
KBS TEKNISK RAPPORT

114

**γ -radiolysis of organic compounds
and α -radiolysis of water**

Hilbert Christensen

Studsvik Energiteknik AB 1978-09-07

γ -RADIOLYSIS OF ORGANIC COMPOUNDS
AND α -RADIOLYSIS OF WATER

Hilbert Christensen
Studsvik Energiteknik AB 1978-09-07

Denna rapport utgör redovisning av ett arbete som utförts på uppdrag av KBS. Slutsatser och värderingar i rapporten är författarens och behöver inte nödvändigtvis sammanfalla med uppdragsgivarens.

I slutet av rapporten har bifogats en förteckning över av KBS hittills publicerade tekniska rapporter i denna serie.

Studsvik Arbetsrapport - Technical Report

| | | |
|---|--------------------------|---|
| Projektidentifikation – Project identification | Datum – Date 78-09-07 | Org enh och nr – Report No. E2-78/15 |
| Titel och författare – Title and author γ -radiolysis of organic compounds and α -radiolysis of water Hilbert Christensen | | |
| Distribution | | |
| Godkänd av – Approved by <i>Walter Hultin</i> | Kontonr 5216702 | <input type="checkbox"/> Rapporten skall förhandsviseras – Internal notes |
| <p>SUMMARY</p> <p>This KBS-report is a collection of five technical reports. Various radiolytic problems in connection with the disposal of high-active waste are dealt with. The English titles of the five reports are:</p> <p>1) Radiolysis of fulvic acids; 2) Radiolysis of organic compounds in bentonite; 3) α-radiolysis of water during the disposal of fuel without reprocessing; 4) Radiolysis of water during the disposal of unprocessed spent fuel. Oxidation by hydrogen peroxide; 5) Formation and decomposition of hydrogen peroxide by α-radiolysis. These reports (in Swedish) are attached as Appendices A-E.</p> | | |

BL 4848 A

1978-09-07

LIST OF CONTENTS

| | |
|---------------------------------|---|
| Introduction | 3 |
| Radiolysis of organic compounds | 3 |
| α -radiolysis of water | 3 |
| References | 5 |
| Table 1 | 6 |
| Figure | |

1978-09-07

INTRODUCTION

In a previous report [6] a number of technical reports on the radiolysis of ground water were summarized. Most part of the work comprised computer calculations using a radiation chemical computer programme developed at Risö, Denmark. The same programme was used for the most part of the present work.

RADIOLYSIS OF ORGANIC COMPOUNDS

In the first part of this report the radiolysis of fulvic acids in the surrounding ground water was evaluated [1]. Fission products may form complexes with fulvic acids, which thus may affect the transport of various ions. Fulvic acids may be changed and/or decomposed by irradiation and the complex-forming properties may be lost. In the report it was found that during the first 10^4 years of storage $7.3 \cdot 10^{-3}$ mol of fulvic acids may be decarboxylated resulting in a partly or total loss of the complex-binding properties. As a maximum 0.1 mol of hydrogen bonds may be broken resulting in the decomposition of the polymeric structure into smaller units.

In ref [2] the production of hydrogen from radiolysis of the content of organics of bentonite was evaluated. It was concluded that the experimentally determined hydrogen production from irradiation of bentonite-water mixtures [7] could possibly be explained as a result of radiolysis of the organic content of bentonite.

α -RADIOLYSIS OF WATER

In the last three reports α -radiolysis of water which had penetrated not only the copper canister but also the fuel cladding and had entered into pores of the uranium fuel was evaluated. Pore diameters of 0.1, 0.01 and 0.001 mm were considered.

1978-09-07

Due to higher dose rates, 22 rad/s after 40 years, and the more penetrating α -irradiation higher decomposition is obtained compared with the results of γ -irradiation [3, 4].

Three subcases have been treated assuming

- 1) neither oxygen nor hydrogen peroxide reacts,
- 2) oxygen reacts at a diffusion controlled rate with the uranium fuel,
- 3) oxygen and hydrogen peroxide reacts diffusion controlled with the uranium fuel,

In case 1) the reate of hydrogen production seems to be constant and gas bubbles are formed even if hydrogen is allowed to diffuse out of the system (see Figure 1).

In case 2) hydrogen bubbles are also formed unless maximum diffusion is assumed in the case of 1000 years of storage (see Table 1).

In case 3) hydrogen bubbles are formed, see Table 1.

It should be pointed out that the assumptions are partly of a hypothetical nature and other reactions may play an important role, e g catalytic decomposition of H_2O_2 .

The effect of the catalytic decomposition of hydrogen peroxide on equilibrium concentrations was calculated in the last report [5]. Appropriate first order rate constants k for the catalytic decomposition were taken from the literature. k -values of 10^{-5} , 10^{-7} and 0 s^{-1} were considered. At a dose rate of 5.7 rad/s (valid after 1000 year) in oxygen and hydrogen saturated solutions the equilibrium

1978-09-07

concentration of hydrogen peroxide is below 0.1 M for $k = 10^{-7}$ or 10^{-5} s^{-1} . At a ten times higher dose rate, the hydrogen peroxide concentration continues to increase above 0.4 M if $k = 10^{-7} \text{ s}^{-1}$. If $k = 10^{-5} \text{ s}^{-1}$ the concentration is below 0.4 M.

REFERENCES

1. CHRISTENSEN, H
Radiolys av fulvosyror.
Studsvik Arbetsrapport MC-78/262.
2. CHRISTENSEN, H
Radiolys av bentonitens organiska material.
Studsvik Arbetsrapport MC-78/269.
3. CHRISTENSEN, H
Radiolys av vatten med α -strålning vid förvaring av direktdeponerat bränsle. Preliminär redovisning.
Studsvik Arbetsrapport MC-78/259.
4. CHRISTENSEN, H
Radiolys av vatten vid förvaring av direktdeponerat bränsle. Oxidation med väteperoxid.
Studsvik Arbetsrapport MC-78/264.
5. CHRISTENSEN, H
Bildning och sönderdelning av väteperoxid vid radiolys med α -strålning.
Studsvik Arbetsrapport MC-78/272.
6. CHRISTENSEN, H
Bedömning av radiolys i grundvatten.
KBS-78, 1978-02-17.
7. ERIKSEN, T and LIND, J
Bildning av fritt väte vid radiolys i lerbädd.
Inst för Kärnkemi, KTH (1978-03-09).

/Eli

1978-09-07

Table 1

Reactions of UO_2 with O_2 and H_2O_2 after $3\text{E}6$ s of irradiation α -rays

| Reactions included | Time of storage | Initial conc of H_2 , M | Final conc of H_2 , M | $\frac{dC(\text{H}_2)}{dt}$ M/year | UO_2^{++} M ² |
|--|-----------------|----------------------------------|--------------------------------|---------------------------------------|--------------------------------------|
| $\text{UO}_2 + \text{O}_2$ | 40 | 0 | 2E-4 | 1E-3 | 2E-4 |
| $\text{UO}_2 + \text{O}_2$ | 1000 | 0 | 1E-3 | 4E-3 | 1E-3 |
| $\text{UO}_2 + \text{O}_2$ | 1000 | 4E-2 | 4E-2 | 4E-4 | 4E-2 |
| $\text{UO}_2 + \text{O}_2$ diffusion of H_2 | 1000 | 4E-2 | 3E-2 | -5E-2 | 3E-2 |
| $\text{UO}_2 + \text{O}_2$ $\text{UO}_2 + \text{H}_2\text{O}_2$ | 1000 | 4E-2 | 6E-2 | 0.3 | 6E-2 |

