

Gamma-(γ)-Strahlung aus Gewässersedimenten in NW

über 400 Proben gemessen

Auswertung unter Berücksichtigung der Euratom- Grundnormen

von Hans Klös

homepage: <http://www.bibaxx.homepage.t-online.de/>

Inhalt

- **Einleitung: Radionuklide als Marker, Uhren und Noxen**
- Messtechnik der Gamma-(γ)-spektrometrie
- Radioaktivität in den Sedimenten: Entstehung und partikulärer Lufttransport
- Entstehung und partikulärer Wassertransport
- Tab. 1 : In Sedimenten vorkommende Radionuklide
- **Teil I: Klassierung von Sedimenten nach Vergleichbarkeit und Alter**
- Vergleich von Stichproben mit Referenzschwebstoffen für den Rhein
- Qualitätssicherung für die Probenahme
- Klassierung von Stichproben im Einsatz nach Störfällen
- Übertragung des Konzepts auf alle Gewässer
- Luftstaubradionuklide im „Referenzstaub“
- Schlussfolgerungen, Wirksamkeitsprüfung und Qualitätsstandard
- Anhang 1: Theorie: Statistisches Modell des Probenalters
- Anhang 2: Nichtrezente Stichproben
- **Teil II Historie einer Rheinverschmutzung bei Düsseldorf**
- **Teil III Auswertung aller Daten unter Strahlenschutzgesichtspunkten**
- **Literatur**



Einleitung: Radionuklide als Marker, Uhren und Noxen

Über 400 Sedimentproben, die aus Gewässern Nordrhein-Westfalens genommen und im Labor γ -spektrometrisch gemessen wurden, werden radiologisch ausgewertet. Die Ergebnisse werden zu Diskussion gestellt.

Einige radioaktive γ -Strahler sind Bestandteile unserer Umwelt. Sie besitzen sehr spezifische Eigenschaften, die auch bei Fragen der Ökologie weiterhelfen, wenn sie entsprechend geschickt genutzt werden: Als Marker, als Tracer als Uhren (Datierung) und zur Ermittlung der Grundbelastung.

In der Ökosphäre machen Radionuklide durch ihre Strahlung auf sich aufmerksam und sind direkt zu detektieren und sogar ohne chemische Umwege, entgegen des verbreiteten Irrglaubens, leichter als chemische, biologische oder gar gentechnisch veränderte Gifte quantitativ zu bestimmen. Sedimente z. B. benötigen keine komplizierten chemischen Probenaufarbeitungen und Abtrennung der γ -Strahler. Sie werden direkt im Spektrometer quantitativ gemessen.

Manche der γ -Strahler können sogar als Tracer genutzt werden, d.h. sie hinterlassen Spuren z. B. für die Verfrachtung des Luftstaubs von der Troposphäre über den Erdboden bis in stehende und fließende Gewässer, weil sie in der Lufthülle erzeugt werden oder angereichert sind und partikulär transportiert werden.

Der Zerfall selbst, die Abnahme dieser γ -Strahler z. B. während ihres Transportes und der Sedimentierung, kann dann zur Datierung herangezogen werden.

Ergebnisse der γ -Detektion sollten zur Altersklassierung (**Teil I**), Altersbestimmung (**Teil II**) und in beiden Fällen sogar und nicht zuletzt zur Qualitätssicherung bei chemischen Sedimentuntersuchungen weitergehend ausgewertet werden, nachdem ein Test für Rheinsedimente befriedigende Ergebnisse gebracht hatte. [Klös, H. & Schoch, C. (1993c)]

Der Erkenntnisfortschritt im Strahlenschutz wird ebenfalls berücksichtigt. So halfen die o.g. Messergebnisse für die Jahre 1995, 1996 und 1997 der Untermauerung des Strahlenschutzes (**Teil III**), ohne jedoch die anderen Ziele zu schmälern.

Die Richtlinie 96/29/Euratom des Rates vom 13. Mai 1996 zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen trägt erstmalig dem Strahlenschutz gesamthaft Rechnung, indem sie in Titel VII die erheblich erhöhte Exposition von Personen an

Arbeitsplätzen und Einzelpersonen der Öffentlichkeit durch natürliche Strahlenquellen einbezieht.[AMTSBLATT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT (1996)].

Die alte Strahlenschutzkommission (SSK) des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit hat im September 1997 zu o.g. Titel in einem ersten Versuch die Strahlenexposition an Arbeitsplätzen durch natürliche Radionuklide einen Bericht (als Heft 10 (1997)) veröffentlicht. Untersuchungen über Ablagerungen in Rohrleitungen der Grubenentwässerung ergaben für Radium und alle Folgeprodukte bislang eine spezifische Aktivität von 163.000 Bq/kg; erwartet wird, dass die Effektive Dosis der Exponierten bei Wartungsarbeiten 1 mSv im Jahr nicht überschreitet. Genauere Aussagen über die Anzahl der Exponierten und die Beschäftigungszeiten lagen nicht vor. Über die Belastung von Einzelpersonen der Öffentlichkeit sollten damals noch keine Aussagen gemacht werden. [BERICHTE DER STRAHLENSCHUTZ-KOMMISSION -SSK-(1997)]

Auch die Bergbehörden, **die in NRW ebenfalls auch noch Strahlenschutzbehörden sind**, hatten aus ihrer Sicht die Situation an den Arbeitsplätzen erörtert, denn in den Bergbaubetrieben Nordrhein-Westfalens tritt die natürliche Radioaktivität vor allem in festen Ausfällungsprodukten, die sich z. B. als Sedimente in Wasserhaltungen (z. B. als Sumpfung Schlämme) oder in Betriebsmitteln (z. B. in Rohrleitungen und Pumpen) ablagern. Ein Leitfaden soll angeblich entwickelt worden sein, der im Betriebsplan sowohl die Aspekte des Arbeitsschutzes als auch des Umweltschutzes berücksichtigt. [MWM-TV-NRW- (1996)]

Messtechnik der Gammaskopie

A priori sind im Gammaskopie von Sedimentproben die Radioaktivitätskonzentrationen von ^7Be (Be-7), ^{40}K (K-40), ^{131}J (J-131), ^{137}Cs (Cs-137), ^{208}Tl (Tl-208), ^{214}Bi (Bi-214), ^{226}Ra (Ra-226), ^{228}Ac (Ac-228), ^{238}U (U-228), und ^{210}Pb (Pb-210) direkt messbar [physikalische Schreibweise und (schreibtechnische Vereinfachung)]. Eine Totalanalyse des Spektrums wurde trotz verbesserter Detektoren früher kaum routinemäßig vollzogen u.a. wegen Überlagerungen der charakteristischen Strahlungsenergie und der Selbstabsorption der Strahlung in den Proben

und den unzulänglichen Kalibrierstandards, die bei internationalen Ringtests (z. B. IAEA) zu über 50% Abweichungen führten .

Durch kontinuierliche Verbesserungsprozesse auf verschiedenen Gebieten der Gammaskopimetrie ist heute eine schnelle und sichere Auswertung möglich, langwierige personal- und kostenintensive chemisch-physikalische Trennungsgänge und Präparationen werden nicht benötigt.

Wichtige Schritte auf dem Weg zur Normierung wurden zurückgelegt und publiziert [KLÖS, H. & SCHOCH, C. (1996)]:

- Optimierung des Detektors und der Messanordnung
- Optimierung des Kalibrierstandards und
- Korrektur der Selbstabsorption durch Transmissionsmessung
- Vereinfachung und Anpassung der Korrekturen und der Auswertesoftware

Bei Direktmessungen von feuchten Sedimenten werden Be-7, K-40, U-238, und Pb-210 bis zu einer Erkennungsgrenze von etwa 10 Bq/kg und J-131, Cs-137, Tl-208, Bi-214, Ac-228 bis zu einer Erkennungsgrenze von etwa 2 Bq/kg, rund um die Uhr, direkt und automatisch analysiert.

Um einen Bezugswert für die Probenmasse zu bekommen , muss lediglich der Trockenrückstand der Proben normgerecht in einer Teilprobe von 10g bestimmt werden.

Die unveränderten Proben wurden zur chemischen Aufbereitung und Analyse weiterverwendet.

Radioaktivität in den Staub Depositionen: Entstehung und partikulärer Lufttransport

Durch die Wechselwirkung der aus dem Weltall kommenden kosmischen Strahlung mit den Luftschichten der Erde werden radioaktive Nuklide wie Kohlenstoff-14, Beryllium-7 und Tritium ständig neu erzeugt. Da diese Radionuklide durch die Einwirkung der kosmischen Strahlung (auch Höhenstrahlung genannt) entstanden sind, bezeichnet man ihre Herkunft als kosmogen. Sie befinden sich in der Atmosphäre im Gleichgewicht zwischen Erzeugung und Elimination.

Cs-137 wurde durch Waffentests und das Reaktorunglück von Tschernobyl in die Luft gebracht und verfrachtet. Dieser Verfrachtungsprozess ist weitgehend abgeschlossen.

Das Cs-137 und das Beryllium-7 werden in gleicher Weise wie das noch zu beschreibende EXC-PB (Überschuss- Pb-210) wegen starker Affinität zum Staub partikulär transportiert und deponiert.

Radioaktivität in den Böden: Entstehung und partikulärer Transport

Die Radioaktivität in Böden und damit auch in Schwebstoffen und Sedimenten wird häufig durch den Gehalt an Radionukliden im Ursprungsgestein der Erdkruste bestimmt, das ist z. B. die Uran-Radium- gestützte Radioaktivität. Von den in Gesteinen vorkommenden natürlichen Radionukliden haben einige Halbwertszeiten in der Größenordnung des Erdalters, wie z. B. Uran-238, Thorium-232 und Kalium-40. Dabei sind beispielsweise Uran-238 und Thorium-232 Ausgangsnuklide von Zerfallsreihen, die zahlreiche weitere natürliche Radionuklide enthalten.

Von diesen Radionukliden gelangen Radon (Radon-222) {und wenig Thoron, (Radon-220)} und seine Folgeprodukte in die Atmosphäre, insbesondere entsteht aber letztlich das Radon-Endprodukt Pb-210, das von dort durch partikulären Lufttransport und Staubdeposition auf den Boden fällt, analog dem bereits obengenannten Beryllium-7. Pb-210 reichert sich durch die Luftstaub Depositionen bis zu einer Gleichgewichtsbelegung am Erdboden an, es bildet dort eine Bedeckung mit Überschusskonzentration über die Uran-Radium-gestützte Konzentration aus, die in diesem Text als EXC-PB (Excess = Überschuss Pb-210) gekennzeichnet wird .

Radioaktivität in den Sedimenten: Entstehung und partikulärer Wassertransport

Zusammen mit dem auf dem Oberboden bereits liegenden Cs-137 werden die Nuklide Be-7 und Pb-210 (jetzt sowohl das Überschuss-Blei als auch das Böden-Radium gestützte) durch Erosion in die Gewässer verfrachtet und dort partikulär transportiert und sedimentiert.

Radioaktivität aus dem Bergbau: Entstehung und partikulärer Wassertransport

Ferner werden das Barium mit Ra-228, Ra-226 und Ra-224 durch kochsalzhaltiges Thermalwasser aus Gesteinen ausgelaugt. Im Rahmen der Kohlegewinnung werden diese Wässer vom Bergbau erbohrt und in die sogenannte Vorflut entsorgt. Dort fallen sie aufgrund vorhandener Sulfationen als feiner Schwerspat mit Radium aus, werden partikulär im Gewässer transportiert. Dieser Radiumüberschuss wird zur Datierung und Markierung von Zeithorizonten verwendet [KLÖS, H. & SCHOCH, C. (1993a,b) , SCHWEER, G. (1995)]. In Gewässern mit Bergbau-Abwasser ist andererseits jedoch eine Klassierung mit Hilfe von EXC-PB nicht mehr möglich.

Die wichtigsten Radionuklide sind in Tab.1 aufgeführt. Bis auf die vier kosmogenen Radionuklide sind diese mehr oder weniger verteilt vor allem in den Böden und Gesteinen der Erdkruste und damit auch in den anorganischen Baumaterialien, Zuschlagstoffen und Reststoffen vorhanden und durch den Kontakt mit der Ökosphäre können aber auch J-131, Cs-137 und Pb-210 (im Überschuss) in Spuren beigemischt sein.

J-131 wird auf Nuklearstationen der Medizin als Therapeutikum stationär verwendet und über eine Abklinganlage nach einer Kontrollmessung abgegeben. Größer scheint jedoch die Menge zu sein, die nach verschiedenen diagnostischen Gaben auch aus Privatpraxen durch Patientenausscheidungen unkontrolliert in die Gewässer gelangt.

Radionuklid	Art der Strahlung	Halbwertszeit	Herkunft/Vorkommen
Wasserstoff-3 (Tritium)	β *	12,3 Jahre	kosmogen
Beryllium-7	γ	53 ,3Tage	kosmogen
Kohlenstoff-14	β	5.730 Jahre	kosmogen
Natrium-22	α, β	2,6 Jahre	kosmogen
Kalium-40	α, β	1,27 Milliarden Jahre	Erdkruste
Blei-210	α, β, γ	22,3 Jahre	Uran-Reihe, Erdboden
Blei-212	α, β, γ	10,6 Stunden	Thorium-Reihe, Erdboden, Luft
Blei-214	α, β, γ	26,8 Minuten	Uran-Reihe, Erdboden, Luft
Wismut-214	α, β, γ	19,8 Minuten	Uran-Reihe, Erdboden, Luft
Radon-220 (Thoron)	α, β, γ	55 Sek.	Thorium-Reihe, Erdboden, Luft
Radon-222 (Radon)	α, β, γ	3,82 Tage	Uran-Reihe, Erdboden, Luft
Radium-226	α, β, γ	1.600 Jahre	Erdkruste, Bergbau
Thorium-232	α, β, γ	14 Milliarden Jahre	Erdkruste
Uran-235	α, β, γ	0,7 Milliarden Jahre	Erdkruste
Uran-238	α, β, γ	4,5 Milliarden Jahre	Erdkruste
Cs-137	β, γ	30 Jahre	Tchernobyl-Reaktor
J-131	β, γ	8,05 Tage	Medizintechnik

* α = Alphastrahlung; β = Betastrahlung; γ = Gammastrahlung Bei der angegebenen Art der Strahlung sind auch die Folgeprodukte des genannten Radionuklids berücksichtigt.

Tab. 1 : In Sedimenten vorkommende Radionuklide

Teil I: Klassierung von Sedimenten nach Vergleichbarkeit und Alter

Vergleich von Stichproben mit Referenzschwebstoffen für den Rhein

Das erste Konzept der Klassierung wurde bereits 1993 am Beispiel der Rheinsedimente vorgestellt und basierte auf dem Vergleich von Sediment-Stichproben mit Schwebstoffen des Rheins [KLÖS, H. & SCHOCH, C. (1993c)].

Mit Hilfe ausgewählter Radionuklide der natürlichen Radioaktivität und des Cs-137 in Monatsmischproben von Schwebstoffen von 1991 und 1992 konnten Stichproben von Gewässersedimenten geprüft werden, ob sie zur Klasse derjenigen Sediment-Stichproben gehören, die Schwebstoffen gleichen, die also im letzten Jahr am ökosphärischen Transport teilgenommen haben. Damit lassen sich diese Sediment- Momentaufnahmen (Stichproben) mit Schwebstoffproben und damit sogar untereinander (natürlich lediglich in den Klassengrenzen) vergleichen und bewerten: **Nach Alter und Qualität!** Sie sind damit zur Klasse der „alten Proben“ (Proben, die in wesentlichen Teilen älter als zwei Jahre sind) und insbesondere zu Gewässerböden oder zu anderen Artefakten nachweisbar abgrenzbar.

Klassierung und Qualitätssicherung

1. Stichproben müssen eine ausreichende Aktivität an EXC-PB enthalten.

Nach diesem Klassierungs- und Qualitätssicherungs-Konzept sind Proben, die wenig „Pb-210 im Überschuss“ (Excess-Blei oder kurz EXC-Pb) und Cs-137 vor einer sehr teuren chemischen oder biologischen Messung auszuschließen; z. B.: Sollten Proben, die als Ausreißer gelten, gesondert bewertet und ggf. die Probenahme wiederholt werden.

2. Die bleibenden korrekten Proben wurden nach mittlerem „Be-7- Alter“ nochmals klassiert:

- | | | | |
|----|----------------|-------|----------------|
| 1. | über 100 Bq/kg | Alter | 0 -53 Tage |
| 2. | 50 - 100 Bq/kg | Alter | 53 - 106 Tage |
| 3. | 25 - 50 Bq/kg | Alter | 106 - 159 Tage |
| 4. | 12 - 25 Bq/kg | Alter | 159 - 212 Tage |

Damit ist nachgewiesen, dass die korrekten Proben an dem ökosphärischen, limnischen Transport vor nicht allzu langer Zeit teilgenommen haben.

