

Vägmaterialets bidrag till dagvattenföroreningarna inom Stockholms stad.



Marianne Klint
Examensarbete vid Institutionen för Geologi och Geokemi
Stockholms Universitet

FÖRORD

Detta examensarbete är en studie som syftar till att åskådliggöra vägmaterialets och vinterväghållningens påverkan på dagvattnet i Stockholm. Arbetet består av en kunskapssammansättning om vägmateriell, trafikförhållanden i Stockholm och vägslitaget eventuella påverkan på omgivningarna samt en beräkning av vägslitaget inom Stockholm stad.

Examensarbetet är utfört på uppdrag av Stockholm Vatten AB. Tack till min handledare på Stockholm Vatten, Johan Ekvall, Miljö och Utvecklingsavdelningen, Ledningsnät, som kom med idén till examensarbetet och som hjälpt mig med att styra upp arbetet, bidragit med konstruktiva idéer samt tålmodigt läst igenom rapporten ett flertal gånger.

Examensarbetet görs vid Institutionen för Geologi och Geokemi vid Stockholms Universitet och utgör de sista 20 poängen av 4 års studier på Geovetarlinjen. Tack till min handledare på Stockholms Universitet, Lars-Erik Bågander som stöttade mig när det såg hopplöst ut och som bidragit med viktiga synpunkter på arbetet.

Till sist, tack till de personer som bidragit med all den värdefulla information som behövts för arbetets genomförande.

Stockholm 2001-06-15

Marianne Klint

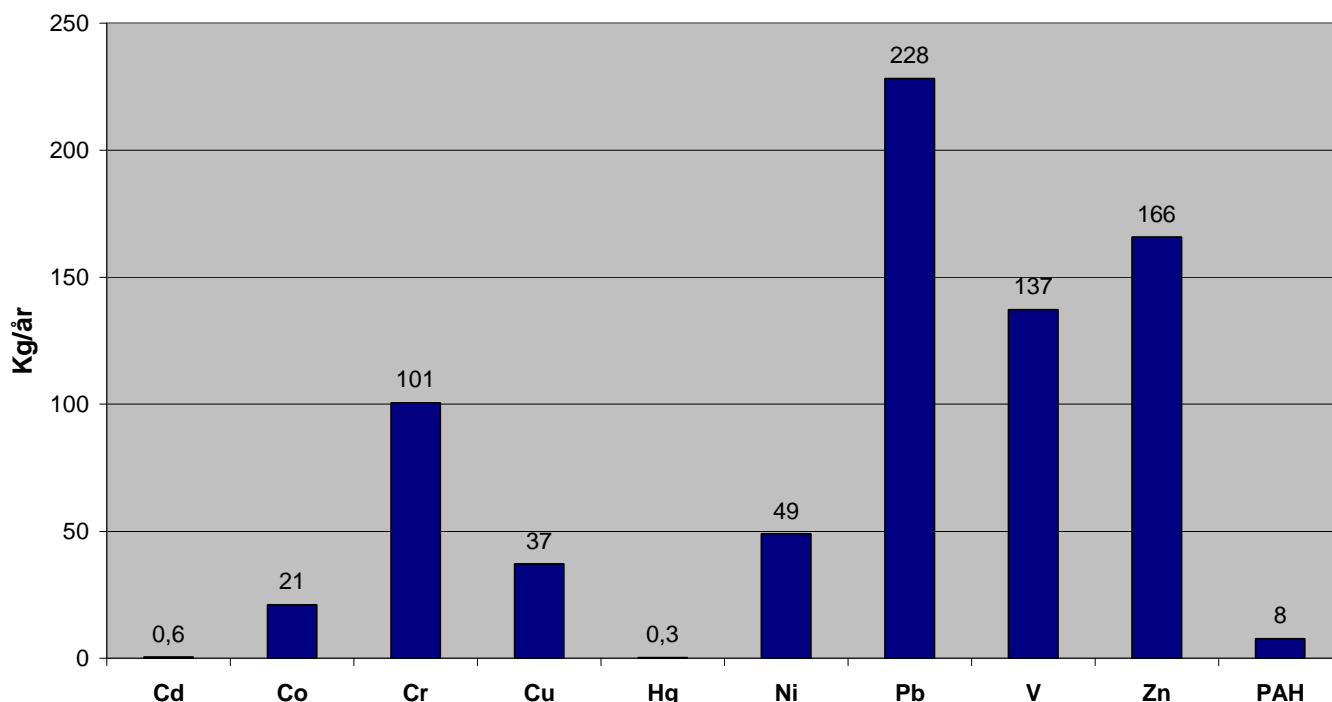
SAMMANFATTNING

Vägmiljön genererar en mängd olika föroreningar. Dessa härstammar från fordonstrafiken, det vill säga avgaser och slitage av fordon, från slitage av vägar samt från halkbekämpning. Bly, zink, nickel, krom och järn är starkt trafikrelaterade föroreningar. Vägmiljön är komplex och det är ofta svårt att klart avgränsa var de olika föroreningarna genereras.

Vägslitaget har minskat drastiskt under 1990-talet som en följd av en övergång till lättviktsdubbar samt starkare vägbeläggingsmaterial. 1998 bidrog vägslitaget med **6 000 ton vägslitagepartiklar i Stockholm stad**. Partiklarna sprids via luften eller sköljs bort med dagvattnet.

Mängden föroreningar beror på vilka vägkonstruktionsmaterial som ingår. Den del av vägen som slits av bilarnas dubbdäck, det så kallade slitlagret, består till 95 % av stenmaterial och 5 % av bitumen. Stenmaterialet på vägarna i Stockholmsområdet består huvudsakligen av så kallade sura bergarter; granit, gnejs, kvartsit eller porfyr. Sura bergarter är slitstarkare och innehåller normalt mindre tungmetaller än basiska bergarter.

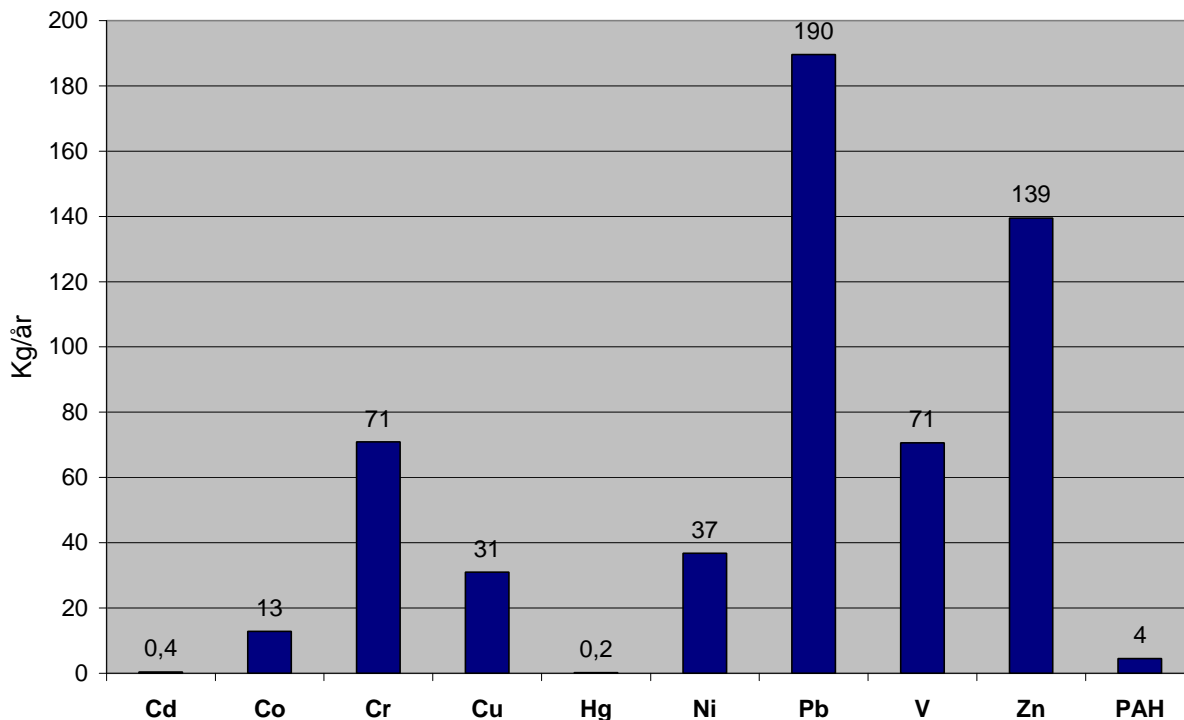
De ämnen som undersökts i denna rapport är kadmium, koppar, krom, kobolt, kvicksilver, bly, nickel, zink, vanadin och PAH. Den totala mängden tungmetaller och PAH som kommer i omlopp på grund av slitage av vägar inom Stockholms stad presenteras i figur 1. Dessa ämnen förekommer främst uppbundna till andra partiklar varigenom deras biotillgänglighet minskar.



Figur 1. Mängd PAH och tungmetaller som kommer i omlopp på grund av vägslitage inom Stockholm stad, kg/år.

Hur mycket av det bortslitna materialet som transporteras bort med dagvattnet respektive fastläggs i marken i omgivningarna eller sprids med vinden är ett område som undersökts mycket lite. I denna rapport görs en uppdelning baserat på fordonens hastighet. På lokalgator,

det vill säga vägar med låg hastighet och med fastigheter runt omkring som dämpar vinden, antas att det mesta av de lösa partiklarna, 80 %, stannar på vägen för att sedan transporteras bort med dagvattnet. På vägar med högre hastighet sprids partiklarna mer till omgivning och upp i luften och endast 40 % antas nå dagvattnet. Den mängd tungmetaller och PAH som slits loss på grund av vägslitage och som transporteras med dagvattnet inom Stockholms stad redovisas i figur 2.



Figur 2. PAH- och tungmetallmängd som kommer i omlopp på grund av vägslitage och som transporteras med dagvattnet inom Stockholms stad, kg/år.

Denna utredning har även beräknat vägslitage inom sjön Trekantens avrinningsområde. Vid en jämförelse mellan de PAH- och tungmetallmängder som vägslitage genererar inom Stockholms stad och Trekantens avrinningsområde och uppgifter om den totala föroreningsbelastningen inom respektive område syns ett tydligt samband. Dessa siffror visar på storleksordningen av vägmaterialets bidrag till den totala emissionen av undersökta tungmetaller och PAH i en storstad som Stockholm (se tabell 1).

Tabell 1. Vägmaterialets andel av den totala årliga emissionen av undersökta tungmetaller och PAH inom Stockholms stad och Trekantens avrinningsområde, kg/år. Den procentuella andelen är ungefärlig.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH
Procentuell andel	3-5 %	25 %	0,5 %	2 %	15 %	10-15%	0,5 %	2 %

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

FÖRORD	1
SAMMANFATTNING	2
1. INLEDNING.....	6
1.1 BAKGRUND	6
1.2 SYFTE	7
2. UTFÖRANDE OCH METODER.....	8
2.1 LITTERATURSÖKNING	8
2.2 METODIK	8
2.3 FELKÄLLOR OCH OSÄKERHETER.....	9
3. STOCKHOLMS STAD	10
3.1 DAGVATTENHANTERING I STOCKHOLMS STAD.....	10
4. METALLER I SAMHÄLLET	13
4.1 TUNGMETALLER.....	14
4.1.1 Kvicksilver.....	14
4.1.2 Kadmium	15
4.1.3 Bly	15
4.1.4 Zink.....	15
4.1.5 Koppar.....	15
4.1.6 Nickel.....	16
4.1.7 Krom.....	16
4.1.8 Kobolt.....	16
4.1.9 Vanadin	17
4.2 METALLERS FÖREKOMSTFORM, TRANSPORT OCH BIOTILLGÄNGLIGHET	17
4.3 METALLER I STOCKHOLM.....	18
5. FÖRORENINGAR FRÅN TRAFIKEN.....	19
5.1 FÖRORENINGAR FRÅN FORDON.....	19
5.2 FÖRORENINGAR FRÅN VÄGSLITAGE	20
5.3 PARTIKELSPRIDNING	21
5.4 PARTIKLARS MILJÖ- OCH HÄLSOEFFEKTER	22
5.4.1 Vattenburna partiklar.....	22
5.4.2 Luftburna partiklar.....	23
6. VÄGKONSTRUKTION OCH VÄGMATERIAL	24
6.1 HISTORIK	24
6.2 VÄGKONSTRUKTION.....	24
6.2.1 Asfalt	25
6.3 STENMATERIAL	26
6.3.1 Bergarter som används i vägkonstruktion.....	26
6.3.2 Sammansättning av stenmaterialet.....	26
6.4 BINDEMEDEL.....	29
6.4.1 Bitumen	29
6.4.2 Övriga bindemedel.....	30
6.4.3 PAH.....	30
6.5 HALKBEKÄMPNING	31
6.5.1 Saltning	31
6.5.2 Sandning.....	32
6.6 VÄGFÄRG.....	33
7. VÄGSLITAGE	34
7.1 FAKTORER SOM PÅVERKAR VÄGSLITAGE.....	34
7.2 STUDIER AV VÄGSLITAGE	36

7.3 KOSTNADER FÖR VÄGSLITAGE.....	37
8. STOCKHOLMS VÄGNÄT.....	38
8.1. VÄGMATERIAL.....	38
8.2 VINTERUNDERHÅLL.....	39
9. BERÄKNING AV VÄGSLITAGET I STOCKHOLM	40
9.1 STOCKHOLMS STAD	40
9.1.1 Översiktlig beräkning.....	40
9.1.2 Detaljerad beräkning	40
9.1.3 PAH- och metallfrigörelse på grund av vägslitage.....	45
9.2 TREKANTENS AVRINNINGSOMRÅDE.....	47
9.2.1 Områdesbeskrivning.....	47
9.2.2 Vägslitage.....	48
9.2.3 PAH- och metallfrigörelse på grund av vägslitage i Trekantens tillrinningsområde.....	49
10. FÖRORENINGSMÄNGD SOM NÅR RECIPIENTERNA.....	51
10.1 STOCKHOLM STAD.....	52
10.2 TREKANTENS AVRINNINGSOMRÅDE.....	53
11. DISKUSSION OCH SLUTSATS.....	54
ORD OCH BEGREPPSFÖRKLARINGAR.....	58
REFERENSER.....	60
BILAGEFÖRTECKNING	63

1. INLEDNING

1.1 BAKGRUND

Ett problem i stora städer är frågeställningen kring hur man bäst organiserar omhändertagandet av dagvatten. Nederbörd som faller över Sverige infiltrerar normalt i marken men i städer förhindras denna infiltration eftersom en övervägande del av stadens yta är hårdgjord, det vill säga täcks av byggnader, asfalt eller betong. Dagvatten är den nederbörd som rinner av på hårdgjorda ytor, på öppen mark och i diken och som samlas upp och transporteras i ledning till en vatten- eller markrecipient eller till ett avloppsreningsverk. I båda fallen utgör föreningar ett problem. I reningsverken kommer partiklar och andra ämnen, exempelvis tungmetaller, att till största delen hamna i slammet vilket får som konsekvens att användningen av slam som gödslingsprodukt på åkrar försvåras. Tillförsel av obehandlat dagvattnet till ett vattendrag innebär att detta gradvis förorenas.

Nederbörden i sig innehåller föreningar som fångats upp av regndropparna i atmosfären. När nederbörden därefter når en hårdgjord yta och rinner av följer ytterligare föreningar med. Detta innebär att dagvatten oftast är mycket belastat, dels med större partiklar i form av skräp, sand, löv etc. dels med ämnen som lösts upp i vattnet eller som lossnat vid kontakt med exempelvis byggnader, fordon och vägbanor. Många av de lösta föreningarna tenderar att bindas till det suspenderade materialet, det vill säga det finkorniga material som håller sig svävande och följer med vatten i rörelse. Dagvattnets sammansättning i olika miljöer uppvisar därför stor variation.

Trafikdagvatten innehåller i allmänhet de högsta föroreningskoncentrationerna men trots det är vägmaterialets påverkan på dagvattnet ett område som är ofullständigt utrett. Fokus i frågan om trafikens bidrag till dagvattenbelastningen har huvudsakligen legat på föreningar från bilismen, det vill säga utsläpp av bilavgaser, slitage av däck och bromsbelägg etc. På senare år har vägmaterialets bidrag till dagvattenbelastningen uppmärksamats allt mer men kunskapen inom detta område är fortfarande otillräcklig. Under de senaste åren har några rapporter belyst frågeställningen om vägmaterialets emission av tungmetaller, både för hela Sverige och för Stockholm (Naturvårdsverket 1998, Olvik och Nimfeldt 2001, Landner och Lindeström 1998a och 1998b, Walterson 1999). De uppskattade föroreningsmängderna skiljer sig markant åt vilket visar på komplexiteten i denna frågeställning.

Det som undersökts under de senaste åren är mängden tungmetaller som frigörs vid vägslitage, men mycket lite har sagts om de tusentals ton stenmaterial och bitumen (se kap 6.4.1) som varje år hamnar i recipienterna och de eventuella effekter på ekosystemen som detta kan medföra.

