

# Miljøprojekt nr. 203

1992

Risikoscreening ved  
nyttiggørelse og  
deponering af slagger

Miljøministeriet Miljøstyrelsen

## Miljøprojekt

- Nr. 62: Luftforurening med kvælstofoxider i Danmark  
Nr. 63: Anvendelse af analyseresultater ved vandkontrol  
Nr. 64: Kosmetik - bivirkninger  
Nr. 65: Miljøfremmede stoffer i kommunalt spildevand  
Nr. 66: Undersøgelser af blødt aggressivt vand  
Nr. 67: Kilder til grundvandsforurening  
Nr. 68: Overflade aktiveret iltning af ferrojern i vand fra Hvidmosen  
Nr. 69: Forbrug og forurening med chlorphenoler  
Nr. 70: Organiske opløsningsmidler  
Nr. 71: Kviksølv i havneslam  
Nr. 72: Organic solvents  
Nr. 73: Arealanvendelse og geologi - nitrat i grundvand  
Nr. 74: Kviksølv i danske ferskvandsøkosystemer  
Nr. 75: Forureningstilstanden i danske svømmebade  
Nr. 76: Nitrat og pH i drikkevand  
Nr. 77: Kviksølv i jord  
Nr. 78: Drænvandskvalitet fra pyritholdige arealer  
Nr. 79: Leptospirobakterier i rotter ved dambrug og landbrug  
Nr. 80: Svømmebade og sygdomsrisici  
Nr. 81: Lokale forureninger og helbredseffekter  
Nr. 82: QSAR og toksikologi - en ny strategi i kemikalievurdering  
Nr. 83: Forurening fra gamle affaldsdepoter uden kemikalieaffald  
Nr. 84: Alternativ lossepladsteknologi - en litteraturgennemgang  
Nr. 85: Tilførsel af næringsstoffer til vandløb  
Nr. 86: Genanvendelse af tekstilaffald  
Nr. 87: Substitution af PVC-plast med andre plastmaterialer  
Nr. 88: Emballage til mælk og juice  
Nr. 89: Vandressourcerne og klimasvingninger  
Nr. 90: Nikkelafgivelse fra metallegeringer  
Nr. 91: Algetoksicitetstest  
Nr. 92: CFC-forbrugsmønstre i Danmark  
Nr. 93: Mikrobiel nedbrydning af miljøfremmede stoffer i grundvand  
Nr. 94: Genanvendelse af madaffald fra storkøkkener i København  
Nr. 95: Bundfaunaundersøgelser som redskab til overvågning  
Nr. 96: Svovlbrintedannelse og -kontrol i trykledninger  
Nr. 97: Renere teknologi i fiskeindustrien  
Nr. 98: Renere teknologi i træ- og møbelbranchen  
Nr. 99: Kompostering af haveaffald i Frederiksborg amt  
Nr. 100: Hazard assessment of 1,1,1-trichloroethane  
Nr. 101: Organiske opløsningsmidler i husholdningsprodukter  
Nr. 102: Fuglefaunaen på konventionelle og økologiske landbrug  
Nr. 103: Sprøjtefri randzoner i kornmarker  
Nr. 104: Miljøforbedring ved hovedseparation i rejepilleindustrien  
Nr. 105: Forbrug af og forurening med bly i Danmark  
Nr. 106: Haloner - forbrugsmønstre i Danmark  
Nr. 107: Galvanisk overfladebelægning uden affald og spildevand  
Nr. 108: Madaffald fra storkøkkener - organisation af indsamling og oparbejdning  
Nr. 109: Erstatningsstoffer for fosfat - spredning og effekter i miljøet  
Nr. 110: Olie/kemikalieaffald - en spørgeskemaundersøgelse  
Nr. 111: Undersøgelser af vejledende pyritgrænseværdier  
Nr. 112: Kvantitative og kvalitative kriterier for risikoaccept  
Nr. 113: Storskrald og haveaffald  
Nr. 114: Papirindsamling via specialcontainere og genbrugsstation  
Nr. 115: Vandmiljøplanens overvågningsprogram  
Nr. 116: Renere teknologi i svine- og kreaturslagteribranchen  
Nr. 117: Dioxinmission ved affaldsforbrænding  
Nr. 118: Klorkilders betydning for dioxindannelse ved forbrænding  
Nr. 119: Okkerrensning i forbindelse med landbrugsmæssig dræning  
Nr. 120: Kontrol af køretøjer med katalysator  
Nr. 121: Forurenede industrigrunde  
Nr. 122: Indsamling af papir og pap fra erhvervsvirksomheder  
Nr. 123: Risikovurdering af forurenede grunde  
Nr. 124: Vedligeholdelse af køle-smøremidler  
Nr. 125: Fugleføde i kornmarker - insekter og vilde planter  
Nr. 126: Miljøvenlige malematerialer i jernindustrien  
Nr. 127: Miljøfremmede, organiske stoffer i kommunalt spildevand  
Nr. 128: Nedsivning fra byggeaffald  
Nr. 129: Genanvendelse af bygge- og anlægsaffald - del 1  
Nr. 130: Forureningsfri galvanomaskiner til værkstedsbrug  
Nr. 131: Miljøvurdering af PVC og udvalgte alternative materialer  
Nr. 132: PVC i kontorartikler, sundhedssektor, m. v.  
Nr. 133: PVC i byggeri og anlæg  
Nr. 134: PVC i emballage  
Nr. 135: Hjemmekompostering  
Nr. 136: Bearbejdning af danske måledata af regn og afstrømning

# Miljøprojekt nr. 203

1992

## Risikoscreening ved nyttiggørelse og deponering af slagger

Niels Thygesen  
Flemming Larsen  
Ole Hjelmar  
Vandkvalitetsinstituttet, ATV

MILJØSTYRELSEN  
BIBLIOTEKET  
Strandgade 29  
1401 København K

Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Miljøstyrelsen vil, når lejlighed gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

MILJØSTYRELSEN  
TELEFON 33 11 11  
33 11 11  
33 11 11  
33 11 11

# Indholdsfortegnelse

Side

|                                                                                             |           |
|---------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Forord</b>                                                                               | <b>5</b>  |
| <b>1. Resumé</b>                                                                            | <b>7</b>  |
| <b>2. Indledning og baggrund</b>                                                            | <b>10</b> |
| <b>3. Formål</b>                                                                            | <b>12</b> |
| <b>4. Dataindsamling</b>                                                                    | <b>13</b> |
| <b>5. Slagger fra affaldsforbrændings-<br/>anlæg: Sammensætning og stof-<br/>udvaskning</b> | <b>15</b> |
| 5.1 Generelt                                                                                | 15        |
| 5.2 Kemisk sammensætning af slagger                                                         | 16        |
| 5.3 Stofudvaskning fra forbrændingsslagger                                                  | 17        |
| <b>6. De tolv sporelementers mobilitet<br/>i jord og grundvand</b>                          | <b>23</b> |
| 6.1 Speciering i vandige opløsninger                                                        | 23        |
| 6.2 Oxidation/reduktionsprocesser                                                           | 26        |
| 6.3 Udfældning/opløsning                                                                    | 27        |
| 6.4 Adsorption/desorption                                                                   | 28        |
| <b>7. De tolv sporelementers geokemi</b>                                                    | <b>31</b> |
| 7.1 Arsen (As)                                                                              | 31        |
| 7.2 Barium (Ba)                                                                             | 32        |
| 7.3 Bly (Pb)                                                                                | 33        |
| 7.4 Cadmium (Cd)                                                                            | 34        |
| 7.5 Krom (Cr)                                                                               | 35        |
| 7.6 Kobber (Cu)                                                                             | 36        |
| 7.7 Kviksølv (Hg)                                                                           | 38        |
| 7.8 Molybdæn (Mo)                                                                           | 39        |
| 7.9 Nikkel (Ni)                                                                             | 40        |
| 7.10 Selen (Se)                                                                             | 41        |
| 7.11 Tin (Sn)                                                                               | 42        |
| 7.12 Zink (Zn)                                                                              | 42        |

|                   |                                                                                                     |           |
|-------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>8.</b>         | <b>Hydrogeologiske situationer og de udvalgte tolv sporelementers mobilitet i jord og grundvand</b> | <b>44</b> |
| 8.1               | Hydrogeologiske situationer                                                                         | 44        |
| 8.2               | Sporelementers mobilitet i den oxiderede zone                                                       | 46        |
| 8.3               | Sporelementers mobilitet i den moderat reducerede zone                                              | 48        |
| 8.4               | Sporelementers mobilitet i den reducerede zone                                                      | 48        |
| <b>9.</b>         | <b>Sporelementer i akvatiske organismer</b>                                                         | <b>50</b> |
| 9.1               | Biotilgængelighed og bioakkumulering                                                                | 50        |
| 9.2               | Biokoncentrationsfaktorer                                                                           | 50        |
| 9.3               | Sporelementer i fødevarer                                                                           | 51        |
| <b>10.</b>        | <b>Vandkvalitetskriterier (recipienter)</b>                                                         | <b>52</b> |
| 10.1              | Vandkvalitetskriterier i Danmark                                                                    | 52        |
| 10.2              | Vandkvalitetskriterier i EF                                                                         | 52        |
| 10.3              | Vandkvalitetskriterier i USA                                                                        | 52        |
| 10.4              | Vandkvalitetskriterier i Holland                                                                    | 53        |
| 10.5              | Fastsættelse af screeningsværdier for recipienter                                                   | 53        |
| <b>11.</b>        | <b>Drikkevandskvalitetskriterier</b>                                                                | <b>55</b> |
| <b>12.</b>        | <b>Risikoscreening for udvalgte sporelementer</b>                                                   | <b>57</b> |
| 12.1              | Risikoscreening for grundvand                                                                       | 58        |
| 12.2              | Risikoscreening for marine recipienter                                                              | 60        |
| <b>13.</b>        | <b>Anbefalinger i forbindelse med nyttiggørelse og deponering af slagger</b>                        | <b>65</b> |
| 13.1              | Generelle anbefalinger vedrørende udvaskning fra slagger                                            | 65        |
| 13.2              | Nyttiggørelse af slagger                                                                            | 65        |
| 13.3              | Deponering af slagger                                                                               | 66        |
| <b>14.</b>        | <b>Ordliste</b>                                                                                     | <b>69</b> |
| <b>15.</b>        | <b>Referencer</b>                                                                                   | <b>72</b> |
| <b>Appendix 1</b> | <b>Resultater af udvaskningsforsøg med to affaldsforbrændingsslagger, /5.3/</b>                     | <b>79</b> |

# Forord

Formålet med dette projekt har været at tilvejebringe en del af det tekniske grundlag for en revision af Miljøstyrelsens bekendtgørelse nr. 568 af 6. december 1983 om anvendelse af slagge og flyveaske ("Slaggebekendtgørelsen"). Projektet omhandler en risikoscreening af slagge fra affaldsforbrænding for marine recipienter og grundvand.

Projektets resultater vil blive inddraget i det igangværende projekt "Vurdering af slagge fra affaldsforbrænding", der har til formål at opstille de samlede anbefalinger til revision af bekendtgørelsen. Projektet forventes publiceret primo 1993.

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen og udført af Vandkvalitetsinstituttet, ATV (VKI). Projektforløbet har været fulgt af en styregruppe med repræsentanter fra VKI og Miljøstyrelsen.

Projektet fokuserer på udvaskeligheden af sporelementer i de ca. 500.000 tons slagge, der årligt produceres på danske forbrændingsanlæg. De i projektet behandlede sporelementer er: Arsen (As), barium (Ba), bly (Pb), cadmium (Cd), kobber (Cu), krom (Cr), kviksølv (Hg), molybdæn (Mo), nikkel (Ni), selen (Se), tin (Sn) og zink (Zn) samt nogle uorganiske salte, herunder specielt klorid (Cl) og sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ).

Selv om projektets umiddelbare formål har været sammenhæng med anvendelse/deponering af slaggen, er den fremstillede viden om sporelementernes mobilitet med videre af så almen karakter, at den vil kunne finde anvendelse i andre sammenhænge. Endvidere er det Miljøstyrelsens vurdering, at den anvendte risikoscreening som vurderingsgrundlag vil kunne anvendes i andre sammenhænge end for slagge. Miljøstyrelsen har derfor valgt at udgive projektet som Miljøprojekt.

Der er i projektet set på sporelementernes uorganiske forbindelser under forskellige hydrogeokemiske forhold (geologiske sedimenttyper, pH og redoxforhold). I projektet peges der i relation til slaggens indhold af organisk (uforbrændt) materiale blandt andet på, at udvaskning af sporelementer bundet til organiske forbindelser i perkolatet, for eksempel som mere eller mindre stabile organiske komplekser, bør undersøges nærmere.

Risikoscreeningen er foretaget i 3 forskellige anvendelses/deponeringssituationer: Deponering på land (kystnær deponering), havneopfyldning (marin deponering) samt som stabiliseringsmateriale ved sti- og vejanlæg.

Miljøstyrelsen



# 1. Resumé

På danske forbrændingsanlæg produceres årligt omkring 500.000 tons slagge, der skal nyttiggøres eller deponeres under sundheds- og miljømæssige forsvarlige forhold. Det er kendt, at der ved anvendelse/deponering af slagge kan udvaskes sporelementer, salte samt organiske forbindelser.

I nærværende projekt indgår følgende potentielle forureningskomponenter:

## *Sporelementer*

Sporelementerne arsen, barium, bly, cadmium, kobber, krom, kviksølv, molybdæn, nikkel, selen, tin og zink samt nogle uorganiske salte, herunder specielt klorid og sulfat.

## *Formål*

Formålet med nærværende projekt formål er at beskrive eksisterende viden om udvalgte sporelementers og saltens udvaskelighed fra slagge (afsnit 5) samt mobilitet i jord med fokus på de hydrogeokemiske processer (afsnit 6 og 7). Der er i de to sidstnævnte afsnit lagt vægt på en generel beskrivelse af sporelementernes mobilitet, således at den indsamlede viden kan anvendes i andre sammenhænge.

Sporelementernes mobilitet og transport afhænger af de hydrogeokemiske (geologisk sedimenttype, pH, redoxforhold) samt de hydrogeologiske forhold. I afsnit 8 er der opstillet en række hydrogeologiske scenarier, der er repræsentative for danske forhold, med henblik på at vurdere sporelementernes transport (mobilitet) i aquiferen. Koncentrationsniveauet af forureningskomponenterne i miljøet (eksponeringskoncentrationen) er således bestemt af sporelementernes og saltens udvaskelighed fra slagge, mobilitet i jord samt transport i miljøet (grundvand og overfladerecipient).

Kritiske koncentrationsniveauer i miljøet kan relateres til sporelementernes egenskaber. I afsnit 9 beskrives sporelementernes bioakkumulerende egenskaber. I afsnit 10 er der fastsat nogle kritiske koncentrationsniveauer (screeningsværdier) i overfladerecipienter. Disse er primært baseret på akvatisk toksicitet. I afsnit 11 er der tilsvarende sammenstillet screeningsværdier for drikkevand (drikkevandskvalitetskriterier).

Ved sammenstilling af data om sporelementernes og saltens udvaskelighed med kritiske koncentrationsniveauer i drikkevand og marine recipienter er der foretaget en relativ vurdering (risikoscreening) af sporelementernes miljøfarlighed. Risikoscreeningen er foretaget for tre principielle anvendelses-/deponeringssituationer med henblik på at vurdere den nuværende praksis.: Anvendelse som stabiliseringsmateriale ved byggeri og i veje, marin opfyldning (for eksempel i havne) med slagge samt kystnær deponering af forbrændingsslagge.

Det har ikke været muligt, og det er da heller ikke projektets formål, at opstille og anbefale koncentrationsniveauer i slagge af de enkelte sporelementer i relation til sporelementernes og saltene miljøfarlighed. En fastsættelse af krav til koncentrationsniveauer i slagge bør foretages ud fra en teknisk/faglig vurdering samt ud fra en række samfundsøkonomiske afvejsninger.

Projektets formål har været at tilvejebringe en del af det tekniske grundlag for en revision af Miljøstyrelsens bekendtgørelse nr. 568 af 6. december 1983 om anvendelse af slagge og flyveaske til bygge- og anlægsformål ("Slaggebekendtgørelsen"). Dette projekt omhandler alene slagge fra affaldsforbrænding.

#### *Konklusioner og anbefalinger*

På grundlag af de fundne resultater kan følgende hovedkonklusioner og anbefalinger fremdrages:

##### *Totalindhold*

- Der er ingen direkte sammenhæng mellem affaldsforbrændingsslaggernes totalindhold af for eksempel sporelementer og udvaskeligheden af disse sporelementer fra slaggerne. Det samme gælder for det såkaldte "totalindhold" af sporelementer bestemt efter oplukning efter DS 259 som foreskrevet i Slaggebekendtgørelsen. Ved sidstnævnte metode bestemmes for de fleste sporelementers vedkommende kun en del af totalindholdet.

##### *Kriterier*

- Kriterierne for affaldsforbrændingsslaggernes kvalitet i forbindelse med anvendelse af disse har til formål at beskytte omgivelserne mod stoffer udvasket fra slaggerne. Disse kriterier kan eventuelt baseres på en undersøgelse/vurdering af den potentielle eller reelle udvaskelighed af relevante udvalgte stoffer (det vil sige udvaskningsforsøg) udover en bestemmelse af "totalindholdet" af disse stoffer. Det er i dag nødvendigt, at der opbygges et erfaringsmateriale vedrørende udvaskningsforholdene for danske affaldsforbrændingsslagge. Ved en eventuel ændring af eller en supplerende af de eksisterende kriterier anbefales det, at denne indsats koordineres med den internationale udvikling på dette område.

##### *Organisk indhold*

- Affaldsforbrændingsslaggernes indhold af organisk (uforbrændt) materiale kan have betydning for udvaskeligheden af sporelementer, både direkte gennem kompleksdannelse og indirekte gennem mikrobiel aktivitet og deraf følgende ændringer i porevandets redoxpotentiale. Det anbefales, at dette aspekt undersøges nærmere med henblik på en vurdering af, om der bør stilles krav til slaggens indhold af organisk stof (for eksempel udtrykt som glødetab). Slaggernes indhold af organisk stof er i nogen grad et udtryk for forbrændingsprocessens effektivitet.

##### *Sammensætning af organisk indhold*

- Perkolat fra udlagte eller deponerede slagge indeholder moderate til små mængder sporelementer samt varierende, men ofte betydelige mængder sulfater og klorider, og det kan desuden indeholde væsentlige mængder organisk materiale (NVOC) og ammoniak-

kvælstof. Der foreligger kun sparsomme oplysninger om den specifikke sammensætning af perkolatets indhold af organisk stof, og det vurderes hensigtsmæssigt, at dette undersøges nærmere.

#### *Flyveaske*

- Indholdet og udvaskeligheden af en række sporelementer og salte er væsentligt større i flyveaske end i slagger fra affaldsforbrænding. Mængden af flyveaske er lille sammenlignet med mængden af slagger, og i løbet af forbrændingsprocessen sker der en vis opkoncentrering af miljøskadelige stoffer fra affaldet i flyveasken i forhold til slaggen.
- Ved en fastsættelse af betingelser for slaggeanvendelse bør der ske en vurdering af den potentielle og reelle miljømæssige belastning både på kortere og på længere sigt.

#### *Risikoscreening grundvand*

- Den udførte risikoscreening har vist, at de forholdsvis største risici i forhold til udnyttelige grundvandsressourcer ved anvendelse af slagger på land synes at udgøres af bly, cadmium, kviksølv, klorid og sulfat. Også selen, kobber og ammoniak samt "organisk stof" kan udgøre problemer i forhold til drikkevandsressourcen, men dette bør undersøges nærmere. Det skal dog bemærkes, at kviksølvindholdet i perkolat fra slagger er vanskeligt at måle og må forventes at falde yderligere i fremtiden.

#### *Risikoscreening kystnær*

- Undersøgelsen har vist, at risikoen for udsivning af væsentlige mængder sporelementer til den marine recipient generelt er yderst begrænset ved kystnær anvendelse eller deponering af slagge. En kystnær placering defineres her som et sted nær kysten, imellem hvilket og kysten der ikke findes udnyttelige grundvandsressourcer. Foruden sporelementer bør der ved en kystnær deponering fokuseres på udsivning af organisk materiale og kvælstof.

#### *Risikoscreening havneopfyldning*

- Risikoscreeningen har desuden vist, at de forholdsvis største risici i forhold til marine recipienter i forbindelse med slaggeanvendelser direkte i marine omgivelser (for eksempel havneopfyldninger) synes at udgøres af kobber, bly og kviksølv samt nikkel og cadmium. Også her gælder ovenstående bemærkning vedrørende kviksølv.

#### *Vandkvalitets- kriterier*

- Ved en vurdering af de miljømæssige risici ved marine anvendelses- (og deponerings)former for slagger bør såvel sporelementernes toksiske effekter på akvatiske organismer som deres bioakkumulerende egenskaber tages i betragtning.
- Gennem projektforløbet er der identificeret et generelt behov for en fastsættelse af vandkvalitetskriterier for en række sporelementer i ferske og marine recipienter. Et sådant arbejde kunne foregå både nationalt og i EF-regi. En fastsættelse af vandkvalitetskriterier samt principper herfor vil kunne gøre risikoscreeninger, som de heri foretagne, mindre konservative.

## 2. Indledning og baggrund

Denne rapport er udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet, ATV, (VKI) som baggrundsmateriale i forbindelse med en revurdering af de nuværende regler for anvendelse af affaldsforbrændingsslagger, som de er beskrevet i "Bekendtgørelse om anvendelse af slagger og flyveaske". I rapporten vurderes de miljømæssige aspekter ved nyttiggørelse og deponering af slagger i henhold til den nuværende praksis. Vurderingen er specielt rettet mod drikkevandsressourcen og de marine recipienter.

På danske affaldsforbrændingsanlæg produceres årligt omkring 500.000 tons slagger, som skal nyttiggøres eller deponeres under miljø- og sundhedsmæssigt forsvarlige forhold. Det er kendt, at der i forbindelse med anvendelse af slagger kan udvaskes: sporelementer, salte samt organiske forbindelser (stof).

Det blev i følgegruppen besluttet, at rapporten skal begrænses til en vurdering af følgende tolv grundstoffer:

Arsen (As), Barium (Ba), Bly (Pb), Cadmium (Cd), Kobber (Cu), Krom (Cr), Kviksølv (Hg), Molybdæn (Mo), Nikkel (Ni), Selen (Se), Tin (Sn) og Zink (Zn)

Disse tolv grundstoffer betegnes i denne rapport som sporelementer.

Da der i perkolat fra slagger i de fleste tilfælde er høje koncentrationer af saltene klorid og sulfat, og da disse salte dels i sig selv udgør en potentiel forureningskilde i forhold til grundvand, dels har betydning i forbindelse med dannelser af komplekser med de tolv sporelementer, er disse salte medtaget i vurderingen. Også perkolatets indhold af ammoniak er i et vist omfang indgået i vurderingen. Indholdet af organisk materiale i slagger kan variere afhængigt af det enkelte affaldsforbrændingsanlæg. Udvaskning af sporelementer fra slagger kan påvirkes af mængden af organisk indhold i slaggen. Dette aspekt er derfor i et vist omfang ligeledes medtaget i dette projekt.

I projektet præsenteres erfaringsdata om udvaskningsforhold fra udvalgte slagger, som VKI tidligere har vurderet. Derefter præsenteres eksisterende viden om mobiliteten af de tolv sporelementer i jord og grundvand. Data om sporelementernes effekt i ferske og marine recipienter samt drikkevandskvalitetskriterier er ligeledes indsamlet.

I projektet sammenstilles sporelementernes udvaskelighed med drikkevandskvalitetskriterier og vandkvalitetskriterier for marine recipienter. Denne sammenstilling af risici for forurening med sporelementer ved udvaskning fra slagger med kvalitetskriterier har

en generel karakter, da der ikke er inddraget konkrete anvendelser af slagter fra veldefinerede lokaliteter.

Den relevante faglitteratur om de tolv udvalgte sporelementers mobilitet i jord og grundvand omhandler næsten udelukkende de uorganiske kemiske forhold. Da der i perkolat fra slagter ofte er høje koncentrationer af organiske stoffer, kan mobiliteten af nogle af sporelementerne forøges under disse forhold.

Forfatterne ønsker at takke følgende personer, som har ydet et værdifuldt arbejde i forbindelse med gennemførelsen af projektet:

Civ.ing. Ernst Lassen, Miljøstyrelsen, som har været formand for projektets følgegruppe.

Cand.scient. Finn Pedersen og cand.scient. Gitte Petersen, VKI, som har indsamlet data om drikkevandskriterier samt vandkvalitetskriterier i recipienter.

Winnie W. Thrane, VKI, som har stået for renskrift og lay-out.

### 3. Formål

Projektets formål er følgende:

- På baggrund af eksisterende viden om udvaskningen fra forskellige typer affaldsforbrændingsslagger at beskrive udvaskningsforløbet af tolv udvalgte sporelementer og saltene klorid og sulfat.
- At sammenstille eksisterende viden om tolv udvalgte sporelementers mobilitet i jord og grundvand.
- At indsamle oplysninger om eksisterende viden samt vandkvalitetskriterier for overfladevand (Danmark, EF, Holland, USA) og drikkevandskvalitetskriterier (Danmark, EF, WHO) med henblik på at fastsætte screeningsværdier (kritiske koncentrationsniveauer) for de tolv sporelementer i grundvand og marine recipienter.
- At foretage en sammenlignende miljøvurdering (risikoscreening) af de udvalgte sporelementer med henblik på at identificere de mest miljøbelastende sporelementer i slagger.

Med udgangspunkt i ovenstående vurderes de nuværende anvendelses-/deponeringsmåder, herunder deponering på land (kystnær deponering), havneopfyldning samt anvendelse af slagger fra affaldsforbrænding som for eksempel stabiliseringsmateriale i veje.

## 4. Dataindsamling

Indsamling af data om slaggekarakteristika samt udvaskelighed af sporelementer fra slagger fra affaldsforbrændingsanlæg er baseret på undersøgelser udført af VKI på udenlandske og danske slagger.

Der foreligger en omfangsrig faglitteratur om de udvalgte sporelementers mobilitet i jord og grundvand. Inden for rammerne i dette projekt har det ikke været muligt at indsamle al den primære litteratur om de tolv sporelementers mobilitet i jord og grundvand. Indsamling af viden om sporelementers mobilitet har derfor hovedsageligt været baseret på håndbogslitteratur samt rapporter af international karakter. Nogle artikler, der er oplyst i disse kilder, er refereret i rapporten. Nedenstående bøger og rapporter er benyttet i vurderingen af sporelementernes mobilitet i jord og grundvand og en mere udførlig beskrivelse kan findes i følgende referencer:

- /4.1/: Förstner, U. & G.T.W. Wittmann (1979): Metal Pollution in the Aquatic Environment. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1979.
- /4.2/: Alloway, B.J. (1990): Heavy Metals in Soils. John Wiley & Sons, Inc., New York, 1979.
- /6.6/: Lindsay, W.L. (1979): Chemical Equilibria in Soils. John Wiley & Sons, 449 pp, 1979.
- /6.7/: Rai, D & J.M. Zachara (1984): Chemical Attenuation Rates, Coefficients and Constants in Leachate Migration. Vol.1: A Critical Review. Electric Power Research Institute, 1984.
- /6.9/: Hem, J.D. (1985): Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. U.S. Geological Survey, Water Supply Paper 2254, 264 pp, 1985.
- /7.1/: Adriano, D.C. (1986): Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag New York, Berlin, Heidelberg, Tokyo, 533 pp, 1986.