Die Altersklassen des Be-7 und die Streubereiche der übrigen Umwelt nuklide können zusammen zur Entscheidung der Vergleichbarkeit mehr oder weniger streng eingegrenzt werden, das geeignete Maß sollte die Auswertung der chemischen Parameter in Zukunft ergeben.

Schwebstoffwerte als Referenz für einen Gewässerabschnitt bieten eine gute Voraussetzung für die Qualitätssicherung der **Stichprobenergebnisse**. Sie ist eine **statistisch gesicherte, empirische** Qualifikation .

Einsatz in der forensischen Untersuchung nach Industrie-Störfällen und Schiffsunfällen

In den **forensischen Untersuchungen** stehen nach Störfällen und Unfällen meist keine Sammelproben zur Verfügung, so dass lediglich Stichproben einen Nachweis erbringen müssen. Stichproben sollten aber nachweisbar vergleichbar mit Referenzschwebstoffen und keine Artefakte sein, also eine bekannte empirische Qualität aufweisen.

Die o.g. Qualifikationsmessung von Probenahmen ist in der Lage aus nachträglichen Stichproben gerichtsfeste Voraussetzungen zu schaffen.

Übertragung des Konzepts vom Rhein auf weitere Gewässer

Im [Anhang](#) wird u.a. ein Sedimentations- Modell vorgestellt und dann diskutiert, um eine statistische Kenngröße für eine Altersklasse zu bestimmen: **Das „mittlere Alter T_ϕ “ der Sedimentstichprobe**. Allerdings muss der Wert für die **Startkonzentration a_0** noch gefunden werden. Die errechneten Zeiten werden als Kenngrößen für eine Altersklassierung nutzbar.

Die Altersabschätzung über Be-7 kann wie folgt angegeben werden, wenn eine wesentliche Verdünnung mit Bodenanteilen mit Hilfe andere Nuklide ausgeschlossen wird ([s. Anhang](#)):

Mittleres Alter: $T_\phi \approx 77 \text{ Tage} * \ln(a_0/A)$

Festlegung von a_0 auf 200 Bq/kg allgemeines „Referenzsediment“

Die einfachste Methode den Startwert zu bestimmen geht von der Annahme aus, dass die **höchsten aller gefundenen** Be-7- Konzentrationen in allen Gewässersedimenten näherungsweise den Zeitpunkt $T= 0$ markieren:

An diesen Stellen ist das erzeugte Be-7 aus der Luft Deposition von der Fläche abgeschwemmt und im Gewässer deponiert worden. Es wurden Höchstwerte **um 200 Bq/kg** gemessen (**s. Tab. 2, 90-Perzentil**). „Höchstwert“ steht für den Grenzwert, unter dem 90% aller Werte liegen. Diese **Startkonzentration a_0** tritt an die Stelle der **Konzentration der Referenzschwebstoffe** des Rheins.

Aufgrund der Cs-137 Konzentrationen wurden zuvor etwa 5 % der etwa 400 Werte ausgesondert, die unter 6 Bq/kg lagen. Sie besitzen theoretisch eine Verdünnung durch Gewässerboden von mehr als dem Faktor 4, wenn man von einem **oberen Erwartungswert** von 24 Bq/kg (=Mittelwert + doppelter Std. Fehler) ausgeht. Überschussblei (EXC-PB) wird in diesem Fall nicht zur Qualitätssicherung benutzt, weil sonst alle Bergbau beeinflusste Vorfluter ausgeschlossen würden. **Anhand der Kenngrößen in Tabelle 2 wird die Abweichung von einer zufälligen Verteilung deutlich (lediglich bei Cs-137) liegen die Mittelwerte und der Median nahe zusammen :**

- **Durch ungleiche Deposition gibt es Verschiebungen zu höheren Be-7 Werten.**
- **J-131 wird lediglich an einigen bestimmten Stellen eingeleitet.**
- **Durch Bergbauabwasser entsteht überschüssiges Radium.**

Tabelle 2: Kenngrößen der Radioaktivitätskonzentrationen aller ca. 400 Proben in Bq/kg

	Be-7	J-131	Cs-137	EXC-PB
Fälle	396	328	396	401
Mittelwert	96,9	3,1	22,3	10,1
Median	61,0	0,0	20,0	44,0
Minimum	0,0	0,0	2,7	-5090,0
Maximum	933,0	105,0	103,0	424,0
90 Perzentil	206,0			
Std.Fehler	5,91	0,54	0,69	18,74
Varianz	13871,1	99,0	189,5	140973,0
Std.Abweichung	117,77	9,95	13,76	375,46
Variationskoeff.	1,21	3,16	0,61	37,07
rel.V.koeff.(%)	6,1	17,4	3,1	185,2
Schiefe	3,07	5,51	2,24	-10,70
Kurtosis	13	41	8	127
Spanne	933	105	100	5514

Zwei Klassen als grobe Klassierung:

Werte, die über 20Bq/kg liegen, sollen als rezent („frisch“) und die unterhalb oder auf 20 liegen, als nichtrezent gelten:

Aus den ursprünglichen über 400 Proben mussten 130 als nichtrezent ausgesondert werden. Die aufsteigende Anordnung der Konzentrationen für Be-7 lässt zu, dass die Werte oberhalb von 10 Bq/kg als möglicherweise nicht rezent und die unterhalb als sicher nichtrezent interpretiert werden können. Die verbleibenden Proben besitzen ein mittleres Alter von weniger als 170 Tagen. Sie sind also alle weniger als ein Jahr alt, wie Abbildung 1 zeigt.

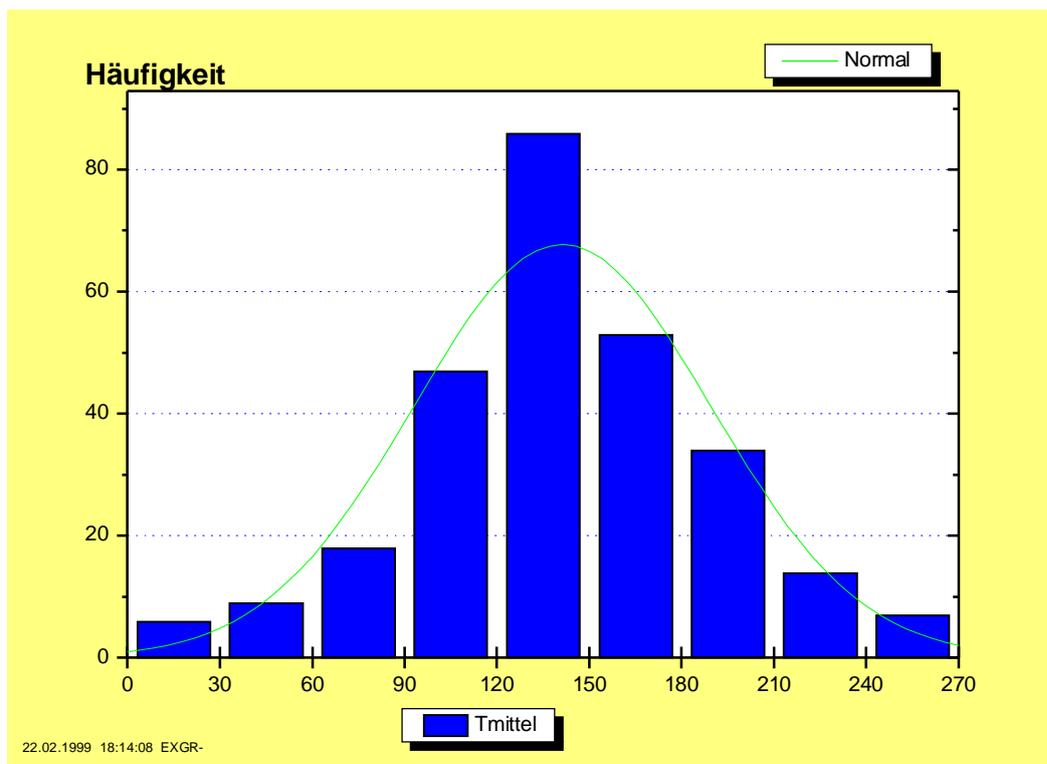


Abbildung 1: Mittleres Alter der 276 von insgesamt über 400 Sedimentproben in Tagen

Im nachhinein wurden von der wahrscheinlich als rezent beurteilten Restgruppe noch die 10 Proben ausgeschlossen, die Cs-137 Konzentrationen < 6Bq/kg besitzen und von Gewässerboden oder anderen Schwebstoffen (z. B. Bergbau- und Industrieabgänge) mit dem Faktor größer 4 verdünnt sein könnten!

Diese Untersuchung zur Qualität „rezent“ sollte freilich durch chemische oder physikalische Schnellmethoden ergänzt werden.

Einige weitergehenden Überlegungen, lediglich für fortgeschrittenere Leser

Verhältnis der Luftstaubradionuklide im „Referenzstaub“

Eine weitere Methode der Startwertbestimmung geht von der Annahme aus, dass sich das Verhältnis **V** der Konzentrationen der Radioaktivität von **Be-7 zu EXC-PB** in Luftstaub lediglich durch den Zerfall ändert und nicht durch die chemische Vorgänge in der Ökosphäre. So würde sich eine Vermischung mit Gewässerboden nicht auf das Alter auswirken, da Gewässerboden kein Überschussblei (ebenfalls kein Cs-137) enthält. **V** ist aus der einschlägigen Literatur in Tabelle 3 zusammengestellt.[BUNDESUMWELTMINISTERIUM [Hsrg.] (1990):]

Tabelle 3: Verhältnisse in der bodennahen Luft und am Boden

Braunschweig: Mittlere Rad.-Konzentration in der bodennahen Luft in $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$					München, Neuherberg: Mittlere Deposition in Bq/m^2			
	Be-7	Cs-137	Pb-210	V=Be/Pb	Be-7	Cs-137	Pb-210	V=Be/Pb
1984	1990	1	362	5	560	2	142	4
5	2540	1	302	8	830	2	137	6
6	3148	2380	230	14	1680	2000	89	19
7	2910	31	206	14	2240	86	202	11
8	2680	4	206	13	2090	48	230	9
9	2590	3	305	8	1590	14	220	7
1990	2530	2	278	9	1630	19	200	8
1	2390	1	290	8	1281	9	195	7
2	3090	1	273	11	1790	11	188	10
3	3145	1	379	8	2520	6	250	10
4	3390	1	298	11	2010	4	190	11

5	2600	1	177	15	1990	4	210	9
Mittel	2750	202	276	11	1905	184	188	9,2
μ	339,0		52,4	2,9	568,2	572,5	44,8	3,7

Die Jahresmittel V aus Sammelproben haben einen zeitlichen und örtlichen Totalmittelwert V_0 von **10,1 +/- 25 %** mit dem nach Bereinigung der Ursprungswerte die Altersklassierung vorgenommen werden kann. Die Bereinigung schließt alle Werte von Be-7 unter 20Bq/kg oder **EXC-PB unter 10** oder Cs-137 unter 7 aus. **Hier zeigt sich, dass von Bergbau und Boden beeinflusste Proben wegfallen.** Von 401 bleiben lediglich 276 „rezente“ Proben übrig, die klassiert werden.(Abbildung 1)

Der Startwert für V bei $T=0$ liegt jetzt in der bodennahen Luft und bezieht die Zeit der Ablagerung auf dem Erdboden ein. Man könnte bei dieser Altersberechnung daher eher von einem **absoluten Alter sprechen.**

Die Gegenüberstellung des mittleren Alters und der maximalen Sammelzeit in Abbildung1 könnte zu einem Ausschluss von weiteren 30 Proben führen, die Sammelzeiten von mehr als 3 Jahren haben, so dass hier **wenig mehr als die Hälfte** der genommenen Proben als rezent und von radiumhaltigen Zechenwasser oder Boden unbeeinflusst gelten dürfen.

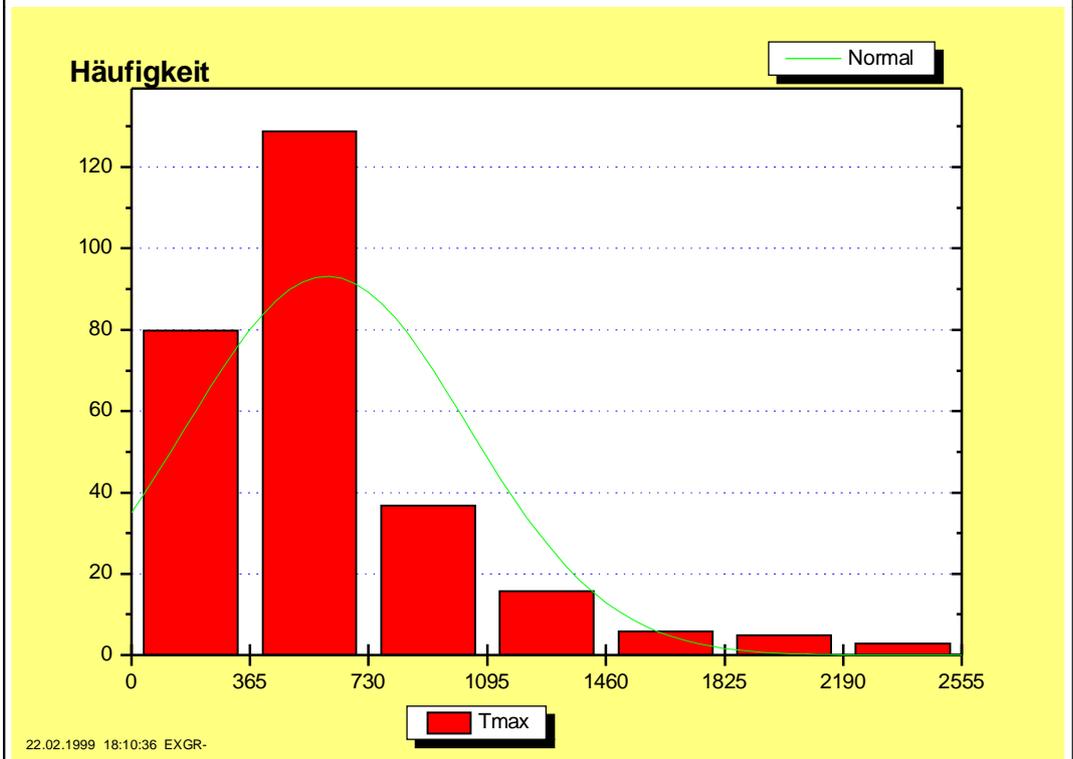
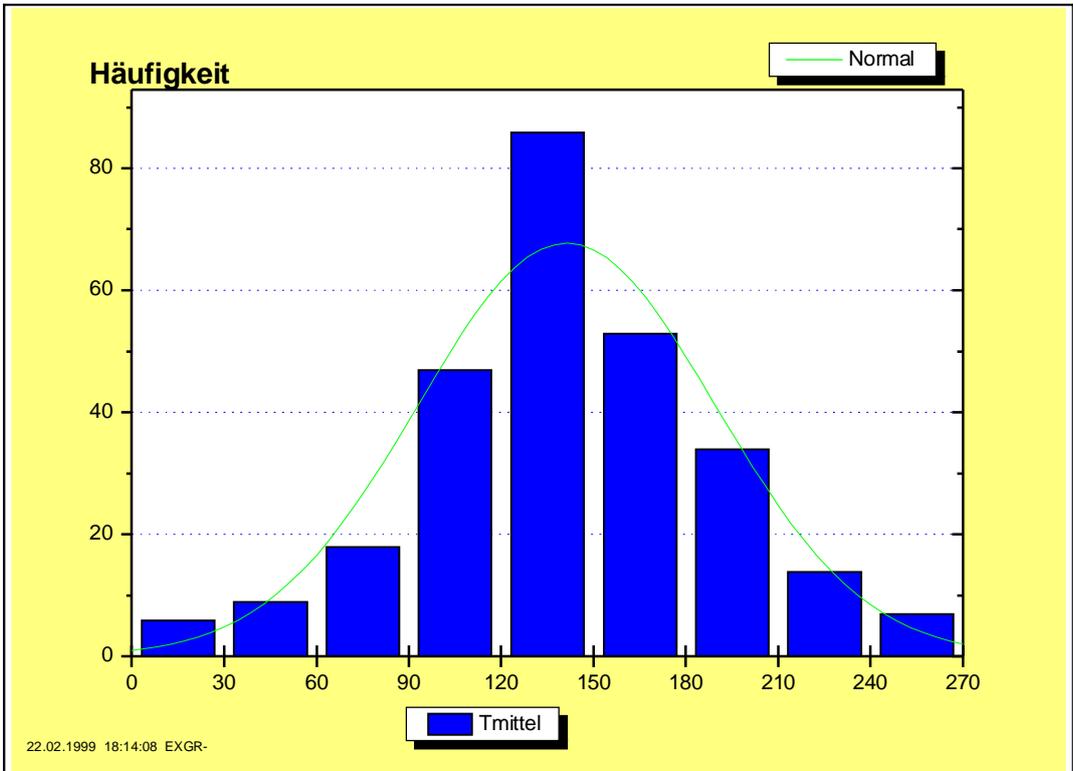


Abbildung 1: Mittleres- und maximales Alter der 276 von insgesamt 401 Sedimentproben in Tagen

Schlussfolgerungen, Wirksamkeitsprüfung und Qualitätsstandard

Die Methode des Referenzsediments erscheint einfach und eventuell hinreichend wirksam zu sein. Stichproben aus Häfen, Kanälen, Altarmen und aus nicht durchströmte Stauen werden Zt. als „nichtrezent“ aussortiert.