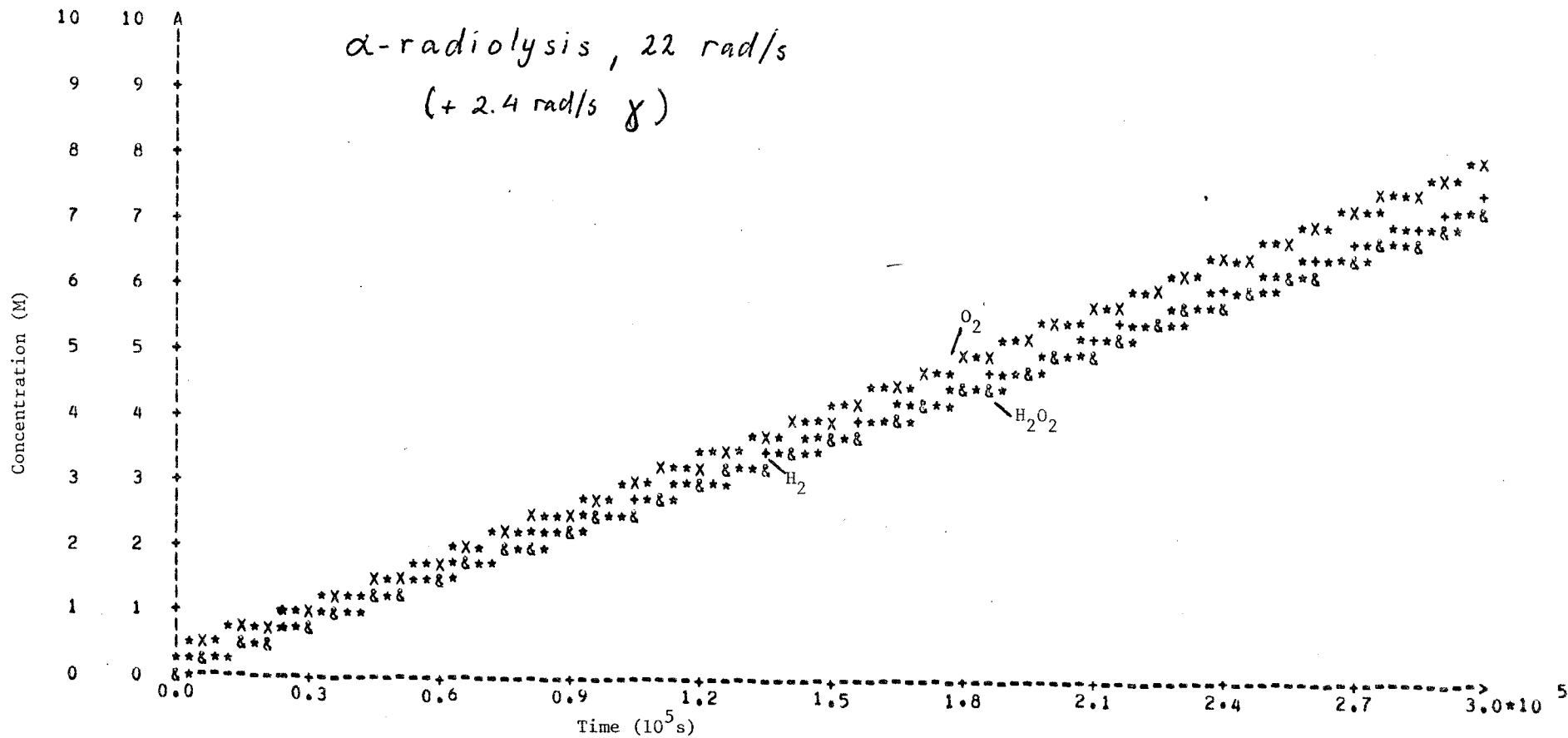
PLOT NO. 01

Concentrations during radiolysis of water inside the uranium fuel

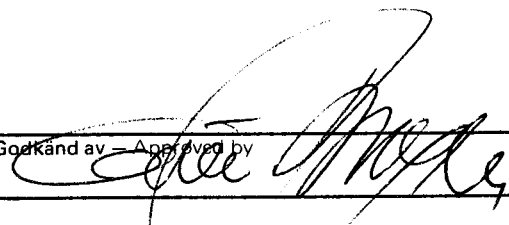
SCALE NO:
2 1
-3 -5
*10 *10

& :SCALE NO: 2 IS THE PLOT OF H2O2;
+ :SCALE NO: 2 IS THE PLOT OF H2;
X :SCALE NO: 1 IS THE PLOT OF O2;

α -radiolysis, 22 rad/s
(+ 2.4 rad/s γ)



Studsvik Arbetsrapport - Technical Report

| | | |
|---|---|--|
| Projektidentifikation – Project identification | Datum – Date 78-04-26 | Org enh och nr – Report No. MC-78/262 |
| <p data-bbox="148 322 512 342">Titel och författare – Title and author</p> <p data-bbox="496 371 850 398">Radiolys av fulvosyror</p> <p data-bbox="496 490 802 517">Hilbert Christensen</p> | | |
| <p data-bbox="148 640 264 660">Distribution</p> | | |
| <p data-bbox="148 898 411 918">Godkänd av – Approved by</p>  | <p data-bbox="842 898 927 913">Kontorr</p> <p data-bbox="842 920 959 947">5213305</p> | <p data-bbox="1050 904 1366 947"> <input type="checkbox"/> Rapporten skall förhandsviseras – Internal notes </p> |
| <p data-bbox="488 1081 810 1108">1. <u>Inledning</u></p> <p data-bbox="488 1144 1358 1413"> Fulvosyror finns i grundvatten och påverkar transport av fissionsprodukter från eventuella läckande avfallsbehållare genom att komplexbinda olika joner olika starkt. Vid bestrålning sker en viss nedbrytning av fulvosyror varvid dessa kan förlora en del av sina komplexbindande egenskaper. </p> | | |

BL 4848 A

1978-04-26

2. Fulvosyrors sammansättning

Fulvosyror utgör en fraktion av humussyror med en ganska komplicerad sammansättning, se bifogade sammanfattningar från Chemical Abstracts. Bland beståndsdelarna finns fenoler och bensencarboxylsyror troligtvis kombinerad i en polymerstruktur. Det är sannolikt dessa grupper som ger fulvosyrorna sina komplexbindande egenskaper. Fulvosyror kan även innehålla alifatiska föreningar. Vid behandling med alkalier bildas ett antal fenoler, vannilinsyra m m. Vid upphettning till 350 - 90°C förloras alla Co_2H grupper. Vid hydrolys kan bildas bl a isoleucin och β -fenylalanin.

3. Bedömning av radiolys

Vid lakningsgruppens sammanträde 1978-03-20 beslöts att fulvosyrors radiolys skulle snabbutredas och att bensoesyra fick användas som modellsubstans. Den mest uttömmande gammabestrålningsundersökning av bensoesyra i vattenlösning redovisas i referens 1. Senare undersökningar har mera koncentrerats på bestämning av primära reaktioner med H , e_{aq} och OH radikaler med pulsradiolysteknik. Resultaten från referens 1 bifogas. De flesta experimenten utfördes vid pH 6 - 6.5 där förhållandet $\text{C}_6\text{H}_5\text{COO}^-/\text{C}_6\text{H}_5\text{COOH}$ bör vara stort (pK_A för bensoesyra = 4.2). Huvudreaktionen är bildning av hydroxybensoesyror, som är en naturligt beståndsdel av fulvosyrorna. Däremot kan de komplexbildande egenskaperna förloras vid dekarboxylering eller förändras vid nedbrytning av polymerstrukturen.

Dekarboxylering sker med ett G värde på 0.68 i luftmättade och 0.4 i avgasade lösningar. Med en integrerad dos på $1.1 \cdot 10^{24}$ eV efter 10^4 år (2) kan totalt $1.1 \cdot 10^{22} \cdot 0.4$ molekyler = 7.3 mMol dekarboxyleras i en syrefri lösning i omgivningen av en avfallsbehållare.

1978-04-26

Fulvosyrastrukturen kanske kan brytas ner till mindre enheter genom bestrålning. I bifogade sammanfattningar antyds att polymerstrukturen är uppbyggd med hjälp av vätebindningar. Skulle G värdet för brytning av en vätebindning vara så hög som 6, kan totalt 0.1 "Mol" vätebindningar brytas på 10^4 år i avfallsbehållarens omgivning.

1978-04-26

REFERENSFÖRTECKNING

1. ARMSTRONG W A, BLACK B A AND GRANT D W
The radiolysis of aqueous calcium benzoate
and benzoic acid solutions.
J Phys Chem 64, 1415-9 (1960).

2. LUNDGREN K
Deponerad strålningsenergi utanför koppar-
kapsel...
AA-PM-Rf 78-27, 1978-01-23.

1978-04-26

ur CA 72, 1970

89974c Alkaline permanganate oxidation of methylated and unmethylated fulvic acid. Schnitzer, Morris; Desjardins, J. G. (Soil Res. Inst., Canada Dep. Agr., Ottawa, Ont.). *Soil Sci. Soc. Amer., Proc.* 1970, 34(1), 77-9 (Eng). The alk. permanganate oxidn. of humic and fulvic acids (FA) yields small amts. of benzene polycarboxylic acids that range from the di- to the hexa-form. Low yields may be due to the presence of electron-donating substituents, such as OH groups, on aromatic rings. To make the rings less susceptible to destruction by alk. $KMnO_4$, an attempt was made to reduce the electron-donating effect by converting OH groups via methylation to OMe groups. The alk. permanganate oxidn. of methylated FA, however, yielded the same types and similar amts. of benzene carboxylic acids as that of the untreated FA. Failure of methylation to increase the variety and yield of oxidn. products may be due to inability to either methylate all (phenolic) OH groups or, more likely, to reduce electron-donating effects sufficiently. RCDY

