

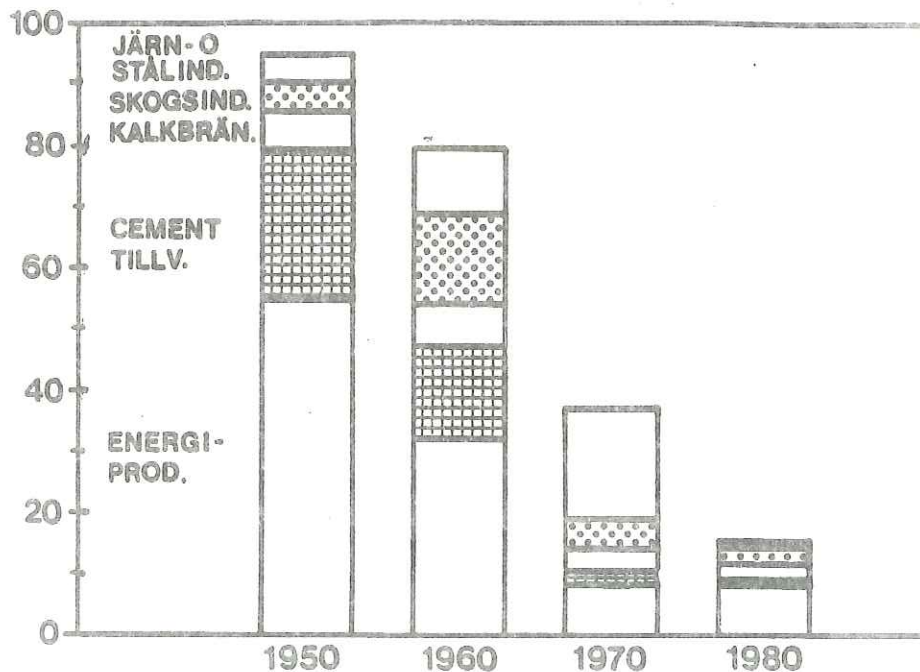
# IVL RAPPOR

L86/076

*Ref. a.  
Pitel.*

## UTSLÄPP TILL LUFT AV ALKALI

Utsläpp i 1000 TON SO<sub>2</sub>-EKVIVALENT ALKALI



Emissionen av alkaliska ämnen i Sverige 1950 - 1980.

GUN LÖVBLAD

B 858

GÖTEBORG

FEBRUARI

1987

|  |  |                              |   |
|--|--|------------------------------|---|
| Organisation<br><br>Institution eller avdelning<br><b>Institutet för Vatten- och<br/>         Luftvårdsforskning</b><br>Box 47086<br>402 58 Göteborg<br><br>Telefon (även riktnr)<br><b>031-460080</b> | SNV projektbeteckning  | Ärendebeteckn (diarnnr)      | <b>INTERNT SNV</b><br>Skall publiceras som: |
|  | Utgivningsår/mån<br><b>1987</b>                                    | Kontraktsnr (anslagsgivares) |   |
|  | Rapportförfattare (efternamn, tilltalsnamn)<br><b>Lövblad, Gun</b> |                              | Allmänna råd                                |
|  |  |                              | SNV Informerar                              |
|  |  | SNV Rapport                  |   |

Rapportens titel och undertitel (originalspråk samt ev översättning till svenska och/eller engelska)

**Utsläpp till luft av alkali.**

Sammanfattning av rapport (fakta med huvudvikt på resultatet)

En utvärdering har gjorts av vad som är känt och vilka kunskapsluckor som finns när det gäller alkaliska utsläpp till luft och deras betydelse ur miljösynpunkt.

Storleksordningen hos punktkällor och deras utveckling under de senaste 30 åren har kunnat uppskattas. Däremot saknas underlag för att bedöma den diffusa damningen och dess alkalibidrag.

Likaså saknas "facit" att bedöma eventuella förändringar av alkaliförekomsten i omgivande miljön på regional skala. För vare sig halter i luft eller depositioner finns data att göra en rättvis jämförelse mellan förhållanden på 1950- och 1960-talen och med dagens förhållande.

Endast lokalt kring punktkällor med alkaliutsläpp kan man uppskatta hur en förändring av dessa utsläpp påverkat halt- och depositionsbidrag i närområdet. Den reduktion av stoftutsläppen som skett under de senaste 20-30 åren har resulterat i minskade alkaliutsläpp och alkalidepositioner men också - vilket var avsikten med åtgärderna - avsevärt lägre stofthalter i luft och minskat stoftnedfall i källans närområde.

Förslag till nyckelord samt ev anknytning till näringsgren och geografiskt område (t ex vattendrag, sjöar, län vid fältstudier m m)

**Utsläpp till luft**  
**Alkaliska ämnen**  
**Stoft**

|   |                                 |
|---|---------------------------------|
| Övriga bibliografiska uppgifter (t ex rapportserie, nr, år eller tidskrift, volym, år, sid) | ISSN                            |
|   | ISBN                            |
| Beställningsadress för rapporten (om annan än ovan)   | Språk<br><b>Sv</b>              |
|   | Antal sid inkl bil<br><b>39</b> |
| Tidskriftens/Rapportseriens titel   |                                 |

|                             |           |               |     |
|-----------------------------|-----------|---------------|-----|
| Fylls i av naturvårdsverket | IRS       | GEO           | WAT |
|                             | LAK       | CAS-nr        |     |
|                             | Nyckelord |               |     |
| Dokumenttyp                 |           | Rapportnummer |     |

## Innehållsförteckning

|  | Sid. |
|--|------|
| Sammanfattning   | 0    |
| 1 Bakgrund   | 1    |
| 2 Målsättning  | 2    |
| 3 Utsläpp till luft, halter och deposition av alkaliska ämnen                                      | 2    |
| 3.1 Hur har de alkaliska stoftutsläppen från punktkällor förändrats under de senaste 30 åren       | 2    |
| 3.2 Vilken kornstorleksfördelning har de alkaliska stoftutsläppen?                                 | 7    |
| 3.3 Hur "tillgängligt" är den alkali som emitteras med stoftet?                                    | 8    |
| 3.4 Hur har utsläppen av kalcium och magnesium förändrats?   | 10   |
| 3.5 Hur stora är de diffusa, alkaliska utsläppen? Har dessa förändrats?                            | 11   |
| 3.6 Hur har förekomsten av alkaliska ämnen och baskatjoner i omgivningen ev. förändrats?           | 14   |
| 4 Effekter av alkaliska stoftutsläpp från punktkällor  | 28   |
| 4.1 Neutralisation av sura ämnen i luft och nederbörd och tillförsel av baskatjoner till skogsmark | 28   |
| 4.2 Förändring i stofthalter och stoftdeposition genom minskade stoftutsläpp                       | 32   |
| 5 Förslag till fortsatt arbete   | 34   |
| 6 Referenser   | 35   |

### Sammanfattning

En utvärdering har gjorts av vad som är känt och vilka kunskapsluckor som finns när det gäller alkaliska utsläpp till luft och deras betydelse ur miljösynpunkt.

Storleksordningen hos punktkällleutsläppen och deras utveckling under de senaste 30 åren har kunnat uppskattas. Däremot saknas underlag för att bedöma den diffusa damningen och dess alkalibidrag.

Likaså saknas "facit" att bedöma eventuella förändringar av alkaliförekomsten i omgivande miljön på regional skala. För vare sig halter i luft eller depositioner finns data att göra en rättvis jämförelse mellan förhållanden på 1950- och 1960 talen och med dagens förhållanden.

Endast lokalt kring punktkällor med alkaliutsläpp kan man uppskatta hur en förändring av dessa utsläpp påverkat halt- och depositionsbidrag i närområdet. Den reduktion av stoftutsläppen som skett under de senaste 20-30 åren har resulterat i minskade alkaliutsläpp och alkalidepositioner men också - vilket var avsikten med åtgärderna - avsevärt lägre stofthalter i luft och minskat stoftnedfall i källans närområde.

## UTSLÄPP TILL LUFT AV ALKALI

### 1 Bakgrund

I ett projekt inom IVL:s branschspecifika program har de alkaliska utsläppen till luft och deras förändring med tiden studerats (Lövblad 1984). Avsikten med det arbetet var att studera om de alkaliska utsläppen till luft under den senaste 30-årsperioden varit av sådan omfattning att de kunnat ha någon betydelse för att neutralisera sura utsläpp. En tanke bakom studien var att denna information skulle behövas i åtgärdsarbetet mot försurningen dvs minskningen av de sura utsläppen. En annan tanke var att värdera krav på rökgasrening vid främst ved- och torveldning.

Arbetet kunde dock ge en kvantitativ uppskattning endast av de alkaliska punktutsläppen och hur dessa förändrats under de senaste trettio åren. För att kvantifiera de diffusa utsläppen - såväl naturliga som antropogena - och hur/om dessa förändrats med tiden saknades underlag. Inte ens trender kunde uppskattas. Försök att "bakvägen" via depositions- och lufthaltstrender för  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  och  $\text{K}^+$  studera utvecklingen har inte heller givit några lättolkade resultat. Dels beror detta på att få mätdata finns tillgängliga i längre tidsserier, dels på de stora osäkerheter som föreligger i dessa data. Problemet har bl.a. varit att avgöra om de data som fanns, överhuvud taget är värda att beakta i detta sammanhang. Därför har vi nu dels gjort en värdering av våtdepositionsdata, dels försökt sammanställa de ytterligare uppgifter vi har som kan ligga till grund för en bedömning av depositionstrenden för kationerna  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  och  $\text{K}^+$ .

