

Tschernobyl – Bayern 20 Jahre danach



Bayerisches Landesamt
für Umwelt

Augsburg, 2006

Herausgeber: Bayerisches Landesamt für Umwelt
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160, 86179 Augsburg
Tel.: (0821) 90 71 - 0
Fax: (0821) 90 71 - 55 54
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: <http://www.bayern.de/lfu>

Layout: Bayerisches Landesamt für Umwelt
Titelbild: Bayerisches Landesamt für Umwelt

Zitiervorschlag: Bayer. Landesamt für Umwelt (Hrsg.): Tschernobyl – Bayern 20 Jahre danach.
Augsburg, 2006

Das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) gehört zum Geschäftsbereich des
Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (StMUGV).

Für den Inhalt der Beiträge zeichnen die jeweiligen Autoren verantwortlich.

© Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 2006

Gedruckt auf Recyclingpapier

Tschernobyl – Bayern 20 Jahre danach

Abriss der Auswirkungen auf Bayern, fußend auf 130 000 Einzeluntersuchungen



Bayerisches Landesamt
für Umwelt

Tschernobyl - Bayern 20 Jahre danach

Abriss zu den Auswirkungen auf Bayern fußend auf 130.000 Einzeluntersuchungen

Liebe interessierte Leserinnen und Leser,

vor genau zwanzig Jahren, am 26. April 1986, ereignete sich im Kernkraftwerk Tschernobyl in der heutigen Ukraine um 1.23 Uhr Ortszeit der schwerste nukleare Unfall, bei dem der Atomreaktor innerhalb weniger Sekunden völlig zerstört wurde. Dieser Reaktortyp wurde von der damaligen UdSSR entwickelt und seit 1973 nur dort errichtet und betrieben, wobei dessen Bauweise sich von den im Westen üblichen Anlagen grundsätzlich unterscheidet. Bei diesem Unfall wurden durch Explosion und nachfolgendem Brand während der folgenden zwei Wochen erhebliche Mengen des flüchtigen radioaktiven Inventars freigesetzt. Mit den damals herrschenden Luftströmungen erfolgte eine grenzüberschreitende über große Teile Europas und auch Vorderasiens Verfrachtung der radioaktiven Stoffe.

Detaillierte Informationen zum Unfallhergang, zur Freisetzung der radioaktiven Substanzen sowie deren Verfrachtung sind in der Stellungnahme der Internationalen Länderkommission Kerntechnik (ILK) vom Januar 2006, Nr. ILK-26 D (<http://www.ilk-online.org>), zu entnehmen.

Für die betroffenen Menschen in der Nähe war der Unfall eine wirkliche und für uns Besorgte in der Ferne eine sehr bewegende Katastrophe, wobei bei uns die psychologischen Wirkungen ggf. emotional genährter Ängste über mögliche Gefahren eher größer als die tatsächlich relevanten Beeinträchtigungen für die Gesundheit waren.

Im folgenden stellen wir Ihnen die Auswirkungen von Tschernobyl auf Bayern fußend auf den Ergebnissen von etwa 130.000 durchgeführten Einzeluntersuchungen vor. Die Ergebnisse der einzelnen Messungen sind als zeitliche Entwicklungen beginnend mit dem Jahr 1986 bis inkl. 2005 grafisch dargestellt. Die Darstellungen reichen von allen überwachten inländischen Lebensmitteln über Weidebewuchs stellvertretend für Futtermittel sowie Acker- und Weideböden bis hin zur Direktstrahlung. Die Auswertungen dokumentieren sämtliche für die Strahlenexposition der Bevölkerung o. g. relevanten Umweltbereiche. Komplementär hierzu erfolgt zum Teil eine geografische Darstellung der räumlichen Kontaminationsverteilung durch entsprechende Illustrationen, die sowohl einen landesweiten Gesamtüberblick gestatten als auch regionale Vergleiche ermöglichen. Den Abschluss bildet eine numerische Abschätzung der durch die Kontamination hervorgerufenen Strahlenexposition.

Inhaltsverzeichnis

Externe Strahlenexposition	3
Aktivitätswerte in Böden, Futter- und Nahrungsmitteln	9
Aktivitätswerte in Ackerland und landwirtschaftlich erzeugten Produkten pflanzlicher Herkunft	9
Aktivitätswerte in landwirtschaftlich erzeugten Produkten tierischer Herkunft	14
Weide-Kuh-Milch-Pfad	16
Aktivitätswerte in Frisch- und Schalenobst	23
Aktivitätswerte in wildwachsenden Speisepilzen und Waldbeeren	25
Aktivitätswerte in Wildbret	28
Aktivitätswerte in Honig, Rohrabake und importierten pflanzlichen Ausgangsstoffen	32
Aktivitätswerte von einheimischen Süßwasserspeisefischen	33
Aktivitätswerte in Grund- und Trinkwasser, in Säuglings- und Kleinkindergetränke, in Weine und Traubenmoste sowie in Hopfen	34
Aktivitätswerte in Gesamtnahrung und Abschätzung der daraus resultierenden mittleren Strahlenexposition durch Ingestion für Erwachsene in Bayern	35
Fazit	36
Schlussbemerkung	36

Externe Strahlenexposition

Wir alle sind dieser in der Natur vorkommenden Strahlung ausgesetzt, die sich auf verschiedene Quellen zurückführen lässt:

- kosmische Primärstrahlung, die ihren Ursprung im Weltraum hat und auf die Erdatmosphäre trifft,
- Sekundärstrahlung, die durch Wechselwirkung der kosmischen Primärstrahlung mit den Atomen der Luft entsteht und
- terrestrische Strahlung, die durch die im Erdboden seit jeher vorhandenen natürlichen radioaktiven Stoffen verursacht wird. Diese Stoffe sind z.B. Kalium-40, Uran-238 und Thorium-232 mit physikalischen Halbwertszeiten von rund 1,3 Milliarden Jahren, 4,5 Milliarden Jahren und 14,1 Milliarden Jahren (Erdalter 4,6 Milliarden Jahre).

Die natürliche Umgebungsstrahlung beträgt in Bayern je nach der Art des Untergrunds von etwa 0,03 bis zu ca. 0,25 $\mu\text{Sv/h}$ (Mikrosievert pro Stunde, Mikro = 1 Millionstel).

Als die in den Nachmittagsstunden des 30.04.1986 aus Tschernobyl antransportierte radioaktiv kontaminierte Wolke unsere Heimat überquerte, kam es infolge heftiger Gewitterschauer zu einer landesweiten, regional jedoch in Abhängigkeit der lokalen Niederschlagsverteilung deutlich schwankenden Kontamination von Boden, Bewuchs und Oberflächenwasser, wobei der bayerische Raum südlich der Donau besonders betroffen war. Diese über den Luftpfad hervorgerufene Bodenkontamination verursachte eine kurzzeitige deutliche Erhöhung der Gamma-Ortsdosisleistung (Direktstrahlung) gegenüber der natürlichen Umgebungsstrahlung, wobei die physikalische Halbwertszeit, die Strahlenart und die Strahlungsenergie der oberflächlich abgelagerten Nuklide von Bedeutung sind.

Das Nuklidspektrum der radioaktiven Wolke war bayernweit relativ einheitlich. Insgesamt wurden seinerzeit in der Luft etwa 30 Spaltprodukte nachgewiesen. Dosisrelevante Nuklide waren dabei in den ersten Maitagen 1986 vor allem die kurzlebigen Isotope, wie z. B. Tellur-132/Iod-132. Ab etwa Ende Mai 1986 waren im wesentlichen nur die längerlebigen Isotope Cäsium-134 und Cäsium-137 mit physikalischen Halbwertszeiten von etwa 2 bzw. 30 Jahren bestimmend und auf Dauer trägt nur Cäsium-137 zur Strahlenbelastung bei. Dabei ist die Höhe der Gamma-Dosisleistung ein Maß für die äußere Strahlenbelastung des Menschen durch die kosmische, die luftgetragene sowie die Radioaktivität im und am Boden.

Abbildung 1 gibt die von uns im Zeitraum vom 01.05.1986 bis 02.06.1986 bayernweit gemessenen landkreisbezogenen Mittelwerte der Dosisleistung wieder. Die zugrunde liegenden 484 Einzelmessungen lagen im Bereich von 0,08 bis 2 $\mu\text{Sv/h}$, der Mittelwert bei 0,38 $\mu\text{Sv/h}$. Das bedeutet, dass die Direktstrahlung in einigen Gegenden Bayerns infolge der Tschernobyl-Deposition kurzzeitig während und nach Durchzug der radioaktiven Wolke bis auf das 20fache der natürlichen Umgebungsstrahlung angestiegen ist.

In **Abbildung 2** ist der über ganz Bayern gemittelte zeitliche Verlauf der Gamma-Ortsdosisleistung von 1987 bis 2003 dargestellt. Insgesamt haben die Umweltschutzingenieure der Kreisverwaltungsbehörden in diesem Zeitraum mit tragbaren Strahlungsmessgeräten etwa 43.000 Messungen im freien Gelände vorgenommen.

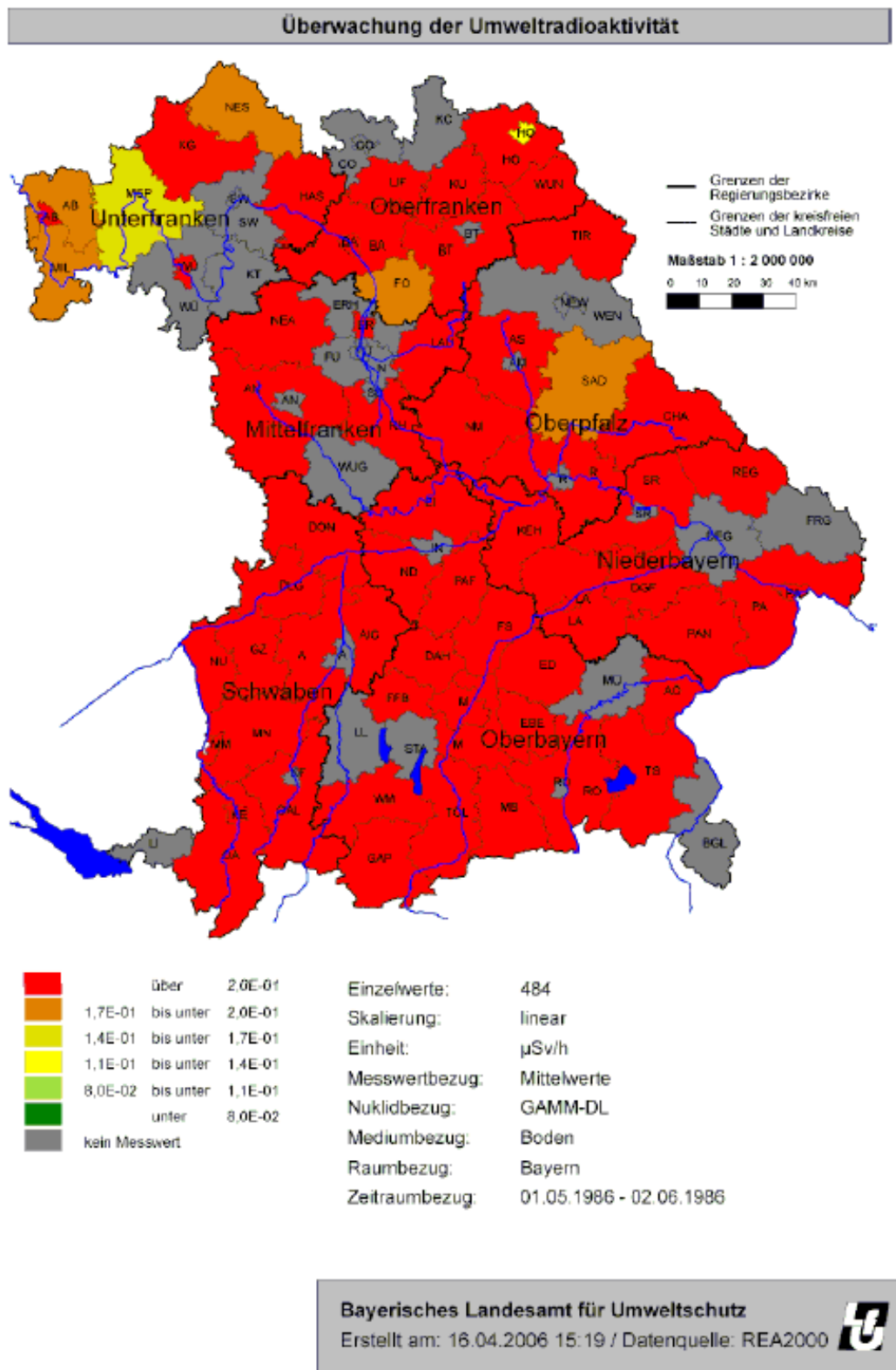


Abb. 1: Vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) mit tragbaren Strahlungsmessgeräten erhobene landkreisbezogene Mittelwerte der Gamma-Ortsdosisleistung in Mikrosievert pro Stunde in den ersten zwei Wochen während und nach Durchzug der radioaktiven Wolke von Tschernobyl 1986.

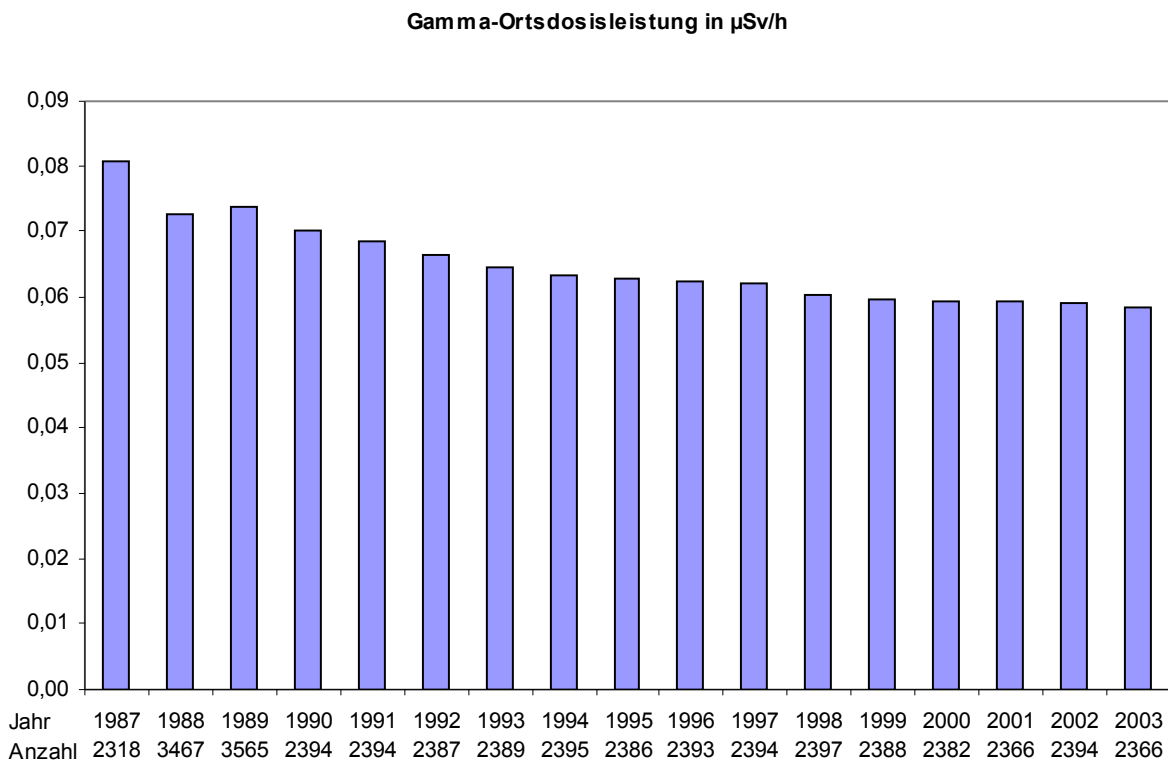


Abb. 2: Zeitliche Entwicklung des Rückganges der bayernweiten durchschnittlichen Gamma-Ortsdosisleistung in Mikrosievert pro Stunde im Zeitraum von 1987 bis 2003. Die untere Abszissenachse gibt die Anzahl der jeweils vorgenommenen Messungen wieder.

Der bereits erwähnte Durchschnittswert des Strahlungspegels in Höhe von $0,38 \mu\text{Sv/h}$, wie er während und nach Durchzug der radioaktiven Wolke 1986 ermittelt wurde, nahm 1987 sprunghaft auf $0,08 \mu\text{Sv/h}$ ab (siehe [Abb. 2](#)). Die Abnahme lässt sich auf den radioaktiven Zerfall der kurzlebigen Nuklide und auf die Verlagerung der verbleibenden längerlebigen, im wesentlichen Cäsium-137, in tiefere Bodenschichten zurückführen. In den Folgejahren ist die Direktstrahlung weiterhin zurückgegangen. Seit 1993 beträgt sie bayernweit durchschnittlich rund $0,06 \mu\text{Sv/h}$. Das entspricht dem Pegel der natürlichen Umgebungsstrahlung vor Tschernobyl.

Die [Abbildungen 3](#) und [4](#) zeigen die im Sommer 1987 und im Herbst 2003 ermittelten Mittelwerte der regionalen Verteilung der Gamma-Dosisleistung. Ein Jahr nach Tschernobyl lag das ermittelte Maximum bei $0,29 \mu\text{Sv/h}$, der Mittelwert betrug $0,08 \mu\text{Sv/h}$. Im Herbst 2003, also ca. 17,5 Jahre nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl, betrug das Maximum $0,16 \mu\text{Sv/h}$, der Mittelwert $0,06 \mu\text{Sv/h}$, was, wie bereits ausgeführt, der normalen Umgebungsstrahlung entspricht.

Die großregionale Verteilung der Ortsdosisleistung lässt sich durch die unterschiedlichen Gehalte an natürlichen Radionukliden im Boden erklären. Es handelt sich dabei vor allem um die Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen von Uran-238, Uran-235 und Thorium-232 sowie um Kalium-40. Deswegen weisen in diesem Zusammenhang einige Gebiete Ostbayerns - wie Fichtelgebirge, Oberpfälzer und Bayerischer Wald – markante Strahlungspegel mit beobachteten Werten von $0,10$ bis $0,16 \mu\text{Sv/h}$ auf.

