

UK SH

UNIVERSITÄTSKLINIKUM Schleswig-Holstein
Campus Kiel - Haus 31, Arnold-Heiler-Str.3, 24105 Kiel

Barg-Nicke-Fraktion
Rat der Stadt Oenhausen
z.Hd. Reiner Barg
Kreuzstraße 38

32549 Oenhausen

UNIVERSITÄTSKLINIKUM Schleswig-Holstein

Campus Kiel
Institut für Toxikologie und Pharmakologie für
Naturwissenschaftler
Brunswiker Str. 10, 24105 Kiel
Direktor: Prof. Dr. Edmund Messer
Am Institut tätig: Dr. H. Kruse
Tel: 0431 / 597-3543
Fax: 0431 / 597-3558
E-Mail: kruse@tox.uni-kiel.de
Internet: www.uni-kiel.de/toxikologie

Datum: 13.02.2009

13.2.2009

Toxikologische Bewertung der vom Teilaushub der mit Abfällen verfüllten Tongrube der Firma A. F. Grohe GmbH ausgehenden Emissionen beim geplanten Neubau der A30 Nordumgehung Bad Oeynhausen

Basis meiner Gefährdungsabschätzung ist der Untersuchungsbericht der Rhein-Ruhr
Ingenieur-Gesellschaft MBH vom 20.02.1996, die auf der 7 ha großen Deponie 13
Bohrungen (BS1-BS13) durchführte. In 8 Bodenmischproben (MP1-MP8) aus
gleichen Tiefenbereichen der Bohrungen wurden Schwermetalle, Kohlen-
wasserstoffe, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Cyanide,
Phenole, die Lösemittel Benzol, Toluol sowie Xylole (BTX) und chlororganische
Verbindungen quantifiziert. In den für Bodenluftanalysen ausgebauten Bohrlöchern
wurden Luftproben gezogen, die auf Methan, leicht flüchtige
Halogenkohlenwasserstoffe und aromatische Kohlenwasserstoffe (BTX) analysiert
wurden.

Die Bohrkernauswertungen der seit 1971 mit ca. 870.000 m³ Abfällen (6-7 und
14-16 m tief) aufgefüllten Tongrube ergaben, dass ganz überwiegend kontaminierte *verseuchte
verunreinigt*
Böden und Bauschutt abgelagert wurden. Da die Deponie erst 5 Jahre nach der
Inbetriebnahme eingezäunt wurde, kam es auch zu nicht legitimierten Ablagerungen
z.B. von Hausmüll, gewerblichen Abfällen, Reifen, Schaumstoffen, Farbeimern,
Fässern mit unbekanntem Inhalt und Industrieschlämmen.

Universitätsklinikum
Schleswig-Holstein
Anstalt des
öffentlichen Rechts

Vorstandsmitglieder:
Prof. Dr. Klaus Diederich,
Dipl.-Verwaltungswirtin Julia Kähning

Bankverbindung:
Fördesparkasse Kiel
Kto.-Nr. 100 208, BLZ 210 501 70
Dresdner Bank Lübeck,
Kto.-Nr. 300 041 200, BLZ 230 800 40



Aus diesen Gründen ist es in der ehemaligen Tongrube zu sehr inhomogenen Ablagerungen gekommen, sodass die Auswertung von nur 13 Bohrkernen keineswegs Rückschlüsse auf das Gesamtinventar der Deponie zulässt. Eine Gefährdungsabschätzung wird hierdurch sehr unsicher.

Dies gilt insbesondere im Hinblick auf die geplante Abräumung von Deponieablagerungen im westlichen Deponiebereich mit einer Einschnitttiefe von 5-6 m im Zusammenhang mit dem geplanten Neubau der A30 Nordumgehung Bad Oeynhausen.

Die im Umfeld der Deponieeingriffe wohnenden Menschen können durch Schadstoffemissionen auf oralen, inhalativen und dermalen Pfaden exponiert werden: Schadstoffbelastete Stäube sedimentieren auf Bewuchs und Boden und können von spielenden Kindern unmittelbar (Boden) aufgenommen werden bzw. können über die Nahrungsnetze (Pflanzenkontaminationen) angereichert werden. Ebenso ist eine Schadstoffaufnahme bei Hautkontakt mit kontaminiertem Boden abzuwägen. Von erheblicher Bedeutung sind die inhalativen Belastungen der betroffenen Bevölkerung durch die Feinstäube, die schadstoffbefrachtet sind, und in den Alveolarbereich des Atemtraktes gelangen können.