ur CA 71

17966h Chelating effect of organic matter and its effect on the migration of fission products in soils. Bovard, Pierre; Grauby, Andre; Saas, Arsene (C.E.N., Cadarache, Fr.). *Isotop. Radiat. Soil Org.-Matter Stud., Proc. Symp., 2nd 1968*, 471-95 (Fr). Int. At. Energy Agency: Vienna, Austria. Org. matter plays a vital role with regard to the radioisotopes introduced by fallout, irrigation water, or surface storage. The chelating effect of various types of org. matter on fission products is discussed. The free functional groups (carboxylic phenolic) are the cause of the fixation and complexing of radioisotopes. The effect of the type of cation or anion on fixation by org. matter is disclosed. Thus, a mean order of complexing has been established, which varies in its details depending on the type of org. matter concerned. The order established for humic acids for example is $Ce > Fe > Mn > Co \geq Ru \geq Sr > Cs > I$. In the case of fulvic acids this order is considerably more upset and is governed essentially by the functional groups present. Verification is made of the results obtained for 2 types of soil: a calcareous alluvial soil and a humo-ferruginous podzol. Org. matter plays an essential part in the movement of fission products in these 2 types of soil. Fulvic acids bring about the accumulation of fission products in the B_h horizon of the podzol, and they appear to be partially immobilized in the calcareous alluvial soil. Leaching of fission products, particularly Ru, by heavy rains occurs essentially in the form of fulvates. S. Stern

ur CA 75

87496m Differential thermal analysis and thermogravimetry of soil humus substances. Shurygina, E A.; Larina, N. K.; Chubarova, M. A.; Kononova, M. M. (Pochv. Inst. im. Dokuchaeva, Moscow, USSR). *Pochvovedenie* 1971, (6), 35-44 (Russ). Humic and fulvic acids of chernozem and podzolic soil were examd. by DTA, thermogravimetry (TG), ir, and element anal. The mols. of both acids contain aromatic and aliphatic structures. In the humic acid the aromatic structures predominate; in the fulvic acid the aliphatics predominate. The difference between the humus of chernozem and podzol consists in the predomination of aromatic or aliphatic structures in these acids. Thus, the aromatic structure is comparatively expressed more in the humic acid of chernozem, and in the fulvic acid of podzol. M. Tschapek

1978-04-26

ur NSA 27
May 15, 1973

19625 MODE OF REACTION OF HYDROGEN ATOMS WITH ORGANIC COMPOUNDS IN AQUEOUS SOLUTIONS. Witter, R. A.; Neta, P. (Carnegie-Mellon Univ., Pittsburgh). *J. Org. Chem.*; 38: No. 3, 484-487 (9 Feb 1973).
Yields of hydrogen from γ -irradiated aqueous solutions of organic compounds were determined. From these yields the portion of H atoms reacting by H abstraction was calculated. Using previous rate data the partial rate constants for the abstraction and for the other reactions which do not yield hydrogen were derived. Correlation of structure and partial reactivities has led to some generalized patterns of reaction. Benzylic and allylic hydrogens were found to be respectively ~ 3 and ~ 5 times more reactive in abstraction reaction than those adjacent to methyl groups. An enol site adds hydrogen atoms with a partial rate constant of 1×10^9 $M^{-1} \text{ sec}^{-1}$ and a carbonyl group only $\sim 10^5$ $M^{-1} \text{ sec}^{-1}$ so that the reactivity of carbonyl compounds is largely dependent on their enol content. Partial rate constants have also been assigned to several other functional groups. (auth)

ur CA 74, 1971

124130q Chemistry of fulvic acid, a soil humic fraction, and its relation to lignin. Ogner, Gunnar; Schuitzer, Morris (Soil Res. Inst., Canada Dep. Agric., Ottawa, Ont.). *Can. J. Chem.* 1971, 49(7), 1053-63 (Eng). Fulvic acid, a water-sol. soil humic fraction, was extd. from a podzol soil and exhaustively methylated so as to make it sol. in benzene. The resulting material was sepd. repeatedly by column, thin-layer, and preparative gas chromatog. until relatively pure components were obtained. The latter were then identified by comparing their mass and micro-i.r. spectra and their gas chromatog. retention times with those of stds. of known structures. Twenty-one phenolic and benzenecarboxylic acids were identified as Me ethers and esters. In addn., a no. of polymethoxybenzenepolycarboxylic acids of as yet unknown identity were isolated. A no. of the compds. isolated have been reported to arise from the alk. KMnO_4 oxidn. of lignin. Since we did not oxidize the fulvic acid in the lab., it is likely that it originated from products resulting from the chem. and (or) biol. oxidn. of lignin in the soil. Methylation of the fulvic acid was necessary to make the compds. extractable by org. solvents. Since methylation reduces H-bonding in the fulvic acid, it is suggested that in fulvic acid phenolic and benzenecarboxylic acids are joined by H-bonds to form a polymeric structure of yet unknown conformation. Any weakening of H-bonding will lead to a breakup of this structure. RCCM

ur CA 73, 1970

13927q Kinetics and mechanism of the thermal decomposition of fulvic acid. Kodama, Hideomi; Schnitzer, Morris (Canada Dep. Agr., Ottawa, Ont.). *Soil Sci.* 1970, 109(5), 265-71 (Eng). Exptl. fulvic acid was heated under controlled conditions to strip off practically all its CO_2H groups. The thermal decompn. of the fulvic acid nucleus was then investigated by isothermal heating at temps. from 350-90°. Kinetic anal. showed that the thermal decompn. of the fulvic acid nucleus was diffusion-controlled, with activation energy 41 kcal/mole. The kinetics and mechanisms of thermal decompn. of fulvic acid are similar to those of coal and are consistent with results from chem. and x-ray investigations which indicate a planar structure, contg. poorly condensed aromatic rings for the nucleus.

Peter Coad

1978-04-26

ur CA 75

75377k Chemistry of fulvic acid, a soil humic fraction. Khan, S. U.; Schnitzer, M. (Soil Res. Inst., Canada Dep. Agric. Ottawa, Ont.). *Can. J. Chem.* 1971, 49(13), 2302-9 (Eng). The fractionation scheme described resulted in the isolation and identification of about 2.0 g of pure components from 100 g of fulvic acid. About 28% of these compds. were phenolic acids, 19% benzenecarboxylic acids, 13% alkanes and fatty acids, and 40% dialkyl phthalates. KMnO_4 oxidn. of the same fractions increased the yields of methylated phenolic and benzenecarboxylic acids 3-11-fold. Following KMnO_4 oxidn. of methylated but unfractionated fulvic acid, the yield of phenolic and benzenecarboxylic acids increased substantially. The increased yields, after oxidn., of the same compds. as those that were sepd. without oxidn. indicate that either these compds. originated from more complex structures or that they came from a structure which consists of phenolic and benzenecarboxylic acids joined by H-bonds, on which alkanes, fatty acids, and dialkyl phthalates are adsorbed.

ur Ca 59, 1963

Decomposition of humic substances. III. Degradation with alkali. T. Jakob, P. Dubach, N. C. Mehta, and H. Deuel (Tech. Hochschule, Zurich, Switz.). *Z. Pflanzenernahr. Dueng. Bodenk.* 102(1), 8-17(1963); cf. CA 59, 14517h; 57, 5004h. Humic acid and 3 fulvic acid fractions of varying mol. wt. gave the same products after 3-hr. degradation in 5N NaOH at 170° and 250° with and without the addn. of CuSO_4 . Over 30 phenolic compds. were detected and 1,2- and 1,3-dihydroxybenzene, 3- and 4-hydroxybenzoic acid, 4-hydroxybenzaldehyde, 3,4- and 3,5-dihydroxybenzoic acid, vanillic acid, and vanillin were identified chromatographically. The total yield of phenolic degradation products at 250° (6%) was higher than at 170° (2%) but the no. of compds. was smaller. The presence of CuSO_4 had no significant effect on the no. or yield of degradation products. 3-Hydroxybenzoic and 3,5-dihydroxybenzoic acids and their decarboxylation product 1,3-dihydroxybenzene, present in highest amts., cannot be derived from lignin structures but occur free in plants and microbial cultures.

C. Weiner

ur CA 72, 1970

112972m Chemistry of fulvic and humic acids. Wildehain, Wolfgang (Ger.). *Freiberg. Forschungsh. A* 1969, 447, 73 pp. (Ger). A review with 382 refs. on the anal., prepn. and chem. reactions of fulvic and humic acids. BTJG

