

Sammensetning av sigevann fra avfallsdeponier for kommunalt avfall i Norge

Av Ketil Haarstad, Trond Mæhlum, Thomas Hartnik og Stein Turtumøygard

Ketil Haarstad, Trond Mæhlum, Thomas Hartnik og Stein Turtumøygard er forskere ved Jordforsk

Innlegg på fagtreff 26. mai 2003.

Innledning

SFTs anbefalinger fra 1994: Krav til fyllplasser - retningslinjer til Fylkesmannen, har vært grunnlaget for kontroll og rapportering av sigevannsdata fra norske avfallsdeponier som mottar blandet avfall frem til i dag. Her er det gitt anbefalinger om analyseprogram på to nivåer, et basis program som gjennomføres 4 ganger i året og et utvidet program som gjennomføres 2 ganger per år. Analyseprogrammets omfang skal dessuten tilpasses lokale forhold. De fleste miljøvernvedelinger hos Fylkesmannen (FMVA) har tatt utgangspunkt i SFTs anbefalinger ved fastsettelse av kontrollprogram (Blom et al., 1998). Oppfølgingen har vært variabel med hensyn til analyseprogrammets omfang, analysehyppighet og hvilke krav FMVA har gitt både til prøvetaking og krav til rensing. Det foregår vanligvis ingen behandling av sigevannsdata hos FMVA. Det er derfor behov for å fremskaffe en oversikt over norske sigevannsdata for å finne

ut hva som kjennetegner sigevann under norske forhold, hvilke miljøproblemer sigevannet representerer og peke på mangler i dagens program. Denne sammenstillingen inngår i et prosjekt som har til hensikt å forbedre miljøovervåking av avfallsdeponier (Mæhlum et al. 2003).

Kunnskap om utslipp fra avfallsdeponier er basert på undersøkelser av kommunale deponier med en blanding av husholdnings- og industriavfall. Disse undersøkelser strekker seg maksimalt 20 til 30 år tilbake i tid, noe som bare vil være en liten del av et deponis «levetid». Utlekkingsforsøk har gitt halveringstider for nitrogen og klorid i avfall på henholdsvis 85 og 65 år. Total tidsperiode for utslipp vil være vesentlig lengre, særlig for metaller (Ehrig & Scheelhaase, 1993. Sandgren et al. 1996).

Det er vanlig å inndele nedbrytningen av avfall i faser: aerob-, syre-, metan-, metanoksidende-, CO₂- og til slutt en ny aerob fase (Kjeldsen et al. 2002). Den første fasen, som vanligvis er kortvarig, kjennetegnes ved

at temperaturen øker, og det produseres vanligvis lite men konsentrert sigevann. Nedbrytningsprosessene blir anaerobe når oksygen er brukt opp. Sigevann er karakterisert av en stabil og høy mengde ammonium og klorid. Organisk stoff, metaller og organiske miljøgifter vil variere mer etter nedbrytningen. I praksis vil et sigevann være et blandingsprodukt av flere forskjellige stadier i avfallet. Det finnes svært lite dokumentasjon på de avsluttende faser i et avfallsdeponi og hvilket sigevann som da kan forventes.

Metode for datainn-samling og bearbeiding

SFT etterspurte sigevannsdata rapportert fra deponiansvarlige til FMVA sommeren 2002. Det var ønskelig med mest flest mulig tid- og stedfestede data av uforynnet sigevann fra avfallsdeponier både i drifts- og etterdriftsfasen. Det ble levert data som tilfredsstilte prosjektets krav fra Østfold, Akershus, Buskerud, Vest-Agder, Rogaland, Sør Trøndelag og Nordland. I disse fylkene er alle aktive avfallsdeponier representert, med unntak av Buskerud og Vest-Agder. Høgskolen i Narvik har bidratt med data fra 2 deponier i Troms og 1 deponi i Finnmark. Prosjektet har også mottatt data fra Oslo og Vestfold. Materialet er senere blitt supplert med data fra Hordaland og Sogn og Fjordane. Jordforsk har bidratt med overvåkningsdata fra avfallsdeponier i Akershus. Flere av disse deponiene er overvåket mer omfattende enn det som er vanlig da de har inngått i ulike FOU-prosjekter. Data er bearbeidet til

ønskelig format i Excel regneark og deretter i en Access database. I alt er 51 avfallsdeponier fra 12 fylker representert i databasen. Det foreligger rådata fra 1140 analyser av sigevann i undersøkelsen. Det er flest data fra Østlandsområdet.

Sigevannsdata er bearbeidet for å fremskaffe mest mulig representative estimater på middelverdier og variasjon, og gruppert for å undersøke om det er systematiske variasjoner ut fra type avfallsdeponi, deponiets alder, driftsfase, prøvetakingssted og geografi. Det er stor variasjon i hvor mange datasett som foreligger for det enkelte deponi som inngår i undersøkelsen, fra 2 datasett for et år til inntil 10 års data med 6-8 prøvetakinger i året. Det er beregnet middelverdi for det enkelte år og deretter middelverdier for det enkelte deponi for sammenlikning mellom deponier slik at ikke deponier med store datasett får for stor betydning. Der det ikke forelå data fra enkeltundersøkelser ble årsgjennomsnitt benyttet.

Det er viktig å ta hensyn til at utvalget av sigevannsdata kan være både mangelfullt og skjevfordelt. For å få et normalisert bilde er årsgjennomsnitt for lokalitetene brukt. En statistisk beskrivelse av variasjonen i datamaterialet bør ta hensyn til utvalget. Det er valgt å beskrive variasjonen som standardfeil som estimerer usikkerheten i middelverdien pga. variasjon i målingene. Standardfeilen gir et område for forventet variasjon i middelverdien og er uavhengig av fordelingen i materialet. For utregning av konfidensintervall er det nødvendig å ha informasjon om datamaterialets fordeling.

