air,cum}} \cdot B(a) \cdot DCF_{\text{inh}}(a) \cdot f_{\text{elem}}(a).$$

Analog zur Ingestion wird die Exposition auf die ersten 50 Tage nach dem Unfall begrenzt:

$$D_{\text{thy,inh,50}} = D_{\text{thy,inh}} \cdot f_{50}.$$

Für alle anderen Organe wird keine relevante Dosis aus I-131 angenommen.

5.2.10 Effektive Dosis

Die effektive Dosis E (mSv) wurde unter Verwendung gewebebegewichteter Organabsorptionsdosen gemäß den Empfehlungen der ICRP berechnet.

$$E = \sum_T w_T \cdot D_T,$$

wobei D_T die Organabsorptionsdosis des Gewebes T (mGy) und w_T der zugehörige Gewebewichtungsfaktor (dimensionslos) ist.

Die kollektive effektive Dosis (Personen-Sv) wurde berechnet, indem die effektive Dosis (mSv) mit der Anzahl exponierter Personen multipliziert und über alle Bevölkerungsgruppen aufsummiert wurde.

Alle Gewichtungsfaktoren und methodischen Annahmen entsprechen der von Tondel et al. [5-1] beschriebenen Implementierung.

5.2.11 Lebenszeitlich zurechenbares Krebsrisiko

Das lebenszeitliche zurechenbare Risiko (*Lifetime Attributable Risk, LAR*) für das Auftreten von Krebs wurde unter Verwendung organspezifischer Organabsorptionsdosen (mGy) in Kombination mit alters- und geschlechtsspezifischen Risikokoeffizienten (Tab. 5.1 und 5.2) berechnet. Die LAR-Koeffizienten sind als zurechenbare Krebsfälle pro 10^4 Personen-Gy definiert. Für Konsistenz mit den Dosisberechnungen wurden diese in Einheiten von Fällen pro Personen-mGy umgerechnet.

Die Tabellen 5.1 und 5.2 zeigen die alters- und organspezifischen Koeffizienten des Lifetime Attributable Risk (LAR), die im radioökologischen Risikomodell verwendet wurden.

Tab. 5.1. Männliche LAR-Koeffizienten (Fälle pro 10^4 Personen-Gy)

Organ	Alter bei Exposition (Jahre)										
	0	5	10	15	20	30	40	50	60	70	80
Magen	168	139	114	94	77	51	48	43	35	24	12
Kolon	342	292	248	210	179	129	126	117	97	65	29
Leber	103	86	71	59	49	34	33	29	24	17	9
Lunge	320	268	222	185	154	108	107	104	90	65	35
Prostata	198	172	148	127	110	82	83	80	61	30	9
Harnblase	219	188	159	135	116	84	84	81	71	50	24
Schilddrüse	123	107	58	32	23	11	5	2	1	0	0
Residual	1180	653	498	394	313	199	174	142	101	58	24
Nieren	102	55	44	37	31	22	20	16	11	6	2
Knochen	10.4	8.0	6.1	4.6	3.5	2.0	1.1	0.6	0.3	0.1	0
Haut	1720	917	484	256	136	38	10	3	1	0	0
Leukämie	193	142	112	97	89	78	79	83	88	87	64
Alle Lokalisationen	2950	2110	1680	1370	1140	801	761	699	580	402	208
Solide Tumoren	2760	1970	1570	1280	1050	722	682	616	492	314	144

Tab. 5.2. Weibliche LAR-Koeffizienten (Fälle pro 10⁴ Personen-Gy)

Organ	Alter bei Exposition (Jahre)										
	0	5	10	15	20	30	40	50	60	70	80
Magen	212	175	144	118	97	64	61	55	46	33	18
Kolon	225	193	164	139	118	84	82	76	65	46	23
Leber	57	47	39	32	26	18	18	16	14	10	6
Lunge	785	660	552	462	387	272	269	255	217	150	79
Brust	1260	982	761	588	454	265	146	72	32	12	4
Uterus	66	55	46	38	31	21	19	16	12	8	4
Ovarien	91	77	64	53	45	31	28	24	17	11	5
Harnblase	221	189	161	137	116	84	83	78	67	48	24
Schilddrüse	386	352	196	106	73	30	12	4	1	0	0
Residual	1410	707	534	422	336	213	184	151	112	69	31
Nieren	133	53	41	34	28	20	17	14	10	5	2
Knochen	10.4	8.0	6.1	4.7	3.6	2.1	1.2	0.6	0.3	0.1	0
Haut	972	517	273	144	76	21	6	2	0	0	0
Leukämie	173	117	88	75	69	60	61	63	65	63	47
Alle Lokalisationen	5020	3620	2800	2210	1780	1160	981	827	659	456	242
Solide Tumoren	4850	3500	2710	2130	1720	1100	920	764	594	393	195

Die Werte basieren auf EPA-Daten (2011) [5-7], wie sie in Tondel et al. [5-2] verwendet werden. Die Koeffizienten sind in Fällen pro 10⁴ Personen-Gy angegeben. Tabelle 1 zeigt die LAR-Koeffizienten für Männer über die im Interpolationsschema verwendeten Altersknoten bei Exposition. Tabelle 2 zeigt die entsprechenden LAR-Koeffizienten für Frauen.

Für jedes Organ, jede Altersgruppe und jedes Geschlecht wurde die Anzahl der zurechenbaren Krebsfälle durch Kombination von:

- Organabsorptionsdosis (mGy),
- Bevölkerungsgröße (Personen),
- LAR-Koeffizienten (Fälle pro 10⁴ Personen pro Gy)

abgeschätzt.

Die Gesamtzahl zuordenbarer Krebsfälle wurde durch Summation über alle Altersgruppen und räumlichen Einheiten bestimmt. Die Methodik folgt dem Ansatz von [5-7], wie er von Tondel et al. [5-1] implementiert wurde. Damit werden entsprechend BEIR - Phase 2 [5-8] sowohl die epidemiologisch abgeschätzten spezifischen Strahlenempfindlichkeiten der einzelnen Organe als auch der unterschiedlichen Altersgruppen im Niedrigdosisbereich ins Kalkül gezogen.

5.3 Unsicherheitsanalyse des Berechnungsmodells

Aufgrund der mehrstufigen Struktur des Modells — von der Umweltkontamination über die Dosis bis hin zum hypothetischen lebenszeitbezogenen zurechenbaren Krebsrisiko (LAR) — treten Unsicherheiten in mehreren getrennten, jedoch miteinander verknüpften Komponenten auf. Diese lassen sich grob in folgende Kategorien einteilen: (i) Umweltquellterm und Transferprozesse, (ii) Dosisumrechnungsparameter, (iii) verhaltensbezogene und physiologische Annahmen sowie (iv) das Risikomodell selbst.

Ein wesentlicher Unterschied in der Unsicherheitsstruktur des Modells besteht darin, dass Dosis und LAR grundsätzlich unterschiedliche Größen darstellen. Die Dosis wird primär durch physikalische Transport- und biokinetische Prozesse bestimmt, die durch vergleichsweise gut abschätzbare Parameter

charakterisiert werden können. Im Gegensatz dazu wird das LAR aus epidemiologischen Risikomodellen abgeleitet, die beobachtete Krebsinzidenzdaten über Populationen, Altersgruppen und Expositionsregime extrapolieren. Dadurch entstehen zusätzliche Unsicherheitsebenen, die über jene der externen und internen Dosimetrie hinausgehen.

5.3.1 Umweltquellterm und Transfer

Eine wesentliche Limitation des Berechnungsmodells besteht darin, dass die regionale Flächenkontamination als Prädiktor für individuelle Exposition und Dosis herangezogen wird. Dadurch bleiben lokale Unterschiede in Aufenthaltsort, Gebäudeabschirmung, Ernährungsgewohnheiten und individuellem Verhalten unberücksichtigt. Insbesondere die Abschätzung der internen Exposition über Jägerhaushalte stellt nur eine Näherung dar, da die tatsächlich konsumierten Mengen kontaminierter Lebensmittel nicht erfasst wird. Insgesamt sind die berechneten Dosen daher mit erheblichen Unsicherheiten behaftet.

Die Unsicherheit in der Abschätzung der Umweltkontamination stellt daher einen der dominierenden Beiträge zur Gesamtunsicherheit des Modells dar. Räumliche Variabilität, lokale Unterschiede und Messunsicherheiten der Cäsium-Deposition (A_{esd}) führen zu Visibilitäten bzw. Unsicherheiten in der Größenordnung von geschätzt etwa 30%. Darin enthalten sind auch Unsicherheiten der tatsächlichen Herkunft der konsumierten Lebensmittel.

Die Kontamination in Milch trägt geschätzt etwa 45% Unsicherheit bei. Die Abschätzung der Inhalationsexposition trägt etwa 55% Unsicherheit bei, während verhaltensbezogene Annahmen für Jäger etwa 40% beitragen. Abschirmungsfaktoren tragen etwa 25% zur Unsicherheit bei.

5.3.2 Dosisumrechnungsparameter

Externe Dosiskoeffizienten tragen etwa 15% Unsicherheit bei, während interne Dosiskoeffizienten etwa 20% Unsicherheit aufweisen. Umrechnungsfaktoren für Iod führen zu etwa 35% Unsicherheit.

5.3.3 Verhaltensbezogene und physiologische Annahmen

Milchkonsum trägt etwa 35% Unsicherheit bei, Atemraten etwa 25% und ökologische Transferparameter etwa 40%. Physiologische Skalierungen tragen etwa 15% zur Unsicherheit bei.

5.3.4 Risikomodell (LAR)

Die größte Unsicherheit geht vom epidemiologischen Risikomodell aus und beträgt etwa 55%. Zusätzliche Unsicherheiten durch Interpolation liegen bei etwa 25%. Darin enthalten ist sind die Unsicherheiten der Bevölkerungsentwicklung (z.B. Umzug in die oder aus den betrachteten Gebieten).

5.3.5 Kombinierte Unsicherheit

Die Unsicherheiten wurden unter Verwendung eines Lognormal-Ansatzes kombiniert. Die resultierenden Gesamtunsicherheiten können mit obigen Annahmen abgeschätzt werden:

- **Effektive Dosis:** –35% bis +15%
- **Lebenszeitlich zurechenbares Krebsrisiko (LAR):** –45% bis +25%

Diese abgeschätzten Unsicherheiten sind asymmetrisch und spiegeln eine systematische Tendenz zu konservativen (obergrenzigen) Werten wider.

5.3.6 LNT-Hypothese

Das hier verwendete Risikomodell basiert auf der LNT-Hypothese (Linear Non-Threshold). Dabei wird angenommen, dass das Krebsrisiko auch bei sehr niedrigen Strahlendosen proportional mit der Dosis abnimmt und kein Dosisschwellenwert vorliegt. Die Anwendbarkeit dieses Modells im Niedrigdosisbereich wird wissenschaftlich kontroversiell diskutiert. So argumentieren beispielsweise Costantini und Borremans [5-23], dass biologische Reparatur- und Anpassungs-mechanismen eher für nichtlineare oder

Schwellenwert-Modelle sprechen. Auch Sacks und Meyerson [5-24] diskutieren Hinweise darauf, dass die Risiken niedriger Strahlendosen durch das LNT-Modell möglicherweise überschätzt werden.

Trotz dieser Kritik wird das LNT-Modell weiterhin von den internationalen Strahlenschutzorganisationen wie ICRP und UNSCEAR als Grundlage für die Risikoabschätzung im Strahlenschutz verwendet, da neuere Untersuchungen solide wissenschaftliche Gründe für die Gültigkeit der LNT-Hypothese geliefert haben [5-25], [5-26], [5-27], [5-28]. Darüber hinaus zeigen auch ältere umfangreiche Analysen und fundierte Bewertungen des *Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation* der *U.S. National Academies*, dass die Annahme der LNT-Hypothese auch im Niedrigdosisbereich wissenschaftlich gerechtfertigt ist [5-8].