In [Abbildung 5](#) sind beispielhaft sämtliche Einzelergebnisse vom Herbst 2003 zusammengefasst dargestellt, deren Erhebungen an ca. 1.200 Messpunkten eines landesweiten Messnetzes erfolgte. Dabei waren klar definierte Messbedingungen einzuhalten. Dieses Messnetz hatte einen Abstand der Messpunkte von 8 km in den 71 Landkreisen und von 4 km in den 25 kreisfreien Städten. Dadurch war seit 1987 bis 2003 die Erzielung von untereinander vergleichbaren und ausreichend aussagekräftigen Messergebnissen sichergestellt.

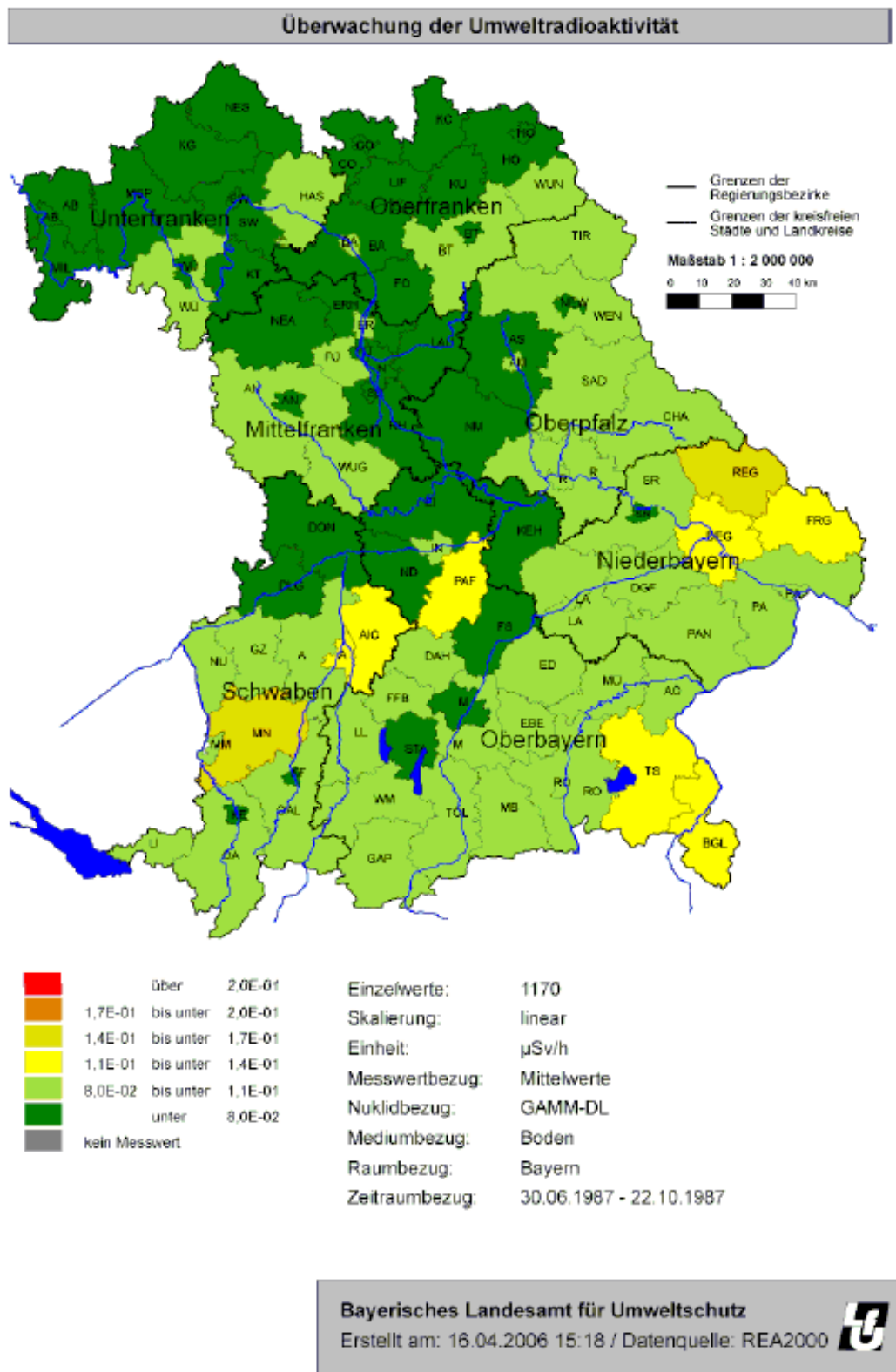


Abb. 3: Von den Umweltschutzingenieuren der Kreisverwaltungsbehörden erhobene landkreisbezogene Mittelwerte der Gamma-Ortsdosisleistung in Mikrosievert pro Stunde ein Jahr nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl 1986.

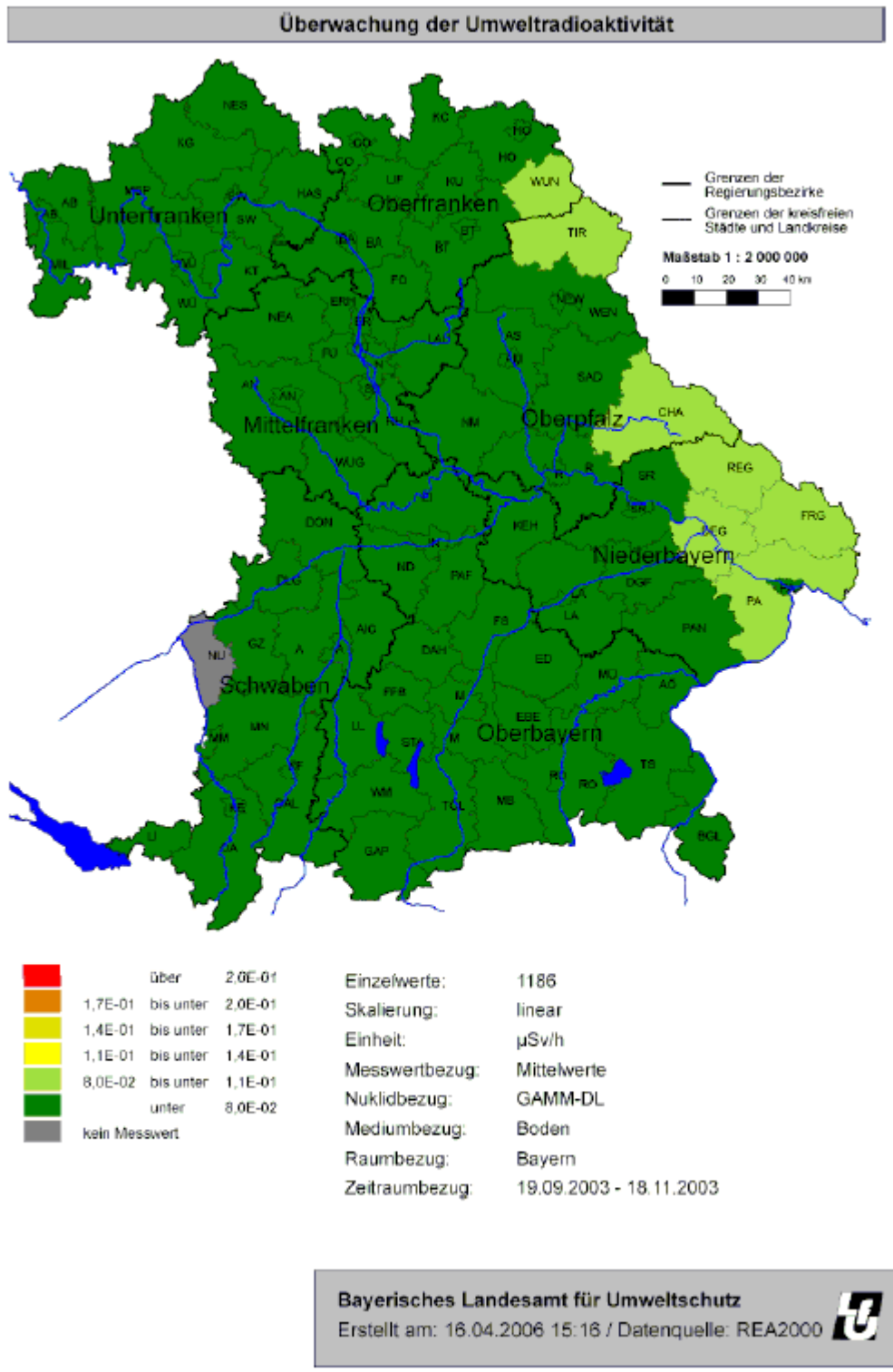


Abb. 4: Von den Umweltschutzingenieuren der Kreisverwaltungsbehörden erhobene landkreisbezogene Mittelwerte der Gamma-Ortsdosisleistung in Mikrosievert pro Stunde 17,5 Jahre nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl 1986.

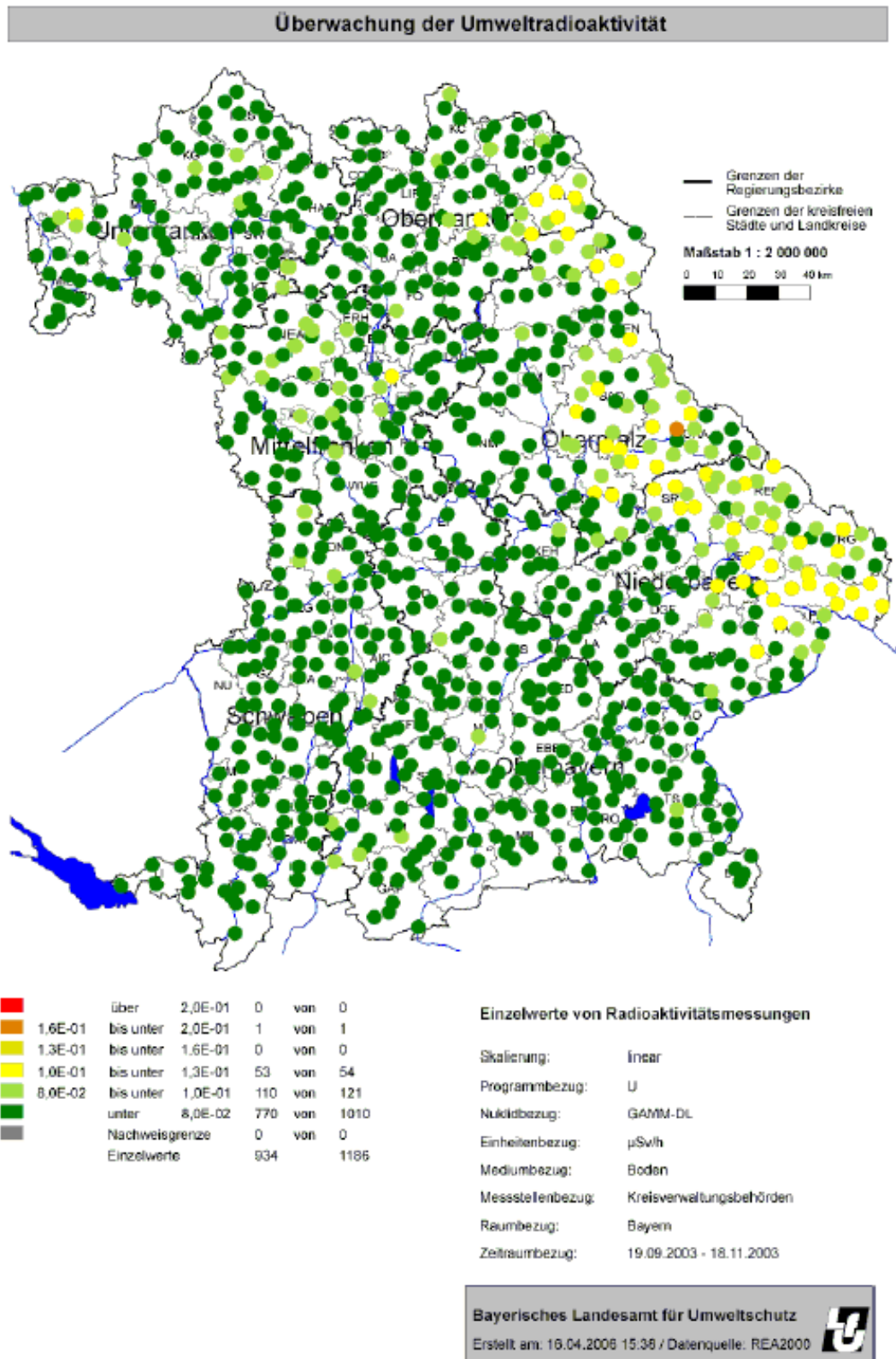


Abb. 5: Von den Umweltschutzingenieuren der Kreisverwaltungsbehörden erzielte Einzelmessergebnisse der Gamma-Ortsdosisleistung in Mikrosievert pro Stunde 17,5 Jahre nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl 1986.

Aktivitätswerte in Böden, Futter- und Nahrungsmitteln

Um die Vergleichbarkeit der Messwerte sicherzustellen und zur Gewinnung von Referenzwerten sind die Probenahmeorte von landwirtschaftlich erzeugten Lebensmitteln pflanzlicher Herkunft und Futtermitteln aus den **für die Versorgung der Bevölkerung relevanten Anbaubereichen** repräsentativ ausgewählt. Deswegen können auch nicht für alle Landkreise in den entsprechenden Illustrationen Kontaminationsverteilungen präsentiert werden (in entsprechenden Abbildungen dunkelgrau = kein Messwert vorhanden). Entsprechendes gilt auch bei Nutztieren etc.

Bei den Bayernkarten mit Einzelwertedarstellung wird in der Legende bei dem Begriff Einzelwerte in der rechten Spalte die Gesamtzahl der vorliegenden Werte und in der linken Spalte die in der Grafik dargestellte Anzahl wiedergegeben. Analoges gilt für die jeweils dargestellten Messbereiche.

Aktivitätswerte in Ackerland und landwirtschaftlich erzeugten Produkten pflanzlicher Herkunft

Abbildung 6 gibt die zeitlichen Verläufe der Jahresmittelwerte der spezifischen Cäsium-137-Aktivitäten in landwirtschaftlich erzeugten Grundnahrungsmitteln pflanzlicher Herkunft, nämlich in Getreide (Weizen, Roggen, Gerste, Hafer, Mais und Triticale) mit 3.508 Einzeluntersuchungen, in Kartoffeln mit 940 Messungen und in Frischgemüse (Wurzel-, Spross-, Frucht- und Blattgemüse mit jeweils 723, 782, 406 sowie 2.233 Auswertungen) wieder.

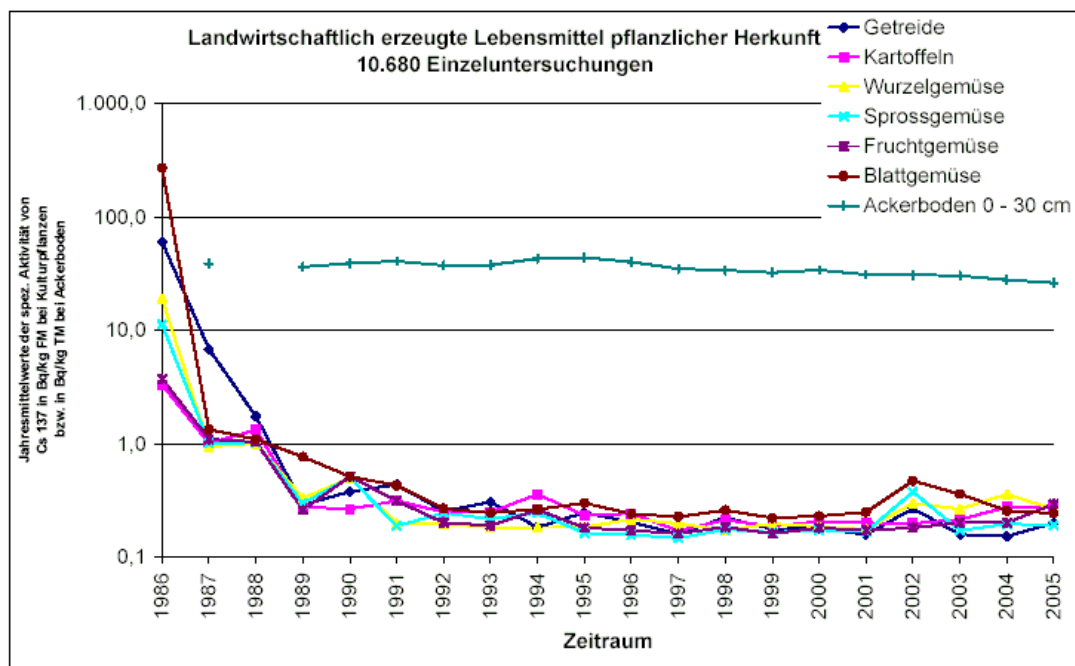


Abb. 6: Zeitlicher Verlauf der Kontamination von Ackerland und landwirtschaftlich erzeugten Produkten pflanzlicher Herkunft in Bayern.

Ebenfalls abgebildet ist die Kontamination von Ackerboden (2.088 Analysen). Um die Laboranalysen aller Bodenproben miteinander vergleichen zu können, musste die Beprobung bis zu einer einheitlichen Bodentiefe, die durch die Pflugschartiefe von rund 30 cm auf Ackerland vorgegeben ist, durchgeführt werden. Da Ackerböden beim Pflügen einer mechanischen Materialdurchmischung unterliegen, wurde das ursprünglich über den Luftpfad oberflächlich abgelagerte Radiocäsium dadurch bis zur Pflugschartiefe eingearbeitet. Seit dem Reaktorunfall haben die Landwirte das Ackerland mehrfach gewendet, so dass von einer relativ gleichmäßigen Radiocäsiumverteilung innerhalb des bearbeiteten Bodenbereichs ausgegangen werden kann. Zum Zeitpunkt des radioaktiven Fallouts und Washouts (trockene und nasse Ablagerung) waren praktisch nur Grünbewuchs und grünes Blattgemüse in einem reifenahen Zustand auf den Weiden und Feldern. Ansonsten war der Kulturpflanzenwuchs noch gering, so dass sich nach der Deposition die Aktivitätskonzentrationen bis zur Ernte durch Auswascheffekte infolge von Niederschlägen aber auch durch den Zuwachs von Pflanzenmasse, deutlich verminderten.