Der er sammenstillet drikkevandkvalitetskriterier fra Danmark, EF og WHO samt vandkvalitetskriterier for overfladevand fra Danmark, EF, Holland og USA. Der findes drikkevandskvalitetskriterier for de fleste sporelementer. Data om sporelementernes toksiske effekter samt bioakkumulerende egenskaber er ligeledes detaljeret beskrevet i den videnskabelige litteratur. Standardiserede undersøgelser af sporelementernes toksiske og bioakkumulerende egenskaber har dog været sparsomme. Det har ikke været muligt inden for dette projekts rammer at indsamle og vurdere den eksisterende viden om de

udvalgte sporelementers egenskaber i forhold til ovenstående, og dette ligger da også uden for dette projekts formål. I projektet er derfor primært anvendt håndbogslitteratur (bl.a. identificeret ved søgning i databaser), erfaringsmateriale samt materiale udarbejdet af internationale organisationer og myndigheder.

## 5. Slagger fra affaldsforbrændingsanlæg: Sammensætning og stofudvaskning

### 5.1 Generelt

Ved slagger forstås i nærværende projekt den forbrændingsrest eller bundaske, som fremkommer fra risten eller roterovnen på et affaldsforbrændingsanlæg. Fraktionen af skrotmetal, som typisk udgør 10 - 20 % (w/w) af den samlede bundaske, medregnes ikke. Til gengæld vil såvel ristegennemfaldet som kedelasken som regel være iblandet slaggerne. Den varme slagge slukkes ved bratkøling (slaggebad), hvorved større klumper sønderdeles, eller ved en mere gradvis køling og oversprinkling i en slaggepusher, hvor det efterfølgende kan være nødvendigt at nedknuse større sammenhængende slagge. Efter denne behandling har slaggerne normalt en rimeligt velgraderet kornstørrelsesfordeling svarende til sand- og grusfraktionerne (2-20 mm) i naturlige jordmaterialer.

Omkring 95 % (w/w) af slaggematricen består af oxider af Si, Al, Ca, Fe, Na, Mg, og K samt af uforbrændt kulstof. Herudover findes mindre mængder af P, Ti, Mn, S (primært sulfat) og Cl (klorid) samt en række sporelementer. En vis del af de umiddelbart opløselige stoffer, specielt uorganiske salte, kan udvaskes under slaggekølingen. I nogle tilfælde fjernes en del af kølevandet ved gennemstrømning/afdræning, i andre tilfælde forbliver vandet (og det opløste stof) i slaggematerialet som porevand.

Ved slaggekølingen igangsættes en række hydratiseringsprocesser, som er exoterme (d.v.s. der udveksles varme ved processen), og som ganske vist er voldsomst i starten, men som vil forløbe over en længere periode, før oxid/hydroxidsystemerne er i termodynamisk ligevægt med vand (forudsat materialet efterfølgende bringes i kontakt med tilstrækkelige vandmængder). Porevandet/perkolatet vil oftest fra starten og i en længere periode af udvaskningsforløbet være stærkt alkalisk, hvorfor der bl.a. vil kunne ske en betydelig optagelse af  $\text{CO}_2$  (fra luften eller fra biologisk nedbrydning af organisk materiale) og en efterfølgende karbonatisering. Desuden vil der under tilstedeværelse af vand over et længere tidsforløb kunne ske en mikrobiologisk omdannelse af slaggenes restindhold af organisk stof, hvilket kan medføre anarobe/reducerende forhold i porevand/perkolat og dannelse af bl.a. ammoniak og sulfider.

Det er fortrinsvis slaggenes hovedkomponenter, der indgår i disse processer, som vil være styrende for det kemiske miljø i porevandet og dermed også for udvaskningsforholdene for en række sporelementer. Størstedelen af procesforløbet vil i reglen foregå, når slaggerne efter at være deponeret eller nyttiggjort kommer i kontakt med vand.

De udvaskede stoffer (uorganiske salte, sporelementer, organiske forbindelser) kan efterfølgende transporteres bort ved konvektion med gennemstrømmende vand eller ved diffusion.

## 5.2 Kemisk sammensætning af slagger

Ved en vurdering af de miljømæssige konsekvenser af at deponere/-nyttiggøre slagger vil det som regel være mere relevant og nødvendigt at have kendskab til den potentielle stofudvaskning end til totalindholdet af potentielt miljøskadelige stoffer, idet kun en (ofte ret lille) del af totalindholdet af de fleste af slaggens indholdsstoffer er tilgængelig for udvaskning under normalt forekommende fysisk-kemiske forhold.

Af hensyn til overordnede vurderinger af materialestrømme, opstilling af massebalancer og indledende vurderinger af, om diverse stoffer/elementer overhovedet er til stede i mængder, så de, hvis de udvaskes, kan udgøre et problem, vil det være hensigtsmæssigt at have et overblik over den kemiske sammensætning af forbrændings-slagger, udtrykt som totalindhold af hovedkomponenter og sporelementer såvel som organiske sporstoffer.

I denne forbindelse bør man være opmærksom på, at mange af de datasæt, der præsenteres som slaggeanalyser, ikke beskriver totalindholdet af de undersøgte komponenter, men snarere den mængde af disse komponenter, som kan ekstraheres med f.eks. halvkonsentreret salpetersyre (DS 259) eller kongevand.

DS 259 er eksempelvis foreskrevet i Miljøministeriets Bekendtgørelse Nr. 568 af 6. december 1983 vedrørende anvendelse af slagger og flyveaske til oplukning af nedknust slagge forud for bestemmelse af Cd, Hg og Pb ved atomabsorptionsspektrofotometri (AAS). Ved denne metode sker der imidlertid ingen oplukning af silikater, og den del af sporelementindholdet, som er indbygget i silikaterne, medtages derfor ikke i analysen. Ekstraktionen med stærk syre er på den anden side alt for aggressiv til at beskrive den potentielt udvaskelige del af slaggernes indhold af miljøskadelige komponenter. For slagger fra forbrændingsanlæg kan en oplukning efter DS 259 f.eks. betyde, at kun 75-85 % af blyindholdet og 40-70 % af cadmiumindholdet bestemmes ved analyse, /5.1/.

I litteraturen foreligger en del beskrivelser af sammensætningen af slagger fra affaldsforbrænding, men det er alligevel forholdsvis vanskeligt at finde datasæt, som beskriver totalindholdet af sporelementer i slagger. Til illustration af slaggers sammensætning er der udvalgt et sæt analyser udført af VKI på slagger fra fire affaldsforbrændingsanlæg, to danske (Amagerforbrænding og Vestforbrænding, 1985, /5.2/) og to udenlandske (St. Helier, Jersey, 1988, og Saugus, Massachusetts, USA, 1989, /5.3/). Analyserne for de fleste af hovedkomponenter er udført ved røntgenfluorescens (F.L.

Smidth), mens analyserne for sporelementer er udført ved AAS efter totaloplukning med  $\text{HF} + \text{HNO}_3 + \text{HCl}$ . Prøverne fra Jersey og Massachusetts er desuden analyseret for indhold af polyklorerede dibenzop-dioxiner (PCDD) og dibenzofuraner (PCDF). Disse analyser er foretaget af Miljökonsulenterna i Studsvik, /5.3/. Til sammenligning vises desuden analyser af slagger fra fire svenske affaldsforbrændingsanlæg, /5.4/. Dette er totalanalyser foretaget ved røntgenfluorescens, undtagen for Cd og Hg, som er bestemt efter en salpetersyreoplukning.

I tabel 5.1 ses variationsintervaller for de af VKI foretagne slaggeanalyser og analyserne af de svenske forbrændingsslagger. Det fremgår, at sammensætningen af slaggerne er forholdsvis ens, uanset oprindelsen.

Tabel 5.2 viser resultaterne af analyserne på slaggerne fra Jersey og Massachusetts for PCDD og PCDF, /5.3/. I tabellen er analyseresultaterne sammenlignet med tilsvarende analyser af flyveasken fra de samme forbrændingsanlæg. Det fremgår, at indholdet af PCDD og PCDF er væsentligt højere i flyveasken end i slaggerne, hvilket ikke er overraskende.

De parametre, som slaggerne er analyseret for, omfatter ikke samtlige elementer og kun få organiske stoffer og er derfor udtryk for nogle valg, som bl.a. afhænger af forudgående kendskab til affalds og slaggers sammensætning, tradition, analyseteknik, m.v. Det kan derfor ikke udelukkes, at et forbedret kendskab til nye materialer/produkter, affaldssammensætning eller ændringer i sammensætningen af affaldet, vil medføre, at der i fremtiden fokuseres mere på andre parametre i perkolatet.

### 5.3 Stofudvaskning fra forbrændingsslagger

De potentielle miljømæssige skadevirkninger af slaggers deponering/nyttiggørelse fra affaldsforbrænding er som tidligere nævnt specielt knyttet til den stofudvaskning, som kan ske fra slaggen. Kendskab til stofudvaskningen fra forbrændingsslagger kan fås fra udvaskningsforsøg i laboratorie- eller pilotskala eller fra feltobservationer ved slaggedeponier eller slagger, som er blevet nyttiggjort, for eksempel som fyldmateriale eller som underlag i veje og pladser.

**Tabel 5.1**

Totalindhold af hovedkomponenter og en række sporelementer i affaldsforbrændingsslagger fra Danmark, Jersey, Massachusetts og Sverige. Desuden ses pH, alkalinitet, glødetab og TOC, /5.2/, /5.3/, /5.4/.

| Parameter         | Enhed  | Slagger fra 4 anlæg<br>analyseret af VKI |        | Slagger fra 4 svenske anlæg |        |
|-------------------|--------|------------------------------------------|--------|-----------------------------|--------|
| Si                | g/kg   | 210                                      | - 290  | 230                         | - 280  |
| Al                | g/kg   | 47                                       | - 52   | 59                          | - 72   |
| Fe                | g/kg   | 27                                       | - 150  | 37                          | - 49   |
| Ca                | g/kg   | 65                                       | - 69   | 79                          | - 97   |
| K                 | g/kg   | 9,2                                      | - 13   | 13                          | - 22   |
| Na                | g/kg   | 22                                       | - 37   | 28                          | - 41   |
| Mg                | g/kg   | 7,7                                      | - 14   | 13                          | - 19   |
| P                 | g/kg   | 2,9                                      | - 4,2  | 6,1                         | - 13   |
| Ti                | g/kg   | 3,2                                      | - 7,2  | 4,2                         | - 6,0  |
| Mn                | g/kg   | 0,9                                      | - 1,7  | <0,7                        | - 1,4  |
| S                 | g/kg   | 1,3                                      | - 6,1  | 2                           | - 8    |
| Cl                | g/kg   | 1,2                                      | - 1,7  | 3                           | - 9    |
| Ag                | mg/kg  | 4,1                                      | - 14   | -                           | -      |
| As                | mg/kg  | 19                                       | - 38   | 20                          | - 80   |
| Ba                | mg/kg  | 1500                                     | - 2700 | 900                         | - 1600 |
| Cd                | mg/kg  | 1,4                                      | - 12   | 4                           | - 40   |
| Co                | mg/kg  | 23                                       | - 33   | <10                         | - 40   |
| Cr                | mg/kg  | 230                                      | - 310  | 300                         | - 600  |
| Cu                | mg/kg  | 2400                                     | - 4800 | 900                         | - 3200 |
| Hg                | mg/kg  | 0,09                                     | - 0,26 | <0,01                       | - 3    |
| Mo                | mg/kg  | 2,5                                      | - 14   | 20                          | - 40   |
| Ni                | mg/kg  | 68                                       | - 190  | 60                          | - 160  |
| Pb                | mg/kg  | 2100                                     | - 3900 | 1300                        | - 5400 |
| Se                | mg/kg  | 0,63                                     | - 8    | -                           | -      |
| Sn                | mg/kg  | 260                                      | - 300  | <100                        | - 1300 |
| Sr                | mg/kg  | 170                                      | - 250  | 190                         | - 350  |
| Th                | mg/kg  | -                                        | -      | 70                          | - 300  |
| V                 | mg/kg  | 36                                       | - 84   | 50                          | - 90   |
| W                 | mg/kg  | -                                        | -      | <20                         | - 50   |
| Zn                | mg/kg  | 2300                                     | - 6200 | 1800                        | - 5900 |
| pH (1% opsl.)     | -      | 9,4                                      | - 11,1 | -                           | -      |
| Alkalinitet       | ækv/kg | 1,8                                      | - 3,5  | -                           | -      |
| Glødetab (550 °C) | g/kg   | 5,9                                      | - 26   | 30                          | - 50   |
| TOC               | g/kg   | 4,8                                      | - 13   | -                           | -      |

**Tabel 5.2**

Resultat af analyser for dioxiner og furaner (PCDD og PCDF) ( $\mu\text{g/kg}$ ). TCDD, PnCDD etc. angiver forskellige typer af dioxiner, /5.3/.

| Parameter        | Jersey    |               | Massachusetts |             |
|------------------|-----------|---------------|---------------|-------------|
|                  | Flyveaske | Slagger       | Flyveaske     | Slagger     |
| PCDD*            | 140       | 1,5 - 1,9     | 115           | 9,0 - 10    |
| PCDF**           | 48        | 0,44 - 0,64   | 69            | 3,4 - 4,5   |
| 2,3,7,8-TCDD     | 0,10      | <0,03         | 0,21          | <0,07       |
| 2,3,7,8-TCDF     | 0,27      | <0,007        | 0,52          | <0,05       |
| TCDD-EQV (Eadon) | 1,5       | 0,014 - 0,046 | 2,5           | 0,14 - 0,22 |

\* Sum af TCDD, PnCDD, HxCDD, HpCDD og OCDD

\*\* Sum af TCDF, PnCDF, HxCDF, HpCDF og PCDF

### 5.3.1 Laboratorieundersøgelser

Der findes på internationalt plan en række forskellige typer udvaskningsforsøg, og mange af disse er blevet anvendt på affaldsforbrændingsslagger. En stor del af de standardiserede udvaskningstests (herunder bl.a. de amerikanske EP-Tox, /5.7/, og TCLP, /5.8/, samt den tyske DEV-S4, /5.9/) er imidlertid først og fremmest rettet mod at være lette at administrere og beskriver ikke eller kun i meget begrænset omfang udvaskningsforholdene, som de i virkeligheden kan forventes at forekomme.

I denne sammenhæng er der derfor udvalgt forholdsvis få datasæt til beskrivelsen af stofudvaskningen fra affaldsforbrændingsslagger på basis af laboratorieudvaskningsforsøg. De udvalgte datasæt forventes bedst at kunne beskrive det udvaskningsforløb, som kan forventes at forekomme, når slaggematerialet efter deponering eller nyttiggørelse (på granuleret form) gennemstrømmes af nedsivende regnvand eller (ved marin deponering/landvinding) af saltvand, i størst mulig grad er søgt simuleret. Dette er her gjort ved hjælp af kolonneudvaskningsforsøg og gentagne batchudvaskningsforsøg.

Resultaterne udtrykkes dels som koncentrationer af udvasket stof som funktion af L/S (liquid/solid eller væske/faststof-forholdet, hvor L er den til enhver tid producerede mængde perkolat, mens S er den totale mængde af faststof (på tørvægtsbasis) i det undersøgte system), dels som akkumuleret udvasket stofmængde/vægtenhed slagge som funktion af L/S. Dette muliggør dels en sammenligning af resultater fra forskellige typer udvaskningsforsøg på et fælles grundlag, dels en (forsigtig) extrapolation af resultaterne fra laboratorieforsøg til at beskrive forholdene i fuld skala, idet L/S-skalaen kan konverteres til en tidsskala, når de fysiske og strømningsmæssige forhold er kendte. Opskalering af laboratorieresultater skal som antydnet foretages med varsomhed, da de er gennemført over et acceleret tidsforløb og derfor bl.a. ikke tager hensyn forskellige ældningsprocesser og mineralomdannelser, som vil kunne forekomme ved udvaskninger gennem længere tid. Ved batchudvaskningsforsøg, som typisk udføres med omrystninger gennem 24 timer, vil den mikrobiologiske nedbrydning af uforbrændt materiale, som f.eks. ved deponering i fuld skala ofte skaber reducerende forhold i perkolatet og ændrer udvaskningen af en række sporelementer, ikke kunne forløbe. Det samme gælder ved mange kolonneudvaskningsforsøg, lidt afhængigt af gennemstrømningshastigheden og forsøgenes varighed. For en række parametre vil man derfor ofte forvente at finde en større udvaskning under laboratorieforhold end ved deponering/nyttiggørelse i fuld skala. Det må anbefales i størst muligt omfang at supplere og verificere laboratoriedata med feltobservationer.

I tabel 5.3 er der for det første udvaskningsforløb (2 - 3 perkolatfraktioner opsamlet i intervallet  $L/S = 0,0 - 0,5$  l/kg) fra kolonneudvaskningsforsøg med kunstigt regnvand (demineraliseret vand indstillet til  $pH = 4$  med  $HNO_3$ ) på 6 forskellige typer slagger vist variationsintervaller og middelværdier for perkolatets indhold af en

række parametre. Tabellen viser tilsvarende udvaskningsdata for blandinger af slagger og flyveaske (med blandingsforholdet svarende til de producerede mængder, d.v.s. 10 - 15 % (w/w) flyveaske-indhold.

Det fremgår af tabel 5.3, at udvaskningen af specielt uorganiske salte, men også visse sporelementer øges med indholdet af flyveaske. Dette bekræftes også i /5.6/, men udvaskningen af sporelementer er i øvrigt stærkt afhængig af pH (forøget udvaskning af f.eks. både Pb og Zn kan forekomme både ved lave og meget høje pH-værdier).

I /5.3/ er der for to slaggetyper givet nogle mere detaljerede oplysninger om de maximale fundne perkolatkoncentrationer ved kolonneforsøg samt de udvaskede stofmængder fundet ved kolonne- og batchforsøg for L/S = 0 - 25 l/kg. Der er her udvasket både med kunstigt regnvand og med oceanvand (S = 36 o/oo).

Det kan nævnes, at det ved batchforsøg med slagger fra affaldsforbrænding ikke er lykkedes at påvise selv spor af PCDD og PCDF i perkolatet, /5.3/. Slaggeperkolatets indhold af specifikke organiske forbindelser er i øvrigt dårligt belyst og bør undersøges nærmere.

**Tabel 5.3**

Resultater af kolonneudvaskning af slagger samt blandinger af slagger og flyveaske fra affaldsforbrændingsanlæg med kunstigt regnvand (dem. vand indstillet til pH = 4). Kun resultater for perkolatfraktioner opsamlet indenfor intervallet L/S = 0,0-0,5 l/kg er repræsenteret, /5.5/.

| Parameter                          | SLAGGER   |         |        |      | SLAGGER / FLYVEASKE       |         |        |      |
|------------------------------------|-----------|---------|--------|------|---------------------------|---------|--------|------|
|                                    | Variation |         | Middel | N/n  | Variation                 |         | Middel | N/n  |
| pH                                 | 7,3       | - 11,7  |        | 14/6 | 8,1                       | - 9,6   |        | 10/4 |
| SO <sub>4</sub>                    | 4,8       | - 6300  | 2300   | 14/6 | 1500                      | - 7500  | 2900   | 10/4 |
| Cl                                 | 680       | - 8000  | 2600   | 10/4 | 690                       | - 25000 | 11000  | 10/4 |
| T-N/NH <sub>3</sub> -N             | 0,6       | - 120   | 34     | 8/3  | 3,4                       | - 6,4   | 5,0    | 7/3  |
| Na                                 | 530       | - 1600  | 1000   | 4/2  | 530                       | - 9600  | 4600   | 10/4 |
| K                                  | 340       | - 1100  | 610    | 4/2  | 580                       | - 18000 | 5700   | 10/4 |
| Ca                                 | <0,1      | - 1000  | 700    | 10/4 | 690                       | - 2400  | 1500   | 10/4 |
| As                                 | 0,0005    | - 0,006 | 0,003  | 4/2  | <0,002                    | - 0,017 | 0,005  | 10/4 |
| Cd                                 | <0,0001   | - 0,064 | 0,009  | 14/6 | 0,0004                    | - 0,10  | 0,03   | 10/4 |
| Cr                                 | <0,0005   | - 0,002 | 0,001  | 3/2  | 0,0008                    | - 0,012 | 0,005  | 10/4 |
| Cu                                 | <0,0001   | - 2,1   | 0,46   | 14/6 | 0,001                     | - 0,6   | 0,18   | 10/4 |
| Hg                                 | <0,0005   | - 0,006 | 0,002  | 10/4 | <0,0003                   | - 0,005 | 0,002  | 10/4 |
| Mo                                 | 0,33      | - 1,1   | 0,59   | 4/2  | 0,80                      | - 2,4   | 1,2    | 6/2  |
| Ni                                 | <0,001    | - 0,05  | 0,010  | 8/4  | 0,0007                    | - 0,16  | 0,026  | 10/4 |
| Pb                                 | <0,001    | - 2,1   | 0,36   | 14/6 | <0,001                    | - 0,27  | 0,08   | 10/4 |
| NVOC                               | 37        | - 630   | 260    | 10/4 | 10                        | - 160   | 69     | 4/2  |
| N = Totale antal udvaskninger      |           |         |        |      | Enhed: mg/l (undtagen pH) |         |        |      |
| n = Antal undersøgte restprodukter |           |         |        |      |                           |         |        |      |

I Appendix 1 er der angivet nogle resultater af kolonne- og batchudvaskningsforsøg med to udenlandske affaldsforbrændingsslagger. Der er udvasket både med kunstigt regnvand og med oceanvand. For en

række parametre er angivet dels de højeste fundne koncentrationer, dels de højeste fundne mængder udvasket stof for fraktionen L/S = 0-25 l/kg.

### 5.3.2 Feltobservationer

Der foreligger forholdsvis få observationer af sammensætningen af perkolat fra rene affaldsforbrændingsslagger, som er blevet nyttiggjort, eller som er blevet deponeret uden indhold af flyveaske. Nedenstående vises i tabel 5.4 variationsintervallet for indholdet af klorid, total-N samt nogle sporelementer i perkolat, som i perioden 1975 - 1988 er sivet gennem et 40 cm tykt lag sorteret slagge, som i 1974 blev anbragt som underlag under en parkeringsplads ved Ballerup Rådhus. Ovenpå slaggerne er der i et 14 cm tykt lag sand lagt fliser. Sammensætningen af det overfladeafstrømmende vand følges også og er ligeledes vist i tabellen.

**Tabel 5.4**

Sammensætning af slaggeperkolat og overfladeafstrømmende vand fra parkeringsplads ved Ballerup Rådhus, hvor der i 1974 er anvendt affaldsforbrændingsslagge som underlag. Prøverne er udtaget regelmæssigt i perioden 1975-78, hvilket skønnes at svare til ca. L/S = 0,3-4,5 l/kg, /5.5/.

| Parameter | Enhed | Udvaskning         | Afstrømning      |
|-----------|-------|--------------------|------------------|
| pH        | -     | 7,1 - 8,6          | 7,2 - 8,1        |
| Cl        | mg/l  | 140 - 2200         | 4 - 270          |
| Total-N   | mg/l  | 4,7 - 200          | 0,7 - 6,0        |
| Cd        | mg/l  | < 0,00005 - 0,0005 | <0,0001 - 0,0002 |
| Cr        | mg/l  | <0,001             | <0,001           |
| Cu        | mg/l  | <0,001 - 0,002     | 0,003 - 0,017    |
| Pb        | mg/l  | <0,001 - 0,014     | <0,001 - 0,079   |
| Zn        | mg/l  | <0,01 - 0,19       | <0,01 - 0,12     |

I tabel 5.5 er der foretaget en sammenstilling af observationer af sammensætningen af perkolat fra 3 danske slaggedeponier. De indeholder dog foruden slagge også mindst 10 - 15% (w/w) flyveaske, hvilket medfører højere indhold af nogle salte og sporelementer, end man ville forvente i perkolatet fra et rent slaggedeponi. To af deponierne, A og B, er placeret inde i landet, og såvel mængden som sammenlægningen af perkolatet er blevet fulgt i en årrække. Det tredje deponi, C, er opbygget som en opfyldning af et lavvandet område ved Øresund og har kun en lagtykkelse på 4 - 5 m mod 10 - 20 m for de to andre. Prøvetagningen af perkolat fra deponi C er sket 2 gange i 1990 fra to borer ned i den mættede zone. Prøvetagningerne fra A (filtrerede prøver) og B (ufiltrerede prøver) sker regelmæssigt i forbindelse med bortpumpning/bortkørsel af perkolat.

Tabel 5.5

Sammensætning af perkolat fra deponerede affaldsforbrændingsslagger med et vist indhold af flyveaske, /5.5/.

| Parameter                     | Enhed                | LANDDEPONERING    |                   | MARIN<br>OPFYLDNING |
|-------------------------------|----------------------|-------------------|-------------------|---------------------|
|                               |                      | A                 | B                 | C                   |
| pH                            | -                    | 8,7 - 10,5        | 7,4 - 8,7         | 10,5 - 11,7         |
| Ledningsevne                  | mS/m                 | 1400 - 3300       | 890 - 4700        | -                   |
| Total tørstof                 | mg/l                 | 16000 - 51000     | -                 | -                   |
| Alkalinitet                   | meqv/l               | 1,4 - 5,1         | 4,0 - 9,0*        | -                   |
| Cl <sup>-</sup>               | mg/l                 | 2400 - 11400      | 2800 - 15000      | 4200 - 5100         |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | mg/l                 | 2000 - 5800       | 460 - 2100        | 160 - 1500          |
| S(-II)                        | mg/l                 | 1 - 29            | 4 - 65*           | -                   |
| T-N/NH <sub>3</sub> -N        | mg/l                 | 5 - 47            | 17 - 250          | 26 - 31             |
| Ca                            | mg/l                 | 84 - 1000         | 92 - 600*         | 120 - 370           |
| Mg                            | mg/l                 | -                 | -                 | < 1                 |
| Na                            | mg/l                 | 2800 - 7300       | 1200 - 6600*      | 1900 - 2500         |
| K                             | mg/l                 | 650 - 4300        | 680 - 5600*       | 1300 - 1800         |
| As                            | mg/l                 | 0,006 - 0,025     | -                 | 0,0074 - 0,023      |
| Cd                            | mg/l                 | < 0,0001 - 0,001  | < 0,00005 - 0,022 | < 0,0002            |
| Cr                            | mg/l                 | < 0,001 - 0,08    | < 0,0001 - 0,018  | < 0,003             |
| Cu                            | mg/l                 | < 0,0005 - 0,21   | < 0,002 - 0,12**  | < 0,0005 - 0,21     |
| Hg                            | mg/l                 | < 0,00005 - 0,003 | < 0,0002 - 0,0017 | < 0,0005            |
| Mo                            | mg/l                 | -                 | -                 | 0,78 - 2,3          |
| Pb                            | mg/l                 | < 0,0005 - 0,04   | < 0,0001 - 0,032  | 0,0004 - 0,048      |
| Se                            | mg/l                 | -                 | -                 | 0,0009 - 0,019      |
| Zn                            | mg/l                 | < 0,01 - 0,59     | < 0,01 - 0,40     | < 0,01 - 0,016      |
| BOD <sub>5</sub>              | mg O <sub>2</sub> /l | < 2 - 26          | < 2 - 100         | -                   |
| COD                           | mg O <sub>2</sub> /l | 50 - 350          | 130 - 560         | -                   |
| NVOC                          | mg C/l               | -                 | -                 | 110 - 130           |
| L/S-interval (l/kg):          |                      | 0,00 - 0,59       | 0,00 - 0,12       | ?                   |
| Antal prøver:                 |                      | 21                | 34                | 4                   |
| Etableringstidspunkt:         |                      | 1973              | 1983              | 1986                |
| Undersøgelsesperiode:         |                      | 1973 - 1991       | 1983 - 1991       | 1990                |
| Procent flyveaske:            |                      | Ukendt            | 10 - 15           | Ukendt              |

\* Målt i perioden 1983 - 1989.

