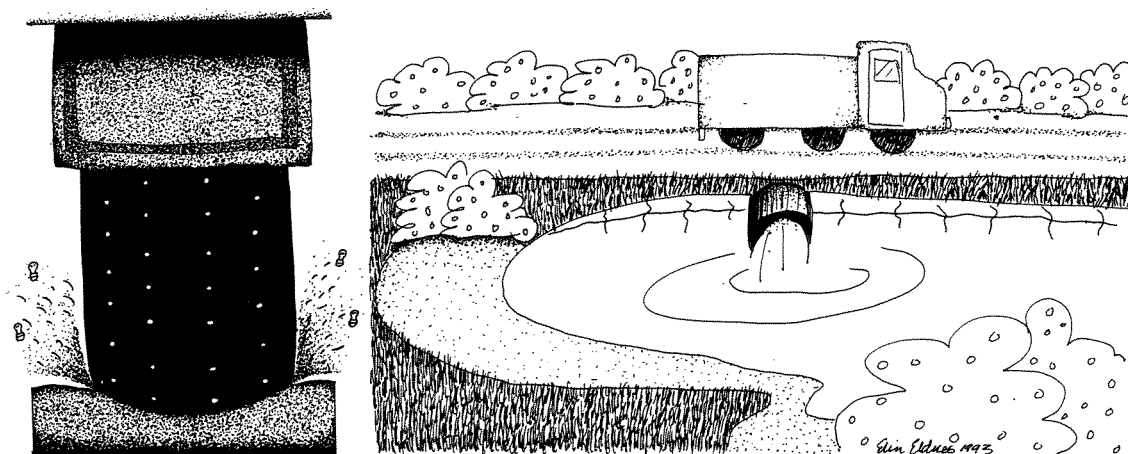


0-92090

Miljøvirkninger av vegtrafikkens asfalt og dekkslitasje

Environmental Effects of Traffic Pollution
Caused by Wear and Tear of Road
Surfaces and Tyres



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Udernr.:
O-92090	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2874	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 32 56 40	Telefon (47 83) 85 280
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 76 653	Telefax (47 5) 32 88 33	Telefax (47 83) 80 509

Rapportens tittel: Miljøvirkninger av vegtrafikkens asfalt og dekkslitasje	Dato:	Trykket:
	April	NIVA 1993
Forfatter(e): Torleif Bækken	Faggruppe:	
	Samferdsel	
	Geografisk område:	
	Antall sider:	Opplag:
	42	50

Oppdragsgiver: Den Nordiske Trafikkgruppen, Nordisk Ministerråd	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

<p>Ekstrakt:</p> <p>Rapporten gir en oversikt over veg og bildekkslitasje, estimerer slitasjemengder og gir en sammenfatning av effekter i det vegnære miljøet basert på litteraturstudier. Det nordiske vegnettet slites betydelig på grunn av utstrakt bruk av piggdekk. Bitumen i vegdekket inneholder små mengder miljøfarlige stoffer som PAH, TOC1 og enkelte tungmetaller. Bildekk inneholder bl.a. tungmetallene sink, kadmium og bly. Forurensningene tilføres de vegnære økosystemene, der de akkumulerer og utgjør et forurensningspotensiale. Det finnes mye litteratur angående kjemisk karakterisering av f.eks. vegstøv og avrenningsvann. Det er imidlertid lite kunnskap om virkninger i økosystemene. Det er foreslått mulige forskningsområder.</p>
--

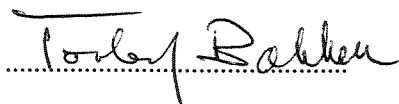
4 emneord, norske

1. Trafikkforurensning
2. Vegslitasje
3. Bildekkslitasje
4. Miljøvirkninger

4 emneord, engelske

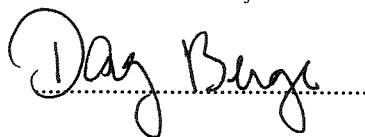
1. Traffic pollution
2. Road surface wear
3. Tyre wear
4. Environmental effects

Prosjektleder



Torleif Bækken

For administrasjonen



Dag Berge

ISBN 82-577-2293-6

**Norsk institutt for vannforskning
Oslo**

O-92090

Miljøvirkninger av vegtrafikkens asfalt og dekkslitasje

**Environmental Effects of Traffic Pollution Caused by Wear and
Tear of Road Surfaces and Tyres**

1993

Torleif Bækken

Forord

Den Nordiske Trafikkgruppen hos Nordisk Ministerråd har ønsket å få en sammenstilling av dagens kunnskap når det gjelder miljøvirkninger av vegtrafikkens asfalt og dekkslitasje. NIVA ble i den forbindelse forespurt om å lage en slik sammenstilling. NIVA har kompetanse fra tidligere og nåværende prosjekter på forurensning fra veg, samt kompetanse på effekter av partikler, tungmetaller og organiske miljøgifter i vannmiljø.

Det har vært gjort spredte undersøkelser på miljøeffekter av denne potensielt store forurensningskilden. Det finnes imidlertid ingen sammenfattende sammenstilling som belyser problemets omfang, hvilke forurensninger som vil være viktige eller om effekter i miljøet. Problemområdet er også vanskelig å avgrense fordi det vegnære miljøet aldri mottar forurensninger bare fra disse kildene. Veg og bildekkslitasjen frigjør store mengder partikler. Partiklenes direkte effekter blir bare i begrenset grad tatt opp i denne rapporten, mens partiklenes effekter via deres innhold og transport av miljøgifter er tillagt større vekt.

Rapporten er basert på informasjon hentet fra et utvalg litteratur fra NIVA's og andre norske institutter's bibliotek, fra forskjellige internasjonale litteratur-databaser og fra personlige kontakter i Norge og utlandet.

Kontaktperson for Den Nordiske Trafikkgruppen har vært dens sekretær, avdelingsdirektør Kjell Andersson, ved Statens Naturvårdsverk i Sverige.

NIVA
Oslo, April 1993

Torleif Bækken

Innholdsfortegnelse

Forord	3
Sammendrag	5
Summary	9
1. Innledning	13
2. Vegslitasje	14
2.1 Slitasjeprodukter	14
2.1.1 Fysisk karakterisering	15
2.1.2 Kjemisk karakterisering	15
2.1.3 Mengder	17
3. Bildekkslitasje	20
3.1 Slitasjeprodukter	20
3.1.1 Fysisk og kjemisk karakterisering	20
3.1.2 Mengder	22
4. Miljøeffekter	23
4.1 Spredning	23
4.2 Terrestre økosystemer	26
4.2.1 Jord og vegetasjon	27
4.2.2 Fauna	30
4.3 Akvatiske økosystemer	31
4.3.1 Vann og sedimenter	31
4.3.2 Vegetasjon og fauna	33
5. Forskningsbehov	36
6. Litteratur	37

Sammendrag

1) Problematikken omkring vegtrafikkforurensning er komplisert. Det kommer forurensninger fra flere kilder, fra drivstofforbrenning og fra slitasje av bildeler, bildekk og vegbanen. De forurensende stoffene er av flere typer; ulike gasser, tungmetaller, salt, organiske mikroforurensninger og partikler. Forurensningene havner i ulike terrestre og akvatiske økosystemer der de kan få større eller mindre effekter.

2) Målsetningen i denne rapporten er å gi en oversikt over forurensningspotensialet i den vegslitasjen som foregår, først og fremst ved bruk av piggdekk, og å gi en oversikt over forurensningspotensialet som ligger i slitasjen av bildekk samt å gi en sammenfatning, med bruk av eksempler, på dokumenterte virkninger av vegforurensninger i vegnære terrestre og akvatiske miljøer. Dette vil i de aller fleste tilfeller også inkludere effekter av bly, selv om bly først og fremst kommer fra forbrenning av blyholdig bensin. Miljøvirkninger med utgangspunkt spesielt i slitasjeprodukter er ytterst lite undersøkt.

3) Årlig slites det vekk store mengder vegdekke fra det nordiske vegnettet. Utstrakt bruk av piggdekk i vintersesongen er den langt viktigste årsaken til denne slitasjen. Både på Island, i Sverige, Finland og Norge er bruken av piggdekk generelt sett stor (50-99%). På asfaltveger kan slitelaget bestå av ca 90% stein, ca 5% filler (steinstøv) og ca 5% bindemidler (bitumen). Når kjøretøy med piggdekk kjører på dette, slites steinene ned til små partikler som sammen med filler og bitumenpartikler virvles opp som støv. Innholdet av partikler i lufta avtar eksponentielt både vertikalt og horisontalt med avstanden fra vegen. Som en stadig repeterende prosess vil noe av støvet deponeres på vegoverflaten, resuspendes, knuses ytterligere, spres ut i terrenget eller vaskes ut i grøfter og drenerør i regnværperioder. Det typiske mønsteret er at det aller meste av slitasjeproduktene fra veg og bildekk som ikke vaskes vekk i regnværperioder deponeres innenfor ca 20m på begge sider av vegen. Enkelte av forurensningene kan imidlertid spores flere hundre meter fra vegen

4) Bindemidlet i asfalt (bitumen) er en kompleks blanding av et stort antall organiske forbindelser med høy molekylvekt. Små mengder av disse er organiske miljøgifter som PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og klorerte organiske forbindelser. Sum PAH for den vanlige bitumentypen B180 ble i 1992 funnet å ligge i området 6-66 ppm. Det er imidlertid variasjoner mellom bitumentypene og fra år til annet. Bitumen har et forholdsvis høyt innhold av nikkel og vanadium (15-100 og 50-600ppm). Disse metallene regnes vanligvis ikke å representere et forurensningsproblem.

5) Den såkalte "Spesifikke piggdekksslitasjen" (SPS) angir hvor mye vegdekke som slites vekk på én kilometer veg av et kjøretøy med piggdekk. SPS varierer med typen og kvaliteten av vegdekket og med trafikkale og klimatiske variabler. SPS-verdier er omkring 20-25 g/pbkm på vanlige asfalttyper. Ved bruk av mer slitesterke asfalttyper kan SPS-verdiene reduseres betydelig (10-15g/pbkm). Et grovt estimat på den potensielle forurensningsbelastningen fra vegslitasjen kan en få ved å bruke gjennomsnittsverdier på trafikk sammen med gjennomsnittlig vegslitasje (SPS) og kjemisk sammensetning av vegens slitedekke. Dersom man lar en SPS på 25g/pbkm være et gjennomsnittstall, så vil 1,25 g bitumen bli avslitt pr kilometer veg for hver bil. Høyt trafikkerte veger med ÅDT (ÅrsDøgnTrafikk) på for eksempel 30000 bilpasseringer vil da på én kilometer ha slitt vekk ca 124 tonn stein og ca 7 tonn bitumen i løpet av én sesong (ca 180 dager). Det aller meste av dette er partikkelbundet og faller ned innenfor

20 m på hver side av vegen. Det gjennomsnittlige nedfallet av bitumenpartikler blir da 175 g/m^2 pr år. Tilsvarende regnestykker for S, N, Ni, V, sumPAH og TOCl (totalt organisk klor) med for eksempel en bitumentyper bestående av henholdsvis 4 %, 0.5 %, 50 mg/kg, 400 mg/kg, 40 mg/kg og 7 mg/kg, gir årlig et gjennomsnittlig nedfall på 7000 mgS/m^2 , 880 mgN/m^2 , 8.8 mgNi/m^2 , 70 mgV/m^2 , 7 mgPAH/m^2 og 1.25 mgTOCl/m^2 . Alt basert på bitumenslitasjen. Fra kalkfiller vil man få betydelige mengder Ca. Dersom det tilsettes 5% filler, gir det 2700 kgCa/km^2 . Fordelt på 20m på hver side av vegen gir det et gjennomsnittlig nedfall på 67.5 g/m^2 .

Ca. halvparten av et bildekk består av gummipolymerer. Stoff og elementsammensetningen viser ellers at det er registrert en lang rekke metaller i bildekk. Gummipartiklene som slites fra bildekkene inneholder ca. 1.5-2.5 % sink samt en rekke andre sporstoffer, blant annet kadmium og bly. En gjennomsnittlig slitasje av bildekk på ca 0.2 g/pbkm vil gi nedfall av Zn, Cd og Pb på henholdsvis $1095 \text{ mgZn/m}^2\text{år}$, $0.07 \text{ mgCd/m}^2\text{år}$ og $0.82 \text{ mgPb/m}^2\text{år}$, fordelt på 20m på hver side av vegen. I tillegg kommer kjemiske komponenter, delvis fra andre kilder, som knytter seg til overflaten av partiklene. Mesteparten av de antatt mest miljøskadelige stoffene er partikkelbundne og det har, i det minste langs hovedvegene, i løpet av mange år samlet seg en betydelig mengde av disse stoffene. Vegslitasjen og bildekkslitasjen representerer derfor et forurensnings-potensiale. Steinstøv kan utgjøre store mengder og innvirke på jordstruktur og vegetasjon, gi økt partikkeltransport og sedimentasjon i vannresipienter. Den vedvarende tilførselen av miljøfarlige stoffer til det vegnære økosystemet medfører oppbygging av en potensiell framtidig forurensningskilde.

6) Vegstøvet avsettes på vegetasjon og i jordsmonn langs vegene. Eller i gater, på husvegger og tak i byene. I regnvær vaskes en del av støvet ned i jordsmonnet eller ut i grøfter og drenerør. Ved kraftig nedbør vil vannet også dra med seg vannløselige komponenter samt partikler fra det øverste jordlaget ut i grøfter og drenerør og videre ut i resipienter. I byer samles det meste av avrenningsvannet i overvannsledninger som fører til resipienter der det kan gi et betydelig forurensningsbidrag. I perioder med snø vil forurensningene akkumulere i snøen langs vegene. Når forurensninger avsettes i snødekket, forhindres i stor grad adsorpsjonen av forbindelsene i jordsmonnet. Snøen bidrar på den måten til å gjøre forurensningene mer mobile slik at de lettere når fram til vannforekomster. Under snøsmeltingen blir stoffene frigitt over en kort periode, og en stor del av forurensningene vil følge smeltevannet. Dette kan gi et kraftig forurensningsstøt i resipientene med negative konsekvenser for økosystemet. Vel ute i resipientene kan forurensningene føres videre langs vannvegene og/eller sedimentere og akkumulere på bunnen av vannforekomstene. Et spesialtilfelle av dette er dumping av sterkt forurenset snø hentet fra veier i byer og andre tettbygde strøk.

7) Mobiliteten til mange forurensningskomponenter fra veg er oftest begrenset fordi en stor del av stoffene er bundet til partikler som holdes igjen i jordsmonnet. Men fysiske og kjemiske variabler innvirker på bindingsforholdene. Derfor vil det totale input av stoffer påvirke bindingsforholdene til metallene og ionebytteprosessene i jordsmonn, sedimenter og biologiske overflater. Eksperimentelle undersøkelser antyder at salt (NaCl) øker mobiliteten til tungmetallene, for eksempel for kadmium, via dannelse av vannløslige kloridkomplekser, men også ved at organiske komplekser ødelegges og derved kan frigjøre vannløselige humuskomponenter med tungmetaller. Ved utstrakt bruk av salt til avising av vegbanen vil en sterk saltløsning tilføres områder som fra før er kraftig påvirket av tungmetaller. I tillegg til de fysiske/kjemiske spredningsmekanismene i jord og vann kan stoffene taes opp av

mikroorganismer, planter og dyr og gå inn i det biologiske kretsløpet. Derved kan en få en ytterligere spredning samt en akkumulering og en biomagnifisering i næringskjedene. Det vil foregå en viss resirkulering av forurensninger i det vegnære økosystemet ved stadige akkumulerings- og nedbrytningsprosesser. Utførsel av metaller og organiske mikroforurensninger fra terrestre deponeringsområder vil skje ved lufttransport av støv, men kanskje først og fremst ved avrenning til vann.