## 2 Målsättning

Målsättningen med detta projekt är att

- definiera vad som hittills är känt och vilka kunskapsluckor som finns när det gäller alkaliska utsläpp till luft och deras betydelse ur miljösynpunkt
- diskutera övriga miljöeffekter - förutom ev syraneutralisation - av alkaliska stoftutsläpp och så långt möjligt kvantifiera dessa effekter och eventuella förändringar över tiden
- komplettera den första rapporten med uppgifter som kommit fram efter det att denna rapport publicerats
- identifiera och precisera eventuella olikheter i tolkningen av tillgängliga data. (För detta bildades en arbetsgrupp, se bilaga 1)

## 3 Utsläpp till luft, halter och deposition av alkaliska ämnen

### 3.1 Hur har de alkaliska stoftutsläppen från punktkällor förändrats under de senaste 30 åren?

#### SLUTSATSER

- Punktkälleutsläppen av alkaliska föreningar i Sverige uppskattas ha minskat från en nivå motsvarande 90-100 000 ton  $SO_2$  per år 1950 till 10-20 000 ton 1980, dvs en minskning med en faktor 5-10.

Under denna period har de årliga  $SO_2$ -utsläppen i Sverige ökat från ca 500 000 ton 1950 till ca 900 000 ton 1970 för att sedan åter minska till ca 500 000 ton 1980.

- I Västtyskland har de alkaliska stoftutsläppen från punkt-källor minskat från drygt 1 miljon ton till ca 150 000 ton dvs med en faktor 7-9 från mitten av 1950-talet till 1982. (Observera att i detta fall är det fråga om ton alkaliska ämnen medan för Sverige utsläppen har omräknats till den mängd  $SO_2$  som dessa kan neutralisera).

Under samma tid har de årliga  $SO_2$ -utsläppen ökat från 2.5 milj. ton i mitten av 1950-talet - via ett maximum 3.6 milj. ton 1970 och 1975 till 3.1 milj ton 1982.

- I USA har stoftutsläppen från cement-, betong-, kalk- och gipsproduktion samt kolförbränning, dvs de alkaliska stoftutsläppen minskat med en faktor 3 mellan 1970 och 1980. Under samma tid har  $SO_2$ -utsläppen totalt i USA minskat med ca 20%.

Punktutsläppen av alkali/alkaliskt stoft i övriga Europa och dessa utsläpps utveckling är inte kända. Överslagsberäkningar av utsläpp ur statistik rörande energiproduktion visar på en likartad förändring över hela Västeuropa. Genom att olja till stor del fått ersätta kol har de alkaliska stoftutsläppen minskat åtkilligt.

#### DOCUMENTATION:

Utsläppen till luft av alkaliska ämnen från industriella processer och energiproduktion har uppskattas för åren 1950, 1960, 1970 och 1980 (Lövblad 1984). ( Tabell 1). De alkaliska stoftutsläppen anges som ton  $SO_2$ -ekvivalent alkali. Tabellen visar på reduktion av utsläppen från ca 90 000 ton 1950 till ca 15 000 ton 1980.

Tabell 1. Utsläpp till luft av alkaliskt stoft ton "SO<sub>2</sub>-ekvivalenter". Sverige 1950-1980. Alla siffror anges som "SO<sub>2</sub>-ekvivalenter". Ett ton SO<sub>2</sub>-ekvivalenter definieras som den sammanlagda mängden av olika partikelbundna alkaliska föreningar (CaO, MgO, Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, CaCO<sub>3</sub> osv.) som förmår neutralisera 1 ton SO<sub>2</sub>.

|                                | 1000 ton SO <sub>2</sub> -ekvivalenter |      |      |                   |
|--------------------------------|--|------|------|-------------------|
|                                | 1950                                   | 1960 | 1970 | 1980              |
| Järn- och stålindustrin        | 4.4                                    | 11   | 19   | 0.5               |
| Skogsindustrin                 | 4.1                                    | 14   | 4.3  | 2.3               |
| Energiproduktion               | 55 <sup>*</sup>                        | 32   | 7.6  | 8.1 <sup>**</sup> |
| Cementtillverkning             | 24                                     | 15   | 2.5  | 1.0               |
| Kalkbränning (exkl. fältugnar) | 6.7                                    | 6.6  | 3.3  | 2.6               |
| Summa: "                       | 94                                     | 79   | 37   | 15                |

\* Varav från koleldning ~ 16  
vedeldning ~ 18  
oljeeldning < 1

\*\* Varav från koleldning ~ 1  
vedeldning 5.6  
oljeeldning 1.6

Osäkerheten i uppskattningarna är relativt stor. För dagens förhållanden uppskattas osäkerheten ligga inom ±30%. För 1950-års förhållanden är beräkningsunderlaget ännu osäkrare. Utgångspunkten har dock varit att snarare ta till något i underkant än att överskatta. Osäkerhetsgränserna är därför större "uppåt" än "nedåt". En grov bedömning är att osäkerheterna för utsläppen 1950 och 1960 ligger mellan +50% och -20%.



Samtidigt med dessa utsläppsminskningar av alkaliska ämnen har utsläppen av sura komponenter som svavel- och kväveoxider ökat. Under perioden 1970-1980 har dock svaveldioxidutsläppen i Sverige i stort sett halverats. (Tabell 2).

Tabell 2. Utsläpp av  $SO_x$  och  $NO_x$  i Sverige (1000 ton)

|                   | 1950 | 1960              | 1970 | 1980 |
|-------------------|------|-------------------|------|------|
| $SO_x$ som $SO_2$ | ~480 | ~640              | ~900 | ~480 |
| $NO_x$ som $NO_2$ |      | ~120 <sup>a</sup> | ~260 | ~320 |

<sup>a</sup> År 1955, Källa KHM 17:16

Liknande tendenser kan ses i både Västeuropa och i USA under motsvarande tidsperiod.

En västtysk studie (Umweltbundesamt, 1985) anger följande:

Tabell 3. Utsläpp till luft i Västtyskland (1000 ton)

|  | Mitten av<br>1950-talet | 1982  |
|--|-------------------------|-------|
| Totalt stoft                           | 5000-7000               | 700   |
| varav max. 20% antas vara<br>alkaliskt | 4000-1400               | 4150  |
| $SO_2$                                 | ~ 2.500                 | 3.100 |
| $NO_x$ som $NO_2$                      | ~ 1.300                 | 3.000 |

I en amerikansk studie (Goklany & Hoffnagle, 1984) har beräknats:

Tabell 4. Utsläpp till luft i USA (1000 ton)

|  | 1940   | 1950   | 1960   | 1970   | 1980   |
|--|--------|--------|--------|--------|--------|
| Totalt stoft                                     | 24.100 | 25.200 | 22.300 | 19.400 | 8.600  |
| SO <sub>2</sub>                                  | 19.200 | 21.600 | 21.200 | 30.800 | 26.100 |
| NO <sub>x</sub> (sannolikt som NO <sub>2</sub> ) | 7.200  | 10.300 | 14.000 | 20.400 | 22.800 |

Tabell 5. Utsläpp av stoft från vissa branscher ("alkaliskt stoft") i USA (1000 ton)

| Utsläpp från                                       | 1970 | 1980 |
|--|------|------|
| Cementindustrin                                    | 1390 | 460  |
| Betong-, kalk- och gips-<br>industrin, stenkrossar | 1670 | 520  |
| Kolförbränning                                     | 3630 | 1200 |
| Σ  | 6690 | 2180 |

Statistik över kol- och oljekonsumtionen i Storbritannien (Bettelheim & Little, 1979) och i Europa (Fjeld, 1975) som helhet antyder att utvecklingstendenserna har varit liknande i hela Västeuropa (Lövblad, 1984).

3.2 Vilken kornstorleksfördelning har de alkaliska stoft-  
utsläppen?

SLUTSATSER

- En grov uppskattning antyder att en mindre del av alkalin, 3-4 vikts%, släpps ut i form av submikrona partiklar och att 40-50% av alkalin emitteras via stoft med partikeldiameter <10 µm. Det föreligger sannolikt inga större skillnader mellan 1950 och 1980.
- Generellt är kunskapen om kornstorleksfördelningen hos stoftutsläpp relativt dålig, eftersom den är svår att mäta. Ännu sämre är kunskapen om den kemiska sammansättningens fördelning i olika kornstorleksintervall.

DOKUMENTATION

För stoftets spridning till omgivningen - och dess uppehållstid i atmosfären är kornstorleksfördelningen en viktig faktor. Kornstorleksfördelningen är olika för olika källor, beroende dels på det ursprungliga stoftets kornstorleksfördelning, dels på avskiljningskaraktäristik hos använd stoftreningsutrustning. Kornstorleksfördelningen är inte heller konstant för en enskild källa utan varierar med bl.a. driftsbetingelser.