Skjevheten i datamaterialet var tildels høy, dvs. at normalfordeling ikke kan forventes. Samvariasjon mellom faktorene er undersøkt ved å beregne korrelasjonsfaktorer. Det er også gjennomført prinsipalkomponentanalyse (PCA) mellom et utvalg av faktorene.

Resultater og diskusjon

Generell kommentar

Da det ikke foreligger omforente anbefalinger om hvor og hvordan prøvetakingen av sigevann bør utføres, hvordan prøven skal konserveres, transporteres og analyseres, vil det kunne hefte store feilkilder til data som inngår i denne undersøkelsen. Undersøkelsen gir likevel den mest omfattende sammenstillingen som til nå er foretatt av norsk sigevann. Gruppering av data er vist i tabeller nedenfor for utvalgte parametre.

Undersøkelsen bekrefter resultatet fra spørreundersøkelsen i 1998 som viste at det var stor variasjon i hvordan FMVA mottar og sammenstiller data. Det foreligger ingen anbefaling for hvordan sigevannsdata fra avfallsdeponier skal rapporteres og hvordan dette kan bringes videre til SFT. Vi antar at de fylker som har vist interesse for prosjektet og har levert data for alle aktive avfallsdeponier har den mest omfattende databehandlingen av landets miljøvernnavdelinger. Undersøkelsen bekrefter også at kontrollprogrammene i de fleste avfallsdeponiene som inngår baseres på anbefalinger fra 1994. Datagrunnlaget er mangelfullt, særlig for organiske miljøgifter som inngår i anbefalingen fra 1994, og mengdekontroll av sige-

vannet. Det er i liten grad foretatt lokale tilpasninger av overvåkningsprogram som går utover minimumskravet. Det foreligger få data om stoffer som ikke inngår i retningslinjer fra 1994. Det er svært ulik hyppighet av de analyserte parametrene, noe som gjør statistisk behandling av materialet som helhet vanskelig.

Karakteriserende parametre og næringsstoffer

Stoffene omfatter parametre vist i tabell 1. Det finnes et stort erfaringsmateriale for slike parametre i sigevann. Parametrene gir bakgrunnsinformasjon om sigevannet, som for eksempel fortynningsgrad, nedbrytningstilstand og hvor lett nedbrytbart de organiske forurensningene er.

Sigevannsproduksjonen er i gjennomsnitt for hele landet 235 m³/d Det er betydelig høyere enn det som er vanlig på Østlandet for middels store avfallsdeponier. Det foreligger mest målinger av ledningsevne og klorid, samt pH. Surhetsgraden ligger som middelverdi på nøytral pH-verdi. Høyeste gjennomsnittsverdi er 7.8 og viser at sigevannet generelt er i anaerob fase. Ledningsevnen går opp mot 1500 mS/m som høyeste gjennomsnittsverdi, forventet ledningsevne ligger imidlertid mellom 284 og 363 mS/m. Ledningsevnen domineres vanligvis av kationene ammonium, natrium, kalsium, kalium og magnesium og anionene klorid, sulfat og bikarbonat. Sigevannets temperatur ut av deponiet er i gjennomsnitt ca 9°C og temperaturvariasjonene gjennom året er relativt små.

Tabell 1. Sigevannsmengde, karakteriserende parametre og næringssalter i sigevann*.

Parameter	Enhet	Middel	Median	Lav	Høy	Spredning	EU	Antall	Totalt
Q	m3/dag	235	191	182	288	4,5-1023		21	378
TempVann	C	9,0	9,0	8,5	9,5	0,5-19		6	101
Konduktivitet	mS/m	301	261	266	328	3,0-2540	250-3500	37	946
Cl	mg/l	333	215	268	386	5,0-7400	150-4500	46	912
pH	-	7,1	7,0	7,0	7,1	4,8-8,5	4,5-9	48	812
HCO3-	mg/l	1426	1518	969	1884	0,4-4349	610-7320	5	73
KOF	mg/l	714	391	584	844	7-12763	140-152000	33	779
BOF	mg/l	260	121	205	315	2,0-2515	20-57000	30	266
BOF/KOF	-	0,36				0,01-1,0	0,02-0,8		242
TOC	mg/l	174	89	128	219	2,1-2130	30-29000	20	292
SS	mg/l	131	94	93	169	11,0-2518	2000-60000	7	139
N-tot	mg/l	127	104	114	140	0,9-923	14-2500	46	974
NH4-N	mg/l	119	93	105	129	0,4-755	50-2200	40	856
P-tot	mg/l	6,4	2,1	6,9	146	0,01-88	0,1-23	10	413

* Middel = gjennomsnittsverdi = middelverdi (middelverdi lokalitet(middelverdi(år)). Median = median utregnet på tilsvarende tallmateriale som for middelverdi. Lav og høy = konfidensintervall for middelverdi. Lav= lav forventningsverdi for middelverdien: middelverdi – standardfeil. Standardfeil= standardavvik/rot(antall). Høy = middelverdi + standardfeil. Spredning = minimums- og maksimumsverdi. EU = sammenstilling av sigevann fra Europa (Kjeldsen et al., 2002). Antall = antall avfallsdeponier med analyser. Totalt = totalt antall analyser

Det foreligger flest målinger av elektrisk ledningsevne, klorid, pH, nitrogen og KOF. Ammonium utgjør i gjennomsnitt over 90 % av total nitrogen i sigevannet. Det er svært lite nitrat i sigevannet på grunn av reduserende forhold (vanligvis <0,5 mg/l). Fosforinnholdet er også relativt lavt og består i hovedsak av partikulært fosfor. Fosfor bindes svært godt i deponiet. Gjennomsnittlig KOF-verdi er relativt lav på 714 mg/l. BOF utgjør i gjennomsnitt mindre enn halvparten av KOF-verdiene, men er høyere enn forventet dersom metanfasen dominerer sigevannet. TOC utgjør ca 67 % av BOF og 24 % av KOF. Dette er tilsvarende hva som i gjennomsnitt kan for-

ventes i ferskt organisk avfall (TOC 63 % av BOF). Organisk stoff i sigevann kan ofte ha en annen sammensetning enn organisk stoff i avløpsvann. Ekstremverdier av både Cl og fosfor ligger høyere enn tilsvarende målt i EU. Grunnen til dette er ukjent, men kan skyldes feilrapportering.