Als absolute Altersbasis ergeben sich folgende hypothetischen Altersunterschiede der Startwerte:

Der allgemeine Startwert ist mit $a_0 = 200 \text{ Bq/kg}$ im Mittel etwa 53Tage jünger als der

37Fälle mit Be-7 > 200Bq/kg	
276 FÄLLE	MITTLERES ALTER IN TAGEN
MITTELWERT	102
MINIMUM	-0,74
MAXIMUM	157
SPANNE	158
MEDIAN	116
10% GETRIMMTER MW	108
10% WINSORIS. MW	98
TABELLE 4: MITTLERES ALTER IN TAGEN	

Schwebstoffwert am Rhein mit 100 Bq/kg . Die **Schwebstoffe** im Rhein sind also im Mittel 53 Tage bis nach NRW unterwegs.

Nimmt man die Staub Deposition als Start ($V_0=10,1$), so liegen die **Sedimente** in NRW im Mittel 102 Tage im Gewässer.(siehe nebenstehende Tabelle 4) .

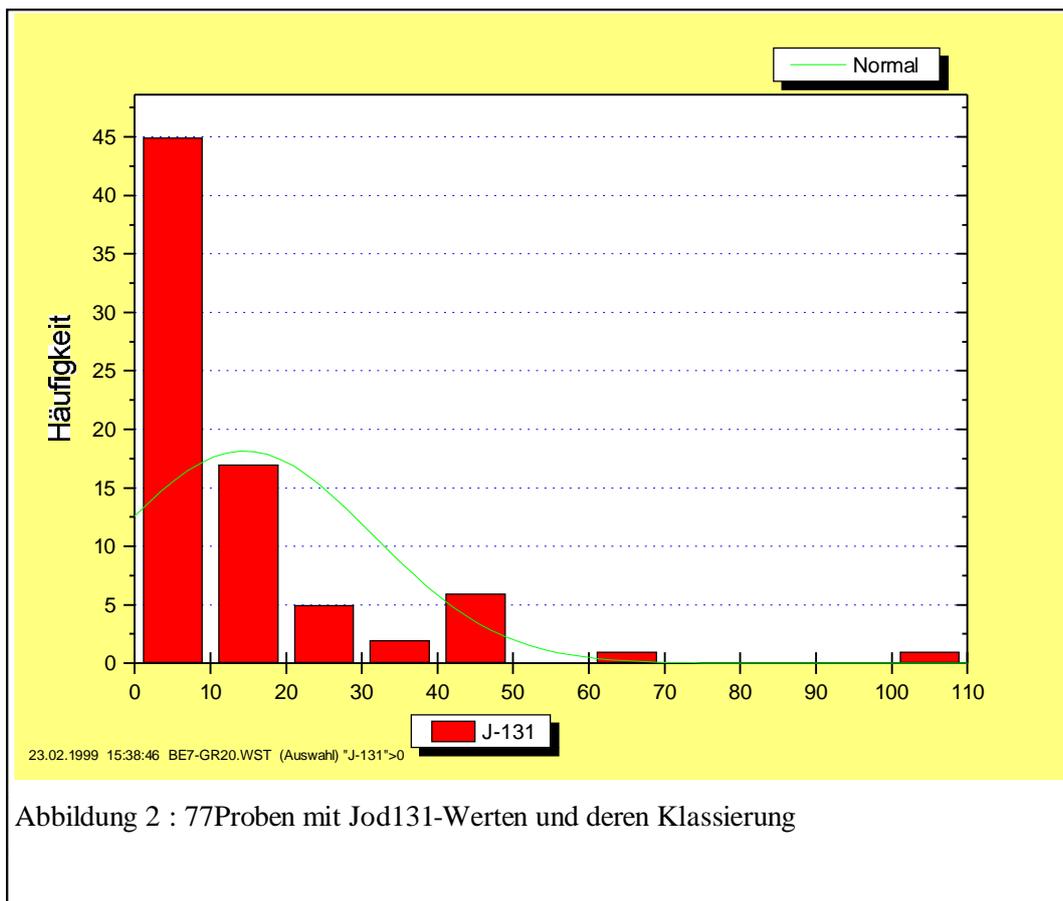
Es darf nicht vergessen werden, dass durch die verschiedenen Unwägbarkeiten lediglich eine statistisch gesicherte Aussage mit ihren Aussagegrenzen gemacht werden kann und damit auch lediglich von einer Klassierung nach Alter gesprochen wird. Absolute Alterserwägungen spielen in der Abwägung der Teilnahme am Feststofftransport eine untergeordnete Rolle, wichtig ist der Vergleich mit rezenten Schwebstoffen, um Artefakte in der Forensik auszuschließen.

Falls Schwebstoffe daher an einem Gewässerabschnitt genommen werden, sollten die Quartalsmittel für Referenzwerte gemessen werden. So ist die Vergleichbarkeit von Stichproben mit Schwebstoffen gegeben und hierdurch eine Lücke bei nachträglicher Störfallaufklärung geschlossen und damit ein Schritt nach vorne in der Forensik gemacht.

Bleibt die Frage, wie die Wirksamkeit geprüft werden kann.

Eine Möglichkeit gab das Jod 131 mit 8,02Tagen Halbwertszeit und seiner Einleitung über menschliche Ausscheidungen in Kläranlagen:

In den 82 Proben, die im Mittel älter als 177Tage sind, wird lediglich eine Probe mit 1Bq/kg gefunden und in 170Proben, die älter als 107Tage sind (= Be-7 < 50Bq/kg) werden nur insgesamt 4 Werte gefunden. Dagegen findet sich das Jod-131 in 74 Proben der rezenten ca. 230Proben und nach Abbildung 2 steigen die Werte bis über 100Bq/kg .



Die Jod-131-Prüfung legt die Anhebung der Entscheidungsgrenze nahe. Als „sicher rezent“ werden die 230 Proben genannt, die eine Sammelzeit von unter 300 Tagen und ein mittleres Alter von unter 107Tagen besitzen. Eine Erhöhung des Be-7-Wertes für rezente Sedimente von 20 bis auf 50 Bq/kg würde die Wirksamkeit erheblich bessern aber auch 40% der Proben als zu alt oder Artefakten ähnlich ausschließen.

Die Wirksamkeitsprüfung mit Iod-131 zeigt , dass durch prüffähige Qualitätsmessungen im Anschluss an die Sedimentprobenahme, etwa 20 bis 40% der heute genommenen Stichproben aussortiert werden müssten, um gerichts feste bzw. sicher gerichts feste Probenahmen zu erreichen.

Teil 1: Anhang

Theorie:

Statistisches Modell für Kenngrößen des Probenalters

Die gemessenen Mittelwerte der Radioaktivitätskonzentration \mathbf{A} des Be-7(oder eines anderen Nuklids) in einer Probe lässt unter der Kenntnis der einzelnen, kleinen Beiträge der Dichte der Radioaktivitätskonzentration $\mathbf{a}(t, dm)$ in jeder **Zeit t und Teilmasse dm** eine Entscheidung zu, ob die Probe noch als aktuell ist. In der Probe lässt sich der theoretische Zusammenhang der zeitlichen und räumlichen Mittelwertbildung wie folgt vollständig beschreiben:

$$\mathbf{A} = M^{-1} T^{-1} \int_0^M dm \int_0^T dt [\mathbf{a}(t, dm)]$$

Wobei M die Probenmasse und T Sedimentationszeit der Massen in der Probe sind.

In der Realität ist die Dichte $\mathbf{a}(t, dm)$ nicht bekannt. Es können lediglich Annahmen über die Dichte weiterhelfen.

Zwei entgegengesetzte Modelle der Sedimentation werden betrachtet:

- Die gleichförmige Sedimentation und die
- Die einmalige Ablagerung

Lösungen als geschlossene Integration über die Teilmassen dm bis zur Gesamtmasse M, die mit dem Sedimentgreifer entnommen wurde und über alle Sedimentationszeiten dt bis zur vergangenen Zeit T der ältesten Sedimente dieser Greifermasse (**Probensammelzeit**) funktionieren z.B. dann,

wenn näherungsweise vorausgesetzt werden kann, dass die Aktivitätskonzentration gleichförmig sedimentiert und in jedem Betrachtungsraum (dm*dt) konstant $\approx a_0$ ist und mit $e^{-\lambda t}$ zerfällt
 $\mathbf{a}(t, dm) = \mathbf{a}_0(t) e^{-\lambda t}$

oder:

wenn die Gesamtmasse M insgesamt infolge eines großen Hochwassers innerhalb einer Halbwertszeit des Be-7 (53,3 Tage) abgelagert wurde, mit ihr die Konzentration a_0 und dann mit $e^{-\lambda t}$ zerfällt.

Lösungsansatz Nr.1: „ Gleichförmige Sedimentation, Ergebnis = Probensammelzeit“ von $t = T$ bis zur Probenahme $t=0$

Er bedeutet, man muss näherungsweise eine fast gleichförmige Sedimentation annehmen und solange es keine anderen Parameter gibt, die auf chaotische Sedimentationsprozesse in der Probe hinweisen, soll dies auch gelten, so lautet die Lösung:

$$A = a_0 T^{-1} \int_0^T dT e^{-\lambda t}$$

mit der Sammelzeit T

$$A = a_0 (T\lambda)^{-1} [1 - e^{-\lambda T}]$$

Und $1/\lambda$ ist die Halbwertszeit pro $\ln 2$ also rund 77Tage für Be-7

$$A = a_0 77\text{Tage} * T^{-1} [1 - e^{-\lambda T}]$$

Die **Sammelzeit T** ist dann:

$$[1 - e^{-\lambda T}] T \approx 77\text{Tage} * a_0 / A$$

für $T > 77\text{Tage}$ gilt näherungsweise: $T \approx 77\text{Tage} * a_0 / A$

Beispiel: Für die „Probensammelzeit“ $T = 365$ Tage oder ein Jahr (ca. 7 Halbwertszeiten des Be-7) ergibt sich näherungsweise folgende Aktivitätskonzentration A in der Probe:

$$A \approx 0,21 * a_0$$

Lösungsansatz Nr.2: Einmalige Ablagerung oder mittleres Alter

Er geht von \mathbf{a}_0 als singulärem Ereignis aus, von diesem Zeitpunkt an zerfällt das Be-7 der Probe:

$$\mathbf{A} \approx \mathbf{a}_0 e^{-\lambda T}$$

und \mathbf{T}_\emptyset sei das **mittlere Probenalter**:

$$\mathbf{T}_\emptyset \approx 1/\lambda \text{Ln}(\mathbf{a}_0/\mathbf{A})$$

Und $1/\lambda$ ist die Halbwertzeit pro Ln2 also rund 77Tage für Be-7:

$$\mathbf{T}_\emptyset \approx 77\text{Tage} * \text{Ln}(\mathbf{a}_0/\mathbf{A})$$

Der zweite Lösungsansatz fällt die Entscheidung nach dem Ausschluss einer als zu alt erkannten Probe (im wesentlichen „Gewässerboden“) weniger hart. Das sieht man am folgenden Beispiel:

Es sei $(\mathbf{a}_0/\mathbf{A})$ wie im ersten Beispiel $1/0,21$, also **ca. 4,7**, so ergeben sich für \mathbf{T}_\emptyset hier nur **ca. 119 Tage** anstelle von **T= 365 Tagen**. Zum Vergleich siehe nochmals Abbildung 1!

Zusammenfassung

Die Realität in der einzelnen Probe wird jedoch je nach Gewässersituation irgendwo dazwischen liegen: kurze Perioden der Sedimentation werden durch Transport- und Erosionsereignisse unterbrochen, um danach durch Sedimentation wieder abgelöst zu werden und z.T. wird Gewässerboden eingemischt. Während der reale Vorgang an jeder Stelle kaum beschrieben werden kann, dürften jedoch die statistischen Kennwerte in diesen Zeitfenstern und dem Probenraum wie folgt beschreibbar sein:

1. **Viele** kurze Perioden (1 bis x) könnten so betrachtet werden, als ob die einzelnen Radioaktivitätskonzentrationen $\mathbf{a}_{0,x}$ näherungsweise gleich dem Mittelwert \mathbf{a}_0 seien. Dann kann die **Sammelzeit T** als maximale Zeit **Tmax** gelten.
2. **Einige** kurze Perioden der Sedimentation könnten dann zusammengefasst betrachtet und über das gesamte Zeitfenster gemittelt werden. Der Lösungsansatz 2 könnte dann als **„mittleres Alter“ \mathbf{T}_\emptyset** angesehen werden

- 3. Und alle Proben sollten ausreichend Cs-137-(und EXC-Pb) Radioaktivitätskonzentration besitzen, um auszuschließen das große Mengen Gewässerboden oder Boden beigemischt ist.**
-

Teil II:

Altersbestimmung und Historie einer Rheinverschmutzung,

Südlich Düsseldorf , Rhein am Schloss Benrath, Urdenbach

Einleitung

Die Radioaktivitätsmessung an Sedimenten in NRW hinsichtlich der Altersbestimmung haben sowohl Schweer [Schweer, G. (1995)] als auch Walter [Walter Ch. (1996)] in ihren Diplomarbeiten beschrieben. Sie haben die einschlägige Literatur zusammengetragen und Randbedingungen sowie Voraussetzungen diskutiert: Z.B. sind nicht nur chronologisch aufgebaute Sedimentarchive sondern auch Störungen durch Umlagerungen beschrieben [Schweer, G. (1995, s.S.68ff)].

Als ein Ergebnis dieser Diplomarbeiten kann festgehalten werden, dass weitgehend ungestörte Sedimentarchive an wichtigen Gewässern im Bereich industrieller Ansiedlungen selten sind. Damit stehen einer zukünftigen Umweltwissenschaft und der entwickelten chemischen Stoffanalytik wenig Archivmaterial für retrospektive Erhebungen zur Verfügung.

Eine Qualitätssicherung hinsichtlich der Güte von Archiven müsste vorausgeschickt werden, d.h. Störungen in Sedimentkernen müssen eingegrenzt oder weitgehend ausgeschlossen werden, bevor die kostenintensive chemische Aufbereitung und Analytik einsetzt. Wie könnte das unter geringen Kosten geschehen ? Es böten sich z.B. einige Umweltmarker als Hilfe an, etwa Radionuklide wie Cs-137, Radium, Thorium und deren Folgeprodukte aber auch optische Direktbeobachtungen und anderen Zeitmarken. Am Beispiel der Lippe sind im Rheingütebericht des LUA solche Marker und qualitätssichernde Methoden beschrieben [Rheingütebericht 1990, LWA (1991, S. 50)]. Eine schrittweise Bestätigung aufgrund chemischer Untersuchungen konnte beispielhaft vorgeführt werden [Klös, H. & Schoch, C. (1993a und b)]. Energiedispersive Röntgenfluoreszenz o.ä. Direktmessungen könnten in Zukunft ebenfalls weiterhelfen, um einfach

und direkt eine Zeitmarkierung von Horizonten in Sedimentarchiven vorzunehmen, um die relative Datierung zu optimieren.

Die Untersuchung eines Sedimentarchives des Rheins (Rheinkilometer 721, hinter dem Schloss Benrath, siehe Skizze der Erft und des Rheins, Teil 2) bei Urdenbach, südlich von Düsseldorf, soll demonstrieren, welche Vorteile eine retrospektive Analyse für zukünftige Fragen und deren Antworten hatte, d.h. welche Informationsdefizite, daraus Handlungsdefizite, auszumachen sind.

Auswahl des Probenahmeortes

Der Probenahmeort wurde in Anlehnung an die Untersuchungen von König und Krämer [König W. & Krämer F. (1985)] ausgesucht. Die Autoren hatten die Unterschiede in den Belastungshöhen von Böden und Pflanzen mit Schwermetallen in NRW untersucht. Sie wollten aber auch den Einfluss des Hochwassers entlang des Rheins ermitteln und sie hatten eine gesonderte Auswertung für Rheinüberschwemmungsgebiete vorgenommen, die zeigte, dass ein geeigneter Ort für die Datierung der Urdenbacher- Altrhein ist, Kilometer um etwa 720 , Bereich VII s. [König W. & Krämer F. (1985), Seite 71]. Denn an diesem Ort befanden sich die höchsten Chrom-, Quecksilber- und Nickelwerte dieser Untersuchung. Alle Werte und die Lage deuteten auf häufige Überschwemmungen und starke Sedimentierung hin.