\*\* Målt i perioden 1990 - 1991.

Det bør bemærkes, at der bl.a. på grund af det lave niveau er knyttet en betydelig usikkerhed til bestemmelse af indholdet af Hg i perkolat (og også i slaggerne selv). Blandt andet af denne årsag foretages der i mange lande ikke måling af kviksølvindhold i slagger og slaggeperkolat. Da der samtidig gennemføres betydelige tiltag for at mindske indholdet af Hg i affald generelt, må det antages, at det fremtidige indhold af Hg i slagger og slaggeperkolat vil falde yderligere. Et eventuelt Hg-indhold vil på grund af det høje damptryk snarere findes i røggasrensingsprodukter end i rimeligt udbrændt slagge.

## 6. De tolv sporelementers mobilitet i jord og grundvand

Et sporelements mobilitet i sediment (geologisk aflejring) og grundvand er kontrolleret af fordelingen af sporelementet mellem sediment og grundvand samt grundvandets strømningshastighed. Koncentrationen af sporelementer i grundvand er kontrolleret af en række faktorer, hvoraf de vigtigste er:

- kildestyrken af sporelementet i det infiltrerende vand
- fysiske processer i grundvandets strømningsforhold, herunder fortynding.
- sporelementets fysisk/kemiske egenskaber
- vandets kemiske sammensætning, herunder især pH, redoxforhold og tilstedeværelsen af andre ioner i vandet
- sammensætning af jord/sediment, især indhold af organisk materiale, jern/mangan/aluminium oxider-hydroxider samt lerindhold.

De væsentligste geokemiske processer, der kontrollerer sporelementers mobilitet i grundvand og jord er:

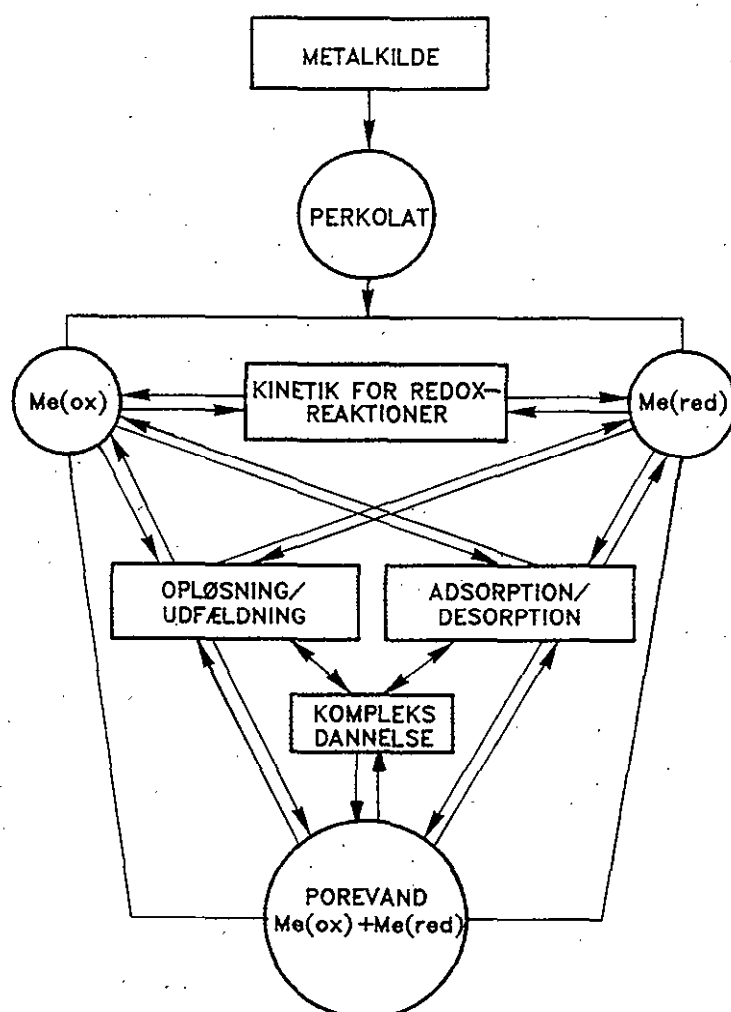
- sporelementets speciering i vandige opløsninger
- oxidation/reduktion
- udfældning/opløsning
- adsorption/desorption til sediment (primært ionbytning).

Relationerne mellem disse processer i grundvand fremgår af figur 6.1. De enkelte processer vil blive omtalt i de følgende afsnit.

### 6.1 Speciering i vandige opløsninger

Det enkelte sporelement kan forefindes i vandige opløsninger med forskellige ladningstrin afhængig af sporelementets og vandets fysisk-kemiske egenskaber. Sporelementet vil reagere med de tilstedeværende ioner (anioner, kationer) og danne forskellige forbindelser eller komplekser ofte beskrevet som et ligevægtssystem. Man taler om sporelementets speciering i vandig opløsning.

**Figur 6.1**  
 Principskitse af  
 geokemiske proces-  
 ser, der kontrolle-  
 rer sporelementers  
 mobilitet i jord og  
 grundvand.



Et sporelements speciering i vandige opløsninger vil ofte påvirke stoffets mobilitet i jord og grundvand. De vigtigste uorganiske reaktioner, som sporelementer i grundvand deltager i, er hydrolysering og kompleksdannelser med især: karbonat, klorid, sulfat, fosfat, nitrat, fluorid og bromid. Disse reaktioner vil medføre, at et opløst sporelement i grundvand enten forekommer som en kation, en negativt ladet eller uladet forbindelse.

De tolv sporelementers speciering i fortyndede vandige opløsninger fremgår af tabel 6.1. I fortyndede vandige opløsninger forekommer barium, bly, cadmium, kobber, kviksølv, nikkel, tin og zink hovedsagelig som kationer. Sporelementerne arsen, krom, molybdæn og selen forekommer hovedsagelig som negativt ladede anioner. Sporelementerne, der forekommer som negativt ladede forbindelser i grundvand, har generelt den største mobilitet i jord.

Reaktioner mellem vand og sporelementer er primært kontrolleret af pH-værdien i vandet. I grundvand forekommer der normalt ikke pH-

værdier, som er mindre end 4 eller større end 9. Dette skyldes, at de fleste sedimenter har en bufferkapacitet, der ofte vil modvirke ekstreme pH-forhold i grundvandet. I grundvandsmagasiner med kalk vil pH typisk være mellem 6 og 8. I grundvandsmagasiner uden kalk vil pH være mellem 4 og 6. Behandlingen af de tolv sporelementers speciering i vand vil derfor i dette projekt blive begrænset til specieringen ved pH i intervallet fra 4-9.

**Tabel 6.1**

Speciering af de tolv sporelementer i fortyndet vand (det vil sige lave koncentrationer af anioner).

| Sporelement | Kationer                                  | Negativt ladede ioner                           | Neutrale forbindelser          |
|-------------|-------------------------------------------|-------------------------------------------------|--------------------------------|
| As          | -                                         | $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$ $\text{HAsO}_4^{2-}$ | $\text{H}_3\text{AsO}_4^\circ$ |
| Ba          | $\text{Ba}^{2+}$                          | -                                               | -                              |
| Pb          | $\text{Pb}^{2+}$                          | -                                               | -                              |
| Cd          | $\text{Cd}^{2+}$                          | -                                               | -                              |
| Cu          | $\text{Cu}^+$ , $\text{Cu}^{2+}$          | -                                               | $\text{Cu}(\text{OH})_2^\circ$ |
| Cr          | $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$                | $\text{HCrO}_4^-$ $\text{CrO}_4^{2-}$           | $\text{Cr}(\text{OH})_3^\circ$ |
| Hg          | $\text{Hg}^+$ $\text{Hg}^{2+}$            | -                                               | -                              |
| Mo          | -                                         | $\text{HMoO}_4^-$ , $\text{MoO}_4^{2-}$         | -                              |
| Ni          | $\text{Ni}^{2+}$                          | -                                               | -                              |
| Se          | -                                         | $\text{SeO}_4^{2-}$ $\text{HSeO}_3^-$           | -                              |
| Sn          | $\text{Sn}^{2+}$                          | -                                               | -                              |
| Zn          | $\text{Zn}^{2+}$ $\text{Zn}(\text{OH})^+$ | -                                               | -                              |

De mest almindelige uorganiske komplexdannelser med de tolv sporelementer i grundvand fremgår af tabel 6.2. Det fremgår af, at sporelementers komplexdannelse medfører, at flere af de tolv sporelementer forekommer som negativt ladede eller uladede forbindelser i grundvand. Dette vil som nævnt generelt forøge sporelementernes mobilitet i jord.

Sporelementernes kompleksdannelse vil afhænge af grundvandets sammensætning. Til vurdering af de tolv sporelementers kompleksdannelse i uforurennet grundvand og perkolat fra slagger, vil der blive benyttet grundvand og perkolat ved en sammensætning der fremgår af tabel 6.3. Sammensætningen af uforurennet grundvand er defineret ud fra en vurdering af kemiske analyseresultater af en stor mængde vandprøver fra Overvågningsoplandene i Danmark, /6.1/. Sammensætningen af perkolat fra slagger er defineret på baggrund af udvaskningsforsøg på slagger, /6.2/.

Tabel 6.2

Speciering af de tolv sporelementer i grundvand/perkolat ved kompleksdannelse.

| Sporelement | Kationer        | Negativt ladede ioner                                           | Neutrale forbindelser                                                 |
|-------------|-----------------|-----------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------|
| As          | -               | -                                                               | -                                                                     |
| Ba          | -               | -                                                               | $\text{BaSO}_4^\circ$ , $\text{BaCO}_3^\circ$                         |
| Pb          | $\text{PbCl}^+$ | $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2^{2-}$ , $\text{PbP}_2\text{O}_7^{2-}$ | $\text{PbCO}_3^\circ$ , $\text{PbSO}_4^\circ$                         |
| Cd          | -               | -                                                               | $\text{CdSO}_4^\circ$ , $\text{CdCO}_3^\circ$ , $\text{CdCl}_2^\circ$ |
| Cu          | -               | $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{2-}$                                 | $\text{CuSO}_4^\circ$                                                 |
| Cr          | -               | -                                                               | -                                                                     |
| Hg          | -               | -                                                               | $\text{Hg}_2\text{I}_2^\circ$ , $\text{HgI}_2^\circ$                  |
| Mo          | -               | -                                                               | -                                                                     |
| Ni          | -               | -                                                               | $\text{NiSO}_4^\circ$                                                 |
| Se          | -               | -                                                               | -                                                                     |
| Sn          | $\text{SnCl}^+$ | -                                                               | -                                                                     |
| Zn          | -               | -                                                               | $\text{ZnSO}_4^\circ$                                                 |

Tabel 6.3

Kemisk sammensætning af grundvand og perkolat fra slagger.

| Parameter           | Uforurennet grundvand |                       | Perkolat fra slagger |                       |
|---------------------|-----------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|
| $\text{SO}_4^{2-}$  | 60 mg/l               | $6 \cdot 10^{-4}$ M   | 3,5 g/l              | $3,6 \cdot 10^{-2}$ M |
| $\text{Cl}^-$       | 35 mg/l               | $10^{-3}$ M           | 7,0 g/l              | $2,0 \cdot 10^{-1}$ M |
| Ca                  | 40 mg/l               | $10^{-3}$ M           | 1,0 g/l              | $2,5 \cdot 10^{-2}$ M |
| Mg                  | 5 mg/l                | $2 \cdot 10^{-4}$ M   | 20 mg/l              | $8 \cdot 10^{-4}$ M   |
| Na                  | 20 mg/l               | $0,8 \cdot 10^{-3}$ M | 4,0 g/l              | $1,7 \cdot 10^{-1}$ M |
| $\text{F}^-$        | 0,3 mg/l              | $1,5 \cdot 10^{-5}$ M | -                    | -                     |
| B                   | 150 $\mu\text{g/l}$   | $2 \cdot 10^{-6}$ M   | -                    | -                     |
| $\text{CO}_2$ -tryk | $10^{-2}$ atm         | -                     | -                    | -                     |

## 6.2 Oxidation/reduktionsprocesser

Det fremgår af tabellerne 6.1. og 6.2., at flere af de tolv sporelementer kan forekomme i mere end ét oxidationstrin i grundvand. Af de tolv udvalgte sporelementer forekommer As, Cu, Cr, Hg, Mo, Pb og Se i flere oxidationstrin. Mobiliteten af et sporelement kan variere

i forskellige oxidationstrin, hvis sporelementets udfældning eller dets speciering, ikke er den samme i forskellige oxidationstrin.

I naturlige vandige miljøer forekommer redoxpotentialer inden for de reaktioner, der danner frit ilt og frit brint, /6.3/. Praktiske erfaringer med undersøgelse af redoxforhold i grundvand har vist, at i de fleste tilfælde er det muligt at adskille tre redoxzoner. Dette kan gøres på basis af de redoxfølsomme makroioner (ilt, kvælstof, mangan, jern, svovl og kulstof), /6.4/ og /6.5/. I denne rapport vil der blive refereret til tre typer grundvand, som ud fra redoxforholdene er defineret således:

**En zone med oxideret grundvand:**

Hvor der forekommer en relativt stor iltmætning, og hvor der kan være opløst nitrat i grundvandet. Sulfat er normalt også til stede i denne zone.

**En zone med moderat reduceret grundvand:**

Hvor der forekommer opløst reduceret jern ( $\text{Fe}^{2+}$ ), mangan ( $\text{Mn}^{2+}$ ) og svovl hovedsagelig forekommer i oxideret form ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). I denne zone forekommer der ikke opløst ilt og nitrat.

**En zone med reduceret grundvand:**

Hvor der forekommer opløst reduceret jern og mangan samt reduceret svovl ( $\text{HS}^-$  og  $\text{H}_2\text{S}$ ). I denne zone kan der forekomme methan i grundvandet.

### 6.3 Udfældning/opløsning

Ved relativt høje koncentrationer af sporelementer i grundvand vil koncentrationen i grundvand være kontrolleret af udfældning af mineraler og amorfe faser (uden krystallinsk struktur). Udfældning af spormetaller i grundvandszonen kan ske ved:

- Udfældning af "rene" faser med ét sporelement, oftest som oxider, hydroxider, sulfater, halogenider, fosfater eller karbonater.
- Udfældning i blandingsserier med en makroion og et sporelement eller mellem to sporelementer som geokemisk har stor lighed (ladning og størrelse). Et eksempel på dette er udfældning af cadmium ( $\text{Cd}^{2+}$ ) og calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) med karbonationer,  $(\text{Cd}, \text{Ca})\text{CO}_3(\text{c})$ .
- Udfældning af jern-, aluminium- og mangan oxider/hydroxider er væsentlige processer i grundvand, hvor der forekommer ændringer i redoxforholdene eller pH. Disse udfældninger kan medføre en medudfældning (co - precipitation) af sporelementer.

I /6.6/ og /6.7/ er der foretaget en gennemgang af de termodynamiske data for de fleste af de tolv sporelementer, der vurderes i denne rapport. Disse data om ligevægtskonstanter for faste forbindelser og kompleksdannelser vil blive benyttet i de følgende afsnit.

Begrænsningen i anvendelsen af termodynamiske data til vurdering af ligevægtskoncentrationer af et sporelement i grundvand er, at de fleste konstanter gælder for rene forbindelser. I naturlige systemer kan udfældninger som nævnt forekomme som mineraler og amorfe faser, hvor sporelementerne forekommer i blandingsserier. Opløselighedsproduktet for disse forbindelser vil ofte være mindre end for de rene faser. Ved at benytte opløselighedsprodukterne for de rene faser til beregning af sporelementkoncentrationer fås derfor højere koncentrationer, end der vil forekomme i grundvandet. Andre begrænsninger i anvendelsen af udfældningsdata er: at udfældning/opløsning kan være begrænset af tilstedeværelsen af andre opløste stoffer i vandfasen, og at ionstyrken i vandet påvirker sporelementets aktivitet i vandet. Ved høje ionstyrker vil aktivitetskoefficienten i de fleste tilfælde være mindre end 1, og den molære koncentration er derfor større end aktiviteten. I den følgende gennemgang af sporelementernes opløselighed benyttes de opløste fasers molære koncentration i ligevægt med de faste faser. Dette giver en usikkerhed i angivelsen af koncentrationen af et opløst sporelement, og de angivne koncentrationer skal derfor mere tages som et konservativt udtryk for koncentrationsniveauer i grundvandet.

## 6.4 Adsorption/desorption

Adsorption defineres her som en proces, hvor sporelementer eller specierede sporelementer binder sig til faste partikler i jord og grundvandssystemet. Adsorptionsprocessen kan opdeles i to principielle mekanismer bestående af ionbytning af sporelementet med andre ioner og en passiv binding af sporelementet til for eksempel en organisk matriks.

Sidstnævnte mekanisme er væsentlig for for eksempel uladete organiske stoffer og neutrale komplekser af sporelementer.

Desorption kan defineres som det modsatte af ovenstående.

Sporelementers mobilitet i grundvandszonen er blandt andre processer afhængig af dets binding til de faste partikler i bjergarterne. Reduktion af sporelementernes mobilitet ved bindingen på faste partikler har især betydning ved lave koncentrationer af sporelementerne. Binding af sporelementer til partikler i sedimenter i grundvandszonen forekommer især til: jern/mangan/aluminium-oxider og hydroxider, lerminerale samt organisk materiale.

I jord- og grundvandssystemet er sporelementernes ionbytningssevne den mest betydende "adsorptions-/desorptionsproces".

Et sediments kapacitet til at binde kationer er bestemt af sedimentets kationbytningskapacitet, CEC. Tilsvarende gælder, at et sediments kapacitet til at tilbageholde anioner er bestemt af sedimentets anionbytningskapacitet, AEC. Både CEC og AEC udtrykkes som antallet af milliækvivalenter per. 100 g "jord". For de fleste typer jord gælder, at  $CEC > AEC$ . Typiske værdier for CEC og AEC i jord fra en jordbund og sediment er givet i tabel 6.5.

**Tabel 6.5**

Typiske værdier for CEC og AEC i jord og sediment.

| Jordtype   | CEC<br>meq/l | AEC<br>meq/l |
|------------|--------------|--------------|
| Jordbund   | 100          | 20           |
| Sedimenter | <5           | <1           |

Data om adsorption/desorption af et sporelement vil være relateret til en bestemt type jord, eller til en bestemt fraktion i jord. Denne type data indsamlet ved eksperimenter, hvor forsøgene er udført ved mere eller mindre veldefinerede fysisk/kemiske forhold.

Binding til de forskellige fraktioner i sediment beskrives nærmere i de følgende afsnit.

**Organisk materiale og humus** i grundvandszonens sedimenter er hovedsageligt rester af højere landplanter. I jordbundszonen forekommer også kolloidale partikler, som består af organisk materiale og lerminerale. Organisk stof kan også forekomme som opløste forbindelser i grundvandet, som større fragmenter i sedimenter eller bundet til overfladen af større partikler i sedimentet. Overfladeladningen på det organiske materiale kan være positiv eller negativ. Sporelementer, som forekommer opløst i grundvand, kan bindes til det organiske materiales overflade ved komplekdannelse.

**Jern-, mangan- og aluminiumoxider/hydroxider** findes hovedsagelig på overfladen af de større korn i sedimenter. Jern og mangan oxider/hydroxider udfældes under oxiderende forhold, og aluminium oxider/hydroxider udfældes i både oxiderede og reducerede miljøer ved neutrale pH. Adsorptionen på oxider og hydroxider er især

kontrolleret af pH i opløsningen, idet overfladeladningen på disse faste faser skifter fortegn ved det isoelektriske punkt. Ved pH værdier under det isoelektriske punkt har de faste faser en positiv overfladeladning, og adsorption af negativt ladede forbindelser er mest effektiv. Omvendt gælder, at ved pH værdier større end det isoelektriske punkt har de faste faser en negativ overfladeladning, og adsorption af kationen er mest effektiv. I nedenstående tabel er angivet isoelektriske punkter for udvalgte jern-, mangan- og aluminium-oxider/hydroxider. Det fremgår af tabel 6.4, at det isoelektriske punkt for jern og aluminium oxider/hydroxider findes ved pH over 6. I de fleste danske grundvandstyper er pH større end 6, hvilket betyder, at der alt andet lige forekommer en større adsorption af kationer på oxider/hydroxider end af negativt ladede forbindelser.

**Tabel 6.6**

Isoelektriske punkter (pH) for oxider/hydroxider.

| Faste fase                                | Isoelektriske punkt (pH) |
|-------------------------------------------|--------------------------|
| Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , korund   | 9,1                      |
| Al(OH) <sub>3</sub> , gibbsite            | 9                        |
| Fe <sub>3</sub> O <sub>4</sub> , magnetit | 6,5                      |
| Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , hæmatit  | 6-7*                     |
| FeO(OH), goethite                         | 6-7                      |
| MnO <sub>2</sub>                          | 2                        |

\* Normalværdier, isoelektriske punkter fra pH 5 til 9 er publiceret. Modificeret fra /6.8/.

Lermineralers evne til at tilbageholde sporelementer er dokumenteret i mange undersøgelser. På overfladen af lermineraler kan der bindes både kationer og negativt ladede forbindelser. Bortset fra lermineralet kaolinit anses lermineralernes kapacitet til at tilbageholde kationer at være større end kapaciteten til at tilbageholde negativt ladede forbindelser. De fleste lermineraler har en negativ overfladeladning ved pH værdier større end 3 (isoelektroniske punkt).

## 7. De tolv sporelementers geokemi

I dette afsnit beskrives de tolv udvalgte sporelementers uorganiske kemi i grundvandszonen. Den relevante faglitteratur om de tolv udvalgte sporelementers mobilitet i jord og grundvand omhandler næsten udelukkende de uorganiske kemiske forhold. Da der i perkolat fra slagger ofte er høje koncentrationer af organiske stoffer, kan mobiliteten af nogle af sporelementerne forøges under disse forhold. Hvor der foreligger viden om det organiske stofs indvirkning på sporelementernes mobilitet, er denne viden inddraget. Gennemgangen af sporelementernes adsorption til organisk materiale, lerminerale og oxider/hydroxider er kvalitativt. For mere kvantitative oplysninger om sporelementernes adsorption i jord henvises til /6.7/, hvor der findes en sammenstilling af denne litteratur.

I afsnit 8 sammenstilles nedenstående mere detaljerede gennemgang af de enkelte sporelementer og relateres til en række hydrogeologiske situationer, som er karakteristiske for Danmark.

### 7.1 Arsen (As)

As findes i gruppe V - A i det periodiske system. I denne gruppe står også fosfat, som As geokemisk har stor lighed med. I vandige miljøer forekommer As på ionform i oxidationstrinene +3 og +5.

#### Speciering i vandige opløsninger:

I vandige opløsninger forekommer As hovedsagelig som negativt ladede ioner med oxidationstrin +3 eller +5, og de væsentligste As(V) forbindelser under oxiderende forhold er  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$  og  $\text{HAsO}_4^{2-}$ . Under reducerende forhold er den dominerende As(III) forbindelse  $\text{H}_3\text{AsO}_3^\circ$ .

Stabiliteten af As(III)anion- og As(V)anion-forbindelsen som funktion af pH og redoxpotentialet (Eh) er beskrevet i /6.7/. Under oxiderende, sure forhold er  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$  den mest stabile As(V) forbindelse, og under alkaline forhold er  $\text{HAsO}_4^{2-}$  den mest stabile. Under reducerende forhold er  $\text{H}_3\text{AsO}_3^\circ$  den stabile As(III) species i vandige opløsninger.

#### Udfældning/opløsning:

Udfældning/opløsnings processer med As under oxiderende forhold er ikke velundersøgt. I /7.1/ refereres, at As danner tungtopløselige forbindelser med jern, aluminium og calcium. Det er foreslået, at reaktioner med Fe(III) og Pb(II) kan kontrollere koncentrationen af arsen i vand under oxiderende forhold. /7.2/ finder ved en undersøgelse opløselighedsforholdene for As i ligevægt med Al, Fe, Ca, Mg, Mn, og Pb arsenater, at koncentrationen af As er mindre end ligevægtskoncentrationerne med de pågældende mineraler. Kon-

centrationen af As i grundvand kan derfor være kontrolleret af adsorption/desorption på sediment. I reducerede grundvandszone kan As udfælde som As-sulfider. As kan også forekomme i mineralet pyrit (jernsulfid).

#### **Adsorption/desorption:**

Ligesom fosfat-ionen ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) bindes As stærkt til sediment. Tilbageholdelsen er mest effektiv på overfladen af jern og aluminium oxider/hydroxider. Adsorption til disse faste faser kan i mange tilfælde beskrives med Langmuir Isothermer. De bestemte maksimale adsorptionskapaciteter er relativt store, /6.8/. Adsorption af As(V)anionen er størst ved lave pH værdier, og den er betydelig mindre ved pH over 7, /7.3/ og /7.4/. Den største mobilitet af As(V)anionen vil således forekomme under alkaline forhold. Adsorption af As på lerminerale er undersøgt i /7.5/. Det konkluderes, at under alkaline forhold er mobiliteten af As(V)anionen og As(III)anionen stor i lerforekomster. Den relativt store mobilitet må forklares med As' speciering som anion.

#### **Mobilitet:**

Under oxiderende og moderat oxiderende forhold synes koncentrationen af As(V) i grundvand at være kontrolleret af adsorption/desorption af anionerne  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$  og  $\text{HAsO}_4^{2-}$ . I de fleste miljøer vil arsen blive tilbageholdt ved adsorption, men mobiliteten kan være stor, hvis sedimentet har en lille kapacitet til at binde anioner, hvilket er beskrevet fra sandede sedimenter i Holland. I reducerende miljøer med svovl er mobiliteten af arsen formentlig kontrolleret af udfældning af sulfider.

## **7.2 Barium (Ba)**

Ba står i gruppe IIA i det periodiske system sammen med blandt andre calcium, magnesium og strontium. Geokemisk er der store lighedspunkter mellem Ba og de andre jordalkalimetaller i gruppen. I vandige miljøer forekommer barium på ionform kun i oxidationstrin +2.