För att kunna utveckla en effektiv dagvattenhanteringsstrategi krävs bland annat kunskap om avrinningsområdets area, nederbörd och avrinning samt kännedom om vilka ämnen som återfinns i dagvattnet. Det är viktigt att känna till mängd och kategori av förorenande ämnen samt deras ursprung. Tack vare många års mätningar har man idag god kunskap om den totala mängden föreningar i dagvattnet men det finns fortfarande brister vad gäller kännedom om vissa förorenings ursprung.

Förutom att det bidrar till dagvattenföreningar och luftföreningar så innebär slitaget av vägbanan höga samhällsekonomiska kostnader, ett problem som rönt mycket uppmärksamhet

i många länder. Dubbdäcks omfattande slitage av vägbanan medförde att dubbdäck förbjöds i många stater i USA, i Kanada och i Västtyskland redan på 1970-talet. Därefter har liknande förbud införts i andra länder i Europa. Länder som exempelvis Norge och Japan har gjort flera undersökningar avseende dubbdäckens miljö- och hälsoeffekter och båda länderna har infört restriktioner. Japan införde förbud för försäljning av dubbdäck 1991, med vissa undantag, främst av hälso- och miljöskäl (Folkesson, 1992) och i Norge har man infört en avgift för att köra med dubbdäck i vissa städer (Strid, 2001).

1.2 SYFTE

Examensarbetet har gått ut på att samla in information om vad beläggningarna på Stockholms vägar består av samt att göra en beräkning av slitaget på vägarna baserat på tillgängliga uppgifter. Eftersom Stockholm uppvisar stor variation vad gäller typ av vägar och trafikintensitet är slutresultatet att anse som ett ungefärligt värde som visar på storleksordningen av slitaget. För att få en uppfattning om omfattningen av belastningen på en enskild recipient har ett mindre område valts ut för noggrannare beräkning. Området som studerats närmare är sjön Trekantens avrinningsområde. Detta område har tidigare studerats i detalj (Ekvall, 1998, Stockholm Vatten m fl, 1999).

Målsättningen med studien är, förutom att kvantifiera det totala slitaget på Stockholms vägar, att beräkna hur mycket av detta som utgörs av miljöfarliga ämnen. Ett antal tungmetaller samt PAH (polyaromatiska kolväten) har valts ut för närmare beräkning. De tungmetaller som studerats närmare är kadmium (Cd), koppar (Cu), krom (Cr), kobolt (Co), kvicksilver (Hg), bly (Pb), nickel (Ni), zink (Zn) och vanadin (V). Det är angeläget att kartlägga ursprunget för dessa ämnen som ett led i att försöka minimera deras spridning till biosfären.

2. UTFÖRANDE OCH METODER

2.1 LITTERATURSÖKNING

Arbetet med att utreda omfattningen av vägslitaget inom Stockholms kommun och sammansättningen av det bortslitna materialet inleddes med att samla information om vägkonstruktion, vägmateriäl, trafikintensitet och slitage för Stockholms gator och vägar. Samtidigt undersöktes i vilken utsträckning man gjort tidigare utredningar för att beräkna vägslitage.

Litteratursökningen utfördes i biblioteksdatabassystem, exempelvis Libris, Geobase, Elin, Transport och Regina samt i källförteckningar och på Internet. Sökord har varit: väg, vägkonstruktion, vägmateriäl, vägpartiklar, vägslitage, vägföreningar, trafik, asfalt, bitumen, tungmetaller, dagvatten, dagvattenföreningar, Stockholms gatunät, Stockholms trafik, vinterväghållning och vinterunderhåll. Information har även erhållits genom intervjuer och genom brev och e-postkontakt med personer på bland annat Vägverket, SGU, Stockholms Gatu- och fastighetskontor, Väg- och transportforskningsinstitutet, Stockholm Entreprenad och Skanska.

För att beräkna vägslitaget i Stockholm behövs information om de lokala förhållandena angående:

1. Vägkonstruktion
2. Vägmateriäl
3. Vägnätets längd
4. Trafikintensitet på de olika vägarna
5. Faktorer som påverkar vägslitaget
6. Dubbdäcksanvändning
7. Slitagemätningar från olika kategorier av vägar

Information om vägnätet i Stockholm (punkt 1-4) har främst erhållits genom intervjuer med Christer Rosengren på Stockholms Gatu- och fastighetskontor samt Sven Eliasson och Leif Carlsson på Vägverket Region Stockholm. De har även skickat skriftlig information om vägnätet.

2.2 METODIK

Efter att ha skapat en bild av hur mycket information som fanns tillgänglig gjordes en genomgång av tänkbara metoder för att beräkna slitaget på Stockholms vägar. Det var önskvärt att finna en relativt enkel metod varigenom slitaget kunde beräknas så detaljerat som möjligt.

Metoden som användes innebar att ett delområde av Stockholm, Söderort, undersöktes detaljerat vad gäller fördelningen mellan fyra trafikflödesintervall. Proportionen mellan de olika vägklasserna och det genomsnittliga trafikflödet för varje klass antogs vara giltigt för resten av Stockholm. På detta sätt kunde en samlad bild av hela vägnätet konstrueras med en uppdelning av de kommunala vägarna i fyra olika klasser baserat på fordonsintensitet. De statliga vägarna beräknades individuellt eftersom de är få men har hög och mycket varierande trafikintensitet. Vägsträckors längd uppmättes i Stockholm Stads digitala kartdatabassystem, Kartago.

En viktig del av utredningen var att finna kemiska analyser av bergarter som används till vägkonstruktion. Vissa bergarter som ligger på Stockholms vägar tas från en specifik plats, exempelvis kvartsit från Dalsland och porfyr från Älvdalen. Tyvärr fanns inte tillräckligt detaljerade kemiska analyser tillgängliga för dessa bergarter och således har generell information om genomsnittlig kemisk sammansättning av kvartsit och porfyr använts.

Den granit och gnejs som ligger på Stockholms vägar bryts på många olika platser i Stockholmsregionen och både naturgrus och krossberg används. Kemiska analyser av olika graniter i Stockholmstrakten beställdes från SGU och vid beräkning av slitaget har ett genomsnittligt värde för dessa använts. Den kemiska sammansättningen hos dessa graniter antas representera ett medelvärde för lokalt bruten granit och gnejs.

2.3 FELKÄLLOR OCH OSÄKERHETER

En utredning av detta slag innebär att man måste göra förenklingar vilket påverkar slutresultatet. Syftet är emellertid inte att få fram en exakt siffra utan att peka på storleksordningen av vägslitaget inom Stockholms stad samt hur mycket av detta som kan utgöra en potentiell miljöfara.

Resultatet har påverkats av att viss information inte varit tillgänglig. Det har bland annat varit svårt att finna kemiska analyser av kvartsit och porfyr från de lokaliteter där dessa bergarter bryts. Av den anledningen har i stället analyser av mer generell karaktär eller från andra platser använts.

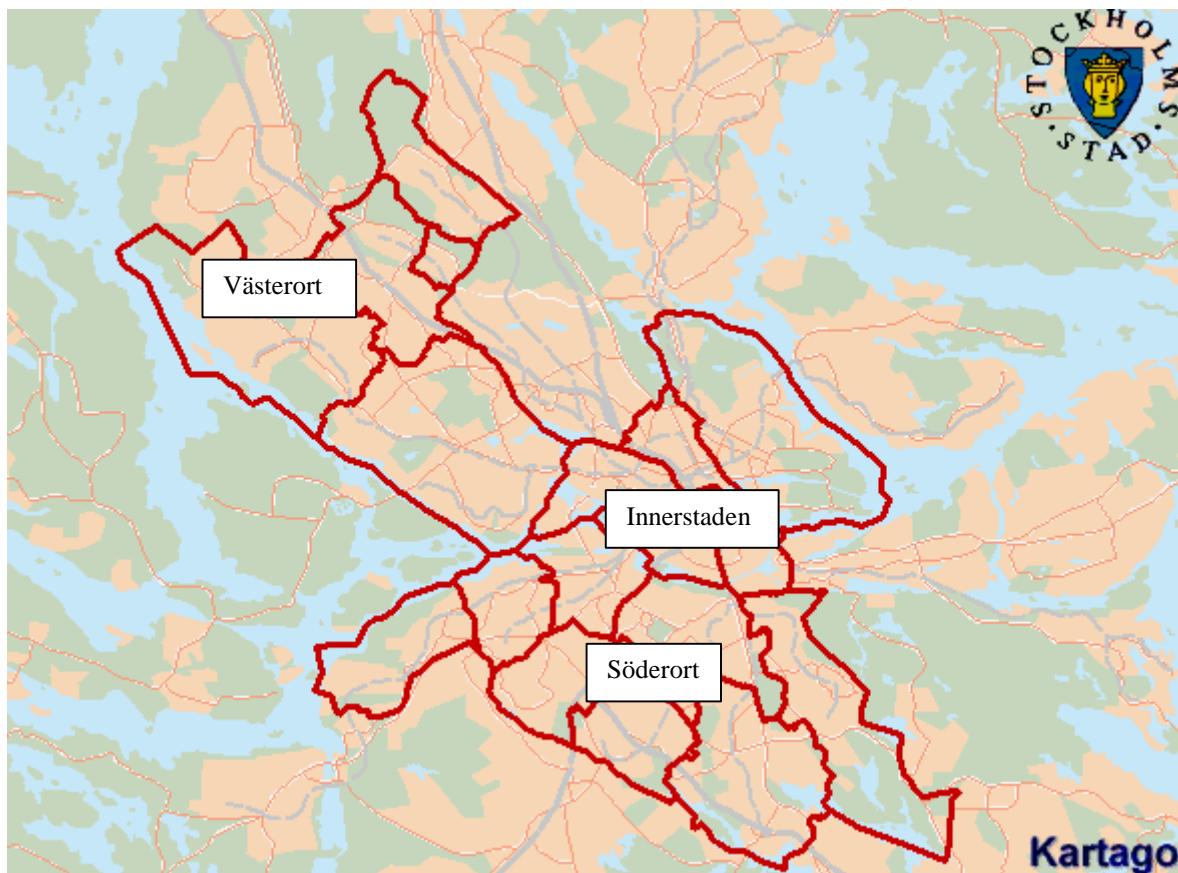
Viss information har erhållits genom egna mätningar i karta. En del av beräkningarna bygger på uppmätta vägsträckor. Detta kan utgöra en möjlig felkälla.

I denna utredning har redan utförda analyser använts för beräkningarna. Det är viktigt att vara uppmärksam på att val av analysmetod påverkar resultatet. Proverna för granit och gnejs i Stockholmstrakten är utförda genom uppslutning i litiummetaboratsmälta (SGAB 1999) och analysmetoden antas kunna lösa flertalet i bergarter ingående mineral och på så sätt kunna analysera spårämnen inneslutna i mineralen. För övriga analyser saknas uppgift om analysmetod.

3. STOCKHOLMS STAD

Stockholms stad (se figur 3.1) består av 187 km² land och 28 km² vatten. Av landytan upptas 140 km² av bebyggelse och 30 km² (16 %) består av hårdgjorda ytor. Från dessa ytor avleds dagvattnet via ledningar. Nederbörden i Stockholm är i genomsnitt 550 mm/år och från de hårdgjorda ytorna avrinner 450-500 mm/år som dagvatten, resten avdunstar (Dagvattenstrategi för Stockholm, 1999).

I staden bor 750 000 människor och som i alla storstäder är behovet av ett väl fungerande vägnät stort. Trafikflödet är intensivt, ca 6 % av hela Sveriges trafikarbete sker inom Stockholms stad. Trafiken räknas idag som det största miljöproblemet i Stockholm (Miljöförvaltningen, 2001) och i stadens miljöprogram finns ett flertal mål uppsatta för trafiksektorn, bland annat minskning av förorening och buller.



Figur 3.1 Stockholms stad. Källa: Stockholms stad.

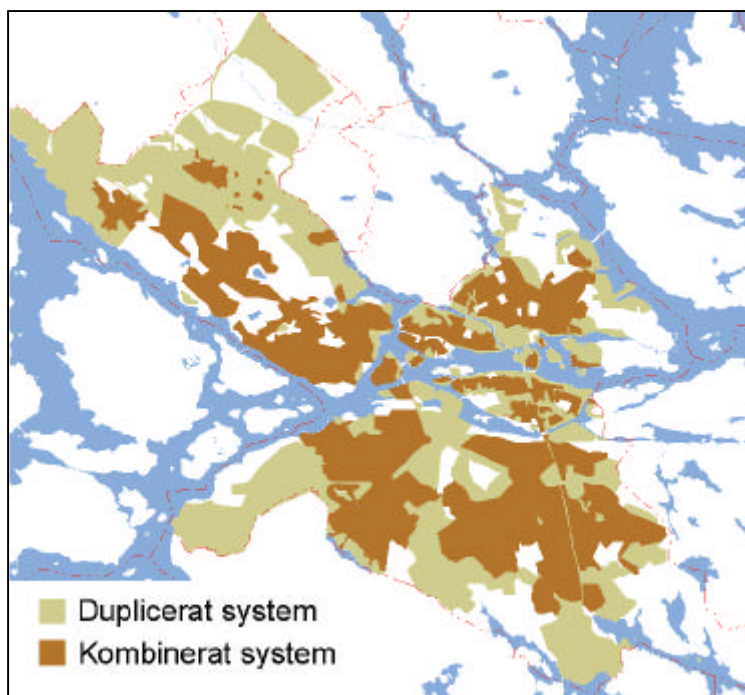
3.1 DAGVATTENHANTERING I STOCKHOLMS STAD

Dagvatten kan ha mycket varierande sammansättning och föroreningsgrad beroende på vilka ytor det varit i kontakt med. Dagvatten från trafikytor tillhör de starkast förorenade med höga halter av olja, Cd, Ni, Fe, Zn, Cu, Pb, PAH, COD (kemisk syreförbrukning) och suspenderat material.

Ursprungligen avleddes dagvattnet i diken och rännstenar direkt till en recipient. Samma diken användes för att bli av med hushållens och industriernas spillvatten. De första avloppsledningarna i Sverige byggdes på 1860-talet och de var kombinerade spill- och regnvattenledningar varigenom vattnet leddes bort till en närliggande recipient. Den första underjordiska separata regnvattenledningen byggdes i Stockholm 1868 men de kombinerade ledningarna var de förhärskande fram till 1950-talet (Cronström, 1986).

På 1930-talet började man bygga reningsverk och avloppsvattnet gick då igenom en viss rening innan det släpptes ut. På 1950-talet introducerades systemet med separata ledningar för spillvatten och dagvatten, så kallade duplikatsystem. I och med detta släpptes dagvatten från dessa ledningar obehandlat ut i recipienten. Från 1950-talet fram till 1970-talet arbetade Stockholms stad enligt en plan varigenom hela stadens dagvattenhantering på lång sikt skulle byggas om till separata ledningar.

Stockholms ledningsnät består både av kombinerade system och av duplikatsystem (se figur 3.2). Av den hårdgjorda ytan i Stockholm finns ca 60 % i områden med duplikatsystem (Stockholms stad, 2001). I de kombinerade systemen blandas dagvattnet med spillvatten från hushåll och industri och rinner därefter till något av Stockholms reningsverk för rening. I områden med duplikatsystem är det endast spillvattnet som transporteras till reningsverket, dagvattnet rinner i stället till en närliggande recipient, det vill säga någon utav Stockholms sjöar, Mälaren eller Saltsjön. I båda fallen utgör föroreningar ett problem. I reningsverken kommer partiklar och andra ämnen, exempelvis tungmetaller, att till största delen hamna i slammet vilket får som konsekvens att användningen av slam som gödslingsprodukt på åkrar försvåras. När dagvattnet förs obehandlat till ett vattendrag tillförs detta föroreningar som exempelvis olja och tungmetaller samt näringsämnen som kväve och fosfor. Det mesta av tungmetallerna kommer att sedimentera. Detta innebär att vattnet och sjöbottnarna gradvis förorenas och att recipienternas innehåll av näringsämnen ökar. Det finns i nuläget begränsade kunskaper om hur föroreningar sprids i recipienten och deras effekt på denna.



Figur 3.2 Områden med kombinerade respektive separata ledningar (duplikatsystem) i Stockholms stad. Källa: Stockholm Vatten.

På 1970-talet ledde ökad kunskap om dagvattenföreningarna fram till att man insåg att separata ledningar inte alltid var den bästa lösningen. Sedan höga föroreningshalter började uppmärksammas i dagvattnet under 1980-talet har olika reningsåtgärder utvecklats och prövats. Väljer man att anlägga kombinerade ledningar kan detta kompletteras med magasin för att undvika bräddning. Anlägger man duplikatsystem finns vissa former av dagvattenrening, exempelvis avsättningsmagasin, lamelloljeavskiljare eller damm.

Vissa områden med mindre förorenat dagvatten, exempelvis bostadsområden, har försökt att kretsloppsanpassa dagvattenhanteringen genom att använda sig av LOD (Lokalt Omhändertagande av Dagvatten). Denna metod innebär att man istället för att avleda dagvattnet låter det infiltrera i marken.

Inom Stockholms stad arbetar man nu med att utveckla en Dagvattenstrategi, det vill säga en strategi för hur staden ska hantera dagvattenfrågan. Syftet är bland annat att minska dagvattnets föroreningsinnehåll genom att påverka källorna samt att optimera reningsåtgärderna.