5.4 Ergebnisse

5.4.1 Hypothetisch abgeschätzte Obergrenze der Anzahl der Krebsfälle

Die hier angewandte rechnerische Modellierungsmethode ergibt eine hypothetisch geschätzte potentielle Maximalanzahl zurechenbarer Krebsfälle in Oberösterreich im 50-Jahres-Zeitraum 1986 bis 2036 von rund 1300 Fällen. Es ist zu beachten, dass diese Zahl eine hypothetisch rechnerisch geschätzte Obergrenze der potentiell zurechenbaren Krebsfälle darstellt. In Abschnitt 5.5 Bewertung und Schlussfolgerungen werden die Limitierungen der angewandten Methode und Hinweise auf die Reduktion der tatsächlich erwartbaren zurechenbaren Krebsfälle angeführt.

5.4.2 Regionale Verteilung der abgeschätzten Effektiven Dosis

Die geschätzte Effektive Dosis variiert erheblich innerhalb Österreichs, wie in Abbildung 5.2 gezeigt, und spiegelt die räumliche Heterogenität der Radionuklid-Deposition sowie der Umweltbedingungen wider. Regionen mit höherer Cäsium-Deposition, insbesondere in alpinen Gebieten, zeigen erhöhte Effektive Dosen. Die mittlere lebenszeitliche Effektive Dosis pro Jahr variiert zwischen den Bundesländern deutlich und liegt im Bereich von etwa 0,02 mSv bis 0,18 mSv pro Jahr. Oberösterreich weist dabei die höchsten Werte auf, gefolgt von Salzburg und der Steiermark.

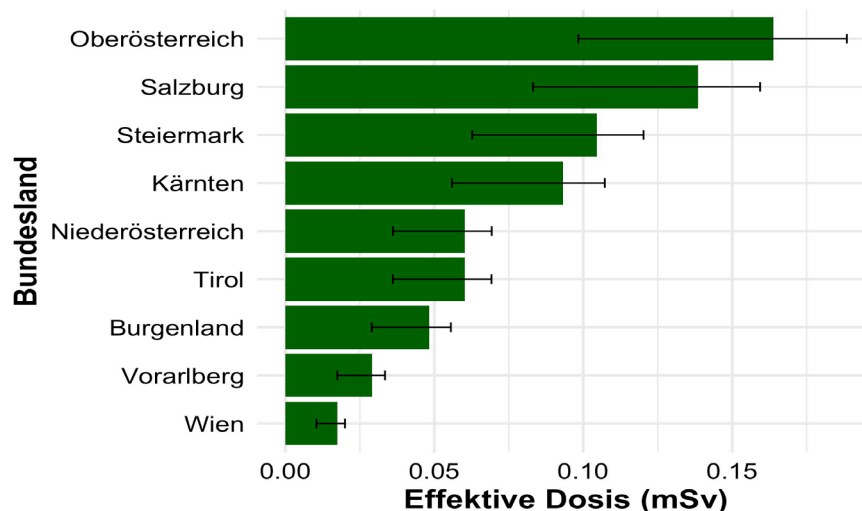


Abb. 5.2. Geschätzte mittlere Effektive Dosis (mSv) pro Jahr (mit Unsicherheitsbalken), gemittelt über den Betrachtungszeitraum von 50 Jahren (1986 bis 2036). Berücksichtigt werden externe Exposition sowie interne Exposition durch Ingestion und Inhalation. Die räumliche Variation spiegelt Unterschiede in der Radionuklidkontamination sowie in den Umwelttransferprozessen wider.

Die zeitliche Entwicklung der Effektiven Dosis zeigt ein deutliches Maximum im Jahr 1986 infolge des Tschernobyl-Fallouts. Danach nimmt die zusätzliche Exposition exponentiell ab.

Abbildung 5.3 zeigt diesen zeitlichen Verlauf sowie einen Vergleich mit typischen Beiträgen natürlicher und zivilisatorischer Strahlenquellen. Die höchsten Beiträge stammen aus der Inhalation von Radon (ca. 3 mSv/Jahr) sowie aus externer terrestrischer und kosmischer Strahlung (ca. 1 mSv/Jahr) [5-29]. Medizinische Anwendungen können höhere Dosen verursachen, sind jedoch keine kontinuierliche Umweltbelastung. Im Vergleich dazu liegt die durch den Fallout verursachte Zusatzdosis bereits ab den 1990er-Jahren deutlich darunter.

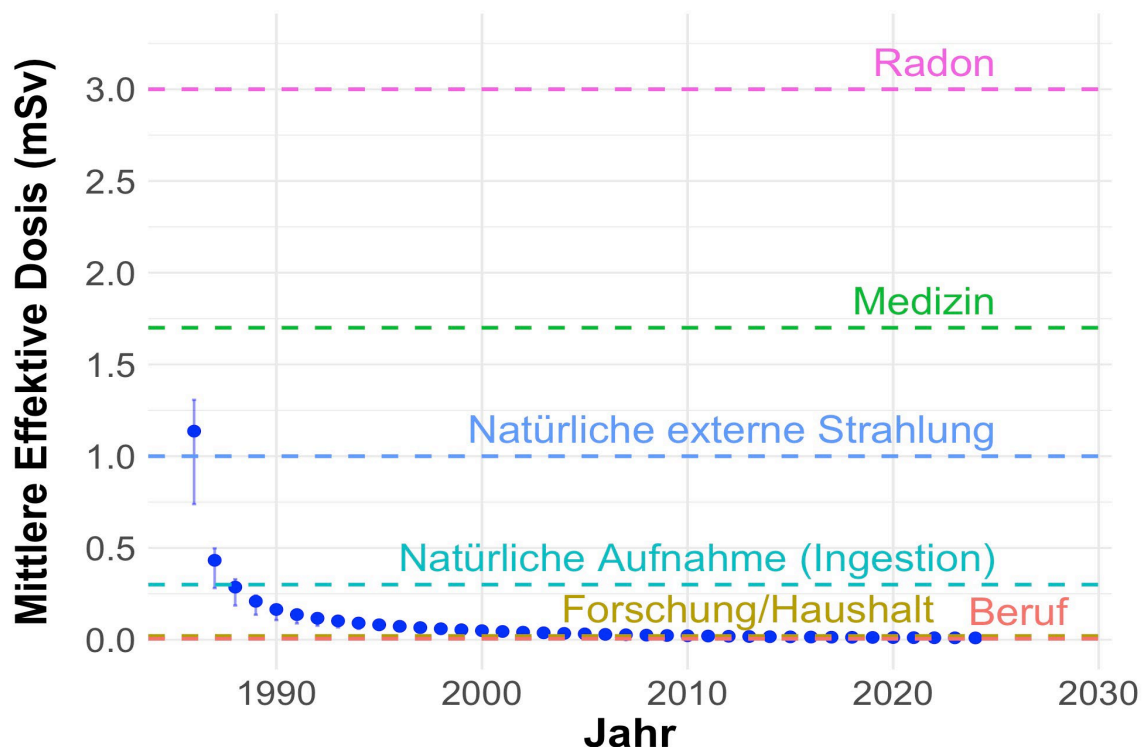


Abb. 5.3. Hypothetisch geschätzte zeitliche Entwicklung der mittleren Effektiven Jahresdosis in Österreich ab 1986 (blaue Punkte mit Unsicherheitsbalken) mit exponentiellem Rückgang der Tschernobyl-bedingten Exposition. Zusätzlich dargestellt sind typische Beiträge natürlicher und zivilisatorischer Strahlenquellen zum Vergleich. (Datenquelle der Vergleichswerte: AGES [5-29]).

5.4.3 Regionale Verteilung des hypothetisch zurechenbaren Krebsrisikos

Zunächst zeigt die räumliche Verteilung des lebenszeitbezogenen zurechenbaren Krebsrisikos (LAR) auf Individualebene deutliche regionale Unterschiede (Abbildung 5.4). Die höchsten Werte treten in Oberösterreich auf, gefolgt von Salzburg und der Steiermark. Dieses Muster ist konsistent mit der zuvor dargestellten Verteilung der effektiven Dosis und spiegelt primär Unterschiede in der Umweltkontamination wider.

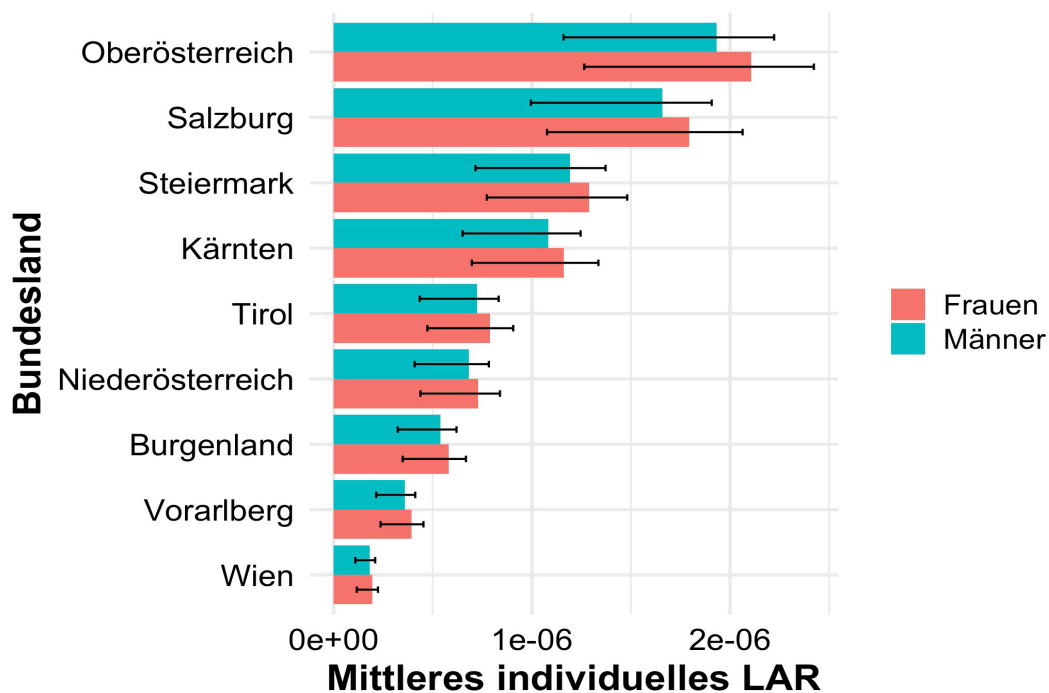


Abb. 5.4. Geschätztes hypothetisches individuelles lebenszeitbezogenes zurechenbares Krebsrisiko (mit Unsicherheitsbalken) nach österreichischem Bundesland, getrennt nach Geschlecht.

Die Gesamtzahl der zurechenbaren Krebsfälle ergibt sich aus der Skalierung des individuellen Risikos mit der Bevölkerungszahl und zeigt daher ein teilweise verändertes regionales Muster (Abbildung 5.5). Während Oberösterreich weiterhin die höchste Anzahl an Fällen aufweist, verschieben sich die relativen Positionen der übrigen Bundesländer. Insbesondere liegt die Steiermark vor Salzburg, was auf ihre deutlich größere Bevölkerungszahl zurückzuführen ist. Dieser Effekt ergibt sich direkt aus der Berechnung der zurechenbaren Fälle als Produkt aus individuellem Risiko und exponierter Population.

5.4.4 Organspezifische Beiträge zum hypothetisch zurechenbaren Krebsrisiko

Die organspezifische Analyse zeigt Lungenkrebs als größten Beitrag zur Gesamtzahl der zurechenbaren Fälle (Abbildung 5.6). Haut-, Brust-, Kolon- und Schilddrüsenkrebs tragen ebenfalls erheblich bei. Die relative Bedeutung der Organe unterscheidet sich zwischen den Geschlechtern: Frauen zeigen höhere Risiken für Brust- und Schilddrüsenkrebs, während Männer höhere Beiträge durch Haut- und Kolonkrebs aufweisen.