#### **Speciering i vandige opløsninger:**

Termodynamiske beregninger med Ba i ligevægt med  $\text{BaSO}_4$  og  $\text{BaCO}_3$  viser, at opløst Ba i vand med  $\text{pH} < 9$  forekommer som  $\text{Ba}^{2+}$  ioner.  $\text{Ba}^{2+}$  danner relativt stabile komplekser med  $\text{SO}_4^{2-}$  og  $\text{CO}_3^{2-}$  ioner, og svagere komplekser med  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{OH}^-$  og  $\text{NO}_3^-$ . Ved koncentrationer af sulfat større end 190 mg/l ( $10^{-3}$  M), som er almindeligt i perkolat fra slagger, er koncentrationen af  $\text{BaSO}_4^\circ$  større end koncentrationen af  $\text{Ba}^{2+}$ .

#### **Opløsning/udfældning:**

Udfældning af Ba i vandige miljøer forekommer hovedsagelig som  $\text{BaSO}_4(\text{c})$  og  $\text{BaCO}_3(\text{c})$ . Koncentrationen af Ba i ligevægt med  $\text{BaSO}_4(\text{c})$  med en koncentration af sulfat på 60 mg/l og 3500 mg/l er

henholdsvis 0,1 mg/l og 0,4 µg/l. Koncentrationen af Ba i ligevægt med  $\text{BaCO}_3(\text{c})$ , hvor koncentrationen af  $\text{CO}_3^{2-}$  er styret af ligevægte med calcit ( $\text{CaCO}_3(\text{c})$ ) er omkring 100 mg/l. Koncentrationen af Ba i perkolat fra slagger er sandsynligvis kontrolleret af koncentrationen af sulfat, og ved høje koncentrationer af sulfat, vil koncentrationen af Ba være relativt lille.

#### **Adsorption/desorption:**

Tilbageholdelse af Ba er især betinget af CEC værdien i jord. Ba er det jordalkalimetall, der bindes stærkest til sediment. Den relative tilbageholdelse af alkalimetallerne er følgende:  $\text{Ba} > \text{Sr} > \text{Ca} > \text{Mg}$ . Ba bindes kun i mindre grad til organisk materiale.

#### **Mobilitet:**

Mobiliteten af Ba vil ved høje koncentrationer af sulfat og karbonat sandsynligvis være kontrolleret af udfældning af  $\text{BaSO}_4(\text{c})$  og  $\text{BaCO}_3(\text{c})$ . Ved let forhøjede koncentrationer af sulfat (omkring 200 mg/l) vil komplekset  $\text{BaSO}_4^\circ$  udgøre en betydelig del af den opløste barium i grundvand, og mobiliteten af dette uladete kompleks kan være stor. Ved lave koncentrationer af sulfat og karbonat forekommer opløst Ba i grundvand som  $\text{Ba}^{2+}$  ioner, og mobiliteten af denne ion vil formentlig være relativt lille på grund af en ionbytning med især calcium (hvis betingelsen herfor er til stede).

### **7.3 Bly (Pb)**

Pb findes i gruppe IVA i det periodiske system. Pb kan forekomme i oxidationstrinnene 0, +2 og +4, men i vandige miljøer findes Pb på ionform som  $\text{Pb}(\text{II})$  forbindelser.

#### **Speciering i vandige miljøer:**

Pb danner relativt stabile komplekser med sulfat og karbonat. I /6.7/ beregnes den relative stabilitet af  $\text{Pb}(\text{II})$  forbindelser ved sulfat koncentrationer omkring 100 mg/l ( $10^{-3}\text{M}$ ) og  $\text{CO}_2$  (gas) =  $10^{-3,52}$  atm, og ligevægt med cerrusit,  $\text{PbCO}_3(\text{c})$ . Den mest stabile  $\text{Pb}(\text{II})$  species i vandig opløsning er  $\text{Pb}^{2+}$  ved  $\text{pH} < 7$ , og ved  $\text{pH} > 7$  er  $\text{PbCO}_3^\circ$  den mest stabile species. Ved koncentrationer af sulfat omkring 230 mg/l ( $10^{-2,62}\text{M}$ ) er koncentrationen af  $\text{PbSO}_4^\circ$  den samme som  $\text{Pb}^{2+}$ . I /6.6/ vises, at blyfosfater komplekser kan forekomme i relativt høje koncentrationer i ligevægt med  $\text{Pb}^{2+}$  og calciumfosfater.

#### **Udfældning/opløsning:**

Under alkaline forhold og høje koncentrationer af Pb er koncentrationen i grundvand formentlig kontrolleret af reaktioner mellem Pb og karbonat, /7.6/. Ligevægtskoncentrationen af Pb i ligevægt med cerrusit er betinget af trykket af  $\text{CO}_2$  og pH i vandet. Koncentrationen af Pb kan også være kontrolleret af reaktioner med  $\text{OH}^-$  under dannelse af  $\text{Pb}(\text{OH})_2(\text{c})$ . Ved pH 7 og pH 8 er koncentrationen af Pb i ligevægt med denne fase henholdsvis omkring 300 µg/l og 3 µg/l.

Ved høje  $\text{CO}_2$  tryk kan koncentrationen af  $\text{Pb}^{2+}$  i ligevægt med  $\text{PbCO}_3(\text{c})$  være mindre end koncentrationen i ligevægt med  $\text{Pb}(\text{OH})_2(\text{c})$ , /6.6/.

Ved  $\text{pH} < 6$  er  $\text{PbSO}_4(\text{c})$  den mest stabile faste fase i jord. Ved en koncentration af sulfat i grundvand på omkring  $100 \text{ mg/l}$  ( $10^{-3} \text{ M}$ ) er koncentrationen af  $\text{Pb}$  i ligevægt med  $\text{PbSO}_4(\text{c})$  omkring  $3 \text{ mg/l}$  ( $10^{-4.79} \text{ M}$ ). I et perkolat med en koncentration af sulfat på  $3500 \text{ mg/l}$ , vil koncentrationen af  $\text{Pb}$  være omkring  $90 \text{ } \mu\text{g/l}$ .

I /7.7/ og /7.8/ vises, at udfældning af bly-fosfater kan kontrollere koncentrationen af  $\text{Pb}$  i jord. Koncentrationen af  $\text{Pb}$  i ligevægt med klorpyromorphit ( $\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$ ), hvor aktiviteten af fosfat er kontrolleret af apatit ( $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$ ), er omkring  $0,6 \text{ } \mu\text{g/l}$ , /6.6/.

I den reducerede zone i grundvandet kan  $\text{Pb}$  udfælde som  $\text{PbS}$ .

#### Adsorption/desorption:

$\text{Pb}$  bindes til jord ved ionbytning og adsorption. Binding til de enkelte komponenter i jord er følgende:  $\text{Mn}$  oxider  $>$   $\text{Fe}$  oxider  $>$  organisk materiale  $>$  lerminerale. Binding af  $\text{Pb}$  til overfladen af jordpartikler er  $\text{pH}$  afhængig, og den mest effektive binding forekommer under basiske forhold, hvor de fleste oxider/hydroxider har negative overfladeladninger. Konkurrence med andre kationer, og her især jordalkalimetaller, har en betydning ved høje koncentrationer af  $\text{Pb}$  og ved binding til lerminerale, hvor tilbageholdelsen forekommer ved ionbindinger. Binding af  $\text{Pb}$  til jord er i mange tilfælde beskrevet med Langmuir isothermer.

#### Mobilitet:

På grund af udfældninger som faste faser og en stor binding til faste partikler er mobiliteten af  $\text{Pb}$  i sediment relativt lille i de fleste miljøer. Mobiliteten kan forøges, hvis der dannes komplekser mellem  $\text{Pb}$  og organisk materiale i grundvandet.

## 7.4 Cadmium (Cd)

$\text{Cd}$  findes i gruppe IIB i det periodiske system sammen med  $\text{Hg}$  og  $\text{Zn}$ . Geokemisk er der en række ligheder mellem cadmium og zink. I vandige opløsninger forekommer cadmium på ionform kun i oxidationstrinnet  $+2$ .

#### Speciering i vandige opløsninger:

Den dominerende species af  $\text{Cd}$  i fortyndede vandige opløsninger er  $\text{Cd}^{2+}$ .  $\text{Cd}$  danner komplekser med sulfat, klorid og karbonat. Under sure forhold ( $\text{pH} < 7,5$ ) er koncentrationen af  $\text{CdSO}_4^\circ$  den samme som  $\text{Cd}^{2+}$  ved koncentrationer af sulfat på omkring  $340 \text{ mg/l}$ . Ved  $\text{pH} > 8$  er  $\text{CdCO}_3^\circ$  den dominerende species i ligevægt med  $\text{CdCO}_3(\text{c})$ . Ved klorid koncentrationer omkring  $350 \text{ mg/l}$  i grundvand er koncentrationen af  $\text{CdCl}^+$  den samme som koncentrationen af

$\text{Cd}^{2+}$ . I perkolat fra slagger kan komplekser med sulfat, klorid og karbonat påvirke mobiliteten af Cd.

#### **Udfældning/opløsning:**

I /7.9/ vises, at  $\text{Cd}^{2+}$  forekommer i koncentrationer omkring  $11 \mu\text{g/l}$  i porevand, og octavit ( $\text{CdCO}_3(\text{c})$ ) kontrollerer koncentrationen af  $\text{Cd}^{2+}$  i porevand under alkaline forhold. I /7.8/ er der fundet koncentrationer af  $\text{Cd}^{2+}$  i porevand på mellem  $11 - 110 \text{ mg/l}$ .

I /7.9/ og /6.6/ er angivet ligevægtsreaktioner for faste forbindelser, komplekser og hydrolyserede species i vandige opløsninger. Termodynamiske beregninger og praktiske erfaringer viser, at under alkaline forhold vil koncentrationen af Cd i grundvand være begrænset af udfældning af  $\text{CdCO}_3(\text{c})$  eller  $(\text{Ca,Cd})\text{CO}_3(\text{c})$ , /6.6/, /7.10/, /7.11/, 7.12/.

I /7.13/ foreslås, at reduktion af koncentrationen af Cd i perkolat fra lossepladser ved  $\text{pH} > 6$  skyldes udfældning af Cd-holdige mineraler. I /7.9/ vises, at koncentrationen af Cd i porevand kan være kontrolleret af udfældning af  $\text{Cd}_3(\text{PO}_4)_2$ . Udfældning af Cd-holdige mineraler under oxiderede, sure forhold er ikke velundersøgt.

Udfældning af Cd under reducerende forhold kan forekomme som CdS.

#### **Adsorption/desorption:**

Ved lave koncentrationer af Cd i porevand forekommer adsorption ved dannelse af overfladekomplekser med  $\text{Cd}(\text{OH})^+$  på hydroxylgrupper, /7.14/. Adsorption af Cd kan ofte korreleres direkte med sedimentets CEC værdi. I /7.15/ vises, at Cd bindes mere effektivt til jord en calcium. Den mest effektive adsorption af Cd synes at forekomme på jern og aluminium oxider/hydroxider, /7.16/.

#### **Mobilitet:**

Mobiliteten af Cd synes at være relativt lille under alkaline forhold. Det er muligt, at mobiliteten kan være relativt stor under oxiderede, sure forhold, især hvis opløst Cd forekommer som  $\text{CdSO}_4^\circ$  og  $\text{CdCO}_3$  komplekser.

## **7.5 Krom (Cr)**

Cr findes i gruppe VIB i det periodiske system sammen med molybdæn (Mo) og wolfram (W). Cr har geokemisk store ligheder med Mo. Cr kan forekomme i oxidationstrinnene +6, +3, +2 og 0. I vandige miljøer forekommer Cr på ionform i oxidationstrinnene +6 og +3.

#### **Species i vandige opløsning:**

Cr(VI): Under stærkt oxiderende forhold er  $\text{HCrO}_4^-$  er den dominerende species ved  $\text{pH} < 6$ , og under neutrale og alkaline forhold

forekommer opløst Cr(VI)anion hovedsagelig som  $\text{CrO}_4^{2-}$ , /7.17 og 7.18/.

Cr(III): Under moderat oxiderende og reducerende forhold forekommer Cr som Cr(III) forbindelser. I vandige opløsninger forekommer Cr(III) som kationen  $\text{Cr}(\text{OH})^{2+}$  ved  $\text{pH} < 6,4$ . Under neutrale og alkaline forhold forekommer opløst Cr(III) som  $\text{Cr}(\text{OH})_3^0$ , /7.18/.

Kompleksdannelser har en ingen væsentlig indflydelse på Cr's speciering i grundvand.

#### **Udfældning/opløsning:**

Ligevægtskonstanter for kemiske reaktioner med Cr er givet i /6.7/. Koncentrationen af Cr(VI) i ligevægt med disse mineraler er relativt høj under aerobe forhold.

Udfældning af Cr(III) er undersøgt i /7.18/ og 7.19/, og der konkluderes, at Cr(III) kan udfælde som  $\text{Cr}(\text{OH})_3(\text{c})$  eller  $(\text{Cr,Fe})(\text{OH})_3(\text{c})$ . Koncentrationen af Cr i ligevægt med en af disse faser ved pH omkring 7, vil være omkring  $10 \mu\text{g/l}$ .

#### **Adsorption/desorption:**

Da opløst Cr i oxideret grundvand hovedsagelig forekommer som negativt ladede forbindelser, forekommer den mest effektive overfladebinding på faser med positive overfladeladninger. Den mest effektive tilbageholdelse forekommer på jern- og mangan oxider under sure forhold, /6.7/ og /7.19/. Under neutrale og alkaline forhold er tilbageholdelsen af Cr(VI)anion i grundvandsmagasiner ved adsorption lille, /7.20/. Tilbageholdelse af Cr(III) er vanskelig at vurdere, da udfældningsreaktioner af Cr(III) forbindelser er effektive.

#### **Mobilitet:**

Under stærkt oxiderende forhold er Cr mobilt i grundvandszonen som opløst Cr(VI)anion. Under moderat oxiderende og reducerede forhold er mobiliteten lille på grund af udfældning af kromhydroxider.

## **7.6 Kobber (Cu)**

Cu findes i gruppe IB i det periodiske system sammen med sølv (Ag) og guld (Au). Cu kan forekomme i oxidationstrinene +2, +1 og 0. I vandige miljøer forekommer kobber på ionform i oxidationstrinene +2 og +1.

#### **Speciering i vandige opløsninger:**

I oxiderende og moderat reducerende grundvand forekommer Cu i oxidationstrin +2. I /6.6/ vises, at i fortyndede vandige opløsninger forekommer opløst Cu hovedsagelig som  $\text{Cu}^{2+}$  ved  $\text{pH} < 7$ . Ved pH

> 7 er  $\text{Cu}(\text{OH})_2^\circ$  den dominerende species. I reducerede grundvand forekommer opløst Cu hovedsagelig som  $\text{Cu}^+$ .

Cu danner relativt stabile komplekser med sulfat, karbonat og klorid. Komplekser med disse ioner kan påvirke opløseligheden af Cu i grundvand og perkolat. Ved koncentrationer af sulfat på omkring 300 mg/l er koncentrationen af  $\text{CuSO}_4^\circ$  af samme størrelse som  $\text{Cu}^{2+}$ , og ved et  $\text{CO}_2$  tryk på  $10^{-2,35}$  atm er koncentrationen af  $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{2-}$  den samme som koncentrationen af  $\text{Cu}(\text{OH})_2^\circ$ .

Cu(I) danner stabile komplekser med klorid. De væsentligste kobberkloridkomplekser er  $\text{CuCl}^\circ$  og  $\text{CuCl}_2^-$ . Ved en klorid koncentration på omkring 70 mg/l i grundvand er koncentrationen af  $\text{CuCl}^\circ$  den samme som  $\text{Cu}^+$ .

I et oxideret perkolat fra slagger kan opløste Cu(II) danne forbindelserne  $\text{Cu}(\text{CO}_3)_3^{2-}$  eller  $\text{CuSO}_4^\circ$ , og under reducerende forhold kan opløst Cu forekomme som  $\text{CuCl}^\circ$ .

#### Udfældning/opløsning:

Kobbers mobilitet i jord og grundvand er beskrevet i en række undersøgelser. I /7.21/ undersøges tilbageholdelse af Cu i lermineralet montmorillonit, og der konkluderes, at koncentrationen af kobber i vandet svarer til ligevægtskoncentrationen med  $\text{Cu}(\text{OH})_2(\text{c})$ . I /7.22/ undersøges tilbageholdelse af Cu i lermineralet kaolinit, og der konkluderes, at der sandsynligvis udfældes Cu-oxider og Cu-fosfater i leret. I /7.13/ undersøges tilbageholdelsen af Cu i ler, og der konkluderes, at ved  $\text{pH} > 6,5$  er udfældning af faste Cu-forbindelser den væsentligste proces ved tilbageholdelse af Cu.

I /6.6/ vises, at  $\text{CuFe}_2\text{O}_4$  har et relativt lavt opløselighedsprodukt. Koncentrationen af kobber i ligevægt med  $\text{CuFe}_2\text{O}_4(\text{c})$  er omkring 6 ng/l, og aktiviteten af  $\text{Fe}^{3+}$  er kontrolleret af  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  (amorf). I reducerede miljøer, hvor der ikke forekommer opløst  $\text{Fe}^{3+}$ , kan koncentrationen af Cu være kontrolleret af  $\text{CuO}(\text{c})$  eller  $\text{Cu}(\text{OH})_2(\text{c})$ . Koncentrationen af Cu i ligevægt med disse mineraler er omkring 60  $\mu\text{g/l}$ , /6.6/.

Koncentrationen af Cu(I) i ligevægt med  $\text{CuO}(\text{c})$  og  $\text{Cu}(\text{OH})_2(\text{c})$  er ifølge /6.6/ omkring 1  $\mu\text{g/l}$ . Det synes mere sandsynligt, at koncentrationen af Cu(I) i grundvand er kontrolleret af udfældning af Cu-oxid/hydroxid.

Under stærkt reducerede forhold kan Cu udfælde som CuS. Koncentrationen af Cu i ligevægt med denne fase er meget lille.

#### Adsorption/desorption:

Cu bindes stærkt til organisk materiale. Af alle sporelementer, der forekommer som kationer i vandige opløsninger, synes Cu sammen med Hg at have den største affinitet til binding til organisk materiale.

I /7.23/, /7.24/ og /7.25/ vises, at organisk materiale i de øverste jordlag er mest effektiv til at tilbageholde Cu.

I jord med lavt organisk indhold kan Cu bindes til jern/mangan oxider og lerminerale. Adsorption af Cu synes kun at være pH betinget på jernoxider, og den stærkeste adsorption forekommer under basiske forhold.

#### **Mobilitet:**

Kobbers mobilitet i grundvand vil i de fleste hydrogeologiske situationer være lille. I oxiderede miljøer udfældes Cu sandsynligvis med  $\text{Fe}^{3+}$  i et dobbeltoxid. Under reducerede forhold kan Cu udfælde som  $\text{Cu}_2\text{O}(\text{c})$ ,  $\text{Cu}(\text{OH})(\text{c})$ ,  $\text{Cu}_2\text{Fe}_2\text{O}_4(\text{c})$  eller  $\text{CuS}(\text{c})$ . Adsorption af Cu til sediment bidrager yderligere til en lille mobilitet. Hvis Cu danner komplekser med sulfat, karbonat eller klorid, kan adsorptionen formindskes, men Cu's mobilitet må selv under disse forhold anses for at være lille i grundvand.

## **7.7 Kviksølv (Hg)**

Hg findes i gruppe IIB i det periodiske system sammen med Cd og Zn. Hg forekommer i naturen i oxidationstrinnene +2, +1 og 0.

#### **Speciering i vandige opløsninger:**

Dannelser af komplekser med halogenider har en stor betydning for specieringen af opløst Hg i grundvand. I /7.26/ og /6.6/ er beskrevet de termodynamiske data for reaktioner i miljøet med Hg. De mest stabile Hg komplekser under oxiderende forhold er forbindelserne mellem Hg(II) og iodid, bromid og klorid. Ligevægtskoncentrationen for  $\text{HgI}_2^\circ$  i ligevægt med  $\text{HgI}_2(\text{c})$  er  $10^{-4.55}$  (omkring 6 mg/l). Komplekser med Hg(I) er mindre stabile, og den dominerende species af Hg(I) er  $\text{Hg}^{2+}$ .

Hg kan ved normale tryk og temperaturer forekomme som en væske, Hg(l). Koncentrationen af  $\text{Hg}^\circ$  i ligevægt med Hg(l) er omkring 60  $\mu\text{g/l}$ , /6.6/. Hg's damptryk i ligevægt med Hg(l) er  $2 \times 10^{-3}$  atm.

#### **Udfældning/opløsning:**

Under oxiderende forhold synes der ikke at kunne udfælde mineraler i grundvand, som kan reducere koncentrationen af Hg til lave koncentrationer. De mest stabile faste forbindelser med Hg(II) og Hg(I) er mineraler med iodid, bromid og klorid. Opløseligheden af  $\text{Hg}^{2+}$  i ligevægt med  $\text{HgI}_2$  ved  $[\text{I}^-] = 10^{-6}$  er  $10^{-16.32}$ . Denne fase vil imidlertid ikke udfælde, før koncentrationen af  $\text{HgI}_2^\circ$  er større end omkring 6 mg/l. Opløseligheden af Hg i ligevægt med  $\text{Hg}_2\text{I}_2$  er også meget lille, men det er muligt, at de meget stabile komplekser med Hg(II) kan påvirke stabiliteten af Hg(I) mineralerne, /6.6/.

Under relativt reducerende forhold kan Hg udfælde som Hg(l) eller stabile HgS faser. Ligevægtskoncentrationen af  $\text{Hg}^\circ$  i ligevægt med

Hg(I) omkring 60  $\mu\text{g/l}$ , koncentrationen af Hg i ligevægt med sulfiderne er ubetydelig (log K er omkring  $10^{-52}$ ).

#### **Adsorption/desorption:**

Da Hg hovedsagelig adsorberes som  $\text{Hg}(\text{OH})_2^\circ$  er dannelsen af denne species afgørende. Tilstedeværelse af halogenider i grundvandet ( $\text{F}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$  og  $\text{I}^-$ ), kan reducere adsorptionen af Hg ved dannelse af komplekser. Flere undersøgelser har påvist, at der forekommer en tilbageholdelse af Hg i organisk materiale i jord og sedimenter, /7,25/, /7,27/, /7,28/. Tilbageholdelsen af Hg er større end tilbageholdelsen af Cd, Zn og Cu. Der kan også forekomme adsorption af Hg på oxider/hydroxider i jord og sediment.

#### **Mobilitet:**

Under oxiderende forhold er mobiliteten af Hg i grundvand tilsyneladende kontrolleret af adsorption på sedimentet. Mobiliteten vil være afhængig af koncentrationen af halogenider i grundvandet, idet Hg(II) kan danne stabile komplekser med disse. I reduceret grundvand med sulfider vil Hg's mobilitet være lille på grund af udfældning af Hg-sulfider.

## **7.8 Molybdæn (Mo)**

Mo findes i gruppe VIB i det periodiske system sammen med Cr og W. Geokemisk er der en række lighedspunkter mellem Mo og de to andre stoffer i gruppen. Mo kan forekomme i oxidationstrinnene +6, +5, +4, +3 og +2. I naturlige vandige miljøer forekommer Mo i oxidationstrinnene +6 og +4.

#### **Speciering i vandige opløsninger:**

Opløst Mo i grundvand forekommer hovedsagelig som Mo(VI)anionforbindelser. Ved koncentrationer af Mo(VI) i vand over 9,6 mg/l ( $10^{-4}$  M) dannes polymere forbindelser, /7,30/. I vandige opløsninger ved  $\text{pH} > 4,24$  forekommer opløst Mo hovedsagelig som  $\text{MoO}_4^{2-}$  (Mo(VI)anion). Mo(VI)anion danner tilsyneladende ikke komplekser med andre forbindelser i grundvand.

#### **Udfældning/opløsning:**

Udfældning af Mo i sediment er beskrevet i /7.3/ og /6.6/. Under oxiderende forhold vil der forekomme de laveste koncentrationer af  $\text{MoO}_4^{2-}$  i ligevægt med  $\text{CaMoO}_4(\text{c})$  og  $\text{PbMoO}_4(\text{c})$ . Koncentrationen af  $\text{MoO}_4^{2-}$  i ligevægt med en koncentration af  $\text{Ca}^{2+}$  på 40 mg/l og 1000 mg/l er henholdsvis 1,1 mg/l og 44  $\mu\text{g/l}$ . Koncentrationen af Mo(VI)anion i ligevægt med koncentrationer af Pb på 1 og 10  $\mu\text{g/l}$  er henholdsvis 2 og 0,2  $\mu\text{g/l}$ . Undersøgelser tyder på, at  $\text{PbMoO}_4(\text{c})$  imidlertid ikke udfælder i sediment. I /7.31/ konkluderes, at den naturlige øvre grænse for Mo i vandige miljøer, hvor  $\text{Ca}^{2+}$  og  $\text{Fe}^{3+}$  oftest forekommer i ligevægt med henholdsvis calcit og goethite, er bestemt af udfældning af  $\text{CaMoO}_4$  eller  $\text{Fe}_2(\text{MoO}_4)_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ .

Koncentrationen af Mo i ligevægt med disse mineraler under disse betingelser vil være relativt høj.

Under reducerede forhold kan Mo(IV) udfælde som MoS<sub>2</sub> eller MoO<sub>2</sub> forbindelser.

#### **Adsorption/desorption:**

Adsorption af Mo i jord vil hovedsagelig forekomme som adsorption af anionen HMoO<sub>4</sub><sup>-</sup>, /7.32/. Det er vist, at adsorptionen af Mo(VI)-anion på oxider og lermineraler er mest effektiv under sure forhold, mens tilbageholdelsen under neutrale forhold ikke er stor. Den mest effektive tilbageholdelse af Mo(VI)anion forekommer i organisk materiale, /7.33/.

#### **Mobilitet:**

Under oxiderende forhold er mobiliteten af Mo i grundvand sandsynligvis kontrolleret af adsorption af anionen HMoO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. I /7.34/ vises, at mobiliteten af Mo(VI)anion under oxiderende forhold i et sandmagasin er stor. Under reducerede forhold er mobiliteten af Mo sandsynligvis relativt lille på grund af udfældning Mo(IV) forbindelser.

## **7.9 Nikkel (Ni)**

Ni findes i gruppe VIII i det periodiske system sammen med blandt andre jern. Ni kan forekomme i oxidationstrinnene +2 og +3. I naturlige vandige miljøer forekommer nikkel kun i oxidationstrin +2. Geokemisk er der stor lighed mellem Ni<sup>2+</sup> og Fe<sup>2+</sup>.

#### **Speciering i vandige opløsninger:**

I fortyndede vandige opløsninger vil opløst Ni forekomme som Ni<sup>2+</sup>. Ni danner relativt stabile komplekser med sulfat ved pH < 9, og ved pH > 9 dannes stabile komplekser med karbonat ionen. Ved koncentrationer af sulfat omkring 500 mg/l (10<sup>-2.3</sup>M) er koncentrationen af NiSO<sub>4</sub><sup>0</sup> den samme som Ni<sup>2+</sup>. I perkolat fra slagter vil en stor del af den opløste Ni derfor forekomme som NiSO<sub>4</sub><sup>0</sup>.