4. METALLER I SAMHÄLLET

Stora mängder metaller har konsumerats och spritts i Sverige under 1900-talet och då speciellt efter andra världskriget. Tidigare var det industrier och andra punktkällor som gav de största utsläppen. Som exempel kan nämnas Rönnskärsverken i Skelleftehamn som för några decennier sedan årligen släppte ut hundratals ton arsenik, bly, koppar, zink och andra metaller till luften. Den allt bättre industriella reningen har medfört att dessa källor minskat ned till under en tiondel (Naturvårdsverket, 1996).

Några av dagens källor till metallemission är naturligt förekommande metaller, läckage från gamla gruvområden, kommunala reningsverk, avfallsdeponier, trafik samt utsläpp på kontinenten som når oss via atmosfären. Dessutom har användningen av metaller i produkter och varor ökat konstant under 1900-talet vilket medfört att det idag finns ett mycket stort lager av metaller ackumulerat i samhället, det vill säga i infrastruktur, byggnader, fordon etc. Huvuddelen av dessa metaller är skyddade mot exponering men en mindre del exponeras vilket medför korrosion och läckage till luft, mark och vatten.

Den största ökningen av metaller i teknosfären sker i storstäder som Stockholm och det diffusa läckaget från de metallinnehållande produkterna utgör i nuläget en mycket stor källa till spridning av metaller från teknosfären till biosfären. Exempelvis kan nämnas att cirka 80 % av kopparinnehållet i slam från Stockholms reningsverk bedöms ha ett diffust ursprung från bland annat tappvattensystem och koppartak (Naturvårdsverket, 1996). I tabell 4.1 redovisas de viktigaste metallerna i teknosfären och de material och produkter som framförallt bidrar till dagens läckage.

Tabell 4.1 Metaller som frigörs i teknosfären och de exponerade produkter och material som bidrar till läckaget.

Metall:	Läckage från:
Zink	Förzinkade ytor exempelvis tak, fasader, stolpar, räcken Däck
Koppar	Tak Tappvattensystem Bromsbelägg Kontaktledningar Impregnerat virke
Bly	Blymantlad kabel Skorstenskragar Bromsbelägg
Kadmium	Som förorening i zink Fordon Pigment i konstnärsfärger
Krom	Färger Rostfritt stål Impregnerat virke
Kvicksilver	Amalgam i tandfyllningar
Nickel	Rostfritt stål

Källa: Bergbäck m.fl, 1996.

4.1 TUNGMETALLER

Tungmetaller är grundämnen som alltid funnits på jorden. De kan inte brytas ned i naturen, endast anta olika former. Till tungmetaller räknas de metaller vars densitet överstiger 5 g/cm^3 . Det finns ett stort antal tungmetaller men i miljösammanhang brukar man syfta på de vanligast förekommande (se tabell 4.2). Övriga tungmetaller uppträder endast i undantagsfall i så höga koncentrationer att de får skadliga effekter.

Tabell 4.2 De vanligaste tungmetallerna.

Arsenik (As) ¹
Bly (Pb)
Kadmium (Cd)
Kobolt (Co)
Koppar (Cu)
Krom (Cr)
Kvicksilver (Hg)
Nickel (Ni)
Tenn (Sn)
Vanadin (V)
Zink (Zn)

Källa: Naturvårdsverket, 2001.

De flesta metaller är mikronäringsämnen, vilket innebär att de är essentiella för den biologiska funktionen hos växter, djur och människor i små kvantiteter. Vid alltför stor tillförsel kan essentiella metaller emellertid orsaka skador på organismen. Tungmetaller blir giftiga vid för höga doser och då kan akut toxiska effekter uppstå. Giftigheten vid för höga halter varierar beroende på vilken metall det är. Metallers giftighet beror också på vilken form metallen föreligger i, metylkvicksilver är till exempel giftigare än metalliskt kvicksilver.

Bly, kvicksilver och kadmium benämns icke-essentiella eftersom de inte fyller någon känd nödvändig funktion hos organismer. Upptag av dessa ämnen innebär endast en risk för giftpåverkan. Eftersom metaller alltid har funnits har de flesta organismer emellertid lärt sig att hantera en viss mängd av dem till skillnad från de nya organiska miljögifterna. Nedan redovisas de tungmetaller som kan återfinnas i vägmateriell samt en kortfattad redogörelse för vilken påverkan de kan ha på människa och miljö.

4.1.1 Kvicksilver

Kvicksilver är en sällsynt metall som normalt återfinns i låga halter i jordskorpan. Den har använts och används främst till tandvård, i batterier, lysrör och i lågenergilampor. Användning av kvicksilver i produkter, förutom de ovan nämnda, är förbjudet från och med år 2000. Kvicksilver är mycket rörligt och kan transporteras långa vägar i atmosfären. Kvicksilvers emission till atmosfären och vidare till dagvattnet kommer främst från krematorier, sopförbränning och deponier.

¹ Arsenik brukar räknas till de miljöfarliga tungmetallerna trots att det egentligen är en halvmetall.

Kvicksilver är giftigt för organismer och kan bland annat ge skador på det centrala nervsystemet hos människor.

4.1.2 Kadmium

Kadmium är en metall som normalt återfinns i jordskorpan i låga halter. Den förekommer ofta tillsammans med fosfater eller zink. Kadmium används främst som pigment i färg, som stabilisator, för ytbehandling, i batterier och i legeringar. Det förekommer också som förening i zink, handelsgödsel och i små mängder i fossila bränslen.

Kadmium räknas till en av de mest miljöfarliga metallerna och har inte någon känd positiv inverkan på organismer. Den klassas som mycket giftig och ackumuleras i miljön. Kadmium påverkar lever och njure hos människor och djur samt ger minskad fortplantningsförmåga och tillväxthastighet. Höga koncentrationer har visat sig vara dödliga för exempelvis fiskar och sötvattensniglar.

4.1.3 Bly

Bly är inte vanligt i jordskorpan men metallen ingår i ett antal blymineral, exempelvis blyulfid, PbS. Sverige exporterar bly och här ligger Europas största blygruva, Laisvall.

Blyad bensin bidrog tidigare till att över tusen ton bly släpptes ut årligen men från och med 1995 är bly förbjudet som tillsats i bensin i Sverige. Dagens spridning av bly härstammar bland annat från bilavgaser från andra länder, bromsbelägg, smältverk, järnverk, förbränning och glasbruk. I teknosfären finns ett stort lager av bly exempelvis i elektronik och på grund av en låg återvinningsgrad hamnar det mesta av detta på deponier eller förbränns varifrån det sedan sprids.

Bly når människan främst genom intag av grödor. Metallen har förmåga att ackumuleras i biomassan. Den är giftigt för däggdjur och kan ge skador på nervsystemet och andra organ samt orsaka fosterskador.

4.1.4 Zink

Zink är en mycket vanlig metall inom teknosfären. Den används bland annat som korrosionsskydd för stål och ingår även i mässing. Tak, fasader, räcken och stolpar är exempel på förzinkade ytor. Zink används också i färger och andra kemiska produkter, i bilar, däck, batterier mm. Korrosion och slitage av dessa produkter utgör en stor källa till dagens spridning av metallen. Söförförbränning är en annan stor källa.

Zink är en essentiell metall som ingår som beståndsdel i olika enzymer. Zink i större mängder är biologiskt giftigt och fiskar, plankton och växter påverkas negativt men metallen anses ha låg giftverkan för människor, andra däggdjur och fåglar.

4.1.5 Koppar

Koppar förekommer normalt med låga halter i jordskorpan, 10-100 g/ton. Metallen har använts av människan sedan förhistorisk tid och i dagsläget används den framför allt i elektrisk utrustning, mässing, vattenledningar, byggnadsmaterial och kablar. Källor till utsläpp är bland annat tappvattensystem, koppartak och fasader samt bromsbelägg. Industrin står endast för 1% av de totala utsläppen av koppar (Stockholm stad, 1999).

Koppar är en essentiell metall för alla organismer men samtidigt kan metallen vara giftig i koncentrationer som ligger mycket nära den naturliga bakgrundshalten. Speciellt i vattenmiljön är koppar en av de giftigaste metallerna. Koppar anses ha låg till måttlig giftverkan för människor.

4.1.6 Nickel

Jordskorpan halt av nickel är i allmänhet relativt låg, 10-100 g/ton. I Sverige började nickel användas i större skala efter andra världskriget och då främst inom stålindustrin. Nickel ingår i rostfritt stål med 11-14 %.

Nickel är ett essentiellt spårämne för vissa djur, bakterier och växter men är giftigt i för höga halter. Nickel anses ha låg giftighet för människor men det finns misstankar om att den kan vara cancerogen samt att den kan ge förändringar i arvsmassan. Metallen bioackumuleras men anrikas inte uppåt i näringskedjorna.

4.1.7 Krom

Krom är relativt allmänt förekommande i jordskorpan. Kromhalten i jord kan variera från 1-1000 /ton torrs substans (Stockholm stad, 1999). Krom används nästan uteslutande av stålindustrin och användningen av metallen har ökat kraftigt efter andra världskriget. Rostfritt stål innehåller 16,5-18 % krom.

Kroms giftighet varierar beroende på metallens form. Trevärt krom är essentiellt medan sexvärt krom är skadligt och har visat sig vara cancerogen.

Sopförbränning, erosion av stål och trafik är några källor till den diffusa spridningen av krom. Mätningar har visat att kromhalten i luften förefaller vara lägre under sommaren och anledningen tros vara minskade utsläpp från metallindustrier och trafik (Stockholm stad, 1999). I en nyligen utkommen rapport om tungmetaller i Stockholm redovisas slitage av bildäck och asfalt som de två största kända kromutsläppskällorna (Bergbäck m fl, 2001).

4.1.8 Kobolt

Kobolt finns i varierande halter i jordskorpan och räknas till de essentiella spårämnena för människan. Kobolt används främst som legeringsmetall i hårdmetall men även som torkmedel i svart tryckfärg. Fossila bränslen innehåller kobolt och metallen förekommer som förorening i nickel och cement (Uppsala universitet, 1998).

Kobolt har visat sig kunna orsaka kontaktallergi och lungbesvär (Uppsala universitet, 1998).

4.1.9 Vanadin

Vanadin är en relativt vanlig metall i jordskorpan, ca 20 kg/ton. Vanadin ingår även i fossila bränslen och därför är metallen allmän i luftföroreningar. I och med att vanadin finns i fossila bränslen så återfinns den även med höga halter i bitumen. Metallen används främst som legeringsmetall vid stålframställning.

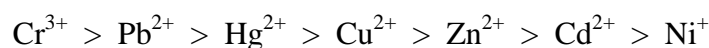
Man har inte kunnat visa att vanadin är essentiellt för människan. Vanadin i löst form tillhör en av de mest toxiska metallerna för växter och man har även uppmärksammat att metallen hämmar aktiviteten hos vissa mikroorganismer. Dagens belastningsnivåer verkar inte medföra negativa hälsoeffekter för människor, däremot har högre halter visat sig kunna ge skador på lungorna (Randahl m fl, 1997).

4.2 METALLERS FÖREKOMSTFORM, TRANSPORT OCH BIOTILLGÄNGLIGHET

De flesta metaller är hydrofila ämnen, det vill säga de är lösliga i vatten, vilket medför att de inte bioackumuleras hos organismer. Metallerna kvicksilver, kadmium och bly har, liksom organiska ämnen, däremot förmåga att ackumuleras i organismer eftersom de är lipofila, vilket innebär att de lätt löses i fett. Metaller giftighet och biotillgänglighet beror på vilken form de förekommer i. Metaller kan förekomma i fast form, löst form (jonform) samt som komplex (sammansatta) med oorganiska eller organiska ämnen. Metaller i jon- och komplexform kan vara lösta i vattnet eller adsorberade till en partikels yta.

För metaller som koppar, kadmium, zink, kvicksilver och bly har koncentrationen av metallen ingen betydelse för giftigheten utan det är metalljonens och komplexens aktivitet, det vill säga förmåga att reagera, som är avgörande. Att endast analysera den totala metallhalten ger därför inte en indikation på potentiell risk vid upptag av ämnet utan man måste undersöka metallens förekomstform. Den fria metalljonen har generellt högst biotillgänglighet. Metaller som däremot bundits upp i exempelvis starka organiska komplex verkar vara helt ofarliga för organismer. Detta innebär att tungmetaller kan vara potentiellt giftigare i näringsfattiga sjöar med litet organiskt innehåll jämfört med näringsrika sjöar med mycket organiskt material. En amerikansk undersökning av dagvatten från en motorväg visade att det mesta av blyet förelåg som PbCO_3 och att kopparn främst bildade organiska komplex om det fanns humösa ämnen i vattnet (Hvitved-Jacobsen och Yousef, 1991).

Adsorption av metalljoner är pH-beroende, eftersom högre pH innebär större andel negativt laddade partikelytor på vilka metallerna kan adsorberas. Vid pH runt 4 släpper metalljonerna från partiklarna. Adsorptionsbenägenheten hos metaller kan graderas enligt en skala där högre laddning normalt innebär högre affinitet för adsorption:



Denna egenskap hos metallerna påverkar hur de lagras och transporteras i mark. Metalljoner som Cr och Pb, vilka lättare binds upp på partikelytor, är således mindre rörliga i marken. Cd och Ni föreligger ofta i löst form eller är löst bundna till markpartiklarna och kan därför relativt lätt bytas ut i jonbytesprocesser, speciellt vid en sänkning av markens pH. Detta innebär att kadmium- och nickelhalten i markvattnet stiger vilket leder till en ökad risk för att metallerna följer med det perkolerande vatten ned till grundvattnet och vidare till ytvattnet.

För metaller är även markens egenskaper, speciellt dess innehåll av organiskt material, fundamentala för transport och löslighet. En jord med mycket organiskt material leder till att metaller bildar organiska komplex och därigenom hämmas vidaretransport av metallerna. Pb och Hg bildar så starka komplex med organiska ämnen att löslighet och transport av dessa regleras av det organiska materialets löslighet.

Undersökningar av metaller i vägdagvatten gjorda av Stockholm Vatten visar att Pb är partikelbundet till ca 95 %, Cu, Cr, Ni, och Zn är partikelbundna till ca 79-80 % och Cd till ca 50 % (Ekvall, 1998).

4.3 METALLER I STOCKHOLM

Metallläckaget från produkter i teknosfären är ofta minimalt men eftersom det i många fall rör sig om stora ytor, exempelvis Stockholms vägnät, så blir den totala mängden stor. Mängden metaller i Stockholms teknosfär och hur mycket av denna som kan utsättas för korrosion presenteras i tabell 4.3.

Tabell 4.3 Metallmängd som finns upplagrad i Stockholms teknosfär och hur mycket av denna som kan utsättas för korrosion. Beräkningarna är baserade på identifierade metallkällor och siffrorna är lägre än de som andra undersökningar kommit fram till.

Metall:	Metallmängd upplagrat i Stockholms teknosfär (ton):	Metallmängd som kan utsättas för korrosion (ton):
Koppar	110 000	40 000
Bly	40 000	30 000
Zink	30 000	20 000
Krom	5 500	2 500
Nickel	2 500	700
Kadmium	120	40
Kvicksilver	6	4

Källa: Bergbäck m fl, 1996.

De ämnen som sprids i Stockholm transporteras med luft eller vatten och hamnar slutligen på och i marken, i akvatiska sediment eller i slammet från något av Stockholms reningsverk. Metaller som når ett vattendrag kommer antingen att fortsätta vara suspenderade i vattenmassan, tas upp av organismer eller sedimentera. Undersökningar har visat att tungmetaller till största delen sedimenterar (Hvitved-Jacobsen och Yousef, 1991).

Undersökningar av ytsediment i Stockholms sjöar visar på kraftigt förhöjda halter för Hg, Cd och Pb samt förhöjda halter för Cr, Cu och Zn (Bergbäck m fl, 1996). Eftersom halterna uppmättes i ytsediment tyder detta på att det är en pågående process, det vill säga att det sker en tillförsel till sedimenten (Naturvårdsverket, 1996). Halterna är emellertid lägre än de som hittats i djupare liggande sediment vilket indikerar att tillförseln av metaller minskat.

5. FÖRORENINGAR FRÅN TRAFIKEN

Vägar har stor påverkan på den omgivande miljön eftersom ett stort antal föroreningar genereras och sprids på grund av trafiken. Material i trafikmiljön utsätts för relativt korrosiva förhållanden under inverkan av fukt, vatten, vägsmutts och salt. Även den mekaniska påverkan i form av exempelvis grussprut påverkar korrosionshastigheten.

Föroreningarna kan huvudsakligen härledas till bilismen eller till vägkonstruktionen men även vägräcken, vägmarkeringar, brunnsock, vinterunderhåll etc. genererar och sprider föroreningar. De största föroreningskällorna är;

- föroreningar från fordon
- slitage av vägar och utlakning från vägbyggnadsmaterial
- vägsalt och halkbekämpningssand.