En uppskattning har gjorts av den utsläppta mängden alkali i stoft <1 µm (medeluppehållstid i atmosfären ca 1-7 dagar) resp. 1-10 µm (medeluppehållstid i atmosfären ca 0.1-1 dag). Denna uppskattning, som givetvis inte kan bli annat än mycket grov, bygger på antagandet att alkaliinnehållet i stort sett är detsamma oberoende av kornstorleken.

Tabell 6. Utsläpp till luft i Sverige av alkaliskt stoft <1 µm resp 1-10 µm.

| Grov uppskattning <sup>a</sup><br>ton SO <sub>2</sub> -ekv. | 1950  | 1960  | 1970  | 1980  |
|---|-------|-------|-------|-------|
| < 1 µm  | 3200  | 3900  | 3300  | 550   |
| 1-10 µm   | 43000 | 38000 | 20000 | 6100  |
| Totalt stoft  | 94000 | 79000 | 37000 | 15000 |

<sup>a</sup> Under antagande att alkalin är jämnt fördelat i stoftet, oberoende av kornstorlek.

Som framgår är en mindre del av stoftet submikront (dvs <1 µm). Denna del har också förändrats relativt lite under perioden 1950-1970. Eftersom det är enklare att avskilja de grövre partiklarna har införandet av enklare och mindre effektiv stoftrening inte haft någon större effekt på det fina stoftet.

### 3.3 Hur "tillgängligt" är det alkali som emitteras med stoftet?

#### SLUTSATSER

- Tillgängligt underlag indikerar att den emitterade alkalin, sannolikt även den från koleldning, är lättillgänglig för reaktion med syra.

## DOKUMENTATION

För att uppskatta alkaliutsläpp från processer inom järn- och stålindustrin, skogsindustrin och cement- och kalkindustrin har uppgifter om stoffets kemiska sammansättning legat till grund. Ca, K, Na och Mg i form av sulfater (och klorider) har ej räknats in. För alkaliutsläpp från förbränning av fossila bränslen har hela mängden Ca, K, Na och Mg antagits utgöras av oxider. Den reaktion med svavel som i viss utsträckning sker vid och direkt efter förbränning har vi valt att betrakta som om den skedde utanför skorstenen.

De alkaliska föreningar som kvantifierats kan alltså betraktas som oxider och karbonater av natrium, magnesium, kalium och kalcium. Att döma av nederbördsstudier i närområdet kring sådana anläggningar är dessa föreningar sannolikt lättillgängliga för reaktion med syra. Detta gäller såväl skogsindustrier, järn- och stålindustrin som cement- och kalkbruk (Hasselrot, 1982, Bergman et al., 1983, Bynäshamns kommun, 1984). Ett frågetecken har varit flygaska från kolförbränning. Vid studier av askor för deponering har alkaliniteten hos kolaska bestämts genom titrering (KHM, 1983). Resultaten härifrån tyder på att det är rimligt att anta att hela den emitterade alkalimängden, är lättillgänglig. Den alkalinitet som anges för flygaska från kolförbränning - 2-6 mmol OH<sup>-</sup>/g aska - stämmer relativt väl med vad man får fram om man räknar om antagna mängder CaO, MgO, K<sub>2</sub>O och Na<sub>2</sub>O i stoffet till OH<sup>-</sup>.

3.4 Hur har utsläppen av kalcium och magnesium förändrats?**SLUTSATSER**

- Utsläppen till luft från svenska punktkällor var år 1980 ca 13 gånger lägre för kalcium och ca 8 gånger för magnesium än år 1950.

**DOKUMENTATION**

Förutom den alkaliska aspekten hos utsläppen av kalcium och magnesium är även utsläppet och spridningen av dessa ämnen till bl.a. skogsekosystem av intresse ur växtnäringssynpunkt. Därför anges i tabellerna 7 och 8 nedan hur utsläppen av dessa ämnen har förändrats 1950-1980.

Tabell 7. Kalciumutsläpp till luft (alkaliskt kalcium och totalt kalcium), Sverige 1950-1980.

| 1000 ton Ca/år             | 1950 |       | 1960 |       | 1970 |       | 1980 |       |
|----------------------------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|
|                            | alk. | tot.* | alk. | tot.* | alk. | tot.* | alk. | tot.* |
| Skogsindustrin             | 3.5  | 5.2   | 7.1  | 14    | 1.7  | 3.2   | 0.25 | 0.25  |
| Cement- och kalkindustrin  | 18   | 18    | 8.6  | 8.6   | 1.4  | 1.4   | 0.57 | 0.57  |
| Järn- och stålindustrin    | 1.2  | 1.2   | 3.2  | 3.2   | 6.4  | 6.4   | 0.15 | 0.15  |
| Förbränning f. energiprod. | 20   | 20    | 5.5  | 5.5   | 2.2  | 2.2   | 2.4  | 2.4   |
| Summa:                     | 43   | 45    | 24   | 31    | 12   | 13    | 3.4  | 3.4   |

\* Tot. Ca = alk. Ca + bl.a. CaCO<sub>3</sub> från lucbränning i Ca-sulfitfabriker.

Tabell 8. Magnesiumutsläpp till luft (totalt magnesium).  
Sverige 1950-1980.

| 1000 ton Mg/år                      | 1950  | 1960  | 1970  | 1980  |
|-------------------------------------|-------|-------|-------|-------|
| Skogsindustrin                      | 0.018 | 0.014 | 0.023 | 0.023 |
| Cement- och<br>kalkindustrin        | 0.50  | 0.34  | 0.079 | 0.044 |
| Järn- och<br>stålindustrin          | 0.40  | 0.92  | 1.3   | 0.039 |
| Förbränning för<br>energiproduktion | 3.9   | 1.0   | 0.52  | 0.51  |
| Summa:                              | 4.8   | 2.3   | 1.9   | 0.62  |

Av tabellerna framgår att utsläppen till luft år 1980 av totalt kalcium (alkaliskt och övrigt) var mer än 10 gånger lägre och av magnesium ca 8 gånger lägre än år 1950.

3.5 Hur stora är de diffusa alkaliska utsläppen? Har dessa förändrats?

**SLUTSATSER**

- Underlag för Sverige att kvantifiera såväl diffusa stoftutsläpp totalt, som den alkaliska delen av dessa, saknas.
- Grova emissionsuppskattningar baserade på amerikanskt underlag tyder på att trafik på obelagda vägar resp. jordbruk endast ger marginella bidrag till alkaliemissionen.

**DOKUMENTATION**

Lika svårt som att kvantifiera dessa utsläpp är det att bestämma eventuella trender för utsläppen. Mängden uppvirvat stoft beror av klimatologiska faktorer som vindhastighet nederbörd, kyla och snötäcke liksom av jordbruksrutiner och trafikintensitet på obelagda vägar m.m. För olika processer kan utvecklingstrenden för den naturliga damningen uppskattas. Åtminstone kan man i de flesta fall avgöra om utsläppen

bör ha ökat eller minskat och i viss mån också hur mycket. Utan absolut kvantifiering av de olika damningsprocesserna kan dock inte nettoresultaten av alla dessa påverkande faktorer uppskattas. Sådana uppgifter saknas, liksom i de flesta fall, underlag för att uppskatta dem. Inte heller finns "facit" i form av mätdata i omgivningsluften. Uppgifter om svävande stofthalt i bakgrundsluft finns - i Sverige - enbart mellan 1970 och 1980. Några längre tids-serier, som möjliggör studier av utvecklingen på en och samma plats finns ej, såvitt vi har kunnat finna.

För att kvantifiera stoftutsläpp från diffusa källor saknas i stort sett underlag. Bakgrunden till detta är svårigheter att kvantifiera ytutbredda källor med stora källstyrkevariationer i rummet och i tiden. Förutom trafikdamning är vinderosion av vägar och öppna fält, jordbruk och skogsbränder tänkbara källor av betydelse.

Resultaten från amerikanska studier antyder, enligt Albritton (1985), att damningen från obelagda vägar och jordbruksaktiviteter skulle kunna ge ett betydande bidrag till alkaliförekomsten i atmosfären och vara av sådan betydelse även på regional skala, att noggrannare kvantifiering måste göras.



Med amerikanska emissionsfaktorer för trafik på obelagda vägar (Cowherd et al. 1974 och Cowherd et al. 1976), antagandet att damningen huvudsakligen sker under sommarhalvåret samt statistik över trafik och obelagda vägar för Sverige 1950-1980 erhålles följande:

Tabell 10. Uppskattning av damning från trafik på obelagda vägar i Sverige.

|      | Ton<br>stoff  | Ton alkali räknat<br>som SO <sub>2</sub> -ekvivalenter |
|------|---------------|--|
| 1950 | 27 000-54 000 | 1 000-2 000  |
| 1960 | 270 000       | 9 600  |
| 1970 | 300 000       | 11 000   |
| 1980 | 270 000       | 9 900  |

På liknande sätt kan med amerikanska emissionsfaktorer och statistik över åkermarksarealer damning i samband med jordbruksaktiviteter uppskattas:

Tabell 11. Uppskattning av damning i samband med jordbruk i Sverige.

|      | Ton<br>stoff | Ton alkali räknat<br>som SO <sub>2</sub> -ekvivalenter |
|------|--------------|--|
| 1950 | 54 300       | 1 600  |
| 1960 | 51 200       | 1 500  |
| 1970 | 46 500       | 1 350  |
| 1980 | 45 700       | 1 300  |

Dessa uppskattningar - som i sig är mycket osäkra - tyder inte på att alkalidepositionen från obelagda vägar och jordbearbetning skulle vara av någon större betydelse ur alkalispridningssynpunkt för svenska förhållanden. Eftersom beräkningsunderlaget är osäkert bör man dock vara försiktig i bedömningen av dessa källors betydelse.