#### **Udfældning/opløsning:**

Udfældning og opløsning af Ni under oxiderende forhold er ikke velundersøgt. I /7.6/ konkluderes, at NiFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub>(c) sikkert er den mest stabile forbindelse med Ni. I reduceret grundvand med sulfid kan Ni udfælde som NiS(c) eller (Fe,Ni)<sub>2</sub>S(c). Det er påvist, at oxidation af pyrit (FeS<sub>2</sub>)(c) kan medføre en frigivelse af Ni<sup>2+</sup> til grundvandet, /7.35/.

#### **Adsorption/desorption:**

Undersøgelser af tilbageholdelse af Ni i sediment tyder på, at der forekommer en betydelig adsorption af dette sporelement. Undersøgelse af adsorption af nikkel på lermineralerne chlorit, illit og kaolinit viser, at adsorptionen er størst på chlorit og den er mindst

på kaolinit. Undersøgelse af adsorption/desorption af Ni på oxider viser, at der forekommer en effektiv adsorption på jern-, aluminium- og manganoxider, /7.36/, /7.37/, /7.38/. Adsorption af Ni er større end adsorptionen af Cd, men mindre end Cu, Pb og Zn, /7.37/, /7.38/. Adsorptionen af Ni på organisk materiale synes ikke at have den store betydning.

#### **Mobilitet:**

Udfældning/opløsning og adsorption/desorption af nikkel i oxiderede miljøer er ikke velundersøgt. Erfaringer fra hydrogeologiske undersøgelser i Danmark tyder på, at nikkel er mobilt i grundvandet. I den reducerede zone kan Ni udfælde som Ni-sulfider eller Ni-Fe-sulfider.

### **7.10 Selen (Se)**

Se findes i gruppen VIA i det periodiske system. I naturlige vandige miljøer forekommer Se i oxidationstrinnene -2, 0, +4 og +6. Geokemisk er der en række ligheder mellem Se og svovl (S).

#### **Speciering i vandige opløsninger:**

I den oxiderede zone i grundvandet kan opløst Se forekomme som Se(VI) og Se(IV) forbindelser. Den dominerende Se(VI) forbindelse er  $\text{SeO}_4^{2-}$ . Den dominerende Se(IV) forbindelse ved  $\text{pH} < 7$  er  $\text{HSeO}_3^-$ , og ved  $\text{pH} > 7$  er den dominerende species  $\text{SeO}_3^{2-}$ . Under reducerede forhold kan Se forekomme som Se(0), og under stærkt reducerede forhold er  $\text{HSe}^-$  (Se(-II)) den stabile species ved naturligt forekommende pH, /7.39/.

#### **Opløsning/udfældning:**

Ifølge /6.7/ og /7.39/ er der ingen fældningsreaktioner med Se(VI)anion og Se(IV)anion i den oxiderede del af grundvandet, som effektivt kan reducere koncentrationen af Se i grundvand. I den reducerede zone i grundvandet kan Se udfælde i faste forbindelser. Ligevægtskoncentrationen af Se(-II) i ligevægt med række Se-metaller er meget lille.

#### **Adsorption/desorption:**

Da opløst Se i vandige opløsninger forekommer som negativt ladede forbindelser, må det generelt forventes, at adsorption af Se i jord under neutrale pH og alkaline betingelser er relativt lille. Ifølge /7.39/ bindes Se(IV)anion stærkt til jern oxyhydroxider, mens Se(VI)anion kun bindes svagt til sediment. I /7.5/ konkluderes, at i lerede sedimenter vil der, især under alkaline forhold, forekomme relativt høje koncentrationer af Se i grundvand, idet adsorption af Se-anioner er relativt begrænset.

#### **Mobilitet:**

Mobiliteten af Se(VI)anion under stærkt oxiderende forhold synes at være stor. Under mindre oxiderende forhold kan Se(IV)anion bindes

til sedimentet, og dermed reducere mobiliteten. Under reducerende forhold udfælder selen som  $\text{Se(0)}$ - og  $\text{Se(-II)}$ -forbindelser i jord, og mobiliteten er derfor lille.

## 7.11 Tin (Sn)

Sn findes i gruppe IVA i det periodiske system sammen med Pb, og det kan derfor forventes, at disse stoffer geokemisk har ligheder. Sn kan forekomme i oxidationstrinnene +4, +2 og 0. I vandige miljøer forekommer tin hovedsagelig i oxidationstrin +2. Der har været få data om Sn's mobilitet i jord og grundvand i den anvendte litteratur.

### Speciering i vandige opløsninger:

I fortyndede vandige opløsninger forekommer Sn på ionform som  $\text{Sn}^{2+}$ . Hvis Sn og Pb geokemisk har fællestræk, må det forventes, at Sn danner komplekser med sulfat, klorid og karbonat. Det er beskrevet, at Sn danner stabile komplekser med klorid, /7.40/.

### Udfældning/opløsning:

Som fast fase forekommer Sn som cassiterit,  $\text{SnO}_2$  (c), og som frit metal. Der foreligger ikke data om koncentrationen i ligevægt med disse faser.

### Mobilitet:

I /7.1/ anføres, at Sn er relativt immobilt i typiske landbrugsjorde ved neutrale pH.

## 7.12 Zink (Zn)

Zn findes i gruppe IIB i det periodiske system sammen med Cd og Hg. Geokemisk er der en række ligheder mellem Cd og Zn. I vandige miljøer forekommer Zn i oxidationstrin +2.

### Speciering i vandige opløsninger:

I /6.6/ konkluderes, at ved  $\text{pH} < 7,7$  er  $\text{Zn}^{2+}$  den dominerende species, og ved pH større end 7,7 og mindre end 9 forekommer opløst Zn hovedsagelig som  $\text{Zn(OH)}^+$ .

Zn danner relativt stabile komplekser med sulfat- og karbonationer. Ved koncentrationer af sulfat i vandige opløsninger større end 300 mg/l ( $10^{-2,33}$  M), forekommer opløst Zn hovedsagelig som  $\text{ZnSO}_4^0$ . I /6.7/ beregnes, at ved  $\text{pH} > 8,2$  og  $\text{CO}_2(\text{gas}) = 10^{-3,52}$  atm forekommer opløst Zn hovedsagelig som Zn-karbonatkomplekser. Ved koncentrationer af  $\text{H}_2\text{PO}_4^- = 10^{-4}$  M er koncentrationen af  $\text{ZnHPO}_4^-$  af samme størrelse som  $\text{Zn}^{2+}$ . Disse komplekseres tilstedeværelse vil forøge Zn's mobilitet i jord.

**Udfældning/opløsning:**

Opløsnings-/udfældningsprocesser med Zn i jord er ikke velundersøgt. Det mest stabile mineral med Zn i den oxiderende zone synes at være  $\text{ZnFe}_2\text{O}_4(\text{c})$ . Koncentrationen af Zn i ligevægt med dette mineral ved neutrale pH er mindre end 6,5 ng/l ( $10^{-10}$  M), Koncentrationen af Zn i grundvand, hvor der ikke er  $\text{Fe}^{3+}$  til stede, kan være kontrolleret af  $\text{Zn}_2\text{SiO}_4(\text{c})$ . Koncentrationen af Zn i ligevægt med dette mineral vil være omkring 25 mg/l, hvis koncentrationen af silicium (Si) sættes til 15 mg/l.

Under reducerende forhold kan Zn udfælde med reduceret S som  $\text{ZnS}(\text{c})$ .

**Adsorption/desorption:**

Adsorption af Zn i sediment forekommer som adsorption af  $\text{Zn}(\text{OH})^+$ . Ved høje koncentrationer af Zn i porevandet kan adsorptionen korreleres positivt med jords CEC og lerindhold. Kapaciteten til at binde Zn synes at aftage som følger: jern/mangan oxider > organisk materiale > lerminerale. Jordalkalinemetallerne calcium og magnesium konkurrerer med Zn om adsorptionspladserne på organiske og uorganiske partikler i jord.

**Mobilitet:**

Mobiliteten af Zn i den oxiderede zone er sandsynligvis lille, hvis der er tilgængeligt  $\text{Fe}(\text{III})$  i jord. Komplexdannelse med sulfat og fosfat kan forøge mobiliteten. I den moderat reducerede zone kan opløseligheden være kontrolleret af udfældning af  $\text{ZnSiO}_4(\text{c})$ . Såfremt dette er tilfældet, vil koncentrationen af Zn være relativt høj. Det er sandsynligt, at mobiliteten i denne zone er kontrolleret af adsorption. I reduceret grundvand er mobiliteten af Zn lille på grund af fældning med reduceret S.

## 8. Hydrogeologiske situationer og de udvalgte tolv sporelementers mobilitet i jord og grundvand

### 8.1 Hydrogeologiske situationer

Det fremgår af gennemgangen af de tolv sporelementers mobilitet, at især redoxforholdene og pH har en stor indflydelse på opløsning og transport af sporelementer i grundvand. En anden faktor, der har stor betydning for mobiliteten, er sammensætningen af sedimentet i grundvandszonen samt de hydrogeokemiske og biologiske reaktioner mellem sedimentet og grundvandet.

Redoxforholdets indflydelse på et sporelements mobilitet kan siges at være direkte, hvis et sporelements mobilitet er forskelligt i forskellige oxidationstrin. Redoxforholdet kan have en indirekte betydning på mobiliteten, hvis ændringer i redoxforholdene medfører ændringer i oxidationstrinnet hos andre ioner i grundvandet, og der som følge heraf forekommer en udfældning af sporelementet. Et eksempel på en indirekte påvirkning af sporelementernes mobilitet er udfældning af metalsulfider i sulfatreducerede miljøer.

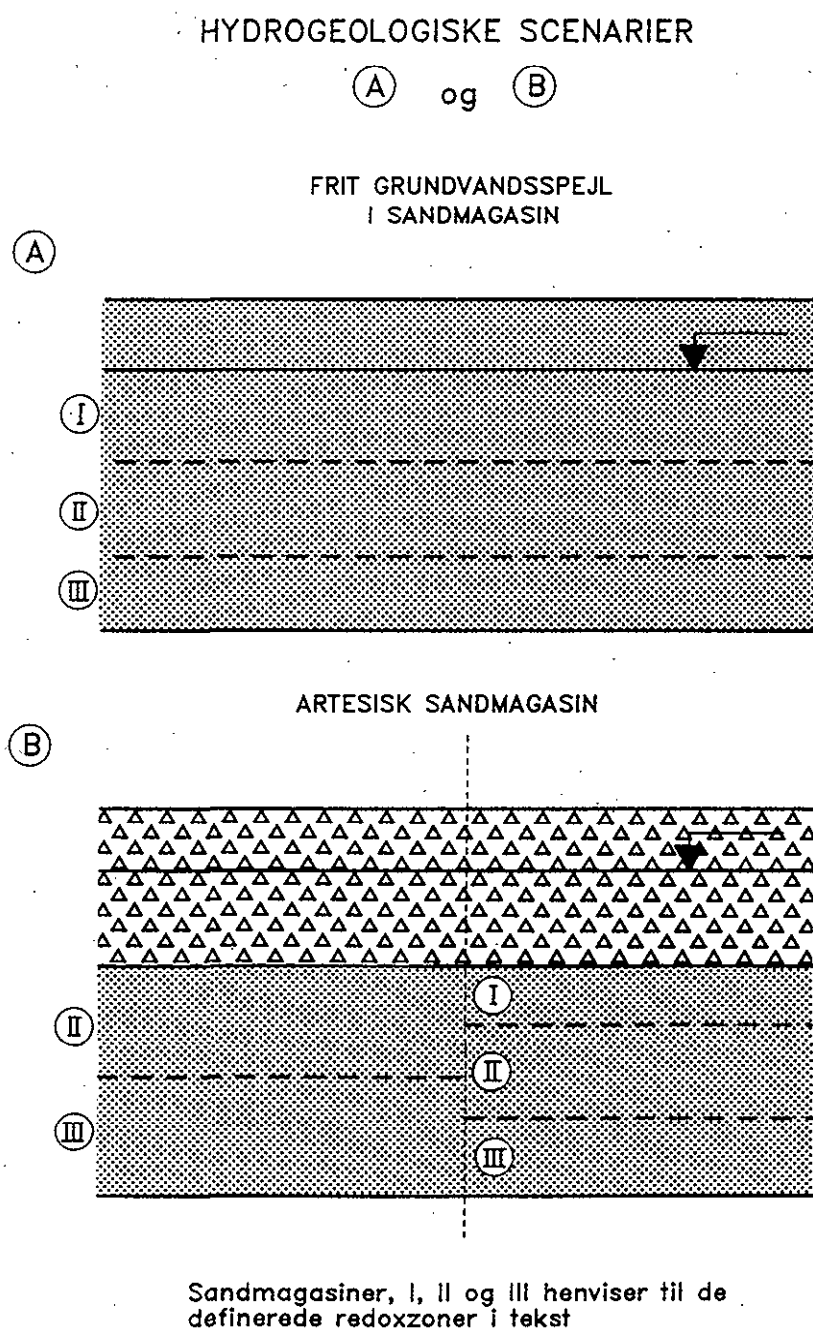
De tolv sporelementers mobilitet i grundvandsmagasinerne vil blive vurderet i forhold til nogle typiske danske hydrogeologiske situationer. Hovedparten af de danske grundvandsmagasiner kan med hensyn til de overordnede hydrogeokemiske forhold beskrives i de fire hydrogeologiske situationer der fremgår af figur 8.1 og 8.2. Redoxforholdene i de fire hydrogeologiske situationer er karakteriseret ved:

- A: Sandmagasin med frit grundvandsspejl. Under magasinet med frit grundvandsspejl kan der forekomme artesiske grundvandsmagasiner, som er adskilt af vandstandsende lag (scenarie B).
- B: Sandmagasin under artesiske forhold. I dette scenarie kan der være flere vandførende og vandstandsende lag i lagserien.
- C: Kalkmagasin med frit grundvandsspejl. Under magasinet med frit grundvandsspejl kan der forekomme artesiske grundvandsmagasiner, som er adskilt af vandstandsende lag (scenarie D).
- D: Kalkmagasin under artesiske forhold. I dette scenarie kan der være flere vandførende og vandstandsende lag i lagserien.

I de fire hydrogeologiske situationer er skematisk angivet udbredelsen af redoxzonerne: I: Oxideret grundvand, II: Moderat reduceret grundvand og III: Reduceret grundvand. Redoxforholdene i disse zoner er defineret i afsnit 6.2.

Sporelementernes koncentration i grundvandet i de hydrogeologiske situationer vil være afhængig af fortyndingsprocesser i grundvandszonen. Koncentrationen af sporelementerne vil derudover være kontrolleret af lokale geologiske forhold, såsom sedimentets sammensætning, redoxforhold, etc.

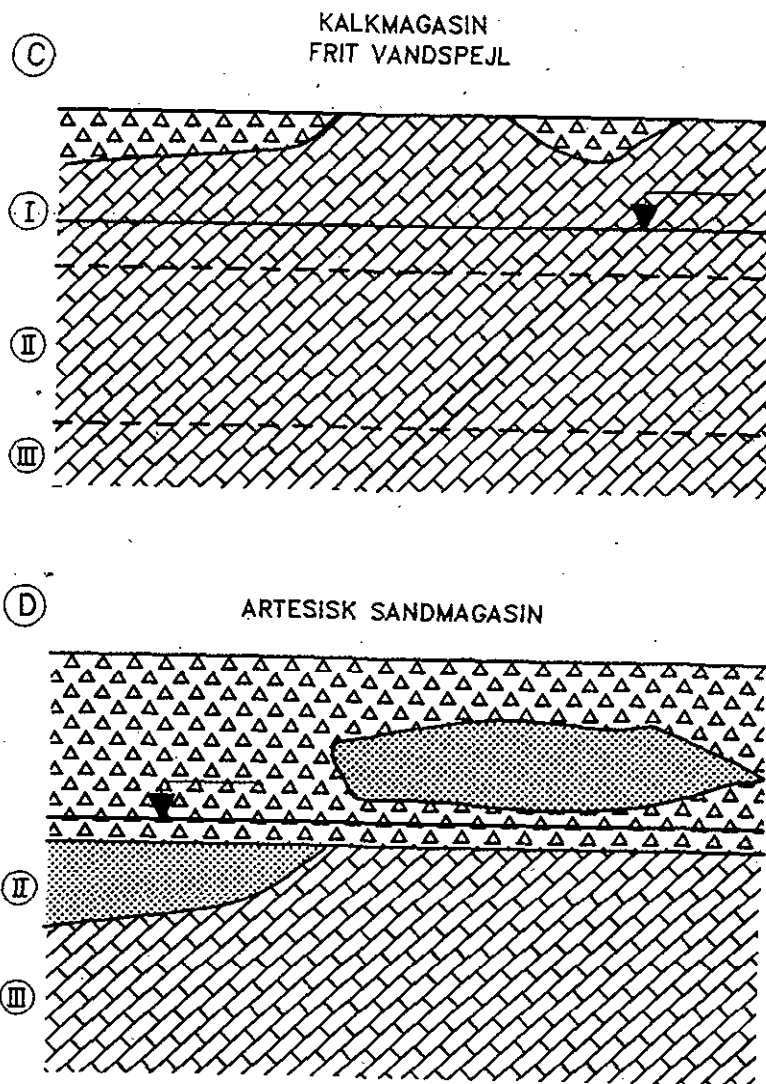
**Figur 8.1**  
Hydrogeologiske  
scenarier A og B  
i sandmagasiner.



**Figur 8.2**  
Hydrogeologiske  
scenarier C og D  
i kalkmagasiner.

## HYDROGEOLOGISKE SCENARIER

Ⓒ og Ⓓ



Kalkmagasiner, I, II og III henviser til de  
definerede redoxzoner i tekst

### 8.2 Sporelementers mobilitet i den oxiderede zone

I de øverste meter i sand- og kalkmagasiner med frit vandspejl er grundvandet ofte oxiderende. I de øverste meter af et artesisk sand- eller kalkmagasin kan der også være oxiderende forhold, hvis det ovenliggende vandstandsende lags mægtighed er lille eller reduktionskapaciteten i sedimentet er lille. Mægtigheden af den oxiderede zone

i grundvandsmagasinerne er afhængig af strømningsholdene i magasinet og sedimenternes reduktionskapacitet. I den oxiderede zone i grundvandsmagasinet kan følgende sporelementer have en stor mobilitet.

Ba: Med koncentrationer af sulfat og karbonat svarende til uforurenet grundvand vil mobiliteten af Ba i den oxiderede zone i grundvandet formentlig være lille på grund af en effektiv ionbytning. I perkolat fra slagger, hvor der er forhøjede koncentrationer af sulfat og karbonat, kan det ikke udelukkes, at kompleksdannelsen med disse ioner kan medføre en relativt høj mobilitet i grundvandsmagasinet. Mobiliteten vil være størst i grundvandsmagasiner, hvor sedimentet har en lille CEC, det vil sige i kalkmagasiner og i rene sandforekomster.

Cd: Cd kan være mobilt under sure forhold, specielt hvis sedimentet har en lille CEC værdi, eller hvis der dannes komplekser med sulfat og karbonat.

Cr: Cr(VI) anioner kan være mobile i den oxiderede zone i grundvandet. Mobiliteten er størst under neutrale og alkaline forhold. Under mere reducerede forhold i den oxiderede zone reduceres Cr(VI) til Cr(III), og mobiliteten af Cr(III) er lille.

Hg: I de fleste hydrogeologiske situationer vil mobiliteten af Hg være lille i grundvand. Under dannelse af komplekser med halogenider og organisk materiale kan mobiliteten af Hg forøges.

Mo: I den oxiderede zone af grundvandet er Mo(VI) anioner mobile. Mobiliteten er størst under neutrale og alkaline forhold.

Ni: I den oxiderede zone af grundvandet kan Ni transporteres som opløste Ni(II) ioner. Mobiliteten af Ni vil være størst i grundvandsmagasiner, hvor sedimentet har en lille CEC værdi.

Pb: Under de fleste forhold vil Pb have en lille mobilitet i jord og grundvand i den oxiderede zone. Ved dannelse af organiske komplekser kan mobiliteten af bly tilsyneladende forøges.

Se: Under stærkt oxiderende forhold kan Se(VI) anioner transporteres i grundvandet.

I den oxiderede zone i grundvandet må sporelementerne As, Cu, Sn og Zn anses for at have en relativ ringe mobilitet.

Sammenfattende kan det konkluderes, at sporelementerne Cr, Mo og Se, der forekommer som negativt ladede forbindelser i grundvand, generelt har en stor mobilitet i den oxiderede zone i grundvandet. Mobiliteten af As må generelt forventes bindes til sedimentet ved adsorption. Mobiliteten af de negativt ladede forbindelser må

forventes at være størst under alkaline forhold. De sporelementer, der på ionform forekommer som kationer i grundvandet, vil have den største mobilitet under sure forhold og i sedimenter med en lille CEC. Den relative mobilitet af kationer er med stigende mobilitet følgende: Ba, Pb, Cd, Hg og Ni. Der kan dog være variation i den angivne rækkefølge, idet mobiliteten vil afhænge af sedimentets og grundvandets sammensætning, det vil sige de aktuelle hydrogeokemiske forhold i grundvandsmagasinet.

Saltene klorid og sulfat vil blive transporteret som konservative anioner i grundvandsmagasinet, det vil sige, at salte må betragtes som meget mobile.

### **8.3 Sporelementers mobilitet i den moderat reducerede zone**

Under den oxiderede grundvandszone forekommer der i de fleste tilfælde en zone med moderat reduceret grundvand. I denne zone kan følgende species af sporelementerne have en stor mobilitet:

Ba: Mobiliteten af Ba kan være stor i sedimenter med en lille kapacitet til at tilbageholde kationer (lille CEC).

Cd: Mobiliteten af Cd kan være stor ved lave pH værdier, hvis sedimentet har en lille kapacitet til at binde kationer, eller hvis der dannes sulfat- og karbonatkomplekser i grundvandet.

Hg: Mobiliteten af Hg kan være stor ved dannelse af komplekser i grundvandet.

Pb: Under de fleste forhold vil mobiliteten af Pb være lille i denne zone i grundvandet, men ved dannelse af organiske komplekser kan mobiliteten af Pb forøges.

Sammenfattende om sporelementernes mobilitet i moderat reduceret grundvand kan det siges, at sporelementerne Ba, Cd, Hg og Pb kan have en stor mobilitet. Generelt kan det dog forventes, at mobiliteten af sporelementerne er mindre i denne zone i grundvandet.

### **8.4 Sporelementers mobilitet i den reducerede zone**

I den reducerede zone vil der i de fleste hydrogeologiske situationer forekomme reduceret svovl i form af  $\text{HS}^-$  eller  $\text{H}_2\text{S}$ . Reduceret svovl kan reagere med de fleste af de tolv sporelementer under dannelse af tungtopløselige sulfider. Om disse udfældningsreaktioner forekommer er afhængig af de fysisk-kemiske forhold i grundvandsmagasinet. Af de tolv sporelementer er det dokumenteret, at følgende sporelementer kan danne tungtopløselige sulfider i jord- og grundvandsmiljøet:

As, Cd, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sn, Zn

De fleste sulfider af sporelementerne er blandingsrækker med flere af grundstofferne.

De tre sporelementer, der ikke danner tungtopløselige sulfidmineraler i reduceret grundvand er: Ba, Cr og Se. De vigtigste reaktioner for disse sporelementer i reduceret grundvand er følgende:

Ba: Koncentrationen af Ba i reduceret grundvand er formentlig kontrolleret af adsorption/desorption. Ba kan i disse tilfælde udfælde som  $\text{BaCO}_3(\text{c})$ .

Cr: I reduceret grundvand vil Cr(III) udfælde som  $\text{Cr}(\text{OH})_3(\text{c})$  eller  $(\text{Cr,Fe})(\text{OH})_3(\text{c})$  forbindelser. Mobiliteten af Cr vil derfor være lille under disse forhold.

Se: Se vil under reducerede forhold forekomme som Se(-II), og i dette oxidationstrin kan selen erstatte reduceret svovl S(-II). Se kan således danne tungtopløselige selenforbindelser med en række metaller (Fe, Ni).

Sammenfattende kan det siges, at ved tilstedeværelsen af sulfid i tilstrækkelige koncentrationer kan de fleste af de tolv sporelementerne udfældes som tungtopløselige sulfider i grundvandsmagasinerne. I reduceret grundvand vil mobiliteten af de fleste af de tolv sporelementer således generelt være lille. Sporelementet Cr og til dels Se vil udfælde ved andre reaktioner i denne zone. Transporten af Ba i den reducerede zone i grundvandet er ikke tilstrækkeligt undersøgt.

## 9. Sporelementer i akvatiske organismer

I dette afsnit beskrives de faktorer, der har betydning for sporelementers tilgængelighed og optagelse i akvatiske organismer. Endvidere er angivet de biokoncentrationsfaktorer, som anvendes i risikovurderinger af sporelementerne, samt de maksimalt tilladelige koncentrationer i akvatiske organismer, der anvendes til levnedsmidler.

### 9.1 Biotilgængelighed og bioakkumulering

Sporelementers biotilgængelighed for akvatiske organismer er afhængig af stoffernes tilstandsformer under de aktuelle miljøforhold. Generelt vurderes, at det er de ikke-komplekst bundne stoffer på ionform, der optages i akvatiske organismer. Dog er også andre tilstandsformer, som f.eks. methylerede sporelementer, der i nogle tilfælde er biotilgængelige.

Bioakkumulering (BCF) af et sporelement kan ske som en opkoncentrering fra det omgivende vand via gæller, eller/og som en biomagnifikation, d.v.s. en opkoncentrering gennem fødekæderne.

Litteraturen om bioakkumulering af sporelementer er omfattende og følgende emner er grundigt beskrevet: Indhold af sporelementer i akvatiske organismer fra forskellige områder; bioakkumulering/-biomagnifikation af sporelementer på forskellige kemiske former, herunder methylering af visse metaller, samt bioakkumulering/-biomagnifikation af sporelementer under forskellige fysisk/kemiske forhold, f.eks. høj/lav salinitet, høj/lav temperatur m.v. Det er således vanskeligt at angive en entydig biokoncentreringsfaktor (BCF-værdi) for det enkelte sporelement, da der kan være en betydelig variation på BCF-værdierne. Den væsentligste årsag til denne variation er de varierende fysisk/kemiske betingelser, hvorunder undersøgelserne er udført.

### 9.2 Biokoncentrationsfaktorer

Til brug for miljørisikovurderinger er det nødvendigt at fastsætte generelle BCF-værdier for hvert enkelt sporelement. Danmark har ikke fastsat generelle BCF-værdier, men miljømyndighederne i USA (US-EPA) har ud fra bioakkumuleringsundersøgelser på akvatiske organismer bestemt biokoncentreringsfaktorer på visse sporelementer. BCF er blevet bestemt ud fra nettooptagelsen direkte fra vand. Hvis der var flere BCF-faktorer for et stof, blev det geometriske gennemsnit benyttet. I tilfælde, hvor BCF-værdier ikke var konstante,

men blev øget med eksponeringstiden, blev BCF-værdien for den længste eksponeringsperiode dog anvendt /9.1/. Værdierne kan således ikke betragtes som eksakte værdier, men alene som generelle værdier, der kan indikere en størrelsesorden. Værdierne fremgår af tabel 9.1.