8) Med tiden vil det på begge sider av vegbanen dannes en spesiell jordstruktur av finknust materiale fra vegen og med et høyt innhold av forurensningskomponenter fra biltrafikken. Akkumuleringsraten for vegstøv langs vegene vil variere blant annet med trafikkmengde. Det er rapportert om forhøyede verdier i jord og vegetasjon for en lang rekke kjemiske elementer (bl. a. Br, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Pb, V, og Zn) som en funksjon av trafikkmengde. Forhøyet pH-verdi, høyt innhold av basekationer som kalsium og magnesium og høye verdier av tungmetaller som bly, kadmium og sink er karakteristiske trekk ved trafikkforurenset jord. Dessuten medfører veggssalting et høyt innhold av Na og Cl. Innholdet av makro-næringsstoffer blir ubalansert, ofte med lavt fosforinnhold og endret fosforomsetning. I tillegg kommer tilførsler av organiske mikroforurensninger, mest PAH. PAH bindes til partiklene i jorda, vannløsligheten er liten og det foregår en stadig nedbrytning av stoffene. Imidlertid er flere av PAH forbindelsene potensielt kreftfremkallende og toksiske i små konsentrasjoner. Nedbrytningshastigheten er dessuten avhengig bl.a. av temperatur, typen PAH og av jordtypen. For eksempel ble den høymolekylære PAH- forbindelsen *chrysene* bare langsomt brutt ned i sandjord selv ved 25° C. Bare 30-40% var nedbrutt etter 180 dager.

9) Mikroorganismene i jorda betraktes generelt å være ømfintlige overfor forurensninger. Forurensning fra vegtrafikk kan derfor tenkes å påvirke den vegnære vegetasjonen via endringer i symbiotiske forhold mellom mikroorganismene og vegetasjon. Det er funnet redusert knollutvikling hos gråor (*Alnus incana*) i vegforurenset jord, noe som tyder på at de symbiotiske N-fikserende bakteriene ble hemmet. Det er også funnet indikasjoner på svekket rotvekst og redusert mycorrhiza hos gran (*Picea abies*) nær veg. Andre undersøkelser har imidlertid ikke funnet reduksjoner i mikrobiell biomasse i tungmetallforurensete vegkanter. Betydelig vekstreduksjon er registrert ved dyrking av høyere vegetasjon i forurenset jord. Innblanding av torv i forurenset dyrkingsjord har imidlertid økt veksten betydelig. Trolig er torvmaterialets evne til å binde tungmetaller og organiske mikroforurensninger en viktig årsak til den bedrede tilstanden.

10) Informasjon om effekter på invertebrater omhandler stort sett insekter, edderkoppdyr og meitemark, og akkumulering av metaller i disse organismene. Undersøkelsene viser at akkumuleringen av tungmetaller, særlig bly, øker i organismer i vegnære områder. Predatorer på meitemark og insekter, slik som enkelte fuglearter og pattedyr, kan bli spesielt utsatt for tungmetallforurensningen. Det er imidlertid få dokumenterte tilfeller av biomagnifikasjon. Det er også begrenset kunnskap om i hvilken grad dokumentert akkumulering av tungmetaller medfører redusert overlevelse, vekst eller reproduksjons-forstyrrelser på populasjoner av invertebrater, fugler eller pattedyr.

11) Forurensningstilførsler fra veg til vann skjer oftest som episoder i samband med regnvær eller i forbindelse med snøsmeltingsperioder. Det betyr at tidspunkt for episodene stort sett er uforutsigbare. Avrenningsvann fra vegbanen og veggrøfter er ofte svært forurenset. Etter regnskylt blir en lang rekke stoffer transportert med avrenningsvannet inkludert silt, sand, salt, plante- og dyrerester, produkter fra veg og dekkslitasje og fra bileksos. Størrelsen på

avrenningen og det kjemiske innholdet i avrenningsvannet kan derfor være høyst varierende og vannkvaliteten vanskelig å forutsi. Metallene som vanligvis finnes i avrenningsvann er bly, sink, jern, kobber, kadmium, krom og nikkel, der bly, jern og sink oftest utgjør den største mengden.

12) Tilførselen av forurensningskomponenter kan gi forhøyede konsentrasjoner av metaller og organiske mikroforurensninger, medføre restriksjoner i bruken av vannet og gi negative effekter på det biologiske systemet i resipienten. Partikkelbundne forurensninger vil etter hvert sedimentere og akkumulere i bunnsedimentene. Områdene omkring tilførselsstedet for vegavrenningen vil være spesielt utsatt for sedimentering av toksiske partikler. Den generelle vannkvaliteten påvirker effekten av forurensningene. Det innebærer at effektene på økosystemene vil være avhengig av systemenes tilstand i utgangspunktet. For eksempel er det sannsynlig at effektene vil være forskjellige i en liten sur innsjø og i en kalkrik innsjø.

13) Toksikologiske tester av avrenningsvann fra veger og undersøkelser direkte i resipienter har vist skader på det biologiske systemet. Dette har både vært direkte toksiske effekter (giftvirkninger) på testede arter og endret biodiversitet i det påvirkede økosystemet. I enkelte andre undersøkelser har tester imidlertid ikke vist negative effekter. Det er vanskelig å skille ut vegslitasjens og bildekkslitasjens andel av den totale forurensnings-belastningen. Det man alltid står ovenfor er et miljø med et komplekst forurensningsbilde, og mange stoffer med mulige synergistiske og antagonistiske egenskaper.

14) Problematikken omkring vegtrafikkforurensninger er kompleks, og det er flere sider ved trafikkforurensningene en kjenner lite til. Spesielt gjelder dette virkninger i de vegnære økosystemene. Det finnes relativt mye informasjon om kjemisk karakterisering av f.eks. avrenningsvann fra veg. Hvordan dette sprer seg i resipientene og hvilke miljøvirkninger dette gir vet man imidlertid lite om. En kjenner til de vanligste forurensningskomponentene utifra kjemiske målinger f. eks. i jordmonn langs vegene, fra analyser av vegstøv og eksos. Det er imidlertid mindre eksakt dokumentasjon tilgjengelig på hvilke kilder som gir hvilke forurensninger og i hvilke mengder, f.eks. hvilke stoffer og hvor stor del av totalforurensningene kommer fra veg og bildekkslitasjen? Det er videre klart at det foregår en akkumulering av forurensninger langs vegene. Det er mindre klart hvor stor akkumuleringsraten er ved ulike typer veger, trafikkmengder og naturforhold, og derved hvor raskt det bygges opp "depoter" av forurensninger i resipientene. Det er angitt at en gjennomsnittlig trafikkmengden på ca 3000 kjøretøyer per døgn gir merkbare slitasjeproblemer og økonomiske uttelling. 61% av trafikkarbeidet i Norge foregår på disse vegene. Er det mulig å gi tilsvarende grenser på virkninger i økosystemene? Generelt er det lite kunnskaper om virkningene av trafikkforurensninger i de biologiske systemene; på nedbrytningsprosessene i dødt organisk materiale (løv m.m.) og på plante og dyresamfunn, og dermed alt for liten kunnskap om virkninger i økosystemene til å knytte dem til trafikkmengder eller andre vegmessige forhold. Mulige forskningsområder er angitt i rapporten.

Summary

1) Problems arising from the road and highway pollution are complex. Combustion of gasoline as well as the wear and tear of engine parts, brake linings, tyres and road surfaces may be sources of pollutants. The pollutants are of different kinds; different gasses, heavy metals, salt, organic micro pollutants and particles. The pollution may cause effects in different kinds of terrestrial and aquatic ecosystems.

2) This report is meant to give an overview of the pollution potential of the road wear, in particular with the use of studded tyres, the pollution potential of the tyre wear, and to summarise with examples the effects of the pollution in road side terrestrial and aquatic ecosystems. This will in most cases also include effects from lead although this element is a combustion product of leaded gasoline. Studies regarding environmental effects of wear and tear products are very scarce.

3) In the Nordic countries great amounts of road surface are worn off every year due to the extensive use of studded tyres during the winter season. In these countries the proportion of vehicles using studded tyres is quite high, ranging between 50 and 99%. The top layer of asphalt roads may consist of about 90% stones, 5% filler (stone-dust) and 5% bitumen. Vehicles with studded tyres are wearing off small dust particles from the roads. The content of road dust in the air decreases exponentially both in the vertical and horizontal directions away from the road. As an ever repeating process some dust will deposit on the road surface, further crushed, resuspended, dispersed in the environment or washed into ditches and drainage pipes during heavy rain or snow melt periods. A typical pattern is that most road dust is deposited within 20 m from the road. Some pollutants may, however, be found several hundred meters from the road.

4) Bitumen is a complex mixture of a great number of organic compounds with high molecular weights. A small amount of these are organic toxins as PAH (polycyclic aromatic hydrocarbons) and organic chlorides. The sum PAH in the common bitumen B180 in 1992 samples was found to range between 6 and 66 ppm. However, the content varies between years and the kind of bitumen. Nickel and vanadium exist in relative high quantities in bitumen, ranging between 15-100 ppm and 50-600 ppm, respectively. These metals are however not usually considered a pollution problem.

5) *The specific wear from studded tyres (SPS)* is a number estimating the quantity of road surface being worn off during one kilometre by one vehicle with studded tyres. SPS varies with the kind and the quality of the road surface as well as traffical and climatic variables. In common road surfaces the SPS may be 20-25g/km. High quality surfaces may have a SPS of 10-15g/km. A rough estimate of the input of pollutants from the road wear to the environment may be calculated using the average traffic density (ADT), the SPS and the chemical composition of the road surface. Let SPS of 25g/km be an representative average, then 1,25 g of bitumen is worn off every kilometre for each vehicle. Let ADT be 30.000 vehicles a day, then about 124 tons of stone dust and 7 tons of bitumen are lost for each kilometre in one season (about 180 days). Most are particles falling down within 20 m on each side of the road. The average deposition of bitumen may then be calculated to 175 g/m² year. Similar calculations for S, N, Ni, V, sumPAH and TOCl (total organic chlorides) in bitumen, with representative averages of 4 %, 0,5%, 50 mg/kg, 400 mg/kg, 40 mg/kg and 7 mg/kg respectively, give yearly deposition values of 7000 mgS/m², 880 mgN/m², 8.8 mgNi/m², 70

mgV/m², 7 mgPAH/m² and 1.25 mgTOCl/m². When 5% limestone filler is used this will give about 2700 kgCa/km each year, and a yearly deposition of 67.5 g/m².

About one half of a tyre consists of rubber polymers. In addition there are small amounts of a long range of metals. Rubber particles that are worn off contain 1.5 - 2.5% zinc together with other trace elements as cadmium and lead. Assuming an average tyre wear to be 0.2 g/km pr vehicle, the average deposition within 20 m on each side of the road of Zn, Cd, and Pb will be 1095 mgZn/m², 0,07 mgCd/m² and 0,82 mgPb/m² for each year. Most elements and compounds arising from the road pollution are associated to particles and at least along the main roads great amounts have been accumulated during the last decades. Stone dust is released in big quantities and may affect the soil structure and the vegetation. It may give high particle transport and sedimentation in the aquatic environments. The continuing input of potentially toxic compounds to the road side ecosystems result in the building up of a potential, future pollution source.

6) Road dust is deposited on road side vegetation and soil. Or in streets, walls and roofs in urban areas. During rain fall part of the dust is washed into the soil or into ditches and drainage pipes. In towns most runoff water are gathered in drainage pipes leading to recipients. During periods of snow, road pollution will accumulate in snow layers along the roads and not being adsorbed to the soil particles. The snow in this way makes the pollution more mobile. During snow melt periods the pollutants are released during a short period of time. Melt water with a high content of pollutants may result in negative consequences for the receiving ecosystem. When the pollution reaches the lake or river it may be further transported along the water ways and/or it settles. A special case of polluted snow is the dumping of heavily polluted snow gathered from urban streets into some terrestrial or aquatic environment.

7) The mobility of the majority of the road pollutants are restricted because of adsorption to particles. However, physical and chemical variables affect the chemical processes and ionic exchanges in soils, sediments and biological surfaces. Experiments have indicated that sodium chloride (NaCl) may increase the mobility of heavy metals, as for instance cadmium via formation of water soluble chloride complexes, but also through the destruction of organic complexes, and thereby increase the amount of water soluble humic compounds containing heavy metals. When sodium chloride are used for deicing purposes, great amounts of chloride solutions are washed into road ditches polluted by heavy metals.

In addition to the physical and chemical dispersal mechanisms in soil and water, elements and compounds may be absorbed by micro-organisms, plants and animals and circulated in a biological cycle through continuous accumulation and decomposition processes. Export of metals and organic micro pollutants from terrestrial deposition areas will be by airborne dust, but mostly by runoff to surface waters.

8) The road side soil develops a particular structure caused by road dust including great amounts of traffic generated pollution. The rate of accumulation varies according to traffic density. A long range of elements and compounds have been reported to increase in soil and vegetation (e.g. Br, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Pb, V and Zn). Increased pH-values, high content of basic cations as calcium and magnesium, and high values of heavy metals as lead, cadmium and zinc are characteristic features of traffic polluted soils. Besides, the use of deicing salt gives high content of Na and Cl. The content of macro nutrients tend to be unbalanced, often with low concentrations of phosphorous. In addition there will be inputs of

organic micro pollutants, mostly PAH. However, the PAHs are to a great extent adsorbed to the soil particles, their water solubility is low and a continuous decomposition of the compounds are taking place. On the other hand some of the PAH compounds are potentially carcinogenic and toxic in low concentrations. Besides, the decomposition rate is dependent e.g. on temperature, the kind of PAH and the kind of soil. For instance, the high molecular PAH compound *chrysene* was only slowly decomposed in loamy sand even at 25°C. Only 30-40% disappeared after 180 days.

9) The micro organisms in soils are generally considered sensitive to pollution. Traffic pollution therefor may affect road side vegetation via changes in the symbiotic relations between micro-organisms and vegetation. Reduced development of tubers in alder (*Alnus incana*) have been observed in traffic polluted soil indicating retarded growth of the N-fixing symbiotic bacteria. There is also indications of retarded root growth and symbiotic mycorrhiza growth in spruce (*Picea abies*) close to roads. In other investigations, however, no reduction have been found in the microbial biomass in heavy metal polluted road sides. Considerable reduced growth rates have been found when growing plants in polluted soils. When adding peat material to the soil, however, the growth rate increases considerably. Certainly, the ability of the peat material to absorb heavy metals and organic micro pollutants are the most important reasons for the improved condition.

10) Informations about effects on invertebrates mostly concern insects, arachnids and earthworms, and accumulation of heavy metals. The studies show increasing accumulation of heavy metals, in particular lead, in organisms close to roads. Predators on earthworms and insects, such as some birds and mammals, may be particularly exposed to heavy metal pollution. There is, however, few cases of documented biomagnification. There is also limited knowledge about the effects of accumulation on the survival, growth rate or reproduction in populations of invertebrates, birds or mammals.

11) The pollution inputs to surface waters are often episodic, during rainfall or snowmelt periods. Thus the timing of the episodes are unpredictable. The runoff water from roads and ditches are often highly polluted, including silt, sand, salt, plant debris and animal waste, pavement material, rubber particles, fuel, oil, and combustion products. The amount of runoff water and its chemical content therefore may vary considerably and the water quality difficult to predict. The metals usually found in runoff water are lead, iron, zinc, copper, cadmium, chrome and nickel. Most often lead, iron and zinc are found in greatest amounts.

12) The input of pollutants to the recipient may result in increased concentrations of heavy metals and organic micro pollutants which in turn may result in negative effects on the biological communities in the recipients and in restrictions in the use of the water. Contaminants adsorbed to particles settle. The water quality is important for the effects of the pollution. Therefor the effects on the ecosystem depends on the initial water quality of the recipient. For example it is highly possible that the effects of road pollution will be different in a small acidic lake and in a lake rich in calcium.