Tungmetaller og andre grunnstoff

De fleste avfallsdeponiene har mottatt og mottar fortsatt store mengder metaller og grunnstoff som kan være miljø- og helseskadelige dersom de lekker ut. Tabell 2 viser en sammenstilling av tungmetaller og grunnstoff i undersøkelsen.

Tabell 2. Tungmetaller og andre elementer i sivevann*.

Parameter	Enhet	Middel	Median	Lav	Høy	Spredning	EU	Antall	Totalt
Na	mg/l	264	212	228	301	4,0-4675	70-7700	22	397
K	mg/l	115	97	100	131	5,7-760	50-3700	20	192
Mg	mg/l	48	44	40	55	7-181	30-15000	10	95
Fe	mg/l	46	33	38	55	0,05-2180	3,0-5500	47	986
Mn	mg/l	2,3	2,3	2,0	2,8	0,5-10	0,03-1400	7	96
Cu	µg/l	17	10	14	19	3-400	5-10000	39	326
Zn	µg/l	269	163	215	312	2,0-6970	30- 1000000	46	400
Pb	µg/l	13	5	9	16	1,0-1330	1,0-5000	47	580
Cd	µg/l	1,5	1,0	1,2	1,7	0,0-38	0,1-400	40	709
Ni	µg/l	31	25	27	34	1-305	15-13000	35	222
Cr	µg/l	38	30	31	43	0,01-1116	20-1500	43	419
As	µg/l	19	10	14	23	0,5-196	10-1000	29	204
Hg	µg/l	1,5	0,5	0,8	2,2	0-104	0,05-160	31	470
Ba	µg/l	211	182	181	242	100-531		5	55
B	µg/l	45	2	2	88	0,0-2764		20	279

* Middel = gjennomsnittsverdi = middelvei (middelvei lokalitet(middelvei(år)). Median = median utregnet på tilsvarende tallmateriale som for middelvei. Lav og høy = konfidensintervall for middelvei. Lav= lav forventningsverdi for middelveien: middelvei – standardfeil. Standardfeil= standardavvik/rot(antall. Høy = middelvei + standardfeil. Spredning = minimums- og maksimumsverdi. EU = sammenstilling av sivevann fra Europa (Kjeldsen et al., 2002). Antall = antall avfallsdeponier med analyser. Totalt = totalt antall analyser.

Metallioner som natrium, kalium, magnesium og kalsium er vanligvis ikke skadelige, selv om natrium kan gi miljøskade som utfortynnet sivevann. Nivået av kationer kan benyttes til å si noe om fortynningsgraden. Jern dominerer blant tungmetallene med 46 mg/l i gjennomsnitt. Problemer med utslipp av jern er hovedsaklig av estetisk art. Sammen med natrium, kalium, magnesium og kalsium inngår ofte jern i hyppige analyser da de gir god bakgrunnsinformasjon om utslipp. En rekke avfallsdeponier har utslippskrav med hensyn til jern.

Sink dominerer blant tungmetallene på mikrogram-nivå med 269 µg/l i gjennomsnitt. Variasjonen i middelvei for sink er lav. Ellers kan krom forekomme i relativt høye nivåer (38 µg/l i gjennomsnitt). Nivået av andre giftige tungmetaller som kobber, bly,

kadmium, nikkell, arsen og kvikksølv er i gjennomsnitt lavt, men det er enkelte deponier som skiller seg ut med høye verdier, og det kan være stor spredning i konsentrasjoner for det enkelte deponi. Tungmetaller bindes generelt svært godt i deponier, både til organisk materiale (humusforbindelser) og som tungtøselige sulfidbindinger. Utslippet vil variere med deponiets ulike faser. I perioder med stort utslipp av organisk stoff og partikulært materiale kan metaller lettere transporteres ut. Ekstremverdier av tungmetaller ligger lavere enn tilsvarende ekstremverdier i EU.

Mange av tungmetallene som er relativt sjeldne, er ikke blitt undersøkt og det er begrenset erfaring med eventuelle skadevirkninger. Metallenes farlighet avhenger av hvilken form metallene forekommer på. Det er ikke

vanlig å analysere tilstandsformen av metaller i sigevann, som oksidasjons-trinn av krom og arsenikk, eller om metallene forekommer som metallorganiske forbindelser.

For mange tungmetaller er det benyttet analysemetoder som ikke har tilstrekkelig lav bestemmelsesgrense i forhold til verdier som kan gi skadevirkninger. Det er også mulig at prøvene er filtrert før analyse. Det vil si at tungmetaller fanges ikke opp i analysen. Partikler skal normalt ikke filtreres bort før analyse ettersom metaller bundet til partikler også kan ha en negativ miljøeffekt. Filtrering gir desuten en risiko for kontaminering av prøven.

Organiske forbindelser

I SFTs Krav til fyllplasser (1994) er det anbefalt overvåking av fenoler, aromater, PAH og klororganiske forbindelser. Det er ikke angitt nærmere hvilke enkeltforbindelser som bør inngå. Anbefalingene omfatter kun en brøkdel av de miljøfarlige forbindelser som kan forventes i sigevann. Miljøgiftene, som ofte er bioakkumulerende, persistente og toksiske, kan stamme fra selve avfallet eller dannes under nedbrytingsprosesser. Tabell 3 viser en sammenstilling av organiske miljøgifter i undersøkelsen.