1978-04-26

ur Phys Chemistry 64, 1415-9, 1960

RADIOLYSIS OF AQUEOUS CALCIUM BENZOATE SOLUTIONS

TABLE II

G-YIELDS^a OF RADIOLYTIC PRODUCTS

| Benzoate, $M \times 10^4$ | pH | Radiation | Dose, e.v./ml. $\times 10^{-14}$ | Dose rate, e.v./ml./min. $\times 10^{-14}$ | G-Yields | | | | | | | | | |
|---------------------------|-----|----------------------------|----------------------------------|--|-------------------|------------------|------------------|----------|-------------------|-------|------|---------|--------------------------|--|
| | | | | | $C_6H_5(OH)COO^-$ | | | H_2O_2 | CO_2 | H_2 | PhOH | -PhCOO- | % C ^l balance | |
| | | | | | o- | m- | p- | | | | | | | |
| 2.4 ^{b,d} | 6.0 | Cs ¹³⁷ γ | 7 | 2.65 | 0.61 | 0.37 | 0.37 | | 0.61 ^f | | | (0.05) | 2.05 ^j | 99.5 |
| 2.4 ^{b,d} | 6.0 | Cs ¹³⁷ γ | 7 | 2.65 | .59 | .34 | .35 | | .64 ^f | | | (.05) | 2.05 ^j | 96 |
| 12 ^{b,d} | 6.5 | Co ⁶⁰ γ | 7-25 | 43.8 | .67 ^g | .37 ^g | .37 ^g | | .73 ^f | | | (.05) | 2.6 ⁱ | 84 } (2.3) ^k } (95) } |
| 12 ^{b,d} | 6.5 | 3 Mev. X | 7-20 | 11,200 | .59 ^g | .36 ^g | .36 ^g | | | | | | | |
| 12 ^{b,d} | 6.5 | 3 Mev. X | 8-22 | 30,000 | .53 ^g | .35 ^g | .35 ^g | | | | | | | |
| 2.4 ^{b,d} | 6.0 | Cs ¹³⁷ γ | 50 | 2.65 | .070 | .018 | .22 | | | | | | | |
| 2.4 ^{b,d} | 6.0 | Cs ¹³⁷ γ | 50 | 2.65 | .039 ^g | .016 | .18 | | | | | | | |
| 2.4 ^{b,d} | 6.0 | Cs ¹³⁷ γ | 50 | 2.65 | .038 | .024 | .11 | | | | | | | |
| 100 ^{e,d} | 6.5 | Co ⁶⁰ γ | 36-190 | 900 | | | | | 2.35 ^h | | | | | |
| 100 ^{e,d} | 6.5 | Co ⁶⁰ γ | 36-180 | 900 | | | | | 2.55 ^h | | | | | |
| 10 ^{b,d} | 6.5 | Co ⁶⁰ γ | 36-180 | 900 | | | | | 2.30 ^h | | | | | |
| 10 ^{c,f} | 0.4 | 300 kv. peak | 166-290 | 830 | | | | | | | | | | |
| 10 ^{c,g} | .4 | 300 kv. peak | 291 | 830 | | | | | .68 | | | | | |
| 10 ^{c,g} | .4 | 300 kv. peak | 430 | 830 | | | | | .43 | 0.62 | | | | |
| 20 ^{b,d} | 6.5 | Co ⁶⁰ γ | 90-270 | 900 | | | | | .40 | 0.55 | | | | |

^a Molecules/100 e.v. ^b Ca salt. ^c Benzoic acid. ^d Aerated. ^e Degassed. ^f $pO_2 = 15$ cm. ^g Slope of linear concn. vs. dose plot. ^h Initial slope of curve in Fig. 1. ⁱ Ref. 5. ^j Co⁶⁰ dose rate = 9×10^{16} e.v./ml./min. ^k See discussion. ^l (o + m + p + PhOH + CO₂)/-PhCOO⁻.

Studsvik Arbetsrapport - Technical Report

| | | |
|---|----------------------------|---|
| Projektidentifikation – Project identification | Datum – Date 1978-06-05 | Org enh och nr – Report No. MC-78/269 |
| Titel och författare – Title and author Radiolys av bentonitens organiska material Hilbert Christensen | | |
| Distribution KBS Anders Bergström M Göran Blomqvist CSM Lennart Devell MC Sture Henrikson | | |
| Godkänd av – Approved by <i>Ornild Ullén</i> | 5219907 | <input type="checkbox"/> Rapporten skall förhandsviseras – Internal notes |
| <p style="text-align: center;">1. INLEDNING</p> <p>Det finns till synes en diskrepans mellan en experimentell undersökning av radiolys av bentonit/vatten (1) (kallas nedan E) och mina beräkningar (2) (kallas nedan C). I denna rapport ges en plausibel förklaring till den skenbara diskrepansen.</p> | | |

BL 4848 A

2. SKILLNADER I FÖRUTSÄTTNINGAR

2.1 Dosrat

E: 172 rad/s, C: 0.005 - 500 rad/s

2.2 Vattenkvalitet

E:?, C: Järnhalt: $6 \cdot 10^{-6}$ - $6 \cdot 10^{-4}$ M, syrehalt
 10^{-6} - 10^{-4} M

2.3 Bentonit

E: Närvarande, C:Frånvarande

1978-06-05

3. SKILLNADER I RESULTAT

E finner att vätekoncentrationen ökar med ett nära konstant G-värde på ca 0.2 i dosområdet 0 - 10 Mrad, då högsta koncentration på $3 \cdot 10^{-4}$ M uppnås.

C finner att en jämviktskoncentration uppnås på mindre än 10 Mrad. Jämviktskoncentrationen är svagt beroende av dosrat och starkt beroende av järnhalt. Koncentrationer upp till ca $2 \cdot 10^{-4}$ M har beräknats.

1978-06-05

4. FÖRSÖK TILL FÖRKLARING AV SKILLNADEN

Enligt (3) innehåller bentoniten ca 1 % organisk material med högt innehåll av C och H. Atomförhållandet H/C är ca 1.8 vilket tyder på en övervägande alifatisk eller alicyklisk karaktär. G-värdet för bildning av väte vid γ -bestrålning av dessa kolväten är ca 5 - 6. Vid bestrålning av kolväten adsorberad på en fast fas (silikagel m m) sker en energiöverföring från fasta fasen till den organiska fasen. Effektiviteten är beroende av specifika ytan, viktsförhållandet adsorberad fas, fast fas m m. Det av E funna G-värdet på 0.2 förefaller därför rimligt som ett resultat av vätebildning från den adsorberade organiska fasen med en viss energiöverföring från den fasta fasen. (Det organiska materialet är till största delen olösligt i vatten.) Den totala integrerade dosen utan för avfallsbehållaren efter 10^6 år är 4×10^{24} eV (4). Med ett G-värde på 6 bildas totalt 0.4 Mol väte (ca 10 l vid 1 atm, 25°C). Detta förutsätter en 100 % effektiv energiöverföring till den organiska fasen och att inget väte försvinner från systemet. Vid kapselns yta är dosen efter 10^6 år 1.5×10^{19} eV/g (4) motsvarande en bildning av 1.5×10^{-6} Mol väte/g. Används i stället det experimentella G-värdet 0.2, blir den totala väteproduktionen 0.016 Mol väte (0.4 l) och koncentrationen vid ytan $6 \cdot 10^{-8}$ Mol väte/ g bentonit/vatten. Detta motsvarar att 1/30 av energin, som absorberas i den fasta fasen överförs till den organiska fasen och därmed ökar dosen i denna med en faktor 30.

1978-06-05

5. KONKLUSION

En plausibel förklaring till Eriksens (1) väteproduktion är radiolys av bentonitens organiska material.

REFERENSER

1. ERIKSEN T och LIND J
Bildning av fritt väte vid radiolys i lerbädd
Inst för Kärnkemi, KTH (1978-03-09)
2. CHRISTENSEN H
Bedömning av radiolys i grundvatten
KBS-78 (1978-02-17)
3. BERGSTRÖM
privat meddelande daterat 1978-05-18
HALLBERG
Bentonitens organiska material, privat meddelande
till A Bergström daterat 1978-05-12
4. LUNDGREN K
Deponerad strålningsenergi utanför blykapsel innehållande avfallet från upparbetat kärnbränsle
AA-RF77-515 (1977-11-28)

/ul

Studsvik Arbetsrapport - Technical Report

| | | |
|---|----------------------------|---|
| Projektidentifikation – Project identification | Datum – Date 1978-04-14 | Org enh och nr – Report No. MC-78/259 |
| Titel och författare – Title and author Radiolys av vatten med α -strålning vid förvaring av direktdeponerat bränsle. Preliminär redovisning. Hilbert Christensen | | |
| Distribution P E Ahlström S Henrikson Kåre Hannerz G Blomqvist Roy Forsyth KBS 5 ex U B Eklund Ragnar Gelin Lennart Devell | | |
| Godkänd av – Approved by <i>Arvid Kellin</i> | Kontorr 5213305 | <input type="checkbox"/> Rapporten skall förhandsviseras – Internal notes |
| <p style="text-align: center;">Om både kopparkapseln och zirconiumkapslingen kring bränslet är defekt kan vatten tränga in i porer i bränslet och utsättas för tätjoniserande α-strålning. Denna orsakar högre radiolys än γ-strålning. Resultaten från två beräkningsfall redovisas under A och B.</p> | | |

BL 4848 A

1978-04-14

A Ingen reaktion mellan O_2 och uranmatrix

H_2 och O_2 (och H_2O_2) bildas med konstant hastighet (samma vid $3E5^*$ och $3E6$ s), se tabell 1.

Tabell 1 Väteproduktion vid α -bestrålning. Ingen reaktion mellan O_2 och bränsle

| Deponeringstidpunkt | 40 år | E3 år | E5 år |
|-----------------------------|---------|---------|---------|
| H_2 (efter $3E5$ s), M | 7.4 E-3 | 2.8 E-3 | 5.5 E-5 |
| $\frac{dc(H_2)}{dt}$, M/år | 0.72 | 0.28 | 5.5 E-3 |

Maximal diffusion (vid 1 000 år) påverkar koncentrationen litet, endast på 3:e decimalen (ca 1 % lägre vid diffusion).