13) Toxicological tests of runoff water from roads and investigations in the recipient have shown damages to the biological systems, as direct toxic effects on tested species and as changes in the biodiversity in the ecosystems. Some other investigations have, however, not revealed any negative effects. It is difficult to estimate the effects of wear and tear of road surfaces and tyres relative to the total road pollution. The road sides are environments with a

high number of pollutants from different sources, and with the possibility of synergistic and antagonistic interactions.

14) The problems concerning traffic pollution are complex, and there are aspects of these problems that we have little knowledge about. In particular this is the case for effects in the road side ecosystems. There are much information concerning chemical characterisation of e.g. runoff water from roads. We know less about how the pollutants are spread in the recipients and about effects in the environments. The most common pollutants are known from the chemical characterisation of soil, road dust and exhaust. There is however, less exact documentation available on the sources of each pollutant and the amount released, e.g. which pollutants come from the wear and tear of road surfaces and tyres, and what are their relative importance of the total traffic pollution? It is obvious that pollutants are accumulated along the road sides. However, there is little knowledge about the accumulation rates along different roads, at different traffic densities and at different environmental conditions; how fast is the building up of "depots" of pollutants in the recipients? It is estimated that an average traffic density of about 3000 vehicles a day will give noticeable wear problems. In Norway 61% of the traffic work are made on these roads. Will it be possible to give similar limits for serious effects in the environments? In general there is little knowledge about the effects of traffic pollution of the biological systems; on the decomposition of organic material (e.g. leaf litter) and on the plant and animal communities, and certainly too little knowledge about the effects in the ecosystems to relate them to traffic densities or other road related topics. Future research on environmental effects of road pollution are suggested in the present report.

1. Innledning.

Problematikken omkring vegtrafikkforurensning er komplisert. Det kommer forurensninger fra flere kilder, fra forbrenning og slitasje, og de forurensende stoffene er av flere typer, fra tungmetaller til organiske mikroforurensninger. Forurensningene havner i mange typer naturmiljøer der de kan få større eller mindre effekter.

Det har lenge vært kjent at naturmiljøet langs veger forurenses av partikler og en lang rekke kjemiske stoffer fra vegtrafikken (Lagerwerff & Specht 1970, Ward 1990, Ward 1992). Det har alltid vært en sterk fokusering på bly, men også andre tungmetaller som for eksempel kadmium, kobber, nikkel, sink og vanadium er funnet i høye konsentrasjoner og etter hvert blitt viet større oppmerksomhet. Flere av disse metallene tilføres omgivelsene som et resultat av veg og kjøretøyslitasje. Den dominerende kjøretøyslitasjen er sannsynligvis dekkslitasje som ved siden av gummipartikler bidrar med sink og kadmiumforurensning (Zn brukes ved vulkaniseringen, Cd er forurensning i ZnO), og nedsliting av bremsebelegg som kan bidra med kobber og sink (Cu og Zn brukes i produksjonen av bremsebelegg). Men også Cr, Cu, Ni, Fe, Mo, Al, V, Zn m.fl. brukes i ulike produksjonsprosesser og kan finnes igjen som slitasjeprodukter fra vegtrafikken (Muschack 1990, Ward 1992). I tillegg finnes det en lang rekke tungmetaller i små mengder i råbensin og smøreoljer (Ward 1990).

Vegslitasjen vil være svært forskjellig mellom områder med og uten bruk av piggdekk. Svært lite er gjort for å se på miljøvirkninger av denne slitasjen. Selve svevestøvets helsemessige aspekter er det imidlertid gjort endel omkring. En litteraturstudie som blant annet omhandler disse sidene er nylig utgitt (Folkeson 1992).

Målsetningen i denne rapporten er å gi en oversikt over forurensningspotensialet i den vegslitasjen som foregår, først og fremst ved bruk av piggdekk, og å gi en oversikt over forurensningspotensialet som ligger i slitasjen av bildekk samt å gi en sammenfatning, med bruk av eksempler, på dokumenterte virkninger av vegforurensninger i vegnære terrestre og akvatiske miljøer. Dette vil i de aller fleste tilfeller også inkludere effekter av bly, selv om bly først og fremst kommer fra forbrenning av bilbensin. Miljøvirkninger med utgangspunkt spesielt i slitasjeprodukter er ytterst lite undersøkt. Dekkslitasje bidrar til kontamineringen langs vegene, men studier omkring dekkenes forurensningsbidrag blir først og fremst en vurdering av bidraget til sink og kadmiumforurensningen.

2. Vegslitasje

Årlig slites det av vekk store mengder vegdekke fra det nordiske vegnettet. Utstrakt bruk av piggdekk i vintersesongen er den langt viktigste årsaken til denne slitasjen. Det er rapportert om mange ganger høyere innhold av vegstøv i luft og langs veger i piggdekkssesongen enn ellers i året. Forøvrig avhenger slitasjen også av en rekke andre faktorer: tyngde og hastighet til kjøretøyet, antall pigger i bildekket, våt eller tørr vegbane og ikke minst av vegdekkets kvalitet. Med piggdekk på betongdekker er det vist at slitasjen kan være dobbelt så stor ved 10 tonn akseltrykk som ved 3 tonns trykk, likedan ble slitasjen fordoblet når farten økte fra 40 til 70 km/t og vått vegdekke ble slitt 2-3 ganger så fort som tørt vegdekke (Steffensen 1990). Sistonen (1986) antyder at slitasjen øker med kvadratet av hastigheten. Bruk av salt øker også vegslitasjen fordi det forlenger perioden med våt asfalt og dessuten reduserer perioder med snø og isdekke som ellers ville ha redusert slitasjen. Siden ca 90% av et asfalt-vegdekket består av stein, har steinkvaliteten stor betydning for slitasjen. Men også typen filler og bindemidler er viktige. Betong har generelt en større slitestyrke enn asfalt, men er lite brukt som vegdekke.

Piggdekk har vært i bruk siden begynnelsen av 1960-tallet. Norge, Sverige og Finland startet, som de første i verden, bruken av piggdekk vinteren 1961-62 (Folkesson 1992). Både på Island, i Sverige, Finland og Norge er bruken av piggdekk generelt sett stor (50-99%). Det er imidlertid regionale forskjeller innen hvert land, særlig i Sverige er det store regionale forskjeller i piggdekkbruk med ca 30-50% i sørlige deler og 80-95% i nord (Folkesson 1992). I Danmark er det bare ca 4-5% som bruker piggdekk (NVF 1992). Problematikken omkring slitasjeprodukter fra vegbanen vil derfor i mindre utstrekning gjelde for Danmark enn for de øvrige nordiske land. Det er i alle land gitt restriksjoner for å redusere vegslitasjen: bruk bare i vinterhalvåret, begrenset antall og størrelse på pigger i ulike typer dekk.

Under norske forhold regner en med at vegslitasjen blir et betydelig problem for trafikk og vedlikehold av vegnettet når den gjennomsnittlige trafikkmengden blir mer enn 3000 kjøretøy pr. døgn (Bertelsen, Lindland og Slyngstad 1989). Det vil si de mest trafikkerte hovedvegene, og i og omkring tettbebygde områder. Disse områdene vil derfor også få den største miljøbelastningen av vegslitasjen.

2.1 Slitasjeprodukter.

På asfaltveger kan slitelaget bestå av ca 90% stein, ca 5% filler (steinstøv) og ca 5% bindemidler (bitumen). Når kjøretøy med piggdekk kjører på dette, slites steinene ned til små og større partikler som sammen med filler og bitumenpartikler virvles opp som støv. Innholdet av partikler i lufta avtar eksponentielt både vertikalt og horisontalt med avstanden fra vegen. Som en stadig repeterende prosess vil noe av støvet deponeres på vegoverflaten, resuspenderes, knuses ytterligere, spres ut i terrenget eller vaskes ut i grøfter og drenerør i regnværperioder. Det ser ut til at de store partiklene resuspenderes i større grad enn små partikler noe som medfører en ytterligere knusing av de store partiklene (Nicholson & Branson 1990). Arealet av steinoverflater tilgjengelig for forvitningsprosesser vil øke betydelig under denne prosessen.

I åpent terreng vil det meste av støvet, som ikke er vasket vekk i regnvær, etter hvert akkumulere på hver side av vegen. I trange gater vil støvet i større grad akkumulere i gatene og stadig på ny virvles opp. Men både vind og værforhold vil selvsagt innvirke på fordelingen

av støvet. Vegstøv som sådan vil imidlertid også inneholde partikler fra en lang rekke andre kilder som for eksempel bileksos, bildekk, jord m.m. For eksempel viste Larssen (1987) at ca. halvparten av luftens innhalerbare partikler ($< 10 \mu\text{m}$) hadde sin opprinnelse i vegslitasje og halvparten i bileksos.

2.1.1 Fysisk karakterisering

I følge norske undersøkelser er størsteparten, vektmessig, av partikler fra vegstøv $>100\mu\text{m}$ (Larssen 1987). I samme undersøkelse var bare 2% (vektbasert) av partiklene mindre enn $36\mu\text{m}$ (tabell 1). Det betyr at mesteparten av partikkelmengden består av partikler som gir støvnedfall innenfor 10-20m fra vegbanen. De to prosentene med små partikler kan i større grad holde seg svevende og være viktige i helsemessig sammenheng. En økende nedsliting av vegen øker andelen små partikler (Anda og Larsen 1982). Dette kan for en stor del tilskrives stadig resuspensjon og nyknusing av de store partiklene.

Ulike steintyper vil gi ulike typer steinstøv. Man regner at høyt kvartsinnhold gir økt risiko for helseskader. I Oslo-området brukes mest basalt som gir lavt innhold av kvarts i vegstøvet (Larssen 1987). Steinstøvetts egenskaper som bærer av andre forurensningskomponenter er ikke fullt ut kjente. Man kjenner imidlertid til at partikler generelt kan fungere som transportører for organiske og uorganiske stoffer.

Tabell 1. Prosent fordeling av partikkelstørrelser i vegstøvdepoter fra enkelte gater i Oslo, gjennomsnittstall (Larssen 1987). Delt opp i 3 og 4 størrelsesfraksjoner.

	$<10\mu\text{m}$	$<36\mu\text{m}$	10-36 μm	36-100 μm	$>100\mu\text{m}$
4 fraksjoner	0,10		2,66	25,30	71,93
3 fraksjoner		2,0		29,4	68,6

2.1.2 Kjemisk karakterisering

Bitumen er en kompleks blanding av et stort antall organiske forbindelser med høy molekylvekt. Hovedgruppene er alifater (20-25%), aromater (20-30%), asfaltener (10-15%) og polare komponenter (40-45%) (Sporstøl et al 1988). Bitumen kan også inneholde små mengder organiske miljøgifter. Undersøkelser har vist at konsentrasjonen av sum PCB (polyklorerte bifenyler) ligger under deteksjonsgrensen, TOCl (totalt organisk klor) er relativt lavt; 3-11 ppm, sum PAH for den vanlige bitumentypen B180 ble i undersøkelser i 1992 funnet å ligge i området 6-66 ppm. Det er imidlertid endel variasjoner mellom bitumentypene og fra år til annet. Bitumen fra 1988 hadde langt høyere innhold av PAH enn i 1992 (Sporstøl og Jørgensen 1988, Døhl og Jørgensen 1992). Klorerte organiske forbindelser og flere av PAH gruppens stoffer ansees for miljøfarlige og mange finnes i gruppe 1 og 2 på SFTs prioriteringsliste (Statensforurensningstilsyn, Norge. 1 = prioritert for snarlige tiltak, 2 = undervurdering for tiltak). Foruten C, H fra rene hydrokarboner, inneholder bitumen også en lang rekke andre elementer, blant annet N, O og S og et forholdsvis høyt innhold av nikkel og

vanadium (tabell 2). Av disse metallene er nikkel i gruppe 2 på SFTs prioriteringsliste, mens vanadium er i gruppe 4 og regnes ikke som et problem.

Ifølge Ward (1990) inneholder råbensin (bensin uten tilsetninger) og diesel en lang rekke andre elementer i målbare mengder, noe som reflekterer dens opprinnelse som råolje og senere raffineringprosesser. Siden asfalt er sluttproduktet etter flere destillasjons og raffineringprosesser, er det rimelig å anta at flere av disse elementene også finnes igjen i asfaltmassen.

Ofte brukes det kalkmel som filler, f.eks. i form av dolomittkalk. Vegslitasje medfører at betydelige mengder kalsium samt noe magnesium tilføres de nærmeste omgivelsene. Kalsium utgjør 40% (vekt) av kalsiumkarbonat som er hovedbestanddelen i kalkstein.

Tabell 2. Elementsammensetningen i bitumen (Sporstøl et al 1988, Berg et al 1992)

C	85%
H	10%
N	0,3-0,5%
O	0,4-0,7%
S	3-5 %
Ni	15-100 ppm
V	50-600 ppm
Fe	12-30 ppm
Na	40-70 ppm
Al	<2,5-4 ppm
Si	7-15 ppm

Den kjemisk sammensetningen av vegstøv reflekterer tilførsler fra flere kilder og av ulike stoffer. Imidlertid vil støv fra vegslitasjen, særlig i piggdekkseongen, være den dominerende kilden. Da dette stort sett er knust stein inneholder disse partiklene i seg selv lite av toksiske elementer. Det nyknuste steinmaterialet utgjør imidlertid en stor og ny overflate, og på grunn av forvitring vil endel stoffer etter hvert lekke ut. Hvilke stoffer og i hvor stor grad avhenger av steinmaterialets beskaffenhet. Dette er selvsagt stoffer som også opptrer naturlig i jordsmonn, men som nå vil tilføres i større mengder og raskere enn normalt. Det er imidlertid liten grunn til å anta at dette representerer et forurensningsproblem. Steinstøvet kan imidlertid fungere som transportører av forurensning fra andre kilder.

Pedersen (1990) foretok en analyse av elementer i sedimentert tørrstoff langs en vegtrasé i Oslo. Disse resultatene er sammenstilt med tall fra Ward (1990) (tabell 3). Det viste seg at innholdet av tungmetaller var høyt. Særlig konsentrasjonene av bly og jern var høye, men også kopper, sink og kadmium lå relativt høyt. Konsentrasjonene av krom og nikkel i støv fra Oslogaten lå derimot innen grensene for normale verdier i jord. Fordelingen på partikkelstørrelser antydte at kalsium er særlig knyttet til større partikler, mens blyinnholdet er

størst i finere fraksjoner. En må anta at en betydelig del av både sink og kadmium kommer fra slitasjen av bildekk.

I tillegg til innholdet av ulike metaller, finnes det i vegstøvdepotene også betydelige mengder PAH. Larssen (1987) fant at innholdet av PAH i innhalerbart støv (<10µm) var mindre enn i bileksos, men stort nok til å gi et dominerende bidrag til PAH konsentrasjonene i luft når vegen er tørr. Videre viste PAH-profilen i støvprøvene i disse undersøkelsene at PAH-innholdet i vegstøvdepotet delvis kommer fra deponerte bileksospartikler og delvis fra bitumen. Lygren et al (1984) fant at ca halvparten av det totale PAH nedfallet i snøkanten langs E6 sør for Oslo kom fra vegslitasjen. Det er imidlertid sannsynlig at mindre partikler, som deponeres i større avstand fra vegen, har større andel av PAH komponenter fra bileksos. En Japansk undersøkelse indikerte at bitumen var en viktig kilde til den potensielt kreftframkallende PAH- komponenten 1-nitropyren; mengden 1-nitropyren økte samtidig med økning i vegstøv og piggdekkbruk (Saitoh et al 1990). Både tungmetaller og PAH har høy affinitet til partikler, noe som øker partiklenes toksisitet.