Die Bohrkernanalysen zeigen, dass die Belastungen gegenüber Schwermetallen, Cyaniden, Phenolen, Mineralölen, BTX und chlororganischen Stoffen unauffällig sind. Dies gilt keineswegs für die PAK. In den Mischproben MP2 und MP4 wurden sowohl für die Summe der PAK (gemessen wurden 16 verschiedene PAK) als auch für die Leitverbindung der PAK – das Benz-a-pyren (B-a-P) – erhöhte Konzentrationen nachgewiesen. Aufgrund der vorgelegten analytischen Befunde ist somit die Gefährdungsabschätzung bei einem Deponieabtrag auf die PAK zu fokussieren.

Nochmals wird an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die analytischen Befunde nicht repräsentativ für den gesamten Deponieinhalt sind. Punktuelle Schadstoffbelastungen anderer Art dürfen nicht außer acht gelassen werden. Über die Herkunft der PAK in der Deponie kann nur spekuliert werden. Möglicherweise stammen sie aus teerhaltigen Ablagerungen. Die in den Bohrlöchern gezogenen Deponiegasproben enthalten sehr hohe Methangaskonzentrationen (40-57%), was auf ^{ohne Sauerstoff lebend} anaerobe Prozesse in der Deponie hinweist. Von dem freigesetzten Methan gehen nur geringe gesundheitliche Risiken für die Anwohner der Deponie aus. Vielmehr sind im Fall einer Abräumung arbeitstechnische Vorsichtsmaßnahmen zu ergreifen, da Methan-Luftgemische mit 5-15% Methan explosiv sind. Von erheblicher Bedeutung im Hinblick auf eine Gefährdungsabschätzung für die Bevölkerung bei

Deponieauschub ist jedoch die Feststellung der Rhein-Ruhr Ingenieur-Gesellschaft, dass die Gasemissionen sehr unangenehm riechen. Hierfür sind die bei anaeroben Prozessen gebildeten flüchtigen Schwefel-(z.B. Mercaptane) und Stickstoffhaltigen (z.B. Amine) Verbindungen verantwortlich. Auf die von Geruchsbelästigungen ausgehenden Befindlichkeitsstörungen sei bereits an dieser Stelle hingewiesen.

Zusammenfassend ergibt sich aus den noch sehr unzulänglichen Deponiesondierungen (Boden und Luft), dass die größten Gesundheitsrisiken bei einem Deponieabtrag von den PAK und den Gerüchen ausgehen.

Auf die Gefährlichkeit dieser Expositionen soll daher im Folgenden speziell eingegangen werden.

Entstehung und Vorkommen der PAK

Als PAK bezeichnet man in der Chemie eine Substanzgruppe, deren Komponenten sich durch Zusammenfügen verschieden vieler Benzolmoleküle ergeben. Die einfachste polycyclische aromatische Verbindung ist das Naphthalin, aufgebaut aus 2 Benzolringen. Die Vielfalt der Strukturen wird noch dadurch erhöht, dass an den Benzolringen z.B. Alkylgruppen gebunden sein können. Die Anzahl der in PAK-Gemischen analytisch nachweisbaren Einzelverbindungen liegt bei ca. 700.

PAK kommen nicht nur in Steinkohlenteer vor, sondern sie werden auch bei allen unvollständigen Verbrennungsprozessen sowie bei der Pyrolyse (Erhitzen ohne Sauerstoffzufuhr) von organischem Material, wie z.B. Holz, gebildet. Die Belastung des Menschen gegenüber PAK erfolgt über den Hautkontakt, durch orale Aufnahme PAK-belasteter Partikel und nicht zuletzt durch Inhalation belasteter Luft.

Zur Quantifizierung der PAK, aber auch zur Vergleichbarkeit analytischer Befunde hat die amerikanische Umweltbehörde (US-EPA) vorgeschlagen, 16 PAK in Umweltproben als Σ PAK zu quantifizieren und auch toxikologisch zu bewerten. In der Außenluft werden 1-100 ng Σ PAK/m³ (0,1-10 ng B-a-P) gemessen; in Böden werden bis zu 500 mg Σ PAK/kg (0,01-50 mg B-a-P/kg) nachgewiesen.

ng = Nano Gramm = ein Milliardstel Gramm

Toxikologie der PAK

Die Resorption nach inhalativer Aufnahme ist sehr stark von der Teilchengröße abhängig, an denen die PAK mit mehr als 4 Benzolringen ganz überwiegend gebunden sind.