Probenahme und Messung

Die Probenahme der Sedimenthorizonte wurde in 10cm- Schritten bis zu einer Tiefe von 150 Zentimeter mit Edelstahlspaten durchgeführt. Aufarbeitung und Messung erfolgte nach den in den Rheingüteberichten [z.B.: LWA (1990)] beschriebenen Meßanleitungen und DIN-NORM-Verfahren. Die Entwicklung des Phthalatmeßverfahrens hat Furtmann [FURTMANN, K. (1995)] im Rahmen des „Rhine Basin Program“ beschrieben und erprobt, das von Hewlett-Packard initiiert wurde.

Datierung

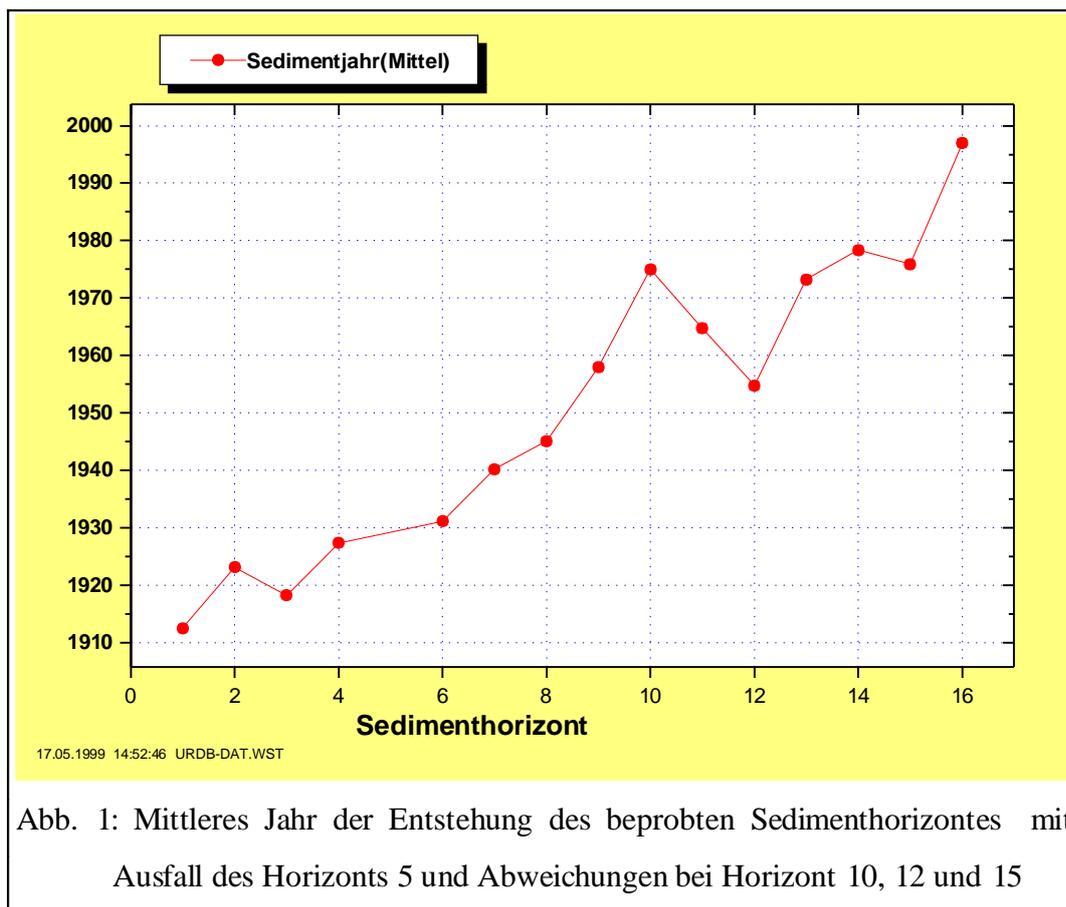
Zur Verdeutlichung der Datierung mit Pb-210 soll folgender Weg beschritten werden:

- Festlegung des Anfangs als Sedimentaktivität aus dem o.g. Programm $A_0 = 72 \text{ Bq/kg}$

- Die Bestimmung des mittleren Alters **T** einer jeden Horizont einzeln aufgrund der eigenen Aktivität **A** und der Anfangsaktivität **A₀** mit der Auflösung der Zerfallsfunktion nach **T**.

$$T = \frac{1}{\lambda} \text{LN}(A_0 / A) , \quad (\text{ mit: } 1/\lambda = 32a \quad \lambda \text{ ist die Zerfallskonstante für Pb-210})$$
- Berechnung des mittleren Entstehungsjahres der Sedimente: **J = 1997 - T**

Leider deutet die Abbildung 1 darauf hin, dass zwischen Horizont 10 bis 15 drei Umlagerungen oder Störungen der Sedimentation stattgefunden haben könnten und in Horizont 5 kein Überschussblei gefunden wurde.



Zu hoffen ist, dass hier andere Parameter zur Abklärung des Alters helfen könnten, etwa Phthalat-Produktionsbeginn, Cs in der Umwelt, PAK aus Bergbau und allgemeine Verbrennung, sowie später einsetzende Chlororganikherstellung.

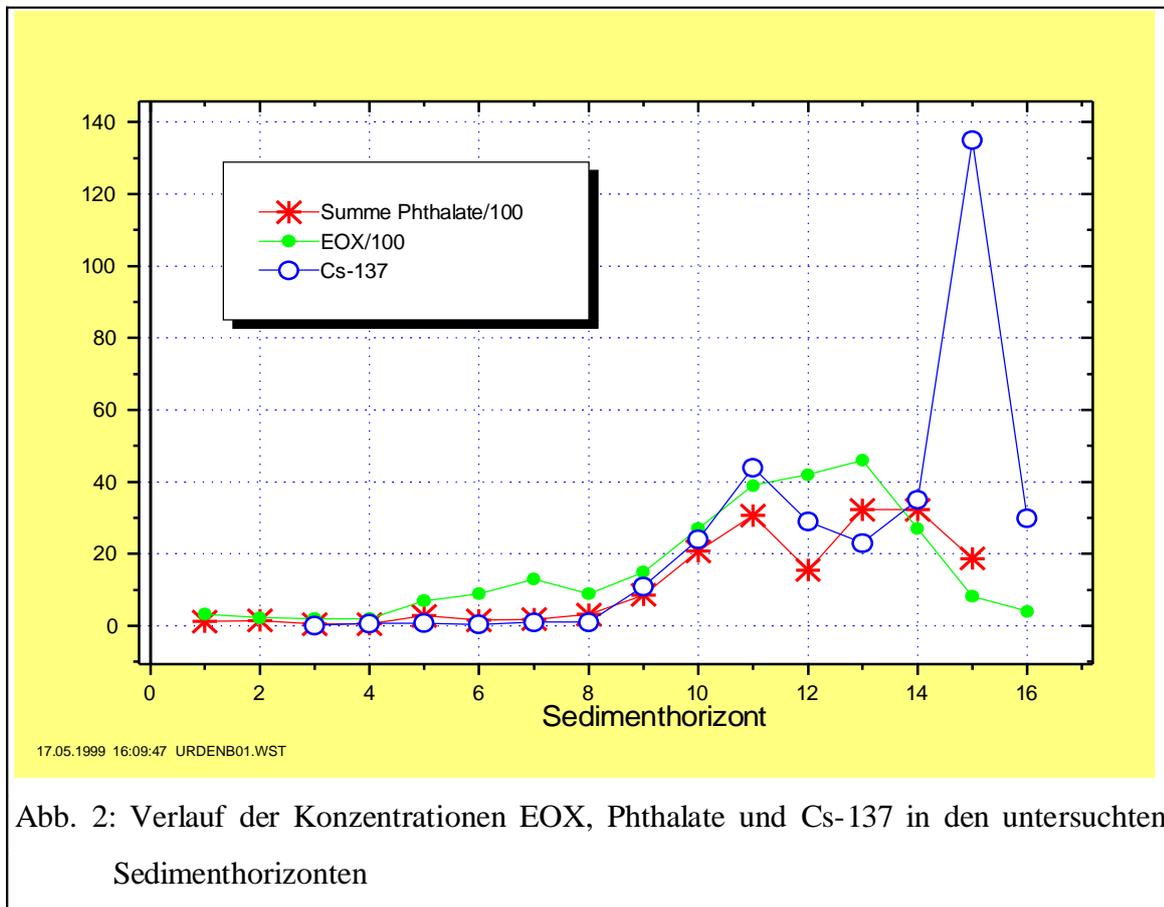
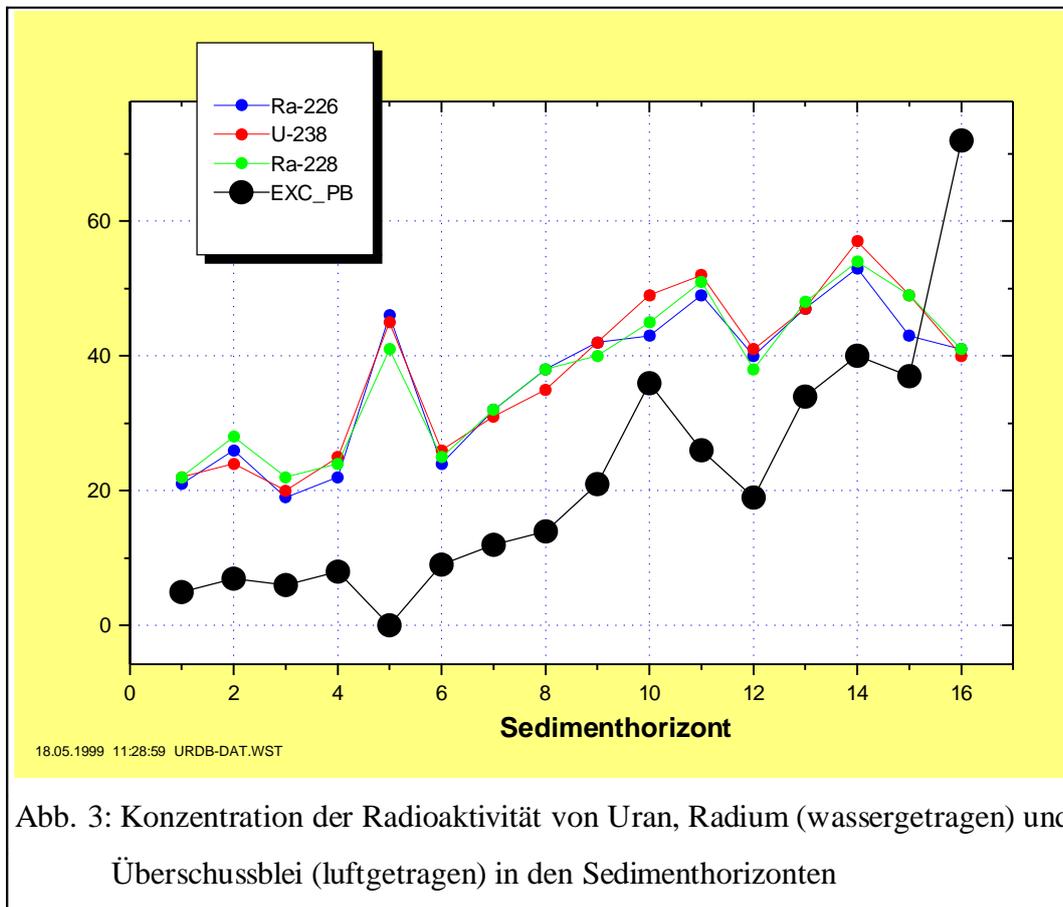


Abb. 2: Verlauf der Konzentrationen EOX, Phthalate und Cs-137 in den untersuchten Sedimenthorizonten

Abbildung 2 zeigt die vorhandenen Zeitmarken der Sedimenthorizonte Nr. 9, Nr.11 und Nr. 15 durch Cs-137 als zu 1951 (Beginn der Atombombentests), 1963(Atombomben -Teststopp) und 1986(Tschernobylunfall) gehörig. Die deutsche Chemie hatte Auflagen der alliierten Mächte zu verkraften und durfte erst 4 bis5 Jahre später als die Montanindustrie wieder mit der Produktion beginnen und Chlororganika und Phthalate steigen daher erst nach 1951 an. Mit diesen Markierungen lässt sich eine mittlere Sedimentationsrate von 1,7cm/a errechnen, die auch der **mittleren** Sedimentationsrate aus der Altersbestimmung durch das Überschussblei entspricht.

Die gut ausgeprägten Extrema der Cs-137-Radioaktivität lassen eher den Schluss zu, dass die Störungen der Horizonte Nr. 5, 12 , und 15 **keineswegs durch Umlagerungen** der bereits liegenden Sedimente eingetreten ist, sondern sie könnten durch **niedrigeren Pb-210- Eintrag aus dem Luftstaub** und die Störung in Horizont Nr. 10 durch **erhöhten Eintrag aus dem Luftstaub** entstanden sein.

Doch zeigt die Abbildung 3, dass auch hohe oder niedrige Einträge von **wassergetragenen** Stoffen wie z.B. etwa Uran und Radium während der Störungen aufgetreten waren: Im Horizont Nr.5 erheblich über dem Durchschnitt und im Horizont 12 unterdurchschnittlich.



Bei der Vorstellung und Diskussion der weiteren Ergebnisse wird näherungsweise von einer Sedimentationsrate von 1,7cm/a zur Datierung ausgegangen, das bedeutet, dass ausgehend von heute pro Horizont mit 5,8Jahren gerechnet wird. Zusätzlich ist zu berücksichtigen, dass Horizonte wie folgt gestört sind:

- Nr. 5 Erhöhung wassertragener Stoffe, kaum luftgetragene Stoffe
- Nr. 12 weniger wassertragene und luftgetragene Stoffe
- Nr. 10 und 15 nur geringe Abweichung vom Durchschnitt nach oben oder unten.

Auswertung und Diskussion

Als Ausgangswerte lagen die Konzentrationen der gemessenen Stoffe oder Stoffgruppen (zusammengefasst „Stoffe“ genannt) in den 16 Sedimenthorizonten vor, die ca. 10cm stark sind und sich im Mittel in 5,8 Jahre angesammelt haben.

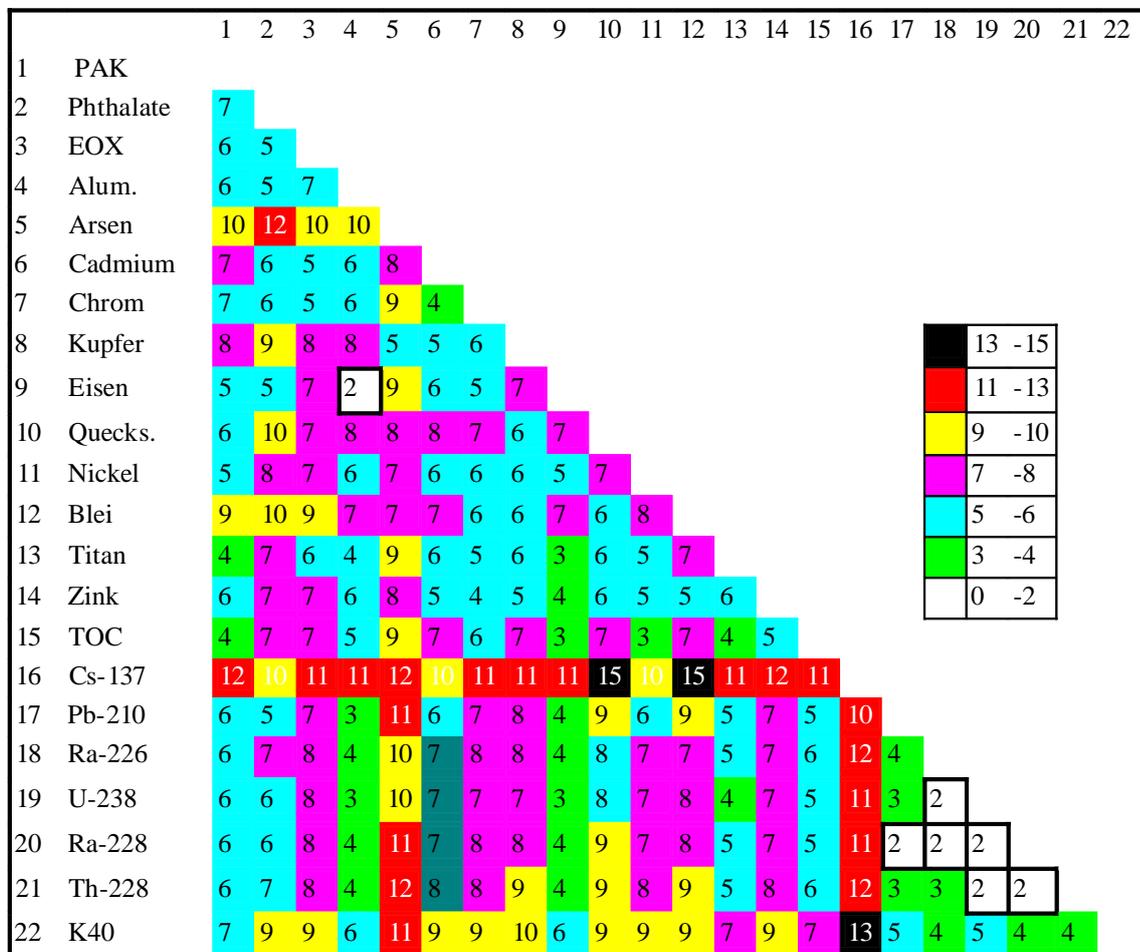
Mit Hilfe der multivarianten Diskriminanzanalyse wurde versucht die Stoffe in Gruppen bestimmter Unterschiedsmaße einzuteilen, um Zusammenhänge oder Differenzen festzustellen. Die Tabelle1 stellt den Abstand der Ähnlichkeit in ganzzahligen Schritten von 1 bis 15 dar.