Tabell 3. Organiske miljøgifter i sigevann ($\mu\text{g/l}$)*.

Parameter	Middel	Median	Lav	Høy	Spredning	EU	Antall	Totalt
Benzen	2,8	2,5	1,3	4,4	0,2-6,3	0,2-1630	4	20
Toluen	2,1	0,2	0,2	3,9	0,2-5,8	1-12300	3	20
Xylener	1,3	0,7	0,4	2,1	0,2-2,9	0,8-3400	3	21
Etylbenzen	1,8	0,5	0,3	3,3	0,2	0,22-339	3	20
BTEX	97	45	65	129	0		25	112
PAH	20,0	4,3	10,3	29,7	0,2-291		32	165
PCB	0,4	0,2	0,3	0,5	0,01-1,6		19	65
Fenoler	113,0	78,0	91,0	137,0	0,0-468	0,6-1200	31	179

* Middel = gjennomsnittsverdi = middelverdi (middelverdi lokalitet(middelverdi(år))). Median = median utregnet på tilsvarende tallmateriale som for middelverdi. Lav og høy = konfidensintervall for middelverdi. Lav= lav forventningsverdi for middelverdien: middelverdi – standardfeil. Standardfeil= standardavvik/rot(antall). Høy = middelverdi + standardfeil. Spredning = minimums- og maksimumsverdi. EU = sammenstilling av sigevann fra Europa (Kjeldsen et al., 2002). Antall = antall avfallsdeponier med analyser. Totalt = totalt antall analyser

Aromatiske forbindelser og fenoler er blant de mest undersøkte stoffgruppene. Også for disse gruppene er generelt få analyser per avfallsdeponi. Det er betydelige variasjoner i gjennomsnittsverdiene. Fenoler er hyppigst forekommende blant stoffer som regnes som organiske miljøgifter.

Også klororganiske forbindelser og monosykliske hydrokarboner (BTEX) kan ha høye gjennomsnittsverdier, i litteraturen fremheves særlig xylener. Det er kun en til to enkeltanalyser av klorfenoler, klorbensener og olje i vann.

Tabell 4. En sammenstilling av komponenter av organiske miljøgifter i sigevann*.

Parameter	Middel	Lav	Høy	Spredning	Antall	Totalt
Fenol	113	91	136	0-468	31	179
2,3,5-trimetylphenol	0,2	0,1	0,2	0,06-0,23	3	21
2,3,6-trimetylphenol	0,4	0,2	0,6	0,10-0,9	3	24
2,3-metylphenol	2,6	0,4	4,8	0,2-6,9	3	23
2,4+2,5-metylphenol	0,6	0,5	0,8	0,3-0,8	3	21
2,4,6-trimetylphenol	0,2	0,1	0,2	0,07-0,3	3	24
2,6-dimetylphenol	0,3	0,2	0,5	0,13-0,5	3	24
2-metylphenol	1,1	0,1	2,1	0,05-3,1	3	24
3,4,5-trimetylphenol	0,6	0,4	0,8	0,24-1,0	3	24
3,4-dimetylphenol	0,4	0,2	0,6	0,07-0,7	3	23
3,5-dimetylphenol	0,3	0,2	0,4	0,09-0,6	3	23
3-4-metylphenol	2,2	0,3	4,2	0,21-6,2	3	21
PAH	20	10	30	0,2-291	32	166
PCB	0,4	0,3	0,5	0,01-1,55	19	65
Acenaftalen	0,3	0,2	0,5	0,03-0,8	5	40
Antracen	5,7	0,3	11,0	0,12-22	4	93
B(b),B(k)-fluoranten	0,1	0,0	0,1	0,03-0,2	4	25
Benzo(a)antracen	1,6	0,0	3,2	0,02-6,3	4	40
Benzo(a)pyren	2,7	0,0	5,5	0,012-11	4	23
Bezo(ghi)perylene	1,4	0,0	2,8	0,02-5,5	4	20
DBA+IPY	1,0	0,0	1,9	0,014-3,9	4	16
Fenantren	121	18	225	0,18-532	5	43
Fluoren	34	7	62	0,23-170	6	99
Krysen	0,3	0,0	0,6	0,028-1,1	4	33
Naftalen	58	2	114	0,5-284	5	39
Pyren	0,6	0,2	1,0	0,06-1,8	4	47

* Middel = gjennomsnittsverdi = middelverdi (middelverdi lokalitet(middelverdi(år))). Median = median utregnet på tilsvarende tallmateriale som for middelverdi. Lav og høy = konfidensintervall for middelverdi. Lav= lav forventningsverdi for middelverdien: middelverdi – standardfeil. Standardfeil= standardavvik/rot(antall). Høy = middelverdi + standardfeil. Spredning = minimums- og maksimumsverdi. EU = sammenstilling av sigevann fra Europa (Kjeldsen et al., 2002). Antall = antall avfallsdeponier med analyser. Totalt = totalt antall analyser

Tabell 5. En sammenstilling av pesticider i sigevann fra et utvalg norske avfallsdeponier*.