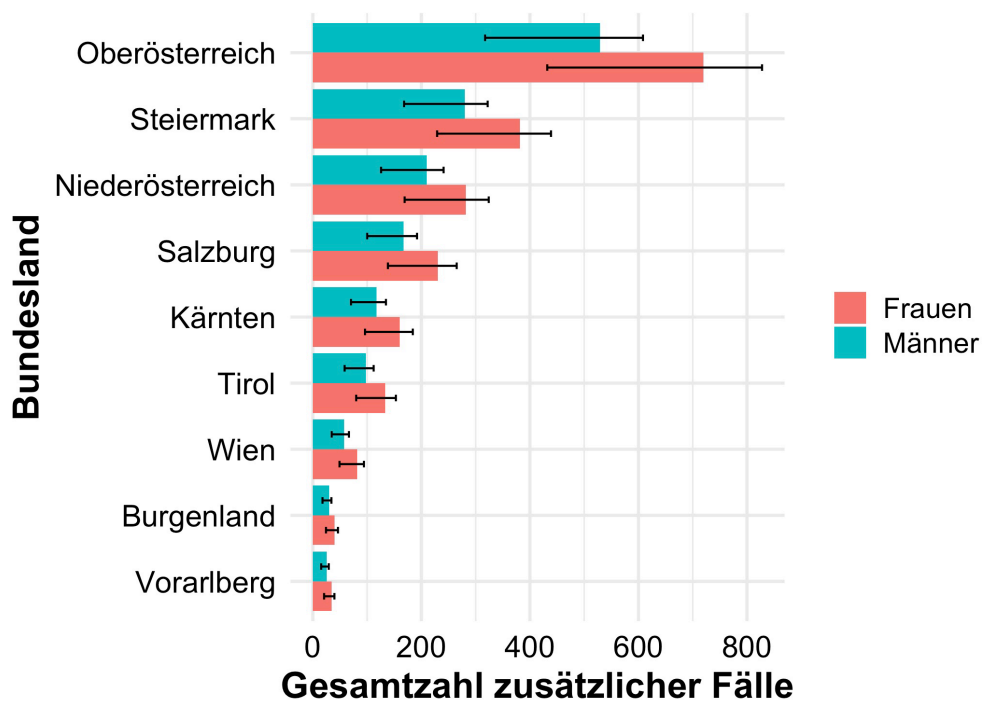


Abb. 5.5. Gesamtzahl der hypothetisch zurechenbaren potentiellen Krebsfälle nach österreichischem Bundesland, nach Geschlecht stratifiziert. Oberösterreich weist die höchste Anzahl auf. Frauen tragen in den meisten Bundesländern einen größeren Anteil bei, insbesondere aufgrund organspezifischer Sensitivität, vor allem bei Schilddrüsen- und Brustkrebs.

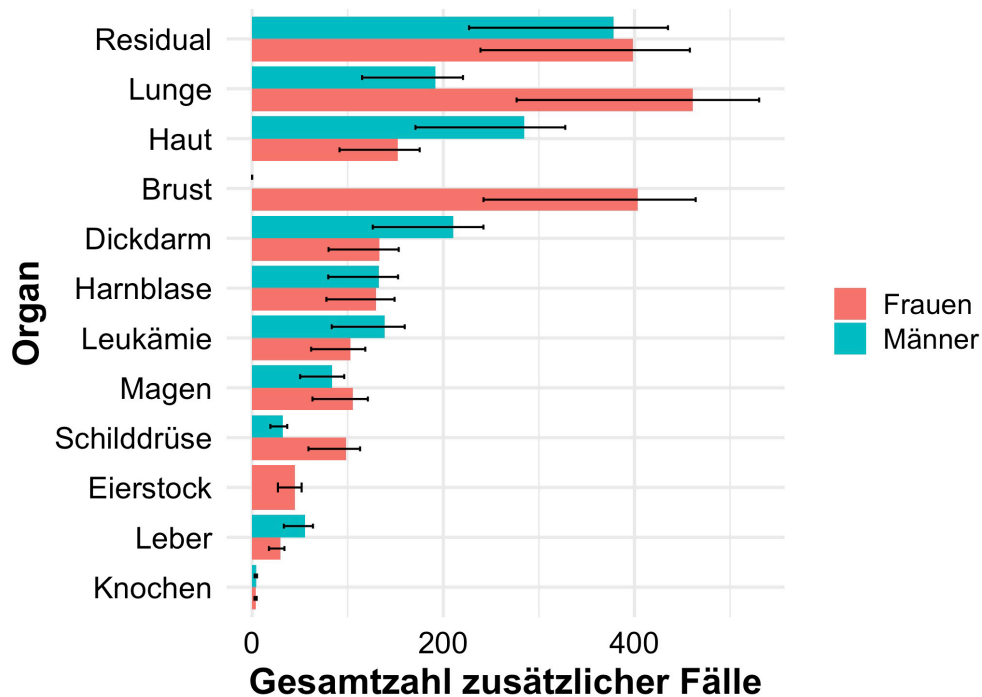


Abb. 5.6. Gesamtzahl der hypothetisch zurechenbaren potentiellen Krebsfälle nach Organ und Geschlecht. Lungenkrebs stellt insgesamt den größten Beitrag dar, während Brust- und Schilddrüsenkrebs bei Frauen dominieren. Die Unterschiede spiegeln sowohl organspezifische Dosis-Sensitivitäten als auch geschlechtsspezifische Risikokoeffizienten wider.

5.4.5 Alters- und Geschlechtsabhängigkeit des Krebsrisikos

Das lebenszeitbezogene zurechenbare Krebsrisiko zeigt eine starke Abhängigkeit vom Alter bei Exposition sowie vom Geschlecht (Abbildung 5.7). Jüngere Altersgruppen weisen deutlich höhere LAR-Werte pro Dosis auf, bedingt durch eine längere verbleibende Lebenszeit sowie erhöhte biologische Sensitivität. In nahezu allen Altersgruppen zeigen Frauen höhere LAR-Werte als Männer, was auf höhere Risikokoeffizienten für mehrere Organe zurückzuführen ist.

Die Unsicherheitsbereiche nehmen bei jüngeren Altersgruppen und bei Organen mit höherem Risiko zu, was sowohl die Variabilität der Dosisrekonstruktion als auch der epidemiologischen Risikomodelle widerspiegelt.

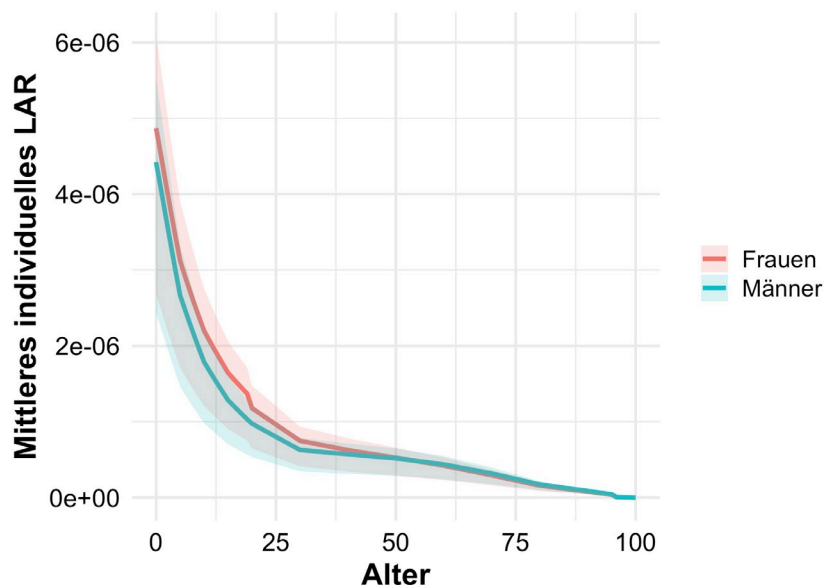


Abb. 5.7. Lebenszeitbezogenes zurechenbares Risiko (LAR) als Funktion des Alters bei Exposition und des Geschlechts inklusive Unsicherheitsbereiche. Das Risiko nimmt mit steigendem Alter bei Exposition ab und ist über nahezu alle Altersgruppen bei Frauen höher.

5.5 Beurteilung und Schlussfolgerung

5.5.1 Vergleich mit der Krebsrisikoabschätzung in Schweden

Im Vergleich zu den in Oberösterreich hypothetisch potentiell maximal zurechenbaren Krebsfällen werden für Schweden mit dem Tondel-Modell im Zeitraum 1986 bis 2035 rund 820 zurechenbare Fälle mit einer Gesamtunsicherheit von $\pm 50\%$ abgeschätzt [5-1]. Dieser Unterschied ist konsistent mit der räumlichen Verteilung der radioaktiven Kontamination nach dem Tschernobyl-Unfall [5-3], [5-4]. Regionen in Oberösterreich weisen deutlich höhere und heterogenere Kontaminationsniveaus auf, mit Cs-137-Depositionen von über 100 kBq/m^2 [5-3], bedingt durch verstärkte Niederschläge während des Durchzugs der radioaktiven Wolke. Im Gegensatz dazu wurden in einigen Teilen Schwedens mittlere Depositionen im Bereich von 5 bis 40 kBq/m^2 beobachtet, mit lokal begrenzten Hotspots [5-4]. Der geschätzte höhere zurechenbare relative Anteil in Oberösterreich spiegelt primär die höhere Umweltkontamination sowie die mehr als vierfach höhere Bevölkerungsdichte (Ö: 110 EW/km^2 , S: 24 EW/km^2) wider und die daraus resultierende höhere Gesamtexposition der oberösterreichischen Bevölkerung, bei vergleichbarer Gesamtinzidenz und vergleichbarer Qualität des Gesundheitssystems.

Die Ergebnisse dieser rechnerischen Modellierungsarbeit heben die organspezifische und geschlechtsspezifische Heterogenität des langfristigen Krebsrisikos nach dem Tschernobyl-Unfall in Österreich hervor. Erhöhte Risiken für Organe wie Lunge, Brust und Schilddrüse unterstreichen die

Bedeutung geschlechtsspezifischer Modellierung. Oberösterreich zeigt in Österreich aufgrund hoher Bevölkerungsdichte und insbesondere hoher Kontamination das höchste zurechenbare Risiko.

5.5.2 Risikoreduktionen

Im Bericht des BMLUK [3-8] wurde festgestellt, dass die getroffenen Strahlenschutz-Maßnahmen wesentlich zur Dosisreduktion beigetragen haben:

Hauptsächlich haben folgende drei Maßnahmen zur Dosisreduktion beigetragen: Verkaufsverbot für Grüngemüse, Grünfütterungsverbot und Auswahl der Frischmilch in den Molkereien. Daneben leistete auch noch die Umsetzung von Fütterungsplänen in höher belasteten Gebieten einen nennenswerten Beitrag. Es wird geschätzt, dass durch die Maßnahmen im Bereich der Lebensmittel für die verschiedenen Altersgruppen etwa ein Drittel bis die Hälfte an Dosis eingespart werden konnte.

Weiters zeigte die Studie, dass einige Maßnahmen sehr unterschiedlich zur Dosisreduktion bei den verschiedenen Altersgruppen beigetragen haben. So haben etwa das Grünfütterungsverbot und die Auswahl der Frischmilch in den Molkereien sehr wesentlich zur Dosisreduktion bei jüngeren Kindern beigetragen, jedoch deutlich weniger bei Erwachsenen.
[3-8] (S. 52)

Darüber hinaus haben Ganzkörpermessungen im Zeitraum 1986 bis 1989 ergeben, dass die tatsächliche interne Exposition der österreichischen Bevölkerung um mehr als einen Faktor von zwei geringer ausgefallen ist, als die berechnete Ingestionsdosis aus den Lebensmittelaktivitätskonzentrationen ergibt [5-30], [3-8] (S. 54). Als Gründe dafür werden die tatsächlich geringeren Verzehrsmengen und die verstärkte Beprobung von Lebensmitteln in höher kontaminierten Gebieten angegeben.

Da das lebenszeitbedingte zurechenbare Risiko bei gerechtfertigter Annahme einer linearen Dosis-Risiko-Beziehung (ohne Schwellenwert) proportional zur Dosis ist, reduzieren die getroffenen Maßnahmen und insbesondere einige Maßnahmen bei jüngeren Kindern sowie die tatsächlich beobachteten Ingestionsdosiswerte der Bevölkerung (Ganzkörpermessungen) das gesamte lebenszeitbedingte zurechenbare Krebsrisiko der Bevölkerung proportional, bzw. für jüngere Kinder überproportional.