Tabell 3. Kjemisk sammensetning av vegstøv fra forskjellige lokaliteter. Tall fra undersøkelser i Norge (Pedersen (1990) og England (Ward 1990). ÅDT= Årsdøgntrafikk.

Parameter, mg/kg	Ward 1992		Pedersen 1990
ÅDT	80000	bakgrunn (Ward1992)	67500
Br	820	18	
Ca			20000
Cd	43	5	1,9
Cr	204	<200	45
Cu	260	<50	150
Mg			7800
Fe			21000
Mn	840	<500	390
Ni	375	<200	35
Pb	8600	<100	780
S			3300
V	148	<50	
Zn	1745	<600	800

2.1.3 Mengder

Den såkalte "spesifikke piggdekkslitasjen" (SPS) angir hvor mye vegdekke som slites vekk på en kilometer av et kjøretøy med piggdekk. SPS varierer med typen og kvaliteten av vegdekket og med trafikkale og klimatiske variabler. Lygren et al (1984) antydte den årlige slitasjen på det norske vegnettet til å være mellom 20 og 50 g/pbkm (personbilkilometer). Svenske

undersøkelser har antydnet en middelsverdi på 24 g/pbkm på E4, på høystandard veger opp til 15 g/pbkm (Folkeson 1992), mens landet som helhet regnes å ha en middelsverdi på 30 g/pbkm (Carlson et al. 1992).

I følge en norsk laboratorietest ligger SPS-verdier omkring 20-25 g/pbkm på vanlige asfalttyper (Steffensen 1990) (Tabell 4). Ved bruk av mer slitesterke asfalttyper kan imidlertid SPS- verdiene reduseres betydelig.

Tabell 4. Spesifikk Piggdekk Slitasje (SPS)- verdier funnet i laboratorietest (Steffensen 1990)

Vegdekke	SPS g/pbkm
Vanlig asfalt	20-25
Spesiell støpeasfalt	12,7
Betong	9,0

I Norge, Sverige og Finland slites det tilsammen hvert år bort ca 1 million tonn fra vegbanen på grunn av piggdekkbruk. På de norske vegene gir en antatt gjennomsnittlig spesifikk piggdekkslitasje (SPS) på 25 g/pbkm og et transportarbeid på 12000 mill. kjørte kilometer i piggdekkssesongen (av totalt 27650 mill) en total vegslitasje på 300.000 tonn /år. Også i Finland regnes det med at ca 300.000 tonn slites av vegbanen hvert år. For Sverige er det angitt en slitasje på ca. 450.000 tonn hvert år (NVF 1992). En stadig utvikling av mer slitesterke vegdekker sammen med utvikling av pigger med mindre slitasjevirkning regnes imidlertid å gi langt mindre slitasje på vegnettet i framtiden.

Vanligvis består ca 5% av asfalten av bitumen. Når det regnes med at 1.000.000 tonn hvert år slites av fra de nordiske vegene vil det inkludert i dette være 50.000 tonn bitumen. Støvnedfallet avtar eksponentielt med avstanden fra vegen slik at det meste av bitumenstøvet blir liggende nær vegen. Ca 2% av vegstøvet regnes som svevestøv som kan transporteres over lengre avstander (Larssen 1987). Mengden av slitasjeprodukter langs forskjellige vegavsnitt er imidlertid avhengig av trafikkmengden og av flere andre faktorer nevnt tidligere.

Et grovt estimat på den potensielle forurensningsbelastningen fra vegslitasjen kan man få ved å bruke gjennomsnittsverdier på trafikk (ÅDT) sammen med gjennomsnittlig SPS og kjemisk sammensetning av vegens slitedekke. Den avslitte mengden av ulike stoffer kan derved angis pr. kilometer vegstrekning. Dersom man lar en SPS på 25g/pbkm være et gjennomsnittstall, så vil mengden avslitt, finknust stein være ca 23-24g pr kilometer (ca 90-95%), mens et innhold på 5% bitumen i vegbanen vil gi 1,25 g bitumen avslitt pr kilometer. Høyt trafikkerte veger med ÅDT (ÅrsDøgnTrafikk) på for eksempel 30000 kjøretøyer (begge veger) vil da på én kilometer ha slitt vekk ca 124 tonn stein og ca 7 tonn bitumen i løpet av en sesong (ca 180 dager). Gjennomsnittlig vil ca 4% av bitumen være svovel. Det gir 280 kg svovel pr km. Anta at det aller meste av dette er partikkelbundet og faller ned innenfor 20 m på hver side av vegen (Lygren et al 1984, figur 1). Det blir et areal på 40000 m². Det gjennomsnittlige nedfallet av bitumenpartikler på denne flaten blir da 175 g/m². Det gjennomsnittlige svovelnedfallet med utgangspunkt i bitumenslitasje blir da 7000 mgS/m² år. Til sammenligning er den årlige våtavsetningen av svovel fra sulfat på norske bakgrunnsstasjoner er mellom 100

og 1000 mgS/m². Tilsvarende regnestykker for N, Ni, V, sumPAH og TOCl med for eksempel henholdsvis 0.5 %, 50 mg/kg, 400 mg/kg, 40 mg/kg og 7 mg/kg som representative verdier i bitumen, gir årlig et gjennomsnittlig nedfall på 880 mgN/m², 8.8 mgNi/m², 70 mgV/m², 7 mgPAH/m² og 1.25 mgTOCl/m². Alt basert på bitumenslitasjen. Den årlige våtavsetningen på norske bakgrunnsstasjoner for N i nitrat og ammonium er mellom 100 og 2000 mgN/m². Den totale avsetningen av nikkell på tre stasjoner i Øst-Finnmark ligger mellom 1 og 6 mg/m² (SFT 1991). For PAH vil det foregå en nedbrytning av de ulike komponentene slik at mengden av PAH vil avta. Nedbrytningshastigheten er blant annet temperaturavhengig og forskjellig for de ulike stoffene. Dette vil foregå i jordsmonn, men kanskje særlig i vann.

Fra kalkfiller vil man få betydelige mengder Ca. Dersom det tilsettes 5% filler, utgjør dette en slitasjemengde, i følge samme basistall som ovenfor, på 1,25 g/pbkm. Ca. 40% av dette er Ca, altså 0.5 g/pbkm. Dette gir 2700 kg/kmår. Fordelt på et antatt nedslagsfelt på 40000m², blir nedfallet 67.5 g/m². Det må imidlertid igjen påpekes at nedfall av kjemiske komponenter fra vegslitasje stort sett er bundet opp i relativt store partikler, og derfor på kort sikt mindre tilgjengelig for det biologiske systemet enn kjemiske komponenter som kommer via nedbøren.

I tillegg kommer kjemiske komponenter, delvis fra andre kilder, som knytter seg til overflaten av partiklene. Selv om mesteparten av de antatt mest miljøskadelige stoffene er partikkelbundne har det i det minste langs hovedvegene i løpet av mange år samlet seg en betydelig mengde av disse stoffene. Betydelige mengder har også funnet veien til vannresipienter.

Vegslitasjen representerer derfor et forurensningspotensiale. Stein støv kan utgjøre store mengder og innvirke på jord og vegetasjonstruktur langs vegene, gi økt partikkeltransport og sedimentasjon i vannresipienter. Den stadige tilførselen av miljøfarlige stoffer langs vegene medfører oppbygging av en potensiell framtidig forurensningskilde.

3. Bildekkslitasje.

3.1 Slitasjeprodukter

Bildekkenes stadige friksjon mot asfalten medfører at slitebanen i bildekkene litt etter litt males i stykker til mikroskopiske gummibiter som spres i omgivelsene. Her utsettes de for fysiske, kjemiske og biologiske nedbrytningskrefter. Tilsvarende vil også piggene i piggedekk litt etter litt slites ned og gi metallstøv, nye piggetyper plastmateriale.

3.1.1 Fysisk og kjemisk karakterisering.

En eksperimentell studie av dekkslitasje viste at ca 40 % av partiklene i starten av eksperimentet var $< 14 \mu\text{m}$. Med økende slitasje av bildekk og vegdekke ble andelen av de større partiklene lavere, mens andelen små partikler økte (Raybold & Byerly 1972). Sett i forhold til partikkelfordelingen i vegstøv rapportert av Larsen (1988) er dette en meget stor andel små partikler.

Ca. halvparten av et bildekk består av gummipolymerer (tabell 5, Eriksson 1987). Stoff og elementsammensetningen (tabell 5 og 6) viser ellers at det er registrert en lang rekke metaller i bildekk. Det svært høye innholdet av jern i undersøkelsen til Reforsk (1985) viser at hele dekket er med i denne elementanalysen (brukte dekk). Endel av stoffene som er registrert kan også være forurensninger som henger igjen fra dekkets brukstid. Det høye Cl- innholdet registrert av Reforsk er et eksempel på det. Det er derfor usikkert hvor mange og hvor mye av elementene som er gjengitt i denne undersøkelsen som finnes igjen som en del av bildekkets slitebane. Dufton (1988) angir et meget høyt kalsiuminnhold i dekk, mens dette ikke er registrert i Reforsk 1985. Reforsk (1985) angir også kvikksølv som en bestanddel i brukte bildekk. Det er usikkert om dette er en egen bestanddel av dekket eller tilført som forurensninger utenfra.

Tabell 5. Stoffsammensetningen i bildekk (fra Eriksson 1987).

	Hele bildekk, vekt %	Raspestøv fra slitebanen, vekt %
Gummipolymerer	45	50
Sot	22	25
Mykningsmiddel	18	20
Sinkoksid	1,5	1,5
Stearinsyre	0,7	0,7
Svovel	1	1
Aksellerator (kan være Cu, Zn og Pb-stoffer)	0,5	0,5
Antioksidanter	1	1
Andre tilsetninger	0,3	0,3
Kord og kantråd	10	

Gummipartiklene som slites fra bildekkene vil i følge disse undersøkelser inneholde ca.1-2 % svovel, ca.1.5-2.5 % sink samt en rekke andre sporstoffer, blant annet kadmium og bly som forurensning i sinkoksid. Undersøkelser av vegforurensning, som tar for seg tungmetaller, finner alltid høyt sinkinnhold, men også betydelige mengder kadmium. En undersøkelse i Hamburg viste at innholdet av sink var fem ganger høyere i aerosoler fra biltuneller enn i den omliggende urbane luften (Dannecker et al 1990). Det er sannsynlig at en stor del av disse stoffene kommer fra bildekkene.

I tillegg kommer slitasjeprodukter fra piggene i piggedekk. Disse består av stål og hardmetall som blant annet kan gi en viss forurensning av wolfram (W) og titan (Ti) (NVF 1992, Bourcier et al 1980). Nye piggetyper inneholder lettmetall og plaststoffer.

Tabell 6. Fordelingen av kjemiske stoffer i hele gummidekk og wire fri prøver ((Skrotgummidäck)(Reforsk 1985) og Dufton 1988).

	Reforsk 1985	Dufton 1988
	hele dekk	Tørr, wire fri
C	68,3%	
H	5,8%	
O	6,5%	
N	0,39%	
S	1,4%	11000-23000 ppm
Cl	0,74%	ca 0 ppm
F	0,04%	
P	<0,02%	
Fe	12,0%	2320 ppm*
Hg	0,38ppm	
Cu	1,0%	400 ppm*
Al	0,12%	1800 ppm
Zn	1,8%	26000 ppm
Pb	0,08%	15 ppm**
Cd	<7ppm	1,25 ppm**
Ca		17300 ppm
K		3570 ppm
Mg		3900 ppm
Ni		900 ppm*
Ti		870 ppm*

*fra wire rester som er blitt igjen i gummiprøven

**urenheter i ZnO.

3.1.2 Mengder

Bildekk er i Norge beregnet å være opphav til ca 6000 tonn gummi som slites av dekkene og tilføres omgivelsene som gummistøv hvert år (Syversen 1989). I tillegg kommer slitasjeprodukter fra piggene i piggdekk. Finske beregninger antyder at 50 tonn stål og 7 tonn hardmetall tilføres omgivelsene fra piggslitasje hvert år (NVF 1992). Samme størrelsesorden er det sannsynligvis i Norge, mens svenske tall antakelig ligger ca 50% over med henholdsvis 75 tonn og 10 tonn per år.

Basert på størrelsen på bildekkslitasjen samt stoff og elementsammensetningen, kan forureningspotensialet estimeres. Det totale norske "trafikkarbeidet" er ca 27650 mill.kj.km/år. Når gummislitasjen fordeles over antall kjørte kilometer får vi en slitasje på ca 0.2 g/pbkm. Nordiske beregninger fra 1980 har anslått dekkslitasjen til ca 0.1 g/pbkm (NVF 1980). I USA regner man dekkslitasjen til å være mellom 0.1 og 0.25 g/pbkm (Shaheen 1975), mens Cadle & Williams (1978) under tester fant en dekkslitasje på 90 mg/km pr dekk (ca 0.360 g/pbkm).

Den totale svovelandelen i bildekkene synes å være omkring ca 1.5%. Dersom en antar at det slites vekk ca 0.2 g/pbkm vil svovel utgjøre 0.003 gS/km. Med en trafikk på ÅDT 30000 (begge veger), gir det en svovel "slitasje" fra bildekk på 90 gS/km. I løpet av ett år blir det 32.8kg. Anta at dette stort sett fordeler seg innenfor 20m på hver side av vegen. Det gir et areal på 40000m² med et gjennomsnittlig nedfall på 0.82 gS/m²år (i tillegg kommer ca 7 gS/m² fra bitumen). Tilsvarende tall for Zn, Cd og Pb vil være henholdsvis 1095 mgZn/m²år, 0.07 mgCd/m²år og 0.82 mgPb/m²år. Til sammenligning er det årlige nedfallet på bakgrunnsstasjoner i Norge mellom ca 1 og 14 mgZn/m² og mellom ca 0.02 og 0.13 mgCd/m² og mellom ca 0.4 og 6.5 mgPb/m². Når det gjelder Pb vil bidraget fra blybensinen være langt større enn bidraget fra bildekkene.

Det må imidlertid igjen påpekes at nedfall fra dekkslitasje (og vegslitasje) stort sett er bundet til partikler og derfor på kort sikt mindre tilgjengelig for det biologiske systemet enn elementer som kommer via nedbøren.

4. Miljøeffekter

Som vist ovenfor vil enhver trafikkert veg avgi forurensninger i form av partikler, tungmetaller og organiske mikroforurensninger. De fleste forurensende stoffene som tilføres de vegnære områdene vil sannsynligvis fortsette å være et problem selv om tilførslene stoppes. Områdene vil forsette å være kilder for tungmetallforurensning først og fremst til de nærliggende resipientene. Graden av forurensning vil være avhengig av en lang rekke trafikk- og miljømessige faktorer.

Organismene i områder påvirket av vegforurensninger kan utsettes for forurensningene via partikler eller vannløste komponenter i luft, jord og vann, og via stoffer akkumulert i organismenes næring som for eksempel dødt organisk materiale (detritus), vegetasjon og byttedyr. For slitasjeprodukter vil dette blant annet gjelde Zn og Cd, som i stor grad kommer fra dekkslitasje, og Ni, V og PAH som delvis kommer fra vegslitasje. Den til nå mest påaktede forurensningskomponenten fra biltrafikk er imidlertid bly. Dette elementet kommer sannsynligvis bare i mindre grad fra slitasjeprodukter. Dufton (1988) rapporterte imidlertid om bly i bildekk som en forurensning fra sinkoksid (tabell 6). Også Muschack (1990) anga at relativt store mengder bly kom fra bildekkslitasje.