Die Direktkontaminationsphase mit den unmittelbaren Depositionen auf Böden und Bewuchs dauerte wie eingangs geschildert bis Anfang Mai 1986. Nach dem Ende der Direktkontaminationsphase erfolgte die Kontamination von landwirtschaftlich erzeugten Lebensmitteln praktisch nur mehr durch den Transfer des Radiocäsiums aus dem Boden, wodurch sich in den Folgejahren eine weitere Abnahme der spezifischen Cäsium-137-Aktivitäten ergibt. Diese Abnahme wird durch den radioaktiven Zerfall und die Verlagerung in tiefere Bodenschichten außerhalb des Wurzelbereichs der Pflanzen, durch Düngung und damit Verdrängung des Radiocäsiums sowie durch die zunehmende Menge des gebundenen Radiocäsiums an Tonminerale im Boden hervorgerufen. Da die Kulturpflanzen jährlich neu angebaut und geerntet werden, erfolgt auch keine längerfristige Speicherung des Radiocäsiums in der Pflanze.

Seit 1987/1988 liegt die Radiocäsiumkontamination landwirtschaftlich erzeugter Grundnahrungsmittel pflanzlicher Herkunft im Allgemeinen unter 1 Bq/kg FM (Bq: Becquerel; FM: Frischmasse). Ackerböden weisen im Mittel heute rund 35 Bq/kg TM (TM: Trockenmasse) auf. Die landkreisbezogene räumliche Radiocäsium-Verteilung von Ackerland ist für das Jahr 2005 in **Abbildung 7** dargestellt. Die **Abbildungen 8** und **9** illustrieren für das Jahr 2005 die landesweite durchschnittliche Kontaminationsverteilung in Getreide und Freilandgemüse (Wurzel-, Spross-, Frucht- und Blattgemüse).

Wie bereits vorne dargestellt, erfolgt die Probenahme auf den für das jeweils zu untersuchende Probenmaterial repräsentativen Flächen in Bayern.

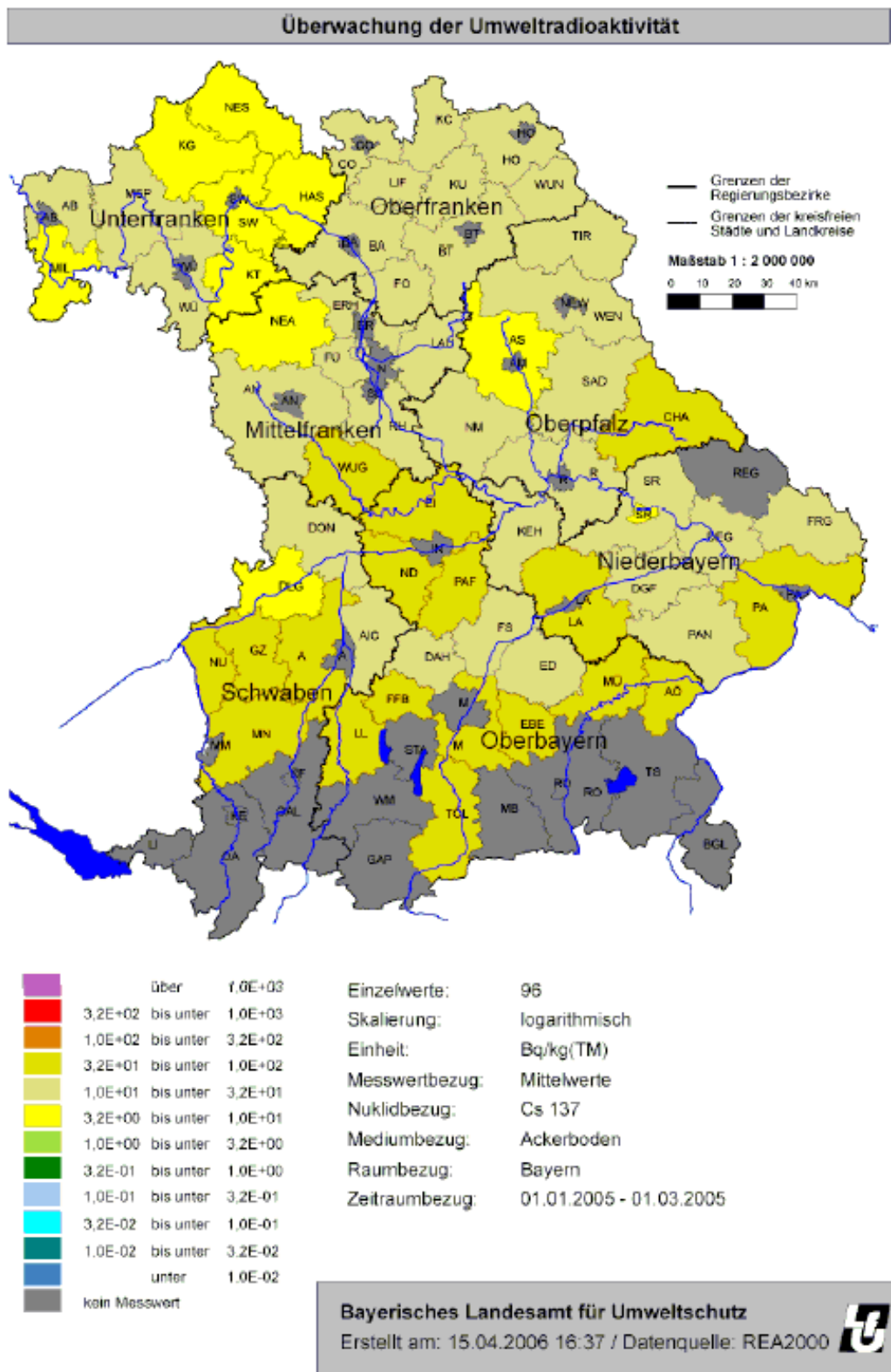


Abb. 7: Von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) ermittelte räumliche Verteilung der mittleren Cäsium-137-Kontamination von Ackerland im Jahre 2005.

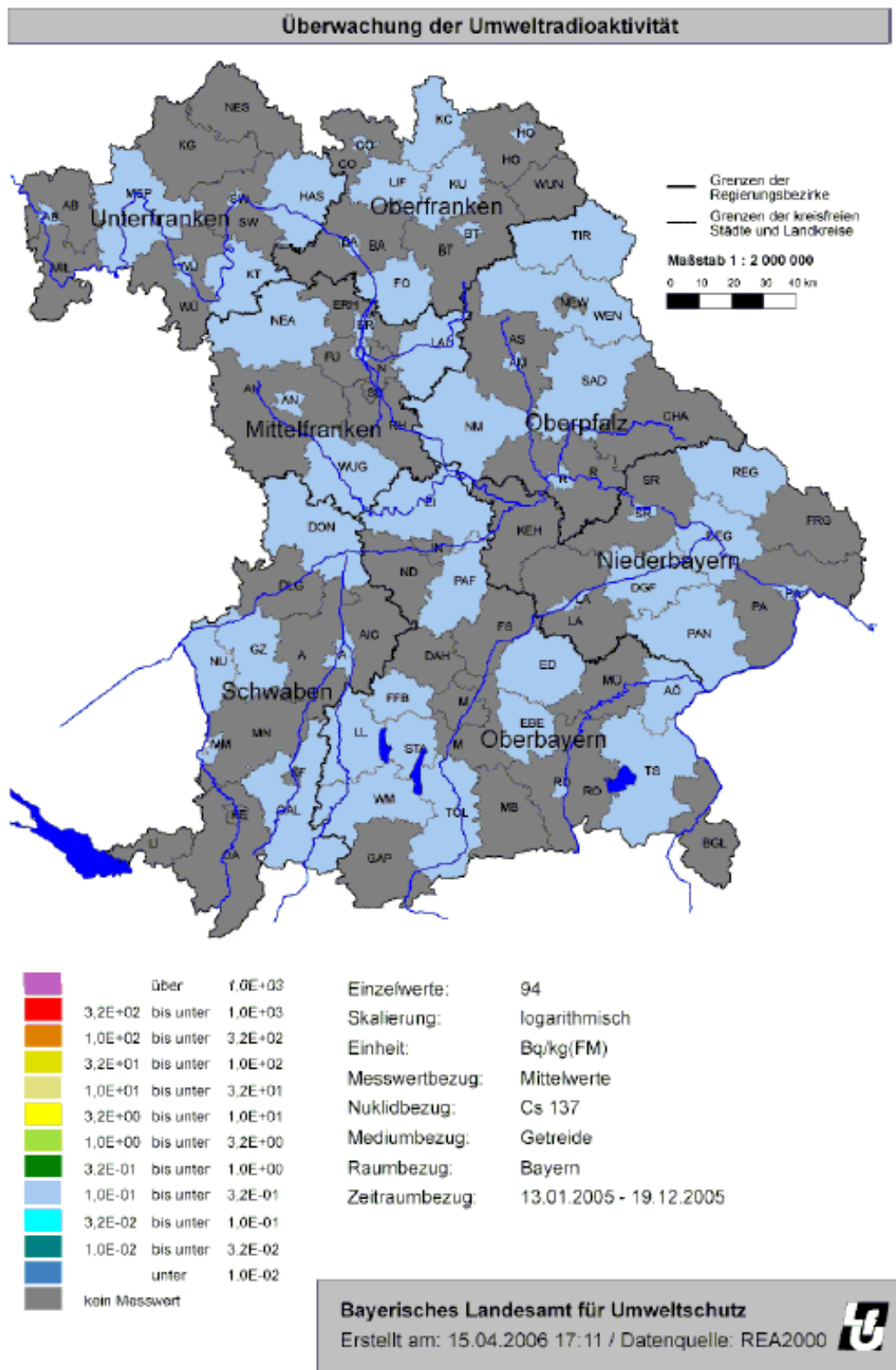


Abb. 8: Vom Bayerischen Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL) ermittelte räumliche Verteilung der durchschnittlichen Cäsium-137-Kontamination von Getreide im Jahre 2005.

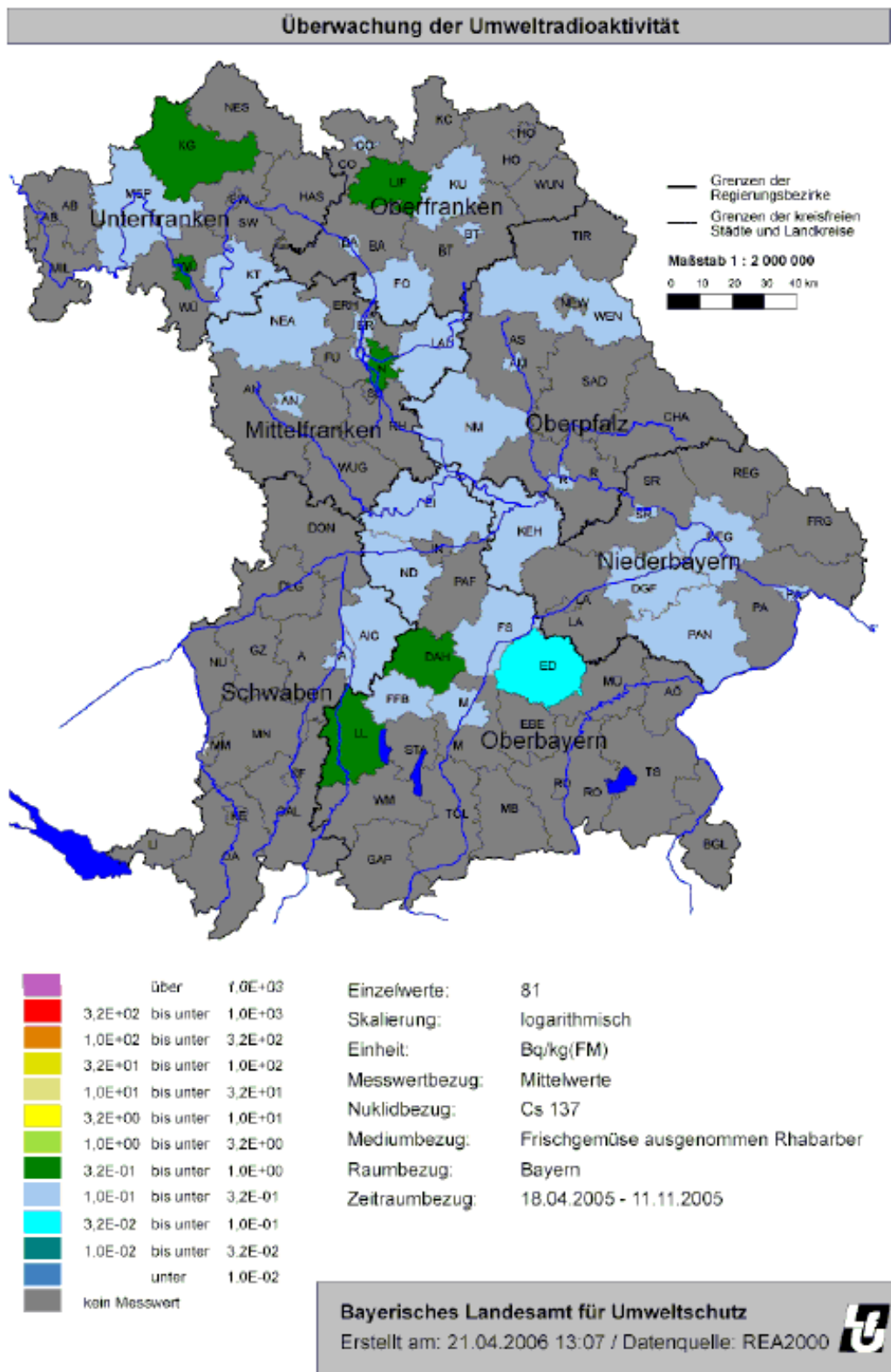


Abb. 9: Vom Bayerischen Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL) ermittelte räumliche Verteilung der durchschnittlichen Cäsium-137-Kontamination von Freilandgemüse (Wurzel-, Spross-, Frucht- und Blattgemüse) im Jahre 2005.

Aktivitätswerte in landwirtschaftlich erzeugten Produkten tierischer Herkunft

Abbildung 10 zeigt die Cs 137-Aktivitätsabnahme in landwirtschaftlich erzeugten Lebensmitteln tierischer Herkunft, also in Schweinefleisch (4.679 Messungen), in Rindfleisch (5.261 Messungen), in Kalbfleisch (205 Messungen) und in Hausgeflügelfleisch (Hühner, Enten, Gänse und Puten; 898 Messungen) sowie in Hühnereiern (614 Messungen). Auch hier liegt die Radiocäsiumkontamination im Allgemeinen heute unter 1 Bq/kg FM.

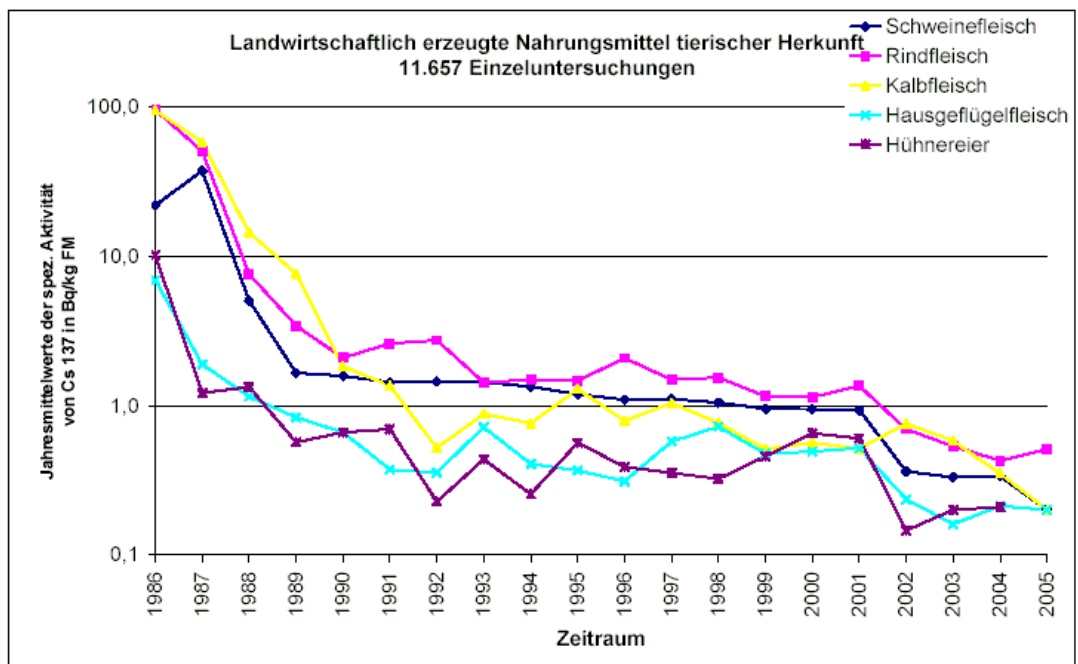


Abb. 10: Zeitlicher Verlauf der Kontamination von landwirtschaftlich erzeugten Produkten tierischer Herkunft in Bayern.

In **Abbildung 11** wird beispielhaft die heutige räumliche Radiocäsiumgehaltsverteilung von Schweinefleisch wiedergegeben.