Die hier hypothetisch abgeschätzte Anzahl der Krebsfälle ist auch insofern zu vermindern, da ein potentiell durch die Tschernobyl-Kontamination ausgelöster maligner Prozess aufgrund der metabolischen Latenzzeit bis zum Ausbruch der Krankheit nicht in allen Fällen zum Ausbruch kommen wird. Es wird vorkommen, dass noch vor dem Ausbruch der Krebserkrankung das betroffene Individuum durch eine andere konkurrierende Ursache zu Tode kommt (z.B. Tod durch Herz-Kreislauf-Versagen, Schlaganfall, Unfall).

Aus den dargelegten Gründen stellt das hier abgeschätzte Risiko für eine zurechenbare Krebsinzidenz die hypothetische Obergrenze des potentiellen zurechenbaren Risikos dar und die tatsächliche Anzahl der zurechenbaren Krebsfälle ist erheblich vermindert.

5.5.3 Schlussfolgerung

Aufgrund der gegebenen Limitierungen, nicht vorhandener bzw. nicht mehr zugänglicher Daten und der bevölkerungsbezogenen Variabilität und Unsicherheiten, kann keine wissenschaftlich belastbare Anzahl der dem Tschernobyl-Unfalls tatsächlich zurechenbaren Krebsfälle in Österreich im Zeitraum 1986 bis 2036 ermittelt werden.

Die Ergebnisse der hier angewandten Methode bieten jedoch semiquantitative Anhaltswerte für das Strahlenschutzmanagement und Grundlagen für ein zielführendes, langfristiges epidemiologisches Monitoring im Falle zukünftiger großräumiger radioaktiver Umweltkontaminationen.

5.6 Referenzen

- [5-1] Tondel M., Gabrysch K, Isaksson, M., and Rääf R. 2026. Radiation Doses and Lifetime Attributable Risk of Cancer in Sweden after the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident. *Health Phys.* 130(1):77–86
- [5-2] Tondel M, Gabrysch K, Rääf C, Isaksson M, 2025. A model for estimating radiation doses and population cancer risk in Sweden after the Chernobyl Nuclear Power Plant accident in 1986. *Radiat Environ Biophys* 64: 200–220.
(<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1917037/FULLTEXT01.pdf>)
- [5-3] International Atomic Energy Agency. 2006. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience. *IAEA*, Vienna.
- [5-4] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. 2010. Sources and Effects of Ionizing Radiation: UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly. *United Nations*, New York.
- [5-5] Bossew, P., Gerzabek, M., Maringer, F. J., Seidel, C., Waldhör, T., Vutuc, C. 2006. Tschernobylfolgen in Oberösterreich – Untersuchung der gesundheitlichen Auswirkungen der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl in besonders belasteten Gebieten Oberösterreichs. Universität für Bodenkultur Wien, Low-Level Counting Labor Arsenal, Endbericht.
- [5-6] Seidel, C., Maringer, F. J., Baumgartner, A., Waldhör, T., Bossew, P. 2012. Gesundheitliche Folgen in Oberösterreich 25 Jahre nach Tschernobyl – neue Betrachtungen hinsichtlich der Inhalations- und Ingestionsdosis durch ¹³¹I und ⁹⁰Sr. BOKU Wien, Low-Level Counting Labor Arsenal.
- [5-7] Radiogenic Cancer Risk Models and Projections for the U.S. Population. EPA 402-R-11-001. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2011.
- [5-8] Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation: BEIR VII – Phase 2. Committee to Assess Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation, National Research Council. The National Academic Press, Washington. 2006. ISBN: 0-309-53040-7
- [5-9] ICRP Publication 103. 2007: The 2007 recommendations of the international commission on radiological protection. *Ann. ICRP* 37.2–4, pp. 1–332. doi: 10.1016/j.icrp.2007.10.003.
- [5-10] Isaksson et al. 2021] Isaksson, M., Tondel, M., Wåalinder, R., and Rääf, C. Absorbed dose rate coefficients for Cs-134 and Cs-137 with steady-state distribution in the human body: S-coefficients revisited. *Journal of Radiological Protection* 41, pp. 1213–1227. 2021. doi: 10.1088/1361-6498/ac2ec4.
- [5-11] ICRP Publication 133. 2016. The ICRP computational framework for internal dose assessment for reference adults: specific absorbed fractions. *Ann. ICRP* 45.2, pp. 1–74. doi: 10.1177/0146645316661077.
- [5-12] International Commission on Radiological Protection. Dose coefficients for external exposures to environmental sources. Oxford: Pergamon Press; ICRP Publication 144; 2020. DOI:10.1177/0146645320906277.
- [5-13] R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. 2022
- [5-14] CEC Joint Research Centre, Ispra, Italy. 1989. CHERNAIR.TXT and CHERNIOD.TXT – Atmospheric concentrations of I-131, Cs-134, and Cs-137 in Europe. Data extracted from REM data bank, 22 August 1989. For inquiries contact Frank Raes, CEC JRC Ispra, Italy.
- [5-15] Statistik Austria. 2025. Population by age, sex, citizenship and federal province, 1982–2001. STATcube Database. Vienna: Statistik Austria. Accessed 8 March 2026.

- [5-16] Statistik Austria. 2025. Population by age, sex, citizenship and federal province, from 2002. STATcube Database. Vienna: Statistik Austria. Accessed 8 March 2026.
- [5-17] Statistik Austria. 2024. Population projections by age and sex for Austria and federal provinces (Scenario F-S25V1). STATcube Database / Open Government Data dataset OGD_bevstprog_PR_BEVJD_7. Vienna: Statistik Austria. Accessed 8 March 2026.
- [5-18] Statistik Austria. Jagdstatistik 2016/17.
https://www.ooelvj.at/wp-content/uploads/2018/10/jagdstatistik_20162017.pdf
- [5-19] Statistik Austria. Jagdstatistik 2017/18 & 2018/19.
https://www.statistik.at/fileadmin/publications/Statistik_der_Landwirtschaft_2019.pdf?utm_source=chatgpt.com
- [5-20] Statistik Austria. Jagdstatistik 2020/21 & 2021/22 2022/23.
https://www.burgenland.at/fileadmin/user_upload/Downloads/Land_und_Politik/Land/Statistik/Wirtschaft/Land-und_Fortwirtschaft/T11_Jagdkarten_in_Oesterreich.pdf?utm_source=chatgpt.com
- [5-21] Statistik Austria. Jagdstatistik 2023/24. https://www.statistik.at/fileadmin/user_upload/SB_1-11-Jagdstatistik-2023_2024.pdf?utm_source=chatgpt.com
- [5-22] Statistik Austria. Jagdstatistik 2024/25. https://www.statistik.at/fileadmin/publications/SB_1-11-Jagdstatistik-Jagdjahr-2024_2025-rev.pdf
- [5-23] Costantini D, Borremans B. The linear no-threshold model is less realistic than threshold or hormesis-based models: An evolutionary perspective. *Chemico-Biological Interactions*. 2019;301:26–33. doi:10.1016/j.cbi.2018.10.007.
- [5-24] Sacks B, Meyerson G. Linear No-Threshold (LNT) Model versus Hormesis. *Dose-Response*. 2019;17(1):1–5. doi:10.1177/1559325819827061.
- [5-25] Dauer LT, Shore RE, Straume T et al. Low Dose Radiation Science: Current Status and Future Directions. *Radiation and Environmental Biophysics*. 2024/63:1–14. doi:10.1007/s00411-024-01092-1.
- [5-26] Wojcik A, Zölzer, F. The scientific nature of the linear no-threshold (LNT) model used in the system of radiological protection. *Radiation and Environmental Biophysics* (2024) 63:483–489 (<https://doi.org/10.1007/s00411-024-01092-1>)
- [5-27] Laurier D, Billarand Y, Klovov D and Leuraud K. The scientific basis for the use of the linear no-threshold (LNT) model at low doses and dose rates in radiological protection. *J. Radiol. Prot.* 43 (2023) 024003
- [5-28] C Clement, W Rühm, J Harrison, K Applegate, D Cool, C-M Larsson, C Cousins, J Lochard, S Bouffler, K Cho, M Kai, D Laurier, S Liu and S Romanov. Keeping the ICRP recommendations fit for purpose. *J. Radiol. Prot.* 41 (2021) 1390–1409 (20pp)
- [5-29] Austrian Agency for Health and Food Safety (AGES). Caesium-137 in Austria. *AGES – Environment and Radioactivity*. Available at: <https://www.ages.at/en/environment/radioactivity/caesium-137-in-austria> (accessed 20 April 2026).
- [5-30] Zechner J, Mück K. Die Strahlenexposition der österreichischen Bevölkerung nach dem Reaktorunfall und die Maßnahmen zu deren Reduktion. Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz. Seminar des Bundesamts für Strahlenschutz und der Strahlenschutzkommission, München 6.-7. März 1996. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm, 1996. S. 323-341.

6 Vergleichende Literaturanalyse

6.1 Recherchiere Literatur

Die Literatur wurde in *ScienceDirect* und *mdpi*, sowie in den Journalen *Health Physics* und *Radiation Protection Dosimetry* recherchiert. Dabei wurden nach Studien mit Bezug zu Tschernobyl gesucht, welche folgende Kriterien erfüllen: Aktuelle Studien - Erscheinungsjahr ab 2010, ähnliche Kontaminationssituation wie in Österreich. Folgende aktuelle Publikationen dabei gefunden:

- [6-01] ¹³⁷Cs activity in Sweden after the Chernobyl Nuclear Power Plant accident in relation to quaternary geology and land use. 2017. Martin Tondel, Göran Granath, Robert Wålinder. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.10.012>
- [6-02] Activity concentration of ¹³⁷Cs in undisturbed attic dust collected from Salgótarján and Ózd (northern Hungary). 2022. Davaakhuu Tserendorj, Katalin Zsuzsanna Szabó, Péter Völgyesi, Tam Cong Nguyen, István Gábor Hatvani, Imre Miklós Jánosi, Gorkhmaz Abbaszade, Nelson Salazar-Yanez, Csaba Szabó. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.106950>
- [6-03] ACTIVITY OF ¹³⁷CS IN HUMAN BODY OF INHABITANTS OF THE CZECH REPUBLIC. 2019. Irena Malátová, Pavel Fojtík. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncz257>
- [6-04] Cancer incidence in a male adult population in relation to estimated protracted colon dose – A nested case control study in Northern Sweden after the Chernobyl Nuclear Power Plant accident. 2022. Martin Tondel, Tobias Nordquist, Mats Isaksson, Christopher Rääf, Robert Wålinder. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156349>
- [6-05] Comparing dose response of cancer incidence in Sweden after the Chernobyl Nuclear Power Plant accident with Life Span Study of atomic bomb survivors. 2025. Martin Tondel, Tobias Nordquist, Mats Isaksson, Christopher Rääf, Robert Wålinder. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncaf097>
- [6-06] Determination of low ¹³⁷Cs concentration in the atmosphere due to Chernobyl contaminated forest-wood burning. 2020. Stylianos Stoulos, Athanasios Besis, Alexandra Ioannidou. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106383>
- [6-07] Estimation of Cs-137 emissions during wildfires and dust storm in Chernobyl Exclusion Zone in April 2020 using ensemble iterative source inversion method, 2022. Ivan V. Kovalets, Mykola Talerko, Roman Synkevych, Serhii Koval. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119305>
- [6-08] Fallout and health: Chernobyl's legacy, early-life exposure, and protective behavior. 2025. Matilde Giaccherini, Joanna Kopinska. <https://doi.org/10.1016/j.jpubeco.2025.105491>
- [6-09] Fallout from the Chernobyl accident and overall cancer incidence in Finland. 2013. Päivi Kurttio, Karri Seppä, Kari Pasanen, Toni Patama, Anssi Auvinen, Eero Pukkala, Sirpa Heinävaara, Hannu Arvela, Timo Hakulinen. <https://doi.org/10.1016/j.canep.2013.05.006>
- [6-10] Forty Years After Chernobyl: Radiocaesium in Wild Edible Mushrooms from North-Eastern Poland and Its Relevance for Dietary Exposure and Food Safety. 2025. Iwona Mirończuk-Chodakowska, Jacek Kapała, Karolina Kujawowicz, Monika Sejbuk, Anna Maria Witkowska. <https://doi.org/10.3390/toxics13070601>
- [6-11] Long-Term Investigation (1968–2023) of ¹³⁷Cs in Apples. 2024. Branko Petrinc, Tomislav Bituh, Zdenko Franic, Branimir Zauner, Dinko Babic. <https://doi.org/10.3390/environments11110249>
- [6-12] No radioactive contamination from the Chernobyl disaster in Hungarian white truffles (*Tuber magnatum*). 2019. Ulf Büntgen, Maya Jäggi, Simon Egli, Martin Heule, Martina Peter, Imre Zagyva, Paul J. Krusic, Stephan Zimmermann, Istvan Bagi. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.108>
- [6-13] Occurrence of ¹³⁷Cs in Soil and Agricultural and Forest Products of the Contaminated Northeastern Part of the Czech Republic. 2023. Petra Lízoková, Jan Škrkal, Barbara Stalmachová, Vera Záhorová, Helena Pilátová. <https://doi.org/10.3390/engproc2023057011>