Parameter	Enhet	Middel	Median	Lav	Høy	Spredning	EU	Antall	Totalt
Pesticider	Hg/l	32	6	5,2	58	0,5-210		7	20
2,4-D	Hg/l	0,6		0,1	1,2	0,07-1,2	1,0-5	2	6
bentazon	Hg/l	1,34	0,8	0,7	2,0	0,5-3,3	0,3-4	4	13
diklorprop	Hg/l	1,58	0,4	0,4	2,8	0,2-5,2	0,3-5,2	4	13
fenpropimorph	Hg/l	0,04						1	1
klopyralid	Hg/l	0,53		0,4	0,7	0,4-0,7		2	1
klorfenvinfos	Hg/l	1,10				1,10		1	1
MCPA	Hg/l	0,97		0,4	1,5	0,4-1,5	0,2-9,1	2	6
mecoprop	Hg/l	54	3	2,0	106	0,6-210	0,4-150	4	13
tiabendazole	Hg/l	0,40				0,40		1	1

* Middel = gjennomsnittsverdi = middelverdi (middelverdi lokalitet(middelverdi(år))). Median = median utregnet på tilsvarende tallmateriale som for middelverdi. Lav og høy = konfidensintervall for middelverdi. Lav= lav forventningsverdi for middelverdien: middelverdi – standardfeil. Standardfeil= standardavvik/rot(antall). Høy = middelverdi + standardfeil. Spredning = minimums- og maksimumsverdi. EU = sammenstilling av sigevann fra Europa (Kjeldsen et al., 2002). Antall = antall avfallsdeponier med analyser. Totalt = totalt antall analyser

Det er gjort funn av plantevernmidler for de fyllplassene som har analysert for slike forbindelser. Fenoksytyrer er en gruppe vannløselige plantevernmidler som ofte påvises. Nivået er variabelt men ofte ligger det høyere enn det som kan være konsentrasjonen i en sterkt påvirket landbruksbekk med intensiv bruk av plantevernmidler i nedbørsfeltet. Mange plantevernmidler kan ha hormonhermende effekter.

En stor andel organiske forbindelser er lite vannløselige. De kan transporteres i sigevannet med partikler som havner i sedimentet. Analyse av sedimentet vil derfor bedre fange opp slike forbindelser, men slike analyser inngår vanligvis ikke. Bioakkumulerbare organiske forbindelser kan best påvises i naturlige, høyere organismer, for eksempel skjell og fisk, som lever i en resipient eller som er satt ut. Alternativt kan det brukes abiotiske, passive prøvetakere som semipermeable membraner (SPMD) eller syntetiske mikrofiber (SPME) som kan akkumulere slike stoffer. Forbindelser som PCB, bromerte flammehemmere, klorerte plantevernmidler som HCH, DDT, og andre per-

sistente forbindelser fra Prioritetslisten kan bestemmes med biotiske eller abiotiske prøvetakere. Slike data har ikke vært tilgjengelige fra norske avfallsdeponier.

Korrelasjon mellom faktorer

Siden sigevann generelt vil inneholde et stort antall stoffer er det av interesse å se om de ulike faktorene samvarierer, og eventuelt om dette kan brukes til å analysere færre faktorer uten å overse viktig variasjon. Det er valgt å bruke elektrisk ledningsevne som forklaringsvariabel, fordi denne er enkel å måle kontinuerlig med pålitelig resultat, og måleutstyret er lett å bruke. Ledningsevne varierer dessuten vanligvis mye, og vil normalt gi et godt bilde både av nedbrytningsprosesser og utvasking. De analyserte faktorene har svært ulik målefrekvens, det er derfor ikke mulig å undersøke samvariasjonen av alle faktorene samtidig. Det er dessuten nødvendig å undersøke eventuelle sammenhenger for hver enkelt lokalitet. Det er valgt å presentere dataene i tre grupper: organiske stoffer og generelle parametre, grunnstoffer og metaller og miljøgifter.

Tabell 6. Samvariasjon mellom elektrisk ledningsevne (konduktivitet), generelle faktorer og organiske stoffer*.

Faktor	r	n	% ekv.	Middelverdi
SS	-0,20	131		130
BOF/KOF	-0,09	229		27
TOC/KOF	-0,08	120		27
TOC/BOF	-0,08	78		75
pH	0,06	802		7.1
P tot	0,10	378	0,1	1.2
Sulfat	0,21	144	0,6	31
BOF	0,36	247	8,0	240
KOF	0,43	709	1,3	662
NH4-N	0,44	773	13,8	113
N-tot	0,54	888		124
HCO3-	0,61	67	58,6	1781
TOC	0,68	269	0,4	181
Cl	0,81	826	17,2	304

* r = korrelasjonskoeffesient, n = antall analyser (samtidige med konduktivitet), % ekv. = beregnet prosentandel av ekvivalentvekt (mmol*valens/liter), eller andel av konduktivitet, Middelverdi = middelverdi (mg/l unntatt pH og forholdstall i %)

Tabell 6 viser at Cl og tildels bikarbonat og ammonium som ventet viser best korrelasjon med ledningsevne. Det ser også ut til at innholdet av BOF kan forventes å korrelere med ledningsevne. En prinsipalkomponent-

analyse (PCA) viser at de 6 best korrelerte faktorene beskriver nesten 99 % av variasjonen i ledningsevne. Analysen har imidlertid begrenset verdi siden få av analysene inneholder alle faktorene.

Tabell 7. Samvariasjon mellom elektrisk ledningsevne (konduktivitet), metaller og tungmetaller*.

Faktor	r	n	% ekv.	Middelverdi
Zn	-0,05	366	0,0	236
Fe	-0,02	899	6,2	44000
Pb	-0,01	554	0,0	11
Cd	-0,01	674	0,0	0,81
As	0,01	193	0,0	13
Hg	0,03	465	0,0	0,17
Cr	0,05	387	0,0	38
B	0,07	251	0,6	1700
Cu	0,11	295	0,0	14
Ni	0,29	196	0,0	31
Na	0,66	359	45,9	270000
Ca	0,72	105	35,1	180000
K	0,79	182	12,1	121000

* r = korrelasjonskoeffesient, n = antall analyser (samtidige med konduktivitet), % ekv. = beregnet prosentandel av ekvivalentvekt, eller andel av konduktivitet, Middelverdi (mg/l)

For metaller og tungmetaller viser basekationer som kalium, kalsium og natrium best korrelasjon med ledningsevne, med tilhørende høy andel av ekvivalentvekt. Tungmetaller og

overraskende nok også jern viser ingen korrelasjon med ledningsevne, til tross at det for jern sin del foreligger mange analyser og konsentrasjonen er relativt høy.