### 9.3 Sporelementer i fødevarer

Da akvatiske organismer kan optage og opkoncentrere sporelementer, kan der være en risiko forbundet med at konsumere disse organismer. For at reducere denne risiko har Levnedsmiddelstyrelse fastsat grænseværdier for indhold af visse sporelementer i levnedsmidler /9.2 og /9.3/. I bekendtgørelsen er fastsat grænseværdier for indhold af Cd, Hg, Pb og Sn. Grænseværdierne er angivet i tabel 9.1.

**Tabel 9.1**

BCF-værdier for fisk (US-EPA) og skaldyr samt grænseværdier i fødevarer.

| Parameter | Fisk  |      | Skaldyr |       | Grænseværdier<br>Levnedsmiddelstyrelse, DK                                          |
|-----------|-------|------|---------|-------|-------------------------------------------------------------------------------------|
|           | S     | F    | S       | F     |                                                                                     |
| As(III)   | 350   | 4    | -       | -     |                                                                                     |
| As(V)     | -     | 3    | -       | -     |                                                                                     |
| MeAs      | -     | 0    | -       | -     |                                                                                     |
| Ba        | -     | -    | -       | -     | Fiskelever: 0,5 ppm. O.V.: 0,05 ppm<br>Krebs/bløddyr: 0,5 ppm                       |
| Cd        | -     | 540  | 2150    | -     |                                                                                     |
| Cr(III)   | 2,8   | -    | 153     | -     |                                                                                     |
| Cr(VI)    | -     | -    | 192     | -     |                                                                                     |
| Cu        | -     | 106  | 28200   | 22600 |                                                                                     |
| Hg        | -     | 4994 | -       | -     | Generelt: 0,3 ppm. Skrubber/tun: 0,5 ppm<br>Ål: 1 ppm. Krebs/bløddyr O.V.: 0,93 ppm |
| MeHg      | 10000 | -    | 40000   | 81700 |                                                                                     |
| Mo        | -     | -    | -       | -     | Fisk: OV.: 0,3 ppm. Krebs/bløddyr: 1 ppm                                            |
| Ni        | -     | 106  | -       | 473   |                                                                                     |
| Pb        | -     | 42   | 2570    | -     |                                                                                     |
| MePb      | -     | 7    | -       | -     |                                                                                     |
| Se        | -     | 78   | -       | -     |                                                                                     |
| MeSe      | -     | -    | -       | -     | O.V.: 50 ppm                                                                        |
| Sn        | -     | -    | -       | -     |                                                                                     |
| Zn        | -     | 432  | 500     | -     |                                                                                     |

S Saltvand  
F Ferskvand  
O.V. Overvågningsværdi  
Me Methylerede stoffer  
- Ingen data

## 10. Vandkvalitetskriterier (recipient-ter)

De eksisterende kriterier for overfladevands indhold af sporelementer er sammenstillet i tabel 10.1. Hvor der ikke eksisterer fastsatte vandkvalitetskriterier, er det muligt ud fra et minimalt datasæt om spormetallets toksicitet at beregne ECL-værdier (Environmental Concern Level), der kan betragtes som foreløbige vandkvalitetskriterier. Der er ikke fastsat ECL-værdier i dette projekt, da tilstrækkelige data ikke har været tilgængelige inden for dette projekts rammer.

### 10.1 Vandkvalitetskriterier i Danmark

I Danmark er der ikke fastsat eller implementeret vandkvalitetskriterier for recipienter. I stedet anvendes udlederkrav for industrier for få specifikke enkeltstoffer og samleparametre. Tilladelser til udledning bliver udarbejdet ved en vurdering af hver enkelt virksomheds miljøbelastning på den aktuelle recipient. Der findes således ikke danske vandkvalitetskriterier for de sporelementer, der indgår i dette projekt.

### 10.2 Vandkvalitetskriterier i EF

I EF-Direktiv 76/464/EØF er både opstillet vandkvalitetskriterier og krav til maksimale koncentrationer i emissioner, /10.1/. I EF er der således fastsat vandkvalitetskriterier for liste 1-stofferne Cd og Hg samt liste 2-stoffet Cr, /10.2/ og /10.3/, som indgår i nærværende projekt.

### 10.3 Vandkvalitetskriterier i USA

US-EPA har fastsat en række vandkvalitetskriterier, /9.1 og /9.2/. De fastsatte Water Quality Criteria (WQC) bestemmes som den laveste værdi af følgende tre koncentrationer, der giver kroniske effekter:

#### **Final Chronic Value (FCV) for akvatiske dyr:**

FCV er beregnet ud fra kroniske NOEC-værdier fra mindst 8 forskellige dyr. Ved lineær regression på den kumulerede frekvensfordeling af NOEC-værdierne bestemmes den koncentration, der beskytter 95 % af faunaen mod kronisk toksiske effekter.

#### **Final Plant Value (FPV) for akvatiske makrofyter og alger:**

FPV bestemmes ud fra den laveste toksicitetsværdi fra en undersøgelse på én vigtig akvatisk makrofyte eller alge, hvor koncentration-

nerne af teststoffet i testperioden er blevet målt, og hvor parameteren er biologisk relevant.

#### **Final Residue Value (FRV) for fisk og skaldyr til konsum:**

FRV beregnes ud fra en vurdering af tilladeligt humant indtag og en fastsat konsumeret mængde fisk/skaldyr ved hjælp af følgende formel:

$$\text{FRV} = \frac{\text{max tilladelige vævskoncentration}}{(\text{gennemsnitlige BCF}) \times (\% \text{ lipid})}$$

Lipidindholdet for fiskeolier er fastsat til 100%, mens lipidindholdet for ferskvandsfisk og saltvandsfisk er fastsat til hhv. 11% og 10%, /9.1/ og /9.2/.

### **10.4 Vandkvalitetskriterier i Holland**

Der er i Holland endnu ikke fastsat officielle vandkvalitetskriterier for overfladevand, men såkaldte MRL værdier (maximum permissible risk levels) er under udarbejdelse. Med tiden skal disse værdier erstattes af målværdier (target values), som er koncentrationer, ved hvilken der vurderes ikke at være risiko for uacceptable effekter på akvatiske organismer ( $\approx$  negligible risk level, NRL), /10.4/.

Analyser af visse sporelementer i det akvatiske miljø har vist, at NRL og til tider også MRL er lavere end baggrundsværdierne i relativt uforurenede områder. Da der desuden er stor variation mellem arternes følsomhed over for sporelementerne, er det vurderet, at den eksisterende viden om essentielle sporelementer er utilstrækkelig til at udvikle målværdier eller grænseværdier på baggrund af effektkoncentrationer. Målværdier og grænseværdier for sporelementer er derfor fastsat på baggrund af baggrundsniveauer i relativt uforurenede områder.

I de hollandske målværdier og grænseværdier for overfladevand differentieres ikke mellem baggrundsniveauer under forskellige miljøbetingelser, f.eks. kloridindhold. Der skelnes således endnu ikke mellem kriterier i ferskvand og kriterier i saltvand /10.4/.

### **10.5 Fastsættelse af screeningsværdier for recipienter**

Til brug for den efterfølgende risikoscreening i forbindelse med nyttiggørelse og deponering af slagger er der for hvert enkelt sporelement fastsat en screeningsværdi for marine recipienter. Screeningsværdierne er fastsat ud fra de eksisterende vandkvalitetskriterier ud ved følgende principper:

1. Eventuelle danske kriterier vil, når og hvis de udvikles, sandsynligvis følge de gældende kriterier i EF. EF-vandkvalitetskriterier er derfor valgt som screeningsværdi for sporelementer, hvor det er muligt.
2. For de sporelementer, hvor der ikke eksisterer EF-værdier, er US-EPA værdierne anvendt. US-EPA værdierne er de mest gennemarbejdede værdier. I værdierne fra US-EPA indgår både en vurdering af toksicitet og bioakkumulerbarhed. Således er værdierne for methyalkviksølv bestemt på baggrund af stoffets bioakkumulerbarhed (Final Risk Value).
3. Hollandske target values (målværdier) prioriteres, hvor andre data ikke eksisterer.
4. Endelig anvendes baggrundsniveauer for danske marine recipienter, /10.5/.

Screeningsværdierne fremgår af tabel 10.1. Hvor det er muligt er der opstillet screeningsværdier for både saltvand, brakvand og ferskvand.

**Tabel 10.1**

Eksisterende vandkvalitetskriterier for recipienter samt fastsatte screeningsværdier ( $\mu\text{g/l}$ ).

| Parameter | Baggrunds-niveauer | EF  |     |    | US-EPA(WQC) |                    | NL     |       | Screeningsværdier |     |       |
|-----------|--------------------|-----|-----|----|-------------|--------------------|--------|-------|-------------------|-----|-------|
|           |                    | S   | B   | F  | S           | F                  | Target | Limit | S                 | B   | F     |
| As(III)   | 1,5-2,5            | -   | -   | -  | 13          | 48                 | 5      | 10    | 13                | -   | 48    |
| Ba        | -                  | -   | -   | -  | -           | -                  | -      | -     | -                 | -   | -     |
| Cd        | 0,005-0,1          | 2,5 | 5   | 5  | 9,3         | 1,1                | 0,05   | 0,2   | 2,5               | 5   | 5     |
| Cr        | 0,17-0,25          | 1   | 5   | 10 | 50          | 11                 | 5      | 20    | 1                 | 5   | 10    |
| Cu        | 0,1-1,6            | -   | -   | -  | 2,9         | 12                 | 3      | 3     | 2,9               | -   | 12    |
| Hg        | <0,01-0,2          | 0,3 | 0,5 | 1  | 0,2         | 0,1                | 0,002  | 0,03  | 0,3               | 0,5 | 1     |
| MeHg      | <0,01-0,2          | 0,3 | 0,5 | 1  | 0,025       | 0,012              | 0,002  | 0,03  | 0,025             | -   | 0,012 |
| Mo        | 9-13               | -   | -   | -  | -           | 1400 <sup>1)</sup> | -      | -     | 9                 | -   | -     |
| Ni        | 0,1-0,9            | -   | -   | -  | 8,3         | 160                | 9      | 10    | 8,3               | -   | 160   |
| Pb        | 0,01-0,2           | -   | -   | -  | 5,6         | 3,2                | 4      | 25    | 5,6               | -   | 3,2   |
| Se        | 0,04-0,13          | -   | -   | -  | 54          | 35                 | -      | -     | 54                | -   | 35    |
| Sn        | -                  | -   | -   | -  | -           | -                  | -      | -     | -                 | -   | -     |
| Zn        | 0,3-6              | -   | -   | -  | 86          | 110                | 9      | 10    | 86                | -   | 110   |

S Saltvand  
 B Brakvand  
 F Ferskvand  
 1) EC(10)alger  
 - Ingen data

## 11. Drikkevandskvalitetskriterier

De gældende drikkevandskvalitetskriterier i Danmark er fastsat ved Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 515 af 29. august 1988 /11.1/. I bekendtgørelsen er drikkevandskvalitetskravene enten fastsat som vejledende værdier, som typisk er koncentrationer under detektionsgrænsen, eller som højst tilladelige værdier. Dog må de vejledende værdier maksimalt udgøre en tiendedel af maksimalværdierne uanset detektionsgrænsen. Drikkevandskvalitetskriterierne er angivet i tabel 11.1. For sporelementerne As, Cd, total Cr, Hg, Pb, og Se er den vejledende værdi angivet som 1/10 af maksimalkoncentrationen. Det fremgår endvidere af bekendtgørelsen, at det i hvert enkelt tilfælde skal tilstræbes den bedst mulige vandkvalitet, uanset minimumskvalitetskravene. For en række elementer kan en højere værdi fastsættes med særlig godkendelse. Dette gælder f.eks. for klorid.

EF har opstillet drikkevandskvalitetskriterier som vejledende værdier og som drikkevandskvalitetskrav, /11.2/. Disse værdier fremgår ligeledes af tabel 11.1.

WHO har opstillet en række drikkevandskvalitetskriterier som krav til maksimalt indhold vurderet ud fra sporelementernes human- toksikologiske egenskaber samt andre parametre såsom æstetik og smag, /11.3/. Drikkevandskvalitetskravene for en række stoffer blev revurderet i 1984, og for enkelte stoffer blev det konkluderet, at der ikke var behov for yderligere tiltag, /11.3/. WHO konkluderede endvidere, at der ikke er behov for tiltag over for stofferne Mo og Sn, /11.3/. Der er derfor ikke gjort forsøg på at indsamle yderligere oplysninger på disse stoffer. Det skal anføres, at WHO's drikkevandskvalitetskriterier er under revision. Ved sammenligning af drikkevandskvalitetskriterierne i tabel 11.1 fremgår det, at der stort set er overensstemmelse mellem drikkevandskvalitetskravene. En undtagelse er drikkevandskvalitetskravet for Ni, hvor Danmark er mere restriktiv end EF.

I USA er opstillet drikkevandskvalitetskrav for maksimalt indhold af sporelementer, /9.3/.

Til brug for den efterfølgende risikoscreening fastsættes screeningsværdier for drikkevand. Screeningsværdierne fastsættes for hvert enkelt sporelement og afspejler koncentrationer, som ikke bør overskrides under normale omstændigheder. Screeningsværdierne for drikkevand fastsættes således:

- Som 1. prioritet benyttes de vejledende koncentrationer fra den danske bekendtgørelse om kvalitetskrav til drikkevand, /11.1/.

- Som 2. prioritet benyttes EF's vejledende koncentrationer i drikkevand.
- Som 3. prioritet benyttes de maksimalt tilladelige koncentrationer i drikkevand fra den danske bekendtgørelse om kvalitetskrav til drikkevand, /11.1/.
- Som 4. prioritet benyttes WHO's anbefalede grænseværdier for indhold af sporelementer og salte i drikkevand

De fastsatte screeningsværdier for drikkevand, der fremkommer ved denne metode, fremgår af tabel 11.1.

**Tabel 11.1**

Eksisterende drikkevandskvalitetskriterier og fastsatte screeningsværdier ( $\mu\text{g/l}$ ).

| Parameter                     | DK    |        | EF    |      | WHO | US-EPA<br>(WQC) | Screenings-<br>værdier |
|-------------------------------|-------|--------|-------|------|-----|-----------------|------------------------|
|                               | Vejl. | Max.   | Vejl. | Max. |     |                 |                        |
| As                            | <5    | 50     | -     | 50   | 50  | 50              | 5                      |
| Ba                            | 100   | -      | 100   | -    | -   | 1000            | 100                    |
| Cd                            | <0,5  | 5      | -     | 5    | 5   | 100             | 0,5                    |
| Cr                            | <5    | 50     | -     | 50   | 50  | 50              | 5                      |
| Cu                            | -     | 100    | 100   | -    | a)  | -               | 100                    |
| Hg                            | <0,1  | 1      | -     | 1    | 1   | 2               | 0,1                    |
| Mo                            | -     | -      | -     | -    | b)  | -               | b)                     |
| Ni                            | -     | 20     | -     | 50   | -   | -               | 20                     |
| Pb                            | <5    | 50     | -     | 50   | 50  | 50              | 5                      |
| Se                            | <1    | 10     | -     | 10   | 10  | 10              | 1                      |
| Sn                            | -     | -      | -     | -    | b)  | -               | b)                     |
| Zn                            | -     | 100    | 100   | -    | a)  | -               | 100                    |
| Cl                            | 50000 | 300000 | 25000 | -    | -   | -               | 50000                  |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | 50    | 250    | 25    | 250  | 400 | -               | 50                     |

- a) Bør begrænses af hensyn til æstetik og smag  
b) WHO (1984) konkluderer, at der ikke er behov for tiltag vedr. disse stoffer  
- Ingen data

## 12. Risikoscreening for udvalgte sporelementer

Den miljømæssige risiko ved nyttiggørelse og deponering af slagger kan vurderes på baggrund af sporelementernes udvaskelighed og de angivne screeningsværdier. I nedenstående risikoscreening anvendes data om den maksimale koncentration, der kan forventes opnået i ufortyndet perkolat ved infiltration med regnvand og saltvand. De maksimalt opnåelige koncentrationer i perkolat fra henholdsvis regnvand og marin udvaskning repræsenterer to anvendelses-/deponeringssituationer, henholdsvis anvendelse/deponering på land (kystnær deponering og anvendelse som for eksempel stabiliseringsmateriale) og en marin anvendelse/deponering (for eksempel havneopfyldning). De anvendte udvaskelighedsdata vurderes at være konservative, da der dels anvendes de "maksimale koncentrationer" i perkolat, der kan forventes opnået ved udvaskningsforsøg, dels fordi der ikke tages højde for fortyndingsforhold i grundvand og recipient.

De angivne screeningsværdier i afsnit 10 og 11 vurderes ligeledes at være konservative estimer af kritiske koncentrationsniveauer i grundvand (drikkevand) samt overfladerecipienter. Det skal anføres, at der er en vis (måske væsentlig) usikkerhed på de anførte screeningsværdier for overfladerecipienter. De angivne værdier afspejler således nuværende viden og en række myndigheders tiltag på dette område. Der er gennem projektfasen identificeret et behov for en generel og systematiseret videnindsamling med henblik på at definere vandkvalitetskriterier nationalt og i EF-regi for en række sporelementer.

I den udførte risikoscreening af sporelementer og salte er ligeledes sammenstillet udvaskelighedsdata for total udvaskelig mængde med de angivne screeningsværdier for drikkevand og marine recipienter.

Risikoscreeningen definerer risikofaktorer for sporelementerne og saltene ved forholdet mellem den maksimale koncentration i perkolat samt den totale udvaskelige mængde fra slagger og de fastsatte screeningsværdier for henholdsvis drikkevand og marine recipienter. Disse risikofaktorer beskriver den fortynding af perkolatet, der skal til for at opfylde kravene til screeningsværdierne for sporelementerne og saltene.

Da udvaskningen af sporelementer og salte fra slagger kan variere som følge af den valgte deponeringsmåde/strategi, de fysisk/kemiske forhold i det vandige miljø ved deponiet samt slaggens indhold af sporelementer, salte og organisk materiale, kan det være relevant at vurdere forureningsrisici relateret til sporelementernes potentielle udvaskelighed. Til vurdering af sporelementernes potentielle

udvaskelighed er estimeret den nødvendige vandmængde til fortynding af den totale udvaskelige mængde sporelement for at kunne overholde de opstillede screeningsværdierne. Det vil sige den vandmængde, der er nødvendig til fortynding af den tilgængelige mængde sporelement, således at screeningsværdien netop er nået. Dette forhold benævnes den potentielle risikofaktor for drikkevand og marine recipienter.

I den udførte risicoscreening er det muligt at vurdere den relative "miljøfarlighed" af de enkelte sporelementer under de givne forudsætninger (udvaskelighed og screeningsværdier). Risicoscreeningen kan således give en indikation på, hvilke sporelementer der er relevant at fokusere på i forhold til dels en drikkevandsressource og dels marine recipienter. Den relative miljøfarlighed kan vurderes ud fra de opnåede risikofaktorer (fortyndingsfaktorer).

12.3

I Slaggebekendtgørelsen er opstillet krav til en maksimalt tilladelig koncentration af sporelementerne Pb, Cd og Hg (tabel 12.2). Koncentrationskravene angivet i Slaggebekendtgørelsen relaterer sig til indholdet af sporelement i slaggen og således ikke direkte til den udvaskelige fraktion af sporelementet (se afsnit 5). På baggrund af de ovenfor anførte forudsætninger om udvaskelighed og de angivne screeningsværdier kan de resulterende risikofaktorer beregnes. De beregnede risikofaktorer er konservative og kan illustrere, hvilke sporelementer der er de mest problematiske samt de uproblematisk i forhold til drikkevand og marine recipienter.

## 12.1 Risikoscreening for grundvand

I tabel 12.1 er sammenstillet typiske koncentrationsniveauer i slagger af de tolv sporelementer og saltene Cl og SO<sub>4</sub> samt NH<sub>3</sub>. Den højeste koncentration der er fundet af disse parametre i perkolat ved infiltration af regnvand er også angivet. I tabellen er angivet de beregnede risikofaktorer og potentielle risikofaktorer for sporelementerne og saltene. Desuden er angivet den procentuelle mængde sporelement, der kan forventes udvasket fra slaggen (% tilgængelig mængde).

På baggrund af de beregnede risikofaktorer og potentielle risikofaktorer kan der med hensyn til udvaskning fra slagger opstilles tre risikogrupper.

Gruppe I indeholder de stoffer, der i de fleste tilfælde vil udgøre den største risiko for drikkevandsressourcen. I denne gruppe findes stofferne:

Pb, Cl, Cd, SO<sub>4</sub>, Hg, Cu, Se, (organisk materiale)

**Tabel 12.1**

Landdeponering. Risikoscreening af udvalgte sporelementer i relation til drikkevand. De angivne værdier for max. konc. i perkolat, total udvaskelig mængde samt L/S for max. konc. er angivet for infiltration af slagger med regnvand. Baggrundskoncentrationen i grundvand er baseret på Nygaard et al. 1991.

| Pa-<br>ra-<br>me-<br>ter | Konc. i<br>slagger | Max.<br>konc.<br>i<br>per-<br>kolat | Total ud-<br>vaskelig<br>mængde | Tilgænge-<br>lig<br>mængde | L/S<br>for<br>max.<br>konc. | Bag-<br>grunds-<br>konc.<br>i<br>grund-<br>vand | Scree-<br>nings-<br>værdi | Risikofak-<br>tor<br>Max konc./<br>screenings-<br>værdi | Potentiel<br>risikofaktor<br>Total ud-<br>vaskelig<br>mængde/<br>screenings-<br>værdi |
|--------------------------|--------------------|-------------------------------------|---------------------------------|----------------------------|-----------------------------|-------------------------------------------------|---------------------------|---------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------|
|                          | g/t                | µg/l                                | g/t                             | %                          |                             | µg/l                                            | µg/l                      |                                                         | m³/t                                                                                  |
| As                       | 19-38              | 6                                   | 0,018                           | 0,05-0,09                  | 0,0-0,2                     | 0,0*                                            | 5                         | 1,2                                                     | 3,6                                                                                   |
| Ba                       | 1500-2700          | -                                   | -                               | -                          | -                           | 88,56                                           | 100                       | -                                                       | -                                                                                     |
| Cd                       | 1,4-12             | 64                                  | <0,014                          | <12-71,5                   | 0,0-0,2                     | 0,04                                            | 0,5                       | 128                                                     | <28                                                                                   |
| Cr                       | 230-310            | 2,2                                 | <0,02                           | 0,006-0,009                | 0,0-0,2                     | 0,39                                            | 5                         | 0,44                                                    | 4                                                                                     |
| Cu                       | 2400-4800          | 2100                                | 0,53                            | 0,01-0,022                 | 0,0-0,2                     | 1,01                                            | 100                       | 21                                                      | 5,3                                                                                   |
| Hg                       | 0,09-0,26          | 6                                   | 0,094                           | 36-100                     | 0,2-0,5                     | 0,00                                            | 0,1                       | 60                                                      | 940                                                                                   |
| Mo                       | 2,5-14             | -                                   | -                               | -                          | -                           | 1,56                                            | b)                        | -                                                       | -                                                                                     |
| Ni                       | 68-190             | 49                                  | 0,12                            | 0,06-0,18                  | 0,2-0,5                     | 2,65                                            | 20                        | 2,5                                                     | 6                                                                                     |
| Pb                       | 2100-3900          | 2100                                | 0,32                            | 0,008-0,02                 | 0,0-0,2                     | -                                               | 5                         | 420                                                     | 64                                                                                    |
| Se                       | 0,63-8             | 14                                  | 0,063                           | 0,8-10                     | 0,0-0,2                     | -                                               | 1                         | 14                                                      | 63                                                                                    |
| Sn                       | 260-300            | 7                                   | -                               | -                          | 0,5-1,0                     | -                                               | b)                        | -                                                       | -                                                                                     |
| Zn                       | 2300-6200          | 59                                  | <0,3                            | <0,005-0,01                | 0,0-0,2                     | -                                               | 100                       | 0,6                                                     | 3                                                                                     |
| Cl                       | -                  | 8000                                | 3700                            | ≈100                       | -                           | -                                               | 50 a)                     | 160                                                     | 74000                                                                                 |
| SO <sub>4</sub>          | -                  | 6300a)                              | 6500                            | -                          | -                           | -                                               | 50 a)                     | 126                                                     | 130                                                                                   |

a) Enheden er mg/l

b) WHO har konkluderet, at der ikke er behov for tiltag for disse stoffer

\* Enhed er opgivet i mg/l

- Ingen data

I gruppe II findes de stoffer, der kan udgøre en risiko for drikkevandsressourcen, men som i de fleste tilfælde vil være et mindre problem end gruppe I stofferne. I denne gruppe findes stofferne:

Ni, As

I gruppe III findes de stoffer, der i de fleste tilfælde ikke vil udgøre en risiko for drikkevandsressourcen. I denne gruppe findes stofferne:

Zn, Cr, Sn, Mo, Ba

I vurderingen af sporelementernes mobilitet er der som tidligere nævnt ikke taget højde for dannelse af komplekser mellem sporelementerne og organisk materiale. Da det er sandsynligt, at mobiliteten af sporelementer generelt vil forøges ved dannelse af komplekse forbindelser med organisk materiale, bør organisk stof indtil videre indgå i gruppe I.

De beregnede risikofaktorer for sporelementer og salte med hensyn til den største potentielle risiko for grundvandsressourcen, der fremgår af tabel 12.3, er følgende elementer:

Cl, Hg, SO<sub>4</sub>, Pb, Se og Cd

Det bør dog bemærkes, at Hg-tallene er usikre (se afsnit 5), og at mængden af Hg i affald fortsat må forventes at falde.

Ved en risikoscreening af udvaskede sporelementers skæbne i grundvand skal der tages hensyn til sporelementernes mobilitet i jord og grundvand. Da et sporelements mobilitet i jord og grundvand vil være kontrolleret af de lokale hydrogeologiske forhold, må en sådan vurdering nødvendigvis have en generel karakter.

Ud fra kendskabet til ovennævnte sporelementers (Hg, Pb, Se, Cl, SO<sub>4</sub> og Cd) mobilitet kan Pb og Hg betegnes som de mindst mobile sporelementer. Mobiliteten af disse sporelementer kan dog øges ved tilstedeværelsen af organisk stof i perkolat/grundvand.

## 12.2 Risikoscreening for marine recipienter

I tabel 12.2 er opstillet typiske koncentrationsniveauer af de tolv sporelementer i slagger, de maksimale koncentrationer der er påvist i perkolat fra slagger dannet ved infiltration af slagger med havvand samt screeningsværdier for marine recipienter. I tabellen er opgivet de beregnede risikofaktorer og potentielle risikofaktorer ved placering af slagger ved henholdsvis havneopfyldning og kystnær deponering. En kystnær deponering er defineret som placering af slagger i deponier på land med grundvandsstrømning mod havet. Ved denne form for deponering benyttes grundvandsressourcen mellem deponiet og kysten ikke som drikkevandsressource. De benyttede maksimale koncentrationer af sporelementer i perkolat fra kystnære deponier er beregnet på baggrund af infiltration af regnvand (tabel 12.1). Ved havneopfyldninger er benyttet data for udvaskning af slagger med havvand.

De benyttede screeningsværdier gælder for marine recipienter (afsnit 10).