B Snabb reaktion mellan O_2 och uranmatrix ($\Rightarrow UO_2^{++}$)

1. Koncentrationen av O_2 och H_2O_2 minskar kraftigt
2. Koncentrationen av H_2 minskar; jämför tabell 1 och 2

* $3E5$ betyder $3 \cdot 10^5$

1978-04-14

Tabell 2 Väteproduktion vid α -bestrålning. Snabb reaktion mellan O_2 och bränsle

| Löpnr | Depon tidp år | Bestråln tid s | Konc (H_2) M | $\frac{dc (H_2)}{dt}$ M/år | |
|-------|------------------|----------------------|---------------------|-------------------------------|--------------------------------------|
| 19 | 40 | 3E6 | 2.1E-4 | 1.1E-3 | |
| 21 | E3 | 2.8E6 | 1.3E-3 | 3.8E-3 | |
| 25 | E3 | 3E6 | 3.504E-2 | 3.6E-4 | $C_0 (H_2)=3.5E-2$ |
| 21 | E3 | 2.6E6 | 1.3E-3 | 4.0E-3 | |
| 27 | E3 | 2.6E6 | 1.2E-3 | 2.6E-3 | inkl diffusion |
| 28 | E3 | 3E6 | 3.0E-2 | $\div 5.0E-2$ | inkl diffusion $C_0 (H_2)=3.5E-2$ |
| 31 | E5 | 2E7 | 1.9E-4 | 7.1E-5 | |

C_0 betyder initialkoncentrationen

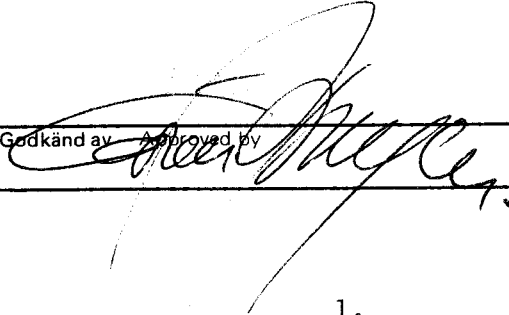
Vid diffusionen har antagits en total porvolym på 150 cm^3 ($\sim 1/1\ 000$ av bränslevolymer). Diffusionshållet har antagits vara hela kopparkapselns tväryta ($\times 2$) d v s $1\ 900 \text{ cm}^2$.

Till tiden 40 år har jag räknat med dosraten 24 rad/s, varav 10 % utgör γ -strålning. Till tiderna E3 och E5 år har jag räknat med dosraterna 5.7 och 0.11 rad/s, respektive (100 % α -strålning).

Av tabell 2 framgår också att vätekoncentrationen blir lägre när hänsyn tas till bortdiffusionen genom största tänkbara diffusionsyta ($= 1\ 900 \text{ cm}^2$).

Sker ingen bortdiffusion fortsätter vätekoncentrationen att öka även efter att mättnadskoncentration vid 50 atm ($= 3.5 \cdot 10^{-2} \text{ M}$) har uppnåtts (se löpnr 25). Vid maximal diffusion minskas däremot vätekoncentrationen om denna från början har satts lika med mättnadskoncentrationen.

Studsvik Arbetsrapport - Technical Report

| | | |
|--|--------------------------|---|
| Projektidentifikation — Project identification | Datum — Date 78-05-02 | Org enh och nr — Report No. MC-78/264 |
| <p>Titel och författare — Title and author</p> <p style="text-align: center;">Radiolys av vatten vid förvaring av direktdeponerat bränsle. Oxidation med väteperoxid</p> <p style="text-align: center;">Hilbert Christensen</p> | | |
| <p>Distribution</p> <p>G Blomqvist KBS 5 ex Kåre Hannerz AA</p> | | |
| Godkänd av — Approved by  | Kontornr 5213305 | <input type="checkbox"/> Rapporten skall förhandsviseras — Internal notes |
| <p>1. <u>Inledning</u></p> <p>Som komplettering till tidigare rapporter (1 - 2) har jag i ett fåtal fall beräknat effekten av reaktion mellan väteperoxid och kopparkapsel eller urandioxid. I (1 - 2) inkluderades reaktioner mellan syre och koppar/urandioxid. Däremot var inte motsvarande reaktion med väteperoxid medtagen. I närvarande beräkning tas hänsyn till reaktion både med syre och med väteperoxid.</p> <p>2. <u>Radiolys med γ-strålning inne i kopparkapseln, reaktion mellan väteperoxid och koppar</u></p> <p>Om väteperoxid kan reagera snabbt med kopparkapseln visar beräkningen att det är sannolikt att väte bildas i mängder som överstiger lösligheten, även vid ett tryck på 50 atm, se tabell 1. Vid 50 atm och 50°C är lösligheten av väte ca $3.5 \cdot 10^{-2}$ M. Vid beräkningen har bestrålning från ren gammastrålning antagits.</p> | | |

BL 4848 A

1978-05-02

3. Radiolys med α -strålning inne i bränslet, reaktion mellan väteperoxid och bränsle

Om väteperoxid kan reagera snabbt med UO_2 visar beräkningen att väte bildas med avsevärt högre hastighet än tidigare beräknat (2). Gasbubblor kommer sannolikt att bildas.

4. Slutsatser

Om det antas att väteperoxid reagerar snabbt med koppar eller bränsle försvinner denna primära radiolysprodukt nästan utslutande i dessa reaktioner.

Om de härvid bildade ämnen (CuO , UO_2^{++}) ej deltar i radiolysreaktioner, t ex rekombinationreaktioner med väte, kommer vätgasbubblor att bildas. Förutsättningen för detta, nämligen att väteperoxid reagerar snabbt med en fast fas, såsom koppar eller UO_2 [$k(-H_2O_2) = 10s^{-1}$] kan dock ifrågasättas.

1978-05-02

REFERENSFÖRTECKNING

1. CHRISTENSEN H
Beräkning av radiolys innanför kopparkapseln vid förvaring av direktdeponerat bränsle.
TPM-MC-248.
1978-02-02.
2. CHRISTENSEN H
Radiolys av vatten med α -strålning vid förvaring av direktdeponerat bränsle. Preliminär redovisning.
MC-78/259.

Tabell 1

Radiolys av vatten, förutsatt en snabb reaktion mellan väteperoxid och kopparbehållare eller bränsle.

| Dep tid år | Dosrat rad/s | Stråln sort | Bestråln tid s | Initial- konc av H ₂ M | H ₂ | Slutkonc (M) | | CuO el UO ₂ ⁺⁺ | d c (H ₂) dt M/år | Jmf med ref 1 - 2 löp nr |
|---------------|-----------------|----------------|----------------------|---|----------------|-------------------------------|----------------|---|-------------------------------------|--------------------------------|
| | | | | | | H ₂ O ₂ | O ₂ | | | |
| 40 | 2.4 | gamma | 1.58 E7 | 0 | 2.8 E-2 | 1.8 E-10 | E-24 | 2.8 E-2 | 5.3 E-2 | ref 1 C16 |
| 500 | 3 E-3 | gamma | 5.25 E5 | 4 E-4 | 4.012 E-4 | 3.8 E-12 | E-28 | 1.2 E-6 | 6.9 E-5 | ref 1 C24 |
| 1 000 | 5.7 | alfa | 3 E6 | 3.5 E-2 | 6.3 E-2 | 9.5 E-10 | 5.6 E-14 | 2.8 E-2 | 0.28 | ref 2 α25 |

Studsvik Arbetsrapport - Technical Report

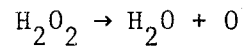
| | | |
|---|----------------------------|---|
| Projektidentifikation – Project identification | Datum – Date 1978-06-14 | Org enh och nr – Report No. MC-78/272 |
| Titel och författare – Title and author Bildning och sönderdelning av väteperoxid vid radiolys med α -strålning. Hilbert Christensen | | |
| Distribution | | |
| Godkänd av – Approved by <i>Arvid Ulla</i> | Kontornr 5213307 | <input type="checkbox"/> Rapporten skall förhandsviseras – Internal notes |
| <p style="text-align: center;">HUVUDINNEHÅLL</p> <p>Vid förvaring av direktdeponerat bränsle kan vatten som tränger in till bränslet utsättas för ren α-strålning. Syrekoncentrationen kan ej överstiga mätnadskoncentrationen vid det aktuella trycket. Då samma restriktion ej gäller för väteperoxid har jag beräknat väteperoxidhalter med olika förutsättningar beträffande den katalytiska nedbrytningen.</p> | | |

BL 4848 A

1978-06-14

1. INLEDNING

Det antas att ingen reaktion sker mellan uranmatris och/eller kopparkapsel på ena sidan och syre och/eller väteperoxid på andra sidan. Dosraten antas vara densamma som tidigare (1), 5.7 rad/s efter 1000 års förvaring. En beräkning utförs också för dosraten 57 rad/s. Väteperoxid antas sönderfalla katalytiskt till vatten och syre enligt



med en 1.ordningens sönderfallskonstant k på 10^{-5} eller 10^{-7} s^{-1} . Beräkningar har även gjorts för $k = 0$ (dvs inget katalytiskt sönderfall av väteperoxid).