Det har alltid funnits en stark fokusering på kol- och kväveoxider samt bly men även metaller som kadmium, koppar, nickel, zink och vanadin återfinns i höga koncentrationer i mark och vegetation längs vägar samt i trafikdagvatten. Just metallerna koppar, bly, zink, nickel, krom, järn och kadmium räknas som typiska motorvägsmetallföroreningar (Hvitved-Jacobsen och Yousef, 1991). Detta bekräftas av en nyligen slutförd dagvattenundersökning där dagvattnet på ett flertal platser i Stockholm analyserats under de senaste 10 åren (Ekvall och Strand, 2001). Denna undersökning visar att bly-, zink-, kadmium-, krom- och nickelförekomsterna i dagvatten i hög grad är trafikrelaterade. Rapporten visar också att de högsta halterna av suspenderat material finns i trafikdagvatten och att föroreningarna ofta är knutna till det suspenderade materialet (se kap 4.2 och 5.3). Fosforhalterna är högre i trafikintensiva områden och fosfor är också knuten till det suspenderade materialet. Även olja (opolära alifatiska kolväten) och PAH är starkt trafikrelaterade föroreningar.

Trafikdagvatten har generellt de högsta föroreningshalterna (undantaget PCB och dioxiner). Mängden föroreningar ökar med ökad trafikintensitet men även andra faktorer som vägyta, terrängförhållanden etc. påverkar (Ekvall och Strand, 2001). Dessa resultat bekräftas av andra utredningar men motsägs av en del undersökningar som inte påvisar något samband mellan trafikintensitet och föroreningshalt. Detta skulle kunna bero på att vägbanan har en begränsad lagringsförmåga och att överskottet försvinner genom bortblåsning och således inte belastar dagvattnet (Larm, 1997).

Även om man i nuläget har relativt god kännedom om de individuella substansernas påverkan på människa och miljö så finns lite kunskap om deras synergiska eller antagonistiska interaktioner, det vill säga vilka effekter, positiva eller negativa, som kan uppstå när ämnena blandas.

5.1 FÖRORENINGAR FRÅN FORDON

Fordonsrelaterade föroreningar:

- avgasutsläpp
- slitage av däck
- slitage och korrosion av fordon
- läckage av oljeprodukter

Bilavgaser bidrar främst med kolmonoxid, koldioxid, kväveoxider och kolväten (exempelvis PAH) i form av finare partiklar. Tyska undersökningar har uppskattat att det finns ca 4 miljoner olika organiska substanser i avgaserna (Bjerkås och Lindmark, 1994). Bilavgaser bidrar även med metaller exempelvis bly, kadmium, koppar och nickel.

Vid slitage av däck frigörs framför allt organiska ämnen som PAH men även zink och kadmium. Zink används vid vulkanisering av däck och kadmium är en förorening i zinkoxid. Det har uppskattats att ungefär 5 500 kg zink frigörs om året på grund av däckslitage (Frise, 1994). Slitage av fordon leder till spridning av exempelvis koppar, zink och bly vilka kommer från bromsbelägg samt järn, nickel, krom, zink, vanadin, cerium och bly från övriga bildelar. Även molybden och aluminium används i olika produktionsprocesser och kan frigöras vid slitage av fordon. Bilar med katalysatorer genererar även platina. Emissionen av denna ädelmetall är ny och dess effekt på naturen är därför lite undersökt.

5.2 FÖRORENINGAR FRÅN VÄGSLITAGE

De partiklar som bildas vid vägslitage varierar i sammansättning beroende på vägbeläggning. Partiklarna speglar asfaltens sammansättning och består till omkring 95 vikt-% av stenmaterial och 5 vikt-% av bitumen. Eftersom man ofta använder lokala bergarter kan stenmaterialets sammansättning och storleksfördelning variera mellan, och inom, länder. Hur mycket av det bortslitna materialet som kan utgöra en miljöbelastning beror på vilka ämnen som ingår. Den dominerande beståndsdel i vägslitagepartiklar i Sverige är kvarts (SiO_2) eftersom det är det vanligaste mineralet i de bergarter som vanligtvis används till vägbeläggning. Generellt är innehållet av tungmetaller lågt i svenska bergarter men eftersom det är stora kvantiteter som slits bort så kan det bli betydande mängder.

Även PAH frigörs vid vägslitage. Sammantaget kan PAH från däck och vägmateriäl vara mer än det som härstammar från bilavgaserna men de negativa effekterna av avgaser är större eftersom dessa föroreningar är mindre och lättare att andas in.

Vägslitage genererar huvudsakligen stora partiklar jämfört med avgasemissionen. En norsk studie visar att 72 % av de dubbdäcksgenererade partiklarna var större än 100 μm och att mindre än 2 % av vikten utgörs av partiklar mindre än 36 μm . Studier från Japan redovisar emellertid partikelstorlekar mellan 5-50 μm som dominerande fraktioner för vägstoft (Folkesson, 1992). De varierande resultaten skulle kunna bero på skillnader i kvalitet hos vägmateriäl samt rådande klimat.

Studier av partiklar i snöbanken vid sidan av vägen i norra Sverige har visat att beläggningsslitage är en viktig bidragande orsak till vägpartiklar < 2 mm^2 (Lindgren, 1998). Även denna undersökning visar att vägslitage främst genererar större partiklar, huvuddelen (>85 vikt-%) av partiklarna var större än 75 μm . Undersökningen visar att koncentrationen av de flesta huvudämnena i partiklarna från snöprover tagna invid vägkanten väl överensstämde med halterna i asfaltprover från samma plats. Vissa spårämnen (Cr, Cu, Ni, Pb, S, Zn och V) förelåg däremot i högre koncentrationer i snömassorna än i stenmaterialet i asfalten vilket tyder på tillskott från bland annat avgasutsläpp. En viss del av de förhöjda metallerna kan tänkas komma från bitumen men Lindgren fann att detta endast gällde för vanadin.

² 74-96 vikt-% av samtliga partiklar var mindre än 2 mm

Partiklar som deponeras på vägbanan resuspenderas och redeponeras i stor utsträckning varvid partikelstorleken successivt minskar (Folkesson, 1992). Det är viktigt att notera att Lindgrens analys utförts vintertid i norra Sverige och att den redovisar partikelstorleken av material som slitits bort och troligtvis relativt snabbt förpassats till vägbanken. Den situation som uppstår vid mildt väder vintertid, i storstäder med omfattande saltning eller på våren, innan vårstädning sker, innebär att processen av resuspension och redeposition bidrar till uppkomsten av allt finkornigare partiklar. Detta kan vara anledningen till att mätningar av partiklar i väg dagvatten i Stockholm redovisar en medelstorlek på ca $20 \mu\text{m}^3$ (Ekvall, 2001).

Antagandet att hårdare bergarter ger mindre partikelfraktioner framförs i en nyligen utkommen rapport från VTI (Gustafsson, 2001) men det finns inga vetenskapliga belegg för detta. I Sverige har det skett en övergång till allt hårdare och slitstarkare material vilket, om ovanstående antagande gäller, ger en förskjutning till allt finkornigare partiklar.

5.3 PARTIKELSPRIDNING

Slitage av däck, vägmateriäl och halkbekämpningssand på grund av dubbdäcksanvändning är den viktigaste faktorn för uppkomst av partiklar runt vägar. En undersökning gjord 1991 beräknade att 37 % av de trafikrelaterade partiklarna orsakades av däcknötning, 37 % kom från vägbeläggningen, 18,5 % från motor- och bromsbeläggsslitage och 7,5 % bestod av partikulära avgaser (Hvitved-Jacobsen och Yousef, 1991)⁴. Det är möjligt att den allt större användningen av katalysatorer har minskat andelen partikulära avgaser.

En del av de partiklar som genereras vid vägslitaget blåser bort med vinden eller förflyttas på grund av trafik turbulens till vägens närområde. Resten sköljs bort med dagvattnet och hamnar i reningsverkets slam eller leds till en recipient. Mängden föroreningar kring en väg bestäms av:

- hastighet med vilken föroreningar genereras
- spridningskaraktäristik
- bortförandehastighet.

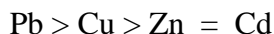
Vid torrt väder sprids föroreningarna med vind och på grund av trafik turbulens medan de vid blött väder huvudsakligen förs bort med dagvattnet. Under vintern är det främst de snöröjande aktiviteterna som leder till att föroreningar sprids. Vid snösmältning avgår stora mängder med dagvattnet.

Eftersom det främst är större partiklar som genereras vid vägslitage kommer huvuddelen av dessa, beroende på partikeldensiteten, att hamna på eller bredvid vägen. De tyngsta partiklarna kommer att hamna på vägbanan eller inom 20 meter från vägen medan lättare partiklar transporteras längre bort. Ca 2 % av dammet transporteras längre bort än 10-20 m. Det är huvudsakligen dammpartiklar som är mindre än $36 \mu\text{m}$ som sprids som luftföroreningar (Baekken, 1993). Förutom partikelstorlek inverkar partikelform, organiskt innehåll och adsorptionskapacitet samt topografi, vind exponering, vägens fysiska utformning och vegetation i närheten av vägen på spridningen (Lindgren, 1998 och Folkesson, 1992).

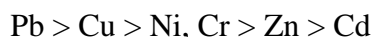
³ Efter sandfång, med en maximal storlek på 0,5 mm.

⁴ I denna undersökning förekom inte halkbekämpningssand.

Stenpartiklar från vägslitage har visat sig ha en stark tendens att adsorbera metalljoner och på så sätt bidra till borttransport av dessa. Adsorptionsbenägenheten beror främst på partiklarnas yta och pH samt på vilken bergart partiklarna består av. Gabbro har större kapacitet att adsorbera metalljoner än porfyr (Lindgren, 1996). Vid ett pH på omkring 4 släpper metalljonerna från partiklarna. Metalljoner har olika tendens att adsorberas och Lindgrens analys av vägmateriäl stämmer överens med de adsorptionsbenägenheter som beskrivits i 3.2 och som visar att bly har den starkaste adsorptionsbenägenheten med en därefter sjunkande tendens enligt;



Samma resultat redovisas även i dagvattenundersökningarna gjorda av Stockholm Vatten (Ekvall, 1998 och Ekvall och Strand, 2001). Deras resultat visar följande adsorptionsbenägenhet;



5.4 PARTIKLARS MILJÖ- OCH HÄLSOEFFEKTER

5.4.1 Vattenburna partiklar

De större partiklarnas miljöpåverkan har främst ansetts vara nedsmutsning av vägarnas omgivning. En sekundär effekt av detta är det stora behovet av att rengöra exempelvis vägskyltar, gator och trottoarer. En viss andel av partiklarna kommer så småningom att följa med dagvattnet och det finns flera studier som fokuserar på dagvattnets effekter i det limniska systemet. Undersökningarna har främst gällt effekten av tungmetaller och PAH. Efter en längre torr tid kan dagvattnet innehålla höga föroreningshalter och den första avspolningen vid ett nederbördstillfälle kan innebära att direkt toxiskt vatten tillförs recipienten, så kallad first flush effect.

Eftersom föroreningarna ofta är partikelbundna kommer de att sedimentera när vattenhastigheten avtar. Undersökningar i Norge har visat att sedimenten i en sjö innehöll höga halter partikelbundna tungmetaller och PAH som direkt kunde relateras till biltrafiken (Gustafsson, 2001). Analyser av älvsediment visade på 2-5 gångers ökning av zink och kadmium 10 år efter en motorvägs öppnande (Bækken, 1993). I Stockholm stad är sjösedimenten oftast starkt förorenade men i en storstad är det svårt att fastställa hur mycket av dessa föroreningar som härstammar från trafiken.

En studie som redovisar hur mycket tungmetaller och andra potentiellt skadliga ämnen som tillförs en recipient säger mycket lite om en eventuell negativ påverkan på organismer. För att kunna fastställa detta måste man veta vilken form ett ämne föreligger i eftersom det bestämmer dess biotillgänglighet. Ett löst ämne är omedelbart tillgängligt och mycket rörligt. Ämnen adsorberade på partiklars yta kan vara så hårt bundna att de inte är tillgängliga för organismer men förändringar i exempelvis pH eller syrehalt kan lösgöra dem. Ett ämne som befinner sig uppbundet i kristallstrukturen i ett mineralkorn utan kontakt med omgivningen utgör däremot inte en risk för organismer. *Det är viktigt att beakta att en del av de tungmetaller som redovisas nedan inte är tillgängliga för organismer och således inte innebär en miljöfara i ett första skede.* I ett längre perspektiv inverkar kemiska och biologiska processer som kan frigöra

bundna ämnen. Effekten av tungmetaller och bitumen på organismer redovisas i kap 4.1 och 6.4.1.

5.4.2 Luftburna partiklar

Partiklar som är större än 10 µm fastnar normalt i flimmerhåren i näsan och kommer därför inte in i lungorna. Partiklar som är mindre än 10 µm kan delas in i inhalerbara och respirabla. De inhalerbara partiklarna har en diameter mellan 2,5-10 µm vilket gör det möjligt för dem att passera näsan. De fastnar oftast i de övre luftvägarna där de kan orsaka eller förvärra astma, lunginflammation och bronkit. De respirabla partiklarna har en diameter mindre än 2,5 µm och de har förmågan att passera bronkerna och avsättas i lungorna. Hälsoeffekten beror på vilken kemisk sammansättning de har, bland annat kan de orsaka cancer. Tungmetaller, PAH och andra ämnen, som exempelvis kan ha frigjorts genom vägslitage, har förmåga att lätt adsorberas på ytan på små respirabla partiklar vilkas toxicitet därigenom ökar (Folkesson, 1992). Studier visar att metaller vanligtvis fastnar på större fraktioner än PAH (Gustafsson, 1999).

Den information som finns beträffande relationen mellan hälsoproblem och mängden vägslitagepartiklar i luften kommer från undersökningar gjorda i Japan och de visar ett tydligt samband mellan dubbdäcksanvändning och partikelhalt i luften samt en åtföljande högre halt av partiklar i lungorna hos människor (Folkesson, 1992). De hälsoeffekter som studierna redovisar är högre förkylningsfrekvens och astmatiska besvär.

Silikos eller stendammslunga nämns ibland som ett hälsoproblem som kan uppstå på grund av dubbdäcksslitage eftersom stenmaterialet innehåller huvudsakligen kvarts. Det finns dock inga studier som påvisat detta samband.

Huvuddelen av den medicinska litteraturen menar att finare partiklar i luften utgör en större hälsofara än större fraktioner, men det finns undersökningar som visar på att partikelstorleken endast är en av flera egenskaper som måste beaktas för att få en komplett bild av partiklarnas hälsoeffekter. Egenskaper som kemisk sammansättning och ytegenskaper påverkar partiklars hälsoeffekt (Gustafsson, 2001).

Flera undersökningar visar på ett samband mellan luftens partikelhalt och ökad dödlighet i framförallt andnings- hjärt- och kärlrelaterade sjukdomar. Ökningen i dödlighet anges till 0,5-1,0 % per 10 µg m⁻³ ökning i PM₁₀-koncentrationen (motsvarar de inhalerbara partiklarna) (Gustafsson, 2001).

Dubbdäcksslitage bidrar till den höga partikelhalten i luften är något som uppmärksammas allt mer i Sverige. En nyligen gjord kartläggning av luften i svenska tätorter visar på oroväckande höga halter, halter som ligger långt över det gränsvärde som fastställts av EU och som börjar gälla 2005. Enligt rapporten är partikelhalten högst mellan februari och maj och denna ökning består främst av partiklar mellan 2,5 och 10 µm. Förklaringen till detta är att damm från vinterns vägslitage och sandning virvlar upp (Strand, 2001).

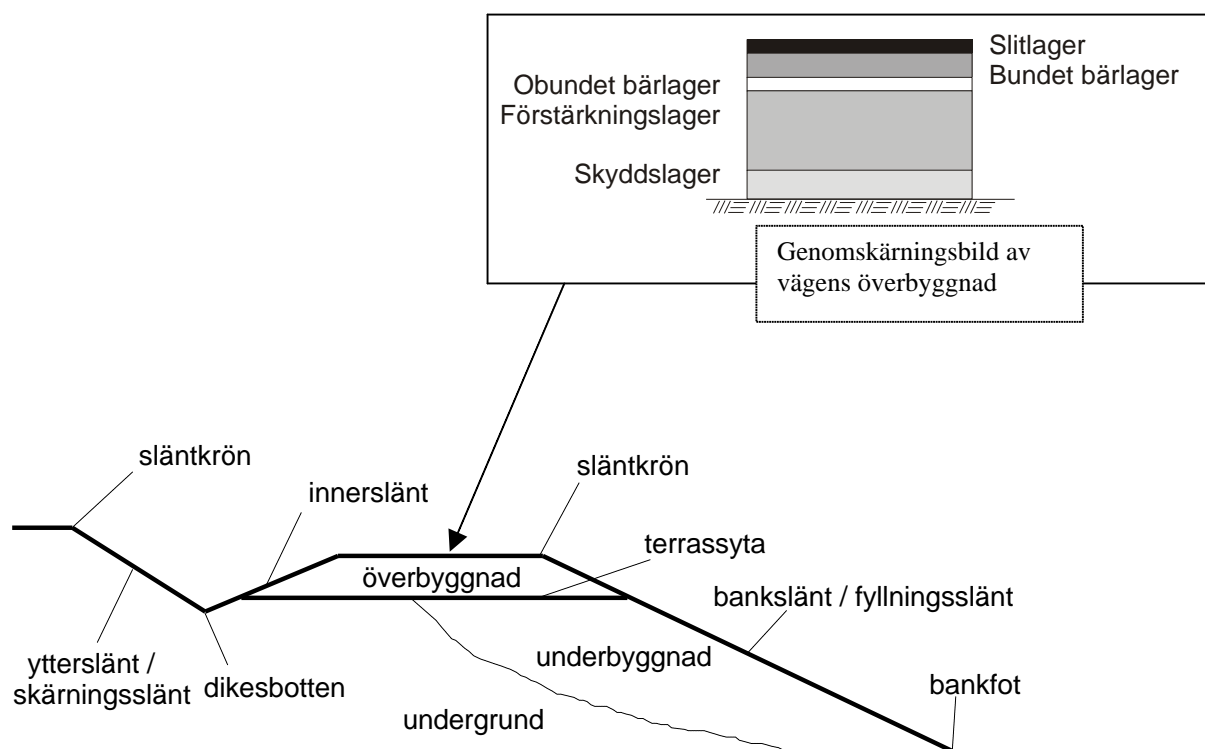
6. VÄGKONSTRUKTION OCH VÄGMATERIAL

6.1 HISTORIK

De tidigaste vägbeläggningarna lade man främst på huvudgatorna i de större städerna och de bestod av stor- eller smågatsten. Asfalt började tillverkas runt sekelskiftet, den första typen av asfalt som tillverkades var en sandasfalt med naturasfalt som bindemedel. I Stockholm började man använda detta material 1915. I och med bilismens utveckling ökade behovet av bättre vägar och beläggningens verksamhet kom igång i Sverige runt 1920. Det är också vid denna tid man börjar använda bitumen som bindemedel (Jacobson och Wågberg, 1998). Asfalt kom snart att bli det dominerande vägmaterialet.