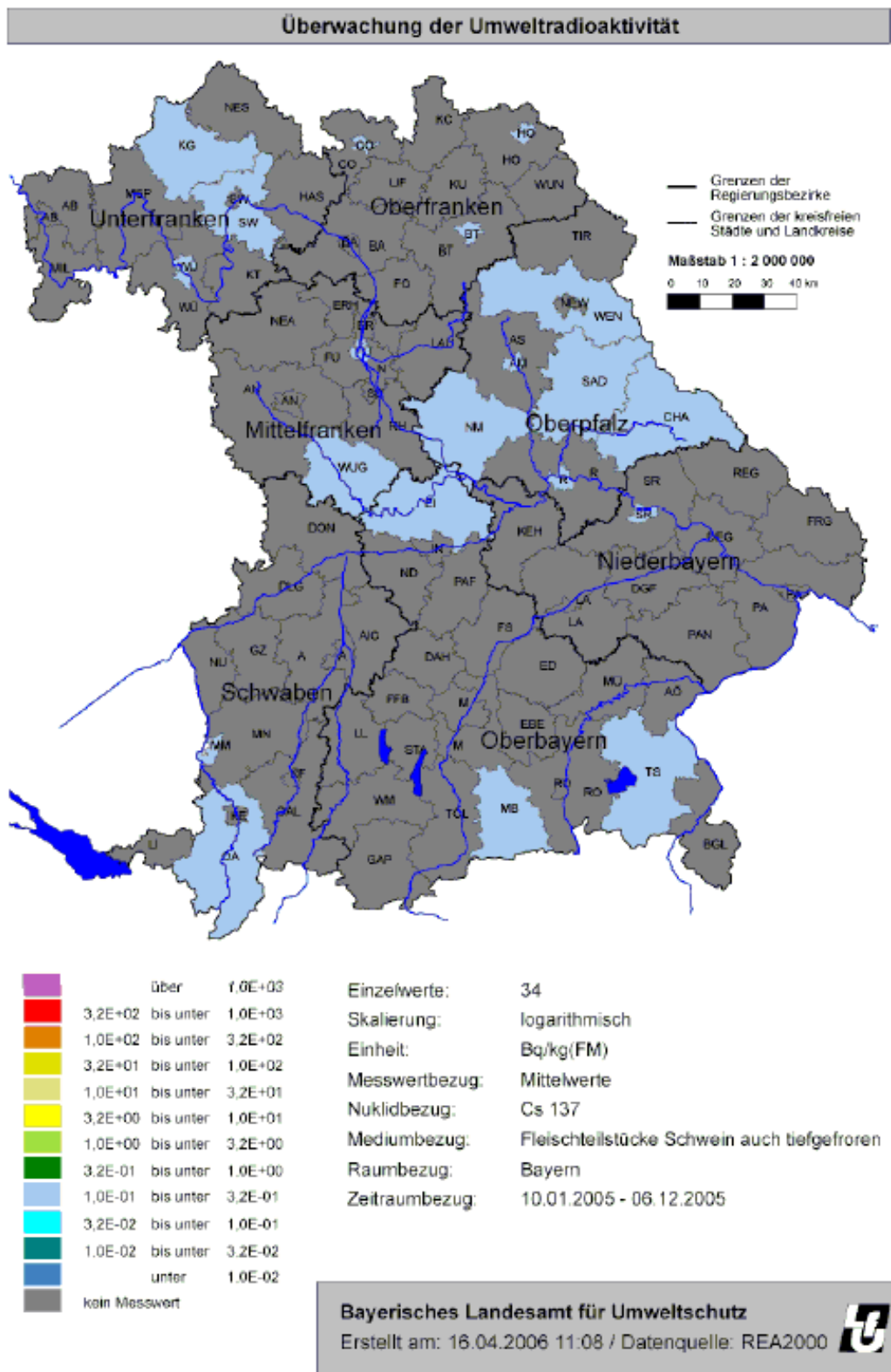


Abb. 11: Vom Bayerischen Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL) ermittelte räumliche Verteilung der mittleren Cäsium-137-Kontamination von Schweinefleisch im Jahre 2005.

Weide-Kuh-Milch-Pfad

Im Gegensatz zu den mechanisch bearbeiteten Ackerböden unterliegt in Weideböden das ursprünglich an der Bodenoberfläche abgelagerte Radiocäsium einem **natürlichen** Verlagerungsprozess in tiefere Bodenschichten. **Abbildung 12** präsentiert den über ganz Bayern gemittelten zeitlichen Verlauf der Cäsium-137-Gehalte in Weideböden in der oberen Bodenschicht bis zu einer Beprobungstiefe von 10 cm (Hauptwurzelzone). Darüber hinaus ist die daraus dann durch den Transfer über die Wurzel resultierende verminderte Kontamination des Weidebewuchs sowie die hierdurch wiederum hervorgerufenen Abreicherungen im Rindfleisch, in der Kuhmilch (aus Molkereien inkl. Einzelgemelken von Bauernhöfen; 16.532 Einzeluntersuchungen) und im Käse (3.698 Auswertungen), der hier stellvertretend für Milchprodukte aufgeführt wird, sichtbar gemacht.

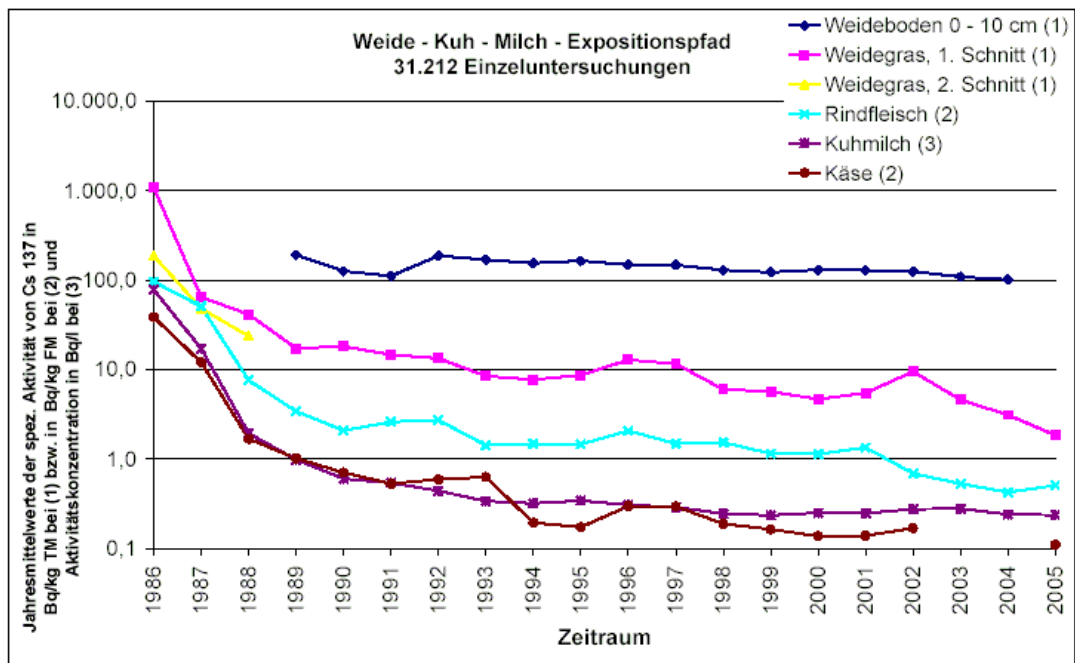


Abb. 12: Zeitlicher Verlauf der Kontamination des Weide-Kuh-Milch-Pfads inkl. der damit einhergehenden Abreicherungen in Bayern.

Milch und Käse weisen heute im Allgemeinen Cäsium-137-Gehalte von unter 1 Bq/l bzw. 1 Bq/kg FM auf. Die mittlere räumliche Radiocäsium-Verteilung von Milch für das Jahr 2004 wird in **Abbildung 13** vorgestellt. Die mittleren spezifischen Cäsium-137-Aktivitäten betragen heute in der Hauptwurzelzone von Weideböden etwa 120 Bq/kg TM. Die Kontamination des Weidegrases, das hier stellvertretend für Futtermittel wiedergegeben wird, betrug 1986 für den 1. Schnitt (Mai/Juni) durchschnittlich 1.100 Bq/kg TM und liegt heute unter 10 Bq/kg TM. In der Grafik der **Abbildung 12** ist die relativ geringere Kontamination bei Weidegras, das erst im Sommer 1986 als 2. Schnitt (Juni/Juli) mit ca. 190 Bq/kg TM geerntet wurde deutlich zu erkennen. **Abbildung 18** gibt die räumliche Verteilung der durchschnittlichen Cäsium-137-Kontamination von Weidegras im Jahre 2004 wieder. **Abbildung 14** stellt die bayernweite Kontaminationsverteilung von Weideböden in der oberen Bodenschicht bis zu einer Beprobungstiefe von 10 cm im Jahre 2004 dar. **Abbildung 15** gibt den gleichen Sachverhalt wieder, jedoch als Einzelwertdarstellung. Die **Abbildungen 16** und **17** zeigen in Anlehnung an die vorangegangene **Abbildung 15** die Cäsium-137-Gehalte in den folgenden Bodenschichten mit Beprobungstiefen von 11 cm bis 20 cm und von 21 cm bis 30 cm. Dabei sind deutlich die unterschiedlichen Radiocäsium-Konzentrationen als Folge des natürlichen Verlagerungsprozesses in die tieferen Bodenschichten zu erkennen.

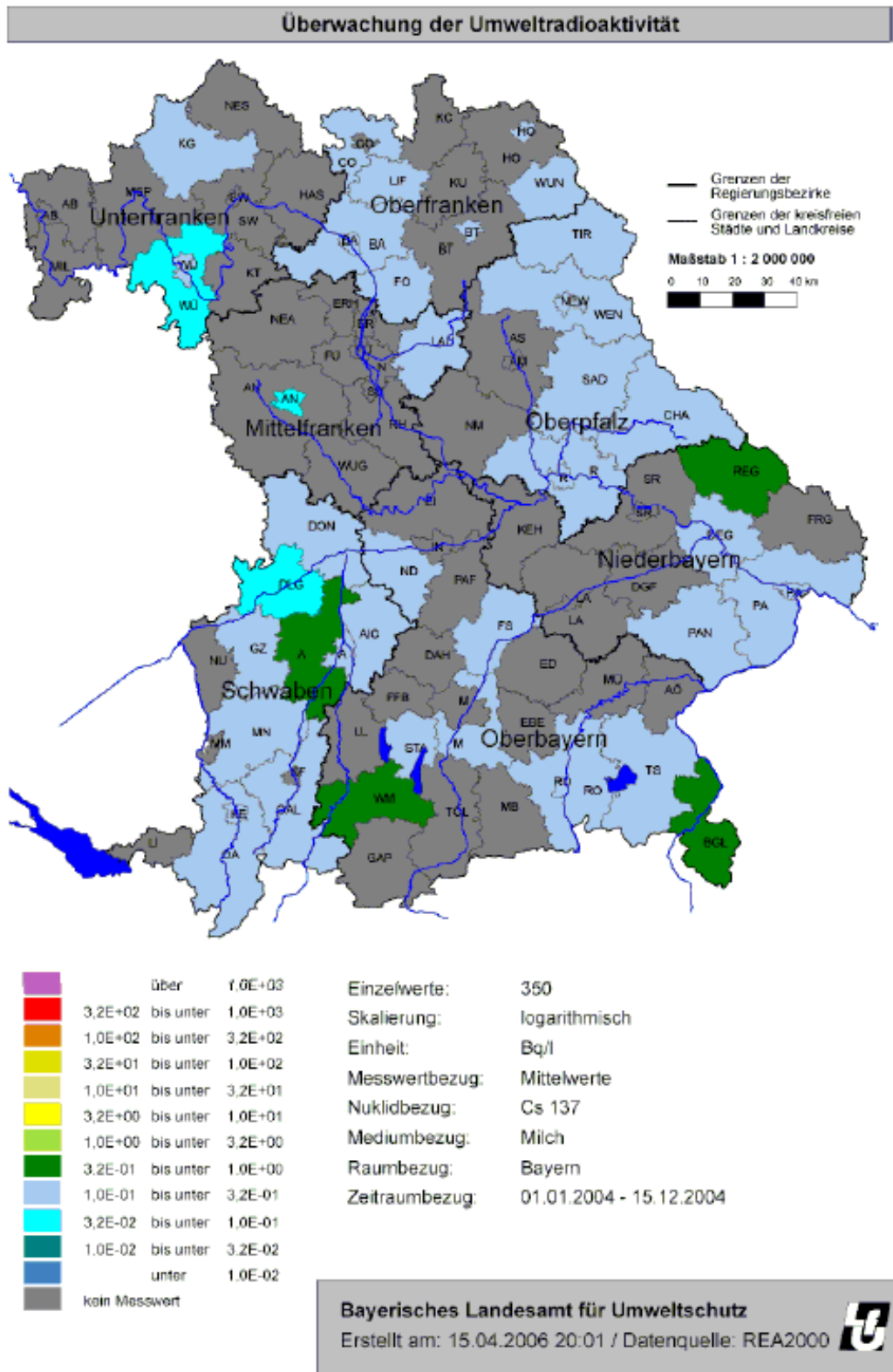


Abb. 13: Vom Bayerischen Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL) und der Milchwirtschaftlichen Untersuchungs- und Versuchsanstalt (MUVA) ermittelte räumliche Verteilung der Cäsium-137-Kontamination in Kuhmilch im Jahre 2004.

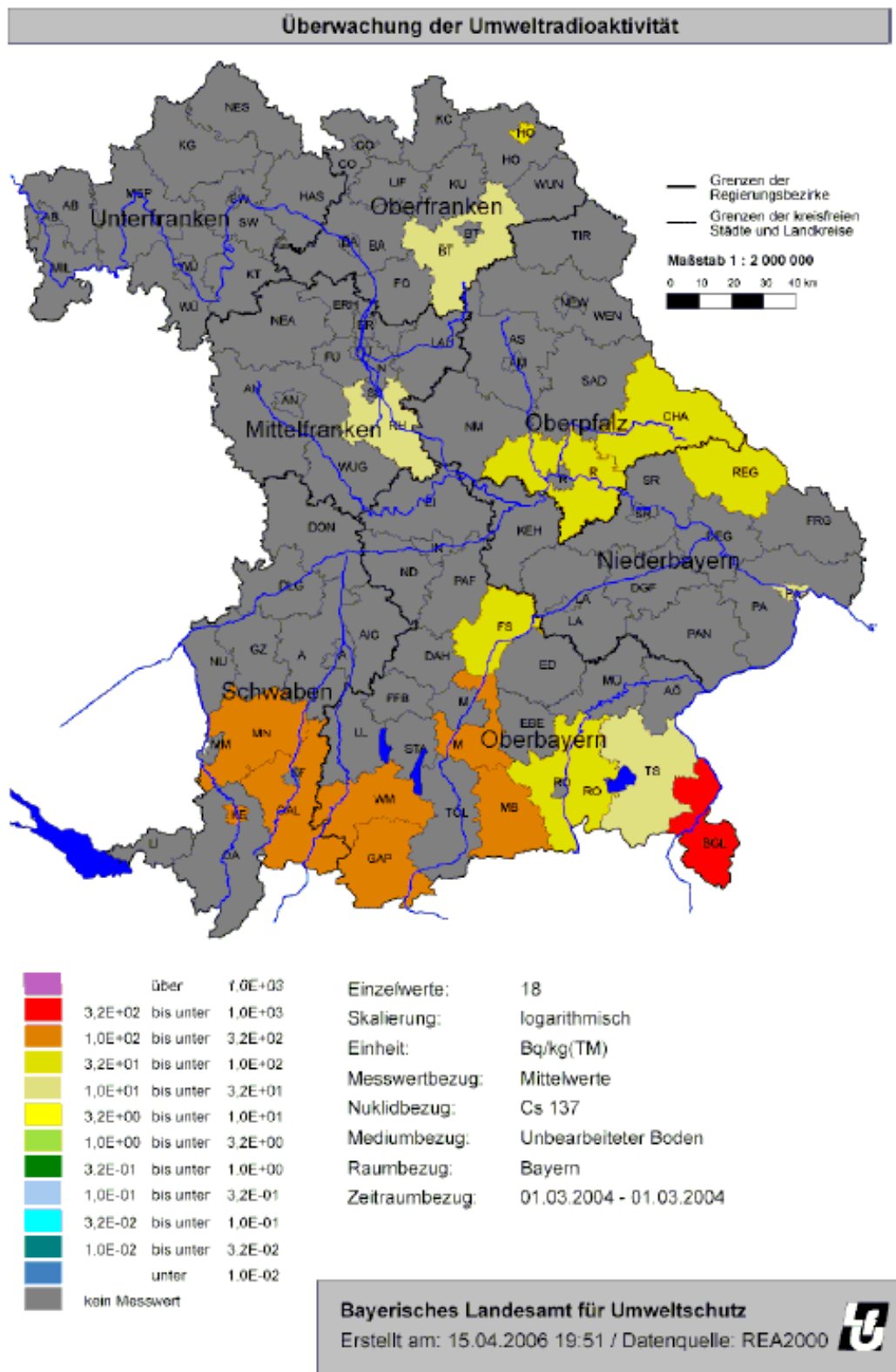


Abb. 14: Von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) ermittelte landkreisbezogene Verteilung der mittleren Cäsium-137-Kontamination von Weideböden in der oberen Bodenschicht bis zu einer Beprobungstiefe von 10 cm (Hauptwurzelszone) im Jahre 2004.