- [6-14] Radiation Doses and Lifetime Attributable Risk of Cancer in Sweden after the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident. 2026. Martin Tondel, Katja Gabrysch, Mats Isaksson, Christopher Rääf. <https://doi.org/10.1097/HP.0000000000001998>
- [6-15] RADIONUCLIDES CONTENT IN PASTEURIZED COW MILK: DOSE ESTIMATION. 2016. R.M. Kamenova-Totzeva, A.V. Totzev, R. M. Kotova, V. M. Badulin. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncw258>
- [6-16] Recent insights into trends of thyroid cancer incidence in Lithuanian population exposed to Chernobyl fallout early in life. 2024. Rita Steponaviciene, Evaldas Maceika, Ausrele Kesminiene, Giedre Smailyte. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116789>
- [6-17] The assessment of the April 2020 chernobyl wildfires and their impact on Cs-137 levels in Belgium and The Netherlands., 2021. Pieter De Meutter, Christophe Gueibe, Jasper Tomas, Peter den Outer, Arnoud Apituley, Michel Bruggeman, Johan Camps, Andy Delcloo, Gert-Jan Knetsch, Lars Roobol, Leen Verheyen. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2021.106688>
- [6-18] The issue of Cs-137 in firewood and biomass combustion: a review. 2023. Stéphane Pepin, Sarah Radulovic, Rob Wiegers, Jelena Mrdakovic Popic, Antti Kallio, Marie Huss, Fidel Grandia, Alba Valls, Aina Bruno. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncad077>
- [6-19] Updated Incidence of Thyroid Cancer in the North East Region of Romania after 35 Years of Chernobyl Fallout. Is There a Link between? 2021. Laura Teodoriu, Maria Christina Ungureanu, Letitia Leustean, Cristina Preda, Delia Ciobanu, Irena Grierosu, Mioara Matei, Roxana Iacob, Cipriana Stefanescu. <https://doi.org/10.3390/diagnostics11050907>

In den folgenden Abschnitten werden ausgewählte Publikation thematisch gruppiert zusammenfassend dargestellt.

6.2 Abschätzungen der Krebsinzidenz durch die Tschernobyl-Kontamination

- [6-09] **Fallout from the Chernobyl accident and overall cancer incidence in Finland, 2013,**
Päivi Kurttio, Karri Seppä, Kari Pasanen, Toni Patama, Anssi Auvinen, Eero Pukkala, Sirpa Heinävaara, Hannu Arvela, Timo Hakulinen
<https://doi.org/10.1016/j.canep.2013.05.006>

In dieser Studie wird untersucht, ob die Krebsinzidenz in Finnland durch den Reaktorunfall von Tschernobyl beeinflusst wurde. Dabei wurde die Strahlenexposition der ersten 10 Jahre nach dem Unfall herangezogen, um daran den postulierten „promotion effect“ zu studieren. Unter dem „promotion effect“ wird verstanden, dass schwachdosierte radioaktive Strahlung nicht direkt selbst Krebszellen hervorruft, hingegen aber später auftretende Krebserkrankungen früher ausbrechen lässt.

Material/Methode

Die Studie unterteilt Finnland in ein Raster mit einer Kachelgröße von 8 x 8 km, in welchen basierend auf Messungen dieselbe gemittelte Strahlungsintensität aufgrund von Cäsium-137 und Cäsium-134 angenommen wird. Daraus werden akkumulierte externe Dosen des ersten Jahres nach dem Unfall berechnet, die in 4 Gruppen (<0,1; 0,1–0,3; 0,3–0,5; >0,5 mSv) unterteilt sind. Bei der Berechnung werden kurzlebige externe Radionuklide durch spektrometrische Messung berücksichtigt.

Es werden Gesundheitsdaten aller Finnen, welche durchgehend dieselben freistehenden Einfamilienhäuser bewohnten, für die Studie herangezogen. Mehrstöckige Wohnhäuser wurden aus der Studie ausgenommen, da diese die Strahlenbelastung stärker abschirmen als Einfamilienhäuser. Die Bewohner, welche diese Anforderungen erfüllen, werden in Altersgruppen <60 Jahre und ≥60 Jahre

unterteilt. Zudem wird eine Kontrollgruppe vor dem Unfall aus den Jahren 1981 bis 1985 geführt, die auf dieselbe Art gestaltet ist.

Die nach dem Unfall folgenden Jahren werden in fünfjährige Intervalle unterteilt (1988–1992, 1993–1997, 1998–2002, 2003–2007). Danach werden in diesen Zeiträumen die Krebsinzidenzen der untersuchten Bewohner ausgewertet. Dabei wird eine Trennung nach den Altersgruppen, sowie eine Trennung nach der Strahlenexposition am Wohnort entsprechend den Gruppen der Dosismaten durchgeführt. Insgesamt werden Daten von 2 095 822 Personen ausgewertet. Personen, welche im Laufe der Studie verzogen sind, wurden ab dem Zeitpunkt des Umzugs aus der Studie genommen.

Die Krebsinzidenzen umfassen alle Krebsarten außer Brustkrebs, Prostatakrebs, Lungenkrebs und Zellenkarzinome der Haut. Brustkrebs und Lungenkrebs werden wegen geographisch variierender Vorsorgeuntersuchungsmöglichkeiten nicht betrachtet. Lungenkrebs wurde aufgrund einer landesweit variierenden Raucherkultur ausgeschlossen. Zellenkarzinome der Haut werden nicht vollständig durch Statistiken erfasst und deshalb ebenfalls ausgeschlossen.

Ergebnisse

In Abbildung 2 der Studie sind die Ergebnisse der Arbeit abgebildet. Der dabei zu erkennende Anstieg der Inzidenzen mit zeitlicher Abfolge der Intervalle wird durch das Altern der Personen in der Studie erklärt. Die Verhältnisse der beobachteten Inzidenzraten zueinander zeigen keinen statistisch signifikanten Anstieg der Krebsinzidenz mit steigender Dosis.

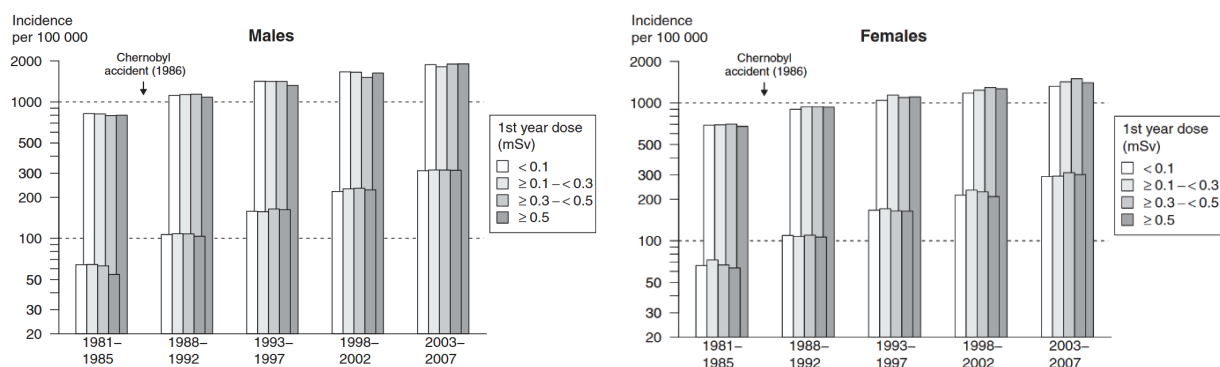


**Abbildung 2 aus der Studie [6-09]: Inzidenzraten der verschiedenen Altersgruppen:
<60 in der ersten Reihe; ≥60 dahinter**

Im Rahmen der Studie wird die Hypothese eines „promoting effect“ der Strahlenbelastung des Tschernobyl-Unfalls untersucht. Durch den „promoting effect“ können Krebserkrankungen, die normalerweise erst später im Leben auftreten, wegen der radioaktiven Strahlung bereits früher ausbrechen. Für die Beobachtung dieses postulierten Phänomens wird besonders auf die ersten 10 Jahre geachtet, da die Dosisleistung in diesen 10 Jahren am stärksten ist.

Durch die Analyse der Vergleichsgruppen und der Krebsinzidenzraten vor dem Reaktorunfall 1986 kommt die Studie zu dem Ergebnis, dass kein belastbarer Hinweis auf den „promoting effect“ in den Ergebnissen dieser Studie zu finden ist.

[6-14] Radiation Doses and Lifetime Attributable Risk of Cancer in Sweden after the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident, 2026

Martin Tondel, Katja Gabrysch, Mats Isaksson, Christopher Rääf

<https://doi.org/10.1097/HP.0000000000001998>

Diese Studie liefert eine Abschätzung der organspezifischen Strahlungsdosen aus den Radionukliden des Tschernobyl-Unfalls in einem Zeitraum von 50 Jahren in ganz Schweden. Darauf aufbauend wird eine Prognose über die Anzahl der auf Tschernobyl zurückzuführenden Krebsfälle getroffen.

Material/Methode

Als Ausgangspunkte dieser Studie dienen jährliche statistische Daten der schwedischen Bevölkerung auf kommunalem Niveau. Für alle Kommunen wurde die Menge an Tschernobyl-spezifischen Radioisotopen basierend auf Messungen jährlich statistisch ausgewertet. Diese beiden Statistiken sind bis ins Jahr 2036 durch Prognosen vervollständigt (Die Vervollständigung ist nicht Teil dieser Studie).

Anhand dieser Daten werden die jährlichen Strahlungsdosen für jene Organe berechnet, bei denen nach Bestrahlung das Risiko einer Krebsbildung besteht. Die Berechnung der organspezifischen Strahlungsdosen wird unterteilt in Berechnung der externen Dosis sowie der internen Dosis. Die externe Dosis spiegelt die Belastung des jeweiligen Organs durch Gammastrahlung aus der Umgebung ab. In diese Berechnung fließen die Cäsium-137-Kontamination in der jeweiligen Kommune, der jährliche Durchschnitt an verbrachter Zeit im Freien, Abschirmungsfaktoren durch Schnee und Wohngebäude und weitere Faktoren ein. Die interne Dosis umfasst Exposition der Organe durch Radioisotope, welche in den Körper gelangen. Zur Berechnung der internen Dosisleistung eines spezifischen Organs werden die Cäsium-137-Kontamination in der jeweiligen Kommune, die Aufnahme von Radionukliden mit der Nahrung, Unterschiede in der Ernährung nach Geschlecht, durchschnittliches Körpergewicht, die Halbwertszeiten der aufgenommenen Radionuklide und weitere Faktoren berücksichtigt. Weiters wird die interne Dosis durch einen Sonderfaktor für Jäger ergänzt, welche aufgrund des erhöhten Wildfleischkonsums mehr interne Dosis erhalten.

Die interne und die externe Dosis werden danach zusammengeführt in eine jährliche Gesamtdosis, welche ein spezifisches Organ in einer Kommune erhält. Diese jährlichen organspezifischen Gesamtdosen werden summiert und mit einem Risikofaktor für Krebsbildung bei dem entsprechenden Organ multipliziert, woraus sich eine Anzahl von Krebsfällen ergibt, die auf Tschernobyl zurückgeführt werden können.

