

*Gisle Haakonsen, Kristin Rypdal og
Bente Tornsjø*

**Utslippsfaktorer for lokale utslipp -
PAH, partikler og NMVOC**

Notater

Innholdsfortegnelse

1. Innledning	3
1.1. Definisjon av begrepet utslippsfaktor	4
2. Partikler	4
2.1. Innledning	4
2.2. Gjennomgang av utslippsfaktorer	6
2.3. Oppsummering	20
3. PAH	24
3.1. Innledning	24
3.2. Gjennomgang av utslippsfaktorer	25
3.3. Oppsummering	41
4. Spesiering av NMVOC	45
4.1. Innledning	45
4.2. Gjennomgang av utslippsfaktorer	45
4.3. Oppsummering	60
5. BTEX og 1,3-butadien	61
5.1. Innledning	61
5.2. Gjennomgang av utslippskildene	61
5.3. Oppsummering	67
Referanser	69
Vedlegg 1 Tettheter for utvalgte petroleumsprodukter	72
Vedlegg 2 Energivarer	73
De sist utgitte publikasjonene i serien Notater	74

1. Innledning

I forbindelse med lokale utslippsoversikter (beregninger av utslipp på grunnkrets nivå) er det behov for noe tilleggsinformasjon i forhold til de nasjonale utslippsoversiktene som Statistisk sentralbyrå (SSB) og Statens forurensningstilsyn (SFT) utarbeider. Den nasjonale utslippsoversikten dekker ikke utslipp av Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner (PAH). Utslippsfaktorene for partikler er gamle, ikke helt veldefinerte og skiller ikke mellom partikkelstørrelse (PM_{2,5} og PM₁₀). Flyktige organiske forbindelser unntatt metan (NMVOC) omfatter utslipp av ulike kjemiske forbindelser med ulik reaktivitet. Det er derfor behov for å splitte opp NMVOC i ulike kjemiske komponenter. Det er også interesse for utslipp av noen spesielle NMVOCer, benzen, toluen, etylbenzen og xylene (BTEX) samt 1,3-butadien. Utslippene av disse kan være små (målt i vekt) i forhold til total NMVOC, men de har høy toksitet.

I dette notatet blir det foreslått utslippsfaktorer for PAH, PM_{2,5} og PM₁₀ for bruk i utslippsoversikter for byer. Videre blir det listet standard faktorer for spesiering av PAH og NMVOC. De viktigste kildene til BTEX samt 1,3-butadien blir skissert, og informasjon om utslippsfaktorer ut fra spesieringsprofiler blir presentert.

Felles for alle disse problemene er at det finnes relativt lite data. Det har derfor vært nødvendig å gjøre en del generaliseringer av tilgjengelig informasjon.

I grunnkretsberegningene er utslippskildene inndelt i aktiviteter (tabell 1.1). Disse er en aggregering av utslippskildene i den nasjonale modellen (Flugsrud, Hunnes og Lasson, 1996). I gjennomgangen i denne rapporten følger vi aktivitetene, men det har av og til vært nødvendig å splitte disse videre opp.

Takk til Eilev Gjerald, SFT, for bidrag til notatet.

Tabell 1.1. Aktiviteter for bruk i lokale utslippsoversikter

1000 Stasjonær forbrenning	3000 Mobile kilder
1100 Industri- og energisektorer	3110 Biltrafikk
1300 Primærnæringer	3120 Mopeder og motorsykler
1400 Privat tjenesteyting	3200 Snøscootere
1500 Offentlig forvaltning	3310 Motorredskap: jordbruk
1600 Oppvarming boliger	3320 Motorredskap: skogbruk
1700 Fjernvarmeanlegg	3330 Motorredskap: industri
1800 Annen forbrenning	3341 Motorredskap: asfaltering/veivedlikehold
	3342 Motorredskap: bygg og anlegg ellers
2000 Prosessutslipp og fordampning	3350 Motorredskap: Forsvaret
2100 Lasting og deponering av bensin	3360 Motorredskap: gressklippere
2200 Fylling av bensin	3400 Jernbane
2300 Landbruk	3510-3590 Skip, innenriks
2400 Avfallsdeponier og avløpsrensaneanlegg	3610-3690 Skip, utenriks
2510 Løsemidler: industri	3710 Luftfart under 1000 meter: nasjonal
2520 Løsemidler: annet enn fra industrien	3720 Luftfart under 1000 meter: internasjonal
2600 Mekanisk generert støv	
2700 Industri	
2800 Andre prosessutslipp	

1.1. Definisjon av begrepet utslippsfaktor

En utslippsfaktor (eller koeffisient) er en proporsjonalitetsfaktor som knytter sammen aktivitetsdata og utslipp. For forbrenningsutslipp vil aktivitetsdata være energivareforbruk. For ikke-forbrenningsutslipp kan faktorene knyttes til andre aktivitetsdata som f.eks. produksjonvolum, antall husdyr o.l. Til å regne ut utslippet brukes ligningen nedenfor:

$$\text{utslipp} = \text{aktivitetsdata} \cdot \text{utslippsfaktor}$$

2. Partikler

2.1. Innledning

Mange av utslippsfaktorene som i dag er i bruk i den nasjonale utslippsmodellen, er gamle og bør vurderes på nytt. Dessuten har størrelsesfordelingen til partikkelutslipp ikke tidligere vært definert i SSBs utslippsoversikter. Utslippsfaktorene har vært basert på ulike kilder og delvis ulike partikkeldefinisjoner. I denne gjennomgangen av utslippsfaktorene vil partikkelutslippene bli fordelt i to fraksjoner, PM₁₀ og PM_{2,5} (definert nedenfor). Årsaken til at man ønsker å finne utslippsfaktorer for disse fraksjonene, er at de norske luftkvalitetskriteriene er gitt som PM₁₀ (døgn- og halvårsmiddel) og PM_{2,5} (halvårsmiddel).

2.1.1. Definisjoner og avgrensning

Før gjennomgangen av faktorene kan begynne, er det behov for å definere noen av de målene for partikkeleksponering som er mest brukt i litteraturen. Definisjonene er hentet fra Larssen (1991), EPA (1995) og Kjemi (1997).

- PM₁₀ Inhalerbare partikler. Massen av partikler mindre enn 10 µm. Representerer samlet partikkelbelastning som kroppen får ved neseputing. Grovfraksjonen. Kan ved innpusting avsettes i luftrør, bronkier og lunger.
- PM_{2,5} Massen av partikler mindre enn 2,5 µm. Finfraksjonen. Kan i stor grad avsettes i lungene og lungeblærene.
- TSP Totalt svevestøv. Massen av partikler med diameter mindre enn anslagsvis 50-100 µm. Representerer det som kan komme inn i kroppen ved munnputing.
- Sot Representerer egentlig uorganisk (elementært) karbon, men organiske bestanddeler er adsorbent til sotet. Sot måles med svertingsgrad av et filter.

Svevestøv, som ofte brukes som et synonym til PM₁₀, betegner egentlig partikler som er så små at de kan holde seg svevende i lufta i en viss tid. Dette gjelder partikler med diameter mindre enn om lag 75 µm (SFT, 1992b).

Et problem når man skal velge utslippsfaktorer er at ulike kilder i litteraturen bruker forskjellige partikkelbegreper. EPA (1995) oppgir faktorene hovedsakelig i PM_{2,5} og PM₁₀ med enhetene kg/1000 liter eller kg/Mg, Rosland (1987) oppgir faktorer som sot i kg/tonn, mens Larssen (1991) bruker begrepet *partikler totalt* med enhet g/kg. Målet med dette arbeidet har vært å finne utslippsfaktorer for både PM_{2,5} og PM₁₀. Av litteraturen på utslippsfaktorer som har vært gjennomgått i forbindelse med dette arbeidet, er det imidlertid bare EPA (1995) og TNO (1996) som konsekvent oppgir faktorer for begge fraksjonene, og disse har av den grunn ofte blitt foretrukket. En annen feilkilde, som det i dette arbeidet ikke har vært noen mulighet til å kontrollere, er usikkerhetene i måleutstyret. PM-målinger med to forskjellige måleinstrumenter kan gi ulikt resultat. Vedlegg 1 viser tettheter brukt til omregning av faktorene til kg/tonn.

Larssen (1991) fant at forholdet sot/PM₁₀ i sentrum og gatemiljø i noen norske byer om vinteren i gjennomsnitt var hhv. 0,75 og 0,85. I boligområder ligger forholdet på 1,2. Forholdet sot/PM_{2,5} var 1,1 og 1,4 på hhv. sentrum og gatemiljø. Forholdet TSP/PM₁₀ ligger innenfor 1,2-1,7 (sentrum, gate, bolig). Det er viktig å merke seg at disse tallene angir forholdet mellom konsentrasjoner i luft og ikke i utslipp. Man kan ikke anta at forholdene vil være tilsvarende for ethvert utslipp. Det vil variere fra kilde til kilde. Forholdet sot/PM₁₀ er f.eks. høyere ved utslipp fra dieslbiler enn fra bensinbiler. Tabell 2.1 sammenligner det totale partikkelinnholdet med innholdet av organisk (elementært) karbon, som utgjør størstedelen av sot. I gjennomgangen av utslippsfaktorene nedenfor blir det antatt at verdiene for sot og PM₁₀ er sammenlignbare.

Tabell 2.1. Utslipp av partikler og andel uorganisk karbon (elementært) av den totale partikkelmassen. mg/kg og prosent

	Faktor (mg/kg)	Andel av partikkelmassen, prosent
Bensineksos	30-60	ca. 10
Dieseleksos	3000	ca. 60
Vedfyring	2000	ca. 20
Oljefyring: lettolje	150	ca. 50
tungolje	750	ca. 50

Kilde: Larssen (1991)

2.1.2. Helsefare

Det finnes et to-sifret antall studier som viser at det er signifikant økt risiko for å dø på dager (eller i perioder) med høy partikkelkonsentrasjon (Rosendahl, 1996). PM₁₀ regnes i hovedsak som skadelige for de nedre luftveier. I øvre luftveier kan også større partikler være helseskadelige. PM_{2,5} antas å ha størst helsemessig betydning fordi de trenger dypere ned i lungene. Det har i flere artikler blitt presentert funn som viser at partikler mindre enn 2,5 µm er særlig helseskadelige, men få av artikkelforfatterne har gjort samtidige målinger av PM₁₀ (Vedal, 1997). Schwartz m.fl. (1996) målte PM₁₀ og PM_{2,5} i 8 amerikanske byer og sammenlignet dette med daglig dødelighet. De fant at det var en sterk sammenheng mellom dødeligheten og kortvarige økninger i PM_{2,5}-konsentrasjonen. Det var liten sammenheng mellom konsentrasjonen av grove inhalerbare partikler (PM₁₀ - PM_{2,5}) og dødelighet. I et forsøk utsatte man rotter for partikler i tre størrelsesklasser: <1,7, 1,7-3,7 og 3,7-20 µm (Vedal, 1997). Størst skade så man hos dyrene som ble utsatt for den minste fraksjonen. Denne fraksjonen hadde i tillegg høyest konsentrasjon av sulfat og overgangsmetaller samt størst syreinnhold.

Rosendahl (1996) beregnet at ved omkring 90 av dødsfallene i Oslo er dødstidspunktet framskyndet på grunn av episoder med høyt lokalt partikkelutslipp. 400 nye personer får videre årlig kronisk lungesykdom som følge av partikler. Hansen og Selte (1997) beregnet at en reduksjon i PM₁₀-konsentrasjonen med 10 µg/m³ i Oslo (ca. 40 prosent av gjennomsnittlig PM₁₀-konsentrasjon) ville føre til at en bedrift med 1000 ansatte ville få omtrent 240 færre sykefraværsdager årlig. Et slikt redusert PM₁₀-nivå ville kunne gi en kostnadsreduksjon på ca. 288 000 kr i bedriften.

Ikke bare størrelsen av partiklene er av betydning for helseskader. Partikler kan være bærere av andre utslippskomponenter, f.eks. PAH, svovel og mange metaller (bl.a. bly). Ved forbrenning av fossile energivarer får man et partikkelutslipp bestående av både organiske og uorganiske partikler. De organiske partiklene består av helt eller delvis forbrent drivstoff. De uorganiske partiklene består av elementært karbon i gitterstruktur og har en stor lysabsorberende evne. De fremstår derfor som svarte partikler, sot. Polisyklisk organisk materiale (POM) kan i noen grad adsorberes på sotpartiklene. En kjent stoffgruppe innen POM er PAH (polisykliske aromatiske hydrokarboner) som er klassifisert som karsinogene stoffer.

Som en følge av forholdene omtalt ovenfor skjer det en bevisst dobbeltregning av utslipp. Ideelt sett burde en utslippsoversikt over partikler vise størrelse og sammensetning, men det er ikke gjort noe forsøk på en slik framstilling i dette arbeidet.

2.2. Gjennomgang av utslippsfaktorer

I denne gjennomgangen av utslippsfaktorene for partikler vil man først referere faktorene som har vært brukt i SSB til i dag. Deretter vil eventuelle alternative faktorer fra litteraturen bli diskutert.

2.2.1. Stasjonær forbrenning

Størrelsen på partikkelutslipp ved stasjonær forbrenning avhenger hovedsakelig av forbrenningsteknologi, renseteknologi og type energivare. Forbrenning av lette destillater gir signifikant lavere partikkelutslipp enn forbrenning av tyngre oljer (EPA, 1995). Utslipet fra tungolje er avhengig av oljens svovelinnhold. Dette kommer av at svovelinnholdet påvirker viskositeten og asfaltén- og askeinnholdet i oljen. Tungolje med lite svovelinnhold forstøves derfor bedre og forbrenningen blir mer fullstendig. Det er også avgjørende om forbrenningen skjer i f.eks. en småovn eller i kjele. Partikkelutslippet fra destillatfyrte kjeler består av karbonholdige partikler etter ufullstendig forbrenning.

I SSBs utslippsmodell blir det skilt mellom flere typer stasjonære forbrenningssystemer (kilder):

- Fyrkjeler
- Direktefyrte ovner i industrien
- Småovner
- Gassturbiner
- Fakkell
- Åpen ild

Gassturbiner og fakkell er i liten grad relevante kilder for utslipp i byer, unntatt i byer/tettsteder med betydelig industri. Fakkell er i bruk i avfallsdeponier, men lite er kjent om utslippene.

Større bedrifter bruker ulike typer renseteknologi for å begrense støvutslippene. Noen av de vanligste rensaneanleggene er sykloner (fjerner partikler >ca. 40 µm), posefiltere av tekstil, teflon, keramiske materialer o.l., elektrofilter (fjerner partikler >ca. 0,2 µm) og våtvaskere (fjerner partikler i tillegg til vannløselige forurensninger som HCl og SO₂).

2.2.1.1. Industri- og energisektorer

Tabell 2.2 viser utslippsfaktorer som brukes i dag i SSBs/SFTs utslippsoversikter. Disse er dokumentert av Rosland (1987). Faktorene gjelder kg sot pr. tonn energivare. En oversikt over energivarene er gitt i vedlegg 2. Tabell 2.3 viser utslippsfaktorer foreslått av EPA (1995) og Larssen (1991).

Tabell 2.2. Eksisterende utslippsfaktorer for stasjonær forbrenning innen industri- og energisektorer. Sot. kg/tonn

Kilde	Energivare	Utslippsfaktor
Kjele	Kull	1,4
Kjele	Kullkoks	1,4
Kjele	Petrolkoks	1,4
Kjele	Ved, treavfall, avlut	2,4
Kjele	Fyringsparafin	0,25
Kjele	Lette fyringsoljer	0,25
Kjele	Spesialdestillat	0,25
Kjele	Tungolje	1,3
Direkte - sement	Tungolje	0
Direkte - tegl	Tungolje	5
Direkte - øvrig industri	Tungolje	1,3

Kilde: Rosland (1987)

Tabell 2.3. Utslippsfaktorer for stasjonær forbrenning innen industri- og energisektorer foreslått i annen litteratur. Faktorene gjelder ukontrollerte utslipp dersom ikke annet er oppgitt. kg/tonn

Kilde	Energivare	PM ₁₀	PM _{2,5}	Referanse	Kommentar
Kjele	Kull	1,4	..	Larssen	
Kjele	Kullkoks	1,4	..	Larssen	
Kjele	Petrolkoks	1,4	..	Larssen	
Kjele	Ved, treavfall, avlut	0,216	0,216	EPA	Bark- og vedfyrte kjeler, scrubberrensing
Kjele	Fyringsparafin	0,163	0,125	EPA	
Kjele	Lette fyringsoljer	0,143	0,036	EPA	
Kjele	Spesialdestillat	0,136	0,034	EPA ¹	
Kjele	Tungolje (LS)	1,033	0,673	EPA	
Kjele	Tungolje (NS med rensing ²)	0,564	0,119	EPA	

EPA (1995) oppgir ulike faktorer avhengig av aktuell renseteknologi. Ifølge SFT (Gjerald, 1997a) bruker treforedlingsindustrien elektrofilter og scrubber-rensing. Alle partikler som passerer et slikt rensenanlegg, vil ha en diameter mindre enn 2,5 µm.

Larssen (1991) oppgir ingen størrelsesfordeling for utslipp fra kull-, kullkoks- og petrolkoksforbrenning. I dette arbeidet blir det derfor brukt samme størrelsesfordeling som for vedfyring i husholdningene, dvs. PM_{2,5} = PM₁₀.

For anlegg uten utslippsrensing er PM₁₀ fra tungolje gitt som $0,86 \cdot A$, hvor $A = 1,12 \cdot \text{Svovelprosent} + 0,37 \text{ kg/1000 liter}$, mens PM_{2,5} er gitt som $0,56 \cdot A$ (EPA, 1995). For anlegg som benytter multippel sykklonrensing, er PM₁₀ og PM_{2,5} gitt som hhv. $0,19 \cdot A$ og $0,04 \cdot A$. Faktorene for tungolje i tabell 2.3 er beregnet ut fra svovelinnholdet i oljen i 1994. Disse faktorene må beregnes på nytt for hvert år det skjer en endring i svovelinnholdet.

Med unntak for direktefyrte ovner innen sement-, tegl- og øvrig industri har vi har valgt å benytte oss av faktorene gitt i tabell 2.3. Disse faktorene er for det meste gitt som PM₁₀ og PM_{2,5}. For de tre nevnte grupper av direktefyrte ovner vil det fortsatt bli brukt Roslands faktorer eller data fra INKOSYS.

Bruk av de nye faktorene fører ikke til noen dramatiske endringer i forhold til tidligere beregninger.

¹ Faktorene gjelder egentlig fyringsolje. At det likevel er en forskjell på faktorene for fyringsolje og spesialdestillat, skyldes at faktorene opprinnelig var gitt i kg/1000 liter og derfor måtte omregnes vha. energivarenes tetthet.

² Forutsetter at anlegget benytter multippel sykklonrensing.

2.2.1.2. Primærnæringer, privat og offentlig tjenesteyting

Tabell 2.4 viser utslippsfaktorer som brukes i dag av SSB (Rosland, 1987). Faktorene gjelder kg sot pr. tonn energivare.

Tabell 2.4. Eksisterende utslippsfaktorer for stasjonær forbrenning innen primærnæringer, privat og offentlig tjenesteyting. Sot. kg/tonn

Kilde	Energivare	Utslippsfaktor
Småovn	LPG	0,5 ³
Kjele	Fyringsparafin	0,25
Kjele	Lette fyringsoljer	0,25
Kjele	Spesialdestillat	0,25
Kjele	Tungolje	1,3

Kilde: Rosland (1987)

Tabell 2.5 viser utslippsfaktorer foreslått av EPA (1995). Faktorene er skilt i PM₁₀ og PM_{2,5}. Stort sett alle faktorene fra EPA ligger lavere enn Roslands. Faktorene for tungolje er helt klart bedre hos EPA enn hos Rosland. Som nevnt tidligere er utslippet av partikler sterkt avhengig av svovelinnholdet i oljen. I 1987, da Roslands faktor ble publisert, var gjennomsnittlig svovelinnhold i LS tungolje 0,95 prosent, mens det i 1995 var 0,59 prosent (SSB, 1995). EPAs faktor er nyere, og i tillegg presenteres den som en formel der man kan sette inn svovelprosenten. PM₁₀ er gitt som:

$$0,62 \cdot A, \text{ hvor } A = 1,12 \cdot \text{Svovelprosent} + 0,37 \text{ kg/1000 liter},$$

mens PM_{2,5} er gitt som $0,23 \cdot A$. Faktorene for tungolje i tabell 2.5 er beregnet ut fra svovelinnholdet i oljen i 1994. Disse faktorene må beregnes på nytt for hvert år det skjer en endring i svovelinnholdet. Vi har valgt å benytte oss av EPAs faktorer. Denne endringen innebærer at utslippene blir lavere enn tidligere estimert.

Tabell 2.5. Utslippsfaktorer for stasjonær forbrenning innen primærnæringer, privat og offentlig tjenesteyting foreslått i annen litteratur. kg/tonn

Kilde	Energivare	PM ₁₀	PM _{2,5}	Referanse
Småovn	LPG	0,118	0,118	EPA
Kjele	Fyringsparafin	0,163	0,125	EPA
Kjele	Lette fyringsoljer	0,155	0,119	EPA
Kjele	Spesialdestillat	0,148	0,114	EPA ⁴
Kjele	Tungolje (NS med rensing) ⁵	0,564	0,119	EPA
Kjele	Tungolje (LS uten rensing)	0,745	0,276	EPA

2.2.1.3. Oppvarming boliger

Tabell 2.6 viser utslippsfaktorer som brukes i dag i SSB (Rosland, 1987). Faktorene gjelder kg sot pr. tonn energivare.

³ Dette tallet refererer egentlig til LPG for boliger, men antas likt for de omtalte aktiviteter.

⁴ Faktorene gjelder egentlig fyringsolje. At det likevel er en forskjell på faktorene for fyringsolje og spesialdestillat, skyldes at faktorene opprinnelig var gitt i kg/1000 liter og derfor måtte omregnes vha. energivarenes tetthet.

⁵ Multippel sykklonrensing.

Tabell 2.6. Eksisterende utslippsfaktorer for stasjonær forbrenning innen oppvarming boliger. Sot. kg/tonn

Kilde	Energivare	Utslippsfaktor
Småovn	Kull	8,5
Småovn	Kullkoks	3
Småovn	Ved, treavfall, avlut	10
Småovn	Ved, treavfall, avlut	10
Småovn	LPG	0,5
Småovn	Fyringsparafin	0,3
Kjele	Lette fyringsoljer	0,25
Kjele	Spesialdestillat	0,25
Kjele	Tungolje	1,3

Kilde: Rosland (1987)

Tabell 2.7 viser utslippsfaktorer foreslått i annen litteratur. Faktorene fra Larssen (1991) er oppgitt som *partikler totalt* i g/kg. Man kan ikke uten videre oversette «partikler totalt» med PM₁₀, men Larssen (1997) skriver at dette i hovedsak vil være PM₁₀. Ifølge EPA (1995) fører fyring med destillater og tungolje i «ikke-industrielle» kjeler til et utslipp der hhv. 55 og 62 prosent av partiklene inngår i PM₁₀. Tabell 2.8 viser en sammenligning mellom EPAs PM₁₀-faktorer og PM₁₀-faktorer beregnet fra Larssens «partikler totalt» og de nevnte prosentandeler. Man ser at særlig for lette fyringsoljer er det liten forskjell mellom de to settene med faktorer. Størst forskjell er det for tungolje, men til oppvarming av boliger er det kun et ubetydelig tungoljeforbruk, og usikkerhet i faktoren vil få lite å si for de totale utslippene. På tilsvarende måte kunne man også ha beregnet PM_{2,5}-verdier ut fra Larssens data.

Tabell 2.7. Utslippsfaktorer for stasjonær forbrenning innen oppvarming boliger foreslått i annen litteratur. kg/tonn

Kilde	Energivare	Partikler	PM ₁₀	PM _{2,5}	Referanse
Småovn	Kull	-	-	-	-
Småovn	Kullkoks	-	-	-	-
Småovn	Ved, treavfall, avlut	10	10 ⁶	10 ⁷	Larssen
Småovn	Ved, treavfall, avlut	-	15,3	15,3 ⁷	EPA
Peis	Ved, treavfall, avlut	-	17,3	-	EPA
Kjele	LPG	-	0,118	0,118	EPA ⁸
Småovn	Fyringsparafin	0,1	-	-	Larssen
Kjele	Lette fyringsoljer	-	0,155	0,119	EPA
Kjele	Lette fyringsoljer	0,3	-	-	Larssen
Kjele	Spesialdestillat	-	0,148	0,114	EPA ⁹
Kjele	Spesialdestillat	0,3	-	-	Larssen
Kjele	Tungolje (NS)	-	1,840	0,683	EPA
Kjele	Tungolje (LS)	-	0,745	0,276	EPA
Kjele	Tungolje	1,5	-	-	Larssen

Når det gjelder vedfyring i småovner, antar man at alle partikler er mindre enn 10 µm. Det eksisterer lite informasjon om størrelsesfordelingen til partikler fra vedovner. Ifølge EPA oppgir Rau og Huntzicker (1984) at 95 prosent av alle partikler fra forbrenning av ved i ovn er mindre enn 0,4 µm. Derfor har vi antatt at PM_{2,5} er lik PM₁₀.

⁶ Partikler antatt lik PM₁₀.

⁷ PM_{2,5} antatt lik PM₁₀.

⁸ Utslippsfaktoren for LPG gjelder egentlig for bruk av LPG i kjeler i tjenesteytende næringer (commercial boilers). Privat bruk av LPG i Norge er propan og butan til små kokeapparater og annet småutstyr.

⁹ Faktorene gjelder egentlig fyringsolje. At det likevel er en forskjell på faktorene for fyringsolje og spesialdestillat, skyldes at faktorene opprinnelig var gitt i kg/1000 liter og derfor måtte omregnes vha. energivarenes tetthet.

EPA (1995) oppgir ikke utslippsfaktorer for fyringsparafin. Larssen (1991) oppgir faktoren 0,1 kg/tonn. Det antas her at alt dette er PM_{2,5}.