6.2 VÄGKONSTRUKTION

Väggkonstruktionen (se figur 6.1) består av en underbyggnad av jord och bergmassor och en ovanpå liggande överbyggnad med slitlager, bärlager, förstärkningslager och skyddslager. Bärlagret består av en lokal bergart, ofta används granit eller gnejs i Sverige men även olika restprodukter kan användas, exempelvis hyttesten. Bärlagret slits inte direkt av trafiken men däremot blir detta material utsatt för deformation på grund av tryck samt urlakning i samband med att vatten tränger ned i sprickor och porer. De översta centimetrarna av vägbeläggningen kallas slitlager och det är den delen av vägen som utsätts för slitage från trafiken.



Figur 6.1 Väggkonstruktion. Överbyggnaden består dels av bitumenbundna lager där slitlagret ligger överst, dels av obundna lager. Underbyggnaden består av jord och bergmassor. Bild bearbetad av material från Vägverket.

6.2.1 Asfalt

Slitlagret består vanligtvis av asfalt. Cementbeläggning som slitlager förekommer också men är mer ovanligt. Asfalt är det dominerande vägmaterialet på grund av dess fördelar;

- bra vägegenskaper
- flexibilitet
- återvinningsbart
- förhållandevis enkelt att reparera och underhålla

(Jacobson och Wågberg, 1998)

Asfalt är en beläggningstyp som till 93,7-95,5 vikt-% (cirka 80-86 vol-%) består av stenmaterial och resten av ett bindemedel, vanligtvis bitumen (Stenlid, 2001). Asfaltens egenskaper kan modifieras genom tillsatsmedel som exempelvis polymerer, fibrer, fluxmedel eller vidhäftningsmedel varav det sistnämnda kan utgöras av aminer, cement eller kalk. Förutom tillsatsmedel påverkas asfaltens egenskaper av parametrar som asfaltens sammansättning, det vill säga proportionen mellan stenmjöl, makadam och bindemedel (se kap 6.3), typ av bindemedel samt stenmaterialets kvalitet.

Det finns olika kategorier av asfaltmassor; varmblandade, halvvarma och kallblandade. I tabell 6.1 redovisas några av de vanligaste asfaltvarianterna. Skillnaden består främst i att de innehåller olika bindemedel vilket leder till att asfaltmassorna har olika temperatur när de läggs. Den varmblandade asfaltmassan är, precis som namnet antyder, varm när den läggs på vägen. Detta är den vanligaste typen av asfalt, den ligger på 85 % av Sveriges vägar, och den kan användas både på låg- och högtrafikerade vägar. De halvvarma och kallblandade asfaltvarianterna används i vardera lika stor omfattning och de är mer lämpade för mindre trafikerade vägar. Den varmblandade asfalten innehåller vanligt bitumen som bindemedel, den halvvarma innehåller mjukbitumen och den kallblandade innehåller bitumenemulsion (Jacobson och Wågberg, 1998).

Tabell 6.1 Exempel på vanliga asfaltprodukter.

Varmblandad asfaltmassa	Halvvarm asfaltmassa	Kallblandad asfaltmassa
Tät asfaltbetong, ABT	Mjukgjord asfaltbetong, MJAB	Asfalt emulsionsbetong
Stenrik asfaltbetong, ABS (skelettasfalt)	Mjukgjord asfaltgrus, MJAG	
Dränerande asfaltbetong ABD		
Gjutasfalt GJA		
Asfaltgrus AG		

Asfalt kan både återvinnas och återanvändas. Återanvändningen innebär att gammal asfalt används som grund, utfyllnad eller bärlager. Återvinningen innebär antingen att gammal, krossad asfalt blandas in i nytillverkad massa eller att man värmer upp den krossade asfalten och tillsätter nytt bindemedel. Uppriven beläggning kan innehålla en liten mängd avgas- och slitlagföreningar från trafiken (FAS, 2001).

I Sverige produceras 6-7 miljoner ton asfaltmassor per år av vilka 0,5-1 miljoner ton utgörs av återvinningsmassor (Jacobson och Wågberg, 1998).

6.3 STENMATERIAL

I Sverige finns det rikligt med resurser i form av högkvalitativa bergarter för vägkonstruktion, exempelvis naturgrus, bergkross och morän. Användandet av krossat berg dominerar eftersom naturgrus är en ändlig resurs som man nu försöker hushålla med. 1998 producerades 75 miljoner ton ballast av vilket 54 % användes i vägkonstruktion (Tossavainen, 2000).

I vägkonstruktion används stenmaterial av olika fraktioner;

- 0 – 4 mm - stensmjöl
- 4 – 8 mm - makadam
- 8 – 11 mm - makadam
- 11- 16 mm - makadam

25-65 vikt-% av stenmaterialet i asfalten består av stensmjöl vilket har en sammanhållande effekt (Stenlid, 2001). Denna fraktion består oftast av en lokal bergart. Det allra finkornigaste materialet (mindre än 0,063 mm) kallas filler och kan bestå av samma material som stensmjölet eller av kalk. Denna fraktion ökar stabiliteten genom att den fyller ut hålrummen inom stenskeletten samt gör bindemedlet stelare. Resten av stenmaterialet i slitlagret består av större fraktioner så kallad makadam. Vilket material som återfinns i de större fraktionerna i slitlagret varierar beroende på bland annat vägens fordonsintensitet och fordonens hastighet. På vägar med stark trafik läggs mer slitstarka stenmaterial, exempelvis porfyr och kvartsit. Mindre trafikerade vägar har ofta ett slitlager helt bestående av en lokalt förekommande bergart.

6.3.1 Bergarter som används i vägkonstruktion

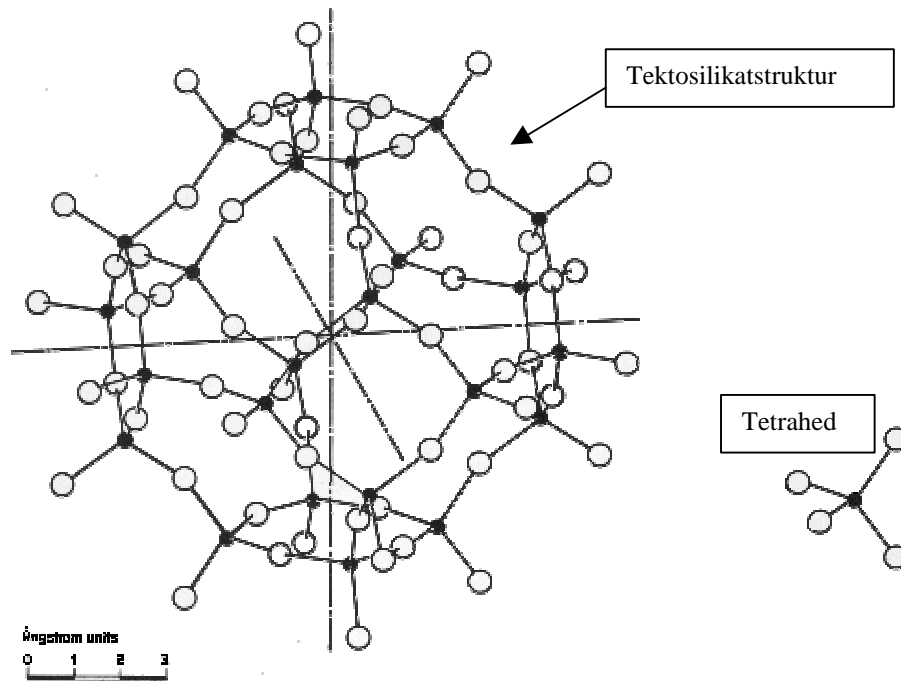
I Sverige används nästan uteslutande så kallade sura bergarter inom vägkonstruktion, vanligast är granit, gnejs, kvartsit och porfyr men även basiska bergarter som exempelvis gabbro förekommer. De svenska bergarter som används till vägkonstruktion har generellt hög slitstyrka och låg potential för vittring (Tossavainen, 2000). Sura bergarter är hårdare och därmed slitstarkare än basiska bergarter och bland de sura bergarterna är porfyr slitstarkast. Undersökningar har visat att vägbeläggningar av porfyr har ca 30 % mindre slitage än kvartsitbeläggningar (Jacobson, 1998). Granit och gnejs är de minst slitstarka av de sura bergarterna.

Vid val av stenmaterial till vägkonstruktion är det flera olika faktorer som påverkar. I första hand väljs stenmaterial från orten för att undvika dyra transporter. För vissa hög- och medeltrafikerade vägar krävs däremot slitstarkare material som kvartsit och porfyr. Stenmaterialet är inte enbart viktigt för slitstyrkan hos asfalten utan även för egenskaper som friktion, färg och stabilitet. Porfyr har en tendens att bli hal efter några års slitage vilket innebär att man i vissa fall avstår från att använda detta material trots dess slitstyrka.

6.3.2 Sammansättning av stenmaterialet

De viktigaste bergartsbildande mineral som ingår i de bergarter som används till vägmateriäl i Sverige utgörs av silikater vilka till övervägande del består av kiseldioxid, SiO_2 . Sura bergarter innehåller över 70 % SiO_2 , övriga huvudelement utgörs av aluminium, kalium och natrium. De basiska bergarterna innehåller 40-50 % SiO_2 , andra huvudelement är aluminium, kalcium, järn och magnesium. Silikater är uppbyggda av tetraeder med en Si^{4+} och fyra O^{2-} (se figur 6.2) och beroende på strukturen varmed de är bundna till varandra har de olika hårdhet. Gra-

nit, gnejs, kvartsit och porfyr innehåller främst mineralen kvarts och fältspat vilka ingår i kategorin fackverkssilikat (eller tektosilikat). Denna grupp utgör de starkaste silikaterna på grund av att alla fyra syreatomer delas med andra tetraheder vilket skapar en tredimensionell struktur där alla band är lika starka (se figur 6.2). Kvarts består uteslutande av kiseldioxid och är det hårdaste av de bergartsbildande mineralen med en hårdhet 7 på Mohs skala.



Figur 6.2. En tetrahed uppbyggd av en Si^{4+} och fyra O^{2-} atomer vilken ytgör byggstenen i tektosilikatstrukturen. Källa: British Columbia Institute of Technology.

Svenska bergarter innehåller generellt låga halter av tungmetaller. Sura bergarter innehåller normalt mindre mängd tungmetaller jämfört med basiska bergarter. Speciellt kvartsiten, som nästan huvudsakligen består av kvartskorn, innehåller mycket små mängder föroreningar. Eftersom de sura bergarterna dessutom är slitstarkare innebär användningen av dessa att mindre mängd tungmetaller kommer ut i biosfären.

I tabell 6.2 och 6.3 har tungmetallhalterna i olika bergarter sammanställts. Basiska bergarter redovisas som underlag för jämförelse även om dessa normalt inte används i vägkonstruktion inom Stockholmsområdet. Det finns olika grad av renhet hos kvartsit och beroende på detta har kvartsiten olika användning. Kvartsiten från Vargön är en mycket ren kvartsit som används för metallurgiska ändamål. Den finska kvartsiten är inte lika ren och motsvarar troligtvis den kvartsit som används till vägkonstruktion i Sverige.

Tabell 6.2 Genomsnittliga tungmetallhalter i olika sura bergarter (mg/kg). Jämförelse mellan litteraturdata och analyser av graniter i Stockholmsområdet.

Sura bergarter	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn
Sura bergarter (Monitor, 1987).	0,1		4	12	0,04		18		51
Sura bergarter, (Alloway, 1990).	0,09		4	13	0,08	0,5	24		52
Porfyr (Lindgren, 1996).	0,14		63,9	21,9		16,2	19,8		36,3
Granit och gnejs (se bilaga 1), (Tossavainen, 2000).	0,1	7,3	69,8	27,0	0,06	13,3	8,7	62,1	62,1
Kvarts-fältspatsporfyr (se bilaga 1), (SGU, 2001).		2,9	13,7	8,5		10,2	198,4	7,3	73,9
Graniter, Stockholmsområdet (se bilaga 2) (SGU, 2001).		3,9	20,8	10,5		15,5	49,5	26,8	50,8
Kvartsit (Vargön Alloys, 2001).		5	0,005	2		5		2	3
Finsk kvartsit (se bilaga 1).			19	3		10,5		10	10

Tabell 6.3 Genomsnittliga tungmetallhalter i olika basiska bergarter (mg/kg).

Basiska bergarter	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn
Basiska bergarter (Monitor, 1987)	0,2		170	72	0,01		4		94
Basiska bergarter (Alloway, 1990)	0,3		200	90	0,01	150	3		100
Gabbro (Lindgren, 1996)	0,1		238	70,5		110	2,8		149

Alla bergarter innehåller radioaktiva ämnen som exempelvis uran, torium och kalium-40. I graniten i Stockholmsområdet är uranhalten 1-10 mg/kg och toriumhalten 5-25 mg/kg. Om dessa radioaktiva ämnen virvlar upp som vägdamm eller om de ligger fast i vägbeläggningen eller i berggrunden innebär enligt SSI ingen skillnad ur strålningssynpunkt. Således utgör vägsplitaget ingen förhöjd risk ur hälsosynpunkt (Mjönes, 2001).

6.4 BINDEMEDEL

Bindemedel tillsätts för att hålla ihop stenmaterialet. Normalt består asfalten av 4-7 vikt-% bindemedel (motsvarar cirka 14 vol-%). Olika beläggningsmaterial innehåller olika mängd och slag av bindemedel. De olika bindemedel som förekommer på marknaden är:

- Bitumen
- Naturasfalt
- Polymermodifierat bitumen
- Mjukbitumen
- Bitumenlösning
- Bitumenemulsion

6.4.1 Bitumen

Bitumen är det vanligaste bindemedlet och detta material är en oljeprodukt som utvinns genom destillation av råolja. Det består av kolväten, det vill säga organiska molekyler med hög molekylvikt uppbyggda av kol och väte. Även kväve, syre, fosfor och svavel kan ingå. De största molekylgrupperna är alifater (20-25 %), aromater (20-30 %) asfaltener (10-15 %) och polära ämnen (40-45 %). Bitumen innehåller normalt inga tillsatser.

Bitumen innehåller små mängder organiska miljögifter, bland annat PAH och klorerade organiska substanser. PCB-innehållet är under detektionsgränsen (Jacobson och Wågberg, 1998). Även metaller förekommer, främst vanadin och nickel. Den exakta sammansättningen av bitumen varierar beroende på oljans ursprung och det kan även förekomma skillnader i sammansättningen år från år. Den huvudsakliga sammansättningen av bitumen redovisas i tabell 6.4.

Olika undersökningar har visat varierande mängd PAH i bitumen, från 1-110 ppm. Analyser gjorda av Lindgren (1998) uppmätte PAH-halter⁵ på 26 ppm och 52 ppm respektive i två vanliga typer av bitumen i Sverige, B85 och B180. Det är generellt mindre PAH i bitumen än i råolja på grund av att vakuumdestillationen tar bort en del PAH (Lindgren, 1998).

Klorerade organiska substanser mäts i TOCl⁶ och förekommer i bitumen i halter på mellan 3-11 ppm (Jacobson och Wågberg, 1998). Dessa ämnen är svårnedbrytbara, icke-polära, flyktiga och ibland cancerogena.

De metaller som kan ingår i bitumen är krom, koppar, järn, nickel, vanadin och zink. Vanadin uppvisar de högsta koncentrationerna och bitumen i Sverige innehåller 300-400 ppm vanadin. Vid en jämförelse mellan stenmaterial och bitumen är det oftast stenmaterialet som bidrar med störst mängd metaller eftersom bitumen i slitlagret utgör en så liten del, cirka 5 vikt-% (Lindgren, 1998).

⁵ Summa 16 PAH-föreningar: Nap, AcPy, Acp, Flu, Phe, Ant, Fth, Pyr, BaA, Chr, BbF, BkF, baP, dBA, BghiP, Ind.