Die besten Übereinstimmungen finden sich bei:

- Aluminium und Eisen
- Uran, Radium und Thorium
- danach Eisen, Titan und TOC
- und beide ersten Gruppen untereinander

Von allen am stärksten verschieden ist Cs-137, gefolgt von Arsen.

Daraus darf aufgrund der Ergebnisse des internationale Symposiums über radioaktive Stoffe mit natürlichem Ursprung [NORMII (1998)] vermutet werden, dass ein ursächlicher Zusammenhang zwischen Uran- Thorium und Aluminium-Eisen besteht, dass beide Gruppen in den verarbeiteten Produkten stecken. Beide Gruppen wachsen im Laufe der Industrialisierung in zwei Wellen (jeweils eine nach den beiden Weltkriegen) bis auf das Doppelte an. Es wird aber auch deutlich, dass das Ergebnis einer statistischen Auswertung eine Datenreduzierung bedeutet, insbesondere



TAB.1: MAßZAHLEN DER DISKRIMINANZANALYSE NORMIERT VON 0 BIS 15

geht der zeitliche Bezug verloren.

Um etwas an zeitlichem Bezug zu bewahren, sollen die Anfangswerte (ca. 1910) mit den Maximalwerten in den Sedimenthorizonten verglichen werden . **Die Tabelle 2 beantwortet also die Frage : Wie stark sind die Stoffkonzentrationen im schlimmsten Fall gestiegen und wie sah die Reihenfolge der Stoffe vom stärksten zum geringsten Anstieg aus?**

Erwartet hoch fallen die Verhältnisse derjenigen organischen Stoffe aus, die industriell hergestellt

Stoff	Max zu 1910
1 Summe Phthalate	27,7
2 Summe PAK	21,2
3 EOX	14,4
4 Cadmium	6,9
5 Quecksilber	4,9
6 Nickel	4,4
7 Kupfer	3,9
8 TOC	3,7
9 Pb-210	3,6
10 Chrom	2,7
11 U-238	2,6
12 Arsen	2,6
13 Aluminium	2,6
14 Ra-228	2,5
15 Ra-226	2,5
16 Eisen	2,3
17 Zink	2,3
18 Th-228	2,2
19 K-40	1,8
20 Titan	1,7
21 Blei	1,7

TAB.2:
VERGLEICHSWERT: MAXIMUM
ZUM FRÜHESTEN ZUSTAND

werden. Aber erstaunlich ist doch, dass diejenige Stoffgruppe, die noch immer als nicht genügend erforscht, nicht ungefährlich und weitverbreitet gilt auch an erster Stelle steht: Die Weichmacher oder Phthalate, während die krebserregenden Polyzyklisch-Aromatischen-Kohlenwasserstoffe (PAK) dicht folgen und die chlororganischen Stoffe weit weniger angestiegen waren.

Ein Maß für eine allgemeine Erhöhung organischer Stoffe durch vielfältige Prozesse stellt der Wert TOC dar, der für die Summe organischen Kohlenstoffs steht, für Metalle wird die gleiche Rolle das Eisen oder das Kupfer spielen. So zeigt sich, dass Cadmium, Quecksilber und Nickel ebenfalls erheblich zugenommen hatten, über die von Eisen oder Kupfer hinaus, die als Maß für die Industrieproduktion und das geänderte Verhalten der Menschen stehen könnten.

Die Frage die sich sofort anschließt ergibt sich aus der obigen Antwort:

Ist die Reihenfolgen heute noch so?

Stoff	F₃ = heute/ 1910
1 Summe Phthalate	16,0
2 Summe PAK	7,0
4 EOX	2,6
5 TOC	2,2
6 Ra-228	2,2
7 U-238	2,2
8 Th-228	2,1
9 Aluminium	2,1
10 Ra-226	2,0
11 Nickel	1,9
12 K-40	1,7
13 Eisen	1,6
14 Cadmium	1,4
15 Titan	1,3
16 Kupfer	1,1
17 Zink	0,9
18 Chrom	0,8
19 Quecksilber	0,7
20 Blei	0,5
21 Arsen	0,4

**TAB.3:
VERGLEICHSWERT: HEUTIGER
ZUM FRÜHESTEN ZUSTAND**

Das zeigt Tabelle3:

Für die organischen Stoffe gibt es da ein klares ja.

Was aber erstaunlich ist, jetzt liegen bei den anorganischen Stoffen Uran, Thorium und Radium vorn, vor Aluminium und Nickel. Das Blei-210 liegt naturgemäß wegen der relativ kurzen Halbwertszeit vorn.

Die natürlichen radioaktiven Stoffe haben seit 1910 stärker zugelegt als Eisen. Cadmium, Kupfer oder Arsen . Hier wird also schon die Zukunftsaufgabe klar:

Noch immer muss bei den organischen Stoffen etwas verbessert werden, danach müssen auch Radium, Uran und Thorium berücksichtigt werden.

3	PB-210	3,1
----------	---------------	------------

Wo bisher verbessert wurde zeigt Tabelle 4: Quecksilber, Arsen, Cadmium und EOX konnten stark reduziert werden, die Phthalate jedoch höchstens wie der organische Kohlenstoff oder das Eisen. Erstaunlich ist, dass Uran, Radium und Thorium weit weniger als die Vergleichsparameter TOC und Eisen reduziert wurden. Das zeigt eigentlich auch schon Abbildung 3, aber leider ganz ohne Vergleich mit z.B. so ubiquitären Stoffen wie Eisen und TOC.

Stoff		Maximum zu heute
1	Quecksilber	7,2
2	Arsen	7,0
3	EOX	5,6
4	Cadmium	5,0
5	Kupfer	3,4
6	Chrom	3,3
7	Blei	3,2
8	Summe PAK	3,0
9	Zink	2,6
10	Nickel	2,3
11	Summe Phthalate	1,7
12	TOC	1,7
13	Eisen	1,4
14	Titan	1,3
15	Ra-226	1,2
16	Aluminium	1,2
17	U-238	1,2
18	Pb-210	1,2
19	Ra-228	1,1
20	K-40	1,1
21	Th-228	1,0

TAB.4: BESTE REDUZIERUNG, FAKTOR DER LEISTUNG

Bei dieser Art der Auswertung, d.h. Datenreduzierung,

liegen zu Anfang Fragen vor. Dies ist eine „Informationsgerechte Statistik“ mit den

quantifizierbaren Fragen: Wie stark hat die Verschmutzung der Sedimente, gemessen an Eisen oder

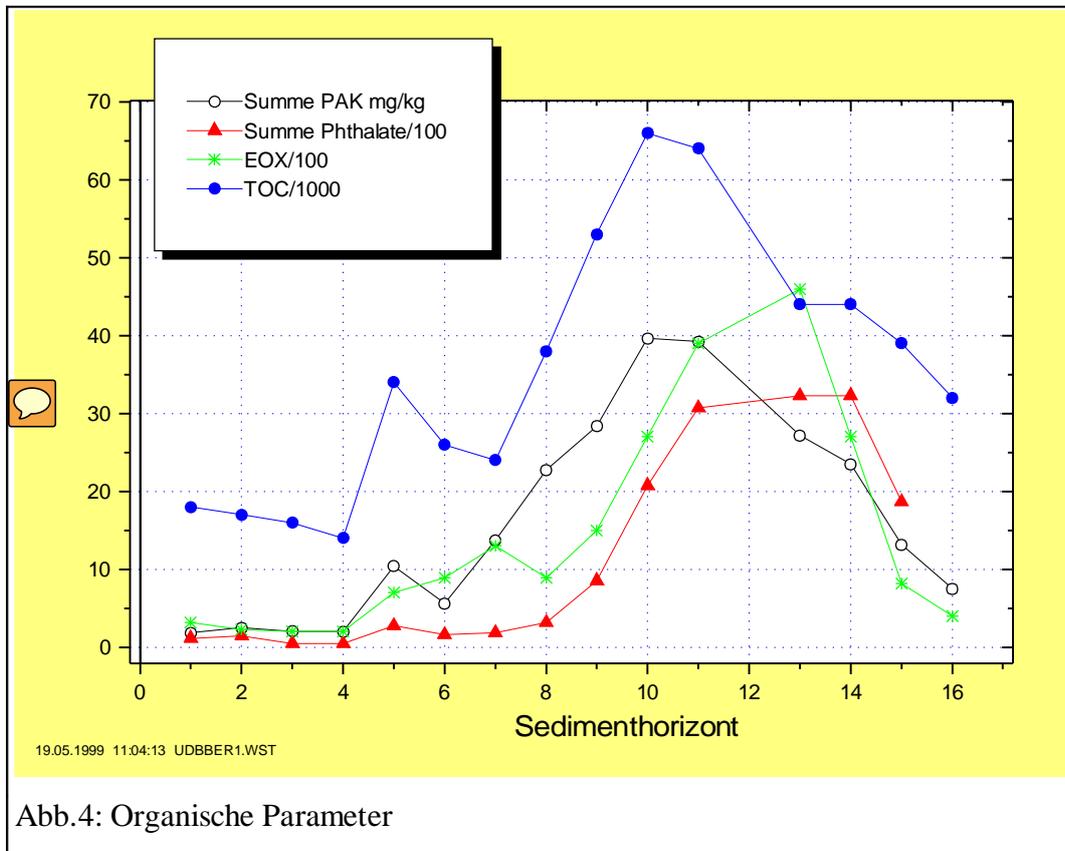
TOC, schlimmstenfalls oder heute noch zugenommen

und wie stark gelang eine Reduzierung vom schlimmsten Fall bis heute?

Ein noch genaueres Bild zeichnet nur die gesamte Menge der Daten mit dem zeitlichem Bezug. Dieses Gesamtbild verwischt aber die Brennpunkte. Nach dem Motto alle Fälle, die sich so verhalten wie das Mittelfeld; also häufig sind, enthalten kaum Information, sind schwierig zu beurteilen und können eigentlich als „normal“ gelten.

In den Tabellen 2 und 3 sind jeweils die Phthalate, die PAK und die EOX Führer vor TOC. Abbildung 4 zeigt

den zeitlichen Verlauf der Konzentrationen in den Sedimenthorizonten. Dieser Verlauf zeigt zusätzlich zu dem Tabellen, dass für TOC im Jahre 1910 bereits im Gegensatz zu den übrigen organischen Stoffen ein Grundpegel existierte, der große Anstieg, sofort nach dem Krieg erfolgte und den Höhepunkt bereits um 1962 erreichte, ab etwa 1970 setzte dann die Reduzierung ein, ganz im Gleichklang mit den PAK. Die Stoffe EOX und die Phthalate haben die gleiche Verlaufsform, jedoch 6Jahre verspätet. Erstaunlich spät setzt die Reduzierung des EOX ein und noch einmal 16Jahre später, die der Phthalate, erst um 1990. Die späte Erkenntnis und Einsicht in die endokrine Wirkung zeigt hier ihre deutlichen Spuren.



Viel früher wurden Arsen, Quecksilber und Cadmium eingesetzt, siehe Abbildung 5, Arsen wurde sofort als toxisch erkannt und bereits ab 1932 reduziert. Diese Erkenntnis dauerte bei Quecksilber und Cadmium bis Ca. 1985 an, doch konnte eine Reduzierung bis auf Werte von 1910 und geringer erreicht werden, im Gegensatz zu den organischen Stoffen und Uran, Radium und Thorium (Abbildung 3). Bei letzteren fehlt aus unersichtlichen Gründen die Reduzierung fast ganz. Damit ist verbunden, dass die Herkunft nicht bekannt ist. Ein Problembewusstsein gegenüber erhöhter natürlicher Radioaktivität fehlte bisher.

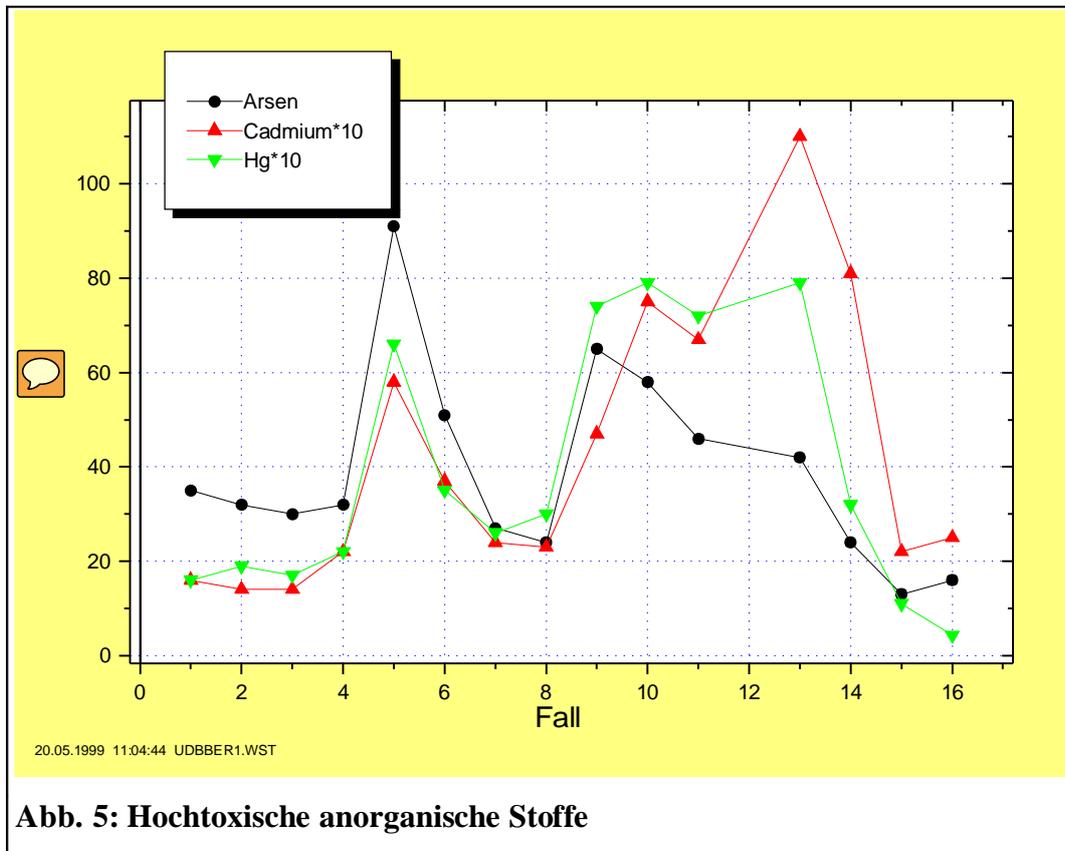


Abb. 5: Hochtoxische anorganische Stoffe

Schlussbemerkungen

In Verbindung mit Gewichtungsfaktoren für die Qualitätsziele G_Q , die bei Gewässer zu erreichen sind, lassen sich Handlungsdefizite D_H angeben die proportional zu den Faktoren F_3 in Tabelle 3 sind :

$$D_H = G_Q * F_3$$

Sind die F_3 hoch, so ist zu erwarten, dass die Gewässerschutzmaßnahmen bisher in diesem Abschnitt wenig gegriffen haben. Gründe dafür können im Informationsdefizit über die Quelle oder den Transport oder die Senke liegen. Besonders betroffen sind immer noch im Urdenbacher Altrhein die Phthalate und die PAK.

Erstaunlich aber ist, dass es für Uran, Radium und Thorium noch nicht einmal Qualitätsziele gibt, obwohl die Konzentrationen in dem Horizont 14 mit dem Faktor 2,6 angestiegen sind und noch immer bei Faktor 2,2 verharren. In der Textilindustrie und in den Gerbereien wurde K-Al- Alaun aus Eisen-, Uran-, Radium- und Thorium- haltigen Alaunschiefer verwendet, der in der Gegend von Neviges und Langenberg durch einen Waschprozess gewonnen wurde [WAZ, Fr. 18. Nov. 1994, Velbert].Es ist möglich, dass im untersuchten Sediment die Spätauswirkungen aus der Wupper gelagert sind.