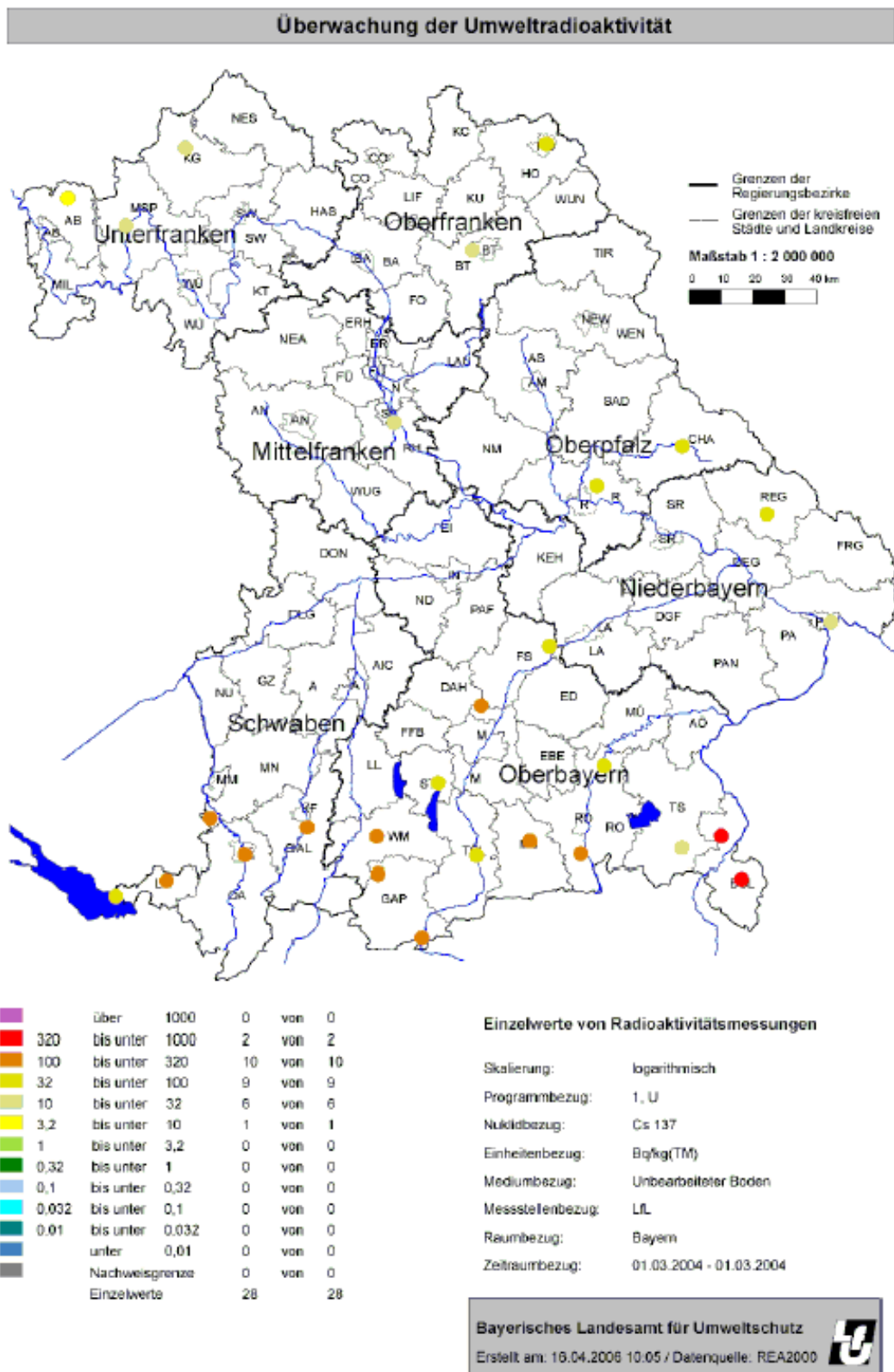


Abb. 15: Von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) erzielte Einzelmessergebnisse der Cäsium-137-Kontamination von Weideböden in der oberen Bodenschicht bis zu einer Beprobungtiefe von 10 cm (Hauptwurzelzone) im Jahre 2004.

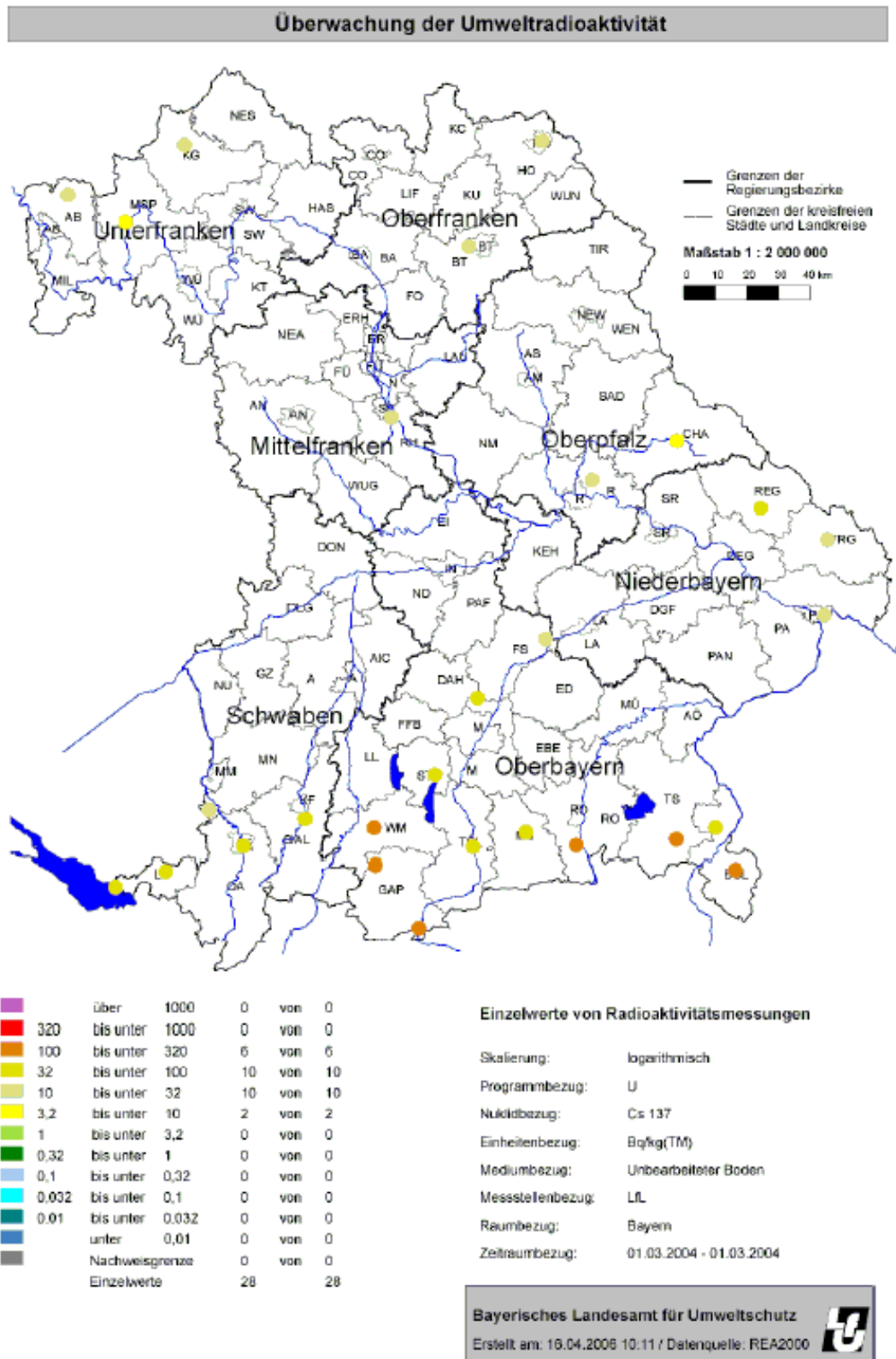


Abb. 16: Von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) erzielte Einzelmessergebnisse der Cäsium-137-Kontamination von Weideböden in einer Beprobungstiefe von 11 cm bis 20 cm im Jahre 2004.

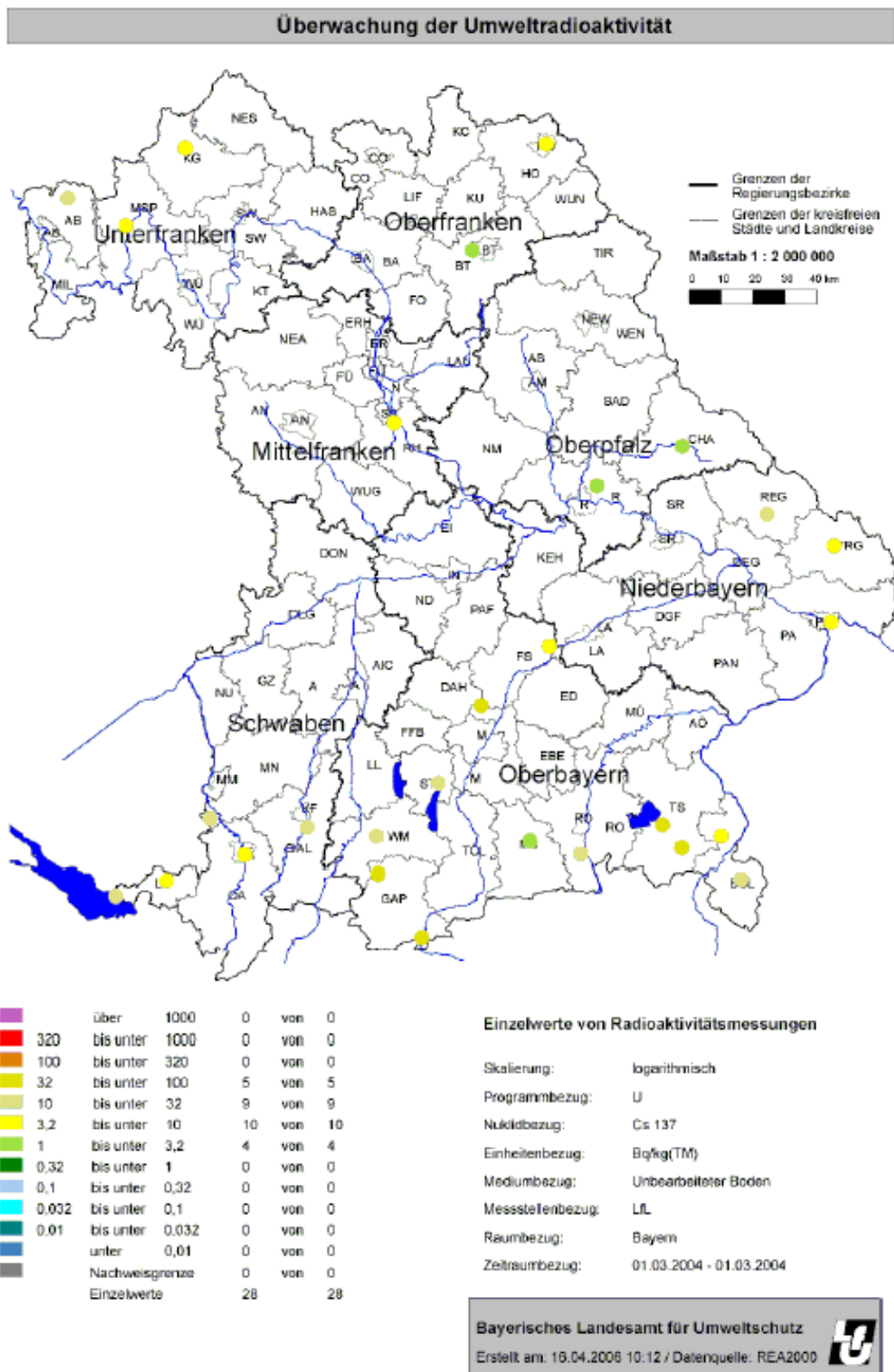


Abb. 17: Von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) erzielte Einzelmessergebnisse der Cäsium-137-Kontamination von Weideböden in einer Beprobungstiefe von 21 cm bis 30 cm im Jahre 2004.

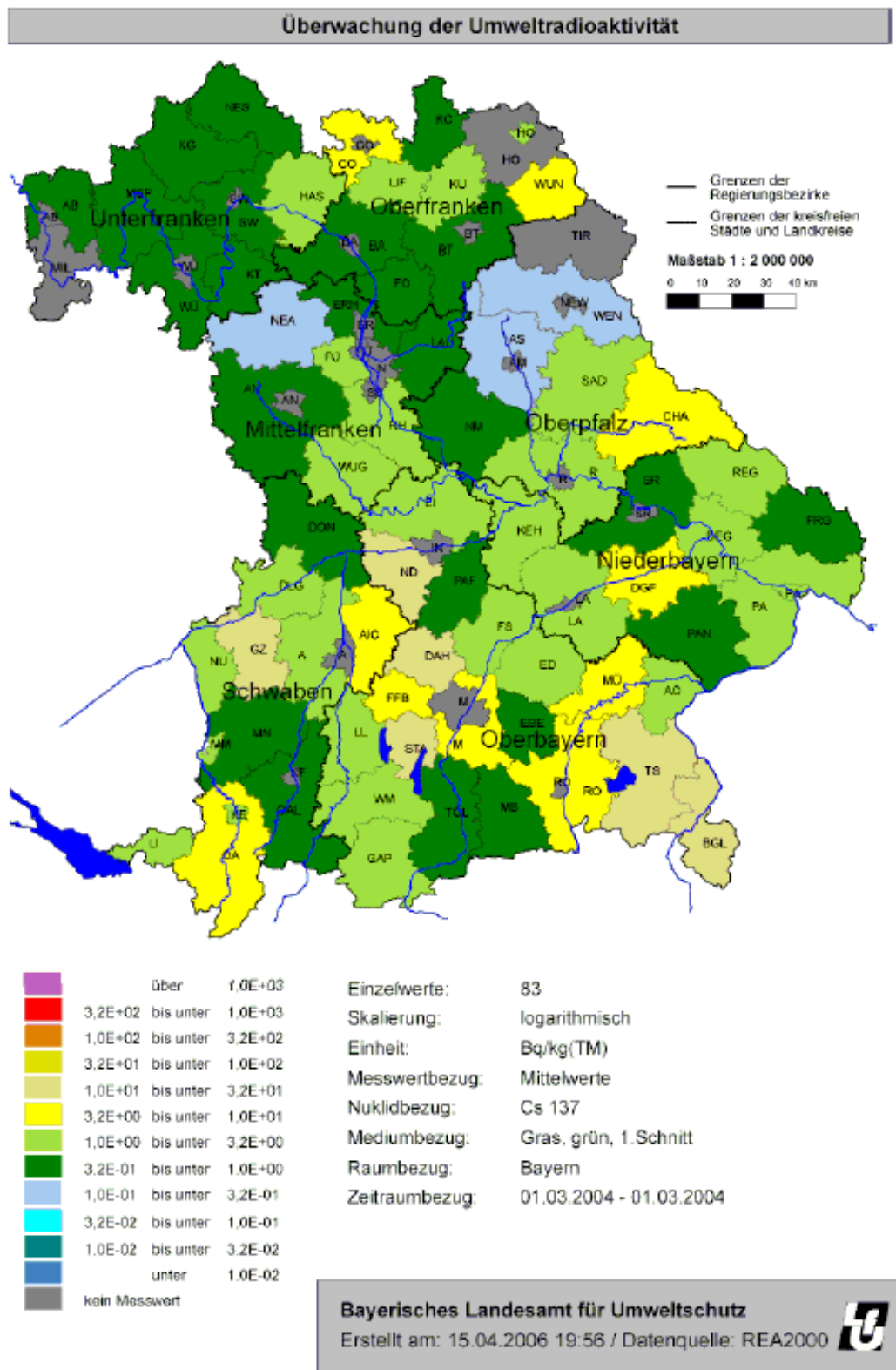


Abb. 18: Von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) ermittelte räumliche Verteilung der durchschnittlichen Cäsium-137-Verteilung in Weidegras im Jahre 2004.

Aktivitätswerte in Frisch- und Schalenobst

In **Abbildung 19** sind die zeitlichen Verläufe der Jahresmittelwerte der spezifischen Cäsium-137-Aktivitäten in Frischobst und in Haselnüssen (stellvertretend für Schalenobst) basierend auf 3.583 Einzeluntersuchungen, zusammengestellt. Insgesamt wurden 722 Haselnuss-, 858 Steinobst- (Pflaumen, Süß- und Sauerkirschen, Schlehen etc.) und 671 Kernobstproben (Äpfel und Birnen) ausgewertet. Von Beerenobst wurden von Himbeeren 166, von Brombeeren 86, von Erdbeeren 337, von Johannisbeeren (rot, schwarz und weiß) 600 sowie von Stachelbeeren 143 Proben untersucht.

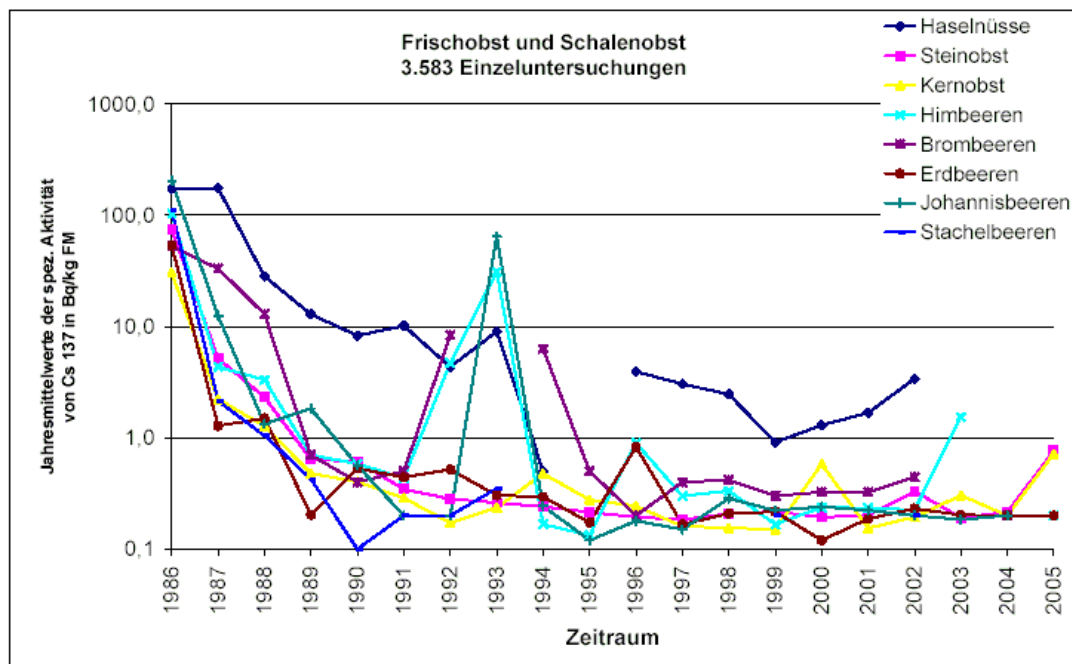


Abb. 19: Zeitlicher Verlauf der Cs 137-Kontamination von Frisch- und Schalenobst aus Bayern.