Ergebnisse

Die jährlichen organspezifischen Gesamtdosen nehmen seit 1986 schnell ab. Dabei unterscheiden sich die jährlichen Gesamtdosen lokal sehr, was auf die unterschiedliche Menge an Tschernobyl-Radionuklide in den Kommunen zurückzuführen ist. Die Berechnungen der Krebszahlen aus diesen Gesamtdosen ergibt 377 Krebsfälle bei Männern und 448 Krebsfälle bei Frauen im 50-jährigen Auswertungsintervall. Somit ergibt sich ein Krebsrisiko von 0,09 männlichen Krebsfällen pro tausend Schweden und 0,10 weiblichen Krebsfällen pro tausend Schwedinnen. Von diesen Krebsfällen sind bei Männern 38 % und bei Frauen 32 % auf interne Dosis zurückzuführen. Die regionalen Unterschiede zeigen sich besonders deutlich am Västernorrland. Hier lebten im Jahr 1986 nur 3 % der schwedischen Bevölkerung, nach Berechnung der Studie werden hier aber 18 % der gesamtschwedischen Krebsfälle mit Bezug zu Tschernobyl auftreten. Die Gesamtanzahl der hier berechneten Krebsfälle (785) ist sehr gering verglichen mit der Gesamtanzahl der schwedischen Krebsdiagnosen im selben Zeitraum. Unter der Annahme einer nicht weiterwachsenden schwedischen Bevölkerung sind gesamt 2,8 Millionen Krebsdiagnosen von 1986 bis 2036 zu erwarten.

Die über 50 Jahre berechnete kollektive Gesamtdosis der gesamten schwedischen Bevölkerung von 6028 Man-Sievert deckt sich mit Schätzungen anderer früherer Arbeiten. Unterschiedlich zu früheren

Abschätzungen ist jedoch die Unterteilung zwischen interner und externer Dosis. Die gesamte interne Dosis der schwedischen Bevölkerung wird mit 2148 Man-Sievert verglichen mit früheren Arbeiten mehr als doppelt so hoch abgeschätzt.

Um eine Studie über die gesamte schwedische Bevölkerung hinweg durchführen zu können, werden einige vereinfachende Annahmen angenommen. Für die einzelnen kommunalen Kreise wird mit einer gemittelten Cäsium-137-Kontamination gerechnet. Auch die Abschirmung der Strahlung durch Gebäude wird auf kommunaler Ebene ermittelt. Die Abschirmung durch die Schneedecke wird einmalig ermittelt und nicht jedes Jahr den Witterungsverhältnissen und dem Klimawandel angepasst. Bei der internen Dosis wird für die Anzahl der Jäger sowie deren nahe Angehörige eine bedeutende Korrektur vorgenommen. Die Anzahl der Jäger wird dabei anhand der vergebenen Waffenlizenzen für das Jahr 1986 ermittelt, da zu späteren Zeitpunkten keine Daten mehr über die Anzahl der Jäger vorhanden ist. Da diese Zahl nun nicht mehr aktuell ist und es wahrscheinlich nun mehr Jäger gibt, wird die interne Dosisbelastung vermutlich unterschätzt. Aufgrund all dieser Faktoren geben die Autoren der Studie die relative Gesamtunsicherheit der Berechnungen der absorbierten Dosen mit 50 % an.

[6-16] Recent insights into trends of thyroid cancer incidence in Lithuanian population exposed to Chernobyl fallout early in life, 2024

Rita Steponaviciene, Evaldas Maceika, Ausrele Kesminiene, Giedre Smailyte

<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116789>

In dieser Studie werden die lokalen Iod-131 Strahlungsdosen aufgrund des Tschernobyl-Unfalls in Litauen abgeschätzt. Zudem wird das Schilddrüsenkrebsrisiko, welches von radioaktivem Iod-131 beeinflusst wird, für verschiedene Altersgruppen analysiert. Es wird untersucht, ob Tschernobyl eine Erhöhung der Anzahl der Schilddrüsenkrebserkrankungen verursacht hat.

Material/Methode

Die Strahlungsdosis der Schilddrüse nach dem Reaktorunfall wurde in Litauen nicht direkt gemessen. Deshalb wird diese auf folgende Weise indirekt abgeschätzt: Es wird angenommen, dass die Strahlungsdosis zum Großteil aus Kuhmilch stammt. Daher wird die Iod-131-Kontamination der Milch zur Abschätzung herangezogen. Aus Messungen der Kontamination von grünem Gras wird eine Maximalaktivität berechnet, welche die Milch einer Kuh erreichen kann, wenn diese eine durchschnittliche Menge an grünem Gras aufnimmt. Unter der Annahme einer gewissen Menge an konsumierter Milch (0,55 Liter pro Tag für 0-1 Jahre alte Babys; 0,6 Liter täglich für 2–16-jährige Kinder; 0,64 Liter für Erwachsene) kann eine Iod-131-Schilddrüsen-Dosis abgeschätzt werden.

In der Studie werden Unterschiede in der Iod-131-Kontamination berücksichtigt. Die Dosisleistungen werden nach kommunaler Kontamination von grünem Gras für unterschiedliche Regionen Litauens separat berechnet. Zudem wird die Dosis für Erwachsene, Kinder und Babys unterschieden.

Daten über die Anzahl der Schilddrüsenkrebsfälle werden aus der litauischen Krebsdatenbank (Lithuanian Cancer Registry) aus den Jahren 1991 bis 2015 entnommen.

Bei der Auswertung dieser Daten werden die folgenden drei verschiedene Altersgruppen eingeführt und separat ausgewertet: Kinder im Alter von 0-9 Jahren zum Zeitpunkt des Reaktorunfalls, Kinder im Alter von 0-19 Jahren zum Zeitpunkt des Reaktorunfalls, Gesamtbevölkerung Litauens.

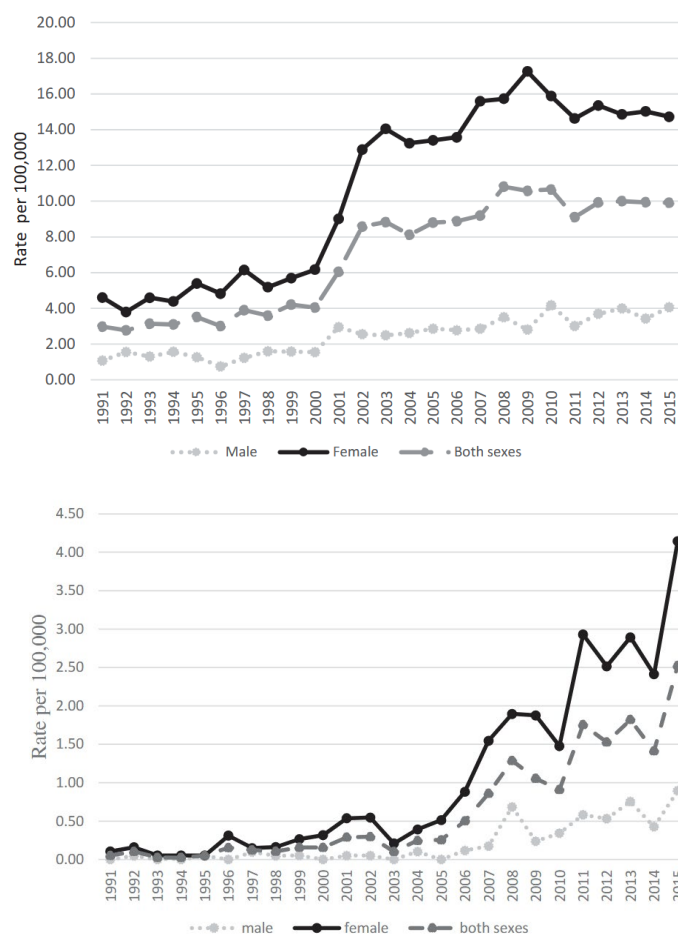
Ergebnisse

Die berechneten Schilddrüsenstrahlungsdosen variieren stark mit dem Alter. Aufgrund des geringeren Gewichts der Schilddrüse von Kleinkindern (0-2 Jahre) erfahren diese mitunter die 15-fache Dosis verglichen mit anderen Altersgruppen.

In dem von der Studie bemessenen Zeitraum (1991-2015) wurden in Litauen 5664 Fälle von Schilddrüsenkrebs festgestellt. Dabei sind die Inzidenzraten bei Frauen deutlich höher als bei Männern, ein Verhältnis von 5:1 wird festgestellt. Von den insgesamt 5664 registrierten Fällen entfallen 817 auf Kindern (0–19-jährig zur Zeit des Reaktorunfalls). In der Altersgruppe von 0 bis 9 Jahren zur Zeit des Reaktorunfalls wurden 266 Krebsdiagnosen gestellt.

Für alle beprobten Gruppen steigen die Schilddrüsenkrebsinzidenzraten ab dem Jahr 2000 merkbar an. Für Kinder im Alter von 0 bis 19 Jahren zum Unfallzeitpunkt ist das relative Risiko, an Schilddrüsenkrebs zu erkranken, signifikant gestiegen. In den am stärksten durch den Tschernobyl-Unfall kontaminierten Gebieten im Westen Litauens ist der Trend eines erhöhten Krebsrisikos bei Kindern aus der Zeit des Reaktorunfalls zu erkennen.

Aufgrund der geringen Größe der Gruppe der 0- bis 9-Jährigen können für diese keine statistisch belastbaren Aussagen getroffen werden. Erkenntnisse aus Studien mit Überlebenden der Atombomben in Japan weisen darauf hin, dass das erhöhte Risiko einer Erkrankung an Schilddrüsenkrebs für mindestens 50 Jahre nach dem Ereignis besteht. Somit kann möglicherweise in zukünftigen Studien die Gruppe der 0- bis 9-Jährigen genauer untersucht werden.



Abbildungen 2, 3 aus der Studie [6-16]:

Oben: Schilddrüsenkrebsinzidenz der gesamten litauischen Bevölkerung

Unten: Schilddrüsenkrebsinzidenz von Kindern (0-19 Jahre) zum Zeitpunkt des Unfalls

Weitere Studien zum Thema:

- [6-04] Cancer incidence in a male adult population in relation to estimated protracted colon dose – A nested case control study in Northern Sweden after the Chernobyl Nuclear Power Plant accident, 2022, Martin Tondel et al.
- [6-05] Comparing dose response of cancer incidence in Sweden after the Chernobyl Nuclear Power Plant accident with Life Span Study of atomic bomb survivors, 2025, Martin Tondel et al.
- [6-08] Fallout and health: Chernobyl's legacy, early-life exposure, and protective behavior, 2025, Matilde Giaccherini et al.
- [6-19] Updated Incidence of Thyroid Cancer in the North East Region of Romania after 35 Years of Chernobyl Fallout. Is There a Link between? 2021 Laura Teodoriu et al.

6.3 Cäsium-137-Kontamination der Umwelt

[6-01] ¹³⁷Cs activity in Sweden after the Chernobyl Nuclear Power Plant accident in relation to quaternary geology and land use, 2017

Martin Tondel, Göran Granath, Robert Wälinder

<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.10.012>

Die schwedische Gemeinde Gävle ist eine der am stärksten vom Tschernobyl-Unfall betroffenen Regionen in Schweden. Anhand von Messungen wird in dieser Gemeinde untersucht, wie der Rückgang der Cäsium-137-Aktivität mit der Bodenbeschaffenheit zusammenhängt. Es wird festgestellt, dass die Beschaffenheit, sowie auch die Nutzung einer Fläche Einfluss auf die Geschwindigkeit des Rückgangs von Cäsium-137 haben.