EPA (1995) oppgir faktorer både for vedfyring i småovn og peis. SSB har ikke opplysninger om hvor mye av det totale vedforbruket som brukes i hhv. ovn og peis. EPAs faktor er noe høyere enn faktoren på 10 g/kg som er benyttet av SSB. Arbeider gjort ved SINTEF (bl.a. Hansen, 1991) tyder på at ved et normalt norsk fyringsmønster (1-2 kg ved/time) vil faktoren være ennå høyere. SSB velger å opprettholde faktoren på 10 g/kg inntil nærmere undersøkelser er gjort for å kartlegge det norske fyringsmønsteret.

Tabell 2.8. Sammenligning mellom EPAs PM₁₀-faktorer og PM₁₀-faktorer beregnet fra Larssens «partikler totalt». kg/tonn

Energivare	EPA-faktor (PM ₁₀)	Larssen-faktor (PM ₁₀) ¹⁰
Lette fyringsoljer	0,155	0,164
Spesialdestillat	0,148	0,188
Tungolje	0,745	0,959

Vi valgte også her EPAs faktorer der de er tilgjengelige. De ligger alle noe lavere enn Larssens, men de er i samme størrelsesområde. I EPAs faktorer er det også skilt mellom PM₁₀ og PM_{2,5}. For kull og kullkoks opprettholdes bruken av Roslands faktorer. Rosland skriver imidlertid ikke noe om størrelsesfordelingen på partikkelutslippet. Av mangel på andre kilder har vi valgt å bruke samme størrelsesfordeling som for vedfyring i småovn, dvs. alt utslipp er PM₁₀. PM₁₀ er videre lik PM_{2,5}. En eventuell feil ved disse antagelsene vil få lite å si for de totale utslippstallene siden kull og kullkoks brukes lite i norske husholdninger.

Endringene i faktorer innebærer at utslippstallene for forbrenning av fyringsolje, spesialdestillat og tungolje justeres ned.

2.2.1.4. Fjernvarmeanlegg

SSB har ikke selv beregnet utslipp av partikler fra avfallsforbrenning. Imidlertid rapporterer anleggene data til INKOSYS som støv.

Tabell 2.9. PM₁₀- og PM_{2,5}-andeler for partikkelutslipp fra fjernvarmeanlegg. Prosent

	PM ₁₀ -andel	PM _{2,5} -andel
Fjernvarmeanlegg	100	62,5

Kilde: TNO (1996)

Størrelsesfordelingen til partikkelutslipp fra fjernvarmeanlegg varierer. Den er avhengig av type forbrenningsanlegg, renseanlegg og brensel. De minste partiklene er som nevnt mest helseskadelige, og de er også vanskeligst å fjerne fra røykgassen. Ifølge SFT (1995) er hovedmengden av partiklene fra et avfallsforbrenningsanlegg mindre enn PM_{2,5}. TNO (1996) oppgir for Norge utslippsfaktorer for forbrenning av kommunalt avfall. De oppgir 0,16 kg/tonn for PM₁₀ og 0,1 kg/tonn for PM_{2,5}. Ved å beregne utslippet fra forbrent mengde søppel og bruke disse utslippsfaktorene, får man et mye høyere utslipp. Dette skyldes at tallene fra SFT er basert på bedre kjennskap til renseteknologi ved det enkelte forbrenningsanlegg. Vi velger derfor å bruke SFTs tall som utgangspunkt. Siden både SFT (1995) og TNO (1996) oppgir at størstedelen av partiklene er mindre enn 2,5 µm, antar SSB i dette arbeidet at SFTs tall er PM₁₀-verdier. SSB har ut fra denne PM₁₀-verdien og TNOs størrelsesfordeling beregnet at 62,5 prosent av utslippet er PM_{2,5}.

¹⁰ PM₁₀-faktorer er beregnet ut fra Larssens tall (1991).

Alle de 8 avfallsforbrenningsanleggene i Norge har rensesystem som består av scrubbere og elektrofilter (SFT, 1997). Seks av anleggene har våte scrubbere (våtvaskere), mens to har halvtørre scrubbere. Samlet rensesgrad er større enn 97 prosent for alle anleggene.

2.2.1.5. Annen forbrenning

Aktiviteten *annen forbrenning* omfatter utslipp i forbindelse med tobakksrøyking og kremasjoner. Tabell 2.10 viser utslippskoeffisientene som brukes i dag ved SSB. Helsedirektoratet (1990) oppgir at partikkelstørrelsen i sidestrømmen i en sigarett er 0,01 til 0,8 μm , og man kan derfor bruke samme faktorer både for PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$. Ifølge SFT (Gjerald, 1997a) har ingen krematorier partikkelrensing. Et utkast til forskrift om dette er imidlertid under utarbeidelse. Vi har ikke funnet nye brukbare faktorer for utslipp av PM fra krematorier. Vi opprettholder derfor bruken av eksisterende utslippsfaktor, men bruker størrelsesfordelingen til vedfyring, dvs. alt partikkelutslipp er $\text{PM}_{2,5}$.

Tabell 2.10. Eksisterende utslippskoeffisienter til annen forbrenning. kg/tonn

Utslippskilde	Utslippsfaktor	Referanse
Tobakksrøyking	118,1 ¹¹	Helsedirektoratet (1990) ¹²
Kremasjon	2,4	Rosland (1987) ¹³

2.2.2. Prosessutslipp og fordampning

I den nasjonale modellen er det i dag ikke tatt med prosessutslipp av partikler. Dette kan imidlertid være av betydning i lokale utslippsoversikter. Nedenfor vil det bli forsøkt gitt noen utslipp for de mest aktuelle kildene, særlig innen prosessutslipp fra industrien. Utslippstall for industribedrifter som har partikkelutslipp fra prosesser, er hentet fra SFTs utslippsdatabase INKOSYS.

Det er ikke utslipp av partikler knyttet til aktivitetene av løsemidler, lasting, deponering og fylling av bensin.

2.2.2.1. Landbruk

Det har ikke blitt lagt ned arbeid i å se på partikkelutslipp fra landbruket, siden hovedformålet med dette arbeidet er utslippsoversikter for byer.

2.2.2.2. Avfallsdeponier og avløpsrenseanlegg

Det har ikke blitt funnet data for partikkelutslipp fra avfallsdeponier og avløpsrenseanlegg.

¹¹ $\text{PM}_{2,5} = \text{PM}_{10}$.

¹² Faktoren er beregnet av SSB på grunnlag av verdier fra Helsedirektoratet.

¹³ Denne faktoren er egentlig beregnet på forbrenning av trevirke og bark i industrien.

2.2.2.3. Mekanisk generert støv

Veistøv

Støv kan deles i fraksjoner etter størrelsen på partiklene. Grovt kan støvet deles i tre klasser:

- Grove partikler, «diameter» $>10 \mu\text{m}$ ($\mu=10^{-6}$)
- PM_{10} , «diameter» $<10 \mu\text{m}$
- $\text{PM}_{2,5}$, «diameter» $<2,5 \mu\text{m}$

Grove partikler omfatter partikler fra svært små, helt opp til grov stein. Helseeffekten av veistøv er hovedsakelig knyttet til PM_{10} , også kalt svevestøv.

Veistøv defineres som det støvet som kommer fra veien og har sin kilde i oppmalt asfalt, knust materiale fra strøsand og slitasje av bilgummi.

Mengde støv fra slitasje av bilgummi er langt mindre enn fra slitasje av veidekket. Om man eksempelvis antar at slitebanen til et personbildekk slites ned ca. 5 mm i løpet av 50 000 km, vil det utgjøre ca. 0,07 gram gummi/km. Noe av det avsettes på veibanen, så utslippet av gummistøv er sannsynligvis mindre. Mengdemessig vil det være under 1 prosent av utslippet fra slitasje av asfalten og bidra lite til utslipp av veistøv. Det vil derfor ikke bli nærmere omtalt her¹⁴.

Støv fra strøsand vil i hovedsak bestå av «store» partikler og utgjøre et trivselsproblem, men kan også gi bidrag til utslipp av PM_{10} («Veg-grepsprosjektet», Statens vegvesen 1996). Bidraget vil ikke bli nærmere omtalt her pga. manglende data.

I det videre vil utslipp av veistøv bli begrenset til steinstøv fra piggdekkslitasje av asfalt. Bruk av dekk uten pigger gir betydelig mindre slitasje.

Slitasjelaget på asfaltvei kan bestå av ca. 90 prosent stein (bergarter/mineraler), ca. 5 prosent «filler» (steinstøv) og resten bindemidler (bitumen). Ved piggdekkslitasje slites/knuses steinmaterialet ned til mindre partikler, som sammen med løsevne fragmenter av «filler» og bitumen virvles opp, og blir luftbårne.

Asfaltstøv skyldes hovedsakelig slitasje fra piggdekk. Hvor store mengder bruk av piggdekk gir er avhengig av en rekke faktorer, slik som:

- Piggens vekt
- Veidekkets motstandsdyktighet mot slitasje
- Kjøretøyenes hastighet
- Andel tunge kjøretøy
- Om veibanen er tørr, våt eller isbelagt

I det følgende blir det presentert to modeller for å beregne utslipp av veistøv. Når veibanen er våt, vil en stor del av piggdekkstøvet bindes i vannfilmen. Når den tørker, vil en del av støvet kunne virvles opp igjen. Dette er ikke inkludert i veistøvmodell 1. I veistøvmodell 2 er all oppvirvling som skjer i veibanen inkludert.

¹⁴ Støv fra slitasje av bilgummi kan bidra til spredning av metaller i miljøet.

Veistøvmodell 1 (TI/SINTEF)

I beregningen av midlere utslipp Q (i tonn/år) av PM_{10} fra veistøv i et område er følgende formel brukt:

$$Q_{PM10} \text{ (tonn / år)} = \sum_{\text{alle biltyper}} SPS \cdot f(v) \cdot n \cdot l \cdot m \cdot p \cdot w \cdot \alpha / 10E6$$

hvor

SPS : Den spesifikke piggdekkslitasjen angir hvor mye av veidekket som slites vekk på en km vei av et kjøretøy med piggdekk.

$f(v)$: Piggdekkslitasjen er avhengig av trafikken hastighet. I «Veg-grepsprosjektet» (Statens vegvesen, 1996) er følgende empiriske formel brukt for $f(v)$:

$$f(v) = 0,0001769 \cdot v^2 \div 0,0137 \cdot v + 1,05$$

der v er gjennomsnittlig trafikkhastighet i km/t. Ved gjennomsnittshastighet 73,6 km/t er $f(v) = 1,00$. Denne formelen brukes i beregningene for $f(v)$.

n : Antall biler av typen i området

l : Årlig kjørelengde for biltypen i området, km

m : Andel av året med piggdekkbruk i området (mellom 0 og 1).

p : Andel av biltypen som bruker piggdekk (mellom 0 og 1).

w : Korreksjonsfaktor for fuktig og islagt veibane. I beregningene av w er islagt veibane satt til 0, fuktig veibane til 0,05 og tørr veibane til 1,0. Dersom andelen av kjørelengden med piggdekk på våt og islagt (hard snø/is) veibane er hhv. v og x , blir

$$w = (0,05 \cdot v) + (1 \cdot (1 - v - x))$$

α : Andel av veistøvet i luften som er PM_{10} . Denne faktoren finnes det ikke data for. Man bruker derfor PM_{10} -andelen på bakken som utgangspunkt. Størrelsen for denne faktoren finnes det svært varierende data for (Hedalen, 1994). Hedalen oppgir PM_{10} -andelen til 3-4 prosent. NILU oppgir imidlertid at ved Klemetsrud i Oslo har 3 prosent av partiklene en diameter mindre enn 38 μm (Larssen og Haugsbakk, 1996), noe som skulle tyde på en α betydelig lavere enn 3 prosent. NILU har funnet en PM_{10} -andel på 0,1 prosent i veistøvdepotet ved tre veier i Oslo (Larssen, 1987). I beregningene er 3 prosent brukt som et første estimat. Hedalen (1994) angir at $PM_{2,5}$ -andelen av totalt veistøv er 0,5-1 prosent.

SPS -verdien varierer med alle faktorene ovenfor. På veier med stor trafikk brukes veidekke med større slitestyrke enn der trafikken er liten. Derfor vil SPS -verdien også kunne variere med trafikkmengden. I «Veg-grepsprosjektet» (Statens vegvesen, 1996) ble SPS -verdier for ulike $\dot{A}DT$ -intervaller ($\dot{A}DT$ = årsdøgnstrafikk) anslått ut fra analyser av spordybder for hele riksveinettet over årene 1988-1995.

SPS er avhengig av piggenes vekt. Piggene har de siste årene stadig blitt lettere. I 1988 var kravet fra myndighetene at piggen for lette kjøretøy ikke skulle veie mer enn 2,0 gram. I 1990 ble dette endret til 1,8 gram for så å bli endret igjen i 1992 til 1,1 gram (Statens vegvesen, 1997a). De såkalte lettpiggen har en masse på 0,7 gram. Pigger fra dekk til tunge kjøretøy kunne til 1992 veie 8,0 gram, men i 1992 ble dette kravet skjerpet til 3,0 gram. Tabell 2.11 viser SPS -verdier brukt i dette arbeidet. ViaNova har gitt SPS -verdier fordelt på klasser av $\dot{A}DT$ (Evensen, 1997b). I dette arbeidet har man brukt en gjennomsnittsverdi for SPS som er vektet etter størrelsen på trafikkarbeid utført på veier med ulik $\dot{A}DT$. Verdiene er oppgitt i g/km og gjelder for alle kjøretøy. For å beregne andelen av utslippet som stammer fra hhv. lette og tunge kjøretøy, setter man at tunge kjøretøy sliter 5 ganger så mye som lette.

Totaltallene for årlig trafikkarbeid ($n \cdot l$ i formelen) brukt i beregningene er hentet fra Rideng (1997).

Tabell 2.11. SPS-verdier. g/km

ÅDT	1973-80	1981-87	1988-92	1993-97	2002
0-1500	22	20	20	18	16
1500-3000	20	20	18	16	14
3000-5000	16	15	14	12	10
>5000	14	12	11	10	9
Gjennomsnitt ¹⁵	17,1	15,6	14,7	13,1	11,6

Kilde: (Evensen, 1997b)

I «Forskrift om bruk av av kjøretøy» (Vegdirektoratet, 1990) står det at piggdekk eller kjetting ikke må brukes i tiden fra og med første mandag etter 2. påskedag til og med 31. oktober om ikke føreforholdene gjør det nødvendig. I praksis vil dette si at det er forbudt å bruke piggdekk fra ca. 1. mai hvis påsken er veldig sein et år, mens forbudet gjelder allerede fra ca. 1. april hvis påsken kommer tidlig. Det er gjort unntak fra denne regelen i Nordland, Troms og Finnmark der tilsvarende periode er fra og med 1. mai til og med 15. oktober. Det er i beregningene antatt brukt piggdekk i hele den tillatte perioden, dvs. faktoren m i ligningen er 6,5/12 i de tre nordligste fylkene. Som en forenkling har man i resten av landet valgt å bruke 15. april som en standarddato for slutt på piggdekkssesongen. For denne regionen blir altså faktoren m 5,5/12.

Tabell 2.12 viser andel av bilparken som bruker piggdekk. Tallene er beregnet på bakgrunn av undersøkelser gjort av Vegdirektoratet (Statens vegvesen, 1995a, 1995b og 1997b). Det har de siste årene vært en nedgang i bruken av piggdekk i Norge. Faktoren p i ligningen vil derfor variere fra år til år.

Tabell 2.12. Gjennomsnittlig piggdekkandel i Norge veid etter trafikkarbeid i de ulike fylkene¹⁶

1991	1992	1993	1994	1995	1998
0,871	0,876	0,876	0,874	0,870	0,827

Beregnet av SSB fra data fra Vegdirektoratet.

For å beregne korreksjonsfaktoren for fuktig veibane (w) ble det innhentet trafikkarbeidstall fra Vegdatabanken. Disse var inndelt i kategoriene tørr bar, våt bar, slaps, løs snø, hard snø/is og bart i spor. Formelen (over) bruker imidlertid bare betegnelsene tørr, våt og islagt (hard snø/is) veibane. I dette arbeidet har vi valgt å i hovedsak gruppere betegnelsene som anbefalt av Evensen (1997a). Grupperingen er gjengitt i tabell 2.13. I beregningene av korreksjonsfaktoren (w) blir andelen av kjøre lengden på veibane dekket av hard snø/is trukket fra. Andel våt og tørr veibane vil endre seg noe som en følge av endret andel piggdekk. I beregningene har man for årene 1973-1996 brukt en korreksjonsfaktor beregnet ut fra at 80 prosent av lette og 60 prosent av tunge kjøretøy bruker piggdekk.

Tabell 2.13. Gruppering i våt, tørr og islagt (hard snø/is) veibane

Vegdatabanken	Dette arbeidet
Våt bar	Våt
Tørr bar	Tørr
Slaps	Våt
Løs snø	Våt ¹⁷
Hard snø/is	Hard snø/is
Bart i spor	80 % Tørr og 20 % våt ¹⁸

¹⁵ Veid etter trafikkarbeid utført på veier med ulik ÅDT

¹⁶ Gjennomsnittstallene for 1995 og 1998 er vektet mot kommunefordelte trafikkarbeidstall for 1994.

¹⁷ Antagelse gjort av NILU og SSB.

¹⁸ Antagelse gjort av Evensen (1997a).

Verdien α (PM₁₀-andelen i veistøv) er svært usikker. Man kunne også tenke seg å beregne utslippene ut fra ulike hastigheter. Vi har foreløpig antatt en gjennomsnittlig hastighet i beregningene. Dette blir komplisert av at veidekke på veier med høye hastigheter er av en annen slitestyrke enn andre veidekker.

Tabell 2.14 og 2.15 viser utslippsfaktorer for veistøv. Disse er et produkt av SPS-verdi for det aktuelle året og PM₁₀-andelen av utslippet (α). Utslippsfaktorene blir lavere etter hvert som veidekkenes slitestyrke økes og piggvekten reduseres.

Tabell 2.14. Utslippsfaktorer for lette kjøretøy med piggdekk. g/km

År	Faktor
1973	0,40
1980	0,40
1986	0,37
1987	0,37
1988	0,34
1989	0,34
1990	0,34
1991	0,34
1992	0,34
1993	0,31
1994	0,31
1995	0,31
1996	0,30
2002-2020	0,27

Tabell 2.15. Utslippsfaktorer for tunge kjøretøy med piggdekk. g/km

År	Faktor
1973	2,01
1980	2,01
1986	1,83
1987	1,83
1988	1,72
1989	1,72
1990	1,72
1991	1,71
1992	1,71
1993	1,54
1994	1,54
1995	1,53
1996	1,52
2002-2020	1,33

Veistøvmodell 2 (NILU)

NILU har utviklet en annen modell for beregning av veistøv. Denne modellen har et annet utgangspunkt enn modell 1 hvor utslippet ble beregnet ut fra en SPS-verdi gitt i gram/kilometer. I veistøvmodell 2 blir utslippet beregnet ut fra et referanseutslipp av eksospartikler. Modellen forutsetter at for partikler fra veitrafikk skyldes størrelsesfraksjonen $PM_{2,5}$ partikler i eksos, mens $PM_{10-2,5}$ skyldes veislitasje.

Ligningen under viser hvordan utslippet beregnes:

$$Q_{veistøv} = Q_{2,5R} \cdot (a \cdot TT + b) \cdot (V_T/V_R)^2 \cdot RP \cdot RW$$

hvor

$Q_{veistøv}$:	Kildestyrke for veistøv (PM_{10})
$Q_{2,5R}$:	Referanseutslipp eksospartikler (her: 1994)
$(a \cdot TT + b)$:	Korreksjon for tungtrafikkandel i trafikkstrømmen
V_T/V_R :	Korreksjon for avvik av kjørehastighet fra referansehastighet
RP :	Reduksjonsfaktor for endring i piggdekkbruk
RW :	Reduksjonsfaktor for fuktighet av veibane (samme som w i modell 1)

For $Q_{2,5R}$ settes referanseutslipp for eksospartikler inn. I dette arbeidet har man brukt partikkelutslippet fra veitrafikk (unntatt mopeder og motorsykler) i piggdekkssesongen i 1994. Verdien 1911 tonn er blitt brukt i beregningene (SSB, 1997).

Leddene $a \cdot TT + b$ i veistøvmodell 2 beskriver tungtrafikkandelens betydning for veistøvutslippet. I dette arbeidet har man antatt en tungtrafikkandel på 10 prosent. Konstantene a og b er satt til hhv. 0,268 og 2,482 på bakgrunn av målinger gjort ved Strømsveien i Oslo.

73,6 km/t er brukt som gjennomsnittlig kjørehastighet også i denne modellen (V_T). Som referansehastighet brukes den registrerte midlere kjørehastighet ved målepunktet ved Strømsveien, 75 km/t.

Det er antatt at veislitasjen som følge av piggdekkbruk vil være tilnærmet proporsjonal med vekten av piggene på lette biler. Slitasjen fra piggfrie dekk antas å utgjøre 2 prosent av slitasje fra piggdekk med piggvekt 1,8 g (NILU, 1997a). I beregningene ble det for 1994 brukt verdiene 8 prosent piggfrie dekk, 7,5 prosent med piggvekt 1,1 gram og 84,5 prosent med piggvekt 1,8 gram. Referanseåret får derfor en slitasjekoeffisient på 0,89 i forhold til slitasjen dersom samtlige dekk hadde hatt pigger med 1,8 gram pigger. Reduksjonsfaktoren for endring i piggbruk blir da gitt ved uttrykket:

$$RP = (piggandel + letpiggandel \cdot 1,1 / 1,8 + piggfriandel \cdot 0,02) \cdot 1,1$$

Uttrykket er multiplisert med 1,1 for at RP skal bli 1 for referanseåret 1994 ($1 / 0,89 = 1,1$).

Reduksjonsfaktoren for fuktighet av veibane (RW) er i denne modellen identisk med korreksjonsfaktoren w i modell 1. Beregningen av denne er forklart tidligere i teksten.

Beregningene gjort ut fra denne modellen kunne forbedres hvis man fikk flere verdier av konstantene a og b i uttrykket $a \cdot TT + b$. De eksisterende verdiene er beregnet ut fra data for Strømsveien i Oslo og er ikke nødvendigvis representative for resten av landet.

Valg av modell

Begge modellene gir et godt grunnlag til å beregne utslipp til luft av veistøv, men de inneholder begge faktorer som er usikre og kan forbedres. I SFT (1998) presenteres resultater av utslippsberegninger gjort med de to modellene for året 1994. Modellene gir utslippstall i samme størrelsesområde.

Det har blitt beregnet tidsserier ut fra modell 1 (TI/SINTEF). Modell 2 (NILU) er imidlertid enklest å forbedre ved å gjøre nye målinger. Dette vil si at dersom man ønsker sikrere beregningsresultater, er det enklest å gjøre forbedringer basert på modell 2. Denne modellen er videre den eneste som inkluderer oppvirvling av veistøv fra veibanen.

PAH i veistøv

Bindemidlet i asfalt (bitumen) er en blanding av et stort antall organiske forbindelser, også PAH-forbindelser. Bitumen inneholder også metaller slik som nikkel og vanadium (15-100 og 50-600 ppm) (Myran 1995). I rapporteringen til Corinair ble det brukt en utslippsfaktor på 0,45 mg PAH/km ut fra den antagelsen at 40 prosent av trafikkarbeidet utføres i piggdekk sesongen (NIVA/NILU 1995). 50 prosent av utslippet er regnet som utslipp til luft. Vi synes imidlertid at det er riktigere å kun regne med PM₁₀-PAH i luftutslippsberegningene, dvs. kun ta med PAH bundet på partikler med størrelse mindre enn 10 µm. PAH-innholdet i asfalt (eller bitumen) er usikkert og kan variere over tid (Bækken 1993). Her sies det at bitumen inneholder 6-66 ppm PAH (asfalt inneholder ca. 5 prosent bitumen). Dersom PAH er jevnt fordelt i alt støv, gir det en faktor på 0,3-3,3 mg PAH/kg veistøv. Larssen (1985) har angitt PAH-innholdet i støv fordelt på ulike fraksjoner, samt henholdsvis våt og tørr vei. PAH-innholdet i inhalerbart støv fra våt vei vil være 330 ppm og fra tørr vei 75 ppm. Utslippene til luft er størst fra tørr vei, og vi har derfor valgt en verdi på 85 ppm. Dette kan være lite representativt siden det kun er basert på målinger fra ett sted (Oslo) i 1985, men er den beste kilden vi har nå. Dette gir et årlig utslipp på omtrent 157 kg total PAH, dette er lavere enn beregnet ut fra faktoren 0,45 mg total PAH/km. Disse faktorene er imidlertid utledet ut fra forskjellige forutsetninger. Siden vi nå har et relativt godt estimat for utslippet av veistøv, velger vi å beregne PAH-utslippet ut fra denne verdien. Utslippstallet på 157 kg PAH er imidlertid meget usikkert. Tabell 2.16 viser at 28 prosent av dette er Borneff 6, og utslippet blir derfor 44 kg. Dette er en meget liten andel av avgassutslippet.

Tabell 2.16. PAH profil for veistøv. Prosent

	Av målte PAH	Av Borneff 6
Phenanthrene	16	
2-methylphenanthrene	8	
1-methylphenanthrene	3	
Fluoranthene	19	68
Pyrene	23	
Benzo(a)fluorene		
Retene	16	
Benzo(b)fluorene		
Benzo(g,h,i)fluoranthene		
Benzo(a)fluoranthene		
Cyklopenta(cd)pyrene		
Benz(a)anthracene		
Chrysene/Triphenylene	5	
Benzo(b/j/k)fluoranthenes	6	21
Benzo(e)pyrene		
Benzo(a)pyrene		
Perylene		
Inden-(1,2,3-c,d)pyrene		
Benzo(g,h,i)perylene	3	11
Anthantrene		
Coronene		

Andre kilder

Det finnes selvfølgelig andre kilder til mekanisk generert støv enn veislitasje. Det har imidlertid vært vanskelig å finne koeffisienter for slike utslipp i litteraturene. Det vil derfor ikke bli gjort noe forsøk på å presentere koeffisienter for disse kildene.

2.2.2.4. Industri

Utslipp fra brensel i industrien er omtalt under kapittel 2.2.1 Stasjonær forbrenning. Den nasjonale modellen omfatter som nevnt ingen prosessutslipp av partikler. Dette kan imidlertid være av betydning i lokale utslippsoversikter. Utslippstallene for totalt partikkelutslipp fra prosesser i industribedrifter kan inhentes fra SFT (INKOSYS). De oppgis som partikler med diameter større enn 2,5 μm .