Wie aus der Grafik der **Abbildung 19** zu erkennen ist, weisen heute alle Frischobstsorten im Allgemeinen Cäsium-137-Werte von weniger als 1 Bq/kg FM auf. Die im Jahre 1993 teilweise zu verzeichnenden Anstiege sind durch zwei Ausreißer bei gleichzeitiger geringer Probenanzahl bedingt. Haselnüsse haben heute im Allgemeinen Cäsium-137-Gehalte unter 5 Bq/kg FM.

In **Abbildung 20** ist die landesweite durchschnittliche Cäsium-137-Kontaminationsverteilung aller im Jahre 2004 untersuchten Frischobstsorten dokumentiert.

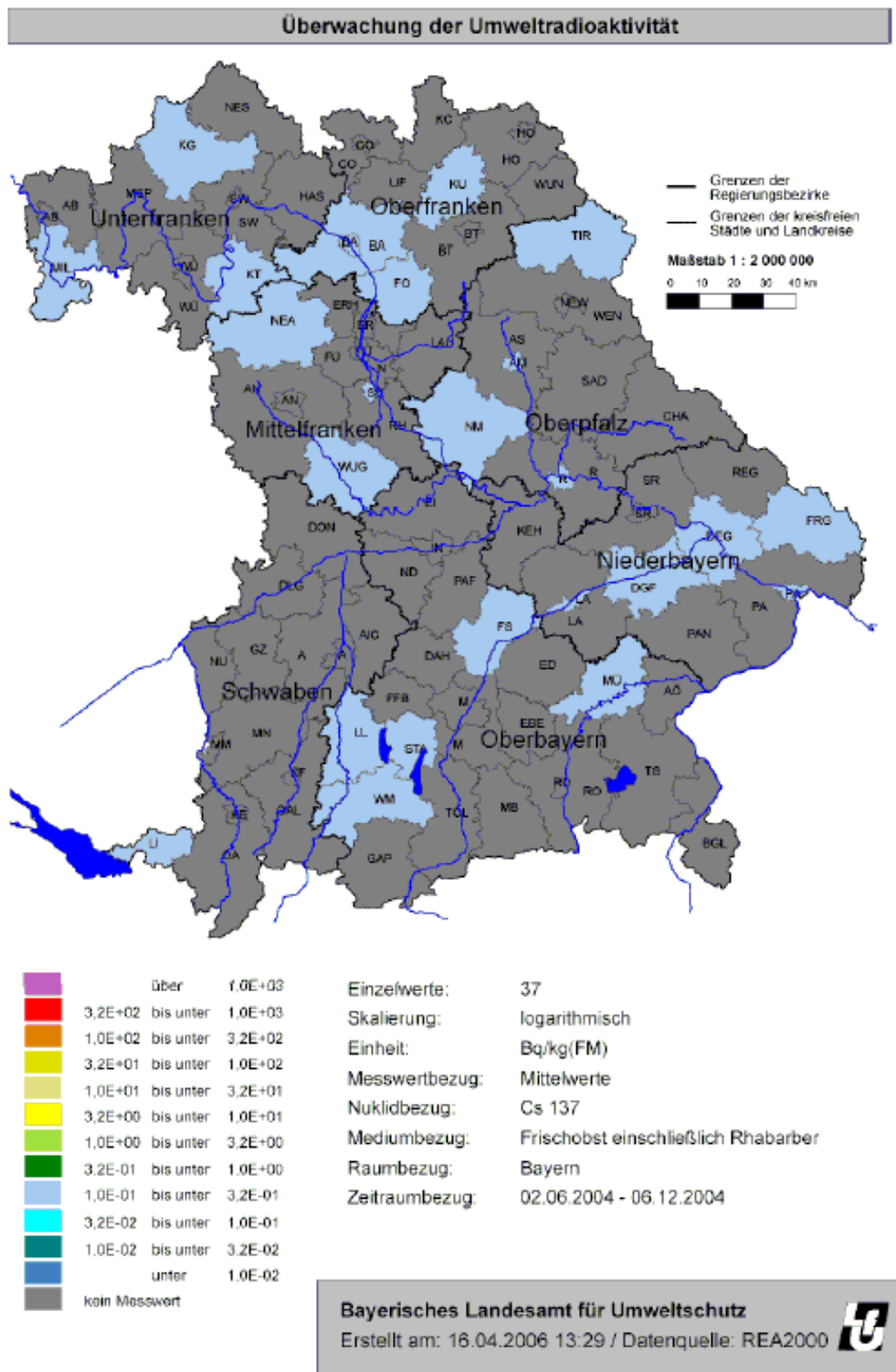


Abb. 20: Vom Bayerischen Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL) ermittelte räumliche Verteilung der mittleren Cäsium-137-Kontamination von Frischobst im Jahre 2004.

Aktivitätswerte in wildwachsenden Speisepilzen und Waldbeeren

In extrem nährstoffarmen, auch weitgehend tonmineraalfreien oder sandigen bzw. moorigen Waldböden liegt eine erheblich bessere Pflanzenverfügbarkeit des Cäsiums vor, woraus eine erhöhte Akkumulation des Radiocäsiums in wildwachsenden Pilzen und über Äsungspflanzen auch in Wildbret resultiert. Darüber hinaus werden deswegen zum Teil signifikant höhere spezifische Cäsium-137-Aktivitäten in einigen Beerenobstsorten beobachtet, wobei es sich hauptsächlich um wildwachsende Preisel- und Heidelbeeren in Wald- und Moorgebieten handelt.

Abbildung 21 zeigt den zeitlichen Verlauf der Jahresmittelwerte der spezifischen Cäsium-137-Aktivitäten in ausgewählten und bei Schwammerlsammlern besonders beliebten wildwachsenden Speisepilzen. Weiter sind auch o. g. Waldbeeren aufgenommen.

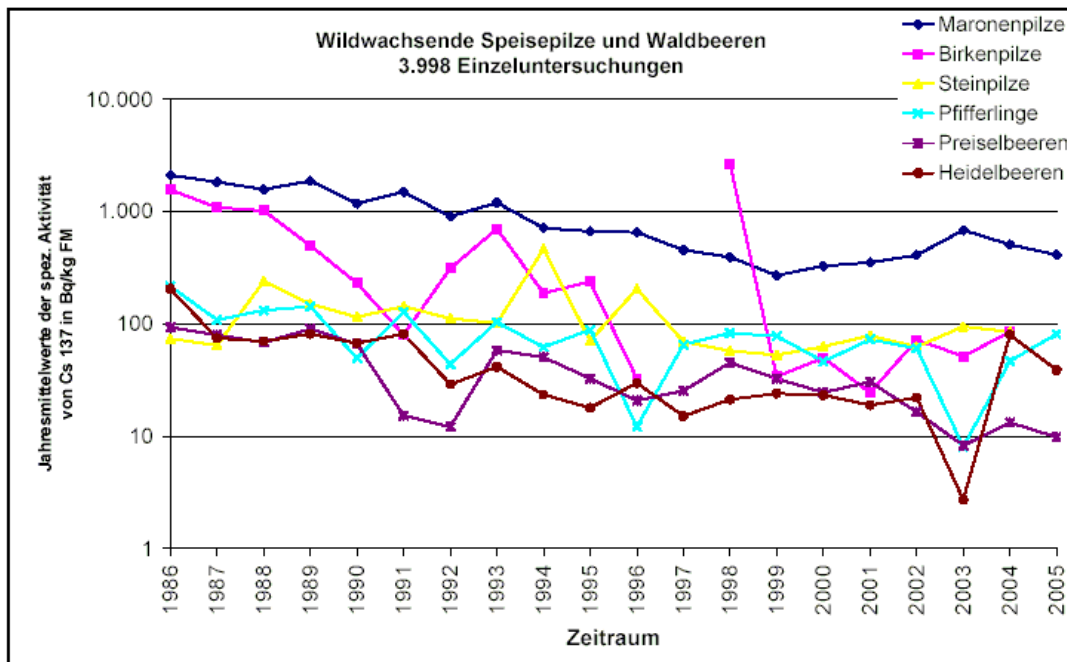


Abb. 21: Zeitlicher Verlauf der Cäsium-137-Kontamination von Waldbeeren und ausgewählten wildwachsenden Speisepilzen in Bayern.

Insgesamt liegen der **Abbildung 21** 208 Einzeluntersuchungen für Preisel- und 714 für Heidelbeeren, 1.855 Auswertungen für Maronen-, 136 für Birken- und 662 für Steinpilze sowie 423 Analysen für Pfifferlinge zu Grunde. Wie aus **Abbildung 21** ersichtlich ist, sind Birken- und Steinpilze sowie Pfifferlinge im Mittel wesentlich geringer kontaminiert als Maronenröhrlinge, die das Radiocäsium besonders gut aus dem Boden aufnehmen.

In den **Abbildungen 22** und **23** werden die punktuell ermittelten räumlichen Kontaminationsverteilungen von Maronen- bzw. Steinpilzen, beide Wild-Röhrenpilze, für den Zeitraum von 2000 bis 2005 bzw. 2004 gezeigt.

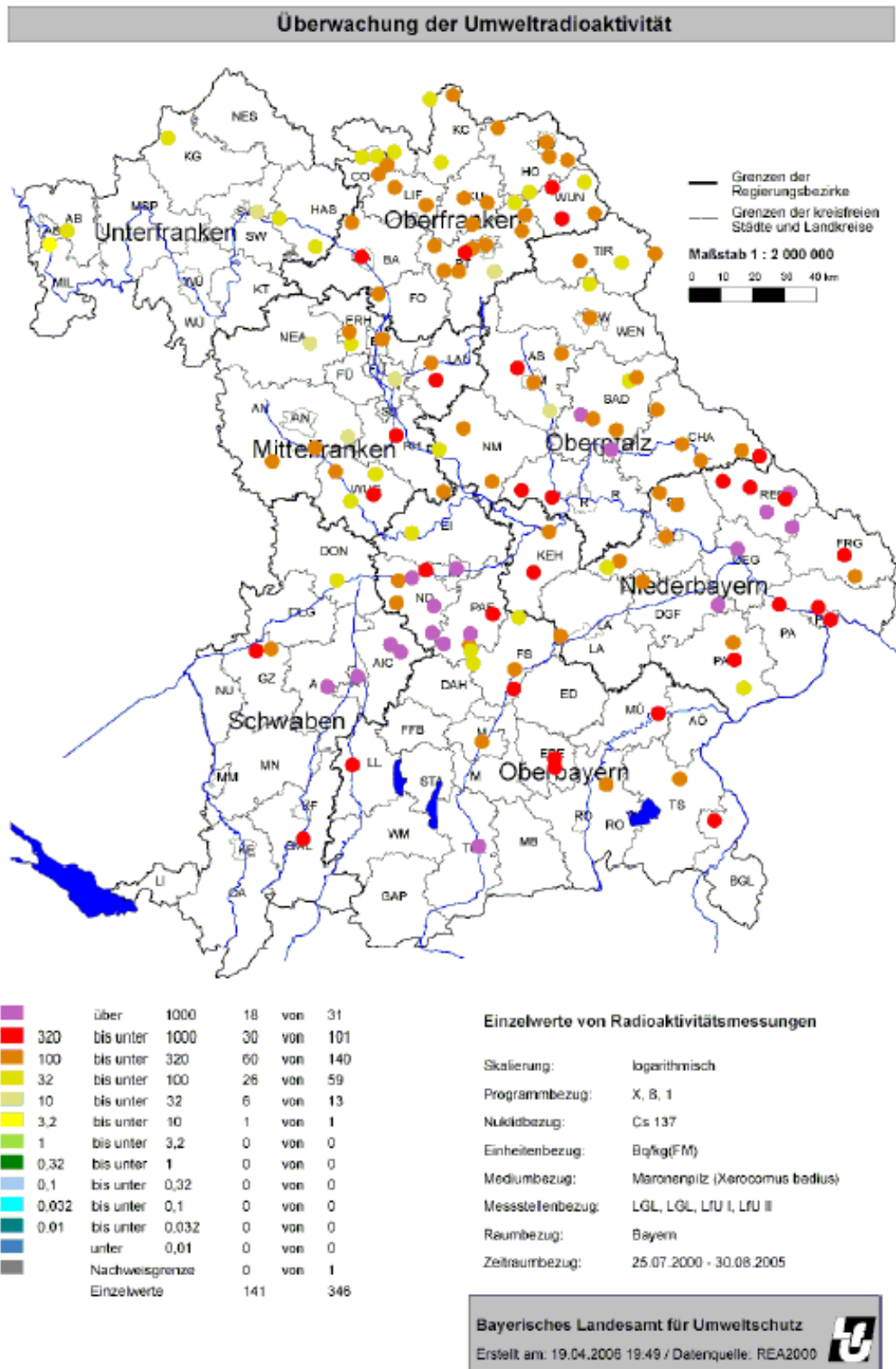


Abb. 22: Vom Bayerischen Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL) und dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) punktuell ermittelte räumliche Verteilung der Cäsium-137-Kontamination von Maronepilzen (*Xerocomus badius*) in den Jahren von 2000 bis 2005.

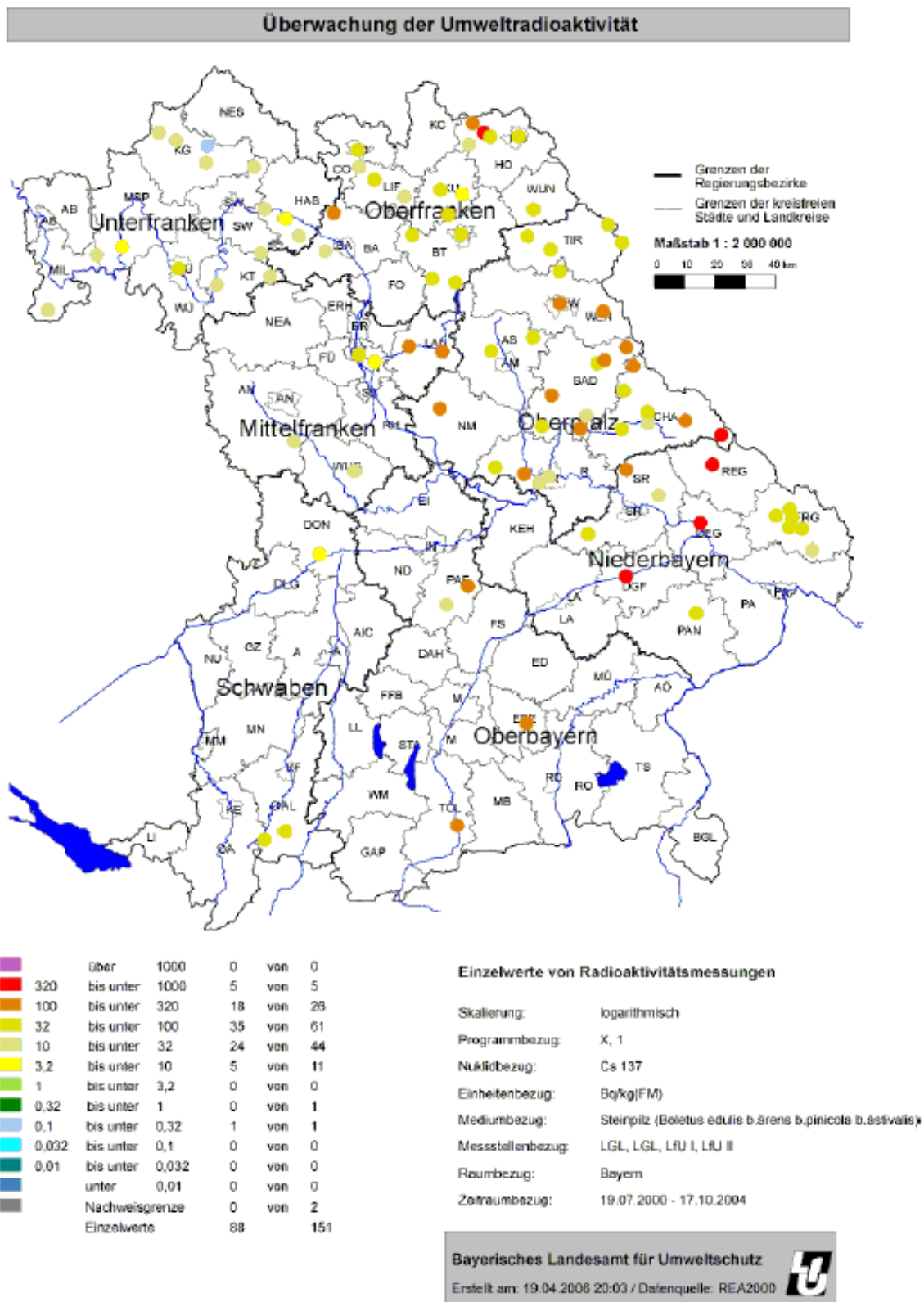


Abb. 23: Vom Bayerischen Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL) und dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) punktuell ermittelte räumliche Verteilung der Cäsium-137-Kontamination von Steinpilzen in den Jahren von 2000 bis 2004.

Aktivitätswerte in Wildbret

Die Kontaminationen der verschiedenen Wildtierarten und Wildpilze sind regional sehr unterschiedlich. Teilweise unterscheiden sich die Kontaminationen sogar innerhalb des selben Waldgebiets. Grund hierfür ist die unterschiedliche Niederschlagsverteilung Ende April 1986 und dadurch bedingt eine regional stark schwankende Kontamination des Waldbodens. Besonders im Raum südlich der Donau hatte es damals heftig geregnet, weshalb im Allgemeinen in Südbayern die Kontaminationen deutlich höher sind als in Nordbayern.

Abbildung 24 gibt den zeitlichen Verlauf der Jahresmittelwerte der spezifischen Cs 137-Aktivitäten in Haarwild wieder. Sie beruht auf insgesamt 3.182 Wildschwein-, 11.486 Reh-, 2.506 Rot/Damwild-, 520 Hirsch- und 736 Gamsprobenuntersuchungen. Deutlich zu erkennen ist die unterschiedliche Höhe der durchschnittlichen Kontamination der einzelnen Wildtierarten, die insbesondere auf die verschiedenen Äsungsgewohnheiten zurückzuführen ist.