Möjligen finns det också fler diffusa källor som är av betydelse för alkalispridningen.

3.6 Hur har förekomsten av alkaliska ämnen och baskatjoner i omgivningen ev. förändrats?

**SLUTSATSER**

- Mätdata saknas i stort sett för att bedöma ev. förändringar av halter i luft och depositioner av alkaliska ämnen och baskatjoner såväl kring punktkällor som i bakgrundsområden
- Kring punktkällor kan man utgående från utsläppsdata överslagsmässigt uppskatta de förändringar som skett:
- Minskade utsläpp har resulterat i lägre haltebidrag och lägre depositionsbidrag i närområdet kring punktkällor
- Ytan på det område kring en punktkälla inom vilket alkalihalter/depositioner dominerar över svaveldioxidhalter/svaveldositioner härrörande från källans egna utsläpp har minskat i och med att utsläppen av alkali minskat
- Antalet sådana områden har också minskat i och med att antalet punktkällor minskat
- Depositionsbidraget av alkali från energiproduktion har minskat. Dessutom sker utsläppen nu från betydligt färre punkter än tidigare vilket har medfört en mindre jämn spridning. Betydelsen av detta går ej att kvantifiera utan jämförelsedata på depositionsbidraget från andra källor.

## DOKUMENTATION

För att kunna bedöma hur förekomsten av alkaliska ämnen och baskatjoner ev. förändrats i omgivande miljön under perioden 1950-1960 i Sverige måste man skilja på områden nära punktkällor (lokalt, < ca 10-20 km) och områden på större avstånd från punktkälleutsläpp och tätorter (regionalt).

### R e g i o n a l a h a l t e r i l u f t

Några mätdataserier under längre tidsperioder för att studera hur kalcium- och magnesiumhalter i bakgrundsluft förändrats i Sverige har ej påträffats.

Halten av kalcium på stoft < ca 10  $\mu\text{m}$  har bestämts dels på Rörvik (IVL, opublicerade mätdata) och dels vid Gårdsjön (Lövblad, 1985), på svenska västkusten samt vid Sjöängen mellan Vänern och Vättern (Lannefors et al., 1983):

|               |   |
|---------------|---|
| Rörvik 1984   | ca 0.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ räknat som Ca |
| Gårdsjön 1985 | 0.07-0.09 $\mu\text{g}/\text{m}^3$            |
| Sjöängen 1983 | ca 0.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$               |

Mätningar på Råö (Onsala) och Vingå (utanför Göteborg) i början av 1970-talet antyder att halterna av kalcium då kanske var något högre 0.15-0.20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tyvärr skiljer både provtagnings- och analysmetodik mellan 1970 och 1980, varför jämförelser blir osäkra. Inte heller finns några mätdataserier för att bedöma ev. förändringar i halter av svävande stoft i bakgrundsluft.

Eftersom den diffusa damningens storlek totalt sett är osäker, är det inte heller möjligt att ur utsläppsdata göra en bedömning av en ev. förändring.

Vi vet alltså inte om det varit någon generell förändring av halten alkaliska föreningar i luft över hela Sverige under den aktuella perioden.

### R e g i o n a l   d e p o s i t i o n

Från nederbördsstudier runt om i Sverige, bl.a. inom MISU-nätet (Meteorologiska Institutionen, Stockholms Universitet) finns uppgifter om våtdeposition av baskatjoner och dess regionala fördelning. Sådana mätningar har utförts på flera platser ända sedan 1955.

Att utnyttja dessa data för att få en säker bild av hur förhållandena varit 1970 och tidigare är dock inte möjligt. De data som finns från mitten av 1950-talet innehåller stora osäkerheter främst på grund av en varierande grad av kontaminering genom uppvirvlat markstoft från den närmaste omgivningen av mätplatsen. Mätvärdena är därför inte representativa vare sig för regionala eller lokala förhållanden och det går inte att dra några säkra slutsatser om orsakerna till eventuella förändringar med tiden (H. Rodhe, personlig kontakt).

Data från det nederbördskemiska nätet antyder att det skett en allmän minskning av kalciumhalten från slutet av 1950-talet till 1970-talet. Denna minskning anses dock till stor del vara en chimär orsakad av att många mätstationer flyttats från jordbruksbygder till mer skyddade platser - skogsgläntor t.ex. - där inverkan på nederbördsproverna från

uppvirvlat markstoft är avsevärt mindre. Denna skenbara förändring återspeglas också i nederbördsprovernas pH-värden. Den minskning av nederbördens pH under 1950- och 1960-talen som mätvärden visar är således delvis ett resultat av att mätstationerna flyttats under perioden (L. Granat, personlig kontakt).

Att bestämma torrdepositionens storlek är avsevärt mer resurskrävande och komplicerat än våtdepositionen. Dels varierar torrdepositionen kraftigt beroende på mycket lokala faktorer som markens (inkl. vegetationens) struktur, dels saknas enkla rutinmetoder att mäta torrdeposition. Därför finns det ytterst få undersökningar idag där både torr- och våtdepositionen bestämts. En sådan undersökning har gjorts inom Gård-sjöstudien där torrdepositionen av bl a baskatjoner bestämts i förhållande till annan tillförsel till ekosystemet (Hultberg, 1985, Grennfelt et al., 1985). Här har torrdepositionen av kalcium via icke-marina partiklar beräknats till mellan 0.58 och 5.8 kg/h och år (dvs 0.06-0.58 g/m<sup>2</sup>·år). Som jämförelse har det årliga våta nedfallet av kalcium bestämts till 1.7 kg/ha (dvs 0.17 g/m<sup>2</sup>). Som framgår är osäkerheten i torrdepositionen avsevärd trots att åtskilliga års mätningar ligger till grund för beräkningen.

Att bedöma torrdepositionens ev. förändring i tiden utan att ha kännedom om hur haltnivåerna i luft förändrats är omöjligt. Regionalt - dvs i bakgrundsområden - vet vi alltså inget om ev förändringar av alkali/baskatjondeposition.

## L o k a l a h a l t e r a v a l k a l i s k a ä m n e n

Även kring punktkällor som släpper ut alkaliskt stoft saknas mätdata serier för alkaliskt stoft resp. kalcium, magnesium m.m.

Åtskilliga mätningar gjordes kring järn- och stålindustrier under slutet av 1960-talet och början på 1970-talet. Jämförbara mätdata för dagens förhållanden saknas dock.

Eftersom halten i luft kring en punktkälla är direkt proportionell mot den utsläppta mängden innebär en utsläppsförändring motsvarande haltförändring i omgivningen under förutsättning att kornstorleksfördelningen inte ändras. De förändringar som ägt rum har givetvis varierat kraftigt mellan olika punktkällor och områden.

För att visa på hur förhållandena kan ha ändrats lokalt kan som ett exempel tas en medelstor sulfatfabrik (som producerar ca 700 ton massa per dygn). För 1980 års situation antas utsläppen från en sådan vara 5 kg SO<sub>2</sub> per ton massa (utsläppshöjden antas vara 90 m) och 250 ton stoft från barkpanna och mesaugn varav som mest ca 200 ton på partiklar med <10 µm diameter (utsläppshöjd ca 50 m). Grova haltuppskattningar (tabell 12) tyder på att alkalihalten - räknad som SO<sub>2</sub>-ekvivalenter - i luften kan dominera över svaveldioxidhalterna på upp till mellan 5 och 10 km från källan.

Om stoftutsläppet från barkpanna och mesaugn omkring 1970 antas ha varit i storleksordningen 2000 ton/år (varav 1600 ton utgjordes av partiklar <10 µm) och svaveldioxidutsläppet antas ha varit 20 kg/ton massa kan man grovt uppskatta förändringen i omgivningen (se tabell 12).