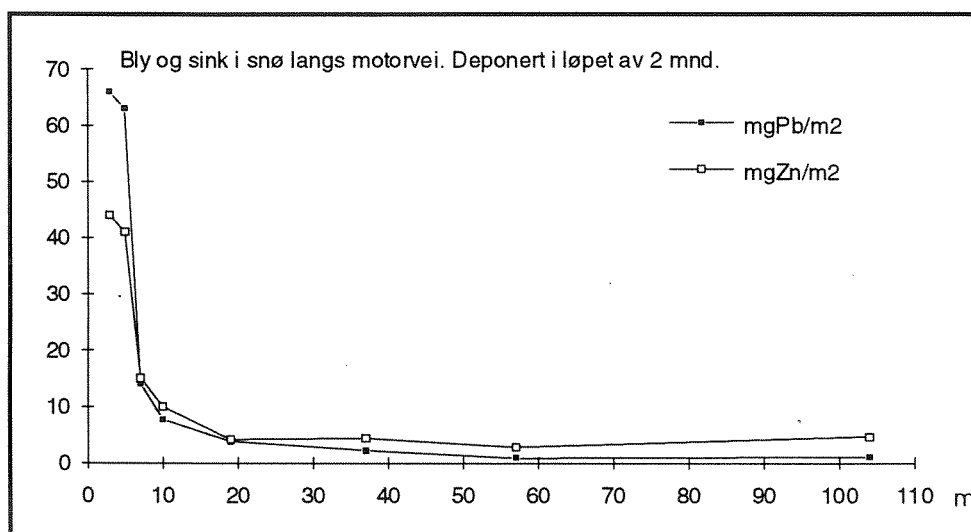
En endring av det biologiske systemet observeres ofte når systemet tilføres forhøyede konsentrasjoner av forurensninger (Sheehan 1984, Hellawell 1986). Generelt reduseres diversiteten og tettheten i økosystemer som utsettes for toksikologisk stress.

Det finnes en stor mengde litteratur som omhandler den akutte giftigheten for hvert av de vanligste metallene fra vegforurensningen på enkeltarter, særlig gjelder dette for Cd, Zn og Ni (se f.eks. Mance 1987). Det er imidlertid liten kunnskap om de spesifikke effektene fra vegforurensning på kort og lang sikt under naturlige forhold, ved forskjellige fysiske og kjemiske forhold i jord og vann, ved ulike vannkvaliteter, både når det gjelder hvert enkelt stoff og den samlede "forurensningspakken" som tilføres de vegnære økosystemene.

4.1 Spredning.

Partikkelmengden som genereres av asfalt og bildekkslitasjen vil i stor grad virvles opp på grunn av trafikken. Grove partikler faller raskt ned igjen, kanskje i vegbanen, kanskje like utenfor, mens de mer finknuste partiklene lettere kan transporteres vekk fra vegen og deponeres lengre unna. De aller minste partiklene kan holde seg som svevestøv og transporteres over lengre avstander. Undersøkelser antyder at ca 2% er svevestøv som kan forflytte seg lengre av gårde (Larssen 1987, tabell 1). Men spredningen av vegforurensning er også i sterk grad påvirket av andre faktorer; blant annet klimatiske forhold, bebyggelse langs vegene, vegnære vannforekomster, topografi og vegetasjonsstruktur langs vegene (Larssen og Tønnesen 1986, Pedersen 1990), men også av konstruksjonsmessige forhold omkring dreneringssystemer laget for å ta seg av avrenningsvann fra veger og vegkanter. Ved sterk vind vil mer av støvet virvles opp og spres, mens regnvær reduserer støvmengden i luften og bidrar til å vaske vekk vegstøv fra vegbanen. Det er vist at forurensningen avtar langt raskere med økende avstand til veg i skog enn i åpent terreng (Keller 1974). Det typiske mønsteret er imidlertid at det aller meste av slitasjeproduktene fra veg og bildekk som ikke vaskes vekk i

regnværperioder deponeres innenfor ca 20m på begge sider av vegen (figur 1). Enkelte av forurensningene kan imidlertid spores flere hundre meter fra vegen (Gjessing et al 1984b, Ward 1992). PAH-forbindelser synes i stor grad å være bundet til fint støv (Lygren & Gjessing 1984). Gjessing et al (1984b) fant betydelig forurensning av PAH 50 fra vegen. Trolig kommer en stor andel av dette fra motoravgasser. Forøvrig viste resultater fra Lygren et al (1984) at ca halvparten av PAH- mengden deponert i snø i vegkanten hadde sin opprinnelse i bitumen fra asfalt. Her ble det imidlertid ikke gjort forsøk på å differensiere mellom kildene ved å ta prøver på ulike avstander til vegtrafikken.



Figur 1. Spredning av bly og sink fra motorveg viser det generelle spredningsmønsteret for partikkelbundne stoffer/elementer (etter Lygren et al 1984). Mengden både av bly (stort sett fra motoravgasser) og sink (stort sett fra bildekk) i snø avtar raskt med økende avstand fra vegen.

Vegstøvet avsettes på vegetasjon og i jordsmonn langs vegen. Eller i gater, på husvegger og tak i byene. I regnvær vaskes en del av støvet fra vegetasjonen og ned i jordsmonnet eller ut i grøfter og drenerør. Ved kraftig nedbør vil vannet også dra med seg vannløselige komponenter samt partikler fra det øverste jordlaget ut i grøfter og drenerør og videre ut i resipienter. I byer samles det meste av avrenningsvannet i overvannsledninger som fører til resipienter der det kan gi et betydelig forurensningsbidrag.

I perioder med snø vil forurensningene fra vegtrafikken akkumulere i snøen langs vegene. Når forurensninger avsettes i snødekket, forhindres i stor grad adsorpsjon av forbindelsene til jordsmonnet. Snøen bidrar på den måten til å gjøre forurensningene mer mobile slik at de lettere når fram til vannforekomster. Under snøsmeltingen blir stoffene frigitt over en kort periode, og en stor del av forurensningene vil følge smeltevannet. Dette kan gi et kraftig forurensningsstøt i resipientene. Et spesialtilfelle av dette er dumping av til dels sterkt forurenset snø hentet fra veger i byer og andre tettbygde strøk.

Vel ute i resipientene kan forurensningene føres videre langs vannvegene og/eller sedimentere og akkumulere på bunnen av vannforekomstene.

Utfra data fra Lygren & Gjessing (1984) er avrenningsmengder fra vegoverflaten og deponerte mengder i snø brukt til å estimere den totale forurensningsproduksjonen pr kilometer (tabell 7). Tallene er satt sammen med slitasjeestimatene fra 2.1.3 og 3.1.2. Det hefter endel usikkerheter til estimatene. Tallene må betraktes i størrelsesorden og bare oppfattes som veiledende. Beregningene viser blant annet at bly fra bildekk utgjør en svært liten del av blyforurensningen, mens bildekkslitasje forklarer mengden av sink. Kadmiumavrenningen kan bare for en liten del forklares som resultat av bildekkslitasje. Det synes derfor å eksistere en større, ikke identifisert, kilde generelt eller i dette området. Det kan f. eks. være anvendelse av kadmiumholdig steinmateriale i asfalten eller kadmium fra bildelslitasje. Det skal heller ikke ses bort fra analyseunøyaktigheter; eldre analyser av lave konsentrasjoner tungmetaller har større feilmarginer enn dagens målinger.

Tabell 7. Estimerer på mengde forurensninger i avrenningsvann fra vegbane, avrenningsvann fra veggrøfter (basert på nedfall i snø inntil 7m fra vegen) basert på data fra Lygren & Gjessing (1984), og estimerer på total mengde slitasjeprodukter fra vegdekket og bildekk. Forurensningsproduksjonen er antatt å være lineært avhengig av trafikkmengden. Vegslitasjen SPS er antatt å være 25 g/pbkm. Enhetene er kg/km.

	Avrenning fra vegbane.		Avrenning fra veggrøft. Basert på akkumulering i snø		Sum		Estimert mengde fra slitasje. V:veg B:bildekk
	8000	30000	8000	30000	8000	30000	
ÅDT	8000	30000	8000	30000	8000	30000	30000
TOC	500	1900	310	1200	810	3100	
SS ¹⁾							V 13500
Ca	240	880	190	720	430	1600	V 2700
Cd	0,09	0,3	0,03	0,1	0,12	0,4	B 0,0032
Cr ²⁾	0,8	3	0,8	3	1,6	6	
Cu	1,8	6,8	1,3	4,9	3,1	12	
Hg ²⁾	0,05	0,2	0,05	0,2	0,1	0,4	
Ni	0,9	3,4	0,6	2,3	1,5	6	V 0,350
Pb	4,4	17	4	15	8,4	32	B 0,032
Zn	3,6	13	2,8	11	6,4	24	B 33
PAH ³⁾	0,09	0,3	0,3	1,1	0,39	1,4	V 0,28

1) Beregnet som 10% av total vegslitasje

2) Antatt like store mengder fra veggrøft som fra vegbanen

3) Antatt 3 ganger større nedfall av PAH i grøft enn i vegbane

Mobiliteten til forurensningskomponentene, først og fremst i vannfase, er viktig for den fysiske spredningen av stoffene i jord- og vannmiljøet, men også for eventuelle effekter i det biologiske systemet. Andersen og Vethe (1992) undersøkte forurensningen i avrenningsvann fra tunnellvasking. Resultatene indikerte at en liten del av den deponerte blymengden ble lett mobilisert, mens de andre tungmetallene begynte å lekke etter at Na⁺ poolen var tømt. Det ble registrert høye verdier for sink, men bare små mengder av andre tungmetaller.

Mobiliteten til mange forurensningskomponenter er oftest begrenset fordi en stor del av stoffene er bundet til partikler som holdes igjen i jordsmonnet. Man regner at bly er relativt immobilt i jord i forhold til andre metaller. Generelt antar en at mobiliteten til metaller i jord avtar i følgende rekkefølge: V>Zn>Ni>Cd>Mn>Cu>Cr>Pb (Martin & Coughtrey 1982). Viktige metaller i forbindelse med veg og dekkslitasje er her satt opp som de mest løselige. Det er imidlertid satt opp flere ulike rekkefølger av mobiliteten til tungmetallene avhengig av den fysiske og kjemiske sammensetningen av jordsmonnet. For organiske mikroforurensninger som PAH, er det vist eksperimentelt at det aller meste holdes tilbake i jorda, og at jord med mye organisk materiale holder tilbake langt mer enn jord fattig på organisk materiale (Gjessing et al. 1984b). Både uorganiske og organiske partikler blir imidlertid stadig utsatt for kjemiske og biologiske prosesser som kan endre mobiliteten til de kjemiske elementene og sammensetningen av stoffene.

Fysiske variabler som temperatur og fuktighet innvirker på bindingsforholdene mellom metaller og organiske/uorganiske stoffer, men også tilstedeværelsen av andre metaller eller ioner kan være faktorer av betydning. Derfor vil den totale sammensetningen av stoffer påvirke bindingsforholdene til metallene og ionebytteprosessene i jordsmonn, sedimenter og biologiske overflater. Eksperimentelle undersøkelser antyder at salt (NaCl) øker mobiliteten til tungmetallene, for eksempel for kadmium, via dannelse av vannløslige kloridkomplekser, men også ved at organiske komplekser ødelegges og derved kan frigjøre vannløselige humuskomponenter med tungmetaller (Amrhein et al 1992). Ved utstrakt bruk av salt til avising av vegbanen vil en sterk saltløsning tilføres områder som fra før er kraftig påvirket av tungmetaller. Her ligger det derfor muligheter for en mobilisering av tungmetallene, og økt avrenning til resipientene. Dette er et problem som man i dag har liten oversikt over.

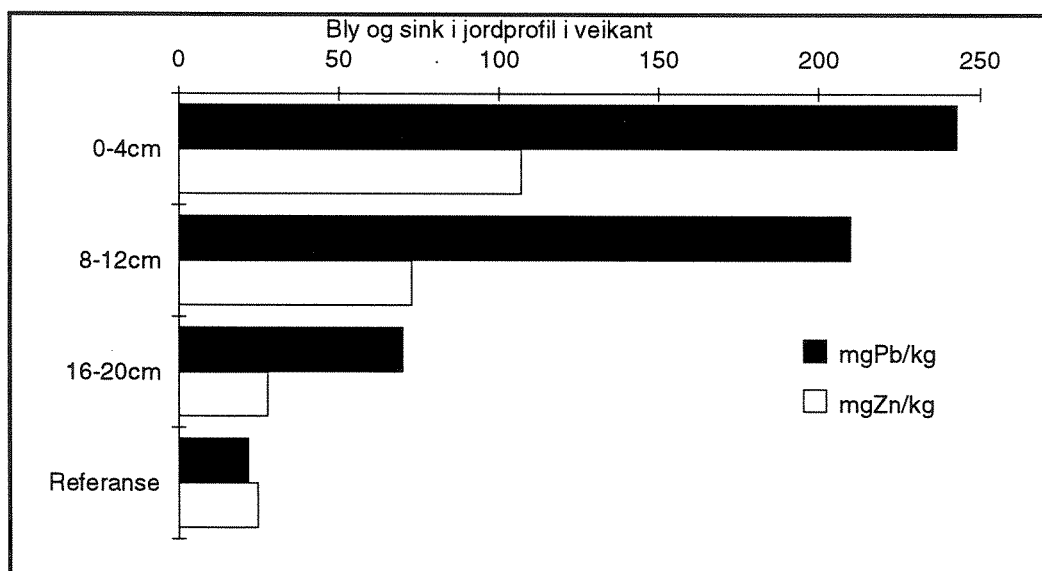
I tillegg til den fysiske spredningen av forurensningskomponentene i jord og vann kan stoffene taes opp av mikroorganismer, planter og dyr og gå inn i det biologiske kretsløpet. Derved kan en få en ytterligere spredning samt en akkumulering og en biomagnifisering i næringskjedene. De vanligste forurensningene fra veg og bildekkslitasje synes imidlertid ikke å oppkonsentreres i næringskjeden.

4.2 Terrestr økosystemer.

De aller fleste studier av effekter av vegtrafikk på vegnære økosystemer har først og fremst tatt for seg bly, men også tungmetallene kadmium, nikkel og sink er viet oppmerksomhet. Effekter av organiske forurensninger er i mindre grad undersøkt. Det samme gjelder partikler. Bio-samfunnene kan utsettes for akutte eller subletale, langsiktige effekter forårsaket av forurensninger fra vegen.