Im Allgemeinen gilt, dass eine Kontaminationsabnahme vom Wildschwein über Reh zu Rot/Damwild festzustellen ist.

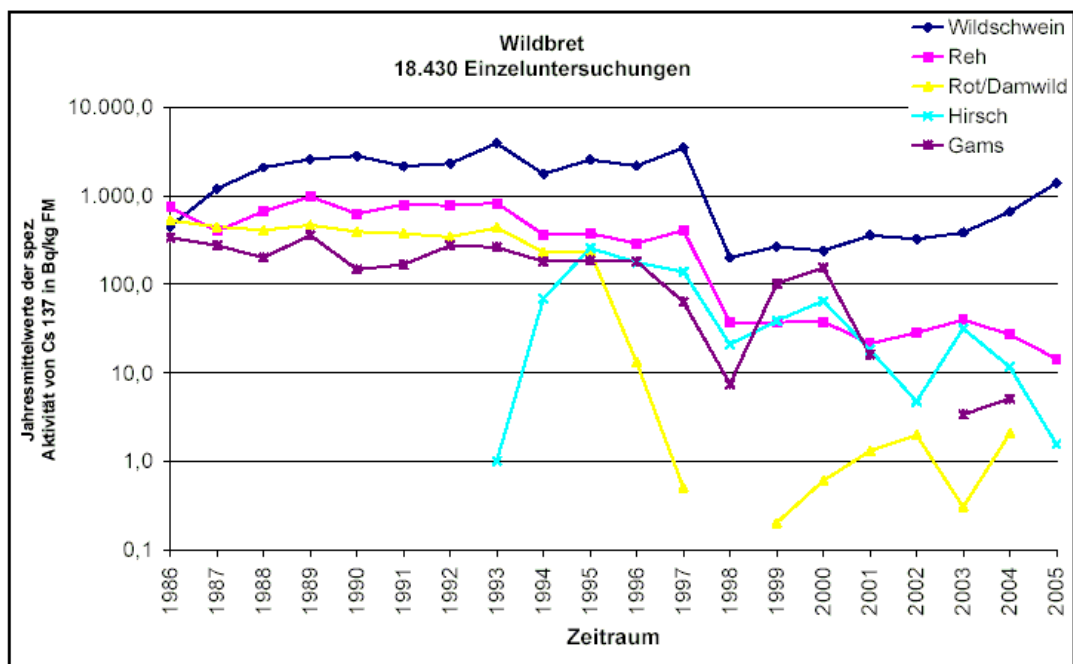


Abb. 24: Zeitlicher Verlauf der mittleren Cäsium-137-Kontamination von Wildbret in Bayern.

Es wird jedoch ausdrücklich darauf hingewiesen, dass es sich bei den hier für Waldbeeren und Wildpilzen wiedergegebenen Untersuchungen um Stichproben sowie bei Haarwild darüber hinausgehend teilweise um Proben aus besonders durch Tschernobyl hoch belasteten Regionen Bayerns handelt (mehrjährige Forschungsvorhaben des Bayerischen Umweltministeriums). Deshalb dürfen diese punktuell gewonnenen Ergebnisse nicht für ganz Bayern verallgemeinert werden. Außerdem spielen diese Produkte von ihrer Menge her für die Ernährung der Bevölkerung eine nachgeordnete Rolle.

In den **Abbildungen 25** und **26** sind beispielhaft für den Zeitraum von 2000 bis 2005 die Ergebnisse von stichprobenartigen Untersuchungen für Wildschwein und Reh dargestellt.

Mehr zu dieser Thematik finden Sie u. a. in unserem Internetangebot zum „**Strahlenschutz**“ unter

<http://www.bayern.de/lfu/strahlen/>

und der Rubrik [„Radioaktives Cäsium im Wildbret“](#),

wo unter anderem auch die Frage [„Wie viel Wildfleisch darf ich essen?“](#) anschaulich beantwortet wird.

Empfehlung des Bundesumweltministeriums aus dem Jahre 1987

Bei normalen Verzehrsgewohnheiten von Wildpilzen und Wildfleisch, die nicht zu den Grundnahrungsmitteln gehören und im Regelfall nur in relativ geringen Mengen verzehrt werden, besteht aus strahlenhygienischer Sicht keine gesundheitliche Gefährdung, stellte das Bundesumweltministerium bereits 1987 fest. Beim Genuss von einem Kilogramm Schwammerl, die mit 1.000 Becquerel Cäsium-137 pro Kilogramm kontaminiert sind, kommt es zur gleichen Strahlenbelastung wie bei einem Interkontinentalflug. Unter dem Aspekt der Vorsorge hat das Bundesumweltministerium jedoch vor dem übermäßigen Genuss dieser Lebensmittel abgeraten, da Wildpilze auch mit Schwermetallen wie Quecksilber und Cadmium angereichert sein können, die bei häufigem Verzehr zu Nierenschäden führen können.

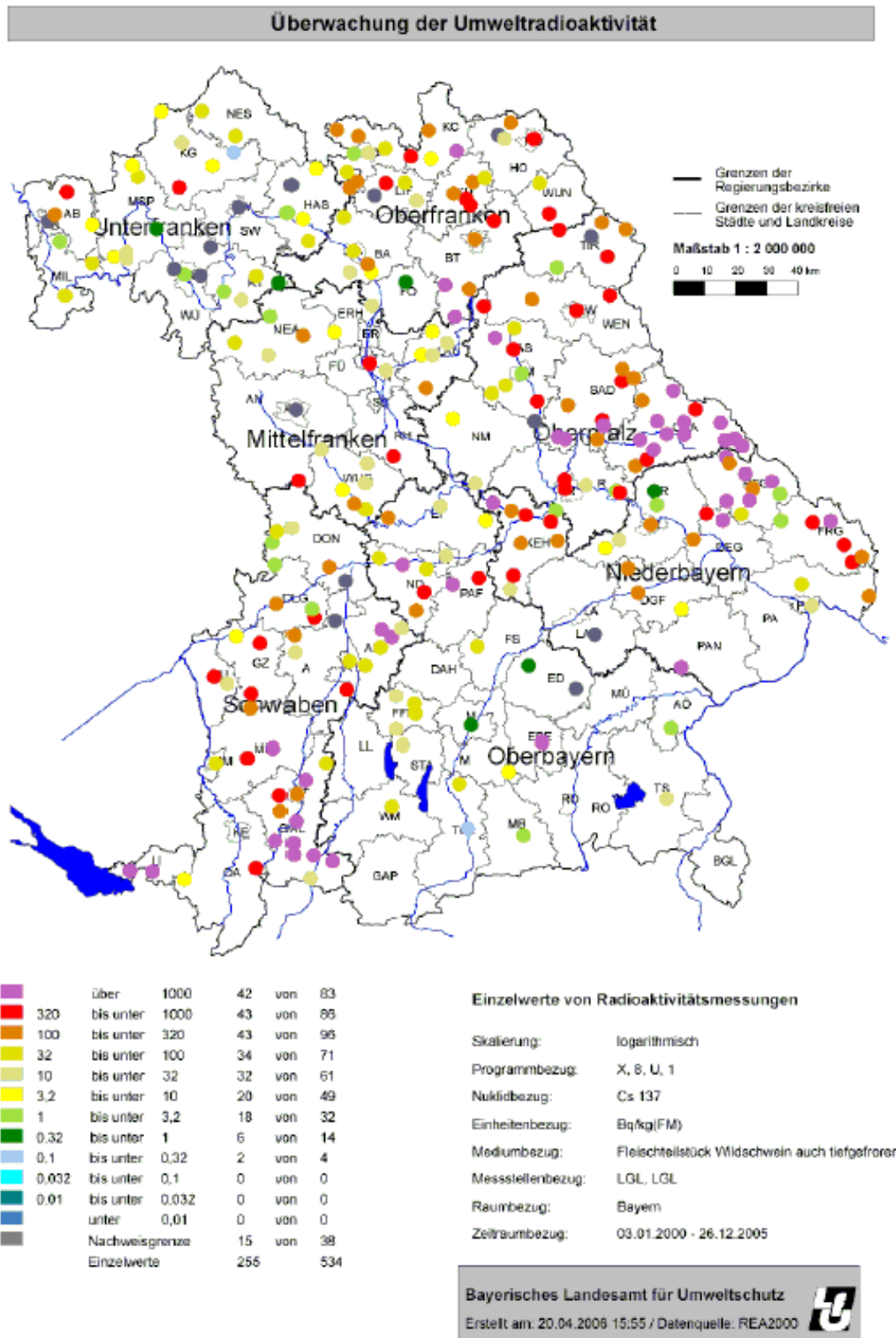


Abb. 25: Vom Bayerischen Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL) punktuell ermittelte räumliche Verteilung der Cäsium-137-Kontamination von Wildschwein in den Jahren von 2000 bis 2005.

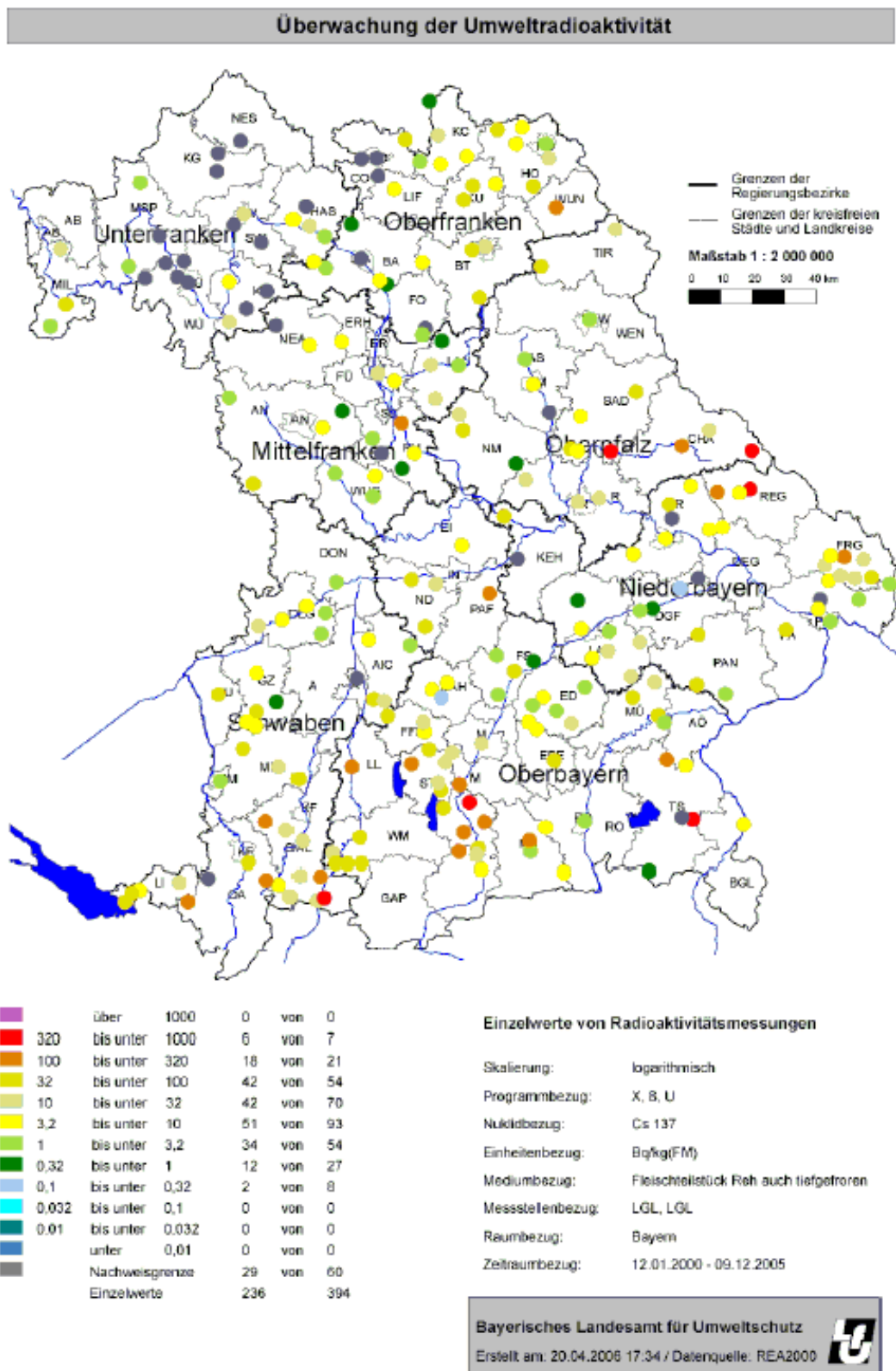


Abb. 26: Vom Bayerischen Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL) punktuell ermittelte räumliche Verteilung der Cäsium-137-Kontamination von Reh in den Jahren von 2000 bis 2005.

Aktivitätswerte in Honig, Rohtabake und importierten pflanzlichen Ausgangsstoffen

In **Abbildung 27** wird der zeitliche Verlauf der Jahresmittelwerte der spezifischen Cäsium-137-Aktivitäten in Honig, Rohtabaken und importierten pflanzlichen Ausgangsstoffen für die pharmazeutische Industrie vorgestellt.

Insgesamt liegen dieser Darstellung 1.774 Einzeluntersuchungen von Blütenhonigen, Blütenhonigmischungen sowie Honigtauhonigen und Honigmischungen zugrunde. Bei Honig, wie bei Schalenobst, Waldbeeren, Wildpilzen und Haarwild handelt es sich nicht um ein Grundnahrungsmittel. Honig hat infolge der überwiegend geringen Verzehr rates nur eine untergeordnete Bedeutung für die Ernährung. Trotzdem wurden auch für dieses ergänzende Nahrungsmittel Untersuchungen angestellt. Auch hier ist der Einfluss von Tschernobyl noch erkennbar.

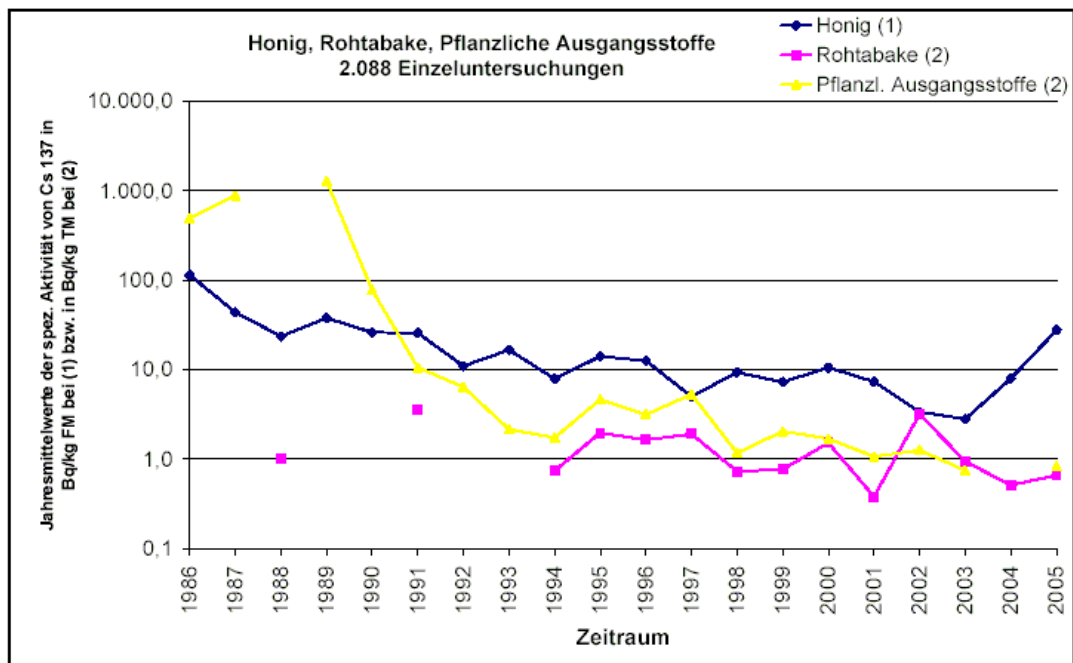


Abb. 27: Zeitlicher Verlauf der mittleren Cäsium-137-Kontamination von Honig und Rohtabaken aus Bayern sowie importierten pflanzlichen Ausgangsstoffen.

Bei Rohtabaken wurden 48 Einzeluntersuchungen vorgenommen, den für die pharmazeutische Industrie importierten pflanzlichen Ausgangsstoffen liegen 266 Analysen zugrunde. Dabei handelt es sich beispielsweise um Salbei, Weißdorn, Melisse, Thymian, Baldrian, Zinnkraut etc.

Aktivitätswerte von einheimischen Süßwasserspeisefischen

Abbildung 28 zeigt die zeitliche Cäsium-137-Aktivitätsabnahme in ausgewählten Fischen aus Binnen- und Fließgewässern inkl. Teichwirtschaft. Insgesamt wurden 200 Flussbarsche, 230 Hechte, 218 Aale, 650 Renken, 630 Regenbogenforellen, 119 Bachsaiblinge, 652 Karpfen und 349 Brachsen untersucht. Deutlich zu erkennen sind die relativ höheren Aktivitätswerte der am Ende der Nahrungskette stehenden Raubfische (Flussbarsche und Hechte) sowie des Allesfressers Aal gegenüber den hier dargestellten Friedfischen. Die Aktivitätswerte sind somit sowohl von der Fischart als auch vom Gewässertyp abhängig.