König und Krämer[König W. & Krämer F. (1985)] haben ihre Ergebnisse im Urdenbacher Altrhein mit den Grenzwerten der Klärschlammverordnung verglichen. Folgt man dem Vergleich, so zeigt sich, dass ältere Sedimenthorizonte wesentlich **höhere** Konzentrationen aufweisen, siehe Tabelle 5:

Rhein km	Werte in ppm in der Trockenmasse						
	I,r	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	Cr
720r(König)	3,9	199,0	632	118	96	411	2,3
LUA MAX	11,0	370,0	1200	190	110	250	7,9
Grenzwert	3,0	100,0	300	100	50	50	1,0
Normal	1,0	30,0	50	20			

Tabelle 5: Vergleich der Werte in Ufersedimenten (König & Krämer),in Sedimenthorizonten dieser Arbeit und Grenzwerten der Klärschlammverordnung und den Normalwerten in Böden

Bei **Quecksilber** und **Chrom** werden die Grenzwerte fast um eine Größenordnung überschritten, während die übrigen unter dem Vierfachen bleiben. **Diese Differenzierung in den Sedimenthorizonten ist bei allem zukünftigem Umgang oder der Verwendung von Ufersedimenten oder auch bei Abschätzungen für Nutzungen der Ufer zu bedenken.**

Teil III : Auswertung unter Strahlenschutz Gesichtspunkten

Einleitung

Die folgende Auswertung betrachtet die **Höchstkonzentrationen** genauer, um natürliche Nuklid-Senken oder anthropogene Ursachen ausfindig zu machen.

Das „Zweite Internationale Symposium über Naturally Occurring Radioaktive Materials“ im November 1998, in Krefeld, [NORM II(1998)] hatte u.a. verwertbare Hinweise auf industrielle Bereiche mit erhöhter natürlicher Radioaktivität erbracht. Es hatte letztlich das Ziel, die Strahlenbelastung von Einzelpersonen und Kollektiven durch Arbeiten bei Medizin, Industrie und Bergbau konservativ abzuschätzen, nach grundlegenden Sicherheitsstandards zu bewerten und zu unterscheiden zwischen „Uneingeschränkter Freigabe“ der Praxis und Klassen der „Geregelten Einschränkung“. Eine europaweite Übereinstimmung war aber noch nicht gefunden worden. So kann bei dieser Auswertung auch lediglich ein weiterer Beitrag, aber keine endgültige Beurteilung geliefert werden.

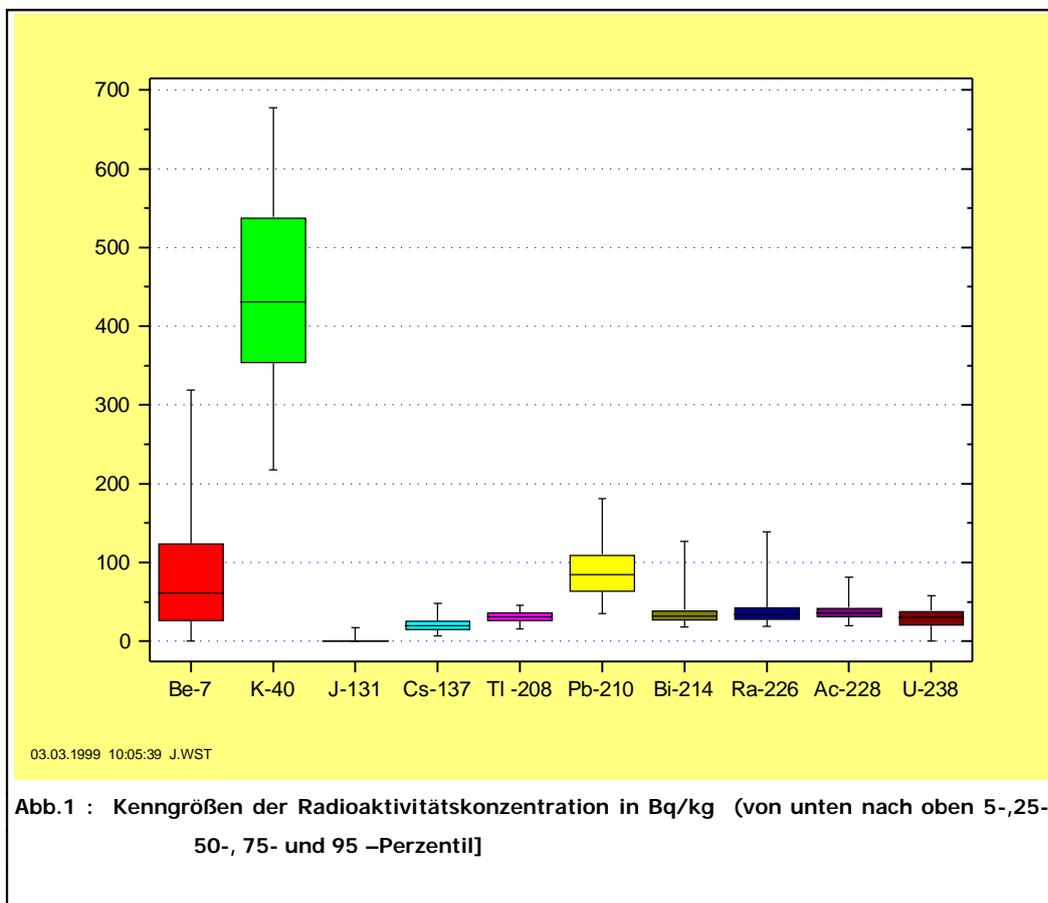
Die Kenngrößen aus Sicht des Strahlenschutzes

Die Abbildung 1 stellt die Kenngrößen der Verteilung der Nuklidkonzentrationen in Bq/kg dar, als unteren Rand der Box das 25-Perzentil als oberen Rand das 75-Perzentil, den Median und als Ankerarme das 5- und 95-Perzentil. Diese Kenngrößen fallen nicht aus dem Rahmen der für die Bundesrepublik angegebenen Werte [BMU (JAN.99)]. **Sie sind damit unter Strahlenschutz Gesichtspunkten normal.**

Eine Abweichung von einer rein zufälligen Verteilung nach oben hin (Schiefe) deutet auf diffuse Einträge oder extreme Senken hin:

1. Die kosmische Strahlung, die Radonexhalation und der Kalibergbau geben den Verteilungen von Be-7, Pb-210 und K-40 die höchsten Kennwerte und eine leichte Schiefe nach oben.
2. Aber auch die künstlichen Radionuklide weisen trotz sehr kleiner Beiträge eine Schiefe auf.
3. Uran und Tl-208 erscheinen über alle 400 Proben und 3 Jahre fast zufällig verteilt,
4. während die übrigen natürlichen Nuklide ebenfalls eine Schiefe nach oben besitzen, die **bisher diffusen, natürlichen** Quellen zugeordnet worden sind.

Aber außerhalb des 95-Perzentils, etwa die extremen Werte des 98-Perzentils, sollten mathematisch- statistisch gesehen mehr Informationen für NRW enthalten: Auf industrielle Quellen hinweisen.



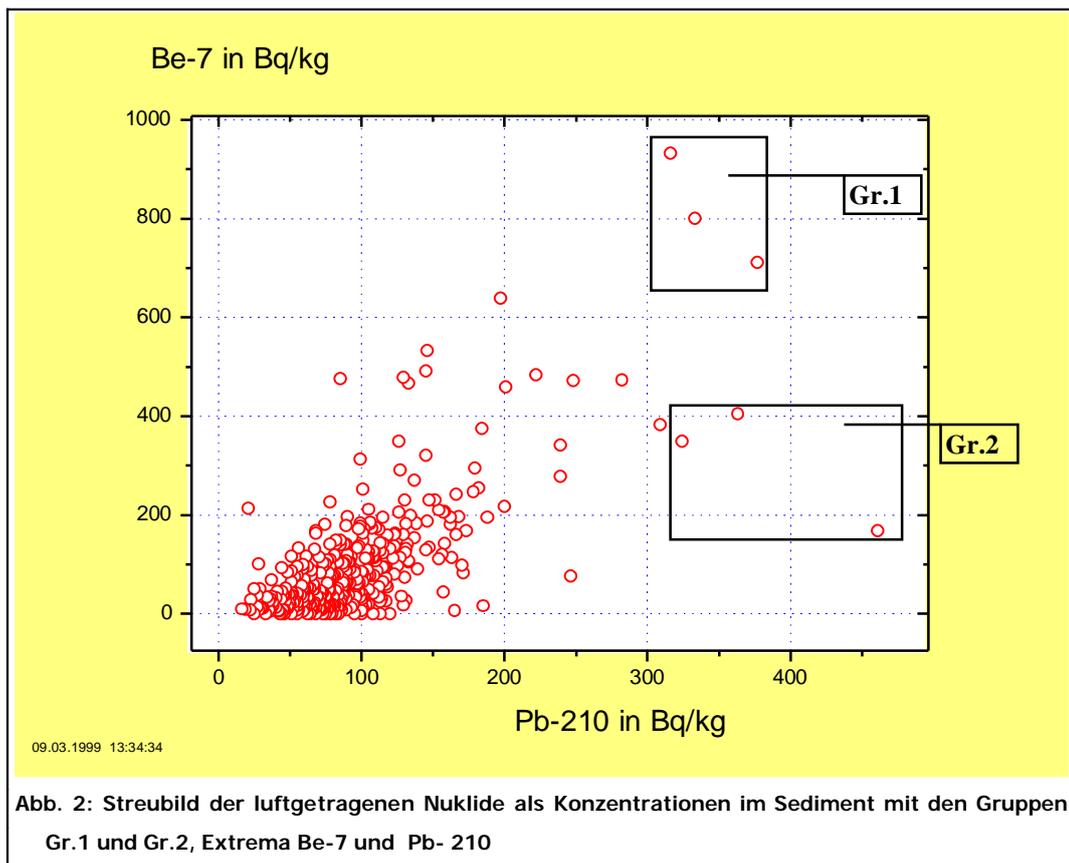
In der Folge werden daher die Nuklidgruppen, die

- Luftstaub getragen,
- künstlich erzeugt und
- bergbaulich bedingt sind

auf Höchstwerte untersucht, die Einleitungsstellen betrachtet und die Strahlenbelastung bewertet.

Luftgetragene Strahler Be-7 und Pb-210 als Tracer für Schadstoffsenken

Die Abbildung 2 stellt das Streubild der beiden Nuklide dar. Der überwiegende Teil der Ergebnisse liegt unter 150 Bq/kg in der Summe und erstaunlicherweise erreichen die Höchstwerte fast



das Zehnfache dieser üblichen Werte.

Gr.1 in Abb. 2 zeigt:

Die hohe Be-7- verbunden mit hoher Pb-210-Konzentration in Abbildung 2, Gruppe 1, deutet auf einen hohen Depositionsanteil von Luftstaub im Sediment hin, der sogar ganz aktuell ist.

Dies ist ein Zeichen für **starke Senken** von luftgetragenen Stoffe im Gewässern.

Erstaunlich ist, dass hier die Wupper mit erheblichem Abstand als extrem starke Senke erscheint. Eine ursächliche Erklärung dafür ist mir nicht bekannt.

Starke Senken für luftgetragene Nuklide Gr. 1							
	Gewässer	km	Ort	Proben-Nr.	Datum	Be-7	Pb-210
1	Wupper-Schwelme		uh. KA Schwelm	60806	01.01.1996	933,0	316,0
2	Wupper	41,10	oh. Buchenhof	61396	23.09.1996	801,0	333,0
3	Wupper	32,30	oh. Morsbach	61398	23.09.1996	712,0	377,0

Gr.1 und Gr.2 in Abb. 2 zeigen:

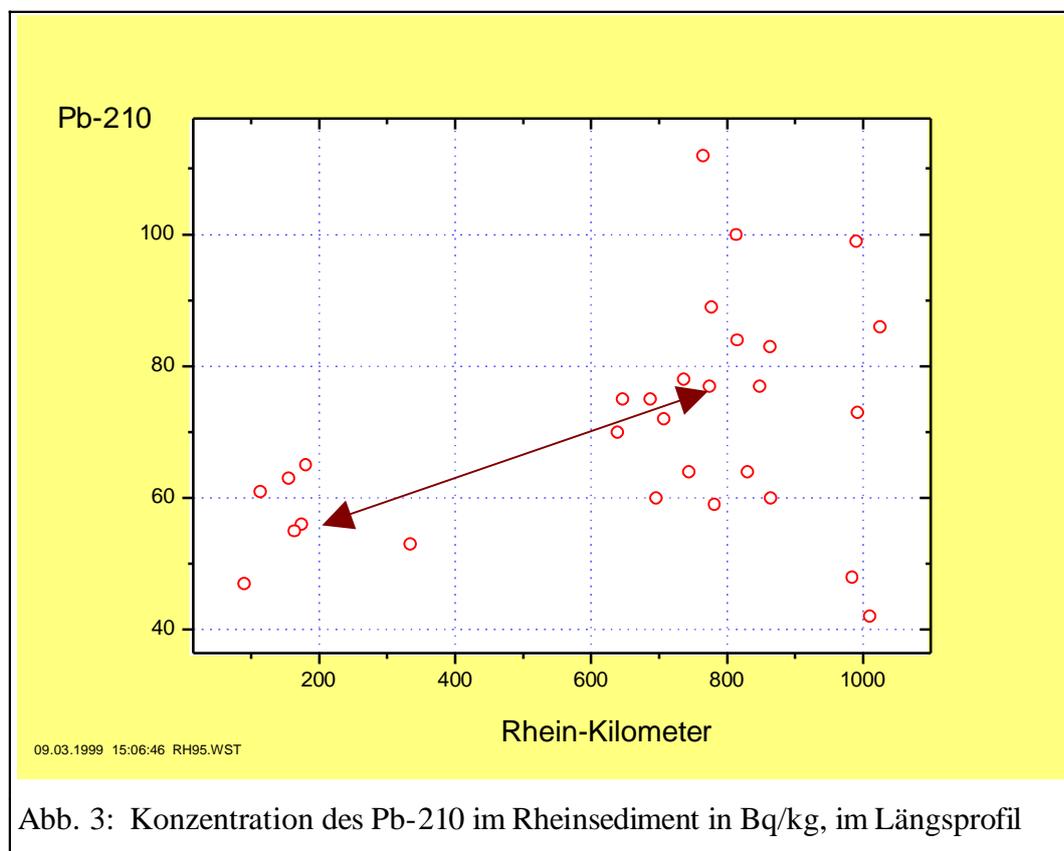
Hohe Pb-210-Werte alleine weisen auf ältere hohe Depositionen und auf **langzeitige Senken** in Gewässern hin. In beiden Fällen, Gr.1 und Gr.2 der Abbildung 2, eignen sich die Ergebnisse als Hinweis auf starke **Luftstaubsenken**, die auch für die chemische Untersuchung in der Zukunft hilfreich zur Bewertung hoher Werten sind.

Langzeitige Senken für luftgetragene Nuklide (siehe Gr.1 und 2 in Abb.)							
	Gewässer	km	Ort	Proben-Nr.	Datum	Be-7	Pb-210
1	Wupper	40,00	Wehr Buchenhof	60804	01.01.1996	169,0	461,0
2	Wupper	32,30	oh. Morsbach	61398	23.09.1996	712,0	377,0
3	Niers	94,40M	gladbach Lürrip (u	61091	29.10.1996	405,0	363,0
4	Wupper	41,10	oh. Buchenhof	61396	23.09.1996	801,0	333,0
5	Niers		uh. Mönchengladbach	56653	07.11.1995	349,0	324,0
6	Wupper-Schwelme		uh. KA Schwelm	60806	01.01.1996	933,0	316,0

Hypothesen über Ursachen

Gerade hier könnte sich einerseits aber auch die Frage nach dem anthropogenen Einfluss stellen, wie z.B. die stärkere Be-7-Neubildung durch mehr anthropogene Stickoxide in der Atmosphäre oder die Erhöhung der Radonexhalation durch Bergbau und Kohleverbrennung.

Andererseits ergeben hohe Niederschlagsintensitäten gerade in der Nordwestwind Trift des Bergischen Landes starke Nass -Depositionen, die sich hier im Einzugsgebiet der Wupper und im Bereich von Kläranlagen der Niers bemerkbar gemacht haben könnten. Die Fragen sind nicht schlüssig zu beantworten, doch gibt es weitere Hinweise in dieser Untersuchungsreihe für anthropogene Erhöhung der Pb-210-Konzentrationen, z.B. in Abbildung 3.