Tabell 12. Uppskattade årshaltbidrag för svaveldioxid och alkaliska ämnen i området kring en medelstor sulfatfabrik.

|   | ~0.7 km | 5 km | 10 km | 20 km |
|---|---------|------|-------|-------|
| <u>1980</u>   |         |      |       |       |
| Bidrag till SO <sub>2</sub> -<br>halter (µg/m <sup>3</sup> )                                  | <0.01   | 0.2  | 0.15  | 0.08  |
| Bidrag till alkali-<br>halter (µg/m <sup>3</sup> räknat<br>som SO <sub>2</sub> -ekvivalenter) | 1.6     | 0.3  | 0.02  | <0.01 |
| Bidrag till stoft-<br>halter (<10 µm)(µg/m <sup>3</sup> )                                     | ~4      | ~0.8 | ~0.05 | <0.03 |
| <u>1970</u>   |         |      |       |       |
| Bidrag till SO <sub>2</sub> -<br>halter (µg/m <sup>3</sup> )                                  | 0.02    | 0.8  | 0.6   | 0.2   |
| Bidrag till alkali-<br>halter (µg/m <sup>3</sup> räknat<br>som SO <sub>2</sub> -ekvivalenter) | 13      | 2.6  | 0.13  | <0.1  |
| Bidrag till stoft-<br>halter (<10 µm)(µg/m <sup>3</sup> )                                     | ~30     | ~6   | ~0.3  | <0.2  |

Som framgår har utsläppsreduktionen av alkaliskt stoft varit större än utsläppsreduktionen av svaveldioxid. Detta innebär att det område i vilket alkalin dominerade över svavlet var något större 1970 än 1980. Uppskattningsvis var radien dock inte mer än ca 2 km större. Den påverkade ytan har minskat i storleksordningen 25%. Bidragen till stofthalterna i omgivningen uppskattas ha förändrats med ungefär samma faktor (8) som utsläppen av stoft (<10 µm). På mellan 0.5-1 km erhålles de största stofthaltsbidragen. För 1980-års förhållanden uppskattas detta till ~4 µg/m<sup>3</sup> och för 1970-års förhållanden till ~30 µg/m<sup>3</sup>.

Att de stoftreningsåtgärder som införts framför allt mellan 1970 och 1980 resulterat i avsevärda luftkvalitetsförbättringar i tätorter och kring punktkällor syns även i resultat från luftkvalitetsmätningar även om stofthalterna - bl a beroende på biltrafik - inte visar på samma reduktionsgrader som stoftutsläppen från punktkällor.

#### L o k a l a d e p o s i t i o n e r a v a l k a l i o c h b a s k a t j o n e r

Våtdepositionsmätningar kring källor med alkaliska stoftutsläpp visar ofta på förhöjda pH-värden på upp till en mils radie från källan. (Örnsköldsviks kommun, 1981; Hasselrot och Grennfelt, 1982; Nynäshamns kommun, 1981).

I Örnsköldsviks kommun har snömätningar gjorts kring skogsindustrier. Kring industrierna är pH-värdena i snö förhöjda. Medianvärdet av pH i snö för kommunen år 1981 (=4.62) nås på avstånden 8-9 km, 4-6 km resp. 11-13 km från de tre skogsindustrierna i kommunen.

Örnsköldsviks kommun (1981) har dokumenterat effekten av minskade svavelutsläpp kombinerat med ökat barkutnyttjande och därmed ökade utsläpp av baskatjoner från skogsindustrierna i kommunen mellan 1979 och 1981. För kommunen som helhet ökade pH-värdena med 0.4 enheter. Resultat från mätningar har sammanställts i tabell 13.



Tabell 13. Resultat från snöanalyser i Örnsköldsviks kommun 1979-1981.

Zon 1 < 15 km från cellulosaindustri

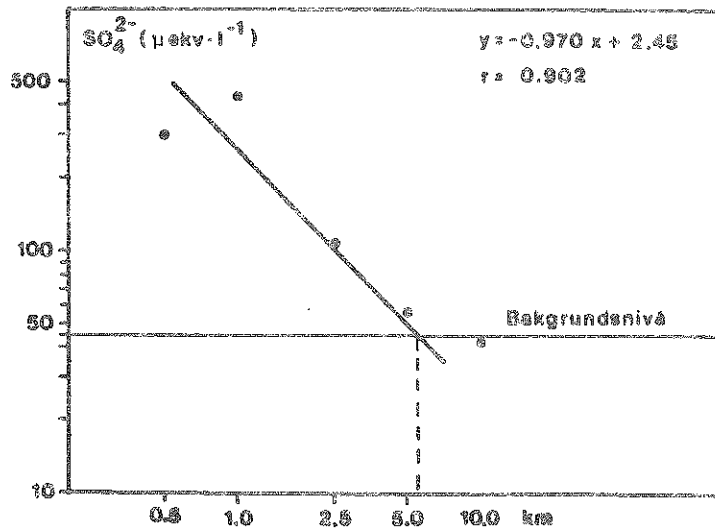
Zon 2 15-30 km " " "

Zon 3 30-45 km " " "

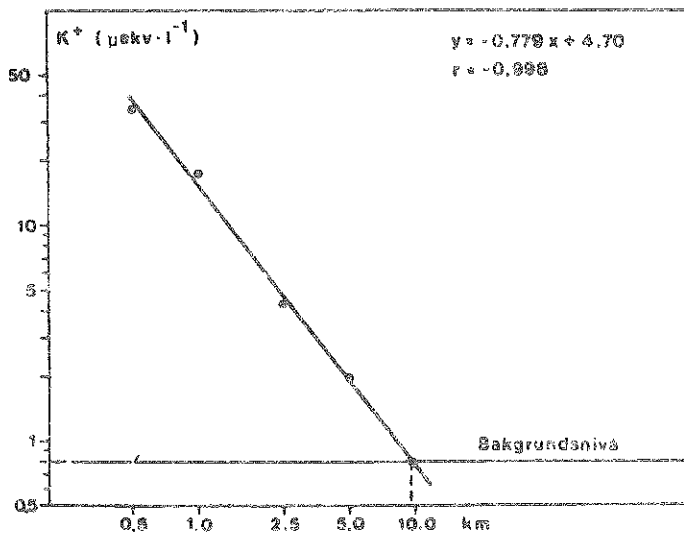
Zon 4 > 45 km " " "

| Zon   | Antal punkter | Snödjup cm | 1979         |        |             |        | 1980       |              |        |             | 1981   |            |              |        |             |     |
|-------|---------------|------------|--------------|--------|-------------|--------|------------|--------------|--------|-------------|--------|------------|--------------|--------|-------------|-----|
|       |               |            | pH vid 25 °C |        | Kond. µs/cm |        | Snödjup cm | pH vid 25 °C |        | Kond. µs/cm |        | Snödjup cm | pH vid 25 °C |        | Kond. µs/cm |     |
|       |               |            | medel        | median | medel       | median |            | medel        | median | medel       | median |            | medel        | median |             |     |
| Zon 1 | 20            | 51         | 4,24         | 4,20   | -           | -      | 46         | 4,78         | 4,41   | 2,4         | 2,4    | 81         | 4,81         | 4,67   | 2,0         | 2,1 |
| Zon 2 | 15            | 63         | 4,22         | 4,23   | -           | -      | 72         | 4,48         | 4,42   | 1,9         | 1,9    | 105        | 4,64         | 4,61   | 2,5         | 1,7 |
| Zon 3 | 9             | 56         | 4,29         | 4,27   | -           | -      | 79         | 4,49         | 4,46   | 1,6         | 1,5    | 88         | 4,63         | 4,59   | 1,7         | 1,7 |
| Zon 4 | 14            | 55         | 4,29         | 4,30   | -           | -      | 90         | 4,54         | 4,54   | 1,4         | 1,4    | 91         | 4,73         | 4,62   | 1,6         | 1,5 |

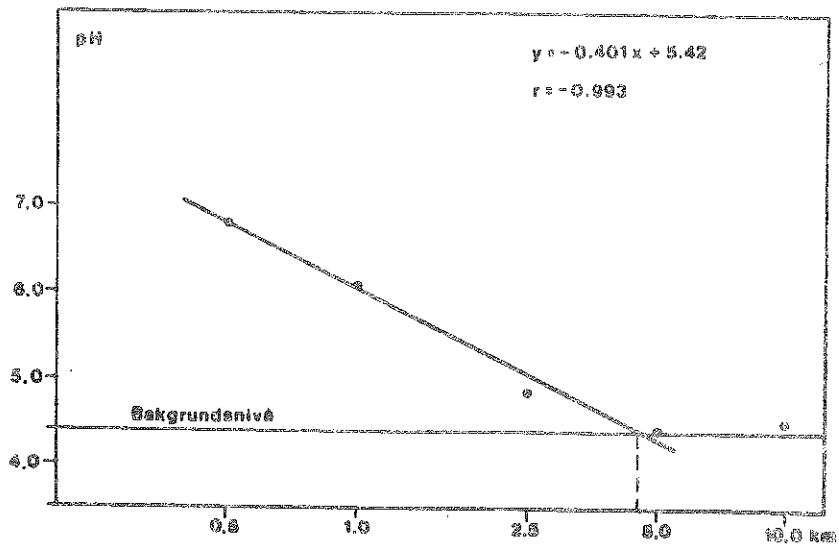
I figur 1-4 visas pH och halterna av K, Ca och  $SO_4^{2-}$  i nederbörd (snö) som funktion av avståndet från Iggesunds Bruk (sulfatfabrik) (Hasselrot och Grennfelt, 1982)