⁶ Total Organic Chlor

Tabell 6.4 Sammansättning av bitumen.

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
TOCl	3-11 ppm
PAH	1-110 ppm

Källa: Bækken, 1993 och Lindgren, 1998.

6.4.2 Övriga bindemedel

Andra bindemedel på marknaden innehåller olika tillsatsmedel. Mjukbitumen innehåller fluxmedel, bitumenlösning innehåller lösningsmedel och bitumenemulsion innehåller emulgatorer. De tillsätts eftersom de medger hantering av asfaltmassan vid lägre temperaturer. Det är osäkert huruvida dessa tillsatsmedel är skadliga för hälsa och natur.

Tidigare användes tjära som bindemedel men detta ämne förbjöds i asfalt 1973. Tjära kan innehålla mycket höga halter av PAH, 10 000 gånger högre doser än i bitumen. Det kan fortfarande finnas äldre vägar med tjära i asfaltlagret vilket gör att man måste vara extra försiktig vid återanvändning av materialet.

6.4.3 PAH

Kolväten delas in i olika kategorier beroende på deras hälso- och miljöpåverkan. PAH är ett samlingsnamn för ett hundratal olika kolväteföreningar uppbyggt av komplexa ringstrukturer. Ofta beskrivs PAH som kolväten med tre eller fler aromatiska 6-kol-ringar. Ringstrukturen medför att ämnet är mycket svårnedbrytbart, speciellt i anaeroba miljöer. PAH är ett icke-polärt, hydrofobt ämne vilket medför att det är svårslösligt i vatten. I stället fastnar det lätt på partiklar och analyser har visat att PAH i dagvatten till största delen partikelbundet (Larm, 1994). PAH är även flyktigt och de PAH-föreningar som innehåller mellan 3-7 ringar anses som cancerogena.

PAH bildas främst vid ofullständig förbränning av organiskt material vilket är anledningen till att de finns i bilavgaser. PAH i trafikföroreningar härrör emellertid även från bildäck och

vägmateriel. De flesta PAH-föreningar som ingår i bitumen innehåller fler än 7 kolringar vilket medför att de inte är så farliga ur miljö- och hälsosynpunkt (Karlsson, 2001) men det förekommer även PAH-föreningar som är cancerogena. Analyser av bitumen B 85 (Lindgren, 1998) visar på att Bens(a)Pyren förekommer med halter på 5 µg/g och denna förening klassas som starkt cancerogen (Stockholm Vatten, 1997). Bens(s)antacen och Chrysen är ytterligare cancerogena föreningar vilka återfinns i bitumen.

En japansk undersökning som undersökte förekomsten av den starkt gentoxiska ämnesgruppen nitro-PAH (nitrerade polyaromatiska kolväten) redovisar en klar ökning av stofthalten i luften samt stoftets innehåll av detta ämne vid de mest trafikerade vägarna. Källan till detta är avgaserna. Undersökningen visade också att halten av stoft och nitro-PAH ökade i takt med ökad dubbdäcksanvändning vilket antyder härkomst från beläggnings bitumen (Folkesson, 1992). Detta förhållande kan ha förändrats i och med övergången till katalysatorer i bilarna.

6.5 HALKBEKÄMPNING

6.5.1 Saltning

Vägverkets årliga användning av vägsalt har varierat mellan 200 000 och 420 000 ton under 1990-talet (se figur 6.3). Vintersäsongen 2000-2001 beräknas 200 000 ton spridas ut på de svenska vägarna. Vägsalt består vanligtvis av natriumklorid (NaCl) det vill säga vanligt koksalt, men ett antal föroreningar som exempelvis sulfat, kalcium, kalium, vanadin, magnesium, brom och fluor kan förekomma (Lindgren, 1998). Föroreningarna varierar beroende på var saltet kommer ifrån. Även kalciumklorid (CaCl) kan användas som vägsalt men den kemikalien är dyrare och används inte så ofta.

Salt sprids i torr eller fuktad fast form eller som saltlösning. Salt sänker fryspunkten till under 0° C och effekten blir att snö och is smälter. När fordon passerar virvlar saltlösningen upp i luften och sprids till omgivningen. I och med att snö och is smälter rinner saltlösningen av med vägens dagvatten. Efter vintersäsongen då vägarna torkar upp kan restsaltet på vägbanan virvla upp som fint damm av trafiken (Gustafsson, 2001) men med tanke på saltets löslighet förekommer ämnet troligtvis sällan i fast form.

Salt är en kemikalie som är relativt harmlös i små doser men i starka koncentrationer är den skadlig för jord och växter. Vägsaltet påverkar även recipientens ekosystem genom att det uppstår kraftiga variationer i salthalt under året. På senare år har vägsaltets negativa inverkan på grundvattnet uppmärksamats i och med att flera vattentäkter i närheten av stora vägar fått förhöjda natriumkloridhalter. Vid alltför höga salthalter påverkas smaken och då blir vattnet otjänligt. Salt bidrar dessutom till ökad korrosion på vattenledningar och annan utrustning vilket kan frigöra koppar.

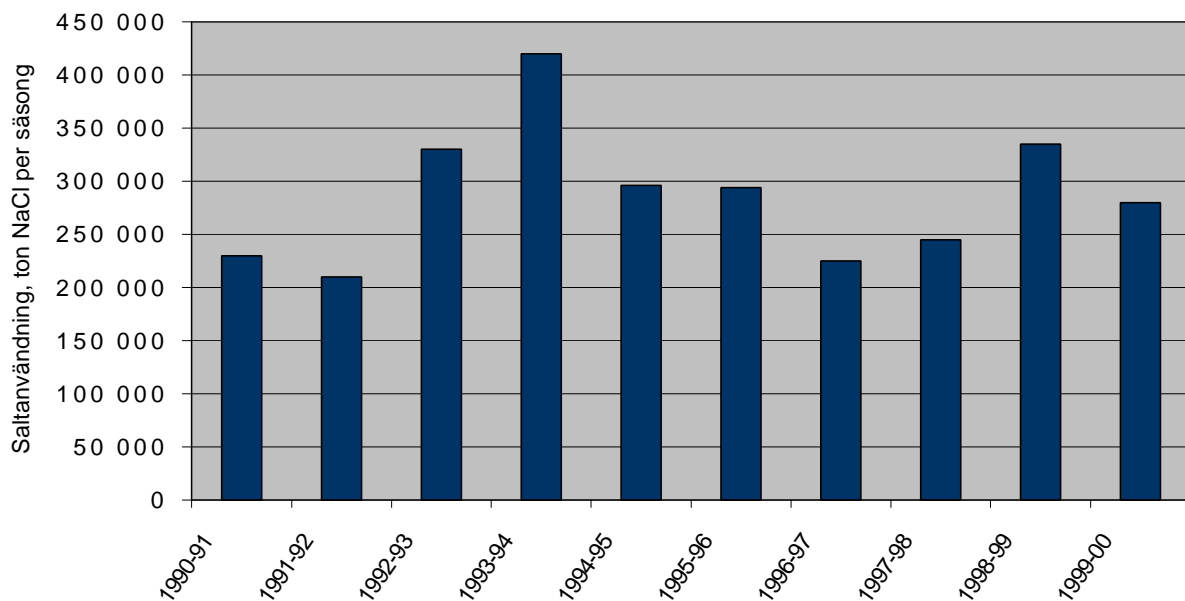
Vägsalt misstänks kunna påverka tungmetallers biotillgänglighet samt öka rörligheten hos en del tungmetaller, exempelvis koppar, nickel och kadmium (Hvitved-Jacobsen och Yousef, 1991). Vägsaltet påverkar metallers löslighet på två sätt;

- metallen reagerar med kloridjonen och bildar ett vattenlösligt kloridkomplex
- natriumklorid kan bryta ned organiska komplex vilket medför en ökning av humusämnen som reagerar med metaller och bildar vattenlösliga komplex (Baekken, 1993).

I de dagvattenundersökningar som Stockholm Vatten genomförde under 1990-talet uppmättes maximala halter av zink och kadmium i dagvatten från Essingeleden vid ett tillfälle efter det att vägbanan saltats. För zink uppmättes 4400 µg/l jämfört med en median på 1100µg/l och för kadmium uppmättes 9,5 µg/l jämfört med en median på 1,5 µg/l (Ekvall och Strand, 2001). Detta kan antingen tyda på att vägsaltet innehöll zink och kadmium som föroreningar eller bero på vägsaltets förmåga att öka rörligheten hos metaller. Spridningen av vägsalt kan således indirekt bidra till att ökade mängder metaller når yt- och grundvatten (Vägverket, 1997).

Snö och is skyddar vägen mot dubbarnas slitage. Eftersom vägsaltet får snön att smälta reducerar det perioden med ett skyddande lager av snö och is. Blöta ytor slits dessutom mer än torra ytor, olika undersökningar har visat att slitaget ökar 2-7 gånger vid blött väglag (Lindgren, 1998). Vattnet har olika inverkan på slitstyrkan hos olika bergarter (Folkesson, 1992). Detta innebär att saltning ökar slitaget genom att det håller vägbanan blöt under längre perioder.

Vägsalt har ytterligare en negativ effekt, det ökar korrosionen av fordon. Under senare år har det funnits en önskan att minska på mängden salt som sprids på vägarna och att effektivisera spridningsmetoderna.



Figur 6.3. Saltanvändning på det statliga vägnätet, ton/säsong (Vägverket, 2001).

6.5.2 Sandning

Den mekaniska halkbekämpningsmetoden varigenom natursand eller krossat berg sprids ut på vägarna leder till att friktionen ökar. Till sanden tillsätts vanligtvis en mindre mängd salt (1-3 %) för att förhindra frysning (Lindgren, 1998 och Runing, muntl ref). Användningen av sand och krossat berg på de statliga vägarna ligger mellan 250 000 och 350 000 m³ per år (Lind-

gren, 1998) det vill säga ca 700 000 ton. En stor del av sanden som sprids i tätorter sopas upp på våren, men den sand som sprids på de statliga vägarna ute i landet får oftast ligga kvar. Den sanden kommer delvis att malas ned av trafiken och spridas till omgivningen (Ölander, muntl ref). I tätorter kommer en stor del av vägsanden att hamna i sandfånget i dagvattenbrunnar.

6.6 VÄGFÄRG

Vägmarkeringar består i Sverige av färg eller en sorts termoplastisk pasta. 1996 förbrukades ca 13 800 ton termoplastisk pasta och 200 m³ färg (Lindgren, 1998). Den termoplastiska pastan består till 50-60 % av kalk och övriga beståndsdelar är resiner, mjukgörare, gummi och plaster. Titanoxid används som färgämne.

Vägmarkeringarna utsätts för mekaniskt slitage av fordonen, partiklar frigörs och bidrar till vägmiljöns föroreningar. Även faktorer som solens UV-strålning, temperatur och nederbörd påverkar slitaget av markeringarna. Vid låga temperaturer blir vägmarkeringarna skörare och deras slitstyrka minskar (Lindgren, 1998).

7. VÄGSLITAGE

Trafikens slitage leder till att omkring 0,1-0,7 mm av det översta lagret av vägbanan slits bort varje år (Jacobson och Hornwall, 2000). Normalt läggs ett nytt slitlager efter att cirka 16-17 mm slitits bort (Eliasson, muntlig ref.) Det vanliga har hittills varit att man behövt lägga ett nytt slitlager vart 6:te-10:de år men på grund av minskat slitage kommer detta behov att minska. Emellertid behöver man ibland lägga nytt slitlager som en följd av kompaktion eller sprickbildning.

7.1 FAKTORER SOM PÅVERKAR VÄGSLITAGE

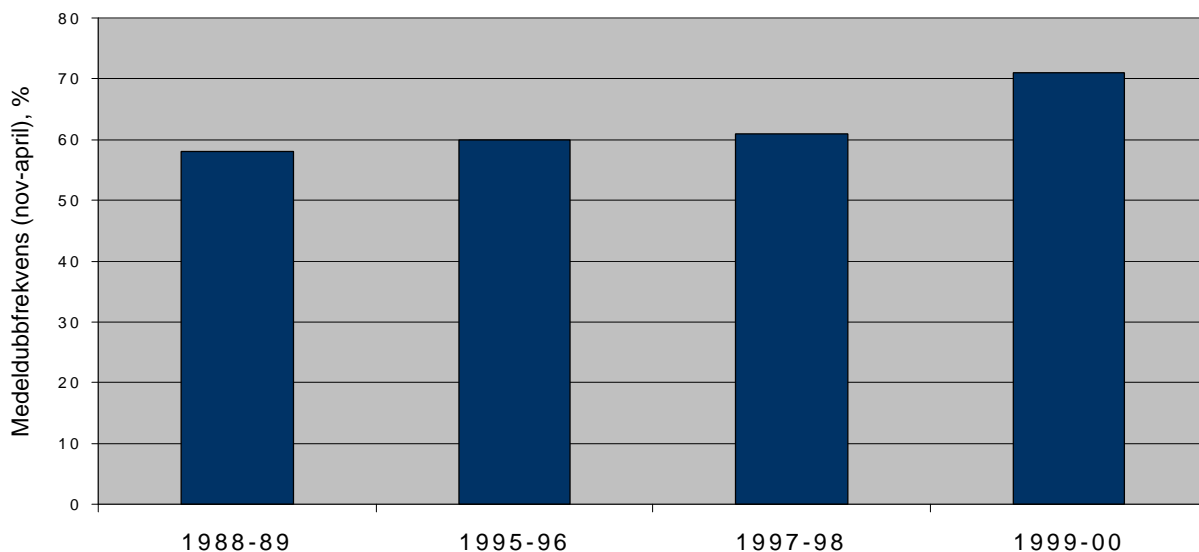
Omfattningen av vägbanans slitage beror på flera olika faktorer;

1. Vägar
 - stenmaterialets kvalitet
 - stenhalt
 - maximal stenstorlek
 - andel grövre stenhalt
 - typ av asfaltbeläggning
 - väggeometri
2. Dubbdäcksanvändning
 - frekvens
 - material i dubbar
 - antal dubbar per däck
3. Trafikfaktorer
 - volym
 - hastighet
 - andel tunga fordon
 - trafikens spårbundenhet
4. Klimat
 - vintersäsongens längd
 - regnfrekvens
5. Vinterunderhåll
 - sandning
 - saltning

Av dessa faktorer är kvaliteten på stenmaterialet i slitlagret, andelen grövre stenmaterial samt dubbdäcksanvändning och typ av dubbar de absolut viktigaste (Jacobson, 1994). Maximal stenstorlek har också stor betydelse för slitaget, exempelvis slits en asfalt med en maximal stenfraktion på 16 mm mindre än asfalt med 12 mm. Bindemedlet däremot inverkar inte på

slitstyrkan. Dubbar förbättrar friktionen men ökar slitaget betydligt. Asfaltslitaget är nästan försumbart på sommaren jämfört med vintertid med dubbdäcksanvändning (Folkesson, 1992). Bortnött materialet fungerar som ett malande material mellan däck och underlag. Samma effekt har även de tusentals ton halkbekämpningssand som strös ut på vägarna vintertid. Under det senaste decenniet har slitaget på vägarna reducerats markant i Sverige. Minskningen har varit både i absoluta (mm) och i relativa (per dubbat fordon) tal. Enligt Vägverkets mätningar 1988-1989 var det genomsnittliga asfaltslitaget 24 g/km och fordon (Folkesson, 1992). Undersökningar gjorda av VTI under åren 1990-2000 visar att slitaget minskat konstant under denna period och att slitaget nu ligger på 2-4 g/km och dubbat fordon för skelettasfalt med högkvalitativa stenmaterial. Denna minskning syns även i de beräkningar som gjorts på det totala årliga vägslitaget i Sverige. 1987/88 slets 450 000 ton beläggning bort från Sveriges vägar, 1993/94 300 000 ton och 1998/99 beräknades slitaget till 110 000 ton (Jacobson och Hornwall, 1999, Jacobson och Hornwall, 2000).

En anledning till det minskade slitaget är introduktion och ökad användning av lättviktsdubbar vilka visat sig vara skonsammare mot vägbeläggningen jämfört med de tidigare staldubbar. Även de nya och slitstarkare asfaltprodukter som införts under 1990-talet har medverkat till minskat vägslitage. Slitaget på vägarna har minskat konstant under hela 1990-talet trots att dubbdäcksfrekvensen ökat under samma period. I Göteborg har användningen av dubbdäck ökat från 25 % vintersäsongen 90/91 till 60 % vintern 99/00. I Stockholm har ökningen inte varit lika markant, från 55-60 % säsongen 88/89 till 70 % vintern 99/00 (se figur 7.1).



Figur 7.1 Andel fordon med dubbade däck i Stockholmsområdet 1988-2000. Värden avser medeldubbfrekvensen under perioden november-april. Observera avbrottet i årtalen 1989-1996. Efter Carlsson, 1992 och Jacobson och Hornwall, 2000.

Dubbdäck introducerades i Sverige vintern 1961-62. Sverige var ett av de första länderna som började använda dubbdäck. Lättviktsdubbar började användas i början av 1990-talet och dess användning har ökat konstant. I nuläget har troligtvis 100 % av alla dubbdäck lättviktsdubb.