Utslippene renses på ulik måte i ulike bedrifter. Alle ferrolegeringsbedrifter renses utslippene sine med baghouse posefilter og en utskiller som tar de største partiklene før baghouse-filteret (Gjerald, 1997b). Rensegraden er mer enn 99 prosent. De to norske sementprodusentene har installert elektrostatiske filtere som har en rensegrad på 99 prosent.

I tabell 2.17 er det gjort et forsøk på å beskrive størrelsesfordelingen i partikkelutslippet fra industriprosesser. Tabellen inneholder anonymisert informasjon om alle bedrifter som er oppgitt med utslipp av sot eller støv fra prosesser i SFTs utslippsdatabase INKOSYS. En presis fordeling krever nøyaktig informasjon om både type prosess som bedriften benytter og bedriftens rensesystemer. Størrelsesfordelingen i tabellen gitt av SFT (Gjerald, 1997b). Utslippstallene kommer fra INKOSYS.

Tabell 2.17. Størrelsesfordeling for partikkelutslipp fra prosesser i industrien i de aktuelle kommunene. Utslipp i tonn. Andeler i prosent

Næring	NACE	Utslipp 1994	PM ₁₀ -andel	PM _{2,5} -andel
Produksjon av papir og papp	21.112	136	100	..
Produksjon av fargestoffer og pigmenter	24.12	8	100	..
Produksjon av gjødsel og nitrogenforbindelser	24.15	49	100	72
Produksjon av basisplast	24.16	18	100	..
Produksjon av betongvarer	26.61	60	100	..
Produksjon av ikke-metallholdige mineralprodukter ellers	26.82	25	100	..
Produksjon av jern og stål	27.1	45	Mangler informasjon om størrelsesfordelingen	
Produksjon av ferrolegeringer (Sarpsborg)	27.35	93	100	100
Produksjon av ferrolegeringer (Trondheim)	27.35	208	100	100
Produksjon av ikke-jernholdige metaller ellers	27.45	123	100	95

Kilde: Gjerald (1997b)

2.2.3. Mobile kilder

2.2.3.1. Biltrafikk

En revisjon av utslippsfaktorene for veitrafikk har blitt gjort i forbindelse med arbeidet med SSBs veimodell som ble gjennomført på oppdrag fra SFT høsten 1997. For bensinbiler er alle avgasspartikler mindre enn 2,5 μm , så $PM_{10} = PM_{2,5}$ SFT (1998). For dieselmotorer er det mulig at det kan finnes partikkel-agglomerater som er større enn 2,5 μm . For dem har det derfor blitt satt $PM_{2,5} = 0,95 \cdot PM_{10}$.

Tabell 2.18 viser de nye utslippsfaktorene fordelt på PM_{10} og $PM_{2,5}$. Faktorene er gitt i ulike kjøretøyklasser. De vil senere bli aggregert til klassene lette og tunge kjøretøy.

Tabell 2.18. Utslippskoeffisienter for biltrafikk for 1994 - 1996. g/km

Klasse	Kjøretøy	Energivare	PM ₁₀	PM _{2,5}
BM1	Personbil	Bensin	0,024	0,024
BN1	Varebil og minibuss	Bensin	0,028	0,028
BHL	Lastebil	Bensin	0,015	0,015
BHB	Buss	Bensin	0,015	0,015
DM1	Personbil	Diesel	0,236	0,227
DN1	Varebil og minibuss	Diesel	0,369	0,353
DHLL	Lastebil, lett	Diesel	0,441	0,419
DHLM	Lastebil, medium	Diesel	0,696	0,661
DHLH	Lastebil, tung	Diesel	1,052	0,999
DHB	Buss	Diesel	0,748	0,711

Kilde: SFT (1998)

2.2.3.2. Mopeder og motorsykler

Utslippsfaktorene fra mopeder og motorsykler har ikke blitt revidert i dette arbeidet. Tabell 2.19 viser de nåværende faktorene (SFT, 1993). Man antar at disse utslippene har samme størrelsesfordeling som veitrafikk, dvs. man antar at alt partikkelutslipp er PM₁₀, og PM_{2,5} er lik PM₁₀ (SFT, 1998).

Tabell 2.19. Utslippskoeffisienter for mopeder og motorsykler for 1994 - 1996. PM₁₀ og PM_{2,5}. kg/tonn

Kilde	Faktor, bensin
Moped	0,1468
Motorsykkel	0,1430

2.2.3.3. Snøscootere

Vi har ikke noen egne faktorer for snøscootere, men bruker faktoren for motorsykkel (se tabell 2.19).

2.2.3.4. Motorredskap

Diesel

Ikke veigående motorredskaper står for en betydelig andel av det totale forbruket av diesel. Ved bruk av dieselmotorer er de viktigste utslippskomponentene NO_x og partikler. Tabell 2.20 viser utslippsfaktorer for ikke veigående kjøretøy i ulike sektorer. Tallene for totalt utslipp av partikler innen sektorene er hentet fra en rapport utarbeidet ved Teknologisk institutt (Bang, 1993). Det er disse faktorene som i dag er i bruk for dieselredskap. Enheten som faktorene er gitt med er g/kg. Det blir ikke gitt noen informasjon om størrelsen på partiklene. Ut fra det som står om partikkelfordelingen under utslipp fra dieselmotorer i kapittel 2.2.3.1, antar man at alt partikkelutslipp fra denne kilden kommer inn under PM₁₀. Det antas også her at PM_{2,5} utgjør 95 prosent av partikkelutslippet.

Tabell 2.20. Gjennomsnittlige utslippsfaktorer for «non-road»-sektorene. kg/tonn

Sektor	Partikler ¹⁹	PM ₁₀	PM _{2,5} ²⁰
Jordbruk	7,1	7,1	6,75
Skogbruk	7,1	7,1	6,75
Bygg og anlegg	5,3	5,3	5,04
Stein- og jordbearbeiding	4,2	4,2	3,99
Hæren	5,4	5,4	5,13
Jernbane	3,8	3,8	3,61
Veid gjennomsnitt	6,1	6,1	5,80

¹⁹ Partikler; hentet fra Bang (1993)

²⁰ Beregnet ut fra antagelsen om at 90 prosent av partiklene har en diameter på mindre enn 1µm.

Bensin

Bang (1996) oppgir en faktor på 1 kg/tonn for bensindrevne redskaper innen bygge- og anleggsvirksomhet. Det antas at for disse redskapene er $PM_{2,5}$ lik PM_{10} .

2.2.3.5. Jernbane

Tabell 2.20 viser utslippsfaktorer for sektorene for ikke veigående kjøretøy inkludert jernbane. Tallet for det totale partikkelutslippet for jernbane er hentet fra en rapport utarbeidet ved Teknologisk institutt (Bang, 1993). $PM_{2,5}$ og PM_{10} er beregnet av SSB ut fra antagelser omtalt i kapittel 2.2.3.1.

2.2.3.6. Skip

Utslippsfaktorene er avhengig både av type brennstoff og type skip. Ifølge en rapport fra SSB har Marintek anbefalt en faktor på 0,5 kg/tonn for de fleste fartøyene. For de større gods fartøyene (>500 brt) anbefales 0,9 kg/tonn (Flugsrud og Rypdal, 1996). Lloyd's anbefaler brukt 1,2 kg/tonn for dieselmotorer og høyere faktorer for drivstoff med høyere svovelinnhold (i Flugsrud og Rypdal, 1996). Som for ikke veigående dieselredskaper og jernbane antar man også for utslipp fra skipsfart at alle partikler inngår i PM_{10} og at 95 prosent av partiklene inngår i $PM_{2,5}$. Bang (1996) foreslo faktorer for utslipp fra bensin- og dieseldrevne småbåter. For bensindrevne småbåter er faktorene 8 og 1 kg/tonn for hhv. 2- og 4-takts motorer. For dieseldrevne småbåter blir utslippsfaktoren 4,0. Her følger man også SFT (1998) og sier at alt partikkelutslipp er PM_{10} , mens 95 prosent av utslippet er $PM_{2,5}$. For bensinmotorer er PM_{10} lik $PM_{2,5}$.

2.2.3.7. Luftfart under 1000 meter

For partikkelutslipp fra luftfart har man tidligere benyttet en faktor på 0,4 kg/tonn. Denne faktoren er estimert av SSB ut fra tidligere publiserte utslippsfaktorer. I en rapport utgitt ved SSB (Rypdal og Tornsjø, 1997) velger man å opprettholde bruken av denne faktoren for sivil luftfart, men bruke faktoren 0,31 kg/tonn for Forsvarets fly. Denne siste faktoren er oppgitt av Forsvaret. Det brukes samme faktorer for cruise og landing/take off (LTO). Det skilles heller ikke mellom innenriks og utenriks luftfart. TNO (1996) oppgir en generell utslippsfaktor for PM_{10} på 0,5 kg/tonn for alle typer drivstoff. De oppgir at alt partikkelutslipp fra forbrenning innen luftfart faller inn under $PM_{2,5}$, dvs. faktoren for $PM_{2,5}$ er også 0,5 kg/tonn.

2.3. Oppsummering

Tabell 2.21, 2.22 og 2.24 viser anbefalte utslippsfaktorer for hhv. stasjonær forbrenning, prosesser og mobil forbrenning. Referanser er angitt i tabellene, og faktorene er gitt i kg/tonn. Tabell 2.23 viser utslippstall fra INKOSYS og anbefalt størrelsesfordeling for prosessutslipp fra industribedrifter. Utslippstallene for industriprosesser er gitt i tonn og størrelsesfordelingen i prosent av totalt partikkelutslipp oppgitt til SFT. I tabellene refereres det til aktivitetenes nummerkode. En oversikt over disse kodene finnes i tabell 1.1.

Tabell 2.21. Utslippsfaktorer for stasjonær forbrenning. kg/tonn

Aktivitet	Energivare	PM ₁₀	PM _{2,5}	Ref.	Kommentarer
1100	Kull	1,4	..	1	
1100	Kullkoks	1,4	..	1	
1100	Petrolkoks	1,4	..	1	
1100	Ved, treavfall, avlut	0,216	0,216	2	
1100	LPG				
1100	Fyringsparafin	0,163	0,125	2	
1100	Fyringsolje	0,143	0,036	2	
1100	Spesialdestillat	0,136	0,034	2	
1100	Tungolje (LS)	1,033	0,673	2	
1100	Tungolje (NS med rensing)	0,564	0,119	2	
1300/1400/1500	Kull				
1300/1400/1500	Kullkoks				
1300/1400/1500	Petrolkoks				
1300/1400/1500	Ved				
1300/1400/1500	LPG	0,118	0,118	2	
1300/1400/1500	Fyringsparafin	0,163	0,125	2	
1300/1400/1500	Fyringsolje	0,155	0,119	2	
1300/1400/1500	Spesialdestillat	0,148	0,114	2	
1300/1400/1500	Tungolje (LS)	0,745	0,276	2	
1300/1400/1500	Tungolje (NS med rensing)	0,564	0,119	2	
1600	Kull	8,5	8,5	4	Størrelsesfordeling gjort av SSB
1600	Kullkoks	3,0	3,0	4	Størrelsesfordeling gjort av SSB
1600	Petrolkoks				
1600	Ved (småovn)	10	10	4	
1600	LPG	0,118	0,118	2	
1600	Fyringsparafin	0,1	..	1	
1600	Fyringsolje	0,155	0,119	2	
1600	Spesialdestillat	0,148	0,114	2	
1600	Tungolje (LS)	0,745	0,276	2	
1600	Tungolje (NS med rensing)	1,840	0,683	2	
1700	Avfall				
1800	Kremasjon	2,4	2,4	3	Størrelsesfordeling gjort av SSB
1800	Tobakk	118,1 ²¹	118,1	3	

Kilder: ¹ Larssen (1991)

² EPA (1995)

³ Helsedirektoratet (1990)

⁴ Rosland (1987)

²¹ Faktoren er beregnet av SSB på bakgrunn av opplysninger fra Helsedirektoratet (1990).

Tabell 2.22. Utslippsfaktorer for prosessutslipp. 1994. g/km

Aktivitet	Utslippsbærer	PM ₁₀	Ref.	Kommentar 1	Kommentar 2
3100	Asfalt	0,31	¹	Lette kjøretøy	Veislitasje
3100	Asfalt	1,54	¹	Tunge kjøretøy	Veislitasje

Kilder: ¹ SFT (1998)

Tabell 2.23. Utslipp fra prosesser i industrien. Utslipp i tonn. PM-andeler i prosent

Næring	NACE	Utslipp 1994	PM ₁₀ -andel	PM _{2,5} -andel
Produksjon av papir og papp	21.112	136	100	..
Produksjon av fargestoffer og pigmenter	24.12	8	100	..
Produksjon av gjødsel og nitrogenforbindelser	24.15	49	100	72
Produksjon av basisplast	24.16	18	100	..
Produksjon av betongvarer	26.61	60	100	..
Produksjon av ikke-metallholdige mineralprodukter ellers	26.82	25	100	..
Produksjon av jern og stål	27.1	45	100	100
Produksjon av ferrolegeringer (Sarpsborg)	27.35	93	100	100
Produksjon av ferrolegeringer (Trondheim)	27.35	208	100	100
Produksjon av ikke-jernholdige metaller ellers	27.45	123	100	95

Kilde: Gjerald (1997b)

Tabell 2.24. Utslippsfaktorer for mobil forbrenning. Aktivitet 3100 unntatt moped og motorsykkel i g/km, ellers i kg/tonn

Aktivitet	Energivare	PM ₁₀	PM _{2,5}	Ref.	Kommentar 1	Kommentar 2
3100	Bilbensin	0,024	0,024	7	BM1	
3100	Bilbensin	0,028	0,028	7	BN1	
3100	Bilbensin	0,015	0,015	7	BHL	lastebil
3100	Bilbensin	0,015	0,015	7	BHB	buss
3100	Diesel	0,236	0,227	7	DM1	
3100	Diesel	0,369	0,353	7	DN1	
3100	Diesel	0,441	0,419	7	DHLL	lett lastebil
3100	Diesel	0,696	0,661	7	DHLM	medium lastebil
3100	Diesel	1,052	0,999	7	DHLH	tung lastebil
3100	Diesel	0,748	0,711	7	DHB	buss
3100	Bilbensin	0,1468	0,1468	7	Moped	
3100	Bilbensin	0,1430	0,1430	7	Motorsykkel	
3200	Bilbensin	0,1430	0,1430	7		
3310	Diesel	7,1	6,75	1 & 7	Størrelsesfordelingen er gjort etter SFT (1998)	
3320	Diesel	7,1	6,75	1 & 7	---	
3330	Diesel	4,2	3,99	1 & 7	---	
3340	Bilbensin	1,0	1,0	5	---	
3340	Diesel	5,3	5,04	1 & 7	---	
3350	Diesel	5,4	5,13	1 & 7	---	
3360	Bilbensin	8	8	5	---	
3400	Diesel	3,8	3,61	1 & 7	---	
3510, 3520	Alle typer	0,5	0,48	4	---	
3530, 3540	Alle typer	0,9	0,86	4	---	
3560	Alle typer	0,9	0,86	4	---	
3570	Bensin	8	8	5	2-takt	---
3570	Bensin	1	1	5	4-takt	---
3570	Diesel	4,0	3,8	5	---	
3580, 3590	Alle typer	0,5	0,48	4	---	
3610, 3620	Alle typer	0,5	0,48	4	---	
3630, 3640	Alle typer	0,9	0,86	4	---	
3661, 3664	Alle typer	0,9	0,86	4	---	
3680, 3690	Alle typer	0,5	0,48	4	---	
3710-3720	Jetparafin	0,4	0,4	3	Sivil luftfart	
3710-3720	Jetparafin	0,31	0,31	3	Militær luftfart	

Kilder: ¹ Bang (1993a)

² TNO (1996)

³ Rypdal og Tornsjø (1997)

⁴ Flugsrud og Rypdal (1996)

⁵ Bang (1996)

⁶ Bang (1993b)

⁷ SFT (1998)

3. PAH

3.1. Innledning

PAH (Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner) er fellesbetegnelsen på en gruppe stoffer som består av to eller flere ringformede karbonforbindelser hvorav minst en har benzenoidstruktur. (ECE, 1997). PAH dannes ved all ufullstendig forbrenning av organisk materiale, i fyringsanlegg, bileksos og også ved skogbranner. Blandingen av PAH fra slike reaksjoner er veldig kompleks. PAH-utslipp er sterkt knyttet til partikkelmateriale i utslipp av røyk, støv og sot.

PAH omfatter en rekke ulike kjemiske forbindelser med ulik effekt pr. tonn utslipp. Det er ikke helt avklart hvordan dette skal løses når man skal utarbeide utslippsoversikter. I en planlagt ECE-protokoll på PAH er det foreslått å inkludere noen bestemte spesies av PAH. Hvilke det blir er til nå ikke bestemt, men ett forslag går ut på å velge de såkalte Borneff 6. Disse er listet i tabell 3.1.

I dette arbeidet har vi ideelt sett ønsket å basere oss på denne definisjonen. Imidlertid mangler det mye data, slik at dette ikke alltid har vært mulig. Data for alle spesies er presentert i denne rapporten der de har vært tilgjengelige, slik at det skal være enkelt å endre definisjonen.

Tabell 3.1. PAH-komponenter som ideelt sett skal være inkludert

	Navn	Forkortelse
Borneff 6	Benzo(a)pyren	BaP
	Fluoranthen	FLA
	Benzo(b)fluoranthen	BbF
	Benzo(k)fluoranthen	BkF
	Indenopyren	IND
	Benzo(g,h,i)perylene	BgP

Når man finner data på PAH i litteraturen, er det ofte uklart hva som er inkludert. Ifølge Norsk standard (NS 9815) skal en standard PAH-måling inneholde komponentene listet i tabell 3.2. Dersom vi mangler opplysninger, er det antatt at det er disse som er målt.

Tabell 3.2. PAH inkludert i norsk standard

1	Fenantren	10	Benzo(k)fluoranten
2	Antracen	11	Benzo(e)pyren
3	Fluoranten	12	Benzo(a)pyren
4	Pyren	13	Indeno(1,2,3-cd)pyren
5	Benzo(a)fluoren	14	Dibenz(a,h)antracen
6	Benzo(b)fluoren	15	Benzo(g,h,i)perylene
7	Benzo(a)anthracen	16	Dibenzo(a,e)pyren
8	Krysen/Trifenylen		Dibenzo(a,h)pyren
9	Benzo(b)fluoranten		Dibenzo(a,i)pyren

PAH er ikke inkludert i de nasjonale utslippsoversiktene som SSB og SFT utarbeider i samarbeid. PAH var inkludert i Norges rapportering til Corinair for utslippsåret 1994. Hovedresultatene er listet i tabell 3.3. Dataene er meget usikre, og er stort sett total PAH (men inkluderer ikke naftalen).

Tabell 3.3. Totale PAH-utslipp til luft etter SNAP i Norge. 1994. Tonn

Kilde	Mengde
I alt	181
1. Forbrenning i energisektorene	1
2. Forbrenning i tjenesteyting og husholdninger	63
3. Forbrenning i industrien	28
4. Produksjonsprosesser	56
5. Petroleumsutvinning og distribusjon	-
6. Bruk av løsemidler og produkter	-
7. Veitrafikk	9
8. Andre mobile kilder	3
9. Avfallsbehandling	20
10. Landbruk	1

Kilde: SSB og SFT

Vedfyring, etterfulgt av veitrafikk, vil være de viktigste PAH-kildene i en by (tabell 3.3). Kontrollert avfallsforbrenning bidrar ikke mye til totalutslippet, men kan være en viktig punktkilde. Det er uklart hvor mye småforbrenning betyr (bråtebrann, privat avfallsforbrenning), men dette er neppe veldig utbredt i byer i dag. I industribyer kan også andre punktkilder være viktige. Dette innebærer at utslippsestimatene er svært usikre og at utslippsfaktorene bør revurderes i nær framtid.

Helseeffekter

En rekke PAH-komponenter er vist å være kreftfremkallende, men det kreftfremkallende potensialet for de forskjellige PAH-komponentene varierer mye. Dibenzo(a,h)antracen og benzo(a)pyren er de mest karsinogene PAHer som rutinemessig måles i omgivelsesluften (Materialstrømsanalyse av PAH, 1995).

PAH er fettløselige stoffer som kan absorberes i lungene. Inhalert PAH med størst helsemessig betydning er hovedsakelig adsorbent til forbrenningspartikler. Den toksikologiske betydningen av ikke-partikulært PAH er usikker. Nåværende kunnskap tyder på at den relative kreftfremkallende av inhalert PAH er større enn risikoen ved tilførsel via mage/tarm (Materialstrømsanalyse av PAH, 1995).

PAH er ømfintlig overfor ozon, og reagerer med nitrogenoksider til nitro-PAH, som kan være potensielt kreftfremkallende. En studie i Japan viser at 3-nitrobenzenthron, som dannes ved forbrenning av diesel, er et av de mest kreftfremkallende stoffene som er analysert (Aftenposten, 1997). Bortsett fra reaksjon med nitrogenoksider og fotooksidasjon, er PAH lite reaktiv.

3.2. Gjennomgang av utslippsfaktorer

Utslippsfaktorene som er foreslått, er basert på de faktorene SSB tilrettela for Norges Corinair-rapportering av PAH-utslipp for 1994. Det ble imidlertid ikke her vurdert hvilke PAH-komponenter som skulle være med. Faktorene fra Corinair er derfor modifisert til Borneff 6 basert på den informasjonen vi har funnet om PAH-sammensetningen. Det er generelt knyttet stor usikkerhet til utslippsfaktorene for PAH. F.eks. er skillet mellom utslipp til luft, vann og jord av og til uklart i en del av kildematerialet, og hvilke spesies som er inkludert er sjelden oppgitt. Utslippsfaktorer mangler for en del kilder.

Utslippsfaktorene som ble brukt i Corinair-rapporteringen, gjelder «total» PAH, som vi antar ihvertfall inkluderer de 16 PAH-komponentene i NS 9815. Et problem er at i de fleste utslippsprofilene vi har funnet i litteraturen, er ikke mer enn 7 til 8 PAH-komponenter målt. En Borneff-faktor basert på en slik profil og faktor for «total» PAH, vil føre til en overestimering av Borneff 6. Det er derfor stor usikkerhet i Borneff 6-faktorene, men de kan gi en pekepinn på størrelsen av utslippene.

3.2.1. Stasjonær forbrenning

3.2.1.1. Industri- og energisektorer

Utslippsnivå

Utslippsfaktorene for forbrenning i industrien, brukt i Corinair, er gitt i tabell 3.4. Tabellen inneholder også tilsvarende faktorer for Borneff 6 fra en tysk rapport (Giegrich et al., 1997). Borneff-faktoren for fyringsolje er høy i forhold til den for total PAH. Faktoren 0,02 brukes derfor.

Det er ikke datagrunnlag for å bruke egne faktorer eller fordelinger i noen industrinæringer. Utslipp fra industrier som brenner mye treavfall, burde vært vurdert spesielt.

Tabell 3.4. Utslippsfaktorer for PAH. Forbrenning i industrien. g/tonn

	«Total» PAH	Borneff 6 ¹⁾
Kull	NA	0,4 ²⁾
Kullkoks	NA	..
Petrolkoks	NA	..
Ved, avlut, treavfall	23	0,1
Annen gass	0	..
LPG	0	..
Fyringsparafin	0,02	..
Fyringsolje	0,02	0,2
Tungdestillat	0,02	..
Tungolje	0,02	..
Spesialavfall	0,02	..

Kilde: Rypdal og Mykkelbost, 1996.

¹⁾ Giegrich et al., 1997.

²⁾ Gjelder steinkull.

Spesiering

Utslippsfaktorer for forbrenning av hardt kull og koks for ulike PAHer er gitt i en tsjekkisk rapport (Parma et al., 1995). Faktorene gjelder for spesielle ovner, men i mangel av andre data brukes spesiesfordelingen for norske forhold. Tabell 3.5 og 3.6 gir gjennomsnittlige utslippsfaktorer for PAHer fra forbrenning av hhv. steinkull, koks og ved (med lim) og tungolje. Ut fra tabell 3.5 blir Borneff 6-faktoren for forbrenning av koks 0,3 g/tonn og Borneff 6-faktoren for forbrenning av kull 0,2 g/tonn. Faktoren for koks brukes siden vi helt mangler andre data, men vil gi en underestimering siden den er basert på tre av seks Borneff-komponenter. For kull er faktoren 0,4 g/tonn (gitt i tabell 3.4) bedre å bruke enn faktor fra tabell 3.5, siden først nevnte gjelder Borneff 6 og ikke bare tre Borneff 6-komponenter.

Forbrenning av ved og treavfall gir i tabell 3.6 en Borneff 6-faktor som er mye høyere enn Borneff 6-faktoren oppgitt i tabell 3.4, mens prosent Borneff 6 i utslippet (11,9 prosent) stemmer overens med prosenten beregnet for biobrenselfyring i andre næringer, 15,7 prosent (tabell 3.16). Den sistnevnte fordelingen brukes for forbrenning av ved, avlut og treavfall i industrien siden den er basert på skandinaviske målinger, mens utslippsfaktoren hentes fra tabell 3.4.

Ut fra tabell 3.6 skal 31,3 prosent av utslippet fra forbrenning av tungolje regnes med i Borneff 6. Borneff 6-faktoren i tabell 3.6 virker noe høy. Faktoren 0,02 g PAH/tonn (tabell 3.4) brukes, noe som gir en faktor på 0,006 g Borneff 6/tonn tungolje. Denne faktoren vil gi en overestimering av Borneff 6 siden profilen den er basert på kun inneholder ni PAH-komponenter, hvorav tre er Borneff-komponenter, mens faktoren 0,02 g PAH/tonn er basert på flere. Det er et problem at profilen og faktoren Borneff-faktoren er basert på, ikke er basert på like mange PAH-komponenter. Dette problemet vil oppstå i flere aktiviteter.