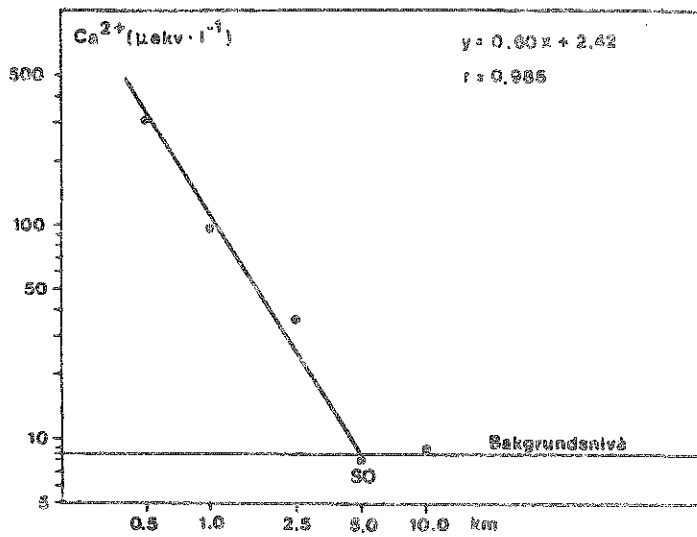
Figur 1. Sulfathalten (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) i snötäcket i den dominerande vindriktningen och på olika avstånd från Iggesunds Bruk



Figur 2. Kaliumhalten (K<sup>+</sup>) i snötäcket i den dominerande vindriktningen från Iggesunds Bruk



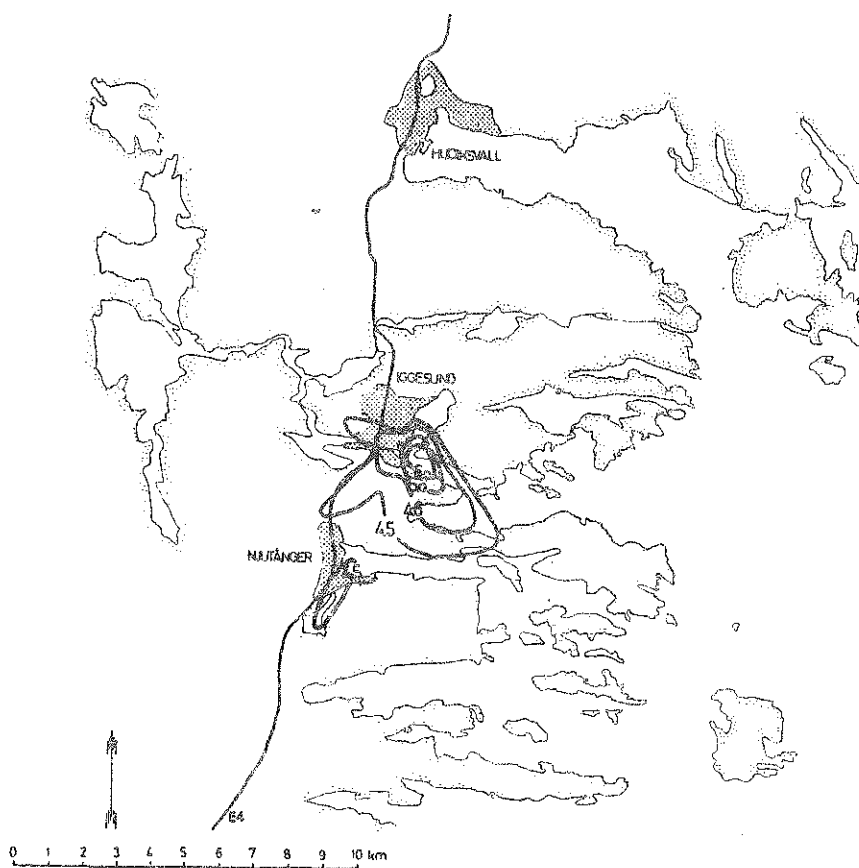
Figur 3. pH-värdet i snötäcket i den dominerande vindriktningen och på olika avstånd från Iggesund Bruk



Figur 4. Kalciumhalten ( $\text{Ca}^{2+}$ ) i snötäcket i den dominerande vindriktningen från Iggesund Bruk

Som framgår är såväl pH som halterna av  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  och  $\text{SO}_4^{2-}$  förhöjda i närområdet upp till mellan ca 5 och 10 km.

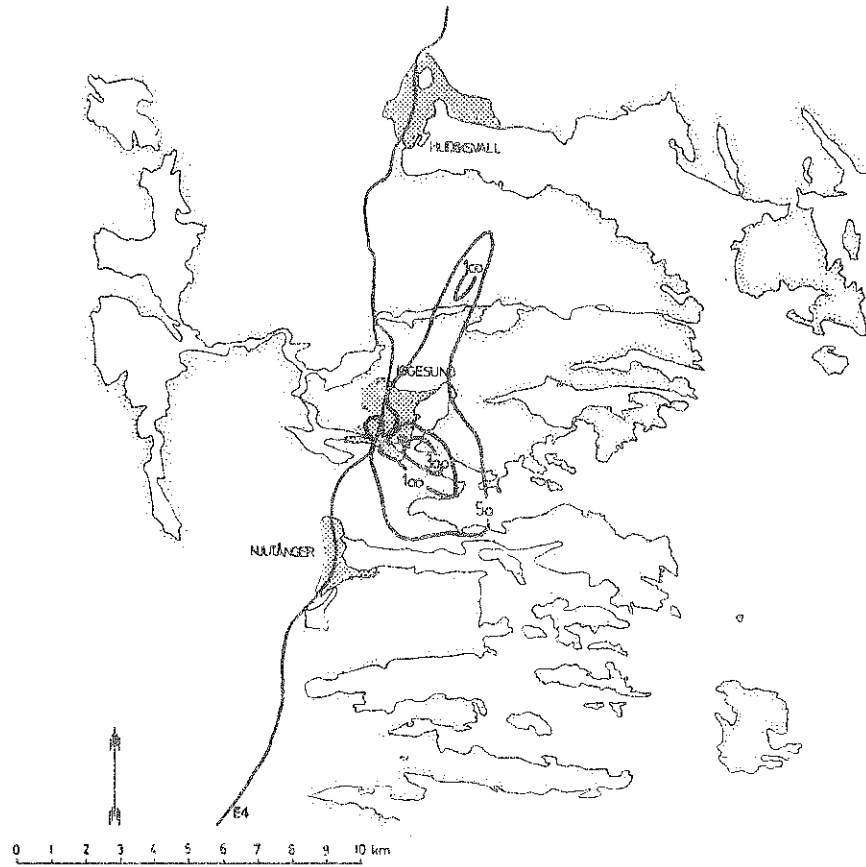
Omräknat till deposition under en tremånadersperiod blir förhållandena följande: (figur 5-7)



Figur 5. pH-värdet i snöcäcket i närområdet kring Iggesunds Bruk

Bakgrundsvärde: pH = 4.4

Isolinjer: pH = 4.5, 4.6, 5.0 och 6.0



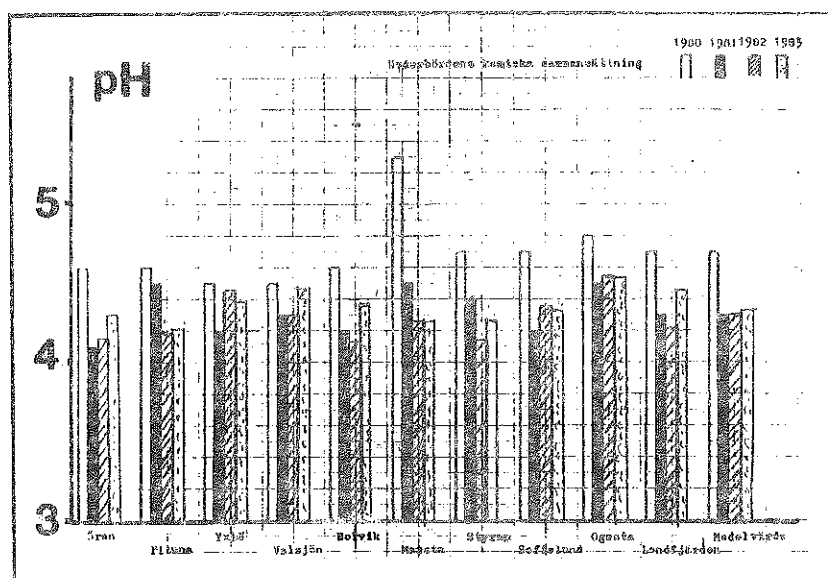
Figur 6. Kalcium ( $\text{Ca}^{2+}$ )-depositionen i  $\text{mg}/\text{m}^2$  kring Iggesunds Bruk under december 1981 till den 5 mars 1982



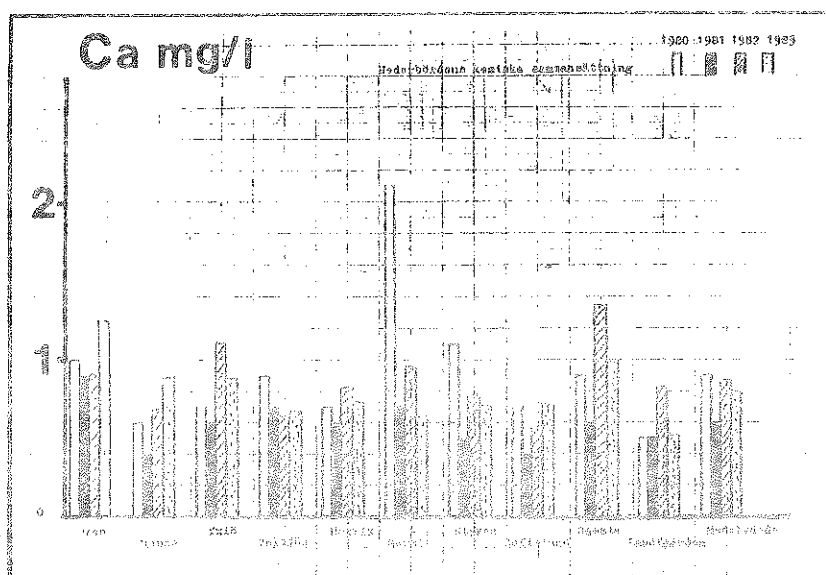
Figur 7. Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) depositionen i  $\text{g}/\text{m}^2$  kring Iggesunds Bruk under december 1981 till den 5 mars 1982.