### Marin anvendelse:

Ved for eksempel havneopfyldninger med slagger vil udskiftning af porevolumenet være afhængig af mængden af slagge deponeret under havoverfladen, tidevandskiftet samt infiltration af dræn- eller regnvand. På baggrund af de beregnede risikofaktorer kan det konkluderes, at de største forureningsrisici ved marine anvendelser som for eksempel havneopfyldning af slagger er forbundet med udvaskning af sporelementerne:

Cu > Pb > Ni > Cd > Hg > Zn > Cr

Sporelementerne er i ovenstående række anført med faldende risikofaktor. Risikoscreeningen viser, at udvaskningen af As, Se og Cr fra slagger, der deponeres marint, har relativ mindre miljømæssig betydning.

Der er ikke opnået tilstrækkelige data til vurdering af sporelementerne Mo, Ba og Sn.

**Tabel 12.2**

Risikoscreening af udvalgte sporelementer i relation til marine recipienter. De angivne værdier for max. konc. i perkolat, total udvaskelig mængde samt L/S for max. konc. er angivet for infiltration af slagger med saltvand.

| Parameter | Konc. slagger | Max. konc. i perkolat | Total udvaskelig mængde | Tilgængelig mængde | L/S for max. konc. | Screeningsværdi | HAVNEOPFYLDNING |                                 |
|-----------|---------------|-----------------------|-------------------------|--------------------|--------------------|-----------------|-----------------|---------------------------------|
|           | g/t           | µg/l                  | L/S=0-25<br>g/t         | %                  |                    | µg/l            | Risiko-faktor   | Potentiel Risiko-faktor<br>m³/t |
| As        | 19-38         | 9                     | 0,028                   | 0,07-0,15          | 0,2-1              | 13              | 0,7             | 40                              |
| Ba        | 1500-2700     | -                     | -                       | -                  | -                  | -               | -               | -                               |
| Cd        | 1,4-12        | 65                    | 1,3                     | 11-93              | 5,0-25             | 5               | 13              | 260                             |
| Cr        | 230-310       | 1,4                   | <0,02                   | 0,006-0,009        | 0,0-0,2            | 5               | 0,3             | 67                              |
| Cu        | 2400-4800     | 4600                  | 2,7                     | 0,06-0,1           | 0,0-0,2            | 2,9             | 1586            | 931                             |
| Hg        | 0,09-0,26     | 6                     | 0,053                   | 20,4-59            | 1,0-2,0            | 0,5             | 12              | 4,4                             |
| Mo        | 2,5-14        | -                     | -                       | -                  | -                  | 9               | -               | -                               |
| Ni        | 68-190        | 270                   | 0,37                    | 0,2-0,5            | 0,0-0,2            | 8,3             | 32,5            | 11,3                            |
| Pb        | 2100-3900     | 1100                  | 0,93                    | 0,02-0,04          | 0,0-0,2            | 3,2             | 344             | 291                             |
| Se        | 0,63-8        | 31                    | -                       | -                  | 0,0-0,2            | 35              | 0,9             | -                               |
| Sn        | 260-300       | 3                     | 0,95                    | 0,3-0,37           | 0,0-0,2            | -               | -               | -                               |
| Zn        | 2300-6200     | 320                   | 6,6                     | 0,1-0,29           | 5,0-25             | 86              | 3,7             | 78                              |

| Parameter | KYSTNÆR DEPONERING |                                 | BCF-faktor | Akkumuleringspotential<br>Biota | Grænseværdier<br>Fødevarer | Tilladelig konc. |
|-----------|--------------------|---------------------------------|------------|---------------------------------|----------------------------|------------------|
|           | Risiko-faktor      | Potentiel risiko-faktor<br>m³/t |            |                                 |                            |                  |
| As        | 0,5                | 1,4                             | 4-350      | 0,036-3,15                      | -                          | -                |
| Ba        | -                  | -                               | -          | -                               | -                          | -                |
| Cd        | 12,8               | 2,8                             | 540-2150   | 35,1-139,8                      | 0,05-0,5                   | 0,5-0,6          |
| Cr        | 0,4                | 4                               | 2,8-192    | 0,004-0,27                      | -                          | -                |
| Cu        | 724                | 0,2                             | 106-28200  | 487,6-1,3                       | -                          | -                |
| Hg        | 12                 | 188                             | 4994       | 29,9                            | 0,3-1                      | 0,35             |
| Mo        | -                  | -                               | a)         | -                               | -                          | -                |
| Ni        | 6                  | 14,5                            | 106-493    | 28,6-127,7                      | -                          | -                |
| Pb        | 656                | 100                             | 42-2570    | 46,2-2827                       | 0,3-1                      | 3,5              |
| Se        | 0,4                | 1,8                             | 78         | 2,4                             | -                          | -                |
| Sn        | -                  | -                               | -          | -                               | 50                         | 500              |
| Zn        | 0,7                | <3,5                            | 432-500    | 138,2-160                       | -                          | 21-70            |

a) Forventes ikke bioakkumuleret i væsentligt omfang  
Ingen data

Vurderet ud fra den potentielle udvaskning fra slagger under marine forhold kan der opstilles følgende række af risici for miljøet som følge af udvaskning af sporelementer fra slagger:

$\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Cr} > \text{As} > \text{Ni} > \text{Hg} > \text{Se}$

Den totale mængde sporelement, der kan forventes udvasket, er angivet i tabellen (g/tons deponeret slagge).

For sporelementer med bioakkumulerende egenskaber vil den totale mængde udvaskelig sporelement teoretisk være tilgængelig for bioakkumulering. Dette er dog erfaringsmæssigt ikke tilfældet, idet en ikke uvæsentlig mængde metal transporteres bort og fortyndes til koncentrationer, der ikke miljømæssigt vil give problemer. I tabel 12.2 er angivet et interval af biokoncentreringsfaktorer for en række af de udvalgte sporelementer. Disse data fremgår ligeledes af afsnit 9. Det fremgår af tabellen, at der er stor variation på biokoncentreringsfaktorerne for de enkelte metaller. Denne variation skyldes dels uensartede forsøgsbetingelser og dels at undersøgelserne er udført på organismer med f.eks. forskellige fødeoptagelse. Metaloptagelsen af muslinger kan således være forskellig fra metaloptagelsen hos fisk og alger. Der er derfor næppe faglig belæg for kvantitativt og relativt at vurdere de fremkomne data i en risikoscreening som denne. En vurdering af den relative bioakkumulerbarhed kan alene foretages ud fra standardiserede direkte sammenlignelige undersøgelsesresultater.

Biokoncentreringsfaktorer er defineret som koncentrationen (af sporelement) i fisken i forhold til koncentrationen i vandfasen ( $\text{BCF} = C_{\text{fisk}}/C_{\text{vand}}$ ). Det er derfor teoretisk muligt at beregne et konservativt estimat for en koncentration af sporelement i fisk ud fra den maksimale koncentration af sporelement i vandfasen. Det vurderes, at de fremkomne koncentrationsniveauer i fisk ikke bør anvendes kvantitativt. De angivne koncentrationsniveauer er alene medtaget for at illustrere, at sporelementernes bioakkumuleringspotentiale skal medtages ved en risikoscreening.

På grundlag af ovenstående kan følgende sporelementer med de største relative forureningsrisici i forhold til toksisk effekt i marine recipienter identificeres. Risikoscreeningen er alene foretaget for anvendelse af slagger ved havneopfyldning (akvatisk toxicitet):

$\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Hg} > \text{Zn} > \text{As} > \text{Cr} > \text{Se}$

Det fremgår af ovenstående screeninger af de miljømæssige konsekvenser af deponering af slagger i havnebassiner, at udvaskning af sporelementerne Cu, Pb, Cd, Hg og Ni giver de største problemer. Her gælder dog også for Hg, at kildestyrketallene bl.a. på grund af analysetekniske forhold er usikre, og at det generelle indhold af Hg i affald og specielt slagger må forventes fortsat at aftage.

**Tabel 12.3**

Sammenstilling af kritiske niveauer af udvalgte sporelementer i slagge.

| Parameter       | Konc.<br>slagge<br><br>g/t | Nuværende<br>krav i.h.t.<br>Bekendtgørelse<br><br>g/t | RISIKOFAKTOR    |                    |               |
|-----------------|----------------------------|-------------------------------------------------------|-----------------|--------------------|---------------|
|                 |                            |                                                       | Drikke-<br>vand | Havne-<br>opfyldn. | Kyst-<br>nært |
| As              | 19-38                      | -                                                     | 1,2             | 0,7                | 0,5           |
| Ba              | 1500-2700                  | -                                                     | -               | -                  | -             |
| Cd              | 1,4-12                     | 10                                                    | 128             | 13                 | 12,8          |
| Cr              | 230-310                    | -                                                     | 0,44            | 0,3                | 0,4           |
| Cu              | 2400-4800                  | -                                                     | 21              | 1586               | 724           |
| Hg              | 0,09-0,26                  | 0,5                                                   | 60              | 12                 | 12            |
| Mo              | 2,5-14                     | -                                                     | a)              | -                  | -             |
| Ni              | 68-190                     | -                                                     | 2,5             | 32,5               | 6             |
| Pb              | 2100-3900                  | 3000                                                  | 420             | 344                | 656           |
| Se              | 0,63-8                     | -                                                     | 14              | 0,9                | 0,4           |
| Sn              | 260-300                    | -                                                     | a)              | -                  | -             |
| Zn              | 2300-6200                  | -                                                     | 0,6             | 3,7                | 0,7           |
| Cl              | 1200-1700                  | -                                                     | 160             | -                  | -             |
| SO <sub>4</sub> | -                          | -                                                     | 126             | -                  | -             |

- a) WHO har konkluderet, at der ikke er behov for tiltag for disse stoffer.  
b) Enheden er mg/kg  
- Ingen data

Det fremgår af tabel 12.3, at de beregnede risikofaktorer for sporelementerne

Cu, Ni, Pb (og Hg)

er større end 1. I forbindelse med anbringelse af slagge i marine recipienter bør koncentrationen af disse sporelementer som minimum medtages i en vurdering.

#### Kystnær deponering:

Ved oplag af slagge i kystnære deponier vil der foregå en tilbageholdelse af udvaskede sporelementer i området mellem deponiet og kystzonen. Tilbageholdelsen i grundvandszonen af sporelementerne er beskrevet i afsnit 8. Da grundvandsressourcen mellem deponiet og kystzonen ikke anvendes som drikkevandsressource, er grundvandsressourcen i dette område ikke truet. Der bør derimod stilles krav om en dokumentation af grundvandsstrømninger lokalt ved deponierne.

I tabel 12.2 er der foretaget en risikoscreening for en marin recipient ved et kystnært deponi. Risikoscreeningen baseret på risikofaktorer og potentielle risikofaktorer viser begge, at den største risiko ved udvaskningen er knyttet til sporelementerne:

Pb, Cu, Hg, Ni samt Cd

De beregnede risikofaktorer vil reduceres som følge af tilbageholdelse af sporelementerne i undergrunden mellem slaggerne og kysten. Tilbageholdelsen af ovennævnte fire sporelementer er i de fleste hydrogeologiske situationer relativt stor. På grund af denne reduktion i koncentrationen, og den langsomme udsivning forventelig store fortynding i recipienten, må de miljømæssige konsekvenser ved udsivning af sporelement til marine recipienter vurderes at være relativ små ved kystnær deponering af slagger. Ved kystnær placering af slagger kan det derfor være relevant at fokusere på udsivning af organisk stof og kvælstof.

## **13. Anbefalinger i forbindelse med nyttiggørelse og deponering af slagger**

### **13.1 Generelle anbefalinger vedrørende udvaskning fra slagger**

Følgende generelle anbefalinger kan fremhæves på baggrund af de opnåede erfaringer i dette projekt.

Projektets resultater viser, at der ikke er en entydig sammenhæng mellem "det totale indhold af sporelement i slagger" (DS 259) og den udvaskelige fraktion fra slaggen. Den udvaskelige fraktion eller en beskrivelse af udvaskningsforløbet fra slaggen kan, eventuelt suppleret med en analyse for "totalindhold", benyttes til vurdering af miljørisici forbundet med anvendelse af slagger.

Den eksisterende viden om slaggers organiske indholdsstoffer og karakteristika, den mikrobiologiske aktivitet i slagger samt ovenstående betydning for udvaskning af sporelementer er ringe. Da ovenstående kan have væsentlig indflydelse på sporelementers udvaskelighed fra slagger, vil det være hensigtsmæssigt at tilvejebringe data om organisk materiales karakteristika og indflydelse på udvaskning og mobilitet af sporelementer fra slagger. Viden om det udvaskede organiske materiales indflydelse på transporten af sporelementer i aquiferen er ligeledes ikke tilstrækkeligt belyst.

På grundlag af et forøget videnniveau om ovenstående kan det vurderes, om indhold af organisk stof i slagger (glødetab) bør indgå i en kommende lovgivning. Indholdet af organisk stof kan til en vis grad relateres til, hvorledes forbrændingsprocessen er forløbet.

Erfaringsmæssigt er indholdet af visse sporelementer og salte i flyveaske væsentligt højere end indholdet i slagger. En iblanding af flyveaske i slagger kan derfor betyde en forøgelse af udvaskningen af en række elementer.

### **13.2 Nyttiggørelse af slagger**

Slagger nyttiggøres i Danmark i forbindelse med bygge- og anlægsarbejder. Slagger benyttes især som stabiliseringsmateriale i forbindelse med etablering af veje og stier, samt ved opfyldninger i havnebasiner. Ved nyttiggørelse af slagger på land ved bygge- og anlægsarbejder kan udvaskning af sporelementer udgøre en potentiel trussel mod grundvandet, og ved anvendelse af slagger i forbindelse med marine opfyldninger vil de marine recipienter kunne blive påvirket.

#### **Anvendelse og nyttiggørelse på land:**

Ved anvendelse af slagger i forbindelse med større vejanlæg udlægges slagger i op til 1 meter tykke lag under asfalt. Asfalten vil reducere/eliminere infiltrationen af regnvand gennem laget af slagger, og dermed reducere udvaskningen.

Ved anvendelse af slagger i forbindelse med etablering af stisystemer udlægges slagger normalt i op til 30 cm tykke lag. Den maksimale koncentration af sporelementer i perkolatet fra udvaskningen fra slagger i denne lagtykkelse vil teoretisk forekomme inden for ét år, og der vil i praksis forekomme en fuldstændig udvaskning inden for en kort årrække (10 år).

Resultatet af de gennemførte screeningsundersøgelser, og vurderingen af sporelementernes mobilitet viste, at de største risici ved udvaskning af sporelementer fra slagger i forhold til grundvandsressourcen er forbundet med parametrene:

Pb, Cl, Cd, SO<sub>4</sub>, Hg, Cu, Se, (organisk materiale)

Som tidligere nævnt kan Pb og Hg betegnes som de relativt mindst mobile sporelementer af ovennævnte i grundvand.

Sporelementet Se kan udgøre et problem i forhold til grundvandsressourcen under oxiderende forhold.

#### **Marin anvendelse:**

Slagger anvendes i Danmark i nogen udstrækning som opfyldningsmateriale i marine omgivelser, for eksempel i havnebassiner. En del af slaggerne kommer derved i direkte kontakt med havvand med en resulterende udvaskning af sporelementer til den marine recipient til følge.

Resultatet af de gennemførte screeningsundersøgelser viste, at de sporelementer, som ved marine anvendelses- eller deponeringsformer kan forventes at udgøre de relativt største potentielle miljømæssige risici, vil være:

Cu, Pb, Ni, Cd, (Hg)

### **13.3 Deponering af slagger**

I Danmark deponeres slagger i et vist omfang uden perkolatopsamling i kystnære deponier. Ved et deponi forstås en anbringelse af slagger inden for et veldefineret, afgrænset område, hvor det deponerede materiale ikke er i direkte kontakt med en recipient. De kystnære deponier placeres, så der ikke mellem deponiet og kystzone findes grundvandsressourcer, der benyttes som drikkevand. Deponeringen er ofte foretaget så der med det infiltrerende regnvand sker en langsom udsivning af perkolat med salte og sporelementer til

grundvandet. I tabel 13.1 er for et 10 meter højt deponi angivet sammenhæng mellem mængden af perkolat og infiltration. De beregnede perkolatmængder er angivet ved L/S forholdet, der er defineret i afsnit 5. Det fremgår af tabel 13.1, at med en infiltration på 150 mm per år, hvilket er normalt under danske forhold, vil der dannes 1500 m<sup>3</sup> perkolat per ha per. år, eller 15 cm per 1 m<sup>2</sup>.

Det infiltrerende perkolat fra en deponi med slagger vil blive opblandet med det grundvand, der strømmer under deponiet mod kystzonen. På grund af denne opblanding vil koncentrationen af sporelementer i perkolatet reduceres betydeligt. Derudover vil koncentrationen af sporelementerne reduceres yderligere på grund af udfældning- og adsorptionsprocesser. Da grundvandsressourcerne mellem et kystnært deponi og kystzonen ikke anvendes som drikkevandsressource, kan forhøjede koncentrationer af sporelementer i dette område ikke betragtes som et miljømæssigt problem. Ved godkendelser af deponier med slagger bør man imidlertid sikre, at grundvandets strømningsretning med rimelig sikkerhed er kendt.

De miljømæssige risici ved en kystnær deponering af slagger skyldes udsivning af perkolat med sporelementer til de marine recipienter. Resultatet af de gennemførte screeningsundersøgelser for deponeret slagge viser, at de største miljømæssige problemer med perkolat fra kystnære deponier er forbundet med sporelementerne:

Pb, Cu, Hg samt Ni, Cd

Da mobiliteten af disse sporelementer i jord og grundvand i de fleste tilfælde er relativ lille, må det antages at koncentrationen af disse sporelementer i det udsivende perkolat til de marine recipienter vil være lille. I havstokken forekommer en betydelig opblanding med havvand, og koncentrationen af sporelementerne reduceres derfor yderligere. Det kan derfor forventes, at der i de fleste situationer vil være en meget lille risiko for at genfinde ovennævnte sporelementer i uacceptable høje koncentrationer i marine recipienter ud for et kystnært deponi med slagge.

Ved kystnær deponering af slagge vil der ske en udsivning af organiske stoffer (NVOC) samt karakteristika af disse og kvælstof, hvis omfang skal vurderes i det konkrete tilfælde.

**Tabel 13.1**

Samhørende værdier af L/S og t (tiden efter fremkomsten af det første perkolat) for et 10 meter højt landdeponi med restprodukter med en tørrumvægt på 1 t/m<sup>3</sup>. Desuden er perkolatproduktionen pr. hektar deponi pr. år (Q) angivet.

| L/S                      | PERKOLATPRODUKTIONSTIDEN, t |    |            |    |             |    |             |    |
|--------------------------|-----------------------------|----|------------|----|-------------|----|-------------|----|
|                          | I=10 mm/år                  |    | I=50 mm/år |    | I=150 mm/år |    | I=300 mm/år |    |
| 0,01                     | 10                          | år | 2          | år | 0,7         | år | 0,3         | år |
| 0,05                     | 50                          | år | 10         | år | 3,3         | år | 1,7         | år |
| 0,1                      | 100                         | år | 20         | år | 6,7         | år | 3,3         | år |
| 0,5                      | 500                         | år | 100        | år | 33          | år | 17          | år |
| 1                        | 1000                        | år | 200        | år | 67          | år | 33          | år |
| 5                        | 5000                        | år | 1000       | år | 330         | år | 170         | år |
| 10                       | 10000                       | år | 2000       | år | 670         | år | 330         | år |
| 50                       | 50000                       | år | 10000      | år | 3300        | år | 1700        | år |
| 100                      | 100000                      | år | 20000      | år | 6700        | år | 3300        | år |
| Q(m <sup>3</sup> /ha/år) | 100                         |    | 500        |    | 1500        |    | 3000        |    |

## 14. Ordliste

|                                          |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |
|------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <i>Adsorption/<br/>desorption</i>        | Adsorption er en proces, hvorved sporelementer kan bindes til faste partikler i jord- og grundvandssystemet. Desorption er den modsatte proces. Adsorptionsprocessen kan opdeles i to principielle mekanismer bestående af ionbytning af sporelement med andre ioner og en passiv binding af sporelement til for eksempel en organisk matrix. |
| <i>Aerob</i>                             | Iltrig.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
| <i>Amorfe faser</i>                      | Faser uden krystallinsk struktur.                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
| <i>Anionbytnings-<br/>kapacitet, AEC</i> | Sedimentets evne til at tilbageholde anioner.                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| <i>Artesisk grund-<br/>vandsmagasin</i>  | Grundvandsmagasin, hvor de geologiske og hydrogeologiske forhold betinger, at trykforholdene er mere end 1 atm. i grundvandsmagasinet.                                                                                                                                                                                                        |
| <i>Co-precipitation</i>                  | "Medudfældning": Overskrides opløselighedsproduktet for et "salt" fældes ofte "andre" salte ud.                                                                                                                                                                                                                                               |
| <i>Desorption</i>                        | Se adsorption/desorption.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     |
| <i>DS 259</i>                            | Dansk Standard 259. Oplukning samt kemisk analyse/procedure udarbejdet af Dansk Standardiseringsnævn. Til analyse for metal anvendes atomabsorptionsspektrofotometri (AAS).                                                                                                                                                                   |
| <i>Halogenider</i>                       | Anioner af 7. hovedgruppe: fluorid, klorid, bromid og iodid.                                                                                                                                                                                                                                                                                  |

|                                     |                                                                                                                                                                                                                                                   |
|-------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <i>Isoelektriske punkt</i>          | Ved ændring af pH er det netop den pH-værdi, hvor sedimentets overfladeladning ændres.                                                                                                                                                            |
| <i>Kationbytningskapacitet, CEC</i> | Sedimentets evne til at tilbageholde kationer.                                                                                                                                                                                                    |
| <i>L/S</i>                          | Repræsenterer væske-/faststofforholdet, hvor L er den til enhver tid producerede mængde perkolat, mens S er den totale mængde faststof.                                                                                                           |
| <i>Moderat reduceret grundvand</i>  | Grundvand uden opløst ilt og nitrat. Jern og mangan findes på reduceret form, mens svovl findes i oxideret form (sulfat).                                                                                                                         |
| <i>NVOC</i>                         | Kemisk analyseparameter, der bestemmer ikke flygtigt organisk kulstof ( <u>N</u> on <u>V</u> olatile <u>O</u> rganic <u>C</u> arbon). Anvendes som samleparameter for grundvandsanalyser.                                                         |
| <i>Oxidation/reduktion</i>          | Sporelementer (se definition) kan forefindes med forskellige ladningstrin og findes således i oxideret og reduceret form. Oxidation/reduktion relaterer sig til processen. Gennem oxidations-/reduktionsprocesser ændres mediets redoxpotentiale. |
| <i>Oxideret grundvand</i>           | Grundvand med en relativ stor iltmætning, hvor ilt og nitrat er til stede. Sulfat er normalt også til stede.                                                                                                                                      |
| <i>Perkolat</i>                     | Den resulterende vandmængde, der opsamles ved infiltration (perkoleret) af væske gennem slaggen.                                                                                                                                                  |
| <i>Potentiel risikofaktor</i>       | Forholdet med den totale udvaskelige mængde (total tilgængelig) og den estimerede screeningsværdi.                                                                                                                                                |
| <i>Redoxforhold (Eh)</i>            | Kan oversættes som mediets iltningstrin. Mediet (grundvand, sediment) kan være aerobt (iltrigt) eller reduceret i forskellig grad.                                                                                                                |

|                            |                                                                                                                                                                            |
|----------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <i>Reduceret grundvand</i> | Grundvand uden opløst ilt, nitrat og sulfat. Jern, mangan og svovl findes på reduceret form. Svovl findes som sulfider. Methan kan forekomme i grundvandet.                |
| <i>Reduktion</i>           | Se oxidation/reduktion.                                                                                                                                                    |
| <i>Risikofaktor</i>        | Forholdet mellem den maksimale koncentration i perkolat og den estimerede screeningsværdi.                                                                                 |
| <i>Screeningsværdier</i>   | Konservative vandkvalitetskriterier for grundvand og marine recipienter.                                                                                                   |
| <i>Sediment</i>            | Terminologi, der anvendes for uforstyrrede geologiske aflejringer.                                                                                                         |
| <i>Speciering</i>          | Sporelementets tilstand, det vil sige arten af salt og kompleksdannelse, etc.                                                                                              |
| <i>Sporelementer</i>       | Terminologien sporelement anvendes generelt i rapporten og omfatter elementerne arsen, barium, bly, cadmium, kobber, krom, kviksølv, molybdæn, nikkel, selen, tin og zink. |
| <i>WHO</i>                 | World Health Organization.                                                                                                                                                 |

## 15. Referencer

- /4.1/ Förstner, U. & G.T.W. Wittmann (1979): Metal Pollution in the Aquatic Environment. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1979.
- /4.2/ Alloway, B.J. (1990): Heavy Metals in Soils. John Wiley & Sons, Inc., New York, 1979.
- /5.1/ Hjelmar, O. (1990): Regulatory and environmental aspects of MSWI ash utilization in Denmark. In: Proceedings of the 3rd International Conference on Ash Utilization and Stabilization (Ash III), Arlington, Virginia, U.S.A., Nov. 13-14, 1990.
- /5.2/ Hjelmar, O., H. Thomassen & H. Højmark (1990): Restprodukter fra røggasrensning ved affaldsforbrænding I, Miljøprojekt Nr. 146, Miljøstyrelsen, 1990.
- /5.3/ Hjelmar, O., J.B. Andersen, K.J. Andersen, E. Bjørnstad, E.Aa. Hansen, A. Knap, K. Simmons, C. Cook, S. Cook, R. Jones, A. Murray & T. Riggs (1990): Assessment of the environmental impact of MSWI ash disposal in Bermuda. Paper presented at the Second International Conference on Municipal Waste Combustion, Tampa, Florida, April 16-19, 1991.
- /5.4/ Hartlén, J. & P. Elander (1986): Residues from waste incineration - chemical and physical properties. SGI Varia 172. Statens Geotekniska Institut, Linköping, Sweden, 1986.
- /5.5/ Hjelmar, O. (1991): Field studies of leachate from landfilled combustion residues. Paper presented at the International Conference on Environmental Implications of Construction with Waste Materials, WASCON '91, Maastricht, The Netherlands, November 10-14, 1991.
- /5.6/ Hjelmar, O. (1987): Leachate from incinerator ash disposal sites. In: Proceedings of the International Workshop on Municipal Waste Incineration, Montreal, NITEP, Environment Canada, October 1-2, 1987.
- /5.7/ Deutsche Norm. Schlamm und Sedimente (Gruppe S). Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4). DIN 38 414.
- /5.8/ American Society for Testing and Materials. Annual Book of ASTM. Standards 1916 Race St., Philadelphia, Pa. 19103.