Die PAK sind im Schwebstaub an solche Partikel gebunden, deren Durchmesser in der Regel zwischen 0,1 und 1 μm liegt. Für derartige Partikel kann in grober Mittelung von einer etwa 20%igen Deposition in der Alveolarbläschen der Lungen ausgegangen werden. Da von einer 100%igen Resorption der PAK nach der Deposition in den Lungenbläschen ausgegangen werden kann, muss bei inhalativer Aufnahme der PAK mit dem Schwebstaub von einer Resorption der PAK in Höhe von ca. 20% gerechnet werden. Nimmt man an, dass in der Luft 1 ng B-a-P/ m^3 vorliegt, beträgt die tägliche B-a-P-Aufnahme auf diesem Wege (Atemvolumen ca. 12 m^3) ca. 2,5 ng (20% von 12 ng).

Die Resorption nach Verschlucken der PAK wird in der Literatur als „sehr gut“ angegeben. *Aufsaugung*

Die auf dem Nahrungspfad aufgenommene B-a-P-Menge liegt in Deutschland nach POTT und HEINRICH (1994) bei etwa 2 ng/kg Körpergewicht und Person, d.h. ein 12 kg schweres Kind nimmt im Mittel täglich mit der Nahrung ca. 25 ng B-a-P auf.

Hinzuweisen ist noch darauf, dass zwar die orale PAK-Aufnahme in der Regel dominiert, dass jedoch die lokale Wirkung auf den Respirationstrakt (inhalative Aufnahme) und auf die Haut (Hautkontakt) ohne systemische Verteilung toxikologisch stärker zu gewichten ist (NORPOTH, 1990).

Hinsichtlich der Toxizität der PAK ist der Metabolismus zu den Diolepoxiden von großer Bedeutung: Die Epoxide sind in der Lage, sich aufgrund ihrer hohen chemischen Reaktivität an die DNA anzulagern und können damit Krebs beim Menschen auslösen.

Es gibt erhebliche individuelle Unterschiede hinsichtlich der Bildung der kanzerogen verdächtigen Diolepoxide, da die Enzymaktivität einzelner Individuen, die die Konzentration der im Organismus gebildeten Epoxide wesentlich beeinflusst, sehr unterschiedlich ist (JÄNIG et al., 1999).

Unter den toxischen Wirkungen der PAK hat mit weitem Abstand die Kanzerogenität den höchsten Stellenwert. Allerdings sollen die akuten Wirkungen der PAK auf die Haut und das Immunsystem nicht unerwähnt bleiben, auch wenn sie erst bei sehr

hohen Dosen, wie sie an PAK-belasteten Arbeitsplätzen beobachtet wurden, eine Rolle spielen.

Erst zu Beginn dieses Jahrhunderts wurde aufgeklärt, dass das Auftreten von ^{Hodensackkrebs} Skrotumkarzinomen sowie von Hautkrebs bei Kokerei- und Teerarbeitern mit der Einwirkung von PAK kausal zusammenhängt. Ebenso ist gesichert, dass der Lungenkrebs durch PAK hervorgerufen werden kann. Hierfür gibt es aus der Arbeitsmedizin zahlreiche Fallbeispiele (SWAEN et al., 1991). Auch der Blasenkrebs wird nach vorliegenden Befunden der Arbeitsmedizin mit hoher Wahrscheinlichkeit durch PAK begünstigt.

Experimentell gut untersucht ist das ^{Krebsartige} kanzerogene Potential der PAK-Leitverbindung Benz-a-pyren. Aus diesem Grunde gehen die quantitativen Berechnungen von Krebsrisiken durch PAK-Gemische in der Regel von den gemessenen Konzentrationen des Benz-a-pyrens in Umweltproben (z.B. in Stäuben) aus. Zur Frage der Kanzerogenität nach oraler Aufnahme von PAK-Gemischen liegen eindeutige tierexperimentelle Erkenntnisse vor, sodass auch die kreberzeugende Wirkung oraler PAK-Belastungen als eindeutig nachgewiesen gilt. Mamma-Tumore, Tumore des Mund-Rachen-Raumes und Lungentumore stehen bei oraler Aufnahme von PAK-Gemischen im Vordergrund. Krebsrisikoabschätzungen können auf der Basis externer Belastungskonzentrationen durchgeführt werden, wie anhand von Krebsrisikoschätzern (unit risk) aufgezeigt wurde.