Material/Methode

Diese Studie basiert auf Daten aus luftgebundenen Messungen der Cäsium-137 Aktivität. Wenige Tage nach dem Reaktorunfall wurde in ganz Schweden begonnen, die Gammastrahlung des Cäsium-137 bei Überflügen mit speziell ausgerüsteten Flugzeugen zu messen. Bis 2010 wurde auf diese Art gemessen. Die Messdaten aus mehreren Überflügen über die Gemeinde Gävle werden herangezogen und über eine geologische Karte, sowie eine Karte der Landnutzung gelegt. In der geologischen Karte wird der Boden in vier Kategorien unterteilt: Ton, Organisch, Sand, Geröll (Tabelle 3 aus der Studie). In der Landnutzungskarte wird ebenso in vier Kategorien unterteilt: Stadt oder Park, landwirtschaftliche Nutzfläche, Mischwald, Nadelwald.

An diesen Daten werden mittels Bayes-Statistik Zusammenhänge zwischen Geologie, Landnutzung und Veränderung der Cäsium-137-Kontamination untersucht.

Ergebnisse

Die Auswaschung von Cäsium-137 aus dem Boden hängt von mehreren Faktoren ab. Darunter fallen die Körnung des Bodens, die Mineralzusammensetzung, die Menge an Niederschlag, Gehalt an organischem Material und andere Faktoren. Organisches Material, sowie auch sehr mineralreiche Böden binden aufgrund von chemischen Eigenschaften das Cäsium-137 stark und halten es an der Oberfläche. Daher hat auch die Landnutzung einen Einfluss auf die Auswaschung. Ackern von Nutzland homogenisiert die oberflächennahen Bodenschichten, sodass landwirtschaftliche Flächen verglichen mit Waldböden für Cäsium-137 durchlässiger werden. Harten Flächen (Straßen, Dächer) begünstigen eine Auswaschung ebenfalls. Eine Untersuchung der Unterschiede zwischen Straßen und Parks im urbanen Raum ist aufgrund der verwendeten Daten nicht machbar. Ein zusätzlicher Effekt im urbanen Gebiet ist die Wiederaufwirbelung von Cäsium-137 in die Luft. Durch viele mechanische Bewegungen von Fahrzeugen in Städten wird in die Luft geschleudertes Cäsium-137 bei günstigem Wind fortgetragen.

		Soil type (median values)				
		Clay	Organic	Sand	Moraine	Total
Land use	Urban and park	37.38	22.25	38.18	26.91	31.11
	Agricultural	25.09	15.70	29.46	24.04	26.33
	Mixed forest	20.91	16.78	21.88	19.68	19.32
	Coniferous forest	17.15	18.99	18.89	20.56	20.23
	Total	24.61	18.48	26.64	20.85	21.20

Tabelle 3 aus der Studie [6-01]: Median der prozentuellen Reduktion der Cäsium-137 Aktivität in Zusammenhang mit Landnutzung und Geologie

[6-03] ACTIVITY OF 137CS IN HUMAN BODY OF INHABITANTS OF THE CZECH REPUBLIC, 2019

Irena Malátová, Pavel Fojtík

<https://doi.org/10.1093/rpd/ncz257>

Diese Studie befasst sich mit der Cäsium-137 Aktivität im menschlichen Körper in Tschechien. Es werden Daten aus Ganzkörperzählungen sowie aus 24-Stunden Urinproben ausgewertet. Daraus werden effektive Halbwertszeiten des Cäsium-137 im menschlichen Körper seit dem Reaktorunfall von Tschernobyl ermittelt.

Material/Methode

Grundlage der Studie sind Daten des Radiation Monitoring Network der tschechischen Republik. Seit 1960 wurden Aktivitätsdaten für Cäsium-137 im menschlichen Körper bei normaler Ernährungsweise gemessen.

Nach dem Unfall von Tschernobyl hat sich in Tschechien eine inhomogene Verteilung von Cäsium-137 eingestellt. Besonders in abgelegenen, bergigen Regionen wurde eine erhöhte Cäsium-137-Exposition festgestellt. Da in diesen Regionen auch die Nahrungsmittel stärker mit Cäsium-137 kontaminiert sind (Wildfleisch, Pilze, Wildbeeren), wurden in diesen Regionen gesonderte Messungen der Cäsium-137 Aktivität im menschlichen Körper durchgeführt.

Zur Messung der Cäsium-137 Aktivität im menschlichen Körper werden zwei Messverfahren angewandt. Einerseits wird mit Ganzkörpermessung eine Gruppe von 30 Personen seit dem Unfall jährlich gemessen. Die Personen dieser Gruppe stammen aus der Metropolregion rund um Prag. Die Zusammensetzung dieser Gruppe verändert sich über die Jahre, aber ihre Struktur (Alter, Geschlecht der Teilnehmer) hat sich nicht verändert. Ab dem Jahr 2000 wird mittels Ganzkörperzählung auch bei einer zweiten Gruppe, welche aus der besonders kontaminierten Region mit besonderen Ernährungsgewohnheiten stammt, die Cäsium-137-Aktivität ermittelt. Zudem werden Urinproben von rund 100 Freiwilligen aus der gesamten tschechischen Republik jährlich auf ihre Cäsium-137 Aktivität beprobt.

Ergebnisse

Aus diesen Daten werden durchschnittliche jährliche Werte der Ganzkörper-Cäsium-137-Aktivität berechnet. Zudem wird eine Bestapproximation der jährlichen Mittelwerte durchgeführt. Daraus werden effektive Halbwertszeiten berechnet. Die effektive Halbwertszeit von Cäsium-137 im menschlichen Körper bei normaler Ernährung ist in den Jahren 1986 bis 1990 bei 1,3 Jahren ermittelt. Danach ist die effektive Halbwertszeit auf 15 Jahre angestiegen.

Für die seit 2000 beprobten Gruppe von besonders exponierten Personen mit erhöhtem Wildfleischkonsum ist kein Abfallen der Cäsium-137-Aktivität zu erkennen. Dies ist vermutlich auf die kleine Anzahl an beprobten Personen sowie die irreguläre Aufnahme von Cäsium-137 durch Wildfleischkonsum zurückzuführen. Diese erhöhten Dosen sind aber aus Sicht des Strahlenschutzes noch immer unbedenklich.

I. MALÁTOVÁ AND P. FOJTÍK

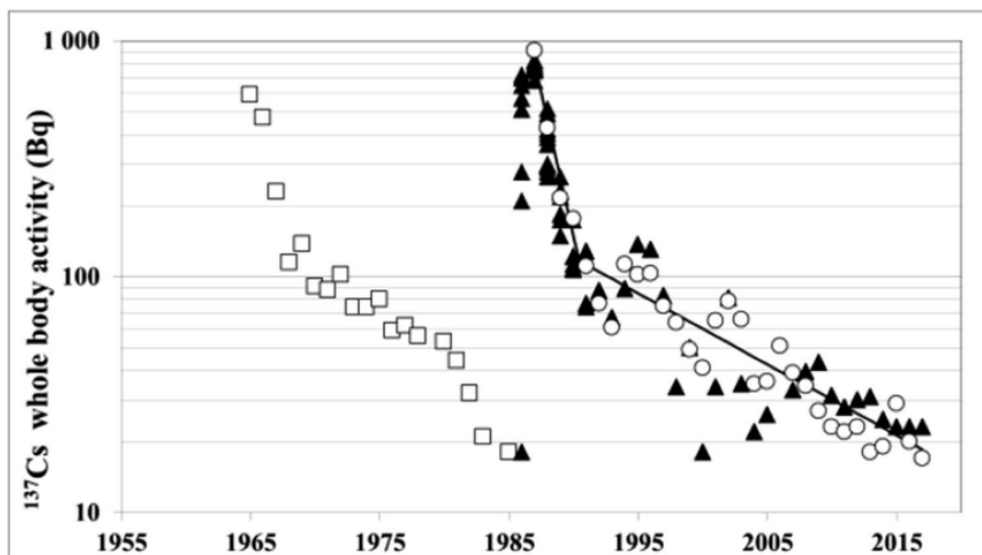


Figure 1. The time course of the ^{137}Cs whole body activity in general public on the Czech Republic territory. Square represents measured by WBC before the Chernobyl accident; blocked triangle represents measured by WBC since 1986; closed circle represents calculated from urine excretion since 1987; solid line represents trend of the decrease in time for ^{137}Cs whole body activity before and after 1990 (based on the urine excretion).

^{137}CS IN HUMAN BODY OF INHABITANTS OF THE CZECH REPUBLIC

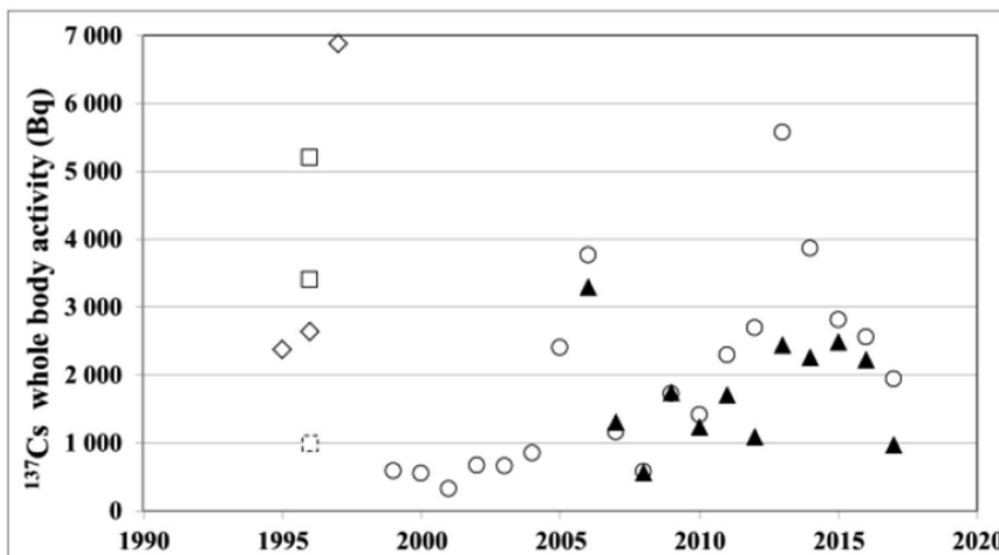


Figure 2. The time course of the ^{137}Cs whole body activity in people with special dietary habits. Square represents measured by WBC, Šumava, Hartmanice; diamond represents calculated from urine excretion, Šumava; blocked triangle represents measured by WBC, Jeseníky; closed circle represents calculated from urine excretion, Jeseníky.

Abbildungen 1 und 2 aus der Studie [6-03]:

Abbildung 1: Durchschnittliche Bevölkerung mit normaler Ernährung

Abbildung 2: Exponierte Gruppe, Jäger mit erhöhtem Wildfleischkonsum

Weitere Studie zum Thema:

[6-02] Activity concentration of ^{137}Cs in undisturbed attic dust collected from Salgótarján and Ózd (northern Hungary), 2022, Davaakhuu Tserendorj et al.

6.4 Kontamination von Lebensmitteln und Forstprodukten

[6-11] Long-Term Investigation (1968–2023) of ^{137}Cs in Apples, 2024

Branko Petrinc, Tomislav Bituh, Zdenko Franic, Branimir Zauner, Dinko Babic

<https://doi.org/10.3390/environments11110249>

Diese Studie untersucht die Cäsium-137-Aktivität von Äpfeln im Nordwesten Kroatiens in den Jahren 1968 bis 2023. Es wird ein Zusammenhang der Cäsium-137-Aktivität in Äpfeln mit den Reaktorunfällen von Tschernobyl und Fukushima-Daiichi untersucht. Weiters wird der Beitrag zur effektiven Dosis durch den Konsum von Äpfeln abgeschätzt.

Material/Methode

Äpfel sind in Kroatien das beliebteste Obst, im Jahr werden pro Person 15 kg Äpfel in Kroatien konsumiert. Da für Äpfel eine ausreichende Datenlage vorhanden ist, werden diese im Rahmen dieser Studie untersucht.

Im Rahmen eines nationalen Überwachungsprogramm werden Äpfel jährlich untersucht. Im Herbst nach der Erntesaison werden jedes Jahr 10 kg Äpfel beschafft. Diese werden anschließend hitzegetrocknet und in einem Ofen unter Hitze pulverisiert. Das so gewonnene Pulver wird einer Gamma-Spektroskopie unterzogen. In den Jahren 1987 bis 1995, 1998 und 2000 sind keine Messdaten vorhanden. Für diese Jahre wurden die Werte anhand anderer Cäsium-137-Aktivitätsmessungen abgeschätzt.