I Nynäshamns kommun noterades under 1980 vid alla mätstationer (11 st) förhöjda pH-värden i nederbörd (mellan 0.2 och 1.0 enheter) jämfört med bakgrunden enligt nederbördskemiska nätet. Efter nedläggning av cementtillverkningen i Stora Vika (1981) sjönk pH-värdena vid alla kommunens mätstationer (ett område med ca 7-8 km radie) (figur 8 och 9).

Figur 8. Årsmedel-pH i nederbörden på olika platser i Nynäshamns kommun 1980-1983.



Figur 9. Kalciumhalten (mg Ca/l) i nederbörden på olika platser i Nynäshamns kommun 1980-1983 (årsmedelvärdet).



Liknande lokal effekt har också rapporterats från Niepolomiceskogen nära Krakow, Polen, om än på ett mer extremt sätt (Manechi 1985). Påverkansområdet sträcker sig 15-30 km från industriområdena vid Krakow. Höga pH-värden i nederbörden observeras samtidigt med höga sulfathalter. Nederbördens pH-värde avtar med ökande avstånd från utsläppskällorna.

I området, ca 20 km från utsläppskällorna, har uppmätts lufthalter och depositioner som vida överstiger de nivåer som förekommer i Sverige. Kalciumhalterna i luft är i medeltal 2-5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , dvs mer än en tiopotens högre än i Sverige. Samtidigt är halterna av svaveldioxid ( $\sim 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) och partikelbundet ( $\sim 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) svavel är 4-5 gånger högre än i sydsvenska bakgrundsområden. Sothalterna ( $\sim 60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) är mer än 10 gånger högre än i svenska bakgrundsområden.

Resultaten från depositions­mätningar visar på stoftnedfall kring 60  $\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{år}$  dvs i medeltal 5  $\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{mån}$ . Detta är 2-5 gånger högre än de stofthaltsnivåer som förekommer i svenska tätorter. Kalciumdepositionen har uppmätts till 2-3  $\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{år}$  och svaveldepositionen (torr och våt) har bestämts till drygt 6  $\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{år}$ .

Alkalidepositionen och neutraliseringen av de sura utsläppen i detta område sker alltså på bekostnad av luftkvaliteten.

Utgående från ovannämnda undersökningar kan man extrapolera utvecklingen under de senaste 30 åren i områden kring punktkällor.

I och med att utsläppen av stoftbunden alkali från punktkällorna minskat har depositionen av alkali minskat kring dessa källor. Den minskade emissionen/depositionen innebär också att det område kring en punktkälla inom vilket alkali-depositionen dominerar över källans egen svaveldeposition har minskat något. Sannolikt har det - i analogi med halterna i luft - minskat i storleksordningen någon till några km.

Antalet sådana "alkalidominerande" områden har dessutom minskat i och med att åtskilliga cementindustrier, järn- och stålverk samt skogsindustrier lagts ned resp. ändrat processer.

Utöver detta finns sannolikt överlagrat en viss "energi-produktionseffekt". Utsläppen av alkaliska ämnen från koleldning har minskat från 36 000 ton 1950 till ca 1 000 ton alkali (ekvivalent  $\text{SO}_2$ ) 1980. Utsläppen från vedeldning har minskat från 18 000 ton alkali 1950 till 5 600 ton 1980.

Under 1950- och 1960-talen var dessutom energiproduktionen mer decentraliserad än idag. Utsläppen skedde i fler men mindre anläggningar. Koleldningen - och i viss mån även vedeldningen - byttes gradvis mot oljeeldning. Därmed "försvann" ca 47 000 ton alkali räknat som  $\text{SO}_2$ -ekvivalenter, samtidigt som svaveldioxidutsläppen ökade.

Den depositionsminskning som de minskade alkaliutsläppen sannolikt gav upphov till inträffade främst i och omkring landets mer tätbefolkade delar. Det är osäkert vilken betydelse den haft i jämförelse med depositionsbidrag från andra källor.

#### 4 Effekter av alkaliska stoftutsläpp från punktkällor

##### 4.1 Vilken betydelse har de alkaliska stoftutsläppen från punktkällor haft för neutralisation av sura ämnen i luft och nederbörd och tillförsel av baskatjoner till skogsmark?

#### SLUTSATSER

- Mängdmässigt utgjorde de alkaliska stoftutsläppen 1950 ca 20% av svaveldioxidutsläppen. 1970 och 1980 var de 4 resp. 3%.



- Om denna förändring haft annat än lokal effekt saknas fortfarande underlag för att bedöma
- I Västtyskland anses de alkaliska punktkälleutsläppen inte ha haft någon regional betydelse vare sig för att neutralisera små utsläpp eller bidra till baskatjontillförseln.
- Det är möjligt att den ändrade förekomsten av alkaliska ämnen i rökgaser och omgivningsluft kring utsläppskällor förändrat depositionsmonstret för svavel på så sätt att partikelbildningen (oxidationen) av svaveldioxid vintertid går långsammare idag än tidigare.

#### DOKUMENTATION

För att neutralisera sura ämnen i luft krävs förutom att alkaliska ämnen förekommer i tillräckliga mängder också att de kommer i kontakt med de sura ämnena. Normalt är uppehållstiden i atmosfären för de alkaliska partiklarna relativt kort och de deponeras till stor del i närområdet. De sura ämnena har genom en längre uppehållstid i atmosfären möjlighet att transporteras längre sträckor. I Västtysklands "stofrika" städer som Duisburg och Berlin, är nederbördens pH idag högre än i lantliga områden, (Umweltbundesamt, 1985). Huvudsakligen antas neutralisation, på 1950-talet liksom idag, ha skett i tätorts- och industriområden där det förekom alkaliskt stoft i luften. Ett annat förhållande antas ha förelegat i emissionsavlägsna områden. Som exempel nämns Schwartzwald. Här kunde - enligt Umweltbundesamt - inte alkaliska ämnen, vare sig tidigare eller idag, ge något väsentligt bidrag till neutralisation. Detta förhållande anser man stöds av tyska depositionsdata. Man har inte kunnat observera någon förändring i deposition av Ca, Mg och K mellan 1956/58 och 1975/79 men dock ökad deposition av svavel och kväve. Resultaten framgår av tabell 14.

Tabell 14. Deposition av olika komponenter i Schwartzwald 1956/58 och 1975/79 (ng/m<sup>2</sup> • dygn) (till öppet kärl?).

|                                 | Gr. Feldberg<br>1956/58 | Schauinsland<br>1975/79 |
|---------------------------------|-------------------------|-------------------------|
| S                               | 2.8                     | 4 - 5                   |
| Cl                              | 1.5                     | 0.7 - 5                 |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N | 0.6                     | 3 - 10                  |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N | 0.9                     | 1 - 3.5                 |
| Na                              | 0.9                     | 1.5 - 2                 |
| K                               | 0.4                     | 0.5 - 1                 |
| Mg                              | 0.4                     | 0.2 - 0.6               |
| Ca                              | 2.0                     | 1.5 - 2.5               |

(Liksom för andra längre mätserier har dock metodbyte skett mellan 50-talet och 70-talet.) Slutsatsen från denna västtyska rapport är att de alkaliska utsläppen inte har eller har haft någon regional betydelse för att neutralisera sura utsläpp. Inte heller anser man att minskade stoftutsläpp haft någon betydelse för minskad tillförsel av Ca och Mg till skogsmark generellt.

För svenska punktutsläpp kan man jämföra de utsläppta mängderna av svaveldioxid och alkali (räknat som SO<sub>2</sub>-ekvivalenter).