1978-06-14

2. BERÄKNINGSGRUNDLAG

Samma metoder som tidigare har använts (2). G-värden för α -strålning är redovisat i ref 2 tabell 2. Dosraterna 5.7 och 57 rad/s har använts. Rent vatten med en syrekonzentration på 10^{-6} M (ca 32 ppb) har antagits. Som grundlag för val av sönderfallskonstant för katalytisk nedbrytning av H_2O_2 har ett antal undersökningar, sammanfattade i ref 3 och 4 använts. Ett lägsta värde vid beräkningarna på $10^{-7} s^{-1}$ motsvaras av vattenlösningar med 0.02 ppm Cu^{2+} + 0.10 ppm Fe^{3+} eller av 0.1 ppb Fe^{2+} . Det förefaller sannolikt att hastighetskonstanten är större än $10^{-7} s^{-1}$. Jag har därför gjort en beräkning även för $k = 10^{-5} s^{-1}$.

1978-06-14

3. RESULTAT

Resultaten redovisas i tabell 1. Först beräknades produktionshastigheterna vid dosraten 5.7 rad/s för väte, väteperoxid och syre till tiden $3 \cdot 10^5$ s, löp nr H4 - H6. Tre olika hastighetskonstanter för den katalytiska sönderdelningen av väteperoxid k28 antogs, nämligen 0, 10^{-7} resp 10^{-5} s^{-1} . Med ledning av denna beräkning extrapolerades initialkoncentrationerna till tiden 0.1 år, se H7, H11, H12 och en ny beräkning gjordes. Det visade sig att väteperoxidkoncentrationen, $C(\text{H}_2\text{O}_2)$, minskade när k28 uppgick till 10^{-5} s^{-1} , men ökade för k28 = 0 eller k28 = 10^{-7} s^{-1} . För k28 = 10^{-5} s^{-1} kan $C(\text{H}_2\text{O}_2)$ således ej överstiga $1.8 \cdot 10^{-3} \text{ M}$ vid dosraten 5.7 rad/s.

I det aktuella förvaringsfallet kan det tänkas att väte och syre växer intill mättnadskoncentrationen vid ca 50 atm har erhållits. Därefter försvinner överskottsproduktion i gasbubblor. Jag har därför gjort en beräkning med initialkoncentration av väte och syre ungefär motsvarande mättnadskoncentration och med varierande initialkoncentration av väteperoxid, se löp nr H13 - 15 ($C_0(\text{H}_2\text{O}_2) = 0.4$) och H17 ($C_0(\text{H}_2\text{O}_2) = 0.1$). Beräkningen visar att $C(\text{H}_2\text{O}_2)$ under dessa förutsättningar ej kan överstiga 0.1 M, även för k28 = 10^{-7} s^{-1} .

Jag har även utfört beräkningar för en 10 gånger högre α -dosrat, nämligen 57 rad/s. Resultaten framgår av tabell 1, löp nr H8 - H10 och H18 - H20. För k28 = 10^{-5} s^{-1} kan $C(\text{H}_2\text{O}_2)$ ej överstiga 0.4 M men för k28 = 10^{-7} s^{-1} fortsätter $C(\text{H}_2\text{O}_2)$ att öka över 0.4 M.

1978-06-14

REFERENSER

1. CHRISTENSEN H
Radiolys av vatten med α -strålning vid förvaring av direktdeponerat bränsle. Preliminär redovisning.
AE-MC-78/259 (1978-04-14)
2. CHRISTENSEN H
Bedömning av radiolys i grundvatten.
KBS-78 (1978)
3. GMELIN
Handbuch der Anorganische Chemie.
Sauerstoff Vol 3, Verlag Chemie GmbH, Weinheim, (1966)
pp 2289-90
4. KIRK R E and OTHMER D F, EDS
Encyclopedia of chemical technology
Vol 7, Interscience, New York, (1951) p 729

/ul

AB ATOMENERGI

TABELLBLAD A4 B

STUDSVIK ENERGITEKNIK AB MC-78/272

5

Tabell 1. Bildning och sönderdelning av H₂O₂

| Löpnr | Doserat rad/s | k28 s ⁻¹ | Bestr.tid s | Initialkonc. (M) | | | Slutkonc. (M) | | | Produkt. hastighet (M/år) | | | |
|-------|---------------|---------------------|-------------|------------------|-------------------------------|----------------|----------------|-------------------------------|----------------|---------------------------|-------------------------------|----------------|--------|
| | | | | H ₂ | H ₂ O ₂ | O ₂ | H ₂ | H ₂ O ₂ | O ₂ | H ₂ | H ₂ O ₂ | O ₂ | |
| H4 | | E-5 | 3E5 | 0 | 0 | E-6 | 2.3 E-3 | 8.8 E-4 | 9.8 E-4 | 0.284 | 0.018 | | 0.133 |
| H5 | | 0 | - | 0 | 0 | E-6 | 2.3 E-3 | 2.6 E-3 | 9.9 E-5 | 0.282 | 0.262 | | 0.0097 |
| H6 | | E-7 | - | 0 | 0 | E-6 | 2.8 E-3 | 2.6 E-3 | 1.2 E-4 | 0.283 | 0.256 | | 0.013 |
| H7 | | E-5 | 2.5 E-5 | 2.8 E-2 | 1.8 E-3 | 1.33 E-2 | 3.0 E-2 | 1.0 E-3 | 1.5 E-2 | 0.28 | +0.025 | | 0.15 |
| H11 | 5.7 | 0 | - | 2.80 E-2 | 2.62 E-2 | 9.7 E-4 | 2.83 E-2 | 2.65 E-2 | 9.8 E-4 | 0.3 | 0.2 | | 0.010 |
| H12 | 5.7 | E-7 | - | 2.80 E-2 | 2.56 E-2 | 1.30 E-3 | 2.83 E-2 | 2.58 E-2 | 1.35 E-3 | 0.3 | 0.2 | | 0.05 |
| H13 | 5.7 | E-7 | - | 2.0 E-2 | 4.0 E-1 | 1.0 E-2 | 2.03 E-2 | 3.99 E-1 | 1.06 E-2 | 0.3 | +1 | | 0.7 |
| H14 | 5.7 | E-5 | - | 2.0 E-2 | 4.0 E-1 | 1.0 E-2 | 2.03 E-2 | 2.97 E-1 | 6.2 E-2 | 0.3 | +91 | | 45.2 |
| H15 | 5.7 | 0 | 2.1 E-4 | 2.0 E-2 | 4.0 E-1 | 1.0 E-2 | 2.02 E-2 | 4.002 E-1 | 1.002 E-2 | 0.3 | 0.3 | | 0.005 |
| H17 | 5.7 | E-7 | 1.35 E4 | 2.0 E-2 | 1.0 E-1 | 1.0 E-2 | 2.013 E-2 | 9.998 E-2 | 1.008 E-2 | 0.3 | + 5 E-2 | | 0.2 |
| H8 | 57 | E-5 | 3E4 | 0 | 0 | E-6 | 2.8 E-3 | 2.3 E-3 | 2.7 E-4 | 2.84 | 2.03 | | 0.407 |
| H9 | 57 | E-7 | - | 0 | 0 | E-6 | 2.8 E-3 | 2.6 E-3 | 1.0 E-4 | 2.82 | 2.61 | | 0.101 |
| H10 | 57 | 0 | - | 0 | 0 | - | 2.8 E-3 | 2.6 E-3 | 1.0 E-4 | 2.82 | 2.63 | | 0.097 |
| H18 | 57 | E-5 | 3E3 | 2.0 E-2 | 4 E-1 | 1.0 E-2 | 2.030 E-2 | 3.884 E-1 | 1.59 E-2 | 3 | +120 | | 59 |
| H19 | 57 | E-7 | 3E3 | 2.0 E-2 | 4 E-1 | 1.0 E-2 | 2.027 E-2 | 4.001 E-1 | 1.008 E-2 | 3 | 1 | | 1 |
| H20 | 57 | 0 | 3E3 | 2.0 E-2 | 4 E-1 | 1.0 E-2 | 2.030 E-2 | 4.002 E-1 | 1.003 E-2 | 3 | 2 | | 0.3 |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |

BL 0143

FÖRTECKNING ÖVER KBS TEKNISKA RAPPORTER

- 01 Källstyrkor i utbränt bränsle och högaktivt avfall från en PWR beräknade med ORIGEN
Nils Kjellbert
AB Atomenergi 77-04-05
- 02 PM angående värmeledningstal hos jordmaterial
Sven Knutsson
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 77-04-15
- 03 Deponering av högaktivt avfall i borrhål med buffertsubstans
Arvid Jacobsson
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 77-05-27
- 04 Deponering av högaktivt avfall i tunnlar med buffertsubstans
Arvid Jacobsson
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 77-06-01
- 05 Orienterande temperaturberäkningar för slutförvaring i berg av radioaktivt avfall, Rapport 1
Roland Blomqvist
AB Atomenergi 77-03-17
- 06 Groundwater movements around a repository, Phase 1, State of the art and detailed study plan
Ulf Lindblom
Hagconsult AB 77-02-28
- 07 Resteffekt studier för KBS
Del 1 Litteraturgenomgång
Del 2 Beräkningar
Kim Ekberg
Nils Kjellbert
Göran Olsson
AB Atomenergi 77-04-19
- 08 Utlakning av franskt, engelskt och kanadensiskt glas med högaktivt avfall
Göran Blomqvist
AB Atomenergi 77-05-20