Tabell 3.5. Utslippsfaktorer for utvalgte PAHer fra forbrenning av hardt kull og koks. g/tonn

Komponent		Kull		Koks	
		Faktor	Prosent	Faktor	Prosent
Fenantren	NS	0,3	34	0,1	9
Antracen	NS	0,0	1
Fluoranten	*	0,1	11	0,2	14
Pyren	NS	0,2	24	0,2	20
Benzo(a)anthracen	NS	0,1	7
Krysen	NS	0,1	14	0,1	12
Benzo(bk)fluoranten	*	0,0	4	0,1	13
Benzo(a)pyren	*	0,1	13	0,0	0
Dibenzo(ah)anthracen	NS	0,3	24
Borneff 6-faktor		0,2		0,3	

Kilde: Parma et al., 1995.

* Borneff 6, NS: Norsk standard

Tabell 3.6. Utslippsfaktorer for utvalgte PAHer fra forbrenning av ved og tungolje. g/tonn

Komponent		Ved		Tungolje	
		Faktor	Prosent	Faktor	Prosent
Fenantren	NS	7,1	64,0	0,3	56,2
Antracen	NS	1,2	11,0	0,01	1,1
Fluoranten	*	1,1	9,7	0,1	26,2
Pyren	NS	1,0	9,2	0,02	3,0
Benzo(a)antracen	NS	0,2	1,6	0,002	0,3
Krysen	NS	0,2	2,0	0,02	1,9
Benzo(bk)fluoranten	*	0,2	1,5	0,02	3,5
Benzo(a)pyren	*	0,1	0,7	0,01	1,6
Dibenzo(ah)antracen	NS	0,0	0,3	0,04	6,2
Borneff 6-faktor		1,4		0,13	

Kilde: Parma et al., 1995.

* Borneff 6, NS: Norsk standard

I mangel av andre data brukes utslippsspesieringen (avsnitt 3.2.3.4) for dieselmotorer for utslipp ved forbrenning av fyringsolje, dvs. 16 prosent av utslippet regnes som Borneff 6. Samme fordeling brukes også for tungdestillat og parafin hvor det heller ikke finnes andre data.

I EPA (1995) er utslippsfaktorer for forbrenning av spillolje gitt for to Borneff-komponenter, benzo(a)anthrasen/krysen og benzo(a)pyren. Begge faktorene er 0,495 g/tonn, da er det antatt at spillolje har samme tetthet som tungolje. Siden den ene faktoren også inkluderer krysen som ikke er en Borneff-komponent, vil bare faktoren for benzo(a)pyren brukes.

Oppsummering

Tabell 3.7 viser en oppsummering av faktorer og sammensetning av utslipp fra aktivitet 1100 (Industri og energi). Der hvor sammensetningen av utslippet er kjent, er de nye faktorene beregnet ut fra de gamle.

Tabell 3.7. Oppsummering nye utslippsfaktorer for aktivitet 1100. g/tonn

Energivare	Komponent	Faktor	Sam.setn. %	Borneff 6-faktor
Kull	Borneff 6	0,4 ¹⁾		
Koks	Borneff 6	0,3 ²⁾		
Ved	«Total» PAH	23 ⁶⁾	14,7 ³⁾	3,4
LPG	«Total» PAH	0 ⁶⁾		
Parafin	«Total» PAH	0,02 ⁶⁾	16 ⁴⁾	0,003
Fyringsolje	«Total» PAH	0,02 ⁶⁾	16 ⁴⁾	0,003
Tungdestillat	«Total» PAH	0,02 ⁶⁾	16 ⁴⁾	0,003
Tungolje	«Total» PAH	0,02 ⁶⁾	31,3 ²⁾	0,006
Spillolje	Benzo(a)pyren	0,495 ⁵⁾		

Kilde: ¹⁾ Giegrich et al., 1997.

²⁾ Parma et al., 1995.

³⁾ Karlsson et al., 1992.

⁴⁾ Emission Inventory Guidebook, 1996.

⁵⁾ EPA, 1995.

⁶⁾ Rypdal og Mykkelbost, 1996.

3.2.1.2. Primærnæringer, privat og offentlig tjenesteyting

Faktorene listet i tabell 3.8 ble benyttet i Corinair.

Tabell 3.8. Utslippsfaktorer for PAH. Forbrenning i tjenesteyting og landbruk

	«Total» PAH
Kull/koks	0,3
Koks	NA
Ved	23
LPG	0
Fyringsparafin	0,02
Fyringsolje	0,02
Tungdestillat	0,02
Tungolje	0,02

Kilde: Rypdal og Mykkelbost, 1996.

Det er ikke datagrunnlag for å differensiere utslippsfaktorene mellom næringer.

Vi har lite spesieringsdata for utslipp fra disse aktivitetene. Der hvor vi mangler data har vi brukt de samme profilene som for industrien.

Tabell 3.9. Oppsummering nye utslippsfaktorer for aktivitet 1300, 1400 og 1500. g/tonn

Energivare	Komponent	Faktor	Sam.setn. %	Borneff 6-faktor
Kull	«Total» PAH	0,3 ⁴⁾		
Koks	Borneff 6	0,3 ¹⁾		
Ved	«Total» PAH	23 ⁴⁾	14,7 ²⁾	3,4
LPG	«Total» PAH	0 ⁴⁾		
Parafin	«Total» PAH	0,02 ⁴⁾	16 ³⁾	0,003
Fyringsolje	«Total» PAH	0,02 ⁴⁾	16 ³⁾	0,003
Tungdestillat	«Total» PAH	0,02 ⁴⁾	16 ³⁾	0,003
Tungolje	«Total» PAH	0,02 ⁴⁾	31,3 ¹⁾	0,006

Kilde: ¹⁾ Parma et al., 1995

²⁾ Karlsson et al., 1992.

³⁾ Emission Inventory Guidebook, 1996.

⁴⁾ Rypdal og Mykkelbost, 1996.

3.2.1.3. Oppvarming boliger

Utslippsnivå

Faktorene listet i tabell 3.10 ble benyttet i Corinair. Tabellen inneholder også faktorer fra en tysk rapport (Giegrich et al., 1997).

Borneff 6-faktoren for kull ser ut til å være mer riktig enn den for «total» PAH, som virker noe lav i forhold til kullfyring i industrien. Borneff 6-faktoren for fyringsolje bør brukes i mangel av noe annet. For tungdestillat benyttes samme faktor som for fyringsolje. I mangel av noe annet brukes faktoren for fyringsolje også for parafin. For ved brukes de opprinnelige dataene avgrenset til Borneff 6 (se neste avsnitt).

Tabell 3.10. Utslippsfaktorer for PAH. Forbrenning i husholdningene. g/tonn

	«Total» PAH	Borneff 6
Kull/koks	0,3	11,2 ¹⁾
Koks	NA	
Ved	40	26,9
LPG	0	
Fyringsparafin	1	
Fyringsolje	1	0,2
Tungdestillat	1	
Tungolje	1	

Kilde: Rypdal og Mykkelbost, 1996.

Borneff 6: Giegrich et al., 1997. Ikke brukt i Corinair.

¹⁾ Gjelder for steinkull.

Spesiering

Vedfyring er den viktigste PAH-kilden fra privat oppvarming. Utslippsfaktoren 40 g PAH/tonn ved er foreslått i «Materialstrømsanalyse av PAH». Faktoren er basert på målinger av 25 PAHer, men det er uklart hvilke. Vi må derfor allikevel anta at komponentene som inngår i NS 9815 er inkludert, og vi bruker denne faktoren.

En profil for vedfyring er gitt i en svensk studie (Karlsson et al., 1992). Profilen er basert på utslipp fra fyring med ved i ovner som gir varme til et antall bosteder og noen andre bygg. Denne type ovner er forskjellig fra typiske vedovner/peiser i husholdningene, men det er ikke sikkert at den prosentvise fordelingen av utslippskomponentene er betydelig forskjellig av den grunn. Siden vedfyring i husholdningene er en viktig kilde til PAH i byene, burde en bedre spesieringsprofil for utslippet skaffes.

Ut fra tabell 3.11 skal 16,9 prosent av utslippet regnes som Borneff 6, noe som gir en faktor på 6,8 g/tonn ved.

En profil for vedfyring er også gitt i en norsk undersøkelse (SFT, 1994). Profilen er basert på utslipp fra fyring i to ovner. For hver ovn ble fire prøver analysert etter NS 3058. I tabell 3.12 er gjennomsnittsfaktorer for hver PAH-komponent og utslippsprofil gitt. Utslippsfaktor for alle komponentene målt er på 22,6 µg/kg tørr ved, noe som er betydelig lavere enn faktoren som er foreslått i «Materialstrømsanalyse av PAH», 40 mg/kg. Ut fra profilen skal 20 prosent av utslippet regnes som Borneff 6. I den norske studien bemerkes det at ved å sammenligne PAH-resultater fra tidligere målinger av vedfyrte ildsteder, er resultatene av denne undersøkelsen mer enn 1000 ganger lavere enn ved forrige testing (SFT, 1994).

Data for peis fra en tsjekkisk rapport (Parma et al., 1995) gir en Borneff 6-faktor på 23 g/tonn, som er veldig lik faktoren fra den tyske rapporten (tabell 3.10). Disse faktorene virker noe høye, mens faktoren fra SFT (1994) er veldig lav, slik at det trolig er best å benytte faktoren 40 g PAH/tonn som er basert på norske målinger, og profilen fra den svenske rapporten, som er mer omfattende enn SFT (1994).

Tabell 3.11. PAH fra vedfyring fordelt på komponent

Komponent		Prosent
Acenaftylen		17,7
Acenaften		0,4
Fluoren		2,7
2-Metylfluoren		0,0
1-Metylfluoren		0,0
Fenantren	NS	28,0
Antracen	NS	2,0
3-Metylfenantren		0,4
2-Metylfenantren		1,0
2-Metylantracen		0,0
4,5,-Dimetylfenantren		1,5
4/9-Metylfenantren		0,4
1-Metylfenantren		0,3
Fluoranten	*	11,7
Benz(e)acenaftylen		2,4
Pyren	NS	10,4
Etyl-metyl-fenantren		1,5
Benzo(a)fluoren	NS	0,4
Benzo(b)fluoren	NS	0,5
4-Metylpyren		0,0
2-Metylpyren/Metylfluoranten		0,2
1-Metylpyren		0,2
Benzo(g,h,i)fluoranten		0,0
Benzo(c)fenantren		0,0
Cyclopenteno(c,d)pyren		1,2
Benz(a)antracen	NS	1,6
Chrysen og Trifenyl	NS	3,9
Benzo(b)fluoranten	*	0,0
Benzo(j)fluoranten		4,0
Benzo(k)fluoranten	*	0,0
Benzo(e)pyren	NS	1,9
Benzo(a)pyren	*	2,7
Perylen		0,3
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	*	0,9
Dibenzo(a,c/a,h)antracen	NS	0,0
Benzo(g,h,i)perylene	*	1,6
Antantren		0,0
Coronen		0,0

Kilde: Karlsson et al., 1992.

* Borneff 6, NS: Norsk standard

Tabell 3.12. Utslippsfaktorer og profil for ulike PAHer fra vedfyring

Komponent		Faktor, µg/kg	Prosent
Acenaften		1,29	6
Fluoren		2,40	11
Fenantren	NS	7,30	32
Antracen	NS	1,37	6
Fluoranten	*	2,00	9
Pyren	NS	2,39	11
Benzo(a)antracen	NS	1,56	7
Crysen/Trifenylen		1,33	6
Benzo(b)fluoranten	*	1,71	8
Benzo(k)fluoranten	*		
Benzo(e)pyren	NS	0,52	2
Benzo(a)pyren	*	0,76	3
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	*		
Dibenz(a,c/a,h)antracen	NS		
Benzo(g,h,i)perylen	*		
Sum		22,63	

Kilde: SFT, 1994.

Tabell 3.13 inneholder utslippsfaktorer av ulike PAHer fra forbrenning av steinkull og koks i husholdninger. Data er hentet fra en tsjekkisk rapport (Parma et al., 1995), og det antas at de også gjelder for de ovnene vi har her i landet. Faktoren for kullfyring er lavere enn den gitt i tabell 3.10, som er faktoren som bør brukes. Tabell 3.13 gir en Borneff 6-faktor på 13,4 g/tonn koks, som i mangel av andre data bør brukes. Det vil innebære en underestimering av Borneff 6 siden prosentandelen kun er basert på tre komponenter.

Tabell 3.13. Utslippsfaktorer for ulike PAHer fra kull- og koks-fyring i husholdningene. g/tonn

Komponent		Kull		Koks	
		Faktor	Prosent	Faktor	Prosent
Fenantren	NS	51,0	27,5	4,9	17,6
Antracen	NS	17,7	9,5	2,6	9,4
Fluoranten	*	25,8	14,0	13	46,8
Pyren	NS	29,3	15,8	6,4	23,0
Benzo(a)antracen	NS	9,4	5,1	0,2	0,7
Krysen	NS	10,3	5,5	0,2	0,7
Benzo(bk)fluoranten	*	13,4	7,2	0,3	1,0
Benzo(a)pyren	*	4,3	2,3	0,1	0,4
Dibenzo(ah)antracen	NS	24,4	13,1	0,1	0,4
Borneff 6-faktor		43,5		13,4	

Kilde: Parma et al., 1995.

* Borneff 6, NS: Norsk standard

Oppsummering

Tabell 3.14 oppsummerer faktorer og sammensetning av utslipp fra aktivitet 1600 (Oppvarming boliger).

Tabell 3.14. Oppsummering nye utslippsfaktorer for aktivitet 1600. g/tonn

Energivare	Komponent	Faktor	Sam.setn. %	Borneff 6-faktor
Kull	Borneff 6	11,2 ¹⁾		
Koks	Borneff 6	13,4 ²⁾		
Ved	«Total» PAH	40 ⁴⁾	16,9 ³⁾	6,8
LPG	«Total» PAH	0 ⁴⁾		
Parafin	Borneff 6	0,2 ¹⁾		
Fyringsolje	Borneff 6	0,2 ¹⁾		
Tungdestillat	Borneff 6	0,2 ¹⁾		
Tungolje	«Total» PAH	1 ⁴⁾		

Kilde: ¹⁾Giegrich et al., 1997.

²⁾Parma et al., 1995.

³⁾Karlsson et al., 1992.

⁴⁾Rypdal og Mykkelbost, 1996.

3.2.1.4. Fjernvarmeanlegg

Utslippene fra fjernvarmeanlegg blir beregnet ut fra avfallsmengden brent i hvert enkelt anlegg. Alle anleggene er punktkilder i grunnkretsbergingene.

Tabell 3.15. Utslipp av PAH fra avfallsforbrenningsanlegg i de aktuelle kommunene. kg. 1994

	Total PAH
Anlegg 1	110
Anlegg 2	210
Anlegg 3	147
Anlegg 4	124

Kilde: Rypdal og Mykkelbost, 1996.

Dataene fra Rypdal og Mykkelbost (1996) er ikke avgrenset til noen spesielle PAH, men det er vanlig å måle PAH-16 (NS 9815). Vi har derfor antatt at dataene inkluderer dette. I «Materialstrømsanalyse av PAH» ble en utslippsfaktor på 2,5 mg PAH/kg avfall brukt. Denne faktoren gjelder 1980-tallet, siden er utslippene redusert vesentlig, og SFT anbefaler nå faktoren 1,5 µg/kg avfall.

Vi har ikke sett noen målinger som viser sammensetningen av PAH fra fjernvarmeanlegg. Som en første tilnærming velger vi å anta at profilen ligner på den for et biobrenselanlegg. I en svensk undersøkelse er det målt utslipp av ulike PAHer fra ulike biobrenselanlegg (0,5 og 10 MW). Utslippene er målt fra ovner som inngår i ulike fjernvarmenett, er plassert på en skole og i sagbruk. Ifølge disse målingene varierer ikke fordelingen mye med ulike typer brensel selv om selve utslippsfaktoren gjør det. Fordelingen kan derfor brukes for alle typer forbrenning av biobrensel. Ut fra resultatene skal kun 14,7 prosent av utslippet regnes som Borneff 6. Det vil gi en Borneff 6-faktor på 0,22 µg/kg biobrensel. Utslippet av Borneff 6 er beregnet i tabell 3.18.

Tabell 3.16. PAH fra fyring med biobrensel fordelt på komponent

Komponent		Prosent
Acenaftylen		24,6
Acenaften		0,6
Fluoren		4,6
2-Metylfluoren		0,0
1-Metylfluoren		0,0
Fenantren	NS	24,2
Antracen	NS	2,9
3-Metylfenantren		0,3
2-Metylfenantren		0,9
2-Metylantracen		0,0
4,5,-Dimetylfenantren		2,3
4/9-Metylfenantren		0,3
1-Metylfenantren		0,4
Fluoranten	*	12,2
Benz(e)acenaftylen		3,0
Pyren	NS	12,6
Etyl-metyl-fenantren		0,9
Benzo(a)fluoren	NS	0,5
Benzo(b)fluoren	NS	0,4
4-Metylpyren		0,0
2-Metylpyren/Metylfluoranten		0,3
1-Metylpyren		0,3
Benzo(g,h,i)fluoranten		0,3
Benzo(c)fenantren		0,0
Cyclopenteno(c,d)pyren		0,9
Benz(a)antracen	NS	1,0
Chrysen og Trifenyl	NS	1,7
Benzo(b)fluoranten	*	0,0
Benzo(j)fluoranten		1,6
Benzo(k)fluoranten	*	0,0
Benzo(e)pyren	NS	0,7
Benzo(a)pyren	*	1,2
Perylen		0,1
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	*	0,5
Dibenz(a,c/a,h)antracen	NS	0,0
Benzo(g,h,i)perylene	*	0,8
Antantren		0,0
Coronen		0,0

Kilde: Karlsson et al., 1992.

* Borneff 6, NS: Norsk standard

I tabell 3.17 er en utslippsprofil av ulike PAHer fra forbrenning av husholdning-, kommunalt- og klinisk avfall ved lav forbrenning (800-900°C) og et godt rensesystem gitt. Dataene stammer fra en tsjekkisk rapport (Parma et al., 1995). Ut fra tabellen skal 34,2 prosent av utslippet regnes med i Borneff 6. Ideelt sett burde det brukes profiler basert på målinger i Norge. SFT bør skaffe slike data dersom de finner det hensiktsmessig. Profilen i tabell 3.17 og faktoren 1,5 µg PAH/kg avfall gir en utslippsfaktor for Borneff 6 på 0,51 µg/kg avfall. I tabell 3.18 er utslippene av Borneff 6 fra hvert anlegg beregnet ut fra profilen i tabell 3.17. Utslippet vil underestimeres siden faktoren kun er basert på tre av seks Borneff-komponenter. Samtidig vil det være en overestimering av utslippet siden profilen (tabell 3.17) og faktoren for «total» PAH er basert på ulikt antall PAH-komponenter.

Tabell 3.17. PAH fra forbrenning av husholdnings-, kommunalt- og klinisk avfall fordelt på komponent

Komponent		Fordeling
Fenantren	NS	24,8
Antracen	NS	2,0
Fluoranten	*	32,6
Pyren	NS	33,1
Benzo(a)antracen	NS	0,9
Krysen	NS	4,2
Benzo(bk)fluoranten	*	1,4
Benzo(a)pyren	*	0,2
Dibenzo(ah)antracen	NS	0,8

Kilde: Parma et al., 1995.

* Borneff 6, NS: Norsk standard

Tabell 3.18. Utslipp av Borneff 6 fra avfallsforbrenningsanlegg i Oslo, Fredrikstad og Trondheim. kg. 1994

	Borneff 6 ¹⁾	Borneff 6 ²⁾
Anlegg 1	16	38
Anlegg 2	31	72
Anlegg 3	22	50
Anlegg 4	18	42

¹⁾ Profil fra svensk biobrenselundersøkelse (Karlsson et al., 1992) er brukt i beregningen.

²⁾ Profil fra tsjekkisk rapport (Parma et al., 1995) er brukt i beregningen.

Av tabell 3.18 ser man at ved å bruke PAH-profilen fra biobrenselanlegg, blir Borneff-utslippet halvparten av det som fremkommer dersom profilen fra den tsjekkiske rapporten benyttes. Det er trolig best å bruke data fra biobrenselanlegg siden data stammer fra skandinaviske målinger, og de fleste fjernvarmeanlegg brenner mye papir siden den brennbare andelen av husholdningsavfall inneholder mye av det.

3.2.1.5. Annen forbrenning

PAH-utslipp kan være vesentlige fra en del *små forbrenningskilder*, f.eks. bråtebrann. Omfanget av bråtebrann i byer har vi lite kvantitativ informasjon om, men denne kilden vil eventuelt bare være vesentlig i et avgrenset tidsrom. Vi har heller ikke inkludert husbrann, som kan bety mye lokalt på et gitt tidspunkt. Forbrenning av jordbruksavfall, stubb- og halmbrenning o.l. bidrar neppe til særlig mye utslipp i byer.

En utslippsfaktor på 30 g PAH/dekar skog er foreslått for *skogbrann* (Materialstrømsanalyse av PAH). Denne kilden er imidlertid ikke inkludert i de vanlige utslippsberegningene, og den er neppe viktig for luftkvaliteten i byer.

Ifølge Inkosys bidrar ikke forbrenning av *sykehusavfall* til vesentlige utslipp av PAH i de aktuelle byene.

Kremasjoner (og forbrenning av dyreskrotter) fører til utslipp av PAH. En faktor på 0,7 g/tonn ble brukt i Norges Corinair-rapportering (SFT Parcom). Vi beregner ikke utslipp fra brenning av dyreskrotter (mangler aktivitetsdata), men utslipp fra kremasjoner bør beregnes for aktuelle grunnkretser.

Vi har ikke funnet data på hva slags PAH dette er. I mangel av bedre informasjon kan fordelingen for biobrensel benyttes. Borneff 6-faktoren blir da 0,1 g/tonn.

Vi har ikke funnet noen utslippsfaktorer for PAH fra *utegrilling* på trekull. Disse utslippene kan kanskje bety noe i et avgrenset tidsrom (kvelder om våren og sommeren).

Utslipp fra avfallsforbrenning i store anlegg ble diskutert i avsnitt 3.2.1.4. I tillegg er det fremdeles noe *ukontrollert avfallsforbrenning*. Egen forbrenning av husholdningsavfall er ikke utbredt i byer, og vi ser bort ifra denne kilden. På fyllinger skjer det både selvantente og antente branner. Omfanget av dette er sterkt redusert de senere årene. Aktiv påtenning skal ifølge SFT i dag kun skje i Finnmark. SFT antar videre at omtrent 0,1 prosent av kommunalt avfall selvantennes årlig. Det regnes med en utslippsfaktor på 700 mg/kg avfall deponert. I tabell 3.19 er det beregnet årlige PAH-utslipp fra selvantent avfall på anleggene i de aktuelle kommunene. Vi har ikke funnet noe spesieringsdata for dette PAH-utslippet, og bruker derfor profilen for vedfyring (avsnitt 3.2.1.3).

Tabell 3.19. Utslipp av PAH fra ukontrollert forbrenning på avfallsanlegg, kg. 1995

Kommune	Avfall deponert, tonn	PAH, kg	Borneff 6, kg
Sarpsborg	12 405	9	1
Bærum	10 674	7	1
Oslo	60 399	42	7
Drammen	67 507	47	8
Nedre Eiker	3 287	2	0
Porsgrunn	8 960	6	1
Skien	40 160	28	5
Bergen	174 615	122	21
Trondheim	27 185	19	3

Kilde: SSB.

3.2.2. Prosessutslipp og fordampning

3.2.2.1. Lasting, deponering og fylling av bensin og andre drivstoff

Vi har ingen informasjon om eventuelle utslipp av PAH.

3.2.2.2. Avfallsdeponier og avløpsrensianlegg

Vi har ingen informasjon om eventuelle prosessutslipp av PAH.

3.2.2.3. Løsemidler: industri

Behandling av treverk (bl.a. bruk av kreosot og karbolinium) kan være en PAH-kilde, men denne er neppe viktig i byer. Faktorene brukt i Corinair var 0,1g PAH/kg kreosot og 132g PAH/kg karbolinium (SFT Parcom). Vi velger å se bort fra denne kilden ved utslippoversikter for byer.

Behandling av skip og plattformer (bruk av korrosjonshindrende maling) kan være en kilde til PAH-utslipp. Faktorene som ble brukt i Corinair, var $7,5 \cdot 10^{-3}$ g/skip/år i et verft og $1,9 \cdot 10^{-3}$ g/skip/år i havn (SFT Parcom). Utslippene i fart er ikke relevante for byer. Faktorene forutsetter at behandlingen skjer hvert tredje år. Å angi aktivitetsdata for de aktuelle byene er vanskelig. Erfaringer fra Corinair viser at utslippene på landsbasis er små, og foreløpig er de ikke inkludert i rapporteringen.

3.2.2.4. Løsemidler: annet enn fra industrien

PAH-holdige produkter brukes til impregnering av takpapp og fiskegarn. Utslippene er små på landsbasis (Materialstrømsanalyse av PAH), og neppe viktige i byer. Utslippsfaktorene brukt i rapporteringen til Corinair var 0,3 g/tonn impregneringsstoff og 28 g/tonn impregneringsstoff for henholdsvis takpapp og fiskegarn.

Det er også nevnt noe utslipp av PAH fra bruk av tjæreholdig fugemasse (125 kg/år, Materialstrømsanalyse av PAH). Denne fugemassen brukes spesielt på flyplasser. Dette utslippet kan fordeles på flyplassene i byene etter antall LTO. I tabell 3.20 er utslippene av PAH i hver kommune beregnet. Vi antar at dette utslippet har samme profil som utslippet ved produksjon av asfalt, dvs. 21 prosent av utslippet regnes som Borneff 6.

Tabell 3.20. Utslipp av PAH fra fugemasse, kg, 1994

Kommune	Antall LTO	Utslipp PAH	Utslipp Borneff 6
Bærum	76 118	24	5
Skien	6 159	2	0
Bergen	41 355	13	3
Totalt LTO 1994	403 406		

Kilde: NOS Samferdselsstatistikk 1994.

3.2.2.5. Mekanisk generert støv

Vi har ingen informasjon om PAH-utslipp.

3.2.2.6. Industri

Prosessindustri

PAH fra aluminiumsverk er en svært viktig PAH-kilde i Norge, men ingen av de aktuelle byene har primær aluminiumsproduksjon. Det er ikke oppgitt noe PAH-utslipp fra magnesiumproduksjonen eller petrokjemi/plastproduksjon (INKOSYS). Dette er heller ikke indikert som viktige utslippskilder i litteraturen. INKOSYS gir heller ikke opplysninger om PAH fra treforedlingsbedrifter. I INKOSYS er det ikke nevnt punktkilder for PAH-utslipp i det hele tatt i de aktuelle byene.