- /5.9/ RCRA Section 3001 Regulations, U.S. EPA Offices of Water and Hazardous Materials, September 1978.
- /6.1/ Nygaard, E. red. (1991): Grundvand. Overvågning og Problemer. Danmarks Geologiske Undersøgelse, Serie D, Nr. 8, 1991.
- /6.2/ Hjelmar, O. (1992): Karakterisering af slagger fra affaldsforbrænding. Udarbejdet i forbindelse med Rammeprogram for begrænsning af miljøbelastende stoffer i affald, m.v., 1992.
- /6.3/ Becking, L.G.M. Bass, I.R. Kaplan, & D. Moore (1960): Limits of the natural environment in terms of pH and oxidation-reduction potentials. The Journal of Geology, Vol. 68, May 1960.
- /6.4/ Champ, D.R., J. Gulens & R.E. (1979): Oxidation-reduction sequences in ground water flow systems. Can. J. Earth Sci. Vol. 16, 1979.
- /6.5/ Postma, D., C. Boesen, H. Kristiansen & F. Larsen (1991): Nitrate Reduction in an Unconfined Sandy Aquifer: Water Chemistry, Reduction Processes, and Geochemical Modeling. Water Resources Research, Vol. 27, No. 8. pp. 2027-2045, August 1991.
- /6.6/ Lindsay, W.L. (1979): Chemical Equilibria in Soils. John Wiley & Sons, 449 pp, 1979.
- /6.7/ Rai, D. & J.M. Zachara (1984): Chemical Attenuation Rates, Coefficients and Constants in Leachate Migration. Vol.1: A Critical Review. Electric Power Research Institute, 1984.
- /6.8/ Drever, J. (1982): The Geochemistry of Natural Waters. Prentice Hall, 437 pp, 1982.
- /6.9/ Hem, J.D. (1985): Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. U.S. Geological Survey, Water Supply Paper 2254, 264 pp, 1985.
- /7.1/ Adriano, D.C. (1986): Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag New York, Berlin, Heidelberg, Tokyo. 533 pp, 1986.
- /7.2/ Liversey, N.T. & P.M. Huang (1981): Adsorption of Arsenate by Soil and Its Relation to Chemical Properties and Anions. Soil Sci. Vol. 131, pp. 88-94, 1981.

- /7.3/ Anderson, M.A., J.F. Ferguson & J. Gavis (1976): Arsenate Adsorption on Amorphous Aluminium Hydroxides. *J. Colloid & Interface Sci.* Vol. 54, pp. 391-399, 1976.
- /7.4/ Leckie, J.O.M.M., K. Hayes Benjamin, G. Kaufman & S. Altman (1980): Adsorption/Coprecipitation of Trace Elements from Water With Iron Oxyhydroxide. EPRI-RP-910. Palo Alto, California: Electric Power Research Institute, 1980.
- /7.5/ Frost, R.R. & R.A. Griffin (1977a): Effect of pH on Adsorption of Arsenic and Selenium from Landfill Leachate by Clay Minerals. *Soil Sci. Soc. Am. J.* Vol. 41, 1977.
- /7.6/ Hem, J.D. (1977): Reactions of Metal Ions at Surfaces of Hydroous Iron Oxide. *Geochimica et Cosmochimica Acta.* Vol. 41, pp. 527-538, 1977.
- /7.7/ Nriagu, J.O. (1974): Lead Orthophosphates. IV. Formation and Stability in the Environment. *Geochimica et Cosmochimica Acta.* Vol. 38., pp. 887-898, 1974.
- /7.8/ Santillan-Medrano, J. & J.J. Jurinak (1975): The chemistry of lead and cadmium in soil: Solid phase formation. *Soil Sci. Am. Proc.* Vol. 39, pp. 851-856, 1975.
- /7.9/ Street, J.J., B.R. Sabey & W.L. Lindsay (1978): Influence of pH, phosphous, cadmium, Sewage Sludge, and Incubation Time on the Solubility and Plant Uptake of Cadmium. *J. Environ. Qual.* Vol. 7, pp. 286-290, 1978.
- /7.10/ Baes, C.F. & R.E. Mesmer (1976): *The Hydrolysis of Cations.* John Wiley and Sons, New York, 1976.
- /7.11/ Cavallaro, N. & M.B. McBride (1978): Copper and Cadmium Adsorption Characteristics of Selected Acid and Calcareous Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* Vol. 42, pp. 550-556, 1978.
- /7.12/ McBride, M.B. (1980): Chemisorption of  $\text{Cd}^{2+}$  on Calcite Surfaces. *Soil Sci. Soc. Am. J.* Vol. 44, pp 26-28, 1980.
- /7.13/ Frost, R.R. & R.A. Griffin (1977b): Effect of pH on Adsorption of Copper, Zinc, and Cadmium from Landfill Leachate by Clay Minerals. *J. Environ. Sci. Health.* Vol. A.12, pp. 53-57, 1977.

- /7.14/ Davis, J.A. & J.O. Leckie (1978): Surface Ionization and Complexation at the Oxide/Water Interface. II. Surface Properties of Amorphous Iron Oxyhydroxide and Adsorption of Metal Ions. *J. Colloid and Interfaces Sci.* Vol. 67, pp. 90-107, 1978.
- /7.15/ Milberg, R.P., D.L. Brower & J.V. Lagerwerff (1978): Exchange Adsorption of Trace Quantities of Cadmium in Soils Treated with Calcium and Sodium: A Reappraisal. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* Vol. 42, pp. 892-894, 1978.
- /7.16/ Levy, R. & C.W. Francis (1976): Adsorption and Desorption of Cadmium by Synthetic and Natural Organo-Clay Complexes. *Geoderma* Vol. 15, pp. 361-370, 1976.
- /7.17/ Pourbaix et al. (1963): *Atlas D'Équilibres Électrochimiques*. Gauthier-Villars & C<sup>ie</sup>, Éditeur-Imprimeur-Libraire. Paris, 644 p, 1963.
- /7.18/ Rai, D., B.M. Saas & D.A. Moore (1987): Chromium(III) Hydrolysis Constants and Solubility of Chromium(III) Hydroxide. *Inorg. Chem.* Vol. 26, pp. 345-349, 1987.
- /7.19/ Rai, D. & J.M. Zachara (1986): Geochemical Behaviour of Chromium Species. Electric Power Research Institute. EA-4544. Research Project 2485-3. Interim Report, May 1986.
- /7.20/ Stollenwerk, K.G. & D.B. Grove (1985): Adsorption and Desorption of Hexavalent Chromium in an Alluvial Aquifer Near Telluride, Colorado. *J. Environ. Qual.*, Vol. 14, No. 1, pp. 150-155, 1985.
- /7.21/ Abd-Elfattah, A & K. Wada (1981): Adsorption of Lead, Copper, Zinc, Cobalt and Cadmium by Soils that Differ in Cation-Exchange Materials. *J. Soil Sci.* Vol. 32, pp 271-283, 1981.
- /7.22/ Farrah, H. & W.F. Picking (1976): The Sorption of Copper Species by Clay. I. Kaolinite. *Aust. J. Chem.* Vol. 29, pp. 1167-1176, 1976.
- /7.23/ McLaren, R.G. & D.V. Crawford (1973): Studies on Soil Copper. II. The Specific Adsorption of Copper by Soils. *J. Soil. Sci.* Vol. 24., pp. 443-452, 1973.
- /7.24/ Petruzelli, G., G. Giudi & L. Lubrano (1978): Organic Matter as an Influencing Factor on Copper and Cadmium Adsorption by Soils. *Water Air and Soil Pollution*, Vol. 9, pp. 263-268, 1978.

- /7.25/ Ramamoorthy, S. & B.R. Rust (1978): Heavy Metal Exchange Processes in Sediment Water Systems. Environ. Geology Vol. 2, pp. 165-172, 1978.
- /7.26/ Helper, L.G & G. Olofsson (1975): Mercury: thermodynamic properties, chemical equilibria, and standard potentials. Chem. rev. Vol. 75, pp. 585-602, 1975.
- /7.27/ John, M.K., C.J. van Laerhoven, V.E. Osborne & I. Cotic (1975): Mercury in Soils of British Columbia, A Mercuriferous Region. Water Air Soil Pollution. Vol. 5, pp. 213-220, 1975.
- /7.28/ Hogg, T.J., W.B. Stewart & J.R. Bettany (1978): Influence of the Chemical Form of Hg on Its Adsorption and Ability to Leach Through Soil. J Environ. Qual. Vol. 7, pp. 440-445, 1978.
- /7.29/ Rogers, J.L., P.M. Huang & W.K. Liaw (1981): Chemical Dynamics of Mercury Sorption and Desorption of Freshwater Sediments. Verh. Internat. Verein. Limnol. Vol. 21, 1981, pp. 174-180, 1981.
- /7.30/ Jenkins, I.L. & A.G. Wain (1963): Molybdenum species in acid solution. J. Appl. Chem. 13, pp. 561-564, 1963.
- /7.31/ Vlik, P.L.G. & W.L. Lindsay (1977): Thermodynamic stability and solubility of molybdenum minerals in soils. Soil Sci. Soc. Am. J. Vol. 41, pp. 42-46, 1977.
- /7.32/ Reyes, E.D. & J.J. Jurinak (1967): A Mechanism of Molybdate Adsorption on  $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$ . Soil Sci. Soc. Am. Proc. Vol. 31, 1967, pp. 637-641, 1967.
- /7.33/ Karimian, N. & F.R. Cox (1978): Adsorption and Extractability of Molybdenum in Relation to Some Chemical Properties of Soil. Soil Sci. Soc. Am. J. Vol. 42, pp. 757-761, 1978.
- /7.34/ Stollenwerk, G. & D.B. Grove (1987): Natural-gradient tracer test in sand and gravel: Nonconservative transport of Molybdenum. U.S. Geological Program on Toxic Waste-Groundwater Contamination: proceedings of the third technical meeting, Pensacola, Florida, March 23-27, 1987.
- /7.35/ Boesen, C.T. (1991): Risiko for tungmetal i grundvand. Vand og Miljø Nr. 9, 1991.

- /7.36/ Jenne, E.A. (1968): Controls on Mn, Fe, Co, Ni, Cu, and Zn Concentrations in Soil and Water: The Significant Role of Hydrous Mn and Fe Oxides. *Adv. Chem. Ser. Vol. 73*, pp. 337-387, 1968.
- /7.37/ Murray, J.W. (1975). The Interaction of Metal Ions at the Manganese Dioxide-Solution Interface. *Geochemica et Cosmochemica Acta*, Vol. 39, pp. 505-519, 1975.
- /7.38/ McKenzie, R.M. (1980): The Adsorption of Lead and Other Heavy Metals on Oxides of Manganese and Iron. *Aust. J. Soil. Res. Vol. 18*, pp. 61-73, 1980.
- /7.39/ McNeal, J.M. & L.S. Balistrieri (1989): Geochemistry and Occurrence of Selenium: An Overview. *Selenium in Agriculture and the Environment. SSSA Special Publ. No. 23*, 1989.
- /7.40/ Friberg, L., G.F. Nordberg & V.B. Vouk (1986): *Handbook on the Toxicology of Metals*. Second Ed. Elsevier, Amsterdam \* New York \* Oxford, 1986.
- /9.1/ Miljøministeriet (1985): Bekendtgørelse nr. 447 af 5. september 1985 om grænseværdier for indhold af visse metaller i levnedsmidler samt oplysninger fra Levnedsmiddelstyrelsen (Gitte Alsing Pedersen).
- /9.2/ US EPA (1984): *Ambient Water Quality Criteria for: Bly, Cadmium, Kviksølv, Arsen, Kobber, Nikkel, Zink, Molybdæn, Selen, Chrom, Antimon*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 1984.
- /9.3/ US EPA (1987): *Quality Criteria for Water 1986*. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water Regulations and Standard Divisions, May 1987.
- /10.1/ EF (1982): Council Directive of March 1982 on limit values and quality objectives for Mercury discharges by the chlor-alkali electrolysis industry (82/176/EEC). *Official Journal of the European Communities No L 81/29*, 1982.
- /10.2/ EF (1983): Council Directive of 26 September 1983 on limit values and quality objectives for Cadmium discharges (83/513/EEC). *Official Journal of the European Communities No L 291/1*, 1983.
- /10.3/ Miljøgruppen (1987): Referat af møde den 8.-9. oktober 1987 vedr. Forslag til rådets direktiv om vandkvalitetsmålsætninger for så vidt angår chrom. *Kom. forslag nr. 4236/86 ENV. 5 Kom (85)733*, 1987.

- /10.4/ Holland (1991): Environmental Quality Standards for Soil and Water, 1991.
- /10.5/ Vandkvalitetsinstituttet, ATV (1987): Askeø i Jammerland Bugt. Litteraturundersøgelser af baggrundskoncentrationer og toksiske effekter af sporelementer i marint miljø. Delrapport nr. 7, 1987.
- /11.1/ Miljøministeriet (1988): Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. Miljøministeriets Bekendtgørelse nr. 515 af 29. august 1988.
- /11.2/ EF (1980): Rådets direktiv af 15. juli 1980 om kvaliteten af drikkevand (80/778 EØF). De Europæiske Fællesskabers Tidende, No L 229/11-29 (30.08.80).
- /11.3/ WHO (1984): Guidelines for Drinking-water Quality. Volume 1, Recommendations. WHO, Geneva, 1984.

**Resultater af udvaskningsforsøg med  
to affaldsforbrændingsslagger, /5.3/**



Maksimale koncentrationer fundet ved laboratorieudvaskningsforsøg med slagger/bundaske fra Jersey og Saugus (BA1 og BA2) med kunstigt regnvand.

| PARAMETER      | ENHED  | MAXIMAL<br>KONCENTRATION | MAX KONC. OPTREDER I:<br>SLAGGE | L/S-FRAKTION |
|----------------|--------|--------------------------|---------------------------------|--------------|
| H+ (interval)  | pH     | 7.5 - 11.7               |                                 |              |
| Opløst tørstof | mg/l   | 10000                    | BA2                             | 0.2-0.5      |
| Alkalinitet    | mækv/l | 50                       | BA1                             | 0.0-0.2      |
| Sulfat         | mg/l   | 1600                     | BA2                             | 0.0-0.2      |
| Klorid         | mg/l   | 3800                     | BA2                             | 0.2-0.5      |
| Total-N        | mg/l   | 3.6                      | BA2                             | 0.0-0.2      |
| Total-P        | mg/l   | 26                       | BA1                             | 0.0-0.2      |
| Na             | mg/l   | 1600                     | BA1                             | 0.0-0.2      |
| K              | mg/l   | 1100                     | BA1                             | 0.0-0.2      |
| Ca             | mg/l   | 1200                     | BA2                             | 0.2-0.5      |
| Mg             | mg/l   | 16                       | BA2                             | 0.2-0.5      |
| As             | mg/l   | 0.006                    | BA2                             | 0.0-0.2      |
| Cd             | mg/l   | 0.0053                   | BA2                             | 0.0-0.2      |
| Cr             | mg/l   | 0.0022                   | BA1                             | 0.0-0.2      |
| Cu             | mg/l   | 0.22                     | BA1                             | 0.0-0.2      |
| Hg             | mg/l   | 0.006                    | BA1                             | 0.2-0.5      |
| Mn             | mg/l   | 0.18                     | BA2                             | 0.2-0.5      |
| Ni             | mg/l   | 0.049                    | BA1                             | 0.2-0.5      |
| Pb             | mg/l   | 0.53                     | BA2                             | 0.0-0.2      |
| Se             | mg/l   | 0.014                    | BA2                             | 0.0-0.2      |
| Sn             | mg/l   | 0.007                    | BA1                             | 0.5-1.0      |
| Zn             | mg/l   | 0.059                    | BA2                             | 0.0-0.2      |
| NVOC           | mg/l   | 300                      | BA1                             | 0.0-0.2      |

Maksimale koncentrationer fundet ved laboratorieudvaskningsforsøg med slagger/bundaske fra Jersey og Saugus (BA1 og BA2) med saltvand (oceanvand, S = 36 o/oo). Størstedelen af saltindholdet stammer fra saltvandet, men er miljømæssigt uinteressant i marine omgivelser.

| PARAMETER      | UNIT   | MAXIMAL<br>KONCENTRATION | MAX KONC. OPTREDER I:<br>SLAGGE | L/S-FRAKTION |
|----------------|--------|--------------------------|---------------------------------|--------------|
| H+ (interval)  | pH     | 7.5-12.0                 |                                 |              |
| Opløst tørstof | mg/l   | 44000                    | BA1                             | 0.0-0.2      |
| Alkalinitet    | mækv/l | 35                       | BA1                             | 0.0-0.2      |
| Sulfat         | mg/l   | 3700                     | BA2                             | 5.0-25       |
| Klorid         | mg/l   | 23000                    | BA1                             | 0.0-0.2      |
| Total-N        | mg/l   | -                        |                                 |              |
| Total-P        | mg/l   | 21                       | BA1                             | 0.0-0.2      |
| Na             | mg/l   | 13000                    | BA1                             | 0.0-0.2      |
| K              | mg/l   | 1500                     | BA1                             | 0.0-0.2      |
| Ca             | mg/l   | 4700                     | BA1                             | 0.0-0.2      |
| Mg             | mg/l   | 1300                     | BA2                             | 5.0-25       |
| As             | mg/l   | 0.009                    | BA2                             | 0.2-1.0      |
| Cd             | mg/l   | 0.065                    | BA2                             | 5.0-25       |
| Cr             | mg/l   | 0.0014                   | BA1                             | 0.0-0.2      |
| Cu             | mg/l   | 4.6                      | BA1                             | 0.0-0.2      |
| Hg             | mg/l   | 0.006                    | BA1                             | 1.0-2.0      |
| Mn             | mg/l   | 0.77                     | BA2                             | 5.0-25       |
| Ni             | mg/l   | 0.27                     | BA1                             | 0.0-0.2      |
| Pb             | mg/l   | 1.1                      | BA1                             | 0.0-0.2      |
| Se             | mg/l   | 0.031                    | BA1                             | 0.0-0.2      |
| Sn             | mg/l   | 0.003                    | BA1                             | 0.0-0.2      |
| Zn             | mg/l   | 0.32                     | BA2                             | 5.0-25       |
| NVOC           | mg/l   | 480                      | BA1                             | 0.0-0.2      |

Maksimale udvaskede stofmængder fundet ved laboratorieudvaskningsforsøg med slagger/bundaske fra Jersey og Saugus (BA1 og BA2) med saltvand (oceanvand, S = 36 o/oo).

| PARAMETER | ENHED | MAX. UDV. MÆNGDE<br>FOR L/S=0-25 | MAX. UDV. MÆNGDE<br>FOR L/S=0-200 |
|-----------|-------|----------------------------------|-----------------------------------|
| Total-N   | mg/kg |                                  |                                   |
| Total-P   | mg/kg |                                  |                                   |
| As        | mg/kg | 0.028 (BA2)                      | < 0.4 (BA1/BA2)                   |
| Cd        | mg/kg | 1.3 (BA2)                        | 3.7 (BA2)                         |
| Cr        | mg/kg | < 0.02 (BA1/BA2)                 |                                   |
| Cu        | mg/kg | 2.7 (BA2)                        | 4.8 (BA2)                         |
| Hg        | mg/kg | 0.053 (BA1)                      |                                   |
| Mn        | mg/kg | 18 (BA2)                         |                                   |
| Ni        | mg/kg | 0.37 (BA2)                       | < 0.6 (BA2)                       |
| Pb        | mg/kg | 0.93 (BA1)                       | 7.1 (BA2)                         |
| Se        | mg/kg | 0.095 (BA1)                      |                                   |
| Sn        | mg/kg | -                                |                                   |
| Zn        | mg/kg | 6.6 (BA2)                        | 12 (BA2)                          |
| NVOC      | mg/kg | 470 (BA1)                        |                                   |

Maksimale udvaskede stofmængder fundet ved laboratorieudvaskningsforsøg med slagger/bundaske fra Jersey og Saugus (BA1 og BA2) med kunstigt regnvand.

| PARAMETER | ENHED | MAX. UDV. MÆNGDE<br>FOR L/S=0-25 | SLAGGE  |
|-----------|-------|----------------------------------|---------|
| Sulfat    | mg/kg | 65000                            | BA2     |
| Klorid    | mg/kg | 37000                            | BA2     |
| Total-N   | mg/kg |                                  |         |
| Total-P   | mg/kg |                                  |         |
| Na        | mg/kg |                                  |         |
| K         | mg/kg |                                  |         |
| Ca        | mg/kg |                                  |         |
| Mg        | mg/kg |                                  |         |
| As        | mg/kg | 0.018                            | BA2     |
| Cd        | mg/kg | < 0.014                          | BA2     |
| Cr        | mg/kg | < 0.02                           | BA1/BA2 |
| Cu        | mg/kg | 0.53                             | BA2     |
| Hg        | mg/kg | 0.094                            | BA1     |
| Mn        | mg/kg | 0.13                             | BA2     |
| Ni        | mg/kg | 0.12                             | BA1     |
| Pb        | mg/kg | 0.32                             | BA2     |
| Se        | mg/kg | 0.063                            | BA1     |
| Sn        | mg/kg | -                                | BA1     |
| Zn        | mg/kg | < 0.3                            | BA1/BA2 |
| NVOC      | mg/kg | 490                              | BA1     |

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K

Serietitel, nr.: Miljøprojekt, 203

Udgivelsesår: 1992

**Titel:**

Risikoscreening ved nyttiggørelse og deponering af slagger

**Undertitel:**

**Forfatter(e):**

Thygesen, Niels; Larsen, Flemming; Hjelmar, Ole

**Udførende institution(er):**

Vandkvalitetsinstituttet

**Resumé:**

Ved sammenstilling af data om sporelementernes og saltenes udvaskelighed med kritiske koncentrationsniveauer i drikkevand og marine recipienter er der foretaget en relativ vurdering (risikoscreening) af sporelementernes miljøfarlighed i slagger fra affaldsforbrænding. Risikoscreeningen er foretaget for 3 anvendelses-/deponeringssituationer med henblik på at vurdere den nuværende praksis for slaggeanvendelse: Stabiliseringsmateriale ved byggeri og i veje, marin opfyldning (f. eks. i havne) samt kystnær deponering.

**Emneord:**

restprodukter; sporstoffer; mobilitet; jord; grundvand; sammensætning; udvaskning; deponering; genanvendelse

ISBN: 87-503-9883-0

ISSN: 0105-3094

Pris (inkl. moms): 80 kr.

Format: A4

Sideantal: 84

Md./år for redaktionens afslutning: juli 1992

Oplag: 700

**Andre oplysninger:**

Tryk: Notex - Grafisk Service Center as

Trykt på 100% genbrugspapir Cyclus

## Miljøprojekt

- Nr. 137: Regulering af forurening fra afløbssystemer under regn
- Nr. 138: Renere teknologi på energiområdet
- Nr. 139: Afvask af trykpresser med sojaolie
- Nr. 140: Vandige malematerialer til korrosionsbeskyttelse
- Nr. 141: Det grønne affaldssystem i AFAV
- Nr. 142: Det grønne affaldssystem i Høng
- Nr. 143: Katodisk elektrodyppemaling
- Nr. 144: Reparationsmaling af automobiler
- Nr. 145: Genanvendelse af nedknust tegl
- Nr. 146: Restprodukter fra røggasrensning ved affaldsforbrænding 1
- Nr. 147: Blåserensningsmetoder
- Nr. 148: Storskraldsordninger med genanvendelse
- Nr. 149: Emissionsundersøgelse for pejse og brændeovne
- Nr. 150: Prognose for bygge- og anlægsaffald - hovedrapport
- Nr. 151: Prognose for bygge- og anlægsaffald - bilagsdel
- Nr. 152: Kemikalier i husholdningen
- Nr. 153: Danmarks udledning af industrielt spildevand
- Nr. 154: Miljømærkning af produkter
- Nr. 155: Spredning af forurening i moræner
- Nr. 156: Drikkevandskvalitet i Danmark
- Nr. 157: Anvendelse af nedknust beton i ny beton
- Nr. 158: Bortskaffelse af havneslam
- Nr. 159: Miljøvenlig affedtning i jernindustrien
- Nr. 160: Genanvendelse af bygge- og anlægsaffald - del 2
- Nr. 161: Arbejdsmiljøforhold ved genanvendelse af affald
- Nr. 162: Renere teknologi i eksisterende galvanovirksomheder
- Nr. 163: Forurening fra pelsdyrfarme
- Nr. 164: Deltagelse i kildesortering af husholdningsaffald
- Nr. 165: Luftforurening fra individuel og kollektiv trafik
- Nr. 166: Overfladeaktive stoffer - spredning og effekter i miljøet
- Nr. 167: Renere teknologi i mejeribranchen
- Nr. 168: Miljømæssig vurdering af mælkeemballage
- Nr. 169: Renere teknologi i den grafiske branche
- Nr. 170: Ozonlagsnedbrydende stoffer - forbrug i 1987 - 1989
- Nr. 171: Design af affaldsbeholdere
- Nr. 172: Økonomi i genanvendelse og affaldsbehandling
- Nr. 173: Fyring med halm - en metode til renere forbrænding
- Nr. 174: Spredningsudstyr til optimal udnyttelse af gylle
- Nr. 175: Affald i Danmark - teknisk rapport
- Nr. 176: Opløsningsmiddel-fattige serigrafifarver
- Nr. 177: Demonstrationsprojekt "Selektiv nedrivning"
- Nr. 178: Farveseparering af skår
- Nr. 179: Eco-labelling of Paper Products
- Nr. 180: Renere teknologi - bygge- og anlægsaffald
- Nr. 181: Beton med nedknust tegl som tilslag
- Nr. 182: Model til risikoanalyse af værtsmikroorganismer
- Nr. 183: Eksempler på risikoanalyse af værtsmikroorganismer
- Nr. 184: Danske sure og forsuringstruede søer
- Nr. 185: Jernudvaskning fra drænedes pyrritholdige arealer
- Nr. 186: Kommunale affaldsplaner
- Nr. 187: Planteplankton - metoder
- Nr. 188: Økotoxikologisk vurdering af industrispildevand
- Nr. 189: Renere teknologi ved fremstilling af støberikærner
- Nr. 190: Ozonlagsnedbrydende stoffer - forbrug i 1990
- Nr. 191: Renere teknologi i jern- og metalstøberier
- Nr. 192: Dimensionering af grødefyldte bassiner til okkerrensning
- Nr. 193: Restprodukter fra røggasrensning ved affaldsforbrænding 2
- Nr. 194: Kildesortering i Kolding kommune
- Nr. 195: Lokal-kompostering i tæt, lav bebyggelse
- Nr. 196: Substitution af kviksølv i produkter
- Nr. 197: Grønne indkøb i amter og kommuner
- Nr. 198: Kommunale affaldsregulativer
- Nr. 199: Vegetabiliske olier - holdninger i grafisk branche
- Nr. 200: Vandfugle og søers miljøtilstand
- Nr. 201: Ozonlagsnedbrydende stoffer - forbrug i 1991
- Nr. 202: Genanvendelse kontra forbrænding af mælkekartoner
- Nr. 203: Risikoscreening ved nyttiggørelse og deponering af slagge

# Risikoscreening ved nyttiggørelse og deponering af slagger

Ved sammenstilling af data om sporelementernes og saltenes udvaskelighed med kritiske koncentrationeniveauer i drikkevand og marine recipienter er der foretaget en relativ vurdering (risikoscreening) af sporelementernes miljøfarlighed i slagger fra affaldsforbrænding. Risikoscreeningen er foretaget for 3 anvendelses-/deponeringssituationer med henblik på at vurdere den nuværende praksis for slaggeanvendelse: Stabiliseringsmateriale ved byggeri og i veje, marin opfyldning (f.eks. i havne) samt kystnær deponering.

Pris kr. 80,- inkl. 25% moms

ISSN nr. 0105-3094

ISBN nr. 87-503-9883-0

Miljøministeriet Miljøstyrelsen

Strandgade 29 · 1401 København K · Tlf. 31 57 83 10