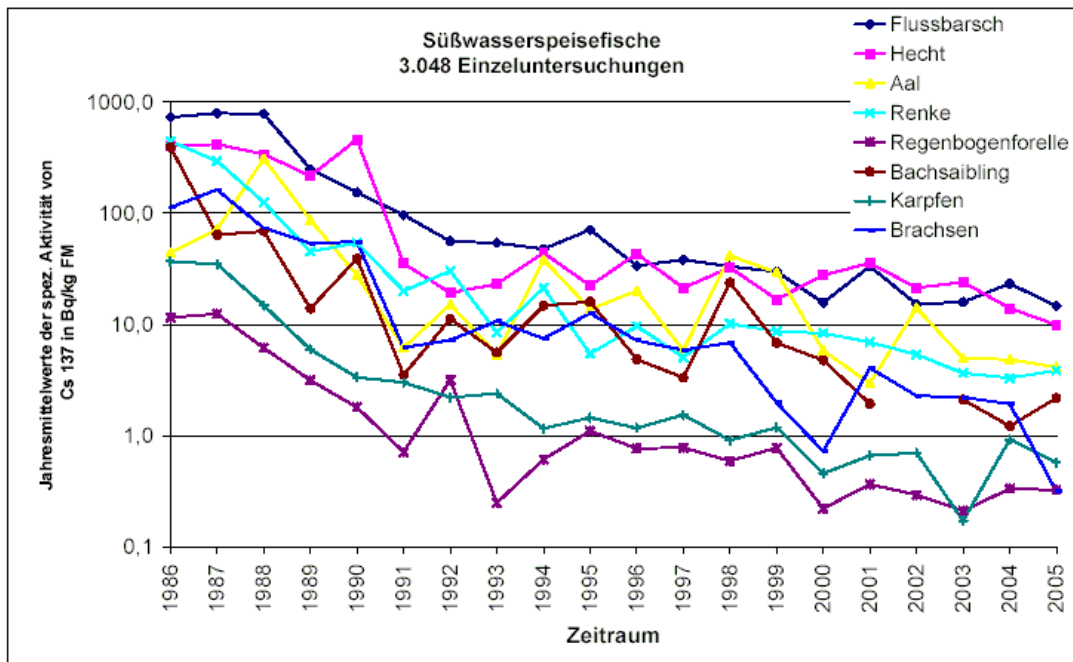


Abb. 28: Zeitlicher Verlauf der mittleren Cäsium-137-Kontamination von Fischfleisch in Bayern.

Generell werden in Fischen aus Seen um eine Größenordnung höhere Cäsium-137-Gehalte als bei Fischen aus Fließgewässern und teichwirtschaftlichen Betrieben beobachtet. Unterschiedliche Gehalte in Fischen aus stehenden, von der Lage vergleichbaren Gewässern sind sowohl auf die unterschiedlichen Zuflussmengen wie auch auf die verschiedenen Salzgehalte des Oberflächenwassers zurückzuführen. Dabei ist folgende Abhängigkeit festzustellen: Je niedriger der Kaliumgehalt des Wassers, desto höher die Cäsium-137-Aktivitätskonzentration im Fischfleisch. Die Erklärung hierfür ist einfach: Cäsium ist dem Kalium chemisch ähnlich. Ist der Kaliumgehalt des Wassers niedrig wird eben Cäsium in das Fischfleisch eingelagert.

Aktivitätswerte in Grund- und Trinkwasser, in Säuglings- und Kleinkindergetränken, in Weine und Traubenmoste sowie in Hopfen

In **Abbildung 29** ist der zeitliche Verlauf der Jahresmittelwerte der Cäsium-137-Aktivitätskonzentrationen in Grundwasser (687 Analysen) und Trinkwasser (2.065 Analysen) wiedergegeben. Rund 95 % des in Bayern geförderten Trinkwassers sind reines Grundwasser. Des Weiteren von Bedeutung für die Wassergewinnung sind darüber hinaus die Trinkwassertalsperren Mauthaus im Frankenwald und Frauenau im Bayerischen Wald sowie der als Trinkwasserreservoir genutzte Bodensee. Wie aus der Darstellung ersichtlich, sind die Auswirkungen von Tschernobyl vernachlässigbar. Die scheinbar relativ hohe Konzentration im Trinkwasser von 1986 ist bedingt durch eine Anfang Mai 1986 aus einer Zisterne entnommene Einzelprobe.

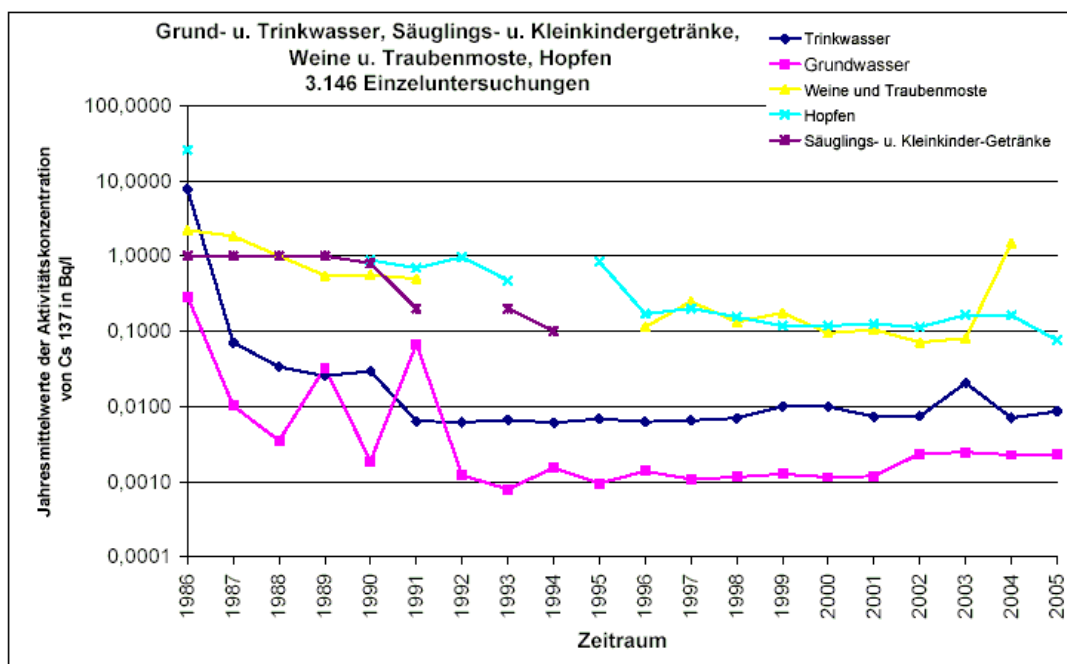


Abb. 29: Zeitlicher Verlauf der mittleren Cäsium-137-Kontamination von Wasser, Getränken und Hopfen in Bayern.

Auch in Weinen und Traubenmosten (76 Analysen) ist seit 1988 kein Cäsium-137 nachweisbar. Lediglich 1986 und 1987 wurde vereinzelt Radiocäsium oberhalb der messtechnisch bedingten Nachweisgrenze gemessen. Unter der Nachweisgrenze versteht man den kleinsten mit einem bestehenden Analyseverfahren erzielbaren Messwert. Das Analyseverfahren umfasst dabei alle Teilschritte von der Probenahme über Probenvorbereitung bis zur eigentlichen Messung und Auswertung. Beim Nachweis von Cäsium-137 liegt die Nachweisgrenze bei ca. 0,01 Bq/l. Bei den anderen abgebildeten Werten handelt es sich demnach um Nachweisgrenzen.

Ebenfalls abgebildet sind die durchschnittlichen spezifischen Cäsium-137-Aktivitäten von Hopfen, der als pflanzlicher Rohstoff zur Bierherstellung dient (283 Auswertungen).

Ergänzend werden die Werte der 35 durchgeführten Analysen von Säuglings- und Kleinkindergetränken gezeigt. Praktisch handelt es sich hierbei um die messtechnisch bedingten Nachweisgrenzen.

Aktivitätswerte in Gesamtnahrung und Abschätzung der daraus resultierenden mittleren Strahlenexposition durch Ingestion für Erwachsene in Bayern

Zur Abschätzung der internen Strahlenexposition des Menschen durch die in Lebensmitteln enthaltene Radioaktivität sind die aus der verzehrfertigen Gesamtnahrung zur Gemeinschaftsverpflegung in Kantinen und Krankenhäusern ermittelten Werte besonders geeignet. Hierbei wird die Radioaktivität der Einzellebensmittel im Verhältnis zur tatsächlich vom Menschen täglich verzehrten Menge berücksichtigt. Außerdem wird auch die Radioaktivität von solchen Lebensmitteln erfasst, die nur selten oder gar nicht untersucht werden. Die Tagesproben umfassen die insgesamt verzehrte Menge, die ein gesunder Erwachsener an einem Tag beim Frühstück, Mittagessen, Abendessen und den Zwischenmahlzeiten einschließlich der Getränke zu sich nimmt. Täglich verzehrt ein Erwachsener etwa 1,8 kg bis 2,3 kg.

In **Abbildung 30** sind die Jahresmittelwerte der spezifischen Aktivitäten des für den Tschernobyl-Unfall dosisbestimmenden Cäsium-137 in der Gesamtnahrung (1) aus der Gemeinschaftsverpflegung eines Münchner Krankenhauses in Becquerel pro Kilogramm (Bq/kg) dargestellt. Zusätzlich ist die sich daraus abzuschätzende mittlere effektive Jahresdosis (2) im Gesamtkörper (Ingestionsdosis) in Mikrosievert pro Jahr ($\mu\text{Sv/a}$) wiedergegeben.

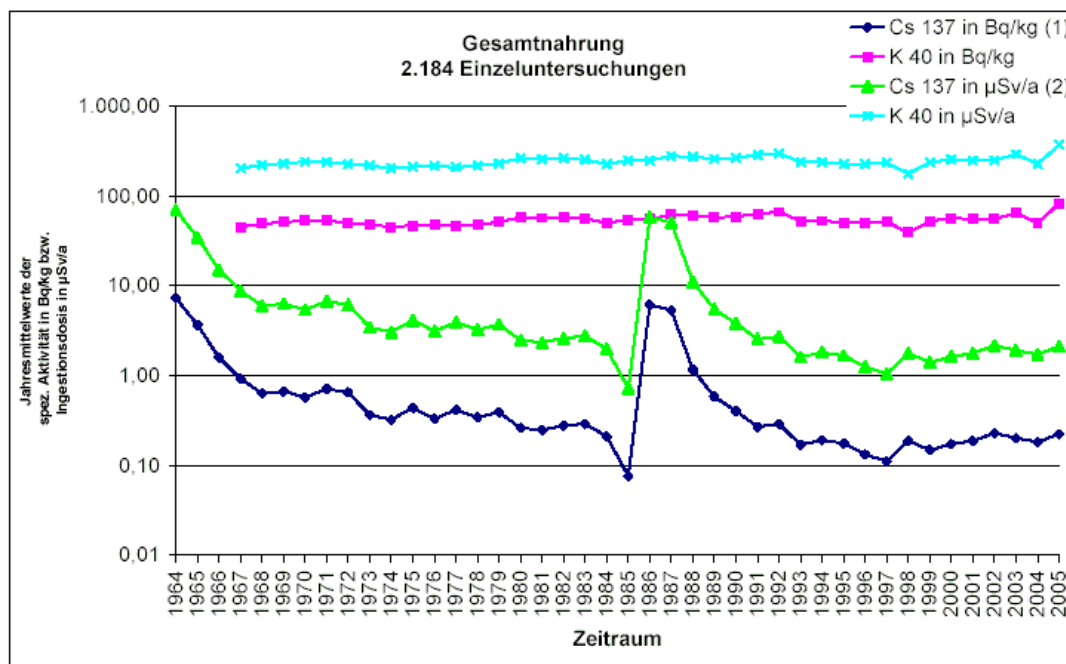


Abb. 30: Vom Bayerischen Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL) durch repräsentative wöchentliche Probenahme von verzehrfertiger Gesamtnahrung inkl. Getränken aus der Gemeinschaftsverpflegung eines Münchener Krankenhauses von 1964 bis 2005 ermittelten Aktivitätswerte von Cäsium-137 und natürlichem Kalium-40.

Deutlich erkennbar ist der Aktivitätsanstieg im Jahr 1986. Darüber hinaus sind in der Darstellung neben den Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl im Jahre 1986 die Folgen des weltweiten Atombombenfallouts Anfang der 60er Jahre ersichtlic. Klar festzustellen ist, dass die heutigen Werte der Cäsium-137-Ingestionsdosis von unter $2 \mu\text{Sv/a}$ wieder vergleichbar ist mit der Situation vor dem Tschernobyl-Unfall von 1986. Als Orientierungshilfe zur Einschätzung der durch den Unfall von Tschernobyl resultierenden mittleren effektiven Ingestions-

dosis durch inkorporiertes Cäsium-137 wird auf die ebenfalls in der Grafik abgebildete mittlere Strahlenexposition von ca. 300 $\mu\text{Sv/a}$ durch Ingestion des in allen Lebensmitteln enthaltenen natürlichen Kalium-40 verwiesen; demgegenüber ist die zusätzliche Ingestionsdosis mit unter 1 % vernachlässigbar klein. Dabei sind die Beiträge zur Ingestionsdosis von Nukliden aus den natürlichen Zerfallsreihen des Thoriums und Urans unberücksichtigt.

Strontium-90 wurde nicht erläutert, da dieses schwerflüchtige Nuklid beim Reaktorunfall nur in geringem Ausmaß freigesetzt wurde. Die Deposition bei uns betrug nur etwa 10 % derjenigen, die durch den weltweiten Atom-bombenfallout verursacht wurde.

Fazit

Zusammenfassend kann grundsätzlich festgestellt werden:

Die externe Strahlenexposition (Direktstrahlung) in Bayern entspricht seit etwa 1993 der natürlichen Umgebungsstrahlung.

Die Cäsium-137-Werte in inländisch landwirtschaftlich erzeugten Nahrungsmitteln pflanzlicher und tierischer Herkunft weisen im Allgemeinen weniger als 1 Bq/kg FM auf.

Ausnahme hiervon bilden Produkte des Waldökosystems, die jedoch von ihrer Menge her für die Ernährung der Bevölkerung von untergeordneter Bedeutung sind.

Aufgrund der hier aus der Vogelperspektive in Gesamtschau vorgelegten 130.000 Einzelmessergebnisse lässt sich im Allgemeinen eine Beeinträchtigung für die Gesundheit der Bevölkerung aus strahlenhygienischer Sicht nicht belegen.

Alle in Bayern erhobenen Messdaten sind für einen Zweijahresausschnitt (vom gegenwärtigen Zeitpunkt an zurück) in unserem Internetangebot zum „Strahlenschutz“ unter

<http://www.bayern.de/lfu/strahlen/>

unter der Rubrik [„Strahlenschutzvorsorge in Bayern“](#)

und dem Verweis [„Aktuelle Messwerte: Aktivitätsgehalte bayerischer Umweltproben“](#)

veröffentlicht.

U. a. finden Sie auf den Seiten zum „Strahlenschutz“ auch vielfältige Informationen zur Umgebungsüberwachung bayerischer kerntechnischer Anlagen sowie zum Betrieb des Kernreaktor-Fernüberwachungssystems (KFÜ) und des Immissionsmessnetzes für Radioaktivität (IfR).

Schlussbemerkung

Insgesamt wurden seit Ende April 1986 bis inkl. dato rund 155.000 Einzelproben in Bayern genommen und in Strahlenmesslaboratorien ausgewertet. Diese Auswertungen umfassten ca. 155.000 nuklidspezifische gamma-spektrometrische Untersuchungen, etwa 5.300 Strontium-90-Bestimmungen, 6.350 Tritium-Bestimmungen und 386 alphaspektroskopische Analysen zur Bestimmung von Uran- und Plutoniumisotopen sowie ca. 43.000 Gamma-Ortsdosisleistungsmessungen im freien Gelände.

An dieser Stelle sei allen Frauen und Männern unsere aufrichtige Anerkennung ausgesprochen, die von der Organisation über die Probenahme vor Ort, den Transport zu unseren Messeinrichtungen, den Probenvor- und Probenaufbereitungen, den Analysen, der Protokollierung und Plausibilisierung der Messergebnisse, ihrer datentechnischen Erfassungen und Weiterleitungen sowie der Gesamtbewertungen ihren unermesslichen Beitrag als Schauspieler und Zuschauer auf der Bühne der Geschehnisse zum Schutz unserer Bevölkerung und Heimat geleistet haben, insbesondere:

- den Landwirten, die uns ihre Anbauflächen zur Verfügung stellen und unsere Probenahmen dulden,
- den Berufsfischern und Jägern,
- den Schwammerlsammlern und pilzkundlichen Vereinen,
- den Kläranlagenbetreibern,
- den Wasserversorgungsanlagenbetreibern,
- den Müllverbrennungsanlagenbetreibern,
- den Deponieanlagenbetreibern,
- den Tierkörperverwertungsanlagenbetreibern,
- der Universität Erlangen,
- der Universität Regensburg,
- dem Institut für Wildbiologie und Jagdkunde der Universität Göttingen,
- der Bundesanstalt für Fleischforschung, Kulmbach,
- dem Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt, Neuherberg,
- dem TÜV Süd,
- den Betreibern der bayerischen kerntechnischen Anlagen,
- der Landesgewerbeanstalt Bayern, Nürnberg,
- dem Tiergesundheitsdienst Bayern, Grub,
- der Milchwirtschaftlichen Untersuchungs- und Versuchsanstalt, Kempten,
- den Lebensmittelüberwachungsbeamten,
- den Veterinärassistenten,
- den Umweltschutzingenieuren der Kreisverwaltungsbehörden,
- den Wasserwirtschaftsämtern,
- den Regierungen,
- der ehemaligen Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung,
- dem ehemaligen Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft,
- dem ehemaligen Bayerischen Geologischen Landesamt,
- der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft,
- dem Bayerischen Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit,
- dem Bayerischen Staatsministerium des Innern,
- dem Bayerischen Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten,
- dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz,
- den Kolleginnen und Kollegen der Abteilung Strahlenschutz des Bayerischen Landesamts für Umwelt und nicht zuletzt den Journalisten, die über unsere Arbeit in den Medien die Öffentlichkeit unterrichten.

Ihnen Allen, ein aufrichtiges Vergelt's Gott.

Wir hoffen, durch die detaillierten Darstellungen der seit 20 Jahren durchgeführten Messungen, zur sachlichen Beurteilung der strahlenhygienischen Situation in Bayern beizutragen.

Augsburg, den 21. April 2006, Abteilung Strahlenschutz

Konstantinos Goussios
Dr. Anita Wolf



**Bayerisches Landesamt
für Umwelt**

Bürgermeister-Ulrich-Str. 160

86179 Augsburg

Telefon 0821/9071-0

Telefax 0821/9071-5556

E-Mail poststelle@lfu.bayern.de

Internet www.bayern.de/lfu