Ergebnisse

In Abbildung 1 ist die deutliche Auswirkung des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf die Cäsium-137-Konzentration in Äpfeln zu erkennen. Die Cäsium-137-Situation vor 1986 ist auf Atomwaffentests zurückzuführen. Der Fukushima-Daiichi Unfall 2011 hat zu keinem signifikanten Anstieg von Cäsium-137 geführt.

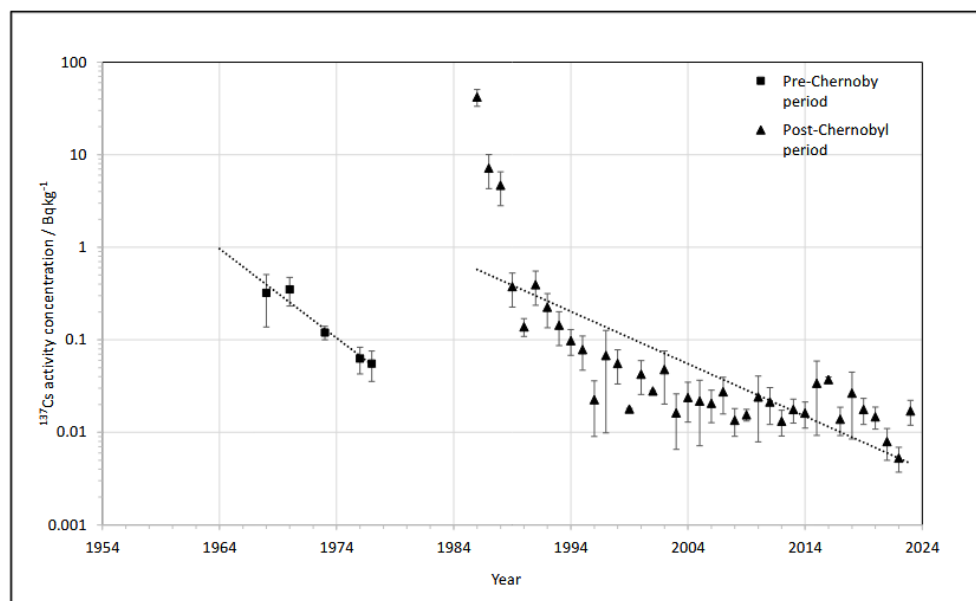


Abbildung 1 aus der Studie [6-11]: Cäsium-137-Aktivitätskonzentration in Äpfeln (Bq/kg); Gestrichelte Linien markieren exponentiellen Abfall

Für die Jahre nach dem Unfall von Tschernobyl (1986-2023) ergibt sich aus diesen Daten eine effektive ökologische Halbwertszeit des Cäsium-137 von 2,7 Jahren.

Die effektive Dosis, welche die kroatische Bevölkerung durch Apfelkonsum (15 kg/Jahr) erfährt, liegt im Jahr 2012 bei 1,56 nSv, im Jahr 1986 waren es 8,19 µSv. Daraus folgt, dass der Konsum von Äpfeln zu keiner kritischen Exposition der kroatischen Bevölkerung geführt hat.

Weitere Studien zum Thema:

- [6-10] Forty Years After Chernobyl: Radiocaesium in Wild Edible Mushrooms from North-Eastern Poland and Its Relevance for Dietary Exposure and Food Safety, 2025, Iwona Mirończuk-Chodakowska et al.
- [6-12] No radioactive contamination from the Chernobyl disaster in Hungarian white truffles (*Tuber magnatum*), 2019 Ulf Büntgen et al.
- [6-13] Occurrence of ¹³⁷Cs in Soil and Agricultural and Forest Products of the Contaminated Northeastern Part of the Czech Republic, 2023, Petra Lízoková et al.
- [6-15] RADIONUCLIDES CONTENT IN PASTEURIZED COW MILK: DOSE ESTIMATION, 2016, R.M. Kamenova-Totzeva et al.
- [6-18] The issue of Cs-137 in firewood and biomass combustion: a review, 2023, Stéphane Pepin et al.

6.5 Folgen des Waldbrands in der Sperrzone des Unfallreaktors

[6-06] Determination of low ¹³⁷Cs concentration in the atmosphere due to Chernobyl contaminated forest-wood burning, 2020

Stylianos Stoulos, Athanasios Basis, Alexandra Ioannidou

<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106383>

In dieser Studie werden die Folgen der Waldbrände rund um den Unfallreaktor Tschernobyl im April 2020 betrachtet. In den dortigen Wäldern ist Cäsium-137 aus dem Unfall von 1986 gebunden, welches bei Temperaturen von 400°C wieder in die Luft aufsteigt. Zwischen dem 2. und dem 30. April 2020 gelangte nach Schätzungen (anderer Studien) bis zu 1 TBq an Aktivität in die Luft. Diese Studie betrachtet die Folgen dieser Waldbrände in Thessaloniki.

Material/Methode

Zur Bestimmung der Cäsium-137-Aktivität Thessalonikis in Bezug auf den Waldbrand in Tschernobyl wurden Messungen im Zentrum der Stadt durchgeführt. Am Dach der Fakultät der Wissenschaften wurde ein Partikelfilter installiert, welcher 3250 m³ Luft in 48 Stunden filterte. Die gesammelten Proben wurden mit einer Gamma-Spektroskopie unterzogen.

Ergebnisse

Für die verwendete Messvorrichtung wird eine Mindestmenge an Aktivität benötigt, ab der ein Messvorgang ein Ergebnis liefert. Diese liegt bei mindestens 5 µBq/m³. Die über das letzte Jahrzehnt (2010-2020) gemittelte Cäsium-137-Aktivität in Thessaloniki liegt unter diesem Wert von 5 µBq/m³.

Im Zeitraum von 11. bis 13. April 2020 wurde eine Aktivität von 25 µBq/m³ gemessen. Zu dieser Zeit (8. bis 14. April 2020) fanden Waldbrände in der Sperrzone von Tschernobyl statt. Eine Wetterlage bis zum 14. April 2020 begünstigte den Transport von Cäsium-137 durch die Luft in Richtung Ostrumänien und Bulgarien. Ein erneuter Anstieg der Cäsium-137-Aktivität von 20. bis 22. April 2020 wird auf einen Waldbrand ab dem 15. April 2020 in einem von Tschernobyl weiter entfernten Waldstück zurückgeführt. Danach fällt die Cäsium-137-Aktivität wieder auf die durchschnittlichen $\leq 5 \mu\text{Bq/m}^3$.

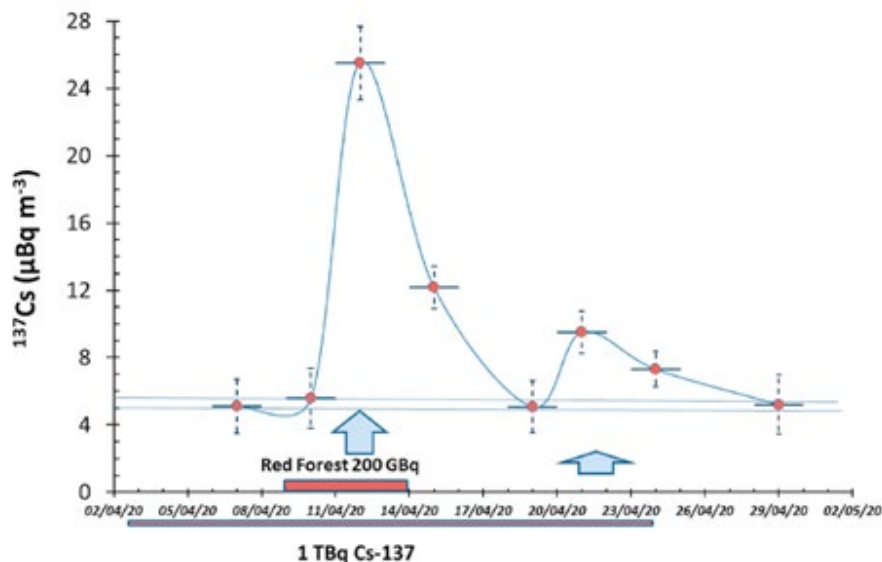


**Abbildung 2 aus der Studie [6-06]:
Cäsium-137-Aktivität in Thessaloniki im April 2020.**

Horizontale Balken repräsentieren die Laufzeit der Partikelfilter zur Ermittlung eines Messwerts

Aus diesen Daten berechnet sich eine täglich eingeatmete Effektivdosis von 24–48 pSv für den durchschnittlichen Bewohner Thessalonikis. Es besteht daher in Bezug auf die Waldbrände von Tschernobyl 2020 keine Bedrohung durch eingeatmetes Cäsium-137 für die Bevölkerung Thessalonikis.

Weitere Studien zum Thema:

- [6-07] Estimation of Cs-137 emissions during wildfires and dust storm in Chernobyl Exclusion Zone in April 2020 using ensemble iterative source inversion method, Ivan V. Kovalets et al.
- [6-17] The assessment of the April 2020 Chernobyl wildfires and their impact on Cs-137 levels in Belgium and The Netherlands, 2021, Pieter De Meutter et al.

6.6 Schlussfolgerungen

Die drei Studien aus dem Bereich Krebsinzidenz untersuchen auf verschiedene Arten einen Zusammenhang von Krebserkrankungen mit der Strahlenexposition durch die Tschernobylkontamination. Dabei wird versucht, die effektive Dosis abzuschätzen, die Personen aufgrund der radioaktiven Kontamination erfahren haben. Die Arbeiten aus Finnland und Litauen schätzen die effektive Dosis grob ab („economic design“). In der finnischen Studie wird die Dosis anhand der geographischen Verteilung der Cäsium-137-Kontamination des Bodens abgeschätzt, wobei eine Abschirmung durch das Gebäude einbezogen wird unter der Annahme, dass 80 % der Zeit im Gebäude, 20 % der Zeit im Freien verbracht wird. In der Studie aus Litauen wird die Schilddrüsendosis anhand einer durchschnittlichen täglich konsumierten Menge an Kuhmilch, anhand der Iod-131-Aktivitätskonzentration des kontaminierten Futtergrases, abgeschätzt. Mit dieser Abschätzung wird versucht, eine Erhöhung der Krebsinzidenzen festzustellen. Die dritte hier betrachtete Studie aus Schweden hat eine andere Herangehensweise. Hier werden deutlich mehr Faktoren zur Abschätzung der persönlichen Dosis der Bevölkerung einbezogen. Im Rahmen der Abschätzung werden zahlreiche Annahmen getroffen, von der durchschnittlichen Cäsium-137-Kontamination am jeweiligen Wohnort bis zum durchschnittlichen Wildfleischkonsum sowie der Abschirmung der Strahlung durch die Schneelage. Die meisten der in die Abschätzung einbezogenen Einflussfaktoren konnten grob abgeschätzt werden, womit sich am Ende der

Abschätzung die Unsicherheiten der einzelnen Detailfaktoren summieren. Die Autoren geben die relative Unsicherheit ihrer Abschätzung mit $\pm 50\%$ an.

Das Problem dieser Arbeiten ist, dass die zuverlässige Bestimmung der Dosis aufgrund fehlender oder unzureichender Daten schwierig ist, und damit der Zusammenhang der Kontamination mit der Anzahl von Krebsfällen aufgrund geringer Dosis nicht feststellbar ist.

Die Verringerung der Cäsium-137-Aktivitätskonzentration in Umwelt- und Lebensmittelproben ist in den ersten Jahren besonders stark. Dabei ist ein Umbruch der „ökologischen Halbwertszeit“ von Cs-137 rund um das Jahr 1991 festzustellen. Sowohl im menschlichen Körper als auch in landwirtschaftlichen Produkten macht die Halbwertszeit an dieser Stelle einen Sprung. Der Mechanismus hierfür dürfte der Übergang von einem eher auswaschungsdominierten zu einem mehr kernzerfallsdominierten Rückgang der Aktivitätskonzentration sein. In der tschechischen Studie [6-11] wird ein Übergang von der ökologischen Halbwertszeit von 1,3 Jahren auf rund 15 Jahre beobachtet.