Vi har ikke data på mulige PAH-utslipp fra ferrolegeringsanlegg. Eventuelle utslipp fra aktuelle ferrolegeringsverk (Trondheim og Sarpsborg) bør vurderes av SFT siden disse bedriftene bruker mye kull og koks som råstoff i produksjonen.

Asfaltverk

I rapporteringen til Corinair ble det brukt en faktor på 15 mg PAH/tonn asfalt produsert (Materialstrømsanalyse av PAH). I en EPA (1995) er det gitt en profil for utslipp fra batch mix asfaltproduksjon med oljefyrt tørking. Ifølge Vegdirektoratet produseres mesteparten av asfalt i Norge med batch-metoden. Profilen viser at 21 prosent av utslippet regnes som fluoranten (Borneff-komponent), 32 prosent som fenantren og 47 prosent som pyren. De to sist nevnte er ikke Borneff-komponenter, men de inngår i NS 9815.

Det er asfaltverk i kommunene Oslo, Bærum, Lier, Porsgrunn, Bergen og Trondheim. Dette er en ny prosesskilde i grunnkretsberegningene. Vi har ikke produksjonstall for 1994. Pga. endringer i Industristatistikken i 1995, vil det være vanskelig å sammenligne produksjonstallene for hver bedrift i 1993 med produksjonstall pr. foretak i 1995. Vi har derfor valgt å bruke produksjonstall for 1993. Disse asfaltverkene slipper etter denne beregningen ut 12,3 kg PAH, eller 2,6 kg Borneff 6 PAH.

3.2.2.7. Andre prosessutslipp

Spesieringsprofiler og utslippsfaktorer for PAH fra legging av asfalt har vi ikke funnet i den internasjonale litteraturen vi har gjennomgått. Siden asfalt inneholder bitumen er det imidlertid en potensiell PAH-kilde. Konsentrasjoner i veitunneler med nylagt asfalt er målt (Asfaltprosjektet 1991-92). Mye av det som måles her er naftalener og bifenylar. Ifølge Lien i Vegdirektoratet kan ca. 1/4-1/8 være Borneff 6-komponenter. Ifølge Jørgensen i Vegdirektoratet er utslippet fra asfaltlegging trolig lite. Bitumen vil typisk inneholde 10 ppm PAH, noe av dette slippes ut i asfaltverkene og vi vet at ferdig asfalt fremdeles inneholder en del PAH. Dette utslippet kan derfor ikke beregnes nå, men må revurderes når mer data blir tilgjengelig.

3.2.3. Mobile kilder

3.2.3.1. Veitrafikk

Utslippsnivå

PAH finnes også i bensin og diesel. Innholdet stammer fra råoljen og raffineringprosessen. PAH-innholdet i avgassene fra kjøretøy kommer fra selve forbrenningen av drivstoffet, noe skyldes drivstoffets PAH-innhold og noe stammer fra forbrenning av smørelje. Noe PAH kommer også fra slitasje av bildekk (SFT, 1998) samt asfalt, dette er diskutert i avsnitt 2.2.2.3.

Det er divergerende meninger blant forskere om hvor mye PAH-innholdet i drivstoffet har å si for PAH-innholdet i avgassen. Selv om det ikke er enighet om den eksakte sammenhengen, er det allmenn oppfatning at bensinens PAH-innhold har mindre betydning for utslippet enn andre faktorer, f.eks. motor- og renseteknikken (SFT, 1998).

En revisjon av utslippsfaktorene for veitrafikk har blitt gjort i forbindelse med arbeidet med SSBs veimodell som ble gjennomført på oppdrag fra SFT høsten 1997. Tabell 3.21 viser de nye gjennomsnittlige utslippsfaktorene for PAH, som her kun inkluderer Borneff 6. Faktorene er gitt for ulike kjøretøyklasser.

Tabell 3.21. Gjennomsnittlige utslippsfaktorer for biltrafikk. 1994. mg/km

Klasse	Kjøretøy	Energivare	Borneff 6
BM1	Personbil	Bensin	0,044
BN1	Varebil og minibuss	Bensin	0,078
BHL	Lastebil	Bensin	0,169
BHB	Buss	Bensin	0,157
DM1	Personbil	Diesel	0,119
DN1	Varebil og minibuss	Diesel	0,131
DHLL	Lastebil, lett	Diesel	0,337
DHLM	Lastebil, medium	Diesel	0,489
DHLH	Lastebil, tung	Diesel	0,719
DHB	Buss	Diesel	0,426

Kilde: SFT (1998)

Det beskjedne datagrunnlaget og de mange tilpasningene gjør at utslippsfaktorene for PAH fra tunge kjøretøy blir usikre. De må derfor ansees som et første estimat (SFT, 1998).

Utslippsprofil

I tabell 3.22 er andelen av de enkelte komponentene i Borneff 6-utslippene fra lette kjøretøy vist (SFT, 1998).

Tabell 3.22. Andel av enkeltkomponenter Borneff 6 i utslipp fra lette kjøretøy

	Bensin uten katalysator			Bensin med katalysator			Diesel uten katalysator		
	30 og 50 km/t	60 og 70 km/t	80 og 90 km/t	30 og 50 km/t	60 og 70 km/t	80 og 90 km/t	30 og 50 km/t	60 og 70 km/t	80 og 90 km/t
Benzo(a)pyren	0,06	0,06	0,05	0,08	0,05	0,02	0,04	0,03	0,03
Fluoranthen	0,64	0,61	0,65	0,52	0,64	0,75	0,80	0,73	0,71
Benzo(b)fluoranthen	0,09	0,13	0,11	0,06	0,07	0,08	0,11	0,11	0,13
Benzo(k)fluoranthen	0,06	0,03	0,04	0,06	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,07	0,04	0,04	0,10	0,06	0,02	0,01	0,02	0,02
Benzo(g,h,i)perylene	0,10	0,13	0,11	0,17	0,14	0,10	0,02	0,08	0,09

Kilde: SFT (1998)

I tabell 3.23 er andelen av de enkelte komponentene i Borneff 6-utslippene fra tunge kjøretøy vist. Verdiene er gjennomsnittsverdier (SFT, 1998).

Tabell 3.23. Andel av enkeltkomponenter Borneff 6 i utslipp fra tunge kjøretøy

	Bensin uten katalysator			Bensin med katalysator			Diesel uten katalysator		
	30 og 50 km/t	60 og 70 km/t	80 og 90 km/t	30 og 50 km/t	60 og 70 km/t	80 og 90 km/t	30 og 50 km/t	60 og 70 km/t	80 og 90 km/t
Benzo(a)pyrene	0,06	0,06	0,06	0,06	~0	~0	0,09	0,06	0,06
Fluoranthen	0,70	0,63	0,67	0,69	0,88	0,91	0,75	0,63	0,61
Benzo(b)fluoranthen	¹	¹	¹	¹	¹	¹	0,08	0,17	0,16
Benzo(k)fluoranthen	0,06	0,06	0,06	0,06	~0	~0	0,07	0,04	0,04
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,07	0,07	0,07	0,06	~0	~0	~0	~0	~0
Benzo(g,h,i)perylene	0,10	0,19	0,14	0,12	0,12	0,09	0,01	0,09	0,12

¹ Ikke tilgjengelige data, men andel trolig < 0,1

3.2.3.2. Mopeder og motorsykler

Utslippsnivå

Utslippsfaktorene fra mopeder og motorsykler har ikke blitt revidert i arbeidet med SSBs veimodell som ble gjennomført på oppdrag fra SFT høsten 1997. Tabell 3.24 viser de nåværende faktorene. De ble brukt til Norges Corinair-rapportering.

Tabell 3.24. Utslippsfaktorer. PAH fra mopeder og motorsykler. µg/km

	Total PAH ¹⁾
Motorsykkkel, lett	12
Motorsykkkel, tung	15
Mopeder	4

Kilde: Rypdal og Mykkelbost, 1996.

¹⁾ 11 PAH-komponenter inngår; fluoranten, pyren, benzo(ghi)fluoranten, benz(a)antracen, krysen, benzo(b og k)fluoranten, benzo(e)pyren, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, benzo(ghi)perylene og perylen. Alle faktorene er beregnet ut fra gjennomsnittlig bensinforbruk pr. km for personbiler uten katalysator.

Utslippsprofil

I mangel av andre data kan en utslippsprofil for bensindrevne personbiler brukes (SFT Parcom), som angir at 25 prosent av PAH-utslippet skal regnes som Borneff 6.

3.2.3.3. Snøscootere

Det er få snøscootere i byer. Faktorene for moped kan eventuelt brukes.

3.2.3.4. Motorredskap

I rapporteringen til Corinair ble det brukt en faktor på 1,2 g PAH/tonn drivstoff. Faktoren ble brukt både for bensin- og dieselredskap. Den siste antagelsen bekreftes av at faktorene for bensinbiler uten katalysator og dieselmotorer omregnet til g/tonn drivstoff er relativt like.

I tabell 3.25 og 3.26 er det vist utslippsfaktorer for ulike PAH-komponenter for hhv. diesel- og bensinmotor for motorredskaper, jernbane og lystbåter (Emission Inventory Guidebook, 1996). Utslippsfaktor for PAH for LPG-drevne motorer er ikke tilgjengelig. Men denne kilden vil være av liten betydning i forhold til andre kilder. Utslippsfaktorer for bensindrevne 2-takts motorer er heller ikke tilgjengelig. Det er stor usikkerhet knyttet til utslippsfaktorene, og de bør revideres så snart ny informasjon blir tilgjengelig.

Ut fra tabell 3.25 skal kun 16 prosent av utslippet fra dieseldrevne motorredskaper regnes med i Borneff 6, noe som gir en Borneff 6-faktor på 0,19 g/tonn dersom faktoren 1,2 g PAH/tonn benyttes. Men legges faktorene i tabell 3.25 sammen, gir det en Borneff 6-faktor på 0,53 g/tonn for dieseldrevne motorredskaper. Denne sistnevnte faktoren er nok best å bruke siden den stammer fra en mer omfattende undersøkelse. Faktoren 1,2 g PAH/tonn er estimert ut fra utslippsfaktor for lastebiler og busser (Figenbaum og Bang, 1994).

For bensindrevne motorer (4-takt) skal 27 prosent av utslippet regnes som Borneff 6, dvs. en faktor på 0,32 g/tonn. Men brukes faktorene i tabell 3.26, gir det en faktor på 0,53 g/tonn. Denne faktoren brukes med samme begrunnelse som for dieselmotorer.

Tabell 3.25. Utslippsfaktorer for PAH-komponenter fra dieseldrevne motorredskaper, jernbane og lystbåter. g/tonn

Komponent		Faktor	Prosent
Benz(a)antracen	NS	0,08	2,4
Benzo(b)fluoranten	*	0,05	1,5
Dibenzo(a,h)antracen	NS	0,01	0,3
Benzo(a)pyren	*	0,03	0,9
Krysen	NS	0,2	6,0
Fluoranten	*	0,45	13,6
Phenanten		2,5	75,3

Kilde: Emission Inventory Guidebook, 1996.

* Borneff 6, NS: Norsk standard

Tabell 3.26. Utslippsfaktorer for PAH-komponenter fra bensindrevne motorredskaper og lystbåter. g/tonn

Komponent		Faktor	Prosent
Benz(a)antracen	NS	0,075	3,8
Benzo(b)fluoranten	*	0,04	2,0
Dibenzo(a,h)antracen	NS	0,01	0,5
Benzo(a)pyren	*	0,04	2,0
Krysen	NS	0,15	7,7
Fluoranten	*	0,45	22,9
Phenanten		1,2	61,1

Kilde: Emission Inventory Guidebook, 1996.

* Borneff 6, NS: Norsk standard

3.2.3.5. Jernbane

En faktor på 1 g PAH/tonn drivstoff ble brukt i Corinair-rapporteringen (Rypdal og Mykkelbost, 1996).

Utslippsprofil for ulike PAH-komponenter fra dieselmotorer er gitt i avsnitt 3.2.3.4. Borneff 6-utslippsfaktoren blir 0,16 g/tonn drivstoff.

3.2.3.6. Skip

I Corinair-rapporteringen brukte SSB en faktor målt til 2 g/tonn (Lloyd's register, 1993)

Lloyd's register rapporterer også sammensetningen av utslippet (tabell 3.27).

Ut fra dette blir utslippsfaktoren for Borneff 6, 0,26 g/tonn drivstoff.

En svensk/norsk studie (Cooper et al., 1996) gjort i Skagerrak-Øresund regionen gir en utslippsprofil (tabell 3.28) av ulike PAHer i avgass fra to fergetyper (langdistanse og kortdistanse). Generelt var PAH-sammensetningen fra de to fergetypene typisk for avgass fra store dieselmotorer hvor utslippene er dominert av naftalener og fenantrener. Ut fra profilene i tabell 3.28 vil korttrutefergen ha en Borneff 6-faktor på 0,2 g/tonn mens langrutefergen vil ha en dobbelt så høy faktor. Dette kan skyldes at langdistansefergen hadde et mye høyere PAH-innhold i drivstoffet. Faktoren, 0,26 g /tonn, som fremkommer ved å bruke spesieringen fra Lloyd's register, er nok best å bruke siden den stammer fra en mer omfattende undersøkelse.

Tabell 3.27. Spesiering av PAH i avgasser fra skip. Prosent

Komponent		Prosent
Phenanthren		37
Anthracen		1
Fluoranthren	*	11
Pyren		14
3,6-dimethylphenanthren		4
Triphenylen		12
Benzo(b)-fluoren		6
Benzo(a)anthracen	NS	2
Chrysen		5
Benzo(e)-pyren		2
Benzo(j)fluoranthren		0
Perylen		0
Benzo(b)-fluoranthren	*	1
Benzo(k)-fluoranthren	*	0
Benzo(a)pyren	*	0
Dibenzo(a,j)anthracen		0
Dibenzo(a,l)pyren		0
Benzo(g,h,i)perylen	*	1
Dibenzo(a,h)anthracen	NS	1
Ideno(1,2,3-c,d)pyren	*	0
3-methyl-cholanthren		0
Anthanthren		0

Kilde: Lloyd's register, 1995.

*Borneff 6

Tabell 3.28. Spesiering av PAH i avgass fra ferger. Prosent

Komponent	Kortrute	Langrute
Fluoren	16,5	6,9
Fenantren	46,8	39,2
Antracen	2,8	2,1
1-metylfenantren	15,1	9,3
Fluoranten *	8,7	11,8
Pyren	7,4	9,3
Benz(a)antracen	0,4	2,7
Krysen	1,9	10,2
Benzo(b,k)fluoranten *	0,0	4,5
Benzo(e)pyren	0,0	1,8
Benzo(a)pyren *	0,0	0,6
Perylen	0,1	0,1
Indeno(cd)pyren *	0,1	0,3
Dibenzo(ah)antracen	0,1	0,1
Benzo(ghi)perylene *	0,1	0,9

Kilde: Cooper et al., 1996.

*Borneff 6

3.2.3.7. Luftfart under 1000 meter

Vi har ikke utslippsfaktorer for PAH fra luftfart.

3.2.4. Veistøv

PAH i veistøv, se avsnitt 2.2.2.3 i kapittel 2.

3.3. Oppsummering

Oppsummering av aktiviteter, energivarer, komponenter, utslippsfaktorer og profiler fra forbrenning er vist i tabell 3.29, prosess og fordampning i tabell 3.30, veitrafikk i tabell 3.31 og mobile aktiviteter utenom veitrafikk i tabell 3.32. Det er stor usikkerhet knyttet til faktorene. Borneff 6-faktorer som er basert på faktorer for «total» PAH og profiler hvor kun et fåtall PAH-komponenter inngår, vil gi en overestimering av utslippet.

Tabell 3.29. Samletabell: faktorer for forbrenning

Aktivitet	E-vare	Komponent	Faktor, g/tonn ⁷⁾	Profil, %	Borneff 6-faktor
1100	Kull	Borneff 6	0,4 ¹⁾		
1100	Koks	Borneff 6	0,3 ²⁾		
1100	Petrolkoks		NA		
1100	Ved	«Total» PAH	23	14,7 ³⁾	3,4
1100	Annen gass	«Total» PAH	0		
1100	LPG	«Total» PAH	0		
1100	Fyr.parafin	«Total» PAH	0,02	16 ⁵⁾	0,003
1100	Fyr.olje	«Total» PAH	0,02	16 ⁵⁾	0,003
1100	Tungdest.	«Total» PAH	0,02	16 ⁵⁾	0,003
1100	Tungolje	«Total» PAH	0,02	31,3 ²⁾	0,006
1100	Spillolje	Benzo(a)pyren	0,495 ⁴⁾		
1300/1400/1500	Kull	«Total» PAH	0,3 ²⁾		
1300/1400/1500	Koks	«Total» PAH	0,7 ²⁾		
1300/1400/1500	Ved	«Total» PAH	23	14,7 ³⁾	3,4
1300/1400/1500	LPG	«Total» PAH	0		
1300/1400/1500	Fyr.parafin	«Total» PAH	0,02	16 ⁵⁾	0,003
1300/1400/1500	Fyr.olje	«Total» PAH	0,02	16 ⁵⁾	0,003
1300/1400/1500	Tungdest.	«Total» PAH	0,02	16 ⁵⁾	0,003
1300/1400/1500	Tungolje	«Total» PAH	0,02	31,3 ²⁾	0,006
1600	Kull	Borneff 6	11,2 ¹⁾		
1600	Koks	Borneff 6	13,4 ²⁾		
1600	Ved	«Total» PAH	40	16,9 ³⁾	6,8
1600	LPG	«Total» PAH	0		
1600	Fyr.parafin	Borneff 6	0,2 ¹⁾		
1600	Fyr.olje	Borneff 6	0,2 ¹⁾		
1600	Tungdest.	Borneff 6	0,2 ¹⁾		
1600	Tungolje	«Total» PAH	1		
1700	Avfall	«Total» PAH	0,0015 ⁶⁾	34,2 ²⁾	0,0005
	Biobrensel	«Total» PAH	0,0015 ⁶⁾	14,7 ³⁾	0,0002
1800	Kremasjon	«Total» PAH	0,7 ⁶⁾	14,7 ³⁾	0,1
1800	Avfall selvantent	«Total» PAH	700 ⁶⁾		

Kilde: ¹⁾ Giegrich et al., 1997

²⁾ Parma et al., 1995.

³⁾ Karlsson et al., 1992.

⁴⁾ EPA, 1995.

⁵⁾ Emission Inventory Guidebook, 1996.

⁶⁾ SFT Parcom.

⁷⁾ Rypdal og Mykkelbost, 1996

Tabell 3.30. Samletabell prosess og fordampning

Aktivitet	Kilde	Komponent	Faktor ¹⁾	Profil, %
2100	Bensindeponi/- lasting	«Total» PAH	NA	
2200	Bensinfylling	«Total» PAH	NA	
2300	Landbruk	«Total» PAH		Ikke relevant i byene
2400	Avfallsdeponi og avløp		NA	
2520	Beh. av treverk	«Total» PAH	0,1 g/kg kreosot	Ikke relevant i byene
2520	Beh. av treverk	«Total» PAH	132g/kg karbolinium	Ikke relevant i byene
2520	Beh. av skip	«Total» PAH	7,5*10 ⁻³ g/skip/år i et verft	Små utslipp, ikke med i Corinair
2520	Beh. av skip	«Total» PAH	1,9*10 ⁻³ g/skip/år i havn	Små utslipp, ikke med i Corinair
2520	Bruk av fugemasse	«Total» PAH	125 kg/år ²⁾	21 ³⁾
2520	Asfaltverk	«Total» PAH	15mg/tonn asfalt produsert ²⁾	21 ³⁾
2520	Asfaltlegging	«Total» PAH	NA	

Kilde: ¹⁾ SFT Parcom

²⁾ Materialstrømsanalyse av PAH, 1995.

³⁾ EPA, 1995.

Tabell 3.31. Samletabell veitrafikk. mg/km

Aktivitet	Energivare	PAH	Profil	Borneff 6	Ref.	Kommentar 1	Kommentar 2
3100	Bensin			0,051	1	BM1	Personbil
3100	Bensin			0,088	1	BN1	Varebil og minibuss
3100	Bensin			0,149	1	BHL	Lastebil
3100	Bensin			0,139	1	BHB	Buss
3100	Diesel			0,129	1	DM1	Personbil
3100	Diesel			0,129	1	DN1	Varebil og minibuss
3100	Diesel			0,351	1	DHLL	Lastebil, lett
3100	Diesel			0,501	1	DHLM	Lastebil, medium
3100	Diesel			0,736	1	DHLH	Lastebil, tung
3100	Diesel			0,436	1	DHB	Buss
3100	Bensin	0,015	25 ³	0,004	2		Motorsykkkel, tung
3100	Bensin	0,012	25 ³	0,003	2		Motorsykkkel, lett
3100	Bensin	0,004	25 ³	0,001	2		Moped

Kilde: ¹⁾ SFT (1998)

²⁾ Figenbaum og Bang (1994)

³⁾ SFT Parcom

Tabell 3.32. Samletabell mobile aktiviteter utenom veitrafikk

Aktivitet	Energivare	Komponent	Faktor, g/tonn drivstoff ³⁾	Profil, %	Borneff 6- faktor
3200	Bilbensin	«Total» PAH	4 µg/km ¹⁾		
3310	Diesel	Borneff 6	0,53		
3320	Bilbensin	Borneff 6	0,53		
3320	Diesel	Borneff 6	0,53		
3330	Diesel	Borneff 6	0,53		
3340	Bilbensin	Borneff 6	0,53		
3340	Diesel	Borneff 6	0,53		
3350	Diesel	Borneff 6	0,53		
3360	Bilbensin	Borneff 6	0,53		
3400	Diesel	«Total» PAH	1 ¹⁾	16 ³⁾	0,2
3570	Bilbensin	Borneff 6	0,53		
3510-3590	Diesel, marint brensel, tungdest., tungolje	«Total» PAH	2 ¹⁾	13 ²⁾	0,26
3610-3690	Diesel, marint brensel, tungdest., tungolje	«Total» PAH	2 ¹⁾	13 ²⁾	0,26
3710	Jetparafin	«Total» PAH	NA		
3720	Jetparafin	«Total» PAH	NA		

Kilde: ¹⁾ Rypdal og Mykkelbost, 1996.

²⁾ Lloyd's register, 1995.

³⁾ Emission Inventory Guidebook, 1996.

4. Spesiering av NMVOC

4.1. Innledning

Flyktige organiske forbindelser (VOC) bidrar til dannelse av bakkenært ozon. Ulike VOCer har ulik reaktivitet. I den forbindelse er det mange måter å gruppere NMVOC på. Grupperingen er avhengig av spesifiseringer i den fotokjemiske modellen dataene skal benyttes i. I dette arbeidet er den inndelingen NILU har spesifisert, brukt (tabell 4.1). Stoffene er inndelt ut fra fotokjemiske egenskaper, uavhengig av egenskaper ellers.

Tabell 4.1. Inndeling av NMVOC

Modellgruppe	Omfatter
Etan	C_2H_6 , C_2H_2 , CH_3COCH_3 , C_2Cl_4
n-butan	C_3H_8 , nC_4H_{10} , iC_4H_{10} , nC_5H_{12} , iC_5H_{12} , nC_6H_{14} , 2-metylpentan, 3-metylpentan, C_7H_{10} , C_8H_{18} , n-nonan, n-dekan, n-undekan, ndodecan, 2-metylheptan, 2-metyloktan, 2-metylnonan, CH_3CCl_3 , metyl-i-butylketon
Eten	C_2H_4
Propen	C_3H_6 , 1-buten, 2-buten, 2-penten, 1-penten, 2-mebuten, 2-me2buten, i-buten
o-xylen	oxylen, toluen, m-xylen, p-xylen, etylbenzen, benzen, n-propylbenzen, i-propylbenzen, 1,2,3-trimetylbenzen, 1,2,4-trimetylbenzen, 1,3,5-trimetylbenzen, metyltoluen, p-etyltoluen, o-etyltoluen, CH_2Cl_2 , benzaldehyd
Formaldehyd	HCHO
Acetaldehyd	CH_3CHO , C_2H_5CHO , C_3H_7CHO , iprCHO, C_4H_9CHO
Metyletylketon (MEK)	$CH_3COC_2H_5$
Metanol	CH_3OH
Etanol	C_2H_5OH
Metylglyoxal	Metylglyoxal, glyoxal

Kilde: NILU, 1997b.

Et stort problem når man gjennomgår litteratur på dette området, er at de spesiene som er gitt, er bestemt av målemetode, og sånn sett ikke nødvendigvis viser de viktigste. Derfor bør man ideelt sett kombinere data fra ulike typer målinger, men dette er sjelden mulig. I flere profiler er det også uklart om flere komponenter er målt, men i konsentrasjoner under deteksjonsgrensen og av den grunn ikke oppgitt, eller at de ikke er målt i det hele tatt.

4.2. Gjennomgang av utslippsfaktorer

Vi har ikke vurdert faktorene for NMVOC som brukes i de nasjonale utslippsberegningene i denne rapporten. Selv om disse faktorene er usikre, blir de revidert kontinuerlig. Særlig har SFTs arbeid med NMVOC-handlingsplanen gitt oppdatert informasjon. Spesielt usikre tall med relevans for byer er allikevel bensindistribusjon og fylling av bensin samt vedfyring.

De nasjonale utslippsoversiktene omfatter ikke NMVOC fra trær (skog, parker, hager og andre grøntområder) som kan bety mye i mange byer.

4.2.1. Stasjonær forbrenning

4.2.1.1. Industri- og energisektorer

Biobrensel

Utslippsfaktoren 1,3 kg NMVOC/tonn ved er brukt i den nasjonale modellen.