Vinterdäckslagen från 1999 som lagstodgade om obligatorisk användning av vinterdäck vid vinterväglag misstänktes kunna bidra till att vägslitaget åter skulle öka. Fortsatta mätningar av VTI visar emellertid att vintern 99/00 var beläggningsslitaget oförändrat eller hade minskat

jämfört med året innan. Anledningen är troligtvis den relativt höga dubbdäcksanvändningen redan innan lagen trädde i kraft. Vintersäsongen 97/98 var dubbdäcksanvändningen 61 % i Stockholmsområdet. Endast i Skåne antas slitaget ha ökat beroende på att dubbdäcksanvändningen i denna region fördubblades vintern 99/00 jämfört med säsongen innan (Jacobson och Hornwall, 2000).

7.2 STUDIER AV VÄGSLITAGE

Beräkningarna av vägsitage i denna rapport bygger på studier av dubbslitage utförda av Väg- och transportforskningsinstitutet under 1990-talet (Jacobson och Hornwall, 1999, Jacobson och Hornwall, 2000). Mätningar på ett antal vägar med högkvalitativa asfaltbeläggningar har utförts med VTI:s laserprofilometer, ett mycket precist mätinstrument framtaget för noggranna profilmätningar. Slitage beräknas ur skillnaden mellan mätningar gjorda på hösten respektive våren strax före och efter dubbssäsongen. Mätutrustningen har en precision på 0,01 mm.

Med utgångspunkt i avnötningmätningar och trafikdata har olika beläggningarnas SPS-tal beräknats. Slitage på vägar uttrycks vanligtvis i *SPS, specifikt slitage*, vilket anges i gram bortnött material per dubbat fordon och kilometer. SPS-talen är ungefärliga beroende på att trafikdata och dubbfrekvens alltid är något osäkra data. SPS-talen påverkas förutom av trafiken även av hastigheten, vilket är ytterligare en osäker variabel. En heltäckande trafikmätning i dessa sammanhang rymmer uppgifter om trafikmängd, fördelningen mellan lätta och tunga fordon, fördelningen mellan körfält, trafikens faktiska hastighet, andel lättviktsdubb och totala andelen dubbade fordon för det aktuella objektet under mätperioden.

SPS-talen definieras och beräknas enligt följande:

Definition:

- bortsliten mängd beläggning uttryckt i ton per kilometerväg, som passeras av en miljon fordon med dubbade däck
- eller
- den mängd beläggning, uttryckt i gram, som ett fordon med dubbade däck sliter bort på en sträcka av en kilometer

Beräkning:

$$SPS = \frac{\text{medelavnötning (mm)} * 2 * \text{körfältsbredd (m)} * \text{skrymdensitet (kg/dm}^3\text{)}}{\text{antal dubbade fordon under perioden}} * 10^6$$

$$\text{Antal dubbade fordon} = \text{antal personbilar} * \text{dubbfrekvens} * \text{antal mätdygn}$$

$$\text{Antal personbilar} = \text{ÅDT}_{\text{total}} * \text{fördelningen mellan tunga och lätta fordon} * \text{fördelningen mellan körfält}$$

Källa: Jacobson och Hornwall, 1999, Jacobson och Hornwall, 2000.

7.3 KOSTNADER FÖR VÄGSLITAGE

Det slitage som dubbdäcksanvändningen medför innebär stora kostnader för samhället. Flera länder har förbjudit dubbdäck och även här i Sverige har frågan undersökts. VTI gjorde flera utredningar i början av 1990-talet för att studera de samhällsekonomiska konsekvenserna av olika dubbdäcksanvändning med beaktande av:

- trafiksäkerhet
- vägslitage
- bilkostnader
- miljö

Baserat på 1993/94 års slitage beräknades enbart väghållningskostnaderna (kostnader för vägslitage samt kostnader för slitage av vägmarkeringar och nedsmutsning av vägmärken) till totalt 185-270 miljoner kronor. I denna beräkning ingick inte bilkostnader eller miljö- och hälsoaspekter. Dubbdäck minskar olycksfallsrisken med 25 % på landsbygd och 20 % i tätbebyggt område jämfört med andra vinterdäck. Kostnaderna för ökade olycksfall beräknades vara så stora att ett dubbdäcksförbud skulle leda till en omfattande samhällsekonomisk kostnadsökning.

Den enda miljökostnad som beaktades i utredningen var rengöring av fordon, övriga miljö-kostnader ansågs för svåra att mäta och värdera och således ingår de inte i utredningarna. I andra länder, exempelvis Norge, har man däremot tagit hänsyn till fler miljökonsekvenser, exempelvis nedsmutsning av omgivningen samt buller (Carlsson m fl 1994). Inom det norska "Veggrepsprojektet" gjordes samhällsekonomiska beräkningar vilka visade på att det var samhällsekonomiskt lönsamt att införa dubbdäcksrestriktioner i landets fyra största städer. Beroende på scenario beräknades restriktionerna spara mellan 406 och 1112 miljoner Nkr per år (Gustafsson, 2001).

En aspekt som inte beaktats i de svenska samhällsekonomiska utredningarna är dubbdäcks-slitagets inverkan på människors hälsa. Nya utredningar kommer troligtvis att behövas för att klargöra hur vi ska komma under de gränser som EU satt upp vad gäller luftens innehåll av partiklar (se kap 5.4.1).

Det är tydligt att det finns många olika faktorer att beakta i detta komplexa problem. I Norge har nyligen gjorda rapporter hävdade att odubbade vinterdäck avger potentiellt hälsofarliga ämnen i form av allergi- och astmaframkallande latexpartiklar (Gustafsson, 2001)

En ytterligare aspekt är att dubbarna på vinterdäcken ruggar upp asfaltytan och på så sätt ökar friktionen. En minskning av dubbdäcksanvändningen skulle kunna leda till en ökad polering av vägytan med ökad olycksrisk som följd. Detta gäller speciellt för beläggningar med porfyr som har en tendens att bli hala när de blir blöta.

8. STOCKHOLMS VÄGNÄT

Gator och trafikleder i Stockholm kan delas in i två kategorier; statliga vägar som Vägverket ansvarar för (Essingeleden, E4:an, E18, Tyresövägen, väg 73 och väg 260) och kommunala vägar som ingår i Stockholms Gatu- och fastighetskontors verksamhetsområde. Längden av Stockholms gatunät är;

Statliga vägar:	37 kilometer
<u>Kommunala vägar:</u>	<u>1 529 kilometer</u>
Totalt i Stockholm:	1 566 kilometer

Trafikintensiteten i Stockholm är mycket hög och den ökar konstant. Under 1990-talet har trafikbelastningen ökat med cirka 10 % (Stockholms Gatu- och fastighetskontor, 2001). De statliga vägarna inom Stockholms stad utgör en liten del om man ser till väglängden men de flesta av dessa vägar är högtrafikerade infarts- och utfartsleder som står för en mycket stor del av stadens trafikvolym.

8.1. VÄGMATERIAL

Materialet i slitlagret på Stockholms vägar består av kvartsit från Dalsland, porfyr från Älvdalen och/eller lokalt bruten granit eller gnejs (se tabell 8.1). På de kraftigast trafikerade trafiklederna består slitlagrets grövre fraktioner av kvartsit eller porfyr. Det vanliga på de statliga vägarna är att slitlagret består av en blandning av porfyr och kvartsit. Kvartsitens kombination av slitstyrka och goda friktionsegenskaper är anledningen till att man valt att lägga detta material på exempelvis Essingeleden (Eliasson, 2001). Kvartsit från Dalsland består huvudsakligen av kvartskorn och uppvisar en ovanlig grad av renhet (Shaikh, 1977). Råsjökvartsit som används av Vägverket på se större trafiklederna inom Stockholm idag innehåller 98,2-99,0 % SiO₂ (se bilaga 3).

Tabell 8.1 Vägar inom Stockholms stad och beskrivning av vägarnas asfaltbeläggning.

Vägar	Beläggning
Kommunala vägar	
Lokalgator med < 8 000 f/d	95% granit, 5% bitumen
Vägar med 8 000-15 000 f/d	70% kvartsit, 25% granit, 5% bitumen
Vägar med 15 000-30 000 f/d	70% kvartsit, 25% granit, 5% bitumen
Trafikleder med > 30 000 f/d	70% kvartsit, 25% granit, 5% bitumen
Statliga vägar	
E18.20 (36 000-46 000 f/d)	40% kvartsit, 30% porfyr, 25% granit, 5% bitumen
E4 (62 000-94 000 f/d)	40% kvartsit, 30% porfyr, 25% granit, 5% bitumen
Essingeleden (62 000-102 000 f/d)	70% kvartsit, 25% granit, 5% bitumen
E18 (38 000-49 000 f/d)	40% kvartsit, 30% porfyr, 25% granit, 5% bitumen
Väg 229/260 (11 000-32 000 f/d)	80 % granit, 15 % kvartsit och porfyr, 5 % bitumen
Väg 73 (36-000-52 000 f/d)	40% kvartsit, 30% porfyr, 25% granit, 5% bitumen

På de kommunala vägarna läggs kvartsit på vägar med hög fordonsintensitet (över 12-15 000 fordon/dygn) och man använder vanligtvis lokala granit- och gnejsmaterial till övriga vägar. Förr var gränsen för att lägga kvartsit 8 000 fordon/dygn. Regeln gäller inte strikt utan man beaktar även exempelvis fordonens hastighet. 10-15 % av Gatu- och fastighetskontorets vägar är asfalterade med kvartsit, resten med granit och gnejs (Rosenblad, muntlig ref.).

På de statliga vägarna används oftast bitumen av kategorin B 85 (Eliasson, personlig kom) och detta gäller troligtvis på ett stort antal av Stockholms vägar eftersom B 85 är den vanligast förekommande typen av bitumen på högtrafikerade vägar (Karlsson, 2001).

8.2 VINTERUNDERHÅLL

Sandning

På de kommunala vägarna i Stockholm sprids det 50 000 ton vägsand per säsong (siffra från 1995). Materialet utgörs huvudsakligen av naturgrus men även krossberg används. Till detta tillsätts 1 % salt (Runing, 2001).

35-40 000 ton av vägsanden sopas upp i slutet av säsongen (Runing, 2001). Detta innebär att omkring 10-15 000 ton stenmaterial hamnar i dagvattenbrunnarna eller sprids till mark och vattendrag i omgivningarna. Materialet är i hög grad utsatt för nermalning av fordonens dubbdäck.

Saltning

3-5000 ton vägsalt används årligen inom Stockholms stad (Runing, 2001). Övervägande delen av detta förs med dagvattnet till en närliggande recipient eller via ett reningsverk till Saltsjön.

9. BERÄKNING AV VÄGSLITAGET I STOCKHOLM

9.1 STOCKHOLMS STAD

Det finns olika metoder för att beräkna omfattningen av vägslitaget samt hur mycket PAH och tungmetaller som frigörs. I detta arbete har två metoder använts för att beräkna slitaget, en översiktlig och en mer detaljerad. Härigenom kan man få en uppfattning om hur pass noggrann en översiktlig beräkning är.

9.1.1 Översiktlig beräkning

Metoden utgår från totala vägslitaget i Sverige, 110 000 ton under 1998, samt uppgiften om hur stor andel av totala trafikarbetet i hela Sveriges som utförs inom Stockholms stad. Det totala trafikarbetet i Sverige uppgick 1998 till 67,5 miljarder fordonskilometer (Vägverket, 2001). Trafikarbetet inom Stockholms stad uppgår till 3,8 miljarder fordonskilometer fördelat på:

- 3 miljarder fordonskilometer/år på kommunala vägar (Xylander, muntlig ref).
- 0,8 miljarder fordonskilometer/år på statliga vägar baserat på uppgifter från 1997-1998 (se bilaga 4).

Trafikarbetet i Stockholms stad utgör således 6 % av det totala trafikarbetet i Sverige. Denna beräkning överensstämmer med Naturvårdsverkets rapport *Metaller i Stockholm* (1998) enligt vilken Stockholms andel av totala trafikarbetet utgjorde 6-7 % 1995. Detta innebär att det totala vägslitaget i Stockholm var **6 600 ton** 1998.

9.1.2 Detaljerad beräkning

En mer detaljerad bild av det totala vägslitaget inom Stockholm kommun erhålls genom att studera stadens trafiknät, trafikarbetet på enskilda vägar och gator samt vägmaterialet på dessa. Det är tidsmässigt omöjligt att göra beräkningar för varje enskild gata inom ramen för detta examensarbete så för fortsatt beräkning har gatorna grupperats i olika klasser. Stadens gator och vägar har delats in i fyra grupper vilka är desamma som inom dagvattenstrategiarbetet i Stockholm (Stockholm stad, 2001);

1. Lokalgator med < 8 000 fordon/dygn
2. Vägar med 8 000 - 15 000 fordon/dygn
3. Vägar med 15 000 - 30 000 fordon/dygn
4. Trafikleder med > 30 000 fordon/dygn

De gator inom kommunen som har ett trafikflöde under 8 000 fordon per dygn antas ha en slitlager av granit eller gnejs. Vägar med över 8 000 fordon per dygn förutsätts alla ha ett slitlager av kvartsit och således vara motståndskraftigare. Denna förenkling baseras på uppgifterna från Gatu- och fastighetskontoret (se kap 7.1). Det föreligger en osäkerhet vad gäller gator med ett trafikflöde på mellan 8 000 och 12-15 000 fordon per dygn, de kan bestå antingen av kvartsit eller av material från Stockholmstrakten. Antagandet att dessa gator består av kvartsit innebär att det beräknade slitaget blir mindre.

De statliga trafiklederna har antingen ett slitlager av kvartsit, porfyr eller en blandning av dessa.

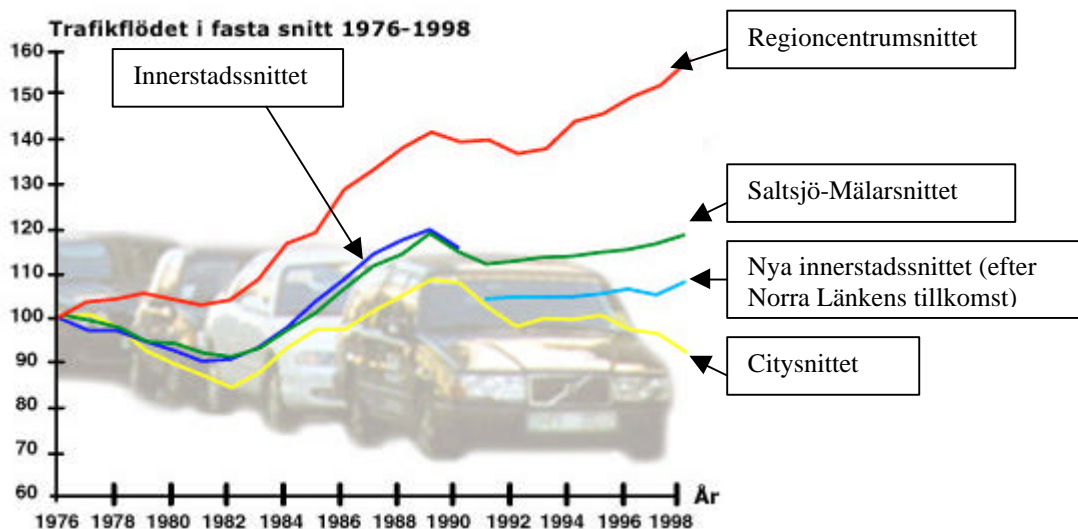
Vägslitage

Vägslitaget på större vägar med slitstarka beläggningar har undersökts av VTI under många år och enligt mätningar har denna kategori SPS-tal på 2-4 (Jacobson och Hornwall, 2000). I beräkningarna har ett genomsnittligt SPS-tal på 3 använts. VTI har inte utfört liknande undersökningar av slitaget på låghastighetsvägar med vägbeläggning av granit eller gnejs. För dessa vägar har ett SPS-tal på ca 7,5 vid 70 km/h och ett SPS-tal på ca 5 vid 50 km/h uppskattats (Jacobson, muntlig ref). Det baseras dels på att stenmaterialet är mindre slitstarkt vilket ger större slitage, dels på att fordonen i allmänhet kör långsammare vilket ger mindre slitage. Vid en jämförelse med litteratur verkar uppskattningarna stämma. De undersökningar som finns tyder på att slitage på gnejs är ca 2,5 gånger högre än på porfyr och att slitage på granit är nästan lika högt (Lindgren, 1998). I och med att de flesta lågtrafikerade vägar i Stockholm har en hastighetsbegränsning på 50 km/h har ett SPS-tal på 5 använts för dessa vägar.

Trafikflöde

Ett delområde valdes ut och det genomsnittliga trafikflödet på hög- respektive lågtrafikerade vägar inom området antogs vara giltigt för resten av staden. Området som studerades var Söderort, det vill säga all mark inom Stockholms stad söder om Södermalm (se figur 3.1).

Det har skett en generell ökning av trafiken i Stockholms stad under 1990-talet (se figur 9.1). Ökningen har varit störst i de yttre stadsdelarna samt på de stora in- och utfartslederna medan trafiken i innerstaden på många ställen varit oförändrad eller minskat (Gatu- och fastighetskontoret, 2001).



Figur 9.1 Trafikintensiteten i Stockholmsregionen 1976-1999, fordon per dygn. Källa: Gatu- och fastighetskontoret, Stockholms stad.