Grenzwerte

Aus den Erkenntnissen einer Kokerei-Studie wurden konkrete Krebsrisikoabschätzungen für Benz-a-pyren-Belastungen im Niedrigdosisbereich abgeleitet (WHO, 1987). ^{Eiter}

Auch für die orale B-a-P-Aufnahme liegen Krebsrisikoschätzungen vor, die jedoch mit Unsicherheiten behaftet sind: Eine lebenslange tägliche Aufnahme von 1,4 ng/kg Körpergewicht führt nach BRUNE et al (1981) zu einem zusätzlichen Krebsrisiko von 1 auf 100.000 Betroffene. Zum Verständnis der genannten Zahl muss darauf hingewiesen werden, dass die Krebsrisikoschätzungen nur für Kollektive Sinn machen und keine Krebsrisikovorraussage für einzelne Betroffene zulassen.

Es kann aus der äußeren Belastung auf ein Krebsrisiko geschlossen werden. Eine derartige Rechnung erlaubt es, das an Stäuben haftende B-a-P nach oraler

Aufnahme hinsichtlich seines – auf ein Kollektiv bezogen – Krebsrisikos zu beurteilen.

Für die Außenluft existieren keine Höchstmengen, sondern Richtwertempfehlungen eines Bund-Länder-Ausschusses von 1991 (LAI, 1992):

Richtwert, Außenluft: 1,3 ng B-a-P/m³

Für den Bereich **Boden** existieren nach den Verordnungen des Bodenschutzgesetzes für verschiedene Nutzungen folgende Grenzwerte (BUNDESMINISTERIUM DER JUSTIZ, 1999):

2 mg B-a-P/kg für Kinderspielflächen

4mg B-a-P/kg für Wohngebiete.

Vollständigkeitshalber weise ich darauf hin, dass in einigen Bundesländern vor Verkündung des Bodenschutzgesetzes und seiner Verordnungen Erlasse für tolerable B-a-P-Gehalte für Kinderspielflächen vorlagen. So wurden in Berlin für Kinderspielplätze lediglich 0,1 mg B-a-P/kg Boden toleriert, während der analoge Wert in Niedersachsen bei 1mg/kg Boden lag.

Eine konkrete Abschätzung des für die betroffene Bevölkerung bestehenden zusätzlichen Krebsrisikos während der Abräumarbeiten kann ohne ^{Ausstellung} Expositionsdaten nicht durchgeführt werden.

Fest steht ohne Zweifel, dass für die Anwohner das Krebsrisiko ansteigt, da es für krebserzeugende Stoffe wie die PAK keine Schwellenwerte gibt. Auszugehen ist von PAK-Belastungen (US-EPA-Konzentrationen) der Ablagerungen von 50-70 mg PAK/kg Boden (MP2 und MP4) bzw. B-a-P-Konzentrationen von ungefähr 5 mg/kg Boden. Zu erwarten ist, dass von der verantwortlichen Behörde Staubexpositionsdaten bei Erdbewegungen vorgelegt werden, damit Krebsrisikoberechnungen durchgeführt werden können.

Auf den besonderen Stellenwert von unangenehmen Gerüchen wurde bereits hingewiesen. Im Fall einer Deponieumlagerung ist mit der Freisetzung großer Mengen unangenehm riechender Faulgase (s.o.) zu rechnen, da in die Deponie

große Mengen Schlämme und Pflanzenreste verbraucht wurden, die zur Zeit einem anaeroben Abbau unterliegen.

In epidemiologischen Studien wurde mehrfach nachgewiesen, dass die Wahrnehmung unangenehmer Gerüche zu Befindlichkeitsstörungen wie Übelkeit, Kopfschmerz, Konzentrationsschwäche, Störung von Geruchs- und Geschmackswahrnehmungen führen kann. Besonders betroffen sind hiervon Menschen, die bereits eine gesundheitliche Vorschädigung durch Schadstoffeinwirkungen erlitten haben und daher besonders sensibel auf Fremdstoffe reagieren. Der Vollständigkeit halber weise ich jedoch darauf hin, dass auch bei gesunden Menschen durch unangenehme Gerüche erhebliche neurotoxische Effekte eintreten können.

Dr. H. Kruse

(nach Diktat verweist)