Måling av ulike spesier ved brenning av forskjellige biobrensl er gitt i Karlsson et al. (1992). Det ble kun målt utslipp av tre utvalgte VOC-spesier: etylen, propen og acetylen. Disse er meget viktige

ved dannelse av oksidanter. Målingene viste at for enkelte av de større forbrenningsanleggene ble det ikke registrert utslipp av VOC, mens det for andre ble målt signifikante mengder. Siden det kun ble målt på tre spesier, velger vi å bruke en profil fra forbrenning av treavfall gitt i EPA (1995). Andre organiske spesier enn de i tabell 4.2 kan ha blitt sluppet ut, men de er enten ikke målt eller så er konsentrasjonen under deteksjonsgrensene. Profilen er basert på gjennomsnittlige utslippsfaktorer til de ulike spesiene.

Tabell 4.2. Utslippsprofil for forbrenning av treavfall. Prosent

Komponent	Fordeling	Modellgruppe
Fenoler	3	o-xylen
Acrolein	0 ¹⁾	o-xylen
Solicylaldehyd	0 ¹⁾	Acetaldehyd
Benzaldehyd	0 ¹⁾	o-xylen
Formaldehyd	49	Formaldehyd
Acetaldehyd	22	Acetaldehyd
Benzen	26	o-xylen

Kilde: EPA, 1995.

¹⁾ Basert på data fra en test.

Ut fra profilen skal utslippet ha følgende fordeling; 29 prosent regnes som o-xylen, 49 prosent som formaldehyd og 22 prosent som acetaldehyd.

Siden profilen inneholder så få komponenter er den nok lite egnet til å lage en generell utslippsprofil for forbrenning av treavfall. Det finnes lite dekkende utslippsdata for biobrensel og vedfyring generelt i litteraturen. Den mangelfulle tabell 4.2 vil gi en stor skjevhet i fordelingsprofilen med f.eks. 48 prosent formaldehyd fra biobrensel. Mangelen på gode utslippsdata for vedfyring peker på et behov for utslippsmålinger.

Olje-, kull- og gassfyring

Utslippsfaktorene 0,8 kg/tonn kull, 0,4 kg/tonn fyringsolje, 0,4 kg/tonn tungdestillat, 0,3 kg/tonn tungolje og 0,1 kg/tonn LPG er brukt i den nasjonale modellen og Corinair.

Spesieringsprofiler fra forbrenning av de ulike energivarene er gitt i tabell 4.3 (Passant, 1993).

Tabell 4.3. Utslippsprofil for forbrenning av kull, olje og gass. Prosent

Kullfyring	Fordeling	Gruppe
Etan	2	Etan
Alkaner $\geq C_3$	9	n-butan
Alkaner $\geq C_6$	19	n-butan
Alkener	12	Propen
Acetylen	1	Etan
Benzen	2	o-xylen
Toluen	8	o-xylen
Xylener	26	o-xylen
Andre aromatiske forbindelser	11	o-xylen
Oksygenater	10	Acetaldehyd

Oljefyring	Fordeling	Gruppe
Alkaner $\geq C_3$	1	n-butan
Alkaner $\geq C_6$	20	n-butan
Alkener	1	Propen
Benzen	1	o-xylen
Andre aromatiske forbindelser	5	o-xylen
Formaldehyd	15	Formaldehyd
Andre oksygenater	57	Acetaldehyd

Gassfyring	Fordeling	Gruppe
Propan	9	n-butan
Butaner	20	n-butan
Pentaner	35	n-butan
Heksaner	4	n-butan
Benzen	9	o-xylen
Toluen	5	o-xylen
Formaldehyd	18	Formaldehyd

Kilde: Passant, 1993.

Ut fra tabell 4.3 skal 3 prosent av VOC-utslippet fra kullfyring regnes som etan, 28 prosent som n-butan, 47 prosent som o-xylen, 12 prosent som propen og 10 prosent som acetaldehyd. Fra oljefyring regnes fordelingen av utslippet slik; 21 prosent n-butan, 1 prosent propen, 6 prosent o-xylen, 15 prosent formaldehyd og 57 prosent acetaldehyd. Mens utslippet fra gassfyring fordeles slik på modellgruppene; 68 prosent n-butan, 14 prosent o-xylen og 18 prosent formaldehyd.

4.2.1.2. Primærnæringer, privat og offentlig tjenesteyting

Vi har ikke funnet egne data, og samme fordelingene som i industrien må brukes. Se avsnitt 4.2.1.1.

4.2.1.3. Oppvarming boliger

Vedfyring

NMVOC-utslipp fra privat vedfyring er vesentlige. Utslippsfaktoren som brukes i den nasjonale modellen er målt av NILU (Braathen 1991). I denne rapporten gis det også en sammensetning av utslippene (tabell 4.4). Av utslippet skal 31 prosent regnes som etan, 6 prosent som n-butan, 45 prosent som eten og 18 prosent som propen.

Tabell 4.4. NMVOC-utslipp* fra vedfyring. Ulike målinger. g/kg ved

	A Peisovn m. katalysator	B Peisovn u. katalysator	C Ovn	D Ovn, høy forbrenning	D Ovn, lav forbrenning	E Peis	Gjennom- snittlig fordeling (%)	Gruppe
Etan	0,14	0,49	0,18	0,66	2,06	1,03	22	Etan
Propan	0,02	0,09	0,04	0,15	0,55	0,21	5	n-butan
n-butan	-	0,01	0,01	0,03	0,11	0,03	1	n-butan
Iso-butan	-	0,00	0,00	0,01	0,03	0,01	0	n-butan
Eten	0,52	1,76	0,66	1,76	1,85	2,67	45	Eten
Propen	0,05	0,34	0,13	0,48	0,92	0,74	13	Propen
Trans-buten	-	0,01	0,01	0,03	0,09	0,04	1	Propen
1-Buten	-	0,05	0,02	0,09	0,20	0,12	2	Propen
Iso-buten	-	0,03	0,01	0,04	0,12	0,07	1	Propen
Cis-buten	-	0,01	0,00	0,02	0,07	0,03	1	Propen
Etyn	0,007	0,37	0,22	0,45	0,26	0,45	9	Etan

Kilde: Braathen et al., 1991.

* Benzen og formaldehyd er ikke målt.

I en tilsvarende svensk studie (Karlsson og Gustavsson, 1992) er benzen og formaldehyd også inkludert. Mens det norske arbeidet omfattet «lette hydrokarboner», dekker de svenske målingene andre komponenter. Ifølge det svenske arbeidet (tabell 4.5) fordeles utslippet slik på de ulike modellgruppene; 6,8 prosent eten, 43,0 prosent propen, 14,6 prosent o-xylen, 5,2 prosent acetaldehyd, 3,9 prosent formaldehyd, 16,2 prosent etanol og 10,4 prosent metanol.

Tabell 4.5. Utslipp fra vedfyring. Målinger foretatt i Sverige

	Fordeling	Gjennomsnitt (g/kg)	Gruppe
Eten	6,8	1,5	Eten
Propen	37,6	8,3	Propen
Benzen	10,2	2,3	o-xylen
Metyetylketon	5,2	1,1	Acetaldehyd
Phenol	2,5	0,5	o-xylen
Anilin	1,9	0,4	o-xylen
Formaldehyd	3,9	0,9	Formaldehyd
Eddiksyre	8,5	1,9	Etanol
Butadien	5,4	1,2	Propen
Metanol	10,4	2,3	Metanol
Etanol	7,7	107	Etanol

Kilde: Karlsson og Gustavsson, 1992.

Det er vanskelig å sammenligne de to undersøkelsene siden komponentene ikke er samsvarende og fordi tallene for propen, en av de få felles komponentene, er svært ulike. Det ble brukt granved og fem ulike ildsteder i den norske, mens det ble brukt bjørkeved i fire ulike ildsteder i den svenske undersøkelsen. Vi tror ikke at ildsted og vedtype kan forklare de store propen-forskjellene.

Alternativet til å kombinere de to profilene, slik at flest mulig VOC-spesier inngår i en ny profil, er å bruke en av dem. Vi vil da foreslå å bruke NILUs målinger. Disse inneholder imidlertid ikke oksygenerte forbindelser eller benzen.

Oljefyring og LPG

I den nasjonale modellen blir en faktor på 0,6 kg NMVOC/tonn brukt for fyringsolje. En profil for VOC-utslipp fra oljefyring i England (Passant, 1993) er gitt i tabell 4.6. Ut fra den regnes 4 prosent av utslippet som etan, 6 prosent som eten, 5 prosent som propen, 66 prosent som n-butan, 7 prosent som o-xylen, 6 prosent som formaldehyd og 6 prosent som acetaldehyd.

Tabell 4.6. Spesieringsprofil for VOC-utslipp fra oljefyring. Prosent

Komponent	Fordeling	Gruppe
Etan	3	Etan
Alkaner >=C3	35	n-butan
Alkaner >=C6	31	n-butan
Eten	6	Eten
Alkener	5	Propen
Acetylen	1	Etan
Benzen	3	o-xylen
Andre aromatiske forb.	4	o-xylen
Formaldehyd	6	Formaldehyd
Oksygenater	6	Acetaldehyd

Kilde: Passant, 1993.

Ved bruk av LPG ble faktoren 0,1 kg VOC/tonn brukt i den nasjonale modellen. Ut fra en profil fra den samme engelske rapporten (Passant et al., 1993) som nevnt over, skal 28 prosent av VOC-utslippet regnes som etan, 20 prosent som eten, 4 prosent som propen, 24 prosent som n-butan, 16 prosent som formaldehyd og 8 prosent som acetaldehyd. Sannsynligvis vil omtrent all bruk av LPG skje utenfor selve byområdene, i fritidsboliger.

Tabell 4.7. Spesieringsprofil for VOC-utslipp fra LPG. Prosent

Komponent	Fordeling	Gruppe
Etan	24	Etan
Alkaner >=C3	24	n-butan
Eten	20	Eten
Alkener	4	Propen
Acetylen	4	Etan
Formaldehyd	16	Formaldehyd
Oksygenater	8	Acetaldehyd

Kilde: Passant, 1993.

I mangel av andre data brukes profilen for fyring med olje (tabell 4.6) for utslipp fra fyring med parafin, tungolje og spesialdestillat.

Kullfyring

Denne energivaren er bare oppgitt i noen av de aktuelle byene og da i små mengder. Utslippsfaktoren 10 kg NMVOC/tonn kull brukes i den nasjonale modellen. I tabell 4.8 er en profil av utslippet fra fyring av kull i husholdningen gitt (Passant, 1993).

Tabell 4.8. Profil fra kullfyring i husholdningene. Prosent

Komponent	Fordeling	Gruppe
Etan	14	Etan
Alkaner \geq C3	33	n-butan
Alkaner \geq C6	5	n-butan
Eten	5	Eten
Alkener	10	Propen
Sykloalkaner	8	n-butan
Benzen	18	o-xylen
Toluen	7	o-xylen

Kilde: Passant, 1993.

4.2.1.4. Fjernvarmeanlegg

Flere av de aktuelle byene har anlegg som brenner avfall. Vi har ikke funnet en profil for avfallsforbrenning i den litteraturen vi har gjennomgått. Siden en stor del av avfallet er papir, er det en mulighet å bruke en profil fra forbrenning av tre i industrien (tabell 4.2). Imidlertid er lignin fjernet fra papiret og det blir neppe riktig å bruke samme profil for papirforbrenning og treforbrenning. I mangel av noe bedre bruker vi allikevel dataene i tabell 4.9 basert på tabell 4.2. Brenning av papir gir propenal (acrolein), som utgjør ubetydelige prosenter i profilen i tabell 4.2

Tabell 4.9. Utslipp av NMVOC fra fjernvarmeanlegg. Tonn. 1994

	Total NMVOC	Utslipp fordelt på modellgruppe		
		o-xylen	Formaldehyd	Acetaldehyd
Anlegg 1	51	15	25	11
Anlegg 2	95	28	47	21
Anlegg 3	69	20	34	15
Anlegg 4	54	16	26	12

Kilde: SFT

4.2.1.5. Annen forbrenning

Skogbrann: Denne kilden er neppe viktig for luftkvaliteten i byer og er ikke inkludert i de nasjonale utslippsoversiktene. Utslippsfaktorer er angitt i litteraturen for denne kilden.

Husbrann kan bety mye lokalt på et gitt tidspunkt, men er ikke inkludert i de nasjonale utslippsoversiktene. Utslippsfaktorer er angitt i litteraturen for denne kilden.

Vi beregner ikke VOC fra sigaretter i dag, men vil nå legge det inn i utslippsmodellen vår. For *sigarettøyk* er det foreslått en faktor på 3,2 kg VOC/tonn (Passant, 1993) basert på målinger av utslipp ved brenning av strå og stubber. Denne faktoren er meget usikker. Profil av utslippet er ikke tilgjengelig i dag.

Forbrenning av industriavfall er etter det vi vet ikke aktuelt i disse byene.

4.2.1.6. Oppsummering

Tabell 4.10. Samletabell stasjonær forbrenning. Faktor gitt i kg NMVOC/tonn

Aktivitet	Energivare	Faktor ¹	Ref	Etan	n-butan	Eten	Propen	o-xylen	Form- aldehyd	Acet- aldehyd
1100	Kull	0,8	²	3	28		12	47		10
1100	Koks	0,6								
1100	Biobrensel	1,3	³					29	49	22
1100	Gass	0,1	²		68			14	18	
1100	Olje	0,4	²		21		1	6	15	57
1100	Parafin	0,4	²		21		1	6	15	57
1100	Tungdest.	0,4	²		21		1	6	15	57
1100	Tungolje	0,3	²		21		1	6	15	57
13/14/15	Kull	1,1	²	3	28		12	47		10
13/14/15	Biobrensel	1,3	³					29	49	22
13/14/15	Olje	0,4	²		21		1	6	15	57
13/14/15	Parafin	0,4	²		21		1	6	15	57
13/14/15	Tungdest.	0,4	²		21		1	6	15	57
13/14/15	Tungolje	0,3	²		21		1	6	15	57
1600	Kull	10	²	14	46	5	10	25		
1600	Ved	6,9	⁴	31	6	45	18			
1600	Ved	6,9	⁶			7	43	15	4	5
1600	LPG	0,1	²	28	24	20	4		16	8
1600	Fyrparafin	0,6	²	4	66	6	5	7	6	6
1600	Olje	0,6	²	4	66	6	5	7	6	6
1600	Tungdest.	0,6	²	4	66	6	5	7	6	6
1600	Tungolje	0,3	²	4	66	6	5	7	6	6
1700	Avfall	0,7 ⁵	³					29	49	22
1800	Tobakk	3,2 ²								

		Metanol	Etanol
1600	Ved	6,9	^{4,6} 10

Kilde: ¹ SSB, nasjonale utslippsmodell.

² Passant, 1993.

³ EPA, 1995.

⁴ Braathen, 1991.

⁵ SFT.

⁶ Karlsson og Gustavsson, 1992.

4.2.2. Prosessutslipp og fordampning

4.2.2.1. Lasting og deponering av bensin

Utslipp av hydrokarboner til luft skjer i nesten hvert ledd i bensindistribusjonskjeden. Det er utslipp fra lagringstanker (levering fra raffineri, mottak stasjon, depoter), fylling på bensinstasjoner, tanking av privatbiler og andre mindre kilder som f.eks. lekkasje fra lagringstank.

Målinger av VOC-sammensetningen i bensindistribusjonssystemet viser at den er nokså konstant (Emission Inventory Guidebook, 1996). Dette skyldes at bensin har en nokså konstant sammensetning. Målinger ved tankventiler og i medvind fra terminalen et stykke fra tankområdet gir generelt det samme resultatet. Det finnes lite data på sammensetningen av VOC-utslipp fra bensinstasjoner. Men de som finnes, stemmer overens med den kjente sammensetningen av VOC-utslipp fra terminaler. Disse data er gitt i tabell 4.11.

Tabell 4.11. NMVOC-profiler av bensin fra luft prøver tatt ved terminal. Vektprosent

Komponent	Tankanlegg	I medvind	Gruppe
Etan	-	-	Etan
Propan	-	2,0	n-butan
Alkaner: C ₄ +	89,2	89,1	n-butan
Eten	-	-	Eten
Alkener: C ₃ +	6,9	6,5	Propen
Benzen	1,1	1,5	o-xylen
Toluen	2,0	0,9	o-xylen
Xylen	0,8	-	o-xylen

Kilde: Emission Inventory Guidebook, 1996.

4.2.2.2. Fylling av bensin

Se avsnitt 4.2.2.1. Profilen her kan også benyttes for utslipp fra bensinfylling.

4.2.2.3. Landbruk

Utslipp av NMVOC fra gjødsling, stubbe- og annen (rest fra avlinger, dyreskrotter etc.) brenning vil neppe være betydelig i byene.

4.2.2.4. Avfallsdeponier og avløpsrensaneanlegg

Den nasjonale utslippsmodellen opererer ikke med noen prosessutslipp av NMVOC her. Mindre utslipp er imidlertid beskrevet i litteraturen både fra avfallsdeponier og avløpsrensaneanlegg.

4.2.2.5. Løsemidler: industri

I løsemiddelmodellen er det gitt utslippsprofiler for hver varetype som er med i modellen. I profilen inngår totalt 19 komponenter/grupper. Videre er varetypene fordelt på næringer hvor de benyttes. Profilene er fremkommet fra Petroleumsprodukt rapport, Produktregisteret, direkte henvendelse til bedrifter og antagelser.

Produksjon av maling gir følgende utslippsprofil, 34 prosent etanol (modellgruppe: etanol), 33 prosent etere (modellgruppe: etanol) og 33 prosent alkaner (modellgruppe: n-butan) (SSB, løsemiddelmodell).

I en av de aktuelle kommunene er bedrift 5 oppført som punktkilde med et VOC-utslipp på 105 tonn i 1994. Utslippet regnes for å være 100 prosent white spirit, som består av 45 prosent aromater og 55 prosent alkaner (SSB, løsemiddelmodell). Fordelt på modellgrupper vil utslippet bestå av 47 tonn o-xylen og 58 tonn n-butan.

VOC-utslipp fra *varehandel inkludert bilverksted* har følgende profil: 40 prosent alkaner, 23 prosent aromater, 20 prosent alkoholer, 11 prosent estere, 4 prosent etere og 2 prosent ketoner (SSB, løsemiddelmodell).

For *produksjon av legemidler* består VOC-utslippet av ulike alkoholer. I de aktuelle byene er bedrift 6 oppført som punktkilde med et utslipp på 5,6 tonn VOC, hvorav 95 prosent er metanol og 5 prosent etanol.

For *produksjon av basisplast* består VOC-utslippet av 15 prosent aromater og 85 prosent alkaner (SSB, løsemiddelmodell). I en av byene er bedrift 7 oppført som punktkilde. I 1994 var utslippet 2,5 tonn styren (modellgruppe; o-xylen).

I grunnkretsberegningene inngår beregning av VOC fra løsemiddelbruk knyttet til produksjon av papirmasse, papir og papirvarer. I tabell 4.12 er det gitt en profil for utslippet (SSB, løsemiddelmodell).

Tabell 4.12. VOC-spesiering for produksjon av papirmasse

Komponent	Fordeling	Modellgruppe
Ketoner	33	MEK
Alkoholer	30	Etanol
Metanol	14	Metanol
Syrer	14	Etanol
Aromater	3	o-xylen
Alkaner C > 6	6	n-butan

Kilde: SSB, løsemiddelmodell.

En generell VOC-profil som kan brukes for all *annen industri*, som produksjon av trevare, tekstil m.m., er 71 prosent aromater, 19 prosent alkaner, 4 prosent ketoner, 2 prosent alkoholer, 1 prosent etere, 3 prosent estere (SSB, løsemiddelmodell).

I noen av de aktuelle byene er det flere punktkildeutslipp fra produksjon av ferrolegeringer. Siden utslippene stammer fra kull, kullkoks og petrolkoks benyttes i mangel av bedre data samme fordeling av utslippet som for forbrenning av kull i industrien (avsnitt 4.2.1.1). Utslippet fordelt på de ulike modellgruppene er vist i tabell 4.13.

Tabell 4.13. Utslipp fra produksjon av ferrolegeringer i de ulike byene

Utslipp fra	Kilde	Etan	n-butan	Propen	o-xylen	Acet- aldehyd
Kull	Bedrift 1	2,4	22,3	9,6	37,4	7,9
	Bedrift 2	0,8	7,2	3,1	12,0	2,6
Kullkoks	Bedrift 1	1,1	10,4	4,4	17,5	3,7
	Bedrift 2	0,2	1,8	0,8	3,1	0,6
	Bedrift 3	2,8	25,9	11,1	43,5	9,3
Petrolkoks	Bedrift 1	0,5	4,2	1,8	7,1	1,5
	Bedrift 2	0,2	1,8	0,8	3,0	0,6

Kilde: SFT

Oppsummering

Tabell 4.14. Samletabell profiler av løsemiddelutslipp fra industri

Aktivitet	n-butan	o-xylen	Acet- aldehyd	Metan- ol	Etan- ol	MEK
Prod. av maling	33				67	
Varehandel inkl. bilverkst.	40	23			35	2
Prod. av legemidler					100	
Prod. av basisplast	85	15				
Prod. av papirmasse	6	3	14	14	30	33
Annen industri	19	71			6	4

Kilde: SSB, løsemiddelmodell.

4.2.2.6. Løsemidler: annet enn fra industrien

Maling

Sammensetning av utslippet ved maling som er brukt i vår modell, er gitt i tabell 4.15 (kilde: Produktregisteret), hvor det til sammenligning også er gitt en profil fra en engelsk undersøkelse (alt fra maling av huset til maling av skip). For beskyttende akrylmaling og andre typer maling er løsemiddelsammensetningen også gitt i tabellen (SFT, 1992a). I beiser er løsemiddelet omtrent bare white spirit (SFT, 1992a). For en del av komponentene stemmer vår modell relativt godt overens med data fra SFT og Passant (1993). Fordelingen i modellen stemmer bedre med «annen beskyttende maling» enn kun akrylmaling, noe som kan skyldes at data fra modellen ikke bare er basert på akrylmaling. Vi velger å bruke dataene fra SSBs løsemiddelmodell for maling siden disse dataene er vurdert som relativt nøyaktige.

Tabell 4.15. Sammensetningen av totalt VOC-utslipp fra malingsaktiviteter. Prosent

Komponent	SSBs modell	Passant	Beskyttende akrylmaling	Annenn beskyttende maling
	Fordeling	Fordeling	Fordeling	Fordeling
Aceton	2		2	
Alkaner	41	32	22	14
Aromater	13	38	17	11
Alkoholer	8	11		
Estere	14	5		
Aldehyder	16			
Ketoner	2	10		
Etere	4			
Glykol estere		4		
Klorerte forbindelser		>1		
Andre		1		
2-butanon			23	14
Toluen			12	7
Xylen			24	16
Butylacetat				7
Sykloheksanon				7
Metanol				21
Metoksypropanol				3

Kilde: SSB.

Passant, 1993.

SFT, 1992a.

SFT, 1991

I en svensk undersøkelse (i 1988) ble følgende VOC-fordeling av utslipp av løsemiddel fra bruk av maling rapportert: 16 prosent alkaner, 26 prosent aromatiske forbindelser, 24 prosent alkoholer, 24 prosent estere, 8 prosent cellosolves og 2 prosent ketoner (Emission Inventory Guidebook, 1996). Sammenlignet med lignende undersøkelser i andre europeiske land er utslippet av estere noe høyere i Sverige. Den svenske fordelingen inneholder generelt mer av alle komponentene, unntatt alkaner, i forhold til fordelingen fra vår modell.

For *grafisk produksjon og forlag* er løsemiddelutslippet i løsemiddelmodellen fordelt slik: 37 prosent alkoholer, 23 prosent alkaner, 13 prosent aromater, 16 prosent estere (unntatt metylacetat), 5 prosent ketoner, 5 prosent etere og 1 prosent aceton. Denne fordelingen stemmer delvis med en profil fra en engelsk rapport (Passant et al., 1993) som inneholder 19 prosent toluen, 20 prosent alkaner og 40 prosent alkoholer. Imidlertid vil type løsemidler brukt være prosessavhengig.

VOC-utslipp fra *renserier* består bare av klorerte hydrokarboner. (I Passant et al. er det oppgitt 100 prosent tetrakloreten).

For løsemiddelutslipp fra annet enn industri, som bruk av løsemidler i husholdningene, insektsmidler mm. kan en generell utslippsprofil gitt i tabell 4.16 benyttes. Profilen er basert på vår løsemiddelmodell.

Tabell 4.16. Sammensetningen av VOC-utslipp fra husholdning mm. Prosent

Komponent	Fordeling	Modellgruppe
Aceton	2	Etan
Alkaner	24	n-butan
Akener	2	Propen
Aromater	34	o-xylen
Alkoholer	21	Etanol
Estere	5	Etanol
Aldehyder	2	Acetaldehyd
Ketoner	1	Metyletylketon
Etere	5	Etanol
Benzen	4	o-xylen

Kilde: SSB, løsemiddelmodell.

Oppsummering

Tabell 4.17. Samletabell profiler av løsemiddelutslipp fra annet enn industri

Aktivitet	Etan	n-butan	Propen	o-xylen	Acet- aldehyd	Etanol	MEK
Maling	2	41		13	16	26	2
Grafisk prod. og forlag	1	23		13		58	5
Renseri		100*					
Husholdning, generell	2	24	2	38	2	31	1

Kilde: SSB, løsemiddelmodell.

* Klorerte hydrokarboner.

4.2.2.7. Industri

NMVOC-utslipp fra *brødbaking* består av 95 prosent etanol som stammer fra gjæringsprosessen. Det er mulig at de resterende 5 prosent inkluderer acetaldehyd og 2-oksopropansyre (Emission Inventory Guidebook, 1996).

Utslipp av NMVOC fra produksjon av *alkoholholdig drikke* ligger rundt 0 - 2 prosent av det totale nasjonale (28 land) NMVOC-utslipp (Emission Inventory Guidebook, 1996). Utslipp fra de fleste prosesser i produksjonen av alkoholholdig drikke består nesten bare av etanol. Utslippsprofilen vil nok bestå av 90 prosent etanol og 10 prosent annet, sannsynligvis delvis oksiderte forbindelser som aldehyder og estere (Passant, 1993).

Asfaltverk

Flere av byene har asfaltverk. Denne kilden er i dag ikke inkludert i de norske utslippsoversiktene. Det finnes ikke informasjon om hvorvidt dette er en vesentlig utslippskilde for VOC. Blåsing av asfalt foregår i Norge kun ved ett raffineri. Heller ikke denne utslippskilden er inkludert i de nasjonale utslippsberegningene.