Tabell 15. Jämförelse mellan SO<sub>2</sub>- och alkaliutsläpp.

| Utsläpp<br>1000 ton                                  | 1950 | 1960 | 1970 | 1980 |
|--|------|------|------|------|
| SO <sub>2</sub>                                      | 480  | 640  | 900  | 480  |
| Alkali (räknat som<br>SO <sub>2</sub> -ekvivalenter) | 94   | 79   | 37   | 15   |
| SO <sub>2</sub> /alkali                              | 5.1  | 8.1  | 24   | 32   |

Redan på 1950-talet dominerade alltså SO<sub>2</sub>-utsläppen över alkaliutsläppen. Alkaliutsläppen uppgick endast till ca 20% av SO<sub>2</sub>-utsläppen. Mellan 1960 och 1970 ökade SO<sub>2</sub>-utsläppen medan alkaliutsläppen minskade. 1970 var alkaliutsläppen endast ca 4% av SO<sub>2</sub>-utsläppen. 1980 hade SO<sub>2</sub>-utsläppen minskat till 1950-års nivå. Alkaliutsläppen utgjorde dock endast 3% av SO<sub>2</sub>-utsläppen.

Alkaliska utsläpp från punktkällor har haft och har än idag en viss betydelse för att neutralisera svavelutsläpp och motverka pH-sänkningen i nederbörden. Påvisade effekter är dock lokala i området kring källorna. Oftast berörs inte områden längre än ca 10 km bort från källan.

Under 1950- och 1960-talen fanns fler punktkällor och därmed fler områden som var berörda av alkalinedfall och alkali-förekomst i luften än 1980.

Mängdmässigt tycks alltså alkaliutsläppen från punktkällor inte haft någon avgörande betydelse för att neutralisera svaveldioxidutsläpp annat än i dessa områden kring punktkällor.

Det saknas idag underlag för att bedöma den diffusa damningens bidrag till alkali- och baskatjondepositionen. Likaså saknas underlag för att bedöma den ev. långdistans-transporten av alkali och baskatjoner t.ex. via fina jordpartiklar och hur utvecklingen varit på denna sidan under de senaste 30 åren.

Man kan spekulera i om alkaliminskningen i rökgaser och i omgivningsluft och nederbörd kring utsläppspunkterna påverkat svaveldepositionsmonstret så att svaveldioxiden - åtminstone vintertid - oxideras långsammare.

#### 4.2 Vad har förändring av i stofthalter och stoftdeposition genom minskade stoftutsläpp betytt?

##### SLUTSATSER

- Åtgärder för att reducera stoftutsläpp har gett förbättrad luftkvalitet främst i stadsatmosfär. Samtidigt som utsläpp och deposition av stoft, tungmetaller, och därmed sammanhängande negativa miljöeffekter, minskat.

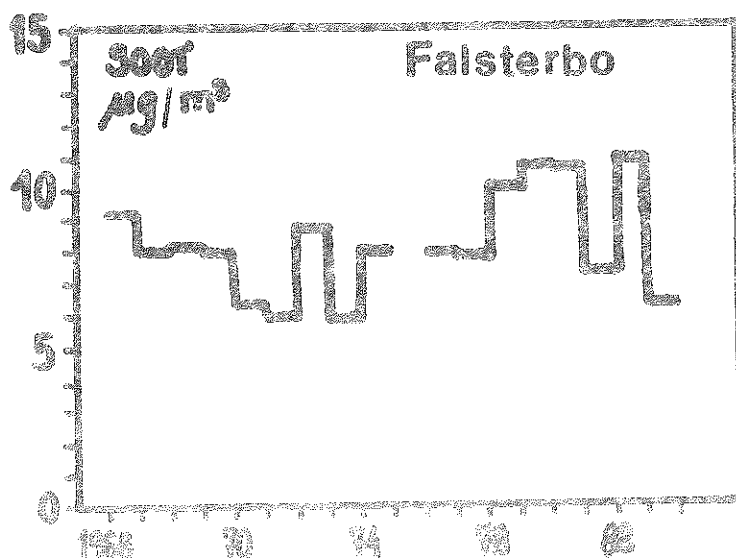
## DOKUMENTATION

De åtgärder mot stoftutsläpp som vidtogs främst i början- och mitten av 1970-talet var föranledda av en vilja att förbättra luftkvaliteten för att uppnå:

- lägre stofthalter i luft med tanke på hälsoeffekter
- minskad damning och nedsmutsning genom stoftnedfall
- minskad kontaminering av miljön med främst tungmetaller

I dessa avseende har också positiva effekter uppnåtts. Stofthalterna i tätorter och kring industrier har minskat. Också stoftnedfallet - nedsmutsningen - tycks, enligt de svenska mätresultat som föreligger, ha minskat. Mossanalyser visar också på en minskad deposition av tungmetaller (Rühling, 1982) (Delvis har dock detta andra orsaker, t.ex. att blyhalten i bensin har minskats). Något underlag för att bedöma den mer storskaliga utvecklingen vad gäller stofthalter i luft har vi inte.

Stofthalterna vid Falsterbo under en 20-årsperiod uppvisar inte någon signifikant trend mellan 1966 och 1984.



Figur 16. Stofthalterna i luft vid Falsterbo under tiden 1966-1984.

Sothalten påverkas dock inte enbart av punktkällors utsläpp. Direkt avgasutsläpp från trafik ger sannolikt ett stort bidrag.

## 5 Förslag till fortsatt arbete

För att fylla några av de kunskapsluckor som påtalas i rapporten finns förslag till fortsatt arbete.

En viktig del för att förbättra kunskapen om hur de alkaliska utsläppen förändrats under åren är kvantifieringen av den diffusa damningens betydelse:

- Hur stor är damningen från vägar, markerosionen i det svenska klimatet?
- Vilken neutralisationskapacitet har detta stoft?

Kunskapen om torrdepositionens betydelse jämfört med våtdepositionen av baskatjoner är dålig även när det gäller dagens förhållanden. Mätningar av halter i luft och studier av depositions hastigheter skulle kunna ge information när det gäller tillförsel av baskatjoner till skogsekosystem.

Source-receptorstudier på transportsektor- och kornstorleksuppdelat mätdata material alternativt transportstudier med hjälp av en analog förenklad modell för submikront stoft skulle kunna ge underlag för att bedöma den storskaliga transporten av stoftbunden alkali.

6 Referenser

- Albritton, D. (1985) "Development of the Natural Sources Emissions Inventory" in Proc. First Annual Acid Deposition Emissions Inventory Symposium. EPA-600/9-85-015
- Bergman, G. Et al. (1983) Miljöeffektbeskrivning för planerat kolkondenskraftverk i Oxelösund. Utredning åt Statens Vattenfallsverk utförd av IVL.
- Bettelheim, J., Littler, A. (1979) "Historical Trends of sulphur oxid emissions in Europe since 1865. Central Electricity Generating Board PL-GS/E/1/79
- Cowherd, C. et al. (1974). Development of emissions factors for fugitive dust sources. Midwest Res. Inst. Kansas C. EPA/450/3-74/037 PB 238 262
- Cowhard, C. et al. (1976). Development of a methodology and emission inventory for fugitive dust for the regional air. EPA/450/3-76/003 PB 270 912
- Fjeld, B. (1975) Forbruk av fossilt brensel i Europa og utslipp av SO<sub>2</sub> i perioden 1900-1972. NILU Termisk Notat nr 1/76
- Goklany, I.M., Hoffrage G.F. (1984) Trends in Emissions of PM, SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub> and VOC:NO<sub>x</sub> Ratios and their Implications for Trends in pH near industrial Areas. JACA 34(8) 844-846.

- Grennfelt, P. et al. (1985) Atmospheric deposition in the Lake Gårdsjön area, SW Sweden. Ecological Bulletin 37: 101-108. Stockholm 1985
- Hasselrot, B. (1982) Syra och alkalidepositionen kring Iggesund sulfatmassafabrik - en snöundersökning. SSVL-85 Rapport nr 7
- Hultberg, Hans (1985). Budgets of base cations, chloride, nitrogen and sulphur in the acid Lake Gårdsjön catchment, SW Sweden. Ecological Bulletin 37:133-157, Stockholm 1985
- KHM Projekt Kol-Hälsa-Miljö (1983). Kolets hälso- och miljöeffekter. Slutrapport
- Lannefors, H. et al. (1983). Aerosolsammansättningen i ett representativt bakgrundsområde i Sverige. Naturvårdsverkets rapport SNV PM 1669
- Lövblad, G. (1984). Utsläpp till luft och deposition av alkaliska ämnen i Sverige 1950-1980. IVL B-rapport 754, EM 1440
- Manecki, A. (1984). "Transport and Input of Air Pollutants in the Niepolomice Forest Area" in "Forest Ecosystems in Industrial Regions" (Grodzinski et al. eds.) Springer Verlag, Berlin 1984
- Nynäshamns Kommun, Miljö- och Hälsoskyddskontoret, (1984) "Miljöårsprogram, Resultat från Luft- och Vattenundersökningar i Nynäshamns Kommun 1979-1983"
- Rühling, Å. (1982) Tungmetaller i mossor. Monitor 1982, 33-56



Umweltbundesamt (1985) "Monatsberichte aus dem Messnetz"  
Nr 3.

Örnsköldsviks kommun (1981). Snöundersökningar inom Örnsköldsviks kommun 1979-1981. Rapport från Hälso- och Miljövårdsnämnden 1981:8