Tabell 8. Samvariasjon mellom elektrisk ledningsevne (konduktivitet) og miljøgifter*.

Faktor	r	n	Middelverdi
BTEX	-0,22	17	993
Olje i vann	-0,14	46	134
PCB	-0,14	43	0,14
AOX	-0,02	107	117
PAH	0,01	82	20
Fenoler	0,41	65	1244

* r = korrelasjonskoeffesient, n = antall analyser (samtidige med konduktivitet), % eks. = beregnet prosentandel av ekvivalentvekt, eller andel av konduktivitet, Middelverdi (mg/l)

Det er liten korrelasjon mellom miljøgifter og ledningsevne, med unntak av en svak sammenheng for fenoler. Det er imidlertid få analyser så undersøkelsen gir ikke et godt grunnlag for å dokumentere sammenheng.

Sigevann fra ulike nedbrytningsfaser

Nedbrytningsprosesser i avfallsdepo-

niet gjennomgår ulike faser. I undersøkelsen er det rapportert sigevannsdata fra 4 avfallsdeponier som kan antas å være i syrefasen, fra henholdsvis Akershus, Troms og Finmark. Prøvene er tatt fra nye avfallsdeponier eller fra ny del av et eldre deponi. Data fra syrefasen er sammenliknet med øvrige deponier i tabell 9.

Tabell 9. Sigevann fra 1) blandet syre- og metanfase og 2) syrefase i norske sigevannsdata.

Parameter	Enhhet	1. Blandet fase	2. Syrefase*
Ledningsevne	mS/m	324	1788
KOF	mg/l	662	9215
BOF	mg/l	240	3140
TOC	mg/l	181	4555
pH	mg/l	7,1	6,5
Bikarbonat	mg/l	1781	5765
Total nitrogen	mg/l	124	693
Klorid	mg/l	304	1737
Jern	mg/l	44	109
Kobber	mg/l	14	32
Sink	mg/l	236	1559
Krom	mg/l	38	133
Bly	mg/l	11	25

* Data fra 25 analyser av sigevann fra syrefasen i 4 norske avfallsdeponier

Data fra syrefasen viser som forventet langt høyere verdier og noe lavere pH-verdi. Økningen i metallinnholdet er ikke særlig stor, unntatt for sink. Innholdet av organiske miljøgifter er lite undersøkt i sigevann fra syrefa-

sen. Innholdet ser ut til å være lavere enn gjennomsnittsverdiene for sigevann, kanskje unntatt for AOX. Målingene av AOX er imidlertid usikre på grunn av det høye innholdet av klorid, særlig i sigevann fra syrefasen.

Sigevann fra ulike landsdeler

I tabell 10 er sigevannsdata blitt gruppert etter ulike landsdeler (Øst-, Sør, Vestlandet, Midt- Norge og Nord-Norge) for å vurdere om det finnes forskjeller i konsentrasjoner. Slike variasjoner kan for eksempel skyldes klima, avfallstyper eller deponeringspraksis. Det kan forventes lavere konsentrasjoner i nedbørrike områder på Vestlandet enn på Østlandet på grunn av fortykning. Dette blir også bekreftet i tabell 10. Mye nedbør kan gi stor

utvasking av stoffer selv om sigevannet fortynnes, og gi utslipp som kan være større enn fra deponier i områder med mindre nedbør (med tilsvarende størrelser på deponiet). Data fra Nord-Norge kommer dels fra nye avfallsdeponier med stor andel sigevann i syrefasen og/eller avfallsdeponier som resirkulerer sigevannet, noe som gir relativt høye konsentrasjoner. Det er dessuten betydelige variasjoner innen den enkelte landsdel som kan være større en variasjonen mellom landsdelene.

Tabell 10. Sigevannsdata gruppert etter ulike landsdeler (Øst-, Sør, Vestlandet, Midt Norge og Nord Norge)*.

Landsdel		Øst N	n	Sør N	n	Vest N	n	Midt N	n	Nord N	n
pH		7,2	21	6,8	2	7,2	7	6,8	5	7,1	7
Ledningsev.	mS/m	349	22	189	1	225	7	150	4	289	7
KOF	mg/l	536	19	354	2			173	1	1025	7
BOF	mg/l	138	17	137	2					499	7
TOC	mg/l	201	10	44	1	114	7	16	1	76	1
SS	mg/l	241	4	69	2					121	1
N-total	mg/l	124	22	107	2	98	7	80	2	146	7
Ammonium	mg/l	123	21	84	2	36	1	44	3	120	7
Bikarbonat	mg/l	2238	3							1827	1
Sulfat	mg/l	37	16	4	1					28	7
klorid	mg/l	327	20	159	2	223	6	96	5	244	7
Natrium	mg/l	347	8	137	2			240	1	223	7
Jern	mg/l	35	21	24	2	45	7	139	4	40	7
Mangan	mg/l	2,6	4	2,3	1					1,0	1
Sink	µg/l	267	20	182	2	135	7	22	4	511	7
Nikkel	µg/l	33	14	26	2	15	7	39	2	38	6
Krom	µg/l	38	20	24	2	44	7	9	2	39	6
Kadmium	µg/l	0,8	21	0,0	2	1,8	7	0,2	5	0,8	6
Kobber	µg/l	16	14	11	2	8	7	12	4	19	6
Kvikksølv	µg/l	0,2	15	0,2	2	0,2	6	0,4	4	0,1	7
Bly	µg/l	12	20	6	2	13	7	5	5	5	6
Arsen	µg/l	12	15	13	2					11	7
AOX	µg/l	78	12							139	1
BTEX	µg/l	2813	10	10	1	46	2	99	3	198	6
Fenoler	µg/l	1506	17	42	1					189	6
Cl-org.forb.	µg/l	307	4	4	1			29	2		
PAH	µg/l	25	16	3	1			3	3	4	6

* n = antall avfallsdeponier hvor det forelå data.