4.2.2.8. Andre prosessutslipp

Legging av asfalt er en kilde til NMVOC. Vi har foreløpig ikke funnet noen profiler. Diesel brukes som løsemiddel. Denne kilden inngår i løsemiddelmodellen. Utslipp av NMVOC fra legging av asfalt, innen næringen bygg og anlegg, er i SSBs løsemiddelmodell beregnet til 1726 tonn for 1994. Ifølge profil fra løsemiddelmodellen skal 96 prosent av utslippet regnes som n-butan og 4 prosent som propen. Utslipet, fordelt på de aktuelle kommunene ut fra antall bosatte, er vist i tabell 4.18.

Tabell 4.18. Utslipp av NMVOC ved legging av asfalt. 1994. Tonn

Kommune	Utslipp
Oslo	191
Bergen	88
Trondheim	57
Drammen	21
Lier	8
Nedre Eiker	8
Bærum	38
Sarpsborg	19
Fredrikstad	26
Skien	19
Porsgrunn	12

Oppsummering

Tabell 4.19. Samletabell prosess og fordampning

Aktivitet	Kilde	Ref.	Etan	n-butan	Propen	o-xylen	Acet- aldehyd	MEK	Metanol	Etanol
2210	Bensindistr.	¹		89,2	6,9	3,9				
2200	Bensindistr.	¹		89,2	6,9	3,9				
2520	Prod.maling	²		33						67
2520	Varehandel inkl. bilverk.	²		40		23		2		35
2520	Papirmasse	²		6		3	14	33	14	30
2520	Basisplast	²		85		15				
2520	Prod.legem.	²							100	
2520	Generell industri	²		19		71		4		6
2520	Ølprod.	³								90
2520	Gjærbakst	¹								95
2520	Maling	²	2	41		13	16	2		26
2520	Grafisk prod.	²	1	23		13		5		58
2520	Renseri	²		100 ⁴						
2520	Generell ikke ind.	²	2	24	2	38	2	1		31
2520	Legging av asfalt	²		96	4					

¹ Emission Inventory Guidebook, 1996.

² SSB, løsemiddelmodell.

³ Passant, 1993.

⁴ Klorerte hydrokarboner.

4.2.3. Mobile kilder

4.2.3.1. Biltrafikk

I litteraturen er det oppgitt flere spesieringsprofiler fra VOC-utslipp fra motorkjøretøy, men disse er ikke nevneverdig forskjellige. Vi anbefaler nå at fordelingen i tabell 4.20 brukes (Emission Inventory Guidebook, 1996). Fordelingene i tabellen kan brukes for sektorene passasjerbiler, lette og tunge tjenestekjøretøy, mopeder og motorsykler (aktivitet 3100).

Tabell 4.20. Sammensetning av VOC-utslipp fra motorkjøretøy. Prosent

Komponent/gruppe	Bensin			Diesel	LPG	Modellgruppe
	Avgass*		Fordampning			
	Tradisjonell	3-veis katalysator				
Etan	1,4	1,8		1	3	Etan
Propan	0,1	1	1	1	44	n-butan
n-butan	3,1	5,5	20	2		n-butan
i-butan	1,2	1,5	10			n-butan
n-pentan	2,1	3,2	15	2		n-butan
i-pentan	4,3	7	25			n-butan
Heksan	7,1	6	15			n-butan
Heptan	4,6	5	2			n-butan
Oktan	7,9	7				n-butan
Nonan	2,3	2				n-butan
Alkaner C > 10	0,9	3		30		n-butan
Etylen	7,2	7		12		Eten
Acetylen	4,5	4,5		4		Etan
Propylen	3,8	2,5		3		Propen
Propadien	0,2					Propen
Metylacetylen	0,3	0,2				Etan
1-buten	1,7	1,5	1			Propen
1,3-butadien	0,8	0,5		2		Propen
2-buten	0,6	0,5	2			Propen
1-penten	0,7	0,5	2			Propen
2-penten	1,1	1	3	1		Propen
1-heksen	0,6	0,4				Propen
1-heksen/3-heksen	0,6	0,4	1,5			Propen
Alkener > 7	0,3	0,2		2		Propen
Benzen	4,5	3,5	1	2		o-xylen
Toluen	12,0	7	1	1,5		o-xylen
o-xylen	2,5	2		0,5		o-xylen
m,p-xylen	5,6	4	0,5	1,5		o-xylen
Etylbenzen	2,1	1,5		0,5		o-xylen
Styren	0,7	0,5			0,4	o-xylen
1,2,3-trimetylbenzen	0,5	1				o-xylen
1,2,4-trimetylbenzen	2,6	4				o-xylen
1,3,5-trimetylbenzen	0,8	2				o-xylen
Andre aromatiske C9	3,8	3				o-xylen
Aromatiske C > 10	4,5	6		20		o-xylen
Formaldehyd	1,7	1,1		6	4	Formaldehyd
Acetaldehyd	0,3	0,5		2	2	Acetaldehyd
Andre aldehyder C4	0,3	0,2		1,5		Acetaldehyd
Acrolein	0,2	0,2		1,5		o-xylen
2-butenal				1,0		Acetaldehyd
Benzaldehyd	0,4	0,3		0,5		o-xylen
Aceton	0,1	1		1,5		Etan

Kilde: Emission Inventory Guidebook, 1996

I tabell 4.21 er komponentene i tabell 4.20 fordelt på de ulike modellgruppene. Det er laget en fordeling for avgass og fordampning fra bensin basert på totalt VOC-utslipp fra de to kildene. Fordampning utgjør omtrent 20 prosent av det totale VOC-utslippet, mens avgass fra bensin utgjør ca. 80 prosent (SSBs veitrafikkmodell 1994).

Tabell 4.21. Sammensetning av VOC-utslipp fra motorkjøretøy fordelt på modellgrupper. Prosent

Modellgruppe	Bensin avgass + fordampning Vanlig	Bensin avgass + fordampning 3-veis katalysator	Diesel avgass
Etan	4,7	5,7	6,5
n-butan	45,6	51,5	35
Eten	5,6	5,5	12
Propen	10,4	8,1	8
o-xylen	31,9	27,8	28
Formaldehyd	1,3	0,9	6
Acetaldehyd	0,5	0,5	4,5

4.2.3.2. Mopeder og motorsykler

Inkludert i avsnitt 4.2.3.1. Den samme fordelingen kan brukes i mangel av bedre informasjon.

4.2.3.3. Snøscootere

I byene vil utslipp fra snøscootere være av liten betydning. Fordelingen for bensinbiler kan evt. brukes i mangel av bedre informasjon.

4.2.3.4. Motorredskap

Ifølge Emission Inventory Guidebook (1996) kan NMVOC-profil for avgass fra bensin (vanlig), gitt i tabell 4.20, også brukes for «off-road» bensin- og dieseldrevne motorredskaper. Det gjelder for sektorene Forsvaret (3350), jernbane (3400), fritidsbåter (3570), jordbruk (3310), skogbruk (3320), industri (3330 og 3340) og hagearbeid (3360). I parentes er aktiviteten (se innledning) som kilden faller inn under angitt.

4.2.3.5. Jernbane

VOC-profil for diesel, gitt i tabell 4.20, kan også brukes for dieseldrevne lokomotiver (Emission Inventory Guidebook, 1996).

4.2.3.6. Skip

Ifølge Emission Inventory Guidebook vil VOC-profiler for avgasser fra skip til en viss grad være lik den fra stasjonære dieselmotorer.

En svensk/norsk studie (Cooper et al., 1996) gjort i Skagerrak-Øresund regionen gir utslippsprofiler av VOC i avgass fra to fergetyper; langdistanse og kortdistanse. Det er gitt profiler både for manøvrering i lav fart og under kryssing i tilnærmet konstant fart. Vi har valgt å bruke profilene for kryssing siden det da i tillegg er målt på hydrokarboner større enn C₆, selv om manøvrering i lav fart nok er det som skjer mest innenfor grunnkretsgrensene. Det anbefales å bruke et gjennomsnitt av fordelingene for avgass fra lang- og kortrutefergene.

Gjennomsnittlig fordeling av komponentene er fordelt på modellgrupper i tabell 4.23, hvor det til sammenligning er gitt profiler for avgass fra diesebil og fyringsolje stasjonært. Ved sammenligning av profilene må det tas hensyn til at ulike komponenter er målt i undersøkelsene. I profilen til avgass fra diesebil og fyringsolje stasjonært er det også målt på ulike aldehyder.

Tabell 4.22. Spesiering av NMVOC i avgass fra ferger. Prosent

Komponent	Kort rute	Lang rute	Modellgruppe
Etan	1,1	4,6	Etan
Eten	8,1	28,1	Eten
Propan	0,0	0,3	n-butan
Propen	3,2	9,1	Propen
Etyn	0,1	0,6	Etan
Propadien	0,0	0,2	Propen
Butan	0,0	0,2	n-butan
trans-2-buten	0,1	0,5	Propen
1-buten	0,4	0,8	Propen
isobuten	1,1	25,9	Propen
cis-2-buten	0,1	0,2	Propen
Pentan	0,1	0,2	n-butan
Propyn	0,0	0,2	Etan
3-metyl-1-buten	0,1	0,3	Propen
trans-2-penten	0,1	0,2	Propen
1-penten	0,3	1,0	Propen
cis-2-penten	0,1	0,2	Propen
Heksan	0,6	0,5	n-butan
Andre C ₆ alkener	0,1	0,6	Propen
1-heksen	0,2	0,5	Propen
Nonan	8,8	0,8	n-butan
Dekan	23,0	0,8	n-butan
Undekan	17,7	0,8	n-butan
Dodekan	13,3	0,8	n-butan
Benzen	3,9	12,2	o-xylen
Toluen	4,2	5,3	o-xylen
Etylbenzen	0,7	0,8	o-xylen
o-xylen	1,9	0,8	o-xylen
m+p-xylen	4,1	1,5	o-xylen
1,2,5-trimetylbenzen	1,9	0,8	o-xylen
1,2,4-trimetylbenzen	2,1	0,8	o-xylen
1,2,3-trimetylbenzen	2,5	0,8	o-xylen

Kilde: Cooper et al., 1996.

Tabell 4.23. Gjennomsnittlig sammensetning av NMVOC i avgass fra to ferger fordelt på modellgrupper. Prosent

Modellgruppe	Gjsn. kort/lang rute	Avgass dieselbil ¹⁾	Fyr.olje stasjonært ²⁾
Etan	3,3	6,5	
n-butan	33,9	35	21
Eten	18,1	12	
Propen	22,7	8	1
o-xylen	22,1	28	6
Formaldehyd	-	6	15
Acetaldehyd	-	4,5	57

Kilde: Cooper et al., 1996.

¹⁾ Emission Inventory Guidebook, 1996.

²⁾ Passant, 1993.

4.2.3.7. Luftfart under 1000 meter

Det er gjort forsøk på å estimere sammensetningen av VOC-utslipp under en LTO-syklus (landing and takeoff). NMVOC-profiler for sivil- og generell flyging er gitt i tabell 4.24. Trekkraften til flyet vil være forskjellig i landings- og avgangsfasen, noe som fører til at spesieringsprofilen sannsynligvis vil være ulik i de to fasene. Men dette vet man lite om i dag. Det er små forskjeller på de to profilene slik at det er det samme hvilken som brukes. Vi bruker profilen for sivil luftfart. I den nasjonale modellen brukes faktoren 3,5 kg NMVOC/tonn drivstoff for innenriks flyging og 0,9 kg/tonn drivstoff ved utenriks flyging. Dette gjelder for charter-, rutefly og helikopter.

Ut fra tabellen bør 9,8 prosent av VOC-utslippet regnes som etan, 7,7 prosent som n-butan, 22,7 prosent som eten, 16,9 prosent som propen, 8,4 prosent som o-xylen, 19,5 prosent som formaldehyd, 9,1 prosent som acetaldehyd og 5,9 prosent som metylglyoxal.

Tabell 4.24. VOC-profil fra en jetmotor basert på en gjennomsnittlig LTO-syklus for sivil luftfart og generell flyging. Prosent

Komponenter	Sivil luftfart	Generell flyging	Modellgruppe
Etylen	22,7	21,6	Eten
Formaldehyd	19,6	19,8	Formaldehyd
Propen	6,7	6,4	Propen
Acetaldehyd	6,1	6,0	Acetaldehyd
Etyn	5,4	5,2	Etan
Aceton	3,2	4,1	Etan
Glyoxal	3,3	3,5	Metylglyoxal
Acrolein	3,0	2,9	o-xylen
Buten	2,6	2,5	Propen
Benzen	2,5	2,5	o-xylen
1,3-butadien	2,3	2,2	Propen
Metylglyoxal	2,6	2,5	Metylglyoxal
n-dodekan	1,4	1,7	n-butan
Butyraldehyd	1,6	1,7	Acetaldehyd
Andre	1,5	1,5	Acetaldehyd
Andre	1,1	1,3	Etan
Andre	6,3	6,6	n-butan
Andre	2,9	2,9	o-xylen
Andre	5,2	5,1	Propen

Kilde: Emission Inventory Guidebook, 1996.

4.3. Oppsummering

For biltrafikk er det laget en felles profil ut fra de to profilene for utslipp fra bensindrevne biler, med og uten katalysator, kombinert med utslippstall fra SSBs veimodell.

Tabell 4.25. Samletabell veitrafikk og mobile aktiviteter utenom veitrafikk

Aktivitet	Kilde	Etan	n-butan	Eten	Propen	o-xylen	Form- aldehyd	Acet- aldehyd	Metyl- glyoxal
3100	Bensin avgass + fordamp. (vanlig)	4,7	45,6	5,6	10,4	31,9	1,4	0,5	
3100	Bensin avgass + fordamp. (kataly.)	5,7	51,5	5,5	8,1	27,8	0,9	0,5	
3100	Felles, med/uten katalysator	4,7	45,9	5,6	10,3	31,7	1,3	0,5	
3100	Diesel avgass	6,5	35	12	8	28	6	4,5	
3310,3320, 3330,3340, 3350,3400	Diesel avgass	6,5	35	12	8	28	6	4,5	
3320,3340, 3360,3570	Bensin avgass+fordamp.	4,7	45,6	5,6	10,4	31,9	1,4	0,5	
3510-3590	Diesel avgass	3,3	33,9	18,1	22,7	22,1			
3710,3720	Drivstoff	9,8	7,7	22,7	16,9	8,4	19,5	9,1	5,9

Kilde: Emission Inventory Guidebook, 1996.

5. BTEX og 1,3-butadien

5.1. Innledning

Det er behov for mer detaljert kunnskap om utslipp av benzen, toluen, etylbenzen og xylen (såkalt BTEX) samt 1,3-butadien enn det som kan gis fra vanlige NMVOC-utslippsoversikter. Disse stoffene, men særlig benzen og 1,3-butadien, er mistenkt for å virke kreftfremkallende i bymiljø. Det finnes lite informasjon om utslippskilder og utslippsfaktorer, og disse stoffene inngår i de nasjonale utslippsoversiktene kun som en andel av NMVOC.

Vi skal her identifisere de viktigste utslippskildene ut fra NMVOC-profilene. Vi angir utslippsfaktorer basert på profilene i kapittel 4, men disse vil være usikre (se avsnitt 4.1)

5.2. Gjennomgang av utslippskildene

EPA utarbeider utslippsoversikter for benzen og 1,3-butadien for USA. Disse kan tjene som en første identifisering av norske utslippskilder.

Tabell 5.1. Viktigste utslippskilder for benzen og 1,3-butadien. Prosent. USA 1990

	Benzen	1,3 butadien
Veitrafikk	45	38
Fly	0	0
Annen mobil (unntatt skip)	20	41
Olje- og gass prod.	11	-
Vedfyring, privat	9	-
Skogbranner	6	11
Kontrollert brann	5	8
Bensindistribusjon, terminaler	2	-
Bensindustribusjon, stasjoner	1	-
Raffinerier	1	0
Kjemisk produksjon	0	2
Koksovner	0	-
Vedfyring, industri	0	-
Avfallsfyllinger	0	-
Sementovner	0	-
Annet	0	0

Kilde: EPA National Air Pollutant Emission Trends. 1900-1994.

Data fra Storbritannia (Urban Air Quality, 1993) indikerer i tillegg at veitrafikk er viktigste kilde til utslipp av etylbenzen og at bruk av løsemidler er viktig for utslipp av toluen og xylen i tillegg til veitrafikk.

Av utslippskilder i byene vil derfor veitrafikk være viktigst, motorredskap og vedfyring være nokså viktig, mens bensindistribusjon vil være litt viktig. Bruk av løsemiddelholdige produkter kan bety noe for utslipp av xylen og toluen. For et første utslippsestimat vil vi foreslå at man ser bort ifra andre kilder enn disse.

5.2.1. Stasjonær forbrenning

5.2.1.1. Industri- og energisektorer

Ved å bruke profilen for forbrenning av treavfall (EPA, 1995) som er gitt i avsnitt 4.2.1.1, skal 26 prosent av utslippet regnes som benzen. Det gir en faktor på 0,3 kg benzen/tonn treavfall.

Kullfyring er kilde til benzen, toluen og xylen, og olje- og gassfyring er kilde til benzen. Se utslippsprofiler for stasjonær forbrenning i industri- og energisektorer i avsnitt 4.2.1.1. Disse profilene (Passant, 1993) gir utslippsfaktorene 0,02 g benzen/kg kull, 0,06 g toluen/kg kull og 0,2 g

xylener/kg kull. Forbrenning av olje og gass gir faktorene 0,004 g benzen/kg olje, 0,009 g benzen/kg gass og 0,005 g toluen/kg gass.

5.2.1.2. Primærnæringer, privat og offentlig tjenesteyting

Vi har ikke funnet egne data, så de samme fordelingene som i industrien må brukes. Benyttes profilene i avsnitt 4.2.1.1, blir faktorene 0,02 g benzen/kg kull, 0,09 g toluen/kg kull og 0,3 g xylener/kg kull. Forbrenning av olje gir faktoren 0,006 g benzen/kg olje.

5.2.1.3. Oppvarming boliger

Vedfyring er antagelig en viktig kilde til benzenutslipp i Norge. Vi vil foreslå å bruke en faktor fra de svenske målingene (se tabell 4.5, Karlsson og Gustavsson, 1992) på 2,3 g benzen/kg ved. Ved å benytte denne faktoren og forbrukstall for vedfyring i husholdningene i Oslo for 1994, gir det et utslipp av benzen på 119 tonn. Dette er omtrent halvparten av benzenutslippet fra biltrafikk i Oslo i 1994. Utslippet av benzen fra biltrafikk i Oslo, 223 tonn, er funnet ved hjelp av prosent benzen i profilen for utslipp fra biltrafikk (tabell 4.20), og utslippet av NMVOC fra biltrafikk i Oslo (SSBs utslippsmodell). I tabell 5.1 utgjør benzenutslipp fra vedfyring privat kun 20 prosent av benzenutslippet fra veitrafikk, men dette gjelder USA hvor vedfyring er mindre enn vanlig.

Oljefyring er kilde til benzen, se avsnitt 4.2.1.3. Utslippsprofilen i tabell 4.6 gir en utslippsfaktor på 0,02 g benzen/kg olje.

I mangel av andre data brukes profilen for fyring med olje for utslipp fra fyring med parafin, tungolje og tungdestillat. Det gir faktorene 0,02 g benzen/kg parafin og tungdestillat og 0,009 g benzen/kg tungolje.

5.2.1.4. Fjernvarmeanlegg

Det finnes ikke datagrunnlag for å beregne noe utslipp.

5.2.1.5. Annen forbrenning

Det finnes foreløpig ikke grunnlag for å beregne utslipp av BTEX, men utslippsfaktorene kan være høye for ukontrollerte forbrenningskilder.

5.2.2. Prosessutslipp og fordampning

5.2.2.1. Lasting og deponering av bensin

Utslipp og utslippsfaktorer for benzen, toluen og xylen fra fordampning fra deponi, tankskip, fylling av stasjonstank og fylling fra stasjon er gitt i tabell 5.2. Utslippet er basert på utslippsprofilen gitt i tabell 4.11 i avsnitt 4.2.2.1 og totalt utslipp av VOC i 1994 (Salgstatistikken 1994 og SFT).

Tabell 5.2. Utslipp og utslippsfaktorer for benzen, toluen og xylener fra lasting og deponering av bensin i de aktuelle kommunene. 1994

Aktivitet	Utslipp i de aktuelle kommunene, tonn			Faktor, g/kg		
	Benzen	Toluen	Xylener	Benzen	Toluen	Xylener
2100 Deponi	1	2	1	0,0012	0,0022	0,00087
2100 Lasting tankskip	18	34	13	0,025	0,045	0,018
2100 Fylling stasjonstank	6	11	4	0,014	0,026	0,010
2200 Fylling privat biler	7	12	5	0,016	0,03	0,012

Kilde: Salgstatistikken SSB og SFT.

5.2.2.2. Fylling av bensin

Utslippsprofilen i tabell 4.11 i avsnitt 4.2.2.1 og totalt VOC-utslipp i 1994 er brukt i beregningen av utslipp av benzen, toluen og xylen. Utslipp og faktorer for fylling av privatbiler for de aktuelle kommunene er gitt i tabell 5.2.

5.2.2.3. Løsemidler

SSBs løsemiddelmodell angir som før nevnt utslipp fordelt på klasser av kjemiske forbindelser. Ingen av BTEX-komponentene er spesifisert i denne modellen, men «aromater» er. Det er lite sannsynlig at noen stor andel av dette er benzen, og vi kan også sannsynligvis se bort ifra utslipp av 1,3-butadien i denne sammenhengen.

Noe utslipp stammer fra bruk av ren toluen og delvis xylen, men størsteparten stammer fra bruk av sammensatte løsemidler, spesielt white spirit og løsemidler i produkter (særlig maling). Toluene og xylen er med i en utslippsprofil fra maling i husholdningene, se avsnitt 4.2.2.6 tabell 4.15. Tabell 5.3 angir utslipp fra løsemidler i 1994 (SSB). For de fleste komponentene er disse utslippstallene representative for flere år tilbake, bortsett fra utslippet av bensol og toluen som er hhv. mye høyere og lavere i 1994 i forhold til tidligere år. Dette gir kun et røft overslag over utslippene. En mer grundig kartlegging må til for å få et mer nøyaktig estimat. Produktregisteret kan ha en del informasjon.

Tabell 5.3. Utslipp fra løsemidler i 1994. Tonn

Komponent	Utslipp
Benzen	142
Toluen	135
Xylol	3
Xylen	27
Etylbenzen	0
White spirit	7562
1,3-butadien	0

Kilde: SSB, løsemiddelmodell.

Vi har ikke noe data slik at BTEX-delen av white spirit kan skilles ut.

En stor del av utslippene av hver av komponentene bensol, xylol, benzen, toluen og xylen stammer fra produksjon av trevarer (nær 35 prosent) og ikke-metallholdige mineralprodukter (ca. 35 prosent). Produksjon av tekstiler utgjør rundt 12 prosent av utslippene av hver av komponentene, mens private husholdninger står for nær 7 prosent. Disse næringene finnes alle i de aktuelle kommunene. Metallproduksjon står også for nær 7 prosent, men i fire av de elleve kommunene er ikke denne kilden aktuell. Store variasjoner innen næringene kan forekomme, og det er derfor vanskelig å fordele disse utslippene nøyaktig på region. Vi vil foreslå at vi foreløpig ser bort ifra dem. Utslipp fra større virksomheter bør heller kartlegges spesielt.

Toluen er oppgitt i en utslippsprofil fra trykkerier i en engelsk rapport (Passant, 1993). Dataene kan ikke uten videre antas å gjelde i Norge siden det kan være andre trykkeriprosesser her. Profilen generelt stemte ikke spesielt bra med vår utslippsmodell hvor trykkfarger ikke inneholder aromater i det hele tatt. Produktregisteret kan gi mer informasjon om dette.

Toluen og xylen er noen av de vanligste organiske løsemidler i malinger og lakker. I 1986 var det brukt 2200 tonn toluen og 4950 tonn xylen (SFT, 1992a). I beskyttende industrimalinger er det registrert et innhold av toluen på 1-30 prosent og 5-60 prosent xylen (SFT, 1992a). Løsemiddelbaserte industrilakker inneholder fra 1-10 prosent toluen (klarlakk, sinkmaling) og 0-60 prosent xylen (avhengig av type lakk). Bilgrunninger og -lakker kan inneholde 10-30 prosent toluen og 5-100 prosent xylen. Toluene er også registrert i lim, fra 1-10 prosent i kontaktlim og universallim (SFT, 1992a). I bilsparkel og diverse tetningsmasser er det registrert et innhold av toluen på 1-5 prosent og av xylen på 10-100 prosent.

5.2.2.4. Industri

Asfaltverk

Asfalt «blowing» kan være en kilde til benzen. Asfalt blåses bare et sted i Norge (ikke i de aktuelle byene) slik at denne kilden ikke er aktuell.

5.2.2.5. Andre prosessutslipp

Vi har ikke funnet noe i litteraturen vi har gjennomgått.

5.2.3. Mobile kilder

5.2.3.1. Biltrafikk

Utslipp av benzen, toluen, xylener og etylbenzen fra avgass og fordampning av bensin og avgass fra diesel er gitt i tabell 5.4. Faktorene og utslippene er beregnet ut fra utslippsprofilene (Emission Inventory Guidebook, 1996) gitt i tabell 4.20 i avsnitt 4.2.3.1 og totalt VOC-utslipp fra bensin og diesel i 1994 (SSB, veimodell). BTEX utgjør rundt 21 prosent av det totale NMVOC-utslippet fra bensindrevne biler og 6 prosent av det totale NMVOC-utslippet fra diesel.

Tabell 5.4. Faktorer (g/kg) og utslipp av BTEX fra fordampning og avgass fra bensin og avgass fra diesel. 1994. Tonn

Komponent	Faktor, avgass bensin ¹⁾	Faktor, avgass bensin ²⁾	Faktor fordam. bensin	Faktor, diesel	Utslipp fra bensin ³⁾	Utslipp fra diesel
Benzen	1,3	1,0	0,08	0,08	2251	75
Toluen	3,5	2,0	0,08	0,06	5781	56
o-xylen	0,7	0,6	..	0,02	1177	19
m,p-xylen	1,6	1,2	0,04	0,08	2702	56
Etylbenzen	0,6	0,4	..	0,02	988	19

Kilde: SSB, veimodell.