4.2.1 Jord og vegetasjon

Med tiden vil det på begge sider av vegbanen dannes en vegkant med spesiell jordstruktur av finknust materiale fra vegen og med et høyt innhold av forurensningskomponenter fra biltrafikken (figur 2). Akkumuleringsraten for vegstøv langs vegene vil variere blant annet med trafikkmengde. Pedersen (1990) registrerte en årlig akkumulering på ca 1,5 cm støv som gjennomsnitt innenfor 3 m fra vegen langs en vegstrekning utenfor Oslo med ÅDT på ca 67500. Lagerwerff & Specht (1970) registrerte en leireaktig konsistens på det øverste jordlaget sammen med forhøyede verdier på tungmetaller 8 m fra moderat til høyt trafikkerte veger (7500-48000). Ward (1990) rapporterte om forhøyede verdier i jord og vegetasjon for tolv kjemiske elementer (Br, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Pb, V, og Zn) som en funksjon av trafikkmengde langs en av Londons motorveger. Med sin spesielle oppbygning avviker derfor jordsmonnet langs veger betydelig fra det omkringliggende jordsmonnet både når det gjelder kornstørrelse, innhold av organisk materiale og kjemisk sammensetning. Forhøyet pH-verdi, høyt innhold av basekationer som kalsium og magnesium og høye verdier av tungmetaller som bly, kadmium og sink er karakteristiske trekk ved trafikkforurenset jord (tabell 8) (Pedersen 1990). Dessuten medfører veggaltning et høyt innhold av Na og Cl. Innholdet av makro-næringsstoffer vil være ubalansert, ofte med lavt fosforinnhold og endret fosforomsetning (Folkesson 1979, Pedersen 1990). Det er trolig asfaltslitasjen som medfører frigjøring av basiske mineraler. Plantenes næringsopptak hemmes av en alkalisk jordreaksjon noe som synes å være et problem i urbane strøk (Sanda 1976, Pedersen 1990)



Figur 2. Bly og sink i jordprofil langs vegkant i Oslo (etter Pedersen 1990)

Tabell 8. Jordanalyser fra kantene til en høyt trafikkert veg utenfor Oslo viste følgende tall (etter Pedersen 1990).

ppm	SSE	pH	P	K	Mg	Ca	Na
Forurenset jord 0-4 cm	0,5	8,0	18,6	118,3	233	21762	83,7
8-12cm	0,6	8,0	27,3	72,8	182	16626	255
16-20cm	1,3	7,7	6,7	53,6	100	5796	33,5
Kontr., uforurens. min. jord	0,4	5,0	168	189	42	798	42
planteskoletorv	1,9	5,4	47,5	72,5	52,5	823	7,5

ppm	Mn	Pb	Cu	Zn	B	Mo	Fe	Cd _f	Cd _o
Forurenset jord 0-4 cm	0,93	243	8,4	107	0,77	0,28	30,7	1,03	0,34
8-12cm	0,64	210	8,6	72,8	0,86	0,22	8,19	0,83	0,24
16-20cm	0,87	69,7	4,0	28,1	0,88	0,11	2,01	0,52	0,23
Kontr., uforurens. min. jord	21,1	22,1	3,15	25,2	0,36	0,88	102	-	-
planteskoletorv	4,5	1,5	1,5	3	0,44	0,33	-	-	-

PAH bindes til partiklene i jorda og vannløsligheten er minimal. Imidlertid er flere av PAH forbindelsene potensielt kreftfremkallende og toksiske i små konsentrasjoner. Noen av stoffene er tungt nedbrytbare i jord, men lett nedbrytbare i vannmiljø. Bakteriologiske nedbrytningsforsøk har indikert at PAH som adsorberes til jordoverflaten kan brytes rask ned (Lygren et al 1984). Forsøk med bakteriell nedbrytning av PAH-komponenten *phenanthren* i jord viste følgende temperatur-avhengighet: En halvering ble oppnådd i løpet av 26 døgn ved 25° C og etter 58 døgn ved 10°C (Krogh et al 1992). Nedbrytningshastigheten er imidlertid også avhengig typen PAH og av jordtypen. Maliszewska-Kordybach (1993) fant at den høymolekylær PAH- forbindelsen *chrysene* bare langsomt ble brutt ned i sandjord selv ved 25° C. Bare 30-40% var nedbrutt etter 180 dager.

Mikroorganismene i jorda betraktes generelt å være ømfintlige overfor forurensninger. Det er rapportert om redusert nedbrytning av organisk materiale i tungmetallforurensede områder. En regner med at dette først og fremst skyldes reduserte populasjoner av mikroorganismer (WHO 1992). Post & Beeby (1993) fant imidlertid ingen reduksjoner i mikrobiell biomasse i tungmetallforurensede vegkanter. Andre undersøkelser indikerer at tungmetallforurensninger kan gi redusert jordrespirasjon og nitrogenomsetning (Rother et al. 1982, Jacobsen & Selmer-Olsen 1985, Nordgren et al. 1976). Forurensning fra vegtrafikk kan derfor tenkes å påvirke den vegnære vegetasjonen via endringer i symbioser og endrede forhold for mikroorganismene i jorda omkring rotsonen. Pedersen (1990) fant redusert knollutvikling hos gråor (*Alnus incana*) i forurenset jord, noe som tyder på at de symbiotiske N-fikserende bakteriene ble hemmet. Det er også funnet indikasjoner på svekket rotvekst og redusert mycorrhiza hos gran (*Picea abies*) nær veg (Majdi & Persson 1989).

Vegstøvets mutagene egenskaper ble undersøkt av Larssen (1987) (Ames test på Salmonella-bakterier og SHE-celletransformasjonstest på hamsterceller) som konkluderte med at

oppvirvlet vegstøv ga et relativt lite bidrag til støvets mutagene egenskaper og evne til celletransformasjoner utover det som bileksosen gir. Saitoh et al (1990) antydte imidlertid at mutageniteten i vegstøv (luft) hadde sammenheng med innholdet av 1- nitropyren (PAH-komponent) som igjen viste seg å øke i piggdekkseongen.

Vokseforholdene langs trafikkårer er generelt vanskelige. Både næringsmangel, vannmangel, nedstøving og jordkomprimering gir problematiske vokseforhold (Pedersen 1990). I tillegg utgjør forurensnings-problemene en ekstra stressfaktor. Langtidsbelastninger på jordsmonnet fører til spesielle edafiske forhold med høy pH og høyt innhold av salt og tungmetaller. Alkalis jord kan gi betydelige vekstforstyrrelser. Vekstreduksjon og mistriksel hos planter kan være forårsaket av en rekke enkeltfaktorer eller en kombinasjon av disse. I flere undersøkelser er det derfor forsøkt å relatere helsetilstanden hos urbane trær til ulike fysisk/kjemiske jordbunnsfaktorer eller innhold i plantevevet (Ruark et al. 1983, Dyer & Mader 1986). Vegetasjonen langs vegene inneholder forhøyede verdier av tungmetaller, men innholdet avtar eksponentielt med avstanden til vegen (Ward 1992). Ward (1992) studerte også akkumulering i jord og vegetasjon på forskjellige årstider. Det ble påvist sesongvariasjoner med mulige årsaker i klima, vekst og trafikkmengde. Tilførselen av trafikkgenererte forurensningskomponenter ble antatt å utgjøre et signifikant forurensningspress på både jord og vegetasjon.

Det kan være vanskelig å skille mellom vekstforstyrrelser som skyldes jordforurensninger og luftforurensninger. Vegetasjon langs veger fanger opp mange typer forurensninger som kan gi betydelige skadevirkninger (Folkesson 1976, Hasselrot & Grennfelt 1987, Pedersen 1990, Ekstrand 1991). En "review" artikkel angående støvnedfall på vegetasjon viser at vegetasjonen, særlig i arktiske områder blir negativt berørt (Farmer 1993). *Sphagnum* arter og lavarter nær veger syntes å være spesielt utsatte (Spatt & Miller 1981, Walker & Everett 1987 (i Farmer 1993)). Rühling (1992) fant imidlertid at vegetasjonen langs vegene, unntatt i veggrøftene, ble lite påvirket av vegforurensninger.

I følge Pedersen (1990) synes det å foreligge få entydige bevis for at tungmetallforurensningen langs trafikkårer har forårsaket vekstforstyrrelser hos planter. Mye tyder likevel på at høye konsentrasjoner av tungmetaller langs vegene påvirker vegetasjonen. Det er dessuten vist at enkelte tungmetaller har sterkere virkning på planter når de finnes i blanding enn når de foreligger hver for seg (Carlson & Bazzaz 1977, Hassel et al. 1976). Redusert vekst er påvist hos planterøtter i jord langs trafikkårer (Majdi & Persson 1989) og ved dyrking i vannekstrakt av vegstøv (Wong et al 1984). I de to sistnevnte undersøkelsene antas høyt tungmetallinnhold å være årsaken til vekstreduksjonen. Pedersen (1990) fant en betydelig vekstreduksjon ved dyrking i forurenset jord. Innblanding av torv i forurenset dyrkingsjord økte veksten betydelig og reduserte innholdet av bly og jern i bladene. Trolig er torvmaterialets evne til å binde tungmetaller en viktig årsak til den bedre tilstanden.

Trafikkforurensninger synes altså å påvirke jordsmonnet og vegetasjonen negativt. Det er derimot vanskelig å skille ut vegslitasjens og bildekkslitasjens andel av den totale forurensnings-belastningen. Dersom bly er den viktigste faktor vil blyholdig bensin være viktigste årsak, dersom kadmium og sink er betydningsfulle faktorer, vil bildekkslitasje sannsynligvis være viktig, dersom nikkel eller alkaliske forhold har betydning er sannsynligvis slitastjen av vegen viktig, dersom natrium og klorid-ioner spiller en rolle er vegsaltningen viktig. Det man imidlertid alltid står ovenfor er et jordsmonn og et miljø med et komplekst forurensningsbilde og mange stoffer med mulige synergistiske og antagonistiske egenskaper.

4.2.2 Fauna

Alle veger har nærområder med en eller annen form for fauna. På begge sider av vegen blir det lange korridorer med et spesielt miljø. Det finnes lite informasjon som omhandler effekter av veg og bildekkslitasje på dyresamfunnene.

Informasjon om effekter på invertebrater omhandler stort sett insekter, edderkoppdyr og meitemark, og akkumulering av metaller i disse organismene (Scanlon 1991). Undersøkelsene viser at akkumuleringen av tungmetaller, særlig bly, øker i organismer i vegnære områder. Bly, kadmium, nikkel og sink tilføres de vegnære økosystemene i forhold til trafikkmengden. I følge Scanlon (1991) vil trafikkmengder over 25000 biler pr. dag medføre akkumulering av tungmetaller som kan gi effekter på dyrelivet i de vegnære økosystemene. Akkumuleringen kan medføre meget høye metallverdier i meitemarker. Muskett & Jones (1980) rapporterte om kadmiumverdier i meitemark på 12.7 mgCd/kg (tørrvekt) innenfor 3 m fra veg. 50 m fra vegen var konsentrasjonen sunket til 7.1 mgCd. Enda høyere tall er funnet i fordøyelsesorganer hos snegler (Williamson 1980). Gish & Christensen (1973) registrerte klart forhøyede verdier av kadmium, nikkel og sink i meitemark langs veg (tabell 9). Konsentrasjoner i meitemark synes å være større enn i insekter. Det er også funnet at *Oniscus asellus* og tusenbein kan akkumulere store mengder metaller. Russiske undersøkelser påviste effekter på billesamfunn langs veger (Butovskii 1991). Toleransen for vegforurensninger var forskjellig for de ulike artene i billesamfunnet. Rovbiller var minst tolerante.

Tabell 9. Akkumulering av kadmium, nikkel og sink i meitemark langs veg (etter Gish & Christensen 1973).

Art	ÅDT	avstand fra veg m	konsentrasjoner, ppm		
			Cd	Ni	Zn
Meitemark	25000	3	14	38	670
		6	8	25	343
		12	8	18	333
		24	6	13	258
		48	6	19	146

Det er også forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller i små pattedyr langs veger. Insektivore dyr akkumulerer mer bly, sink og kadmium enn herbivore som i sin tur har høyere konsentrasjoner enn frøtende (Scanlon 1991). Tilsvarende er det også funnet forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller i fugler som holder til i nærheten av sterkt trafikkerte veger. Watanabe et al. (1990) fant blant annet forhøyede blyverdier i lunger og blod hos duer i bystrøk, noe som sannsynligvis skyldes inntak av blyforurenset grus.

Predatorer på meitemark og insekter, slik som enkelte fuglearter og pattedyr, kan bli spesielt utsatt for tungmetallforurensningen. Det er imidlertid få dokumenterte tilfeller av biomagnifikasjon. Det er begrenset kunnskap om i hvilken grad dokumentert akkumulering av tungmetaller medfører redusert overlevelse, vekst eller reproduksjons-forstyrrelser på populasjoner av invertebrater, fugler eller pattedyr.

Det vil foregå en viss resirkulering av metallene i det vegnære økosystemet ved stadige akkumulerings- og nedbrytningsprosesser. Utførsel av metaller og organiske mikroforurensninger fra terrestre deponeringsområder vil blant annet skje ved lufttransport av støv, men kanskje først og fremst ved avrenning til vann.

4.3 Akvatiske økosystemer

Avrenningsvann fra vegbanen og veggrøfter er ofte svært forurenset (Gjessing et al 1984b). Denne forurensningstilførselen til vannresipienter kan påvirke vannkjemien, akkumulere i sedimentene og være til skade i det biologiske systemet.

Den generelle vannkvaliteten påvirker den toksikologiske effekten av forurensningene. Det innebærer at effektene på økosystemene vil være avhengig av systemenes tilstand i utgangspunktet. For eksempel er det sannsynlig at effektene vil være forskjellige i en liten sur innsjø og i en ione- og kalsiumrik innsjø.

4.3.1 Vann og sedimenter

Forurensningstilførsler fra veg til vann skjer oftest som episoder i samband med regnvær eller i forbindelse med snøsmeltingsperioder. Det betyr at tidspunkt for episodene stort sett er uforutsigbare. Etter regnskyll blir en lang rekke stoffer transportert med avrenningsvannet inkludert silt, sand, plante- og dyrerester, produkter fra veg og dekkslitasje og fra bileksos. Størrelsen på avrenningen og det kjemiske innholdet i avrenningsvannet kan derfor være høyst varierende og vannkvaliteten vanskelig å forutsi (Bellinger et al. 1982).

Metallene som vanligvis finnes i avrenningsvann er bly, sink, jern, kobber, kadmium, krom og nikkel, der bly, jern og sink oftest utgjør den største mengden (Gjessing et al 1984b, Hvitved-Jacobsen & Yousef 1991). Metallenes virkning i resipientene er avhengig av hvilken tilstand metallene befinner seg i. Avhengig av fysisk/kjemiske faktorer i veggrøfter, avrenningsvann og resipient kan metallene opptre i organiske eller uorganiske komplekser, bundet til overflaten av partikler eller i ioneform. Den sistnevnte antas å være den mest giftige formen.

Yousef et al (1986) angir løste fraksjoner av metaller i avrenningsvann (tabell 10). Disse tallene gjelder ikke for veger med utstrakt bruk av piggdekk, men antyder likevel at en betydelig del av forurensningene kan finnes i suspensjon eller i løst form etter at de når resipienten. Andelen av løselige komponenter ligger imidlertid langt over det som er registrert i enkelte norske undersøkelser (Bækken upubl.). Årsaken til de store forskjellene i løste komponenter kan være helt forskjellige fysisk/kjemiske forhold langs vegene eller ulike typer prøvetakingssteder.

Tabell 10. Innhold av metaller i avrenningsvann fra veier i Florida (Yousef et al 1986 (i Hvitved-Jacobsen & Yousef et al 1991) og i Norge (Bækken unpubl.), totalverdier og løst. Illustrerer variasjoner i fysisk/kjemisk sammensetning av avrenningsvann.

metall	USA (Florida)		Norge	
	løst µg/l	total µg/l	løst µg/l	total µg/l
Pb	33,5	163	11	1580
Zn	40,4	71	<10	980
Cu	26,4	37,5	7,7	280
Ni	2,6	3,4	6	133
Cr	2,6	4,0		
Cd	1,8	2,5	<0,1	5,6
Fe	93,4	341	89	90300
V			90	436

I områder med snø akkumuleres forurensningene i snødekket over en lengre periode (Gjessing et al 1984b). Det aller meste av piggdekkgenerert PAH fra bitumen havner der. Tilsvarende lagres de uorganiske komponentene i snøen i og langs veggrøftene. Smeltevannet vil derfor inneholde større konsentrasjoner av forurensninger enn avrenningsvann etter regnvær. Selv om tilførselen av forurensninger fra snøsmelting bare skjer noe få ganger i året, er den viktig fordi den i en kort periode kan utsette resipienten for en ekstrem forurensningsbelastning.

I byer og tettsteder foregår det i perioder oppsamling av snø fra gater og fortau. Denne snøen kan være meget forurenset. Snøen blir dumpet i terrestre eller akvatiske resipienter og kan ha et betydelig forurensningspotensiale.