- 09 Diffusion of soluble materials in a fluid filling a porous medium
Hans Häggblom
AB Atomenergi 77-03-24
- 10 Translation and development of the BNWL-Geosphere Model
Bertil Grundfelt
Kemakta Konsult AB 77-02-05
- 11 Utredning rörande titans lämplighet som korrosionshändig kapsling för kärnbränsleavfall
Sture Henriksson
AB Atomenergi 77-04-18
- 12 Bedömning av egenskaper och funktion hos betong i samband med slutlig förvaring av kärnbränsleavfall i berg
Sven G Bergström
Göran Fagerlund
Lars Rombén
Cement- och Betonginstitutet 77-06-22
- 13 Urlakning av använt kärnbränsle (bestrålad uranoxid) vid direktdeponering
Ragnar Gelin
AB Atomenergi 77-06-08
- 14 Influence of cementation on the deformation properties of bentonite/quartz buffer substance
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 77-06-20
- 15 Orienterande temperaturberäkningar för slutförvaring i berg av radioaktivt avfall
Rapport 2
Roland Blomquist
AB Atomenergi 77-05-17
- 16 Översikt av utländska riskanalyser samt planer och projekt rörande slutförvaring
Åke Hultgrén
AB Atomenergi augusti 1977
- 17 The gravity field in Fennoscandia and postglacial crustal movements
Arne Bjerhammar
Stockholm augusti 1977
- 18 Rörelser och instabilitet i den svenska berggrunden
Nils-Axel Mörner
Stockholms Universitet augusti 1977
- 19 Studier av neotektonisk aktivitet i mellersta och norra Sverige, flygbildsgenomgång och geofysisk tolkning av recenta förkastningar
Robert Lagerbäck
Herbert Henkel
Sveriges Geologiska Undersökning september 1977

- 20 Tektonisk analys av södra Sverige, Vättern - Norra Skåne
Kennert Röhshoff
Erik Lagerlund
Lunds Universitet och Högskolan Luleå september 1977
- 21 Earthquakes of Sweden 1891 - 1957, 1963 - 1972
Ota Kulhánek
Rutger Wahlström
Uppsala Universitet september 1977
- 22 The influence of rock movement on the stress/strain
situation in tunnels or bore holes with radioactive con-
sistors embedded in a bentonite/quartz buffer mass
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1977-08-22
- 23 Water uptake in a bentonite buffer mass
A model study
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1977-08-22
- 24 Beräkning av utlakning av vissa fissionsprodukter och akti-
nider från en cylinder av franskt glas
Göran Blomqvist
AB Atomenergi 1977-07-27
- 25 Blekinge kustgnejs, Geologi och hydrogeologi
Ingemar Larsson KTH
Tom Lundgren SGI
Ulf Wiklander SGU
Stockholm, augusti 1977
- 26 Bedömning av risken för fördröjt brott i titan
Kjell Pettersson
AB Atomenergi 1977-08-25
- 27 A short review of the formation, stability and cementing
properties of natural zeolites
Arvid Jacobsson
Högskolan i Luleå 1977-10-03
- 28 Värmeledningsförsök på buffertsubstans av bentonit/pitesilt
Sven Knutsson
Högskolan i Luleå 1977-09-20
- 29 Deformationer i sprickigt berg
Ove Stephansson
Högskolan i Luleå 1977-09-28
- 30 Retardation of escaping nuclides from a final depository
Ivars Neretnieks
Kungliga Tekniska Högskolan Stockholm 1977-09-14
- 31 Bedömning av korrosionsbeständigheten hos material avsedda
för kapsling av kärnbränsleavfall. Lägesrapport 1977-09-27
samt kompletterande yttranden.
Korrosionsinstitutet och dess referensgrupp

- 32 Egenskaper hos bentonitbaserat buffertmaterial
Arvid Jacobsson
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1978-06-10
- 33 Required physical and mechanical properties of buffer masses
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1977-10-19
- 34 Tillverkning av bly-titan kapsel
Folke Sandelin AB
VBB
ASEA-Kabel
Institutet för metallforskning
Stockholm november 1977
- 35 Project for the handling and storage of vitrified high-level waste
Saint Gobain Techniques Nouvelles October, 1977
- 36 Sammansättning av grundvatten på större djup i granitisk berggrund
Jan Rennerfelt
Orrje & Co, Stockholm 1977-11-07
- 37 Hantering av buffertmaterial av bentonit och kvarts
Hans Fagerström, VBB
Björn Lundahl, Stabilator
Stockholm oktober 1977
- 38 Utformning av bergrumsanläggningar
Alf Engelbrektson, VBB
Arne Finné, KBS
Stockholm december 1977
- 39 Konstruktionsstudier, direktdeponering
ASEA-ATOM
Västerås
- 40 Ekologisk transport och stråldoser från grundvattenburna radioaktiva ämnen
Ronny Bergman
Ulla Bergström
Sverker Evans
AB Atomenergi 1977-12-20
- 41 Säkerhet och strålskydd inom kärnkraftområdet.
Lagar, normer och bedömningsgrunder
Christina Gyllander
Siegfried F Johnson
Stig Rolandson
AB Atomenergi och ASEA-ATOM 1977-10-13

- 42 Säkerhet vid hantering, lagring och transport av använt kärnbränsle och förglasat högaktivt avfall
Ann-Margret Ericsson
Kemakta november 1977
- 43 Transport av radioaktiva ämnen med grundvatten från ett bergförvar
Bertil Grundfelt
Kemakta november 1977
- 44 Beständighet hos borsilikatglas
Tibor Lakatos
Glasteknisk Utveckling AB
- 45 Beräkning av temperaturer i ett envånings slutförvar i berg för förglasat radioaktivt avfall Rapport 3
Roland Blomquist
AB Atomenergi 1977-10-19
- 46 Temperaturberäkningar för slutförvar för använt bränsle
Taivo Tarandi
Vattenbyggnadsbyrån Stockholm 1978
- 47 Teoretiska studier av grundvattenrörelser
John Stokes
Roger Thunvik
Inst för kulturteknik KTH maj 1978
- 48 The mechanical properties of the rocks in Stripa, Kråkemåla, Finnsjön and Blekinge
Graham Swan
Högskolan i Luleå 1977-09-14
- 49 Bergspänningsmätningar i Stripa gruva
Hans Carlsson
Högskolan i Luleå 1977-08-29
- 50 Lagningsförsök med högaktivt franskt glas i Studsvik
Göran Blomqvist
AB Atomenergi november 1977
- 51 Seismotectonic risk modelling for nuclear waste disposal in the Swedish bedrock
F Ringdal
H Gjöystdal
E S Husebye
Royal Norwegian Council for scientific and industrial research
- 52 Calculations of nuclide migration in rock and porous media, penetrated by water
H Häggblom
AB Atomenergi 1977-09-14
- 53 Mätning av dissusionshastighet för silver i lera-sandblandning
Bert Allard
Heino Kipatsi
Chalmers tekniska högskola 1977-10-15

- 54 Groundwater movements around a repository
- 54:01 Geological and geotechnical conditions
Håkan Stille
Anthony Burgess
Ulf E Lindblom
Hagconsult AB september 1977
- 54:02 Thermal analyses
Part 1 Conduction heat transfer
Part 2 Advective heat transfer
Joe L Ratigan
Hagconsult AB september 1977
- 54:03 Regional groundwater flow analyses
Part 1 Initial conditions
Part 2 Long term residual conditions
Anthony Burgess
Hagconsult AB oktober 1977
- 54:04 Rock mechanics analyses
Joe L Ratigan
Hagconsult AB september 1977
- 54:05 Repository domain groundwater flow analyses
Part 1 Permeability perturbations
Part 2 Inflow to repository
Part 3 Thermally induced flow
Joe L Ratigan
Anthony S Burgess
Edward L Skiba
Robin Charlwood
- 54:06 Final report
Ulf Lindblom et al
Hagconsult AB oktober 1977
- 55 Sorption av långlivade radionuklider i lera och berg,
Del 1
Bert Allard
Heino Kipatsi
Jan Rydberg
Chalmers tekniska högskola 1977-10-10
- 56 Radiolys av utfyllnadsmaterial
Bert Allard
Heino Kipatsi
Jan Rydberg
Chalmers tekniska högskola 1977-10-15
- 57 Stråldoser vid haveri under sjötransport av kärnbränsle
Anders Appelgren
Ulla Bergström
Lennart Devell
AB Atomenergi 1978-01-09
- 58 Strålrisker och högsta tillåtliga stråldoser för människan
Gunnar Walinder
FOA 4 november 1977