¹⁾ Utslipp fra avgass fra bensindrevne biler uten katalysator.

²⁾ Utslipp fra avgass fra bensindrevne biler med katalysator.

³⁾ Utslipp fra avgass og fordampning fra bensindrevne biler med og uten katalysator.

5.2.3.2. Mopeder og motorsykler

Den samme fordelingen som for biltrafikk (tabell 4.20 avsnitt 4.2.3.1) kan brukes i mangel av andre data. Denne profilen og utslippstall for NMVOC fra veitrafikkmodellen (SSB) gir faktorene i tabell 5.5.

Tabell 5.5. Faktorer og utslipp av BTEX fra moped/motorsykler. 1994. g/kg

Komponent	Faktor, avgass bensin	Utslipp, tonn
Benzen	10,0	159
Toluen	26,5	424
o-xylen	5,5	88
m,p-xylen	12,4	198
Etylbenzen	4,6	74

Kilde: SSB, veimodell.

5.2.3.3. Snøscootere

I byene vil utslipp fra snøscootere være av liten betydning.

5.2.3.4. Motorredskap, diesel og bensin

Ifølge Emission Inventory Guidebook kan VOC-profiler gitt i tabell 4.20 også brukes for «off-road» bensin- og dieseldrevne motorredskaper. Det gjelder for sektorene Forsvaret (3350), jernbane (3400), fritidsbåter (3570), jordbruk (3310), skogbruk (3320), industri (3330 og 3340) og hagearbeid (3360). I parentes er aktiviteten (se innledning) som kilden faller inn under angitt.

Tabell 5.6. Faktorer for BTEX for motorredskaper og småbåter. 1994. kg/tonn

Aktivitet	Motorredskaper	Faktor ¹⁾	Benzen	Toluen	o-xylen	m,p-xylen	Etylbenzen
3310	Jordbruk - diesel	7,2	0,1	0,1	0,04	0,1	0,04
3320	Skogbruk - diesel	5,7	0,1	0,09	0,03	0,09	0,03
3330	Bergverk - diesel	4	0,08	0,06	0,02	0,06	0,02
3340	Bygg og anlegg - diesel	3,8	0,08	0,06	0,02	0,06	0,02
3340	Bygg og anlegg - bensin	110	4,1	10,5	2,1	4,9	1,8
3350	Forsvaret - diesel	4,8	0,1	0,07	0,02	0,07	0,02
3360	Gressklippere -bensin	110	4,1	10,5	2,1	4,9	1,8
3400	Jernbane - diesel	4	0,08	0,06	0,02	0,06	0,02
3570	Småbåter - bensin	201 ²⁾	7,5	19,2	3,9	9,0	3,3

Kilde: ¹⁾ Faktor for NMVOC: SSBs utslippsmodell.

²⁾ Gjelder både 2- og 4-takts.

5.2.3.5. Jernbane

VOC-profilen gitt i tabell 4.20 kan også brukes for dieseldrevne lokomotiver (Emission Inventory Guidebook, 1996). Utslippsfaktorer for BTEX er gitt i tabell 5.6.

5.2.3.6. Skip

En svensk/norsk studie (Cooper et al., 1996) gjort i Skagerrak-Øresund regionen gir en utslippsprofil av NMVOC i avgass fra to fergetyper, se tabell 4.22 avsnitt 4.2.3.6. Vi har brukt et gjennomsnitt av profilene fra de to fergene som gir følgende fordeling av NMVOC-utslippet: 8,0 prosent skal regnes som benzen, 4,8 prosent som toluen, 2,8 prosent som m,p-xylen, 1,4 prosent som o-xylen og 0,7 prosent som etylbenzen. I mangel av andre data er fordelingen antatt å gjelde alle skipsaktivitetene 3510 til 3690, unntatt 3570 lystbåter. I tabell 5.7 er faktorer for BTEX beregnet ut fra profilene i tabell 4.22 og utslippsfaktorer for de ulike skipstypene (Flugsrud og Rypdal, 1996).

Tabell 5.7. Faktorer for BTEX fra avgass fra ferge/skip. g/kg

Aktivitet	NMVOC	Benzen	Toluen	m,p-xylen	o-xylen	Etylbenzen
3510-3540, 3580-3590, 3664	2,25	0,2	0,1	0,06	0,03	0,02
3560, 3661	2,75	0,2	0,1	0,08	0,04	0,02

Kilde: Flugsrud og Rypdal, 1996.

5.2.3.7. Luftfart under 1000 meter

Som nevnt tidligere i avsnitt 4.2.3.7 er det gjort forsøk på å estimere sammensetningen av VOC-utslipp under en LTO-fase (landing and takeoff). Fra VOC-profilen gitt i tabell 4.24 er 2,5 prosent av NMVOC-utslippet benzen, 2,3 prosent 1,3-butadien, 0,68 prosent toluen, 0,38 prosent m,p-xylen, 0,25 prosent o-xylen og 0,22 prosent etylbenzen. En LTO-fase regnes som alt under 1000m. I kommunene hvor flyplassene ligger tas bare utslipp < 100m med. I mangel av andre data antar vi at fordeling av utslipp < 100m er lik den for hele LTO-fasen. Faktorene i tabell 5.9 er beregnet ut fra antall LTO på hver flyplass.

Tabell 5.8. Utslipp av NMVOC og BTEX i LTO-fase på ulike flyplasser (< 100m). Tonn

	NMVOC*	Benzen	1,3-butadien	Toluen	m,p-xylen	o-xylen	Etylbenzen
Fornebu, Bærum	60,0	1,5	1,4	0,4	0,2	0,1	0,1
Flesland, Bergen	37,2	0,9	0,9	0,2	0,1	0,09	0,08
Geiteryggen, Skien	2,9	0,07	0,07	0,02	0,01	0,01	0,01

Kilde: *SSBs utslippsmodell.

Tabell 5.9. Faktorer for hver BTEX. kg/LTO

Komponent	Faktor
Benzen	0,019
1,3-butadien	0,017
Toluen	0,0051
m,p-xylen	0,0028
o-xylen	0,0019
Etylbenzen	0,0016

5.3. Oppsummering

Tabell 5.10. Samletabell BTEX stasjonær forbrenning, prosess og fordampning

Aktivitet	Evare/kilde	Faktor, g/kg	Ref.	Profil, %			Faktor, g/kg		
		NMVOC		Benzen	Toluen	Xylen	Benzen	Toluen	Xylen
1100	Kull	0,8	1)	2	8	26	0,02	0,06	0,2
1100	Treavfall	1,3	2)	26			0,3		
1100	Gass	0,1	1)	9	5		0,009	0,005	
1100	Olje	0,4	1)	1			0,004		
13/14/ 1500	Kull	1,1	1)	2	8	26	0,02	0,09	0,29
13/14/ 1500	Olje	0,4	1)	1			0,004		
1600	Ved						2,3 ³⁾		
1600	Olje	0,6	1)	3			0,018		
1600	Parafin	0,6	1)	3			0,018		
1600	Tungdest.	0,6	1)	3			0,018		
1600	Tungolje	0,3	1)	3			0,009		
2100	Deponi	0,109	4)	1,1	2,0	0,8	0,0012	0,002	0,0009
2100	Lasting tankskip	2,244	4)	1,1	2,0	0,8	0,025	0,045	0,018
2100	Fylling stasjonstank	1,31	4)	1,1	2,0	0,8	0,014	0,026	0,010
2200	Fylling privatbiler	1,48	4)	1,1	2,0	0,8	0,016	0,03	0,012

Kilde: NMVOC-faktorer; SSB, nasjonalmodellen.

1) Passant, 1993.

2) EPA, 1995.

3) Karlsson og Gustavsson, 1992.

4) Emission Inventory Guidebook, 1996.

Tabell 5.11. Samletabell BTEX mobile kilder

I tabellen er det også laget et felles sett av faktorer for de to settene med faktorer for avgass fra biler med og uten katalysator. Fordampning fra bensin inngår også. Fellessettet av faktorer er funnet ved hjelp av utslippstall fra SSBs veimodell.

Aktivitet		Ref.	Faktor, g/kg					
			Benzen	Toluen	o-xylen	m,p-xylen	Etyl-benzen	1,3-butadien
3100	Avgass bensin	1),2)	1,3	3,5	0,7	1,6	0,6	
3100	Avgass bensin, katalysator	1),2)	1,0	2,0	0,6	1,2	0,4	
3100	Fordamp. bensin	1),2)	0,08	0,08	..	0,04	..	
3100	Felles	1),2)	1,3	3,5	0,7	1,6	0,6	
3100	Avgass diesel	1),2)	0,08	0,06	0,02	0,08	0,02	
3100	Avgass bensin, motorsykkel/moped	1),2)	10,0	26,5	5,5	12,4	4,6	
3310	Avgass diesel	2),5)	0,1	0,1	0,04	0,1	0,04	
3320	Avgass diesel	2),5)	0,1	0,09	0,03	0,09	0,03	
3330	Avgass diesel	2),5)	0,08	0,06	0,02	0,06	0,02	
3340	Avgass diesel	2),5)	0,08	0,06	0,02	0,06	0,02	
3340	Avgass bensin	2),5)	4,1	10,5	2,1	4,9	1,8	
3350	Avgass diesel	2),5)	0,1	0,07	0,02	0,07	0,02	
3360	Avgass bensin	2),5)	4,1	10,5	2,1	4,9	1,8	
3400	Avgass diesel	2),5)	0,08	0,06	0,02	0,06	0,02	
3570	Avgass bensin	2),5)	7,5	19,2	3,9	9,0	3,3	
3510-3540, 3580-3590, 3664	Drivstoff	3),4)	0,2	0,1	0,03	0,06	0,02	
3560, 3661	Drivstoff	3),4)	0,2	0,1	0,04	0,08	0,02	
3710-3720*	Drivstoff	2),5)	0,019	0,0051	0,0019	0,0028	0,0016	0,017

Kilde: ¹⁾ SSBs veimodell.

²⁾ Emission Inventory Guidebook, 1996.

³⁾ Flugsrud og Rypdal, 1996.

⁴⁾ Cooper et al., 1996.

⁵⁾ SSBs utslippsmodell.

*Faktorer gitt i kg/LTO

Referanser

- Asfaltprosjektet 1991-92. Sluttrapport. Statens vegvesen 1993.
- Atmospheric Emission Inventory Guidebook, 1996. European Environment Agency.
- Bang, J.R. (1993): *Utslipp fra dieseldrevne anleggsmaskiner, arbeidsredskaper, traktorer og lokomotiver*. Teknologisk institutt, Avdeling for kjøreteknikk, Oslo.
- Bang, J.R. (1996): *Utslipp av NMVOC fra fritidsbåter og bensindrevne motorredskaper*. Teknologisk institutt, Avdeling for kjøreteknikk, Oslo.
- Braathen O.A., N. Schmidbauer og O. Hermansen (1991): *Utslipp av metan og hydrokarboner fra vedfyring*. NILU OR 28/91 O-8993.
- Bækken, T. (1993): *Miljøvirkninger av vegtrafikkens asfalt og dekkslitasje*. NIVA-rapport O-92090.
- Cooper D.A., K. Peterson and D. Simpson (1996): Hydrocarbon, PAH and PCB emissions from ferries: A case study in the Skagerrak-Kattegat-Øresund region. *Atmospheric Environment* Vol. 30, No. 14, pp. 2463-2473.
- Economic Commission for Europe (ECE) (1997): Executive Body for the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Note prepared by the secretariat: *Definitions for Polychlorinated Biphenyls (PCBS) and Polyaromatic Hydrocarbons (PAHS)*. Doc.: EB.AIR/WG.5/R.90. Geneva 14 August 1997.
- EPA (1995): *Compilation of air pollutant emission factors. Volume I: Stationary point and area sources*. Fifth edition. AP-42. Environmental Protection Agency, USA.
- Evensen, R. (1997a): Personlig meddelelse. Telefonsamtale 11/12 1997. ViaNova, Bærum.
- Evensen, R. (1997b): *Vegdekkeslitasje Rv 190 Etterstadsletta. Utvikling i vegdekkers slitestyrke*. Notat til J. Johansen. ViaNova, Bærum.
- Figenbaum E. og J.R. Bang (1994): *PAH-utslipp fra kjøretøyer*. Teknologisk Institutt.
- Flugsrud K. og K. Rypdal (1996): *Utslipp til luft fra innenriks sjøfart, fiske og annen sjøtrafikk mellom norske havner*. Rapporter 96/17, Statistisk sentralbyrå.
- Flugsrud K., O.K. Hunnes og E. Lasson (1996): *Metode for beregning av energivareforbruk og utslipp på grunnkretser. Beregninger for 1992 og 1993 for kommunene Oslo, Drammen, Bergen og Trondheim*. Notater 96/56, Statistisk sentralbyrå.
- Gjerald, E. (1997a): Personlig meddelelse 3. november 1997. Energiseksjonen, Statens forurensningstilsyn.
- Gjerald, E. (1997b): Partikkelutslipp til luft fra industribedrifter. Brev til SSB datert 16. november 1997. Energiseksjonen, Statens forurensningstilsyn.
- Giegrich J. et al (1997): *PCDD/F and PAH in Germany, Emission balance and reduction measures*. Research project no. 104 02 365 commissioned by the Federal Environmental Protection Agency, Heidelberg, Germany.
- Hansen, A.C. og H.K. Selte (1997): Luftforurensning og sykefravær i Oslo - er det en sammenheng. *Økonomiske analyser* 3/97, Statistisk sentralbyrå, Oslo.
- Hansen, F.H. (1991): *Godkjenningsprosedyrer for fastbrenselfyrte ildsteder*. STF25 F91010. SINTEF Norges branntekniske laboratorium.
- Hedalen (1994): *Vegslitasje - partikkelstørrelsesfordeling*. STF36 A94011. SINTEF Bergteknikk, Trondheim.
- Hedalen (1995): *Arbeidsmiljø i vegtunneler satt under trafikk. Dell*. SINTEF/Statens Vegvesen STF36 A95009.
- Helsedirektoratet (1990): Retningslinjer for inneluftkvalitet. *Helsedirektoratets utredningsserie* 6/90.

- Karlsson M.L. og L. Gustavsson (1992): *Karakterisering av røkgasser från vedpannor*. Swedish National Testing and Research Institute. SP rapport 1992:49.
- Karlsson M.L., P.A. Wallin og L. Gustavsson (1992): *Emissioner från biobrense-eldade anläggningar mellan 0,5 och 10 MW*. Swedish National Testing and Research Institute. SP rapport 1992:46.
- Kjemi (1997): Piggdekkstøv som miljøproblem. Artikkel i tidsskriftet *Kjemi*, 2/97.
- Larssen S. (1991): *Partikler i tettstedsluft i Norden. Utslipp - forekomst - helsepåvirkninger, med hovedvekt på bilekspartikler*. OR 11/91. Norsk institutt for luftforskning (NILU), Kjeller.
- Larssen S. (1997): Personlig meddelelse. Elektronisk post til G. Haakonsen datert 26/8 1997.
- Lloyd's Register of Shipping (1993): *Marine Exhaust Emission Research Programme*. Phase II: Transient Emission Trials.
- Lloyd's Register (1995): *Marine Exhaust Emission Research Programme*.
Materialstrømsanalyse av PAH, 1995. NIVA/NILU rapport O-92108.
- Myran T. (1995): Stein i veg. *Piggdekkslitasje - støvproblemer*. Holmenkollen Park Hotel Rica 2.-3. februar 1995.
- NILU (1997a): *Program for utvikling av modeller for beregning av veistøv i luft. Utvikling av utslippsmodell for PM₁₀ fra veitrafikk*. Utkast til rapport. Norsk institutt for luftforskning.
- NILU (1997b): Fax fra Sverre Solberg.
- NS 9815 Norsk standard. Vann- og luftundersøkelse. Gasskromatografisk analyse for bestemmelse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).
- Parma Z. et al. (1995): *Atmospheric emission inventory guidelines for persistent organic pollutants*. Prague, The Czech Republic.
- Passant N.R. (1993): *Emission of volatile organic compounds from stationary sources in the UK*.
- Rau, J.A. og J.J. Huntzicker (1984): Composition and size distribution of residential wood smoke aerosols. Presentert på The 21st Annual Meeting of the Air and Waste Management Association, Pacific Northwest International Section, Portland, USA.
- Rosendahl, K.E. (1996): *Helseeffekter av luftforurensning og virkninger på økonomisk aktivitet. Generelle relasjoner med anvendelse på Oslo*. Rapporter 96/8. Statistisk sentralbyrå.
- Rosland, A. (1987): *Utslippskoeffisienter. Oversikt over koeffisienter for utslipp til luft og metoder for å beregne disse*. Statens forurensningstilsyn. Luftseksjonen, Oslo.
- Rypdal K. og T. Mykkelbost (1996): *Utslippsfaktorer for miljøgifter*. Upublisert notat, Statistisk sentralbyrå.
- Rypdal, K. og B. Tornsjo (1997): *Utslipp til luft fra norsk luftfart*. Rapporter 97/20, Statistisk sentralbyrå.
- Schwartz, J., D.W. Dockery og L.M. Naes (1996): Is daily mortality associated specifically with fine particles? *Journal of Air and Waste Association*. 46: 927-939.
- SFT (1991): *Petroleumsprodukter. Hovedtyper, sammensetning og helsefarevurdering*. Rapport 91:04, Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- SFT (1992a): *Kartlegging av helse- og miljøskadelige stoffer i maling, lakk, lim mv*. Rapport 92:09, Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- SFT (1992b): *Virkninger av luftforurensninger på helse og miljø. Anbefalte luftkvalitetskriterier*. Rapport 92:16, Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- SFT (1993): *Utslipp fra veitrafikken i Norge. Dokumentasjon av beregningsmetode, data og resultater*. Rapport 93:12, Statens forurensningstilsyn, Oslo.

- SFT(1994): Analyse av polysykliske hydrokarboner ved ved-ovnsforbrenning. Resultater fra SINTEF Oslo på oppdrag fra SFT.
- SFT (1995): *Forbrenningsanlegg. Veiledning for saksbehandlere*. Rapport 95:13, Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- SFT (1998): *Utslipp fra veitrafikk i Norge*. Rapport under utarbeidelse. Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- SFT. *Guidance document concerning estimation of the emission of PAH from diffuse sources*. Rapport til Parcom.
- SSB (1995): *Energistatistikk 1995*. NOS C347, Statistisk sentralbyrå.
- SSB (1997): *Utslipp til luft i norske kommuner 1994*. NOS C-395, Statistisk sentralbyrå.
- Statens vegvesen (1995a): *Undersøkelse av vegvedlikehold og kjøreforhold - vinteren 1994/1995. Del I: Samlet fremstilling og analyser av undersøkelsene i perioden 1990 - 94*. Nr. 95-333. Vegdirektoratet, Driftsavdelingen, Vedlikeholdskontoret.
- Statens vegvesen (1995b): *Undersøkelse av vegvedlikehold og kjøreforhold - vinteren 1994/1995. Del II: Statistikkhefte for undersøkelsene i perioden 1990 - 94*. Nr. 95-334. Vegdirektoratet, Driftsavdelingen, Vedlikeholdskontoret.
- Statens vegvesen (1996): *Veg-grepsprosjektet; Delprosjekt 5.15: Samfunnsøkonomiske konsekvenser; Dokumentasjon av beregningsmodell*. Intern rapport nr. 1918. Vegdirektoratet, Veglaboratoriet
- Statens vegvesen (1997a): *Veg-grepsprosjektet: Samlerapport; Konklusjoner, forslag til ny veg-grepspolitikk og resultater*. Intern rapport nr. 1994. Vegdirektoratet.
- Statens vegvesen (1997b): *Undersøkelse om bruk av piggdekk*. Ikke publisert.
- TNO (1996): *Particulate matter emissions (PM_{10} - $PM_{2.5}$ - $PM_{0.1}$) in Europe in 1990 and 1993*. TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovation, Apeldoorn, Nederland.
- Verdal, S. (1997): Ambient particles and health: Lines that divide. *Journal of Air and Waste Association*. 47: 551-581.
- Urban Air Quality in the United Kingdom, January 1993. First Report of the Quality of the Air Review Group.

Vedlegg 1 Tettheter for utvalgte petroleumsprodukter

Tabellen er hentet fra SSBs Energistatistikk 1995 (SSB, 1995). Kg/dm³.

Petroleumsprodukt	Egenvekt
LPG	0,51
Parafin	0,80
Lett fyringsolje	0,84
Spesialdestillat	0,88
Tungolje	0,97

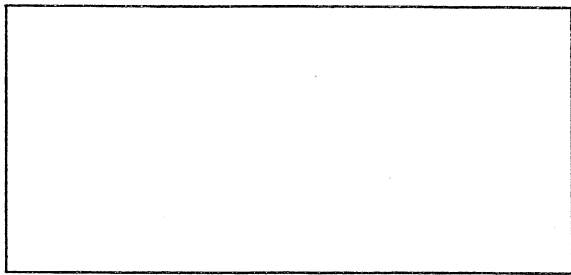
Vedlegg 2 Energivarer

- 01 Kull
- 02 Kullkoks
- 03 Petrolkoks
- 04 Ved, treavfall, avlut
- 05 Naturgass
- 06 Annen gass (brenngass, raffinerigass og deponigass)
- 07 LPG (flytende gass, propan og butan)
- 08 Bilbensin
- 09 Annen bensin (flybensin)
- 10 Fyringsparafin
- 11 Annen parafin (jet parafin)
- 12 Autodiesel
- 13 Marine brennstoff
- 14 Lette fyringsoljer
- 15 Tungdestillat (spesialdestillat)
- 16 Tungolje
- 18 Avfall

De sist utgitte publikasjonene i serien Notater

- 97/72 E.J. Fløttum: Grupperinger av næringer i offisiell statistikk - revidert utgave. 41s.
- 97/73 L. Solheim og D.Q. Pham: Prekorrigering av påskeeffekten for detaljvolumindeksen 1979-1997. 58s.
- 97/74 D. Roll-Hansen: Lesernes mening om avisen Forskning. 45s.
- 97/75 M.V. Dysterud og E. Engeli: Tettstedsavgrensning og arealbruksstatistikk for tettsteder 1997: Dokumentasjon av metode og programmering. 61s.
- 98/1 L.C. Zhang: Dokumentasjonsrapport: Den nye estimeringsmetoden for Arbeidskraftundersøkelsen (AKU): Fylkesvis kalibrering med landsetterstratifiserte vektorer som startverdier. 18s.
- 98/2 FoB2000. Rapport fra seminar om innholdet i Folke- og boligtellingsen år 2000. 20. november 1997, i SSB, Oslo. 50s.
- 98/3 L. Belsby og A. Vedø: Frafallsanalyse av Helseundersøkelsen 1995. 22s.
- 98/4 H.M. Teigum: Omnibusundersøkelsene 1997: Dokumentasjonsrapport. 138s.
- 98/5 Metodevalg og kostnader ved etablering og drift av et boligregister. Revidert forslag: Rapport fra en arbeidsgruppe som har revidert og oppdatert planene for opprettelse av et boligregister. 31s.
- 98/6 S. Kristoffersen og R. Eriksen: Inntekts- og formuesundersøkelsen for personlig næringsdrivende 1993: Dokumentasjon. 172s.
- 98/8 P.Ø. Kolbjørnsen: Pilotundersøkelse om postvirksomhet. 24s.
- 98/9 K. Bjønnes, G. Dahl og B.R. Joneid: FD - Trygd: Dokumentasjonsrapport: Pensjoner, grunn- og hjelpestønader, avslag på uførepensjon. 1992-1993. 123s.
- 98/10 I. Helde: Arbeidsgiveravgiften 1967-1998 - soneinndelingen. 37s.
- 98/11 V. Pedersen: Inntekts- og formuesundersøkelsen 1995: Dokumentasjon. 89s.
- 98/12 A. Langørgen: Indekser for bosettingsmønstre i kommunene. 7s.
- 98/13 G. Dahl, B.R. Joneid og R. Wølner: FD - Trygd: Dokumentasjonsrapport: Økonomisk sosialhjelp. 1992-1993. 26s.
- 98/14 A.S. Abrahamsen: Oppgavebyrde og fleksibilitet for bedrifter og foretak etter SSBs utvalgsplaner. 91s.
- 98/15 FoB2000: Folke- og boligtellinger i Danmark og Finland: Rapport fra en studietur 1.-4. desember 1997. 29s.
- 98/16 A.A. Ritland: Livsstil, seksualitet og helse: En spørreskjemaundersøkelse: Dokumentasjonsrapport. 13s.
- 98/17 A.A. Ritland: Seksualitet og helse: En spørreskjemaundersøkelse: Dokumentasjonsrapport. 24s.
- 98/18 H.M. Teigum: Kostholdsundersøkelsen 1997: Dokumentasjonsrapport. 38s.
- 98/19 C. Hendriks: FoB2000: Rapport fra seminar 18. mars 1998 om kjennemerker i boligtellingsen. 41s.
- 98/20 D.Q. Pham: Sesongjustering av tidsserier i Statistisk sentralbyrå: En sammenligning mellom X11 ARIMA og X12 ARIMA. 85s.
- 98/21 F. Bendiksen og K.-A. Hovland: Foreldrebetalingundersøkelse: Rapport om betalingen for heldagsopphold i kommunale og private barnehager. 1. halvår 1998. 36s.
- 98/22 L. Lindholt: Dynamiske oljemodeller: Intertemporal optimering og adferds-simulering. 55s.
- 98/23 T.N. Evensen: Nasjonalregnskap: Beregning av post- og distribusjonsvirksomhet. 23s.
- 98/24 P.M. Holt, L. Haugen og P.E. Gjedtjernet: Skattestatistikk. Etterskuddspliktige 1995 og 1996: Dokumentasjon. 36s.

Notater



Tillatelse nr.
159 000/502

B *Returadresse:*
Statistisk sentralbyrå
Postboks 8131 Dep.
N-0033 Oslo

Statistisk sentralbyrå

Oslo:
Postboks 8131 Dep.
0033 Oslo

Telefon: 22 86 45 00
Telefaks: 22 86 49 73

Kongsvinger:
Postboks 1260
2201 Kongsvinger

Telefon: 62 88 50 00
Telefaks: 62 88 50 30

ISSN 0806-3745



Statistisk sentralbyrå
Statistics Norway