I snødekket på vegnære innsjøer kan konsentrasjonen av forurensende stoffer være mer enn ti ganger større enn i selve innsjøen (tabell 11). Enkelte undersøkelser indikerer også at biotilgjengeligheten er større for elementer i smeltevann enn fra avrenning etter regnvær (Morrison et al 1986).

Tabell 11. Konsentrasjoner av forurensningskomponenter i snø ved forskjellige avstander fra E18 vest for Oslo mars 1981 og 1982 (Gjessing et al 1984b).

Year	pH	Conductivity	CO ₂ , mg O/l	TOC, mg C/l	Total dried residue	Total fixed residue	Total suspended matter	Total suspended residue	SO ₄ , mg SO ₄ /l	Cl, mg Cl/l *	Distance, m	Distance, m	Pb, µg Pb/l **	Zn, µg Zn/l **	Cd, µg Cd/l **	Fe, mg Fe/l **	Ca, mg Ca/l **	Mn, µg Mn/l **	Cr, µg Cr/l **	Cu, µg Cu/l **	Hg, µg Hg/l	PAH, µg/l	Snow-depth, cm
82			33.0						166	5	5	500	338	2.4	41.8	58.5	49	117				456	
82			6.0						6.9	13	13	109	63	0.7	3.3	2.8	14	37				49	
82			17.6						3.4	19	19	53	75	0.5	1.66	2.0	19	43				70	
81	7.2	28	38	4.8	304	246	142	127	1.5	2.8	50	50	154	90	0.7	2.1	6.8	14	24	0.1	5.0	12.8	
82			5.3						11.2	53	53	44	50	0.7	0.5	1.6	19	20				70	
81	6.6	17	17	4.1	253	190	57	47	1.4	1.9	150	150	80	50	0.3	0.9	2.6	13	19	0.1	0.05	1.25	
81	6.1	28	11	3.2	182	124	13	9	3.9	3.6	300	300	19	50	0.3	0.3	1.5	64	11	0.1	1.1	0.74	
81	7.1	30	18	2.6	214	161	40	35	1.7	2.3			31	30	0.3	1.2	5.8	148	14	0.0	0.6	-	
81	5.3	10	25	3.4	178	141	13	6	1.1	0.9			22	30	0.2	0.1	0.1	11	17	0.1	0.3	1.19	

* Filtered, ** Digested.

Størrelsefordelingen av partikler er viktig for fordelingen av de kjemiske komponentene. De fleste undersøkelser viser at en stor del av forurensningene er bundet til partikler og at små partikler har større konsentrasjoner enn store partikler. Dette har betydning for hvor lenge de kan holde seg i suspensjon. Mens partikler på ca 2 μm under visse forutsetninger synker med en gjennomsnittlig hastighet på 1cm/time vil partikler på ca 90 μm synke med en hastighet på 20 m/time (Hvitved- Jacobsen & Yousef 1991).

Snøsmelteavrenningen fra brøytekanter inneholder ofte store mengder fint partikulært materiale. Denne fraksjonen inneholder bl.a. store mengder PAH og kan i stillestående vann holde seg i suspensjon i flere dager. Etter hvert vil det imidlertid foregå en flokkulering og sedimentering også av disse fraksjonene (Lygren et al 1984)

Tilførselen av forurensningskomponenter kan gi forhøyede konsentrasjoner av metaller og organiske mikroforurensninger, medføre restriksjoner i bruken av vannet og gi negative effekter på det biologiske systemet i resipienten. Partikkelbundne forurensninger vil etter hvert sedimentere og akkumulere i bunnsedimentene. Dette vil særlig gjelde innsjøer, men også i sakteflytende bekker og elver vil det foregå en sedimentering av partikler. Områdene omkring tilførselsstedet for vegavrenningen vil være spesielt utsatt for sedimentering av toksiske partikler. Mudre & Ney (1986) registrerte gjennomsnittlig 2 og 5 ganger økning av henholdsvis sink og kadmiumkonsentrasjonen i elvededimenter i løpet av to år etter åpningen av ny motorveg. Gjessing et al (1984b) registrerte høyt innhold av vegforurensninger i avrenningsvann som ble ledet til en liten innsjø. I utløpet av vannet ble det imidlertid ikke målt forhøyede verdier med unntak av PAH i vårprøvene. Det viste seg at det meste av de undersøkte forurensningskomponentene sedimenterte. Sedimentanalyser viste en anriking av bly, sink og kadmium i de to øverste centimetrene på mellom 2 og 4 ganger. Dette viste seg over hele bunnarealet, ikke bare i nærheten av drenerørret. Middelverdiene for bly, sink og kadmium var henholdsvis 108, 267 og 1,1 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt. Nyere undersøkelser i samme innsjøen viste omtrent tilsvarende gjennomsnittsverdier eller noe høyere. Det syntes imidlertid å være høyest konsentrasjoner i sedimenter i nærheten av drenerørrets utløp. I disse undersøkelsene inngikk også målinger av PAH i sedimenter. Konsentrasjonene var meget høye med høyeste verdi på ca 50 ppm (Bækken upubl.). Sett i forhold til den svenske klassifiseringen av ferskvanns-sedimenter (Lithner 1989), ga kontamineringen av sedimentene i denne resipienten påvirkningsgrad 1 (1,5 - 6 ganger bakgrunn), det vil si et betydelig påvirket sediment for de nevnte metallene.

Senere målinger i samme innsjø har også vist forhøyede verdier av kadmium i vannfasen. Disse undersøkelsene viste også at konsentrasjonene av kobber, bly og sink i vannfasen lå over normale bakgrunnsverdier (Bækken upubl.).

4.2.2 Vegetasjon og fauna.

En stor partikkeltransport fra vegslitasjen ut i resipientene medfører en tildekking og nedslamming av bunnsubstratet som kan endre levestandardene for organismene som oppholder seg der. Bunnlevende vegetasjon kan dekkes til. I bekker, elver og i innsjøenes strandsoner vil små hulrom mellom stein og grus tettes til. Dette er viktige oppholdssteder for bunnfaunaen. I tillegg til bunnlevende alger vil også andre næringsemner for bunnfaunaen tildekkes. I flere tilfeller har partikkeltransport fra anleggsarbeid medført en drastisk, om enn forbigående,

reduksjon i bunnfaunaen (Bjerknes et al 1991). Det er også vist effekter av partikler på dyreplankton (Hessen 1992). Samlet sett vil partikkeltransporten ut i vassdrag medføre tilslamming i de nærmeste områdene og en redusert biologisk diversitet og produksjon.

Avrenningsvann ble testet av Gjessing et al (1984a) i akutt-tester på heterotrofe mikroorganismer (bakterier, sopp og protozoa). Det ble ikke påvist negative effekter. Det ble tvert imot registrert en stimulerende effekt ved økende konsentrasjoner. Heller ikke akutt-tester på alger viste negative effekter (Gjessing et al 1984a). Det er viktig å understreke at dette var akutt-tester og at bioakkumulering og langtidseffekter ikke ble undersøkt. I samme undersøkelse ble Ames test anvendt (bakterier) for å påvise mutagene effekter. Testen indikerte at filtrert avrenningsvann hadde lav mutagen virkning. Andre undersøkelser har imidlertid registrert forhøyede metallverdier i planktonalger påvirket av vegavrenning. Christopher (1980) (i Hvitved-Jacobsen & Yousef 1991) fant en fordobling av innholdet av Zn, Pb, Ni, Cd, Cr og Fe i algene *Spirogyra* spp. og *Hydrilla* spp. i nærheten av avrenningsutslipp direkte fra bro.

Winthers & Gidley (1980) (i Hvitved-Jacobsen & Yousef 1991) fant klart negative effekter på algepopulasjoner utsatt for fortennet avrenningsvann. Cristopher (1980, op.cit.) fant også forhøyede konsentrasjoner av metaller i sedimentlevende organismer.

Tester av avrenningsvann fra høytrafikkerte veger i USA på alger, zooplankton og fisk viste at alger og zooplankton ble kraftig skadet av den løste delen av avrenningen, mens høyt innhold av suspendert stoff ga stor dødelighet på yngel av regnbueørret (Portele et al 1982). Ufortynnet avrenningsvann både fra en høyt trafikkert veg (ÅDT 120000) og en med lavere trafikk (ÅDT 7400) i USA viste seg å være meget toksisk for krepsdyret *Gammarus* (ref. i Hvitved-Jacobsen & Yousef 1991). I andre undersøkelser har avrenningsvann fra motorveg også vist seg å være ødeleggende på elvepopulasjoner av krepsdyret *Gammarus pulex* (Cowley 1985). En annen engelsk undersøkelse viste at elvesedimentene nedstrøms vegavrenning var giftige for denne arten. Giftigheten syntes i stor grad å være avhengig av innholdet av PAH (Boxall et al 1993, pers.meddel.). Denne undersøkelsen viste også at det var først og fremst PAH komponentene *phenanthrene*, *anthracene*, *fluoranthene* og *pyrene* som ble akkumulert i *Gammarus pulex*. Mudre (1986) undersøkte effekter på bunndyrpopulasjoner og fisk, og fant at reduserte bunndyr tettheter, endret andelen fjærmygg og lavere diversiteten i fiskefaunaen kunne settes i sammenheng med tungmetallforurensninger fra veg. En nylig utført undersøkelse i en bekk nedstrøms vegavrenning viste flere klare effekter på økosystemet. Diversiteten i bunndyrsamfunn ble kraftig redusert. *Gammarus pulex* og snegler var nesten helt forsvunnet. Nedbryting av tilført organisk materiale (løv m.m.) ble redusert p.g.a. redusert bunndyrbeiting (Farrow et al 1993, pers. meddel.).

Bækken (1992) påviste redusert diversitet hos bentiske invertebrater i strandsonen i nærheten av avrenningutslipp fra veg (tabell 12). I likhet med resultatene fra Farrow et al (1993) syntes sneglefaunaen og krepsdyret *Gammarus lacustris* å være mest utsatt. Det ble også påvist akkumulering av sink og kadmium i dammuslinger. Andre tungmetaller som kobber, kvikksølv, nikkell og bly var imidlertid innenfor normalnivåene. Akkumulering av PAH var også lav.

Samme undersøkelse viste at innhold av de fleste tungmetaller var lavt og innenfor normale variasjoner i abbor. Det ble imidlertid funnet forhøyede konsentrasjoner av bly. Det ble også funnet 3-5 ganger så høye konsentrasjoner av PAH i abborkjøtt i påvirket påvirket resipient som i referenseressipient. En stor del av PAH komponentene besto imidlertid av naftalener som

ikke regnes for potensielt kreftframkallende stoffer. Andre undersøkelser har påvist at innholdet av PAH i sedimenter samvarierte med hyppigheten av leversykdommer hos bunnlevende fisk (Malins et al 1987).

Tabell 12. Relativ mengde av bunndyr på en strandsonelokalitet nær avrenningsutløp fra veg og fra tre sammenlignbare referanselokaliteter (etter Bækken 1992)

Taxa	nær avrenning	referanse 1	referanse 2	referanse 3
Snegl				
<i>Viviparus viviparus</i>	++	+	+	++
<i>Physa fontinalis</i>	-	+	+	++
<i>Lymnaea peregra</i>	-	+	+	+
<i>Lymnaea stagnalis</i>	-	+++	+++	+
<i>Gyraulus acronicus</i>	-	+	+	+
<i>Armiger crista</i>	-	-	+	-
<i>Batymphalus contortus</i>	-	-	+	-
Småmuslinger	-	++	++	++
Krepsdyr				
<i>Gammarus lacustris</i>	-	+++	+++	+++

I en trafikkforurenset elv fant Ney & Van Hassel (1983) at akkumuleringen av bly, kadmium og nikkel i fisk økte med fiskens alder (White sucker), men med ulikt forløp i ulike organer. Bly økte i beinsubstansen, kadmium økte i bein og nyrer og nikkel økte i beinsubstansen. For sink ble det registrert en nedgang i konsentrasjonen i begge disse organene. Metallkonsentrasjonene i prøver fra hele fisker var tilnærmet konstant eller svakt avtagende for alle metallene untatt for sink der nedgangen var stor.

Akutt-tester på avrenningsvann fra veg viste imidlertid ingen negative effekter på lakserogn eller ett år gamle lakseunger (Gjessing et al 1984b).

Innholdet av metaller og organiske mikroforurensninger er av stor betydning for strukturen og funksjonen av akvatiske økosystemer. Metallene kan akkumuleres i sedimentene, plankton, bunnlevende organismer og fisk. Diversiteten kan bli redusert og følsomme arter bli erstattet av mer tolerante arter. Forurensningene kan i mange tilfeller akkumulere i biologisk material og medføre endringer i det akvatiske økosystemet.

Det er foretatt en lang rekke undersøkelser for å karakterisere den kjemiske sammensetningen av avrenningsvann fra veg. De økologiske konsekvensene vet vi imidlertid lite om. Det synes klart at vegtrafikken kan ha negative effekter på akvatiske økosystemer. Det er imidlertid vanskelig å skille ut miljøproblemer forårsaket av veg- og bildekkslitasjen fra annen forurensning. Disse kommer i tillegg til de øvrige forurensningene. I det komplekse miljøet et akvatisk økosystem representerer kan det oppstå synergistiske og antagonistiske effekter som vi i dag kjenner lite til konsekvensene av. Vi kjenner en del til de ulike emnenes giftighet i rendyrket tilstand under laboratorieforhold, men lite til de samlede effektene under naturlige forhold både på individnivå og på populasjons- og samfunnsnivå.

5. Forskningsbehov

Problematikken omkring vegtrafikkforurensninger er kompleks, og det er flere sider ved trafikkforurensningene en kjenner lite til. Spesielt gjelder dette virkninger i de vegnære økosystemene. Det finnes relativt mye informasjon som gir kjemisk karakterisering av f.eks. avrenningsvann fra veg. Hvordan dette sprer seg i resipientene og hvilke miljøvirkninger dette gir vet man imidlertid lite om. En kjenner til de vanligste forurensningskomponentene utifra kjemiske målinger f. eks. i jordmonn langs vegene, fra analyser av vegstøv og eksos. Det er imidlertid mindre eksakt dokumentasjon på hvilke kilder som gir hvilke forurensninger og i hvilke mengder, f.eks. hvilke stoffer og hvor stor del av totalforurensningene kommer fra veg og bildekkslitasjen? Det er videre klart at det foregår en akkumulering av forurensninger langs vegene. Det er mindre klart hvor stor akkumuleringsraten er ved ulike typer veger, trafikkmengder og naturforhold, og derved hvor raskt det bygges opp "depoter" av forurensninger i resipientene. Det er angitt at en gjennomsnittlig trafikkmengde på ca 3000 kjøretøyer per døgn gir merkbare slitasjeproblemer og økonomiske uttelling. 61% av trafikkarbeidet i Norge foregår på disse vegene. Er det mulig å gi tilsvarende grenser på virkninger i økosystemene? I dag er det alt for liten kunnskap om virkninger i økosystemene til å knytte dem til trafikkmengde eller andre vegmessige forhold. Generelt er det lite kunnskaper om virkningene i de biologiske systemene; på nedbrytningsprosessene i dødt organisk materiale (løv m.m.) og på plante og dyresamfunn. Mye av forskningen omkring disse forholdene må baseres på undersøkelser i felt, men det vil alltid være fordelaktig å supplere med eksperimentelle undersøkelser under kontrollerte betingelser for å kunne rendyrke enkelte problemstillinger.

I naturmiljøer som påvirkes av trafikkforurensninger vil effektene fra veg og bildekkslitasje være vanskelige å skille fra den øvrige forurensningen. Det er nedenfor angitt enkelte områder som peker seg ut som mulige forskningsområder når det gjelder forurensninger fra slitasjeprodukter, men som i stor grad også må gjelde den totale forurensningen fra vegene.