Für eine Erhöhung des Überschussblei im Raum NRW spricht ein Längsprofil des Rheins (s. Abbildung 3), das im Jahre 1995 erstellt worden ist: **Während Uran leicht abnimmt mit dem Lauf des Rheins legt Pb-210 zu. Dieses Verhalten im Längsprofil widerspricht allen Erwartungen.**

Wegen des Gleichgewichtes von Uran und seinen Folgeprodukten im Gestein würde man gleiche Grundkonzentration erwarten, die überlagert sei durch Pb-210 aus der kontinentalen Radon-Exhalation, die im Inland stärker ist als in der Nähe des Meeres. Man müsste in der Nähe der Alpen und des Schwarzwaldes mit mehr Pb-210 als in NRW rechnen. Die Realität zeigt aber die Umkehrung. Das deutet auf eine zusätzliche Quelle hin: **möglicherweise Bergbau und Kohleverbrennung im Ruhrgebiet.**

Künstliche Strahler J-131 und Cs-137

Erstaunlich ist die noch immer deutliche Belastung durch J-131 unterhalb von Kläranlagen. Obwohl Abklinganlagen, Ersatzstoffe und Ersatzverfahren für die Therapie und die Nieren- und Schilddrüsendiagnostik bereits seit 20 Jahren vorhanden sind und empfohlen werden, erscheint noch immer eine gewisses Beharrungsvermögen in der ärztlichen Kunst vorzuherrschen, das natürlich auch kostenbedingt sein könnte. Betroffen sind die kleineren Vorfluter der Ballungsgebiete bis hin zu deren Mündungen.

Einfluss der Nuklearmedizin						
	Gewässer	km	Ort	Proben-Nr.	Datum	J-131
1	Ruhr		Baarbach an der Ohle	66909	27.11.1997	105,0
2	Emscher		Mündung	59862	26.06.1996	65,0
3	Erft		unterhalb Bergheim a	65184	21.08.1997	45,0
4	Niers	10,35	Zelderheide	56949	17.11.1995	39,0
5	Niers	18,10	uh. Goch an der Aspe	56697	09.11.1995	30,0
6	Inde	25,10	An der Backsmühle	55937	26.09.1995	29,0
7	Wupper	0,70	Mündung	61405	23.09.1996	29,0
8	Sieg	121,00	bei Eiserfeld	60226	06.08.1996	25,0

Im wesentlichen spiegelt die Cs-137 Radioaktivitätskonzentration des Sediments das Bild der Flächenbelegung des Bodens in NRW wieder:

Besonders „hoch“ ist das Emsgebiet mit Cs-137 belastet, mit einer Ortsdosisleistung von etwa 4nGy/h, gefolgt vom Bergischen Land und Sauerland mit einer Ortsdosisleistung von 3 nGy/h, während der übliche Wert bei 1nGy/h liegt. [LUA (1995), Bild, S.:144]. **Da die Ortsdosisleistung in NRW bei etwa 100 nGy/h liegt sind die Beiträge vernachlässigbar.**

Etwas aus dem Rahmen fällt die Niers. Hier könnten dem Sediment Anteile aus den Jahren kurz nach 1986 stärker beigemischt sein, was sich auch in den chemischen Werten zeigen sollte.

Tschernobyl- Belastung						
	Gewässer	km	Ort	Proben-Nr.	Datum	Cs-137
1	Niers		uh. Mönchengladbach	56653	07.11.1995	103,0
2	Niers	94,40	M'gladbach Lürrip	61091	29.10.1996	96,0
3	Dhünn	34,60	a.d.Knochenmühle	61670	05.11.1996	91,0
4	Ems	309,00	an der Schleuse	65553	05.08.1997	91,0
5	Ems	318,00	vor der künstlichen	65552	05.08.1997	70,0
6	Dickelsbach	3,50	D'burg Wedau	65730	28.08.1997	68,0
7	Ems	295,00	bei Sassenberg	65554	05.08.1997	67,0
8	Ems	273,00	in Telgte	65555	06.08.1997	67,0
9	Ems	345,00	an der Westerlohe	65551	05.08.1997	65,0
10	Ems	222,00	uh. Emsdetten	65558	13.08.1997	60,0
11	Lenne	2,00	Umspannwerk Garenfeld	60931	17.10.1996	56,0
12	Lenne	25,00	in Altena	66895	20.11.1997	54,0
13	Niers	18,10	uh. Goch an der Aspe	56697	09.11.1995	53,0
14	Rur	147,80	Katherberge a.d. Brücke	56369	24.10.1995	53,0
15	Wupper-Schwelme		uh. KA Schwelm	60806	01.01.1996	51,0

Bergbaulich bedingte Belastung

Während 90-Prozent der Ra-226-Radioaktivitätskonzentrationen unter 70 Bq/kg bleiben, steigen die Höchstwerte an Lippe und Fossa Eugeniana auf 4.000 Bq/kg durch den Einfluss des Bergbaus. **Die Entstehung und Verbreitung der Radioaktivität und der bariumhaltigen Tiefenwässern ist seit K. Patteisky [1954, Glückauf, Jahrg.90, Nr.41/42 und 47/48, S.:1334–1348, 1508-1519] bis WEDEWARDT, M. (1995): „Hydrochemie und Genese der Tiefenwässer im Ruhr-Revier“, lang und breit in der geologischen Literatur beschrieben.** Erstaunlich ist doch, dass durch die hier vorgestellte **ungezielte Untersuchung** die radiologischen Belastungen des Bergbaus nicht durch das Raster fallen.

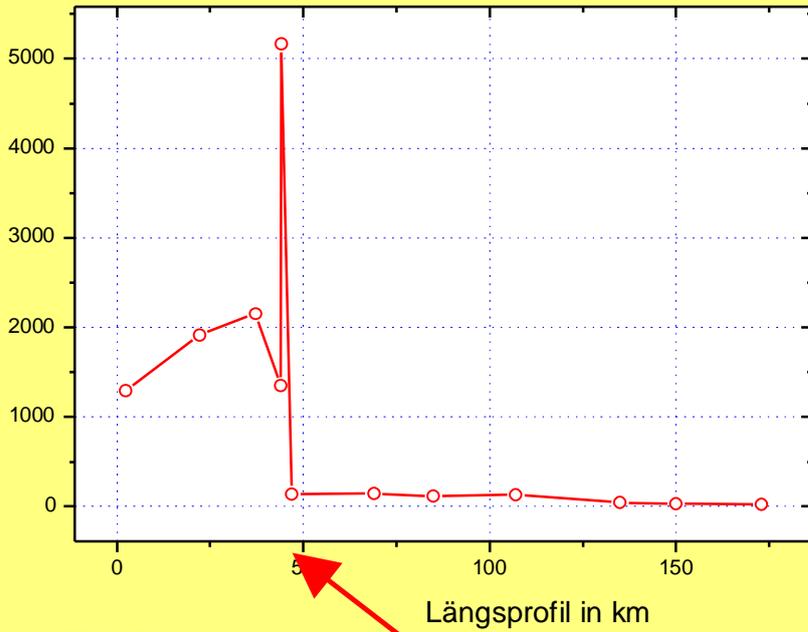
Bergbau- Einfluss									
Gewässer	km	Ort	Proben-Nr.	Datum	Tl -208	Pb-210	Ra-226	Ra-228	U-238
1Lippe-Sickingmühlb		Mündung	61063	24.10.1996	277	78,0	5168,0	2543,0	8
2Fossa Eugeniana		an der A57	63000	16.12.1996	36	165,0	4379,0	1285,0	22
3 Lippe	37,10	Brücke in Dorsten	61065	25.10.1996	171	110,0	2153,0	1004,0	8
4 Lippe	22,10	in Dorsten-Bricht	61066	25.10.1996	179	118,0	1914,0	915,0	8
5 Lippe	43,90	uh.Sickingmühlbach	61064	24.10.1996	147	246,0	1353,0	627,0	8
6 Lippe	2,35	Lippeschlößchen Wesel	61067	25.10.1996	176	170,0	1297,0	592,0	8
7 Emscher		Mündung	59862	26.06.1996	37	133,0	987,0	512,0	8
8 Emscher		Mündung	59861	26.06.1996	63	65,0	550,0	269,0	8
9 Erft	21,20	a.d.Gustorfer Mühle	61719	27.09.1996	77	98,0	240,0	206,0	25
10 Erft		Gustorfer Mühle	65183	22.08.1997	75	122,0	229,0	225,0	64

Charakteristisch für alle Sedimente ist die erhöhte Radium- aber normale Uran- Konzentration in den Schwerspatanteilen. Diese Zusammensetzung unterscheidet sich von den Sedimentbelastungen des Uranbergbaus [HOPPE, T., KLUGE, A., JURK, M. & SCHKADE, U.-K. (1996)], kommt aber so in den Erdöl- und Erdgaswässern und in deren Absätzen vor [KOLB, W. & WOJCIK, M. (1985); NORM II(1998)] .

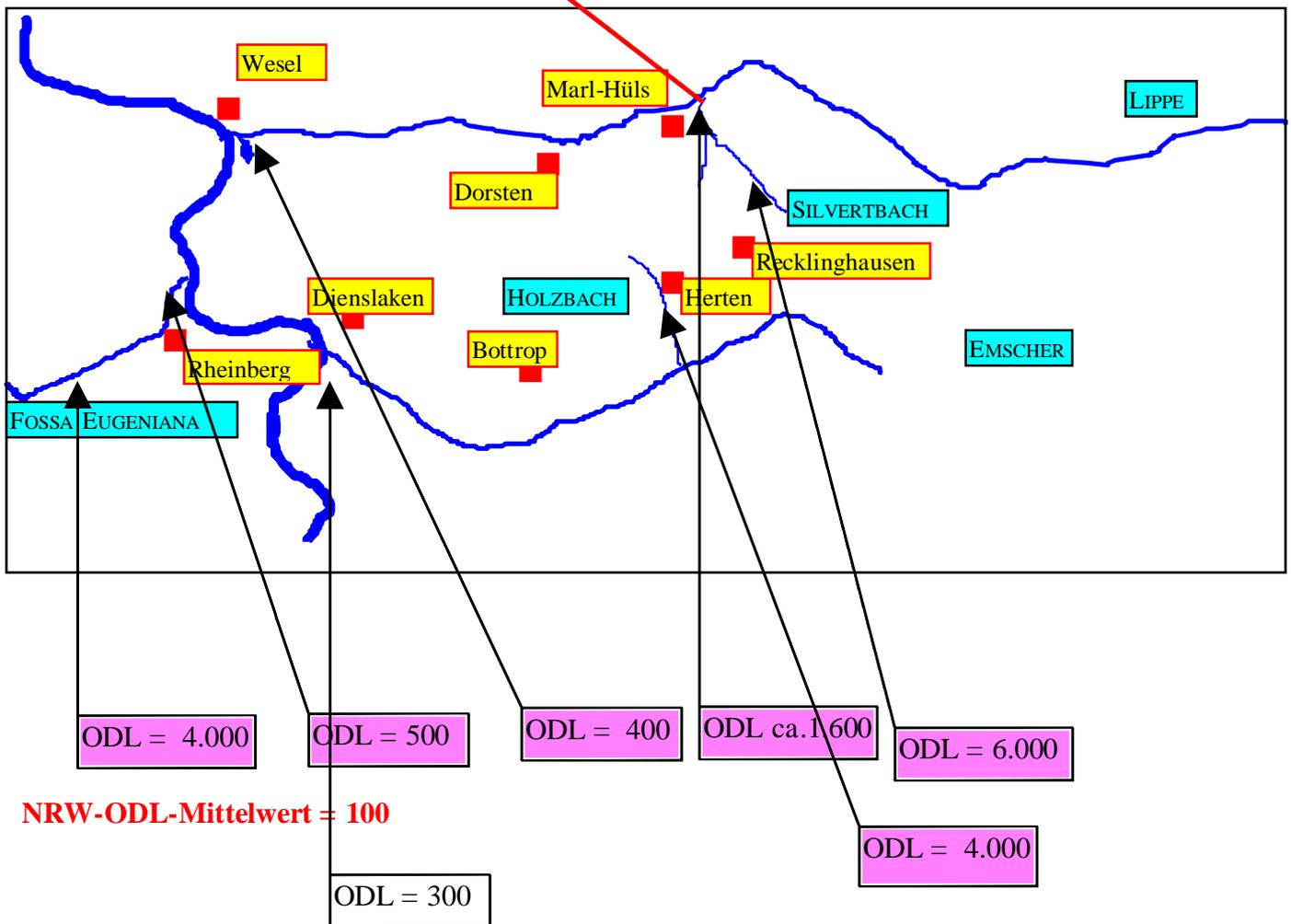
Radium-224 und Blei-210 wachsen erst mit der Zeit nach, daher ist ihr Anteil noch gering. In der Erft, dem Vorfluter der Braunkohle, finden sich Ra-228 zu Ra-226 im Verhältnis 1:1, in der Lippe und Emscher ist das Verhältnis 1:2 und in der Fossa Eugeniana 1:4 bis 1:3.

Abbildung 4 zeigt die Lageskizzen von Lippe, Fossa Eugeniana und Emscher mit Holzbach bei Herten in NRW. Längs der Lippe war ein Sedimentprofil aufgenommen worden, das Radium-226-Profil ist zugeordnet und die Wirkung als Ortsdosisleistung ist beigefügt.

Ra-226 im Sediment der Lippe in Bq/kg



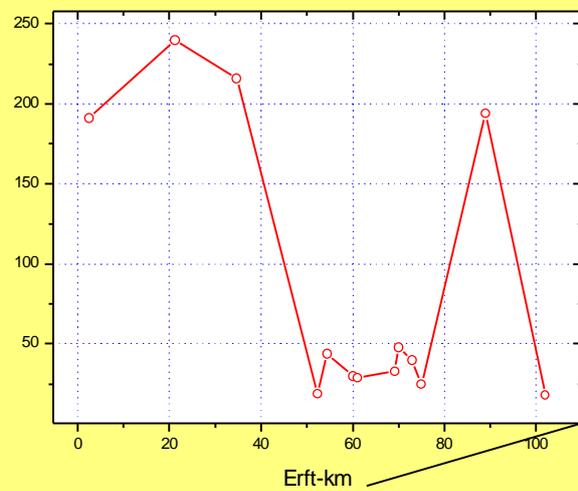
28.04.1999 15:05:33 LIPPE-UA.WST



ORTSDOSISLEISTUNG = ODL = nGy/h am Uferstreifen von ca. 5m nach[FEIGE S.(1997)]

Abb.4 : Skizze einiger Gewässer im Ruhrgebiet, Sedimentbelastung und ODL am Ufer

Ra-226 in Bq/kg Tr.



29.04.1999 09:04:05 ERFT96.WST

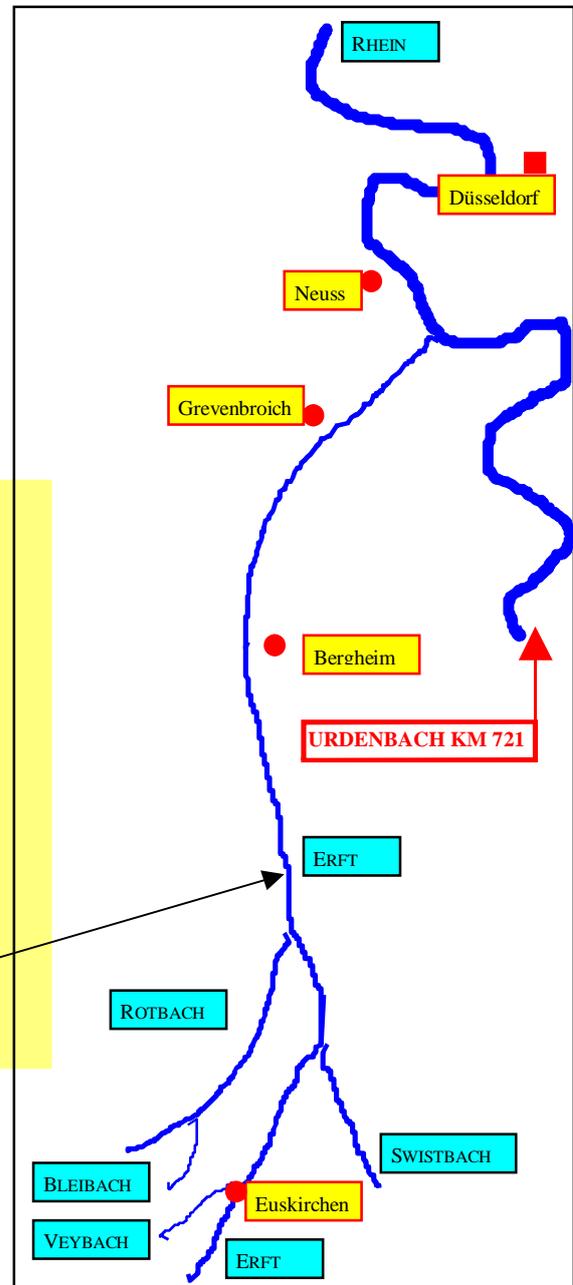


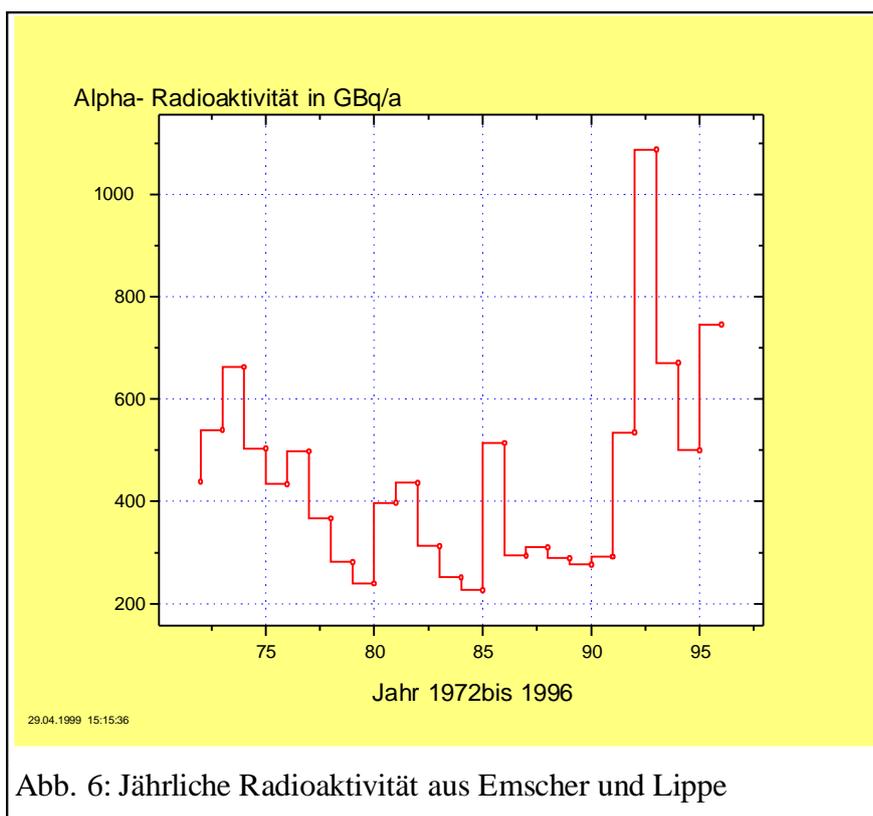
Abb.5: Skizze der Erft und das Radiumlängsprofils