Sigevann fra ulike prøvesteder

Sigevann bør prøvetas der det antas at konsentrasjonen er mest representativ. I praksis er dette ikke alltid mulig å gjennomføre. Prøver tatt i grunn-

vannsbrønner eller i en bekk nedenfor avfallsdeponiet vil være fortynnet. Typiske forskjeller i sigevannskvaliteten på ulike prøvesteder som utslippsrør, pumpekummer, brønn og bekk er vist i tabell 11.

Tabell 11. Sigevann fra ulike prøvesteder ved norske avfallsdeponier*.

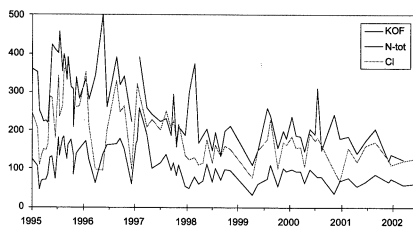
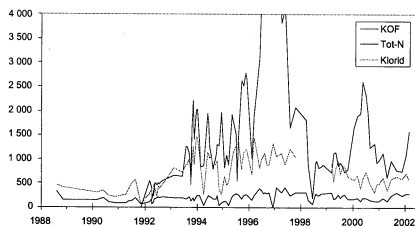
Prøvested	Kond. mS/m	KOF mg/l	N-tot mg/l	Cl mg/l	Fe mg/l	Zn mg/l	n
Utslippsrør fra deponiet	420	772	173	499	30	182	198-401
Pumpekum	630	225	58	96	39	150	4-37
Bekk nedstrøms deponi	198	305	116	154	28	150	198-401
Grunnvannsbrønn	178	300	71	160	58	213	14-64

* Kond. = elektrisk ledningsevne. n=antall prøver

Tabell 11 viser en klar fortynnings-effekt i bekkeprøver sammenlignet med prøver fra rør. I grunnvann er det lavere verdier på organisk stoff, næringsstoffer og klorid, men en tendens til høyere metallinnhold, noe som kan skyldes mobilisering av mineraler fra undergrunnen under anaerobe forhold på grunn av utslipp av organisk stoff. Antall prøver av sigevann fra pumpekummer er vesentlig lavere enn fra de andre prøvestedene. Det er derfor vanskelig å trekke sammenligninger med dette prøvestedet. Pumpekum regnes som et bedre prøvested enn rør dersom det pumpes under og før prøvetaking.

Tidsserier av sigevann

Sigevannets sammensetning vil variere med årstidene og fra år til år som følge av de ulike faser og avfallsdeponiets utvikling. Sigevann fra deponiene Årabrot Nord og Sør i Rogaland representerer henholdsvis et nytt deponi i driftsfasen og et eldre deponi i etterdriftsfasen. Tidsserier av sigevann for perioden 1998-2001 år viste ca 40% høyere ledningsevne og 40-60% høyere konsentrasjoner av TOC og N-tot for det nye deponiet. Tidsserier for KOF, N-tot og ledningsevne for to deponier i Akershus er vist i figur 1.



Figur 1. KOF, N-tot og klorid (mg/l) for henholdsvis Esval og Bølstad avfallsdeponier i Akershus. Deponiene er prøvetatt 4-8 ganger per år.

Figur 1 viser store årlige variasjoner for konsentrasjoner av KOF, N-tot og klorid for deponiene Esval og Bølstad i Akershus, med den forskjell at KOF utgjør prosentvis størst variasjon ved Esval, mens ledningsevne og tildels nitrogen utgjør størst prosentvis variasjon ved Bølstad. Fra å være et kommunalt avfallsdeponi i begynnelsen av 1990 tallet har Esval blitt et interkommunalt deponi fra 1994, med en betydelig utvidelse av deponiarealet, som gav relativt rask respons i økte utslipp med opp til 10 ganger høyere KOF-konsentrasjoner. Økningen av nitrogen og klorid i samme periode har vært betydelig mindre, men de viser samme tendens. Bølstad er et middels stort kommunalt deponi som betjente Ås kommune. Etter avslutning av deponiet i 1997/98 har konsentrasjonene avtatt for KOF, nitrogen og klorid og de øvrige parametrene som inngår i overvåkingsprogrammet. Andelen av lett nedbrytbart organisk stoff har også avtatt.

De store variasjonene i stoffkonsentrasjoner gjennom året og fra år til år illustrert i figur 1 viser at stikkprøver av sigevann prøvetatt 1-2 ganger per år gir betydelig usikkerhet, og at det ikke kan forventes at prøvene fanger opp variasjonen i konsentrasjoner. Blandprøver vil gi et bedre bilde av stofftransporten. Dersom det skal tas 4 prøver per år med bør prøvene tas på ulike årstider og i størst mulig grad representere den aktuelle årstiden i forhold til avrenningsstørrelse.

Norsk sigevann i en særstilling?