- I. Forurensningskilder og mengder. Hvor mye bidrar hver enkelt kilde med av hvert enkelt stoff/element. Veg og bildekkslitasjens bidrag til den totale forurensningen langs vegene.
- II. Akkumuleringsraten av forurensninger i jord og sedimenter. Hvor raskt bygges depotene opp. Hvor store er de og vil de bli i fremtiden. Tungmetaller, organiske mikroforurensninger.
- III. Mobiliteten til forurensningskomponentene under forskjellige fysiske og kjemiske forhold. Ulike jord og vanntyper. Surt og basisk miljø. Mye og lite humus. Med og uten bruk av avisingsalt.
- IV. Spredning av forurensningskomponenter langs vannveier.
- V. Biotilgjengeligheten av forurensninger ved ulike fysiske og kjemiske betingelser.
- VI. Kortsiktige og langsiktige virkninger av vegforurensninger på plante og dyrepopulasjoner og samfunn i ulike terrestre og akvatiske økosystemer. Dødlighet, akkumulering, biomagnifikasjon, vekst, reproduksjon, biodiversitet, endringer i struktur og funksjon, nedbrytning av organisk materiale. Effekter i sure og nøytrale miljøer.

6.Litteratur

Amhrein, C., Strong, J.E. & Mosher, P.A. 1992. Effect of deicing salts on metal and organic matter mobilization in roadside soils. - Environ. Sci. Technol. 26: 703-709.

Anda, O. & Larsen, S. 1982. Luftforurensninger fra vegtrafikk: slitasje av vegdekke, bildekk og bremsebånd. - Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 31/82.

Andersen, O. & Vethe, Ø. 1992. The mobilisation of heavy metals during tunnel maintenance. - I: The Fourth International Symposium "Highway Pollution", Madrid 1992.

Bellinger, E.G., Jones, A.D. & Tinker, J. 1982. The character and dispersal of motorway runoff water. - Wat. Pollut. Contr. 81(3): 372-390.

Berg, B., Døhl, J., Gjøs, N. & Jørgensen, T. 1992. Kjemisk karakterisering av bitumenprøver II. - Interrapport 1525, Veglaboratoriet, Oslo.

Bertelsen, D., Lindland, T. & Slyngstad, T. 1989. Wear resistance of bituminous pavements. - SINTEF rapport STF61 A89002.

Bjerknes, V., Aanes, K.J. & Bækken, T. 1991. Flomsikring av Vangsvann. Miljøvirkninger av anleggsarbeid. - NIVA-Rapport 2676.

Bourcier, D.R., Hindin, E. & Cook, J.C. 1980. Titanium and tungsten in highway runoff at Pullman, Washington. - Internat. J. of Environ. Studies.

Boxall, A.B.A., Forrow, D.M., Maltby, L.L., Calow, P. & Betton, C. 1993. The toxicity of runoff contaminated sediment to *Gammarus Pulex*. - Ecotoxicology and Environmental Chemistry - A Global Perspective. First SETAC World Congress. Abstract.

Butovskii, R.O. 1991. Distribution of lifeforms of ground beetle imagos (Coleoptera, Carabidae) in roadside agrocenoses. - Soviet J.Ecol. 22(4): 228-233. Abstract.

Bækken, T. 1992. Effects of highway pollutants on a small Norwegian lake. - I: The Fourth International Symposium "Highway Pollution", Madrid 1992.

Cadle, S.H. & Williams, R.L. 1978. Gas and particle emissions from automobile tires in laboratory and field experiments. - J.Air Poll. Contr. Ass. 28: 502-507.

Carlson, A., Nordstrøm, O. & Perby, H. 1992. Effekter av dubbdäkk. Konsekvenser av ändrade bestämmelser. - VTI Meddelande 674.

Carlson, R.W. & Bazzaz, F.A. 1977. Growth reduction in american sycamore (*Platanus occidentalis*) caused by Pb-Cd interaction. - Environ. Pollut. 12: 243-253.

Cowley, C. 1985. The influence of road runoff on the benthic macro-invertebrates of an unpolluted chalk stream. - Thesis Ph.D., Polytechnic of Central London.

- Dannecker, W., Schröder, B. & Stechmann, H. 1990. Organic and inorganic substances in highway tunnel exhaust air. - *The Sci. Tot. Environ.* 93: 293-300.
- Dufton, P.W. 1988. Waste tyres, problems and opportunities.- Rapport fra konferanse Rapra Technology Ltd. Shrewsbury 1988.
- Dyer, S.M. & Mader, D.L. 1986. Declined urban sugar maples: Growth patterns, nutritional status and site factors. - *J. Arboric.* 12: 6-13.
- Døhl, J. & Jørgensen, T. 1992. Analyse av helseskadelige komponenter i bituminøse bindemidler II. - Interrapport 1523, Veglaboratoriet, Oslo.
- Ekstrand, S. 1991. Effekter av luftföroreningar från vägtrafik på närliggande skog. Flygbildsbedömning av kronutglesning på gran. - IVL Rapport B 1016, Stockholm.
- Eriksson, L. 1987. Gummi som brensle - några metoder för energiproduktion från gummiavfall. - *Gumminytt* 2/87.
- Farmer, A.M. 1993. The effects of dust on vegetation - a review. - *Environ. Poll.* 79(1): 63-75.
- Folkesson, L. 1976. Bly, särskilt avgasbly, i den terrestramiljön. Upplagring och ekologiska effekter. Litteraturöversikt. - Statens naturvårdsverk PM 794. Solna.
- Folkesson, L. 1979. Effekter av tungmetallförorening på nedbrytningsprocesser i skogsmark. V. Avgasbly. - Statens naturvårdsverk PM 1180. Solna.
- Folkesson, L. 1992. Miljö- och hälsoeffekter av dubbdäcksanvändning. Litteraturöversikt. - VTI meddelande 694.
- Forrow, D.M., Boxall, A.B.A., Maltby, L.L., Calow, P. & Betton, C. 1993. The impact of road runoff on the structure and the function of macroinvertebrate and microbial communities. - *Ecotoxicology and Environmental Chemistry - A Global Perspective. First SETAC World Congress. Abstract.*
- Gish, C.D. & Christensen, R.E. 1973. Cadmium, nickel, lead and zinc in earthworms from roadside soil. - *Environ. Sci. Technol.* 7: 1060-1062.
- Gjessing, E., Lygren, E., Andersen, S., Berglund, L., Carlberg, G., Efraimsen, H., Källqvist, T. & Martinsen, K. 1984a. Acute toxicity and chemical characteristics of moderately polluted runoff from highways. - *Science of the Total Environ.* 33: 225-232.
- Gjessing, E., Lygren, E., Berglund, L., Gulbrandsen, T. & Skaane, R. 1984b. Effect of highway runoff on lake water quality. - *Science of the Total Environ.* 33: 245-257.
- Hasselrot, B. & Grennfelt, P. 1987. Deposition of air pollutants in a wind-exposed forest edge. - *Water, Air, and Soil Pollution* 34: 135-143.
- Hasset, J.J., Miller, J.E. & Koeppe 1976. Interaction of lead and cadmium on maize root growth and uptake of lead and cadmium by roots. - *Environ. Pollut.* 11: 297-302.

- Hessen,D. 1992. Uorganiske partikler i vann; effekter på fisk og dyreplankton. - NIVA-Rapport 2787.
- Hopke,P.K., Lamb,R.E. & Natusch,D.F.S. 1980. Multielemental characterization of urban roadway dust. - Environ. Sci. and Tech. 14: 164-172.
- Hvitved-Jacobsen,T. & Yousef, Y.A. 1991. Highway runoff quality, environmental impacts and control. (I: Hamilton, R.S. & Harrison, R.M. (eds.): Highway pollution. Studies in environmental science 44: 165-208.)
- Jacobsen,S. & Selmer-Olsen,A.R. 1985. Influence of heavy metal pollution on nitrogen mineralization in soils. I. Effects of lead salts.- Meld. NLH, 54(25).
- Keller,T. 1974. Über die filter-wirkung des waldes fur den umweltschutz. - Schweiz.Z.Forstwesen 122: 600-613.
- Krogh,H., Wille,E. & Carlsen,L. 1992. Nedbrytning af PAH i jord. - Vand og Miljø 4:126-129.
- Lagerwerff, J.V. & Specht, A.W. 1970. Contamination of roadside soil and vegetation with cadmium, nickel, lead and zink. - Environ. Sci. & Technol. 4: 583-586.
- Larssen,S. 1987. Støv fra asfaltveger. Karakterisering av luftbåret vegstøv. Fase 1: Målinger i Oslo, våren 1985. - Norsk institutt for luftforskning. NILU OR 53/87
- Larssen, S. & Tønnesen,D.A. 1986. Støyskjermers og vegetasjonshekkers virkning på støvforurensninger langs veger. Målinger ved Store Ringveg i Oslo, sommeren 1984. - NILU Rapport OR 65/86.
- Lithner,E. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrunnsdokument 2. Metaller. - Statens Naturvårdsverk, SNV- Rapport 3628.
- Lygren,E. & Gjessing,E. 1984. Highway pollution in a Nordic climate. - NIVA Rapport 1603
- Lygren,E., Gjessing,E., & Berglind,L. 1984. Pollution transport from a highway. - Science of the Total Environ. 33: 147-159.
- Majdi,H. & Persson,H. 1989. Effects of road-traffic pollutants (lead and cadmium) on tree fine-roots along a motor road. - Plant & Soil 119:1-5.
- Malins, D.C., McCain, B.B., Brown, D.W., Varanasi, U., Krahn, M.M., Myers, M.S. & Chan, S.-L. 1987. Sediment-associated contaminants and liver diseases in bottom-dwelling fish. - Hydrobiologia 149: 67-74.
- Maliszewska-Kordybach, B. 1993. The effect of temperature on the rate of disappearance of polycyclic aromatic hydrocarbons from soils. - Environ. Poll. 79: 15-20.
- Mance,G. 1987. Pollution threat of heavy metals in aquatic environments. - Pollution monitoring series. Elsevier applied science

Martin, M.H. & Coughtrey, P.J. 1982. Biological monitoring of heavy metal pollution. Ed. Mellanby, K., Applied Science, London.

Morrison, G.M.P., Revitt, D.M., Ellis, J.B., Svensson, G. & Balmer, P. 1986. The transport mechanisms and phase interactions of bio-available heavy metals in snowmelt runoff. In: Sly, P.(ed.). Interactions between sediments and freshwater, Springer-Verlag, New York, 397-406.

Mudre, J.M. 1986. An analysis of the contamination by and effects of highway-generated heavy metals on roadside stream ecosystems. - Thesis. Diss. Abst. Int. Pt. B - Sci. & Eng Vol. 46, No 11.

Mudre, J.M. & Ney, J.J. 1986. Patterns of accumulation of heavy metals in the sediments of roadside streams. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15: 489-493.

Muschack, W. 1990. Pollution of street run-off by traffic and local conditions. - Science of the Total Environ. 93: 419-431.

Ney, J.J. & Van Hassel, J.H. 1983. Sources of variability in accumulation of heavy metals by fish in a roadside stream. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 12: 701-706.

Nicholson, K.W & Branson, J.R. 1990. Factors affecting resuspension by road traffic. - Science of the Total Environ. 93: 349-358.

Nordgren, A., Kauri, T., Bååth, E. & Sjøderstrøm, B. 1976. Soil microbial activity, mycelial lengths and physiological groups of bacteria in a heavy metal polluted area. - Environ. Pollut. Ser. A 41: 89-100.

NVF, Nordisk Vegteknisk Forbund 1980. Overflatevann fra veg. Forurensning og beskyttelsestiltak. - Utvalg 64 Miljø. Rapport nr.30, 1980.

NVF, Nordisk Vegteknisk Forbund 1992. Piggdekk og vintervedlikeholdsstrategi. - Utvalg 41 Drift og vedlikehold av veger og gater. Rapport nr.6, 1992.

Pedersen, P.A. 1990. Trafikkforurensning og vegetasjon. - Doctor Scientarium Theses 1990. Norges Landbrukshøgskole, Institutt for hagebruk, Ås-NLH.

Portele, G.J., Mar, B.W., Horner, R.R. & Welch, E.B. 1982: Effects of Seattle area highway stormwater runoff in aquatic biota. - Wash. State Dep. of Transp., WA-RD-3911.

Post, R.D. & Beeby, A.N. 1993. Microbial biomass in suburban roadside soils - Estimates based on extracted microbial-C and ATP. - Soil Biol. & Biochem. 25(2):199-204.

Reforsk 1985. Gummidecksåtervinning i Sverige. - FOU nr.01, Malmø 1985.

Raybold, R.L. & Byerly, R. 1972. Investigation of products of tire wear. - National Bureau of Standards, Wash. D.C., Report 10834.

- Rother, J.A., Millbank, J.W. & Thornton, J. 1982. Effects of heavy-metal additions on ammonification and nitrification in soils contaminated with cadmium, lead and zinc. - *Plant & Soil* 69: 239-258.
- Ruark, G.A., Mader, D.L., Veneman, P.L.M. & Tattar, T.A. 1983. Soil factors related to urban sugar maple decline. - *J. Arboric.* 9: 1-6.
- Rühling, Å. 1992. Vägars innvirkning på omgivande natur. Återinventering av observasjonsområden. - IVL Rapport B 1051, Göteborg.
- Saitoh, N., Wada, Y., Koizuma, A. & Kamiyama, S. 1990. Contamination of urban air in a snowy district with 1-nitropyrene and particulate matter during the winter (Abstract). - *Japanese J. Hygiene* 45: 873-883.
- Sanda, J.E. 1976. Virkninger av NaCl og CaCl₂ på jord og vegetasjon langs veger. - *Forskning og forsøk i landbruket* 27: 781-796.
- Scanlon 1991. Effects of highway pollutants upon terrestrial ecosystems. (I: Hamilton, R.S. & Harrison, R.M. (eds.) *Highway pollution. Studies in environmental sciences* 44: 281-338)
- SFT 1991. Overvåkning av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1989. - Statlig program for forurensningsovervåkning, Rapport 437/91.
- Shaheen, D.G. 1975. Contributions of urban roadway usage to water pollution. - Res. Triangle Park, N.C., EPA-600/2-75-004.
- Sistonen, M. 1986. Studded tyres as a problem (Abstract). - *Tie ja Liikenne* 12: 415-416.
- Sporstøl, S. & Jørgensen, T. 1988. Analyse av helseskadelige komponenter i bituminøse bindemidler. - Interrapport 1379, Veglaboratoriet, Oslo.
- Sporstøl, S., Ruzicka, D., Alfheim, J. & Jørgensen, T. 1988. Kjemisk karakterisering av bindemidler. - Interrapport 1387, Veglaboratoriet, Oslo.
- Steffensen, A. 1990. Piggedekkslitasje på betongdekker ved varierende aksellaster, ringtrykk og hastigheter. - Interrapport 1439, Veglaboratoriet, Oslo.
- Syversen, F. 1989. Brukte bildekk i Norge - problemer og muligheter. - SFT/Berdal Strømme Rapport
- Ward, N.I. 1990: Multielement contamination of British motorway environments. - *Science of the Total Environ.* 93: 393-401.
- Ward, N.I. 1992. Seasonal variation of multielement contamination along the London orbital (M25) motorway. - I: *The Fourth International Symposium "Highway Pollution"*, Madrid 1992.

Watanabe,T., Nakatsuka,H., Kasahara,M. & Ikeda,M. 1990. Silica and aluminum in the lungs of feral pigeons and experimental rats exposed to studded tire-generated road dust. - *Environment International* 16: 23-29.

WHO 1992. Cadmium-environmental aspects. - *Environmental health criteria* 135. IPCS. World Health Organization.

Wong,M.H., Cheung,L.C. & Wong,W.C. 1984: Effects of roadside dust on seed germination and root growth of *Brassica chinensis* and *B. parachinensis*. - *Science of the Total Environ.* 33: 87-102.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2293-6