- 59 Tectonic Lineaments in the Baltic from Gävle to Simrishamn
Tom Flodén
Stockholms Universitet 1977-12-15
- 60 Förarbeten för platsval, berggrundsundersökningar
Sören Scherman
- Berggrundvattenförhållande i Finnsjöområdet
nordöstra del
Carl-Erik Klockars
Ove Persson
Sveriges Geologiska Undersökning januari 1978
- 61 Permeabilitetsbestämningar
Anders Hult
Gunnar Gidlund
Ulf Thoregren
- Geofysisk borrhålmätning
Kurt-Åke Magnusson
Oscar Duran
Sveriges Geologiska Undersökning januari 1978
- 62 Analyser och åldersbestämningar av grundvatten på stora
djup
Gunnar Gidlund
Sveriges Geologiska Undersökning 1978-02-14
- 63 Geologisk och hydrogeologisk grunddokumentation av
Stripa försöksstation
Andrei Olkiewicz
Kenth Hansson
Karl-Erik Almén
Gunnar Gidlund
Sveriges Geologiska Undersökning februari 1978
- 64 Spänningsmätningar i Skandinavisk berggrund - förutsättningar
resultat och tolkning
Sten G A Bergman
Stockholm november 1977
- 65 Säkerhetsanalys av inkapslingsprocesser
Göran Carleson
AB Atomenergi 1978-01-27
- 66 Några synpunkter på mekanisk säkerhet hos kapsel för
kärnbränsleavfall
Fred Nilsson
Kungl Tekniska Högskolan Stockholm februari 1978
- 67 Mätning av galvanisk korrosion mellan titan och bly samt
mätning av titans korrosionspotential under γ -bestrålning
3 st tekniska PM
Sture Henrikson
Stefan Poturaj
Maths Åsberg
Derek Lewis
AB Atomenergi januari-februari 1978

- 68 Degraderingsmekanismer vid bassänlagring och hantering av utbränt kraftreaktorbränsle
Gunnar Vesterlund
Torsten Olsson
ASEA-ATOM 1978-01-18
- 69 A three-dimensional method for calculating the hydraulic gradient in porous and cracked media
Hans Häggblom
AB Atomenergi 1978-01-26
- 70 Lakning av bestrålat UO_2 -bränsle
Ulla-Britt Eklund
Roland Forsyth
AB Atomenergi 1978-02-24
- 71 Bergspricktätning med bentonit
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1977-11-16
- 72 Värmeledningsförsök på buffertsubstans av kompakterad bentonit
Sven Knutsson
Högskolan i Luleå 1977-11-18
- 73 Self-injection of highly compacted bentonite into rock joints
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1978-02-25
- 74 Highly compacted Na bentonite as buffer substance
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1978-02-25
- 75 Small-scale bentonite injection test on rock
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1978-03-02
- 76 Experimental determination of the stress/strain situation in a sheared tunnel model with canister
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1978-03-02
- 77 Nuklidvandring från ett bergförvar för utbränt bränsle
Bertil Grundfelt
Kemakta konsult AB, Stockholm 1978-08-31
- 78 Bedömning av radiolys i grundvatten
Hilbert Christenssen
AB Atomenergi 1978-02-17
- 79 Transport of oxidants and radionuclides through a clay barrier
Ivar Neretnieks
Kungl Tekniska Högskolan Stockholm 1978-02-20

- 80 Utdiffusion av svårlösliga nuklider ur kapsel efter kapselgenombrott
Karin Andersson
Ivars Neretnieks
Kungl Tekniska Högskolan Stockholm 1978-03-07
- 81 Tillverkning av kopparkapsel för slutförvaring av använt bränsle
Jan Bergström
Lennart Gillander
Kåre Hannerz
Liberth Karlsson
Bengt Lönnerberg
Gunnar Nilsson
Sven Olsson
Stefan Sehlstedt
ASEA, ASEA-ATOM juni 1978
- 82 Hantering och slutförvaring av aktiva metalldelar
Bengt Lönnerberg
Alf Engelbrektsson
Ivars Neretnieks
ASEA-ATOM, VBB, KTH Juni 1978
- 83 Hantering av kapslar med använt bränsle i slutförvaret
Alf Engelbrektsson
VBB Stockholm april 1978
- 84 Tillverkning och hantering av bentonitblock
VBB
ASEA
ASEA-ATOM
Gränges Mineralprocesser
Juni 1978
- 85 Beräkning av kryphastigheten hos ett blyhölje innehållande en glaskropp under inverkan av tyngdkraften
Anders Samuelsson
- Förändring av krypegenskaperna hos ett blyhölje som följd av en mekanisk skada
Göran Eklund
Institutet för Metallforskning september 1977 - april 1978
- 86 Diffusivitetmätningar av metan och väte i våt lera
Ivars Neretnieks
Christina Skagius
Kungl Tekniska Högskolan Stockholm 1978-01-09
- 87 Diffusivitetmätningar i våt lera Na-lignosulfonat, Sr^{2+} , Cs^{+}
Ivars Neretnieks
Christina Skagius
Kungl Tekniska Högskolan Stockholm 1978-03-16
- 88 Ground water chemistry at depth in granites and gneisses
Gunnar Jacks
Kungl Tekniska Högskolan Stockholm april 1978

- 89 Inverkan av glaciation på en deponeringsanläggning belägen i urberg 500 m under markytan
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1978-03-16
- 90 Koppar som kapslingsmaterial för icke upparbetat kärnbränsleavfall - bedömning ur korrosionssynpunkt
Lägesrapport 1978-03-31
Korrosionsinstitutet och dess referensgrupp
- 91 Korttidsvariationer i grundvattnets trycknivå
Lars Y Nilsson
Kungliga Tekniska Högskolan Stockholm september 1977
- 92 Termisk utvidgning hos granitoida bergarter
Ove Stephansson
Högskolan i Luleå april 1978
- 93 Preliminary corrosion studies of glass ceramic code 9617 and a sealing frit for nuclear waste canisters
I D Sundquist
Corning Glass Works 78-03-14
- 94 Avfallsströmmar i upparbetningsprocessen
Birgitta Andersson
Ann-Margret Ericsson
Kemakta mars 1978
- 95 Separering av C-14 vid upparbetningsprocessen
Sven Brandberg
Ann-Margret Ericsson
Kemakta mars 1978
- 96 Korrosionsprovning av olegerat titan i simulerade deponeringsmiljöer för upparbetat kärnbränsleavfall
Sture Henrikson
Marian de Pourbaix
AB Atomenergi 1978-04-24
- 97 Colloid chemical aspects of the "confined bentonite concept"
Jean C Le Bell
Ytkemiska Institutet 1978-05-07
- 98 Sorption av långlivade radionuklider i lera och berg
Del 2
Bert Allard
Heino Kipatsi
Börje Torstenfelt
Chalmers Tekniska Högskola 1978-04-20
- 99 Lakning av högaktivt franskt glas
Lägesrapport 1978-06-01
Göran Blomqvist
AB Atomenergi 1978-06-19

- 110 In situ experiments on nuclide migration in fractured crystalline rocks
Ove Landström
Carl-Erik Klockars
Karl-Erik Holmberg
Stefan Westerberg
Studsvik Energiteknik and
The Geological Survey of Sweden juli 1978
- 111 Nuklidhalter i använt LWR-bränsle och i högaktivt avfall från återcykling av plutonium i PWR
Nils Kjellbert
Studsvik Energiteknik AB 1978-07-26
- 112 Säkerhetsanalys av hanteringsförfarandet vid inkapsling av utbränt bränsle i kopparkapsel
Erik Nordesjö
ASEA-ATOM 1978-03-20
- 113 Studier av keramiska material för inkapsling av högaktivt avfall
Lennart Hydén et al
ASEA-ATOM september 1978
- 114 γ -radiolysis of organic compounds and α -radiolysis of water
Hilbert Christensen
Studsvik Energiteknik AB 1978-09-07
- 115 Accelererad utlösning av uran från α -aktivt UO_2
Gösta Nilsson
Studsvik Energiteknik AB 1978-04-27
- 116 Lakning av Al_2O_3 under simulerande deponeringsbetingelser
Britt-Marie Svensson
Lennart Dahl
Studsvik Energiteknik AB 1978-06-02
- 117 Lakning av Al_2O_3 i dubbeldestillerat vatten
Britt-Marie Svensson
Göran Blomqvist
Studsvik Energiteknik AB 1978-05-29
- 118 Slutrapport Al_2O_3 kapsel
Korrosionsinstitutet och dess referensgrupp
- 119 Slutförvaring av aktiverade ståldetaljer
Lars Rombén
Kyösti Tuutti
Cement- och Betonginstitutet 1978-07-14
- 120 Some notes in connection with the KBS studies of final disposal of spent fuel
Ivars Neretnieks
Kungl Tekniska Högskolan september 1978