Die Erftsedimente sind wesentlich weniger mit Radium belastet als die der Emscher, der Lippe und der Fossa, was die Abbildung 5 zeigt. Um jedoch die Strahlenbelastung einer Einzelperson realistisch abschätzen zu können, müssen realistische Wege zum Menschen als untergesetzliche Regelwerke festgelegt sein

Eine realistischer Pfad könnte die Außenstrahlung an Uferstreifen (externe Exposition) darstellen. Ein Ingestionspfad über Sedimente kann unter praktischen Gesichtspunkten vernachlässigt werden. Als Einzelperson aus der Bevölkerung hält sich ein Freizeitangler direkt am Uferstreifen nennenswerte Zeit im Jahr auf. Um also eine Strahlenbelastung von Einzelpersonen im Sinne der Euratomnorm 96/29 , Titel VII, Artikel 40, Absatz 1, nicht außer acht zu lassen, kann für die Einzelpersonen der Bevölkerung ein Freizeitangler betrachtet werden. Mit einer Angelzeit von 1 bis 3 Stunden täglich werden Angler 1 mSv pro Jahr als Strahlenbelastung aufnehmen können und beim Sitzen werden sogar die Fortpflanzungsorgane erheblich mehr bestrahlt als der Ganzkörper.

Wege vom Erft- und Emscherschlamm zum Menschen können hier nur sehr hypothetisch beschrieben werden. Hier müssen eventuell Verwertungsvorschläge bzw. Verwendungseinschränkungen bei bestimmten Szenarien gemacht werden, **z.B. sollte Braunkohlewasser nicht als Trinkwasser und Emscherschlamm nicht als Düngemittel verwertet werden.**

Wichtig ist auch die jährlich eingeleitete Alpha- Radioaktivität zu betrachten. Die Mengen schwanken zwischen 200 und 1100 Gbq/a. Das sind in alten Einheiten ca.4 bis 22 Ci/a.



Diese ersten Ergebnisse sind sicher lediglich Hinweise auf eine Erhöhung der anthropogenen Strahlenbelastung aus natürlichen Quellen und unbewusst ist dies sicherlich auch geschehen, damit also nicht in der Bereich der alten Strahlenschutz-verordnung fallend, doch zerstört ionisierende Strahlung genetisches Material, egal, ob sie von innen oder von außen strahlt, natürlich oder künstlich ist, bewusst oder

unbewusst in die Umwelt abgegeben wird.

„Wenn ein Radionuklid durch eine bestimmte Konzentration eine Gefahr darstellt, dann ist das eine Gefahr, ohne Rücksicht auf die gesetzlich geregelte Umwelt“ [SCOTT,L.M. (1998)]. Insofern hat eine Vorsorge gegenüber Krebs und Genschäden wach gegenüber jeglicher Radioaktivität zu sein. Diese Wissenschaftliche Erkenntnis hat jetzt auch die neue Euratomrichtlinie 96/29 umgesetzt [AMTSBLATT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT (1996)]. Doch steht eine genaue Ausführungsbestimmung noch aus.

Die Strahlengrenzwerte für Überwachungs- oder Abhilfemaßnahmen sind noch umstritten, doch sind z.Z. Eingreifwerte für eine dauerhafte Überwachungen von 0,3 mSv und für Strahlenschutzmaßnahmen von 1mSv wahrscheinlich..

Ausblick auf Ungereimtheiten

Die Autoren des „Zweiten Internationalen Symposiums über Naturally Occurring Radioactive Materials“ im November 1998, in Krefeld, hatten u.a. industrielle Bereiche mit signifikanter Strahlenexposition von 1 - 6 mSv zusammengetragen z.B. Phosphorsäure- und Phosphor- Produktion , Öl- und Gasproduktion , Mineralsand und Schrottindustrie. Sie hatten über die Behandlung und die Reinigung von Einrichtungen, Röhren und Kesseln sowie auch über das Abfallmanagement berichtet[NORM II(1998), Session 4: Waste Management].

Einige Vertreter hatten einen Bewertungsrahmen dafür angegeben. Sie hatten u.a. die Strahlenbelastung von Arbeitern durch Umgang und von Einzelpersonen aus der Bevölkerung durch Ableitungen aus Arbeiten bei Medizin, Industrie und Bergbau konservativ abgeschätzt. Auf dieser Grundlage sollte bei einer Bewertung aufgebaut werden [NORM II(1998), Session 5: Legislation and Regulatory Aspects].

Erstaunlich war gewesen, dass im Bereich der Energiegewinnung die Erdöl- und Gasindustrie ihren fortgeschrittenen Stand des Wasser- und Abfall- Managements bereitwillig und offen vorgetragen hatte und danach sogar die Auswirkungen in Form von Strahlendosen von Wissenschaftlern abgeschätzt worden waren, der Kohlebergbau dagegen sogar von den Wissenschaftlern nicht erwähnt wurde.

Doch bereits zwei Jahre zuvor hatte aber unter der Schirmherrschaft der Internationalen Atomenergie Agentur [IAEA (1996)] die „International Conference on Technology Enhanced Natural Radiation caused by Non-Uranium Mining“ organisiert vom Central Mining Institut in Polen stattgefunden. Hier hatten Vertreter des Kohlebergbaus aus Polen, England, Rumänien, Ukraine und Frankreich über Radioaktivität in Kohlengruben berichtet. Jaworowski hatte schon lange da-

vor die Radiumabgaben der Oberschlesischen Zechen auf 370 GBq/a abgeschätzt [JAWOROWSKI, Z. (1990)]. Insbesondere stellte Frau Lebecka vom Central Mining Institut in Polen [LEBECKA, J., CHALUPNIK, S., MIELNIKOW, A., WYSOCKA, M., LUKASIK, B., MOLEND, E., CICHY, T. (1996)] die 1990 implementierte Zechenwasserreinigung hinsichtlich Radium vor, die den polnischen Grenzwert von 0,7 Bq/l leicht einhalten kann.

Im Gegensatz dazu gibt es bis zur Erstellung von Ausführungsbestimmungen zu der neuen Euratomrichtlinie für die Bundesrepublik lediglich in den sogenannten „Beitrittsgebieten“ der ehemaligen DDR, rein rechtlich gesehen, Radioaktivität aus dem Bergbau und auch eine Grundlage für die Berechnung der Strahlenbelastung [BIESHOLD, H., KINDT, A. & ETTNHUBER, E. (1996a) und (1996b); HOPPE, T., KLUGE, A., JURK, M. & SCHKADE, U.-K. (1996)].

Außerdem hätten die Bergbehörden in NRW bereits einen Leitfaden ausgearbeitet, wenn der eingehalten würde, so wären die Belange des Arbeitsschutzes und des Umweltschutzes eingehalten, meinten die Bergbehörden, die auch noch Strahlenschutzbehörden in NRW sind [MWMTV-NRW- (1996) Seite 41, vorletzter Absatz].

In der Vergangenheit lagen die α -Radioaktivitätsabgaben des rechtsrheinischen Bergbaus in NRW zwischen 200 - 1100GBq/a rechnet man die linksrheinischen Abgaben noch mit nur 400GBq/a hinzu, so gelangt man nahe an die polnischen Werte heran: In α -Radioaktivitätsabgaben ca. 900 GBq/a sind etwa 300GBq/a Radium enthalten, eher mehr!

- Polen, [JAWOROWSKI, Z. (1990)]: Oberschlesien 370 GBq/a
- Deutschland, NRW, 300 GBq/a

Polen zählt die Radiumabgaben eindeutig zu den „technisch verursachten Radioaktivitäten“ (technologically enhanced) begrenzt und beseitigt sie, die Strahlenschützer in Deutschland sehen da in NRW bis heute offensichtlich **frei abfließendes Radium**.

Von den starken Schwankungen der Abgaben fehlgeleitet (siehe Teil II, Abb.6) hatte das Bundesgesundheitsamt 1984 fast eine Größenordnung weniger Radioaktivität aus dem rechtsrheinischen Bergbau abgeschätzt [GANS, I., FUSBAN, H. U., MILDE, K., WELLER, E. & WOLLENHAUPT, H. (1984)]. **Siehe Abb.6,: So kann das gehen!**

Ende des Jahres 2002 hat sich der „Fachverband für Strahlenschutz“ [Strahlenschutz PRAXIS, 8.Jahrg. 2002, Heft 4/2002] mit den natürlichen Strahlenquellen intensiv beschäftigt, insbesondere mit dem §94 der neuen StrlSchV von 2001 „Reduzierungsgebot“. Die „Arbeiten“ der Deutsche Steinkohle kommen da nicht vor. Die etwa 300GBq/a in den Rhein sind noch keine Radioaktivität.

Literaturverzeichnis:

- AMTSBLATT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT (1996):--- RICHTLINIE 96/29/EURATOM --- des Rates zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlung. - 114 S., Jahrg. 39, Amtsblatt L 159; Luxemburg.
- BERICHTE DER STRAHLENSCHUTZKOMMISSION -SSK-(1997) des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Strahlenexposition an Arbeitsplätzen durch natürliche Radionuklide, Heft10, September 1997, Gustav Fischer Verlag
- BIESHOLD, H., KINDT, A. & ETTENHUBER, E. (1996a): Untersuchung bergbaulicher Hinterlassenschaften. - atw, Jahrg. 41, Heft 2: 98-102.
- BIESHOLD, H., KINDT, A. & ETTENHUBER, E. (1996b): Untersuchung bergbaulicher Hinterlassenschaften. - atw, Jahrg. 41, Heft 3:181-183.
- BUNDESUMWELTMINISTERIUM [Hsrg.] (1990): Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresberichte 1990 ff. - ; Bonn.
- FURTMANN, K. (1995): Phthalate Analysis as a Tool for Environmental Assessment, Analytical Methods and Instrumentation, Vol.2 No.5,254-265
- GANS, I., FUSBAN, H. U., MILDE, K., WELLER, E. & WOLLENHAUPT, H. (1984): Technologically enhanced radiation exposure of population due to radium 226 in waste water. -6th International Congress of the International Radiation Protection Association, 8 S.; Berlin.
- HOPPE, T., KLUGE, A., JURK, M. & SCHKADE, U.-K. (1996): Radioaktive Isotope in Sedimenten. - Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie, 8(2): 83-88; Landsberg (ecomed Verlagsgesellschaft).
- IAEA (1996) (Herausg.): International Conference, Proceedings: Technologically enhanced natural radiation caused by non-uranium mining. Okt.1996 in Szczyrk; Poland, organised by the Central Mining Institut.
- ICRP 60(1990): Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. - ICRP Publication 60, Annals of the ICRP 21 (1-3); Oxford (Pergamon Press).
- JAWOROWSKI, Z. (1990): Sources and the global cycle of radium. - in: The environmental behaviour of radium, Volume 1, Chapter 2-2: 129-142; International Atomic Energy Agency; Vienna.

- KLÖS, H. & SCHOCH, C. (1979): Untersuchung radiumhaltiger Grubenwässer im Lippeeinzugsbereich vor Inbetriebnahme des THTR-300-Kernkraftwerkes Schmehausen. - in: BMI [Hsrg.], Fachgespräch Überwachung der Umweltradioaktivität, 24-33; Karlsruhe.
- KLÖS, H. & SCHOCH, C. (1993a): Einfache Methoden zur Radiodatierung limnischer Sedimente. - Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie, UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.; 5(1): 2-6; Landsberg.
- KLÖS, H. & SCHOCH, C. (1993b): Historische Entwicklung einer Sedimentbelastung: Gedächtnis einer Industrieregion. - Acta Hydrochim. Hydrobio. 21(1): 32-37; Weinheim (Verlag Chemie).
- KLÖS, H. & SCHOCH, C. (1993c): Altersklassierung von Gewässersedimenten; Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie; UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 5 (5) 253- 258 (1993)
- KLÖS, H. & SCHOCH, C. (1996): Schnelle, direkte Immissionskontrolle von Uraneinleitern; Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie; UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 8(1) 7- 15 (1996)
- KÖNIG W. & KRÄMER F. (1985) Schwermetallbelastung von Böden und Kulturpflanzen in Nordrhein- Westfalen, Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung, Band 10, Düsseldorf: 1985
- KOLB, W. & WOJCIK, M. (1985): Strahlenschutzprobleme bei der Gewinnung und Nutzung von Erdöl und Erdgas in der Bundesrepublik Deutschland. - PTB-Bericht Ra-17: 69 S.; Braunschweig.
- LEBECKA, J., CHALUPNIK, S., MIELNIKOW, A., WYSOCKA, M., LUKASIK, B., MOLENDNA, E. & CICHY, T. (1996): Utilisation of industrial waste products for purification of mine waters of radium. In IAEA (1996) - Proceedings Technologically enhanced natural Radiation caused by nonuranium mining. S. 321-330; Poland.
- LUA (1995): Jahresbericht Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. - 224 S.; Essen
- LWA (1991): Landesamt für Wasser und Abfall, Rheingütebericht NRW'90: Altersbestimmung an ungestörten Sedimentschichten; S. 50 -56 (1991)
- LWA (1993): Landesamt für Wasser und Abfall, Jahresbericht NRW' 93; Radioaktivität und Strahlenschutz; S.54 und Altersklassierung und Datierung von Sedimenten; S.55 (1994)
- (MWMTV-NRW- 1996): Bericht über die Tätigkeit der Bergbehörden des Landes NW im Jahr 1996, Herausg.: Ministerium für Wirtschaft und Mittelstand, Technologie und Verkehr, auf der Seite 41: Strahlenschutz
- NORM II(1998), Commission of the European Communities , Kema und Siempelkamp(Herausg.): Second International Symposium on the Treatment of Naturally Occurring Radioaktive Materials, Proceedings, Nov. 10- 13,1998, Krefeld

- ROZKOWSKI, A. (1996): Impact of mining on the isotopic composition of groundwaters in the upper silesian coal basin (USCB). In IAEA (1996) - Proceedings Technologically enhanced natural Radiation caused by non-uranium mining. 223-232; Poland.
- SCHWEER, G. (1995): Aktivitätsmessungen an Sedimenten des Ruhrgebietes in Hinblick auf deren Datierung. - Diplomarbeit Fachhochschule Aachen.
- SCOTT, L. M. (1998): Naturally Occurring Radioactive Materials in Non-Nuclear Industries, in NORM II: Commission of the European Communities, Kema und Siempelkamp (Herausg.): Second International Symposium on the Treatment of Naturally Occurring Radioactive Materials, Proceedings, Nov. 10- 13, 1998, Krefeld
- WALTER, C. (1996): Schadstoff- und Datierungsmessungen an Erftsedimenten. -Diplomarbeit Fachhochschule Krefeld.
- WEDEWARDT, M. (1995): Hydrochemie und Genese der Tiefenwässer im Ruhr-Revier. –172 Seiten; Dissertation Universität Bonn.