Mange norske deponier er etablert i ravinedaler i marine leiravsetninger og i sand- og grusavsetninger i nedlagte grustak eller større dødisgroper. I forhold til nye avfallsdeponier med bunntetting og relativt tette masser som toppdekke, vil eldre deponier ha liten kontroll over infiltrasjon av nedbør og overfaltevann og innlekking av grunnvann. Norsk sigevann har generelt lavere stoffkonsentrasjoner enn sigevann fra andre land lenger sør i Europa og i USA. Dette kan forklares med fortynning som skyldes bl a følgende forhold:

- Større nedbørmengder, stor infiltrasjon ved snøsmelting, og lavere fordampning på grunn av lengre vintre og lave temperaturer
- Deponiene er ofte plassert i lavpunkter i terrenget med innlekking av overflatevann og grunnvann
- Mangelfull avskjæring av fremmedvann
- Større permeabilitet i dekkmasser

Fortynning medfører at sigevannet har mindre akutt toksisk virkning i en resipient. Stofftransporten kan imidlertid være stor og mye vann som infiltrerer avfallet gir økt fuktighet og økt utvasking av stoffer sammenliknet med tørre avfallsdeponier. Perioder med stor fortynning forårsaker store variasjoner av stoffkonsentrasjoner i sigevannet. Dette medfører problemer med behandling av sigevannet da renseteknologien vanligvis ikke er tilpasset store endringer i konsentrasjoner og ekstreme variasjoner i hydraulisk belastning.

Nye avfallsdeponier har krav til bunnsetning og oppsamling av sigevann som i minst mulig grad er for-
tynnet av fremmedvann. Det kan derfor forventes høyere stoffkonsentrasjoner og mindre avrenning fra slike deponier sammenliknet med eldre deponier. Norske klimaforhold vil imidlertid fortsatt føre til store tidsvariasjoner i sigevannets kjemiske sammensetning og avrenningsintensitet sammenliknet med varmere og tørrere områder.

Mangler i norske sigevannsdata

Denne sammenstillingen viser at det er behov for økt kunnskap om sigevannets sammensetning i Norge. Generelt er det gode data for karakteriserende parametre og næringsstoffer. Kunnskapen om sammensetningen av de organiske komponentene i sigevannet er fortsatt svært mangelfull. Det er usikkert om organiske og uorganiske forbindelser kan være bio-tilgjengelig over lengre sikt og forårsake toksiske effekter i naturlige miljøer. Det foreligger omfattende data for tungmetaller i sigevannet. Det er imidlertid grunn til å anta at det er analysert på filtrerte prøver og benyttet analysemetoder som ikke har tilstrekkelig lave deteksjonsgrenser. En stor del av de analyser som er foretatt på norske avfallsdeponier av tungmetaller og organiske miljøgifter er blitt utført med mangelfull prøvetakingsmetodikk og analysemetoder som har for høye deteksjonsgrenser.

Det foreligger data om et begrenset utvalg av de miljøfarlige forbindelsene som kan finnes i sigevann. Dette

gjelder spesielt organiske- og metallorganiske forbindelser samt toksisitet av sigevannet. Mange av de persistente og bioakkumulerbare organiske miljøgiftene er hydrofobe og de vil derfor være lettere å påvise i sigevannssediment enn i sigevannet. Det er få undersøkelser av sigevannssediment i Norge og slike analyser inngår vanligvis ikke i kontrollprogram. Det bør derfor gjøres studier av sigevannssediment for prioriterte miljøgifter. Det bør foretas risikovurderinger av sigevann og enkeltstoffer organiske miljøgifter som kan forventes i sigevann og sigevannssediment og hvor det foreligger lite data i Norge, som for eksempel de mest vannløselige PAH (spesielt metylerte naftalener), metylfenoler, BTEX (spesielt xylene), ftalater, klorbensener (eks. heksaklorbensenen og triklorbensenen), klorfenoler (eks. pentaklorfenol) og bromerte flammehemmere. Når det gjelder bioakkumulerbare stoffer har man en begrenset oversikt over utslipp av PAH og PCB. Imidlertid er det lite oversikt over konsentrasjoner av andre bioakkumulerbare forbindelser i sigevann (klorerte parafiner, bromerte flammehemmere). Det er lite kjent om disse forbindelsene slippes ut i toksiske konsentrasjoner og hvor fort disse forbindelsene brytes ned under norske forhold. I tillegg er det lite kjent hvor mye partikulær transport betyr for mobilisering av miljøgifter. Det finnes få toksikologiske analyser av sigevann fra norske avfallsdeponier. Det bør foretas en utprøving av økotoksikologiske tester av sigevann for å vurdere hvor hensiktsmessig dette er som overvåkningsparametre.

Acknowledgement

Takk til alle som har bidratt med data til denne undersøkelsen. Sammenstillingen av data er gjennomført i forbindelse med prosjektet "Fra produkt til avfall – miljøproblemer ved deponering", finansiert og styrt av SFT ved prosjektleder Gro Andersen og gjennomført av Jordforsk og NIVA høsten 2002. En utfyllende rapport med grunnlagsdata planlegges publisert av SFT.

Referanser

Blom, H., Thune, G., Holter, S., Barlindhaug, J. 1998. Sivevann fra avfallsdeponier. Forprosjekt. Interconsult, Fredrikstad, Norge, 72 s.

Ehrig, H.-J., Scheelhaase, T. 1993. Pollution potential and long time behaviour of sanitary landfills. Proceedings, Sarinia 93, Vol. 2, 1203-1225. Eurowaste SRL, via Beate Pellegrino 23, 35137 Padova.

<http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/prioritetslisten/prioritetslisten.stm>

Kjeldsen, P., M.A. Barlaz, A.P. Rooker, A. Baun, A. Ledin og T.H. Christensen. 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate. Critical Reviews in Env. Sci. Tech., 32(4):297-336.

Mæhlum, T., T. Hartnik, K. Haarstad og T. Källqvist. Fra produkt til avfall – miljøproblemer ved deponering. Referansedata for sivevannsovervåking. Veileder for kontroll og overvåkningsprosedyrer av sivevann for deponier i drifts- og etterdriftsfasen. Jordforsk rapport nr 20/03.

Sandgren J., Heie, A, Svedrud, T. 1996. Utslipp ved håndtering av kommunalt avfall. SFT rapport TA1366/1996. Statens forurensningstilsyn, Oslo.

SFT. 1994. Krav til fyllplasser. Retningslinjer til Fylkesmannen. Retningslinjer 94:03.