Det finns statistik avseende fordonsintensiteten för alla gator i Söderort från år 1993 och för vissa gator för varje år (Stockholms Gatu- och fastighetskontor, 2001) och för att beakta tra-

fikökningen gjordes en uppjustering av trafikflödet. Vid en jämförelse av trafikflödesmätningar från 1993 och 1998 beräknades den genomsnittliga ökningen för perioden ligga på 5 %. Vägar där flödesmätningar görs kontinuerligt har justerats upp med den specifika vägens ökning. På övriga vägar har trafikintensiteten justerats upp med 5 % för att gälla för 1998. De vägar varpå beräkningen grundas samt förändringen av trafikflödet på dessa redovisas i bilaga 5. Trafikflödet är representativt för ett vardagsdygn men inga justeringar har gjorts för eventuell minskning av trafiken på helgdagar.

Uppgifter från Vägverket och Gatu- och fastighetskontoret gällande gatunätet i Stockholms stad (se bilaga 4 och 6) har använts som underlag för fortsatta beräkningar. Från Gatu- och fastighetskontoret har uppgifter om gatulängden i Innerstaden, Västerort och Söderort uppdelat i två klasser erhållits, över och under 8 000 fordon per dygn. För att få fram en mer detaljerad uppdelning av vägnätet har längden på vägar med över 8 000 fordon per dygn mätts i Söderort (se bilaga 4). Dessa vägar har därefter grupperats i de tre vägklasserna 2-4 enligt ovan (se sid 40) och fördelningen mellan dessa vägklasser antas vara representativt för hela Stockholm (se tabell 9.1). Baserat på dessa mätningar i Söderort har de tre högtrafikerade vägklassernas procentuella andel av respektive områdes vägar med över 8 000 fordon per dygn beräknats (se tabell 9.2 och 9.3)

Tabell 9.1 Längd på kommunala vägar i Söderort och den procentuella fördelningen mellan dessa.

Väggklass	Längd, km	Procentuell andel
8-15 000 f/d	37,4	45,5%
15-30 000 f/d	24,4	30%
> 30 000 f/d	20,1	24,5%
Summa:	81,9	100%

Tabell 9.2 Kommunala gator och vägar i Stockholms stad (km).

Väggklass	Innerstaden	Västerort	Söderort	Staden totalt
Ådt* <8000 f/d	267	428	581	1 276
Ådt* >8000 f/d	100	72	80	252
Summa	367	500	661	1 528

** Årsmedeldygnstrafik

Källa: Stockholms Gatu- och fastighetskontor.

Tabell 9.3 Uppdelning av den kommunala vägklassen Ådt > 8 000 f/d i tre klasser med användandet av den procentuella fördelningen i tabell 9.1. Längd i km.

Väggklass	Innerstaden	Västerort	Söderort	Staden totalt
8-15 000 f/d (45,5%)	46	33	36	115
15-30 000 f/d (30%)	30	22	24	76
> 30 000 f/d (24,5%)	25	18	20	62
Summa	100	72	80	252

För att göra beräkningarna har de olika procentsatserna multiplicerats med Gatu- och fastighetskontorets uppgifter om vägsträckorna för vägar med över 8 000 f/d. För att räkna ut sträckan på vägklassen 8-15 000 f/d i exempelvis Västerort tar man 45,5 % *72 km = 33 km. De mätta sträckorna i Söderort (81,9 km) stämmer inte helt med Gatu- och fastighetskontorets uppgift på 80 km.

Väglklasser:

- **Lokalgator med < 8 000 fordon/dygn**

Gator med < 8 000 fordon/dygn har en total längd av 1 277 km vilket utgör 81,5 % av stadens vägnät (se tabell 9.4). Uppskattning av trafikflödet på dessa gator har baserats på uppgifter om trafikflödet (Gatu- och fastighetskontoret, 2001) samt mätningar i karta av gatornas längd inom ett mindre område i Söderort, runt Telefonplan och Midsommarkransen (se bilaga 8). Det genomsnittliga trafikflödet på dessa gator beräknades till 3 200 fordon/dygn och antas vara representativt för hela Stockholm (se bilaga 8).

- **Vägar med 8 000 - 15 000 fordon/dygn**

Vägar med 8 000 - 15 000 fordon/dygn beräknas ha en längd av 115 km vilket utgör 7,3 % av totala vägnätet i Stockholm stad. Enligt beräkningar baserade på trafikintensiteten är genomsnittet för denna klass 12 000 fordon/dag (se bilaga 8).

- **Vägar med 15 000 - 30 000 fordon/dygn**

Vägar med 15 000 - 30 000 fordon/dygn beräknas ha en längd av 81 km vilket utgör 4,9 % av stadens vägnät. Beräkningar visar att trafikintensiteten i genomsnittet för denna klass ligger på 20 500 fordon/dag (se bilaga 9).

- **Trafikleder med >30 000 fordon/dygn**

Vägar med >30 000 fordon/dygn beräknas ha en längd av 99 km (62 km kommunala vägar och 37 km statliga vägar) vilket utgör 6,3 % av den totala vägnätet i Stockholms stad. Enligt beräkningar baserade på trafikintensiteten är genomsnittet för denna klass 60 000 fordon/dag för de gator Gatu- och fastighetskontoret ansvarar för (se bilaga 9) och 58 000 fordon/dag för de statliga vägarna (se bilaga 10). Eftersom det här rör sig om mycket högratifierade vägar och det samtidigt är så stora variationer mellan de olika trafikledernas fordonsintensitet har slitaget på de statliga och kommunala vägarna beräknats var för sig. Slitaget för de statliga vägarna har dessutom beräknats separat för varje väg.

Tabell 9.4 Beräkning av väglklassernas procentuella andel av totala vägnätet

Väglklass	Längd (km) i Sthlm	% i Sthlm av alla vägar
< 8 000 f/d	1 277	81,5
> 8 000 f/d*	289	18,5
Summa	1 566	100

* Varav 252 km kommunal väg och 37 km statlig väg.

Dubbdäcksanvändning i Stockholm

Dubbdäcksanvändningen var 71 % i Stockholm vintersäsongen 99/00 (Jacobson och Hornwall, 2000). Det är ett medelvärde på dubbfrekvensen för perioden november-april.

Beräkning av slitage

Eftersom det slitage som sker på sommaren i Sverige är obetydligt i jämförelse med vinter-slitaget används en metod varigenom man enbart beräknar dubbdäcksslitaget. Även övriga parametrar som påverkar dubbslitaget och som inte ingår i beräkningen av SPS-talen bortses ifrån. Beräkningen av vägslitaget görs enligt:

$$\text{Vägsträcka} * \text{Fordonsintensitet} * \text{SPS-tal} * \text{Dubbäcksfrekvens} * \text{Antal dagar med dubbdäck}$$

Enligt denna beräkningsmetod uppskattas det totala årliga slitaget av vägbeläggningen inom Stockholms kommun till 6 000 ton baserat på 1998 års siffror (se tabell 9.5). Eftersom omkring 95 % utgörs av stenmaterial och 5 % av bitumen innebär det att 5 700 ton stenmaterial och 300 ton bitumen slits bort varje år.

Tabell 9.5 Beräkning av vägslitage inom Stockholms stad (1998 års statistik).

Väg	Längd (km)	F/d	SPS	Bortslitet ton/år	Bortslitet ton/år:	
					Stenmaterial	Bitumen
< 8 000 f/d	1 277,0	3 200	5	2 611	2 480	131
8 000-15 000 f/d	115,0	12 000	3	529	503	26
15 000-30 000 f/d	76,0	20 500	3	597	567	30
> 30 000 Gfk*	62,0	60 000	3	1426	1 355	71
E18.20	1,2	46 000	3	22	21	1
E18.20	1,8	36 000	3	24	23	1
E4	4,1	80 000	3	126	120	6
E4	2,1	94 000	3	77	73	4
E4	2,5	102 000	3	97	92	5
E4	2,1	91 000	3	74	70	4
Essingeleden	2,1	101 000	3	82	78	4
Essingeleden	1,5	73 000	3	42	40	2
Essingeleden	1,0	62 000	3	24	23	1
Essingeleden	1,4	88 000	3	47	45	2
E18	0,4	49 000	3	8	8	0
E18	3,5	38 000	3	52	49	3
E18	0,9	39 000	3	13	12	1
229/260	1,5	32 000	3	19	18	1
229/260	4,4	27 000	3	46	44	2
229/260	0,8	16 000	3	5	5	0
229/260	1,7	11 000	3	7	7	0
73	1,1	52 000	3	23	22	1
73	0,9	45 000	3	15	14	1
73	1,8	36 000	3	25	24	1
Totalt	1 567	1 213 700		5 991	5 691	300

* Kommunala vägar som Gatu- och fastighetskontoret ansvarar för.

I tabellen 9.5 kan utläsas att 86 % av slitaget sker på de kommunala vägarna. Beaktar man väglängden utgör dessa 98 % av stadens vägnät. Skillnaden här beror på att den övervägande delen av de kommunala vägarna är små lokala vägar med låg fordonsintensitet och hastighetsbegränsning.

9.1.3 PAH- och metallfrigörelse⁷ på grund av vägslitage

Uppgift om hur mycket tungmetaller och PAH som frigörs och kommer i omlopp på grund av vägslitaget erhålls genom att kombinera informationen om det totala slitaget med kemiska analyser av de bergarter och det bitumen som ingår i asfalten. För beräkning av mängden PAH som frigörs antas att vägarnas bitumen utgörs av B 85, det vanligaste bitumen för högtrafikerade vägar (Eliasson och Karlsson, 2001). Detta bitumen innehåller 26 ppm PAH. Mängden tungmetaller som frigörs baseras på metallinnehållet i stenmaterialet förutom för nickel och vanadin där även bidraget från bitumen har beräknats. Eftersom innehållet av dessa metaller varierar i bitumen används i beräkningen en nickel- och vanadinkoncentration som analyserats i bitumen B 180 eftersom det inte varit möjligt att erhålla liknande information för B 85 (Lindgren, 1998).

För vägar med en fordonsintensitet under 8 000 fordon per dygn har medianen av tungmetallhalter i graniter i Stockholmstrakten använts (se tabell 9.6). Medianen antas vara mer representativt än medelvärdet på grund av att det finns en del avvikande höga värden som påverkar medelvärdet starkt, speciellt för metallerna Co, Ni, V och Zn. Även om både granit och gnejs används inom vägkonstruktion antas granitens metallhalter vara representativa för denna kategori av sura bergarter.

Tabell 9.6 Tungmetallhalt (mg/kg) för graniter i Stockholmsområdet.

Metall	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
Medel	3,9	20,8	10,5	15,5	49,5	26,8	50,8
Median	2,9	15,7	8,0	6,0	49,0	16,8	40,3
Max	15	95,7	40,7	267	70	106	169
Min	2,4	2,4	2,5	2,4	31,0	2,5	20,0

För de metaller som inte analyserats i graniterna i Stockholmsområdet, Cd och Hg, har ett medelvärde baserat på allmänna data om tungmetallinnehåll i sura bergarter och granit och gnejs använts (se tabell 9.7).

För de mer högtrafikerade vägarna används ofta en kombination av bergarter (se tabell 8.1). Asfalt med högkvalitativa stenmaterial har oftast en stenmjölshalt under 35 % (Stenlid, 2001). På de statliga vägarna utgörs stenmjölshalten i asfalterna 25 % (Eliasson, 2001) och detta har antagits gälla för alla högkvalitativa beläggningsmassor i Stockholmsområdet. Detta material utgörs av granit och gnejs och beräknas enligt ovan. 5 % utgörs av bitumen och resten utgörs av kvartsit eller porfyr.

Svårigheter med att finna tungmetallanalyser för kvartsit har lett till att de värden som används kommer från olika analyser. För Cr, Cu, Ni, V och Zn används de halter som presente-

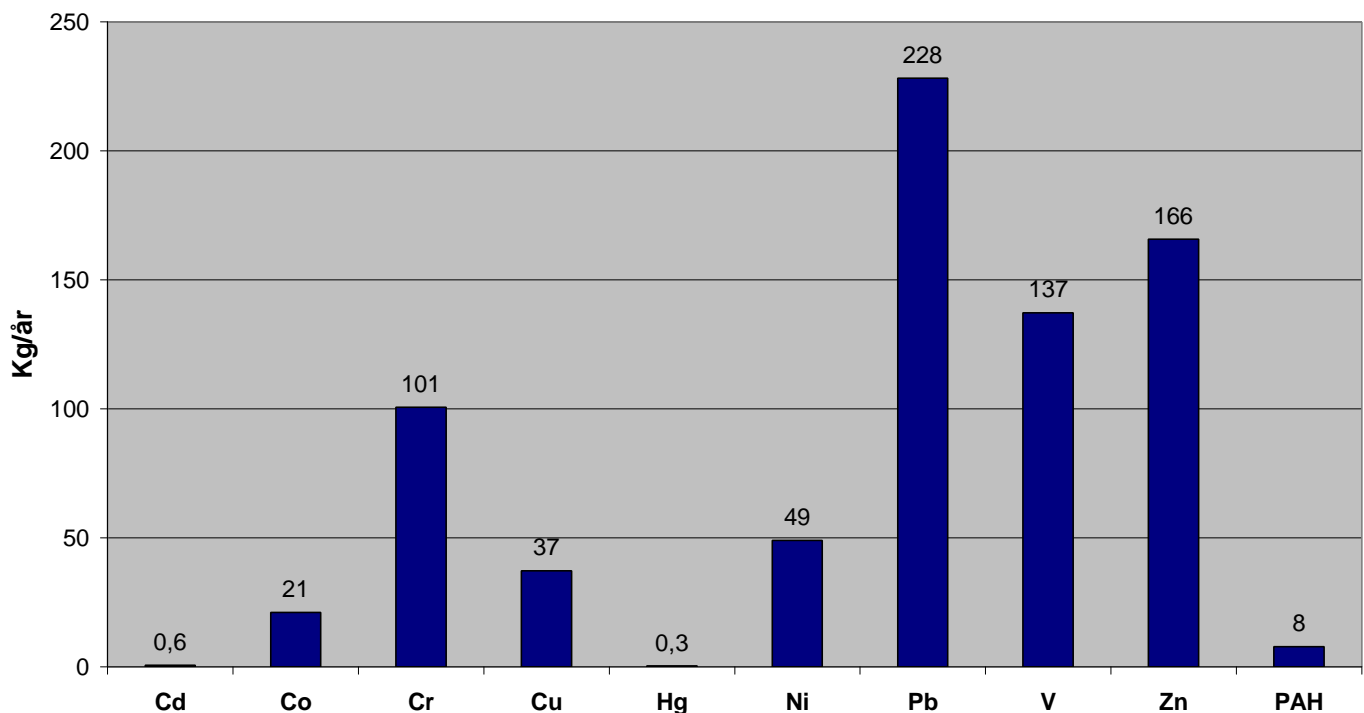
⁷ Här används begreppet metallfrigörelse i de meningarna att metallen frigörs från asfalten och kommer i omlopp, inte att metallen befinner sig i löst form.

ras i två finska undersökningar (Perttunen m fl, 1996 och Kohonen, 1999), halten av Co kommer från kvartsit som används för metallurgiska ändamål och för Cd, Hg och Pb används ett medelvärde av de två undersökningarna som presenterar generella värden i sura bergarter (Alloway, 1990 och Monitor, 1987). De tungmetallhalter som redovisas i de finska undersökningarna anses vara mer representativa för vägmateriel än de halter som används för metallurgiska ändamål eftersom de sistnämnda har en mycket hög renhet. Den kvartsit som används till vägmateriel är troligtvis en mindre ren kvartsit. De olika beståndsdelarna i vägmaterialet har beräknats separat och sedan summerats (se bilaga 11).

Tabell 9.7 Kadmium- och kvicksilverhalt (mg/kg) i sura bergarter.

Metall	Cd	Hg
Sura bergarter (Monitor, 1987)	0,1	0,04
Granitiska (Alloway, 1990)	0,09	0,08
Granit och gnejs, se bilaga x (Tossavainen, 2000)	0,13	0,06
Medelvärde	0,1	0,06

Den totala mängden tungmetaller och PAH som frigörs genom vägslitage inom Stockholms stad presenteras i figur 9.2 och i bilaga 11.



Figur 9.2 Mängd PAH och tungmetaller som frigörs årligen på grund av vägslitage inom Stockholms stad, kg/år.

Även den halkbekämpningssand som läggs ut på vägarna bidrar med tungmetaller. 10-15 000 ton av sanden som årligen sprids ut inom Stockholm stad sopas inte upp. I stället hamnar detta i mark och vattendrag samt i dagvattnet. Grovt uppskattat innebär det ett tillskott på det dubbla för de olika metallerna.

9.2 TREKANTENS AVRINNINGSSOMRÅDE

9.2.1 Områdesbeskrivning

Sjön Trekanten (se figur 9.3) ligger i stadsdelen Liljeholmen, sydväst om Stockholms innerstad. Sjön är relativt liten, 600 m lång och 300 m bred och är 7 m som djupast. Sjöns tillrinningsområde är 59 ha och innefattar bostadsområden, verksamhetsområden, park- och grönområden samt trafikområden (se figur 9.4). Området har tidigare detaljstuderats (Ekvall, 1999 och Stockholm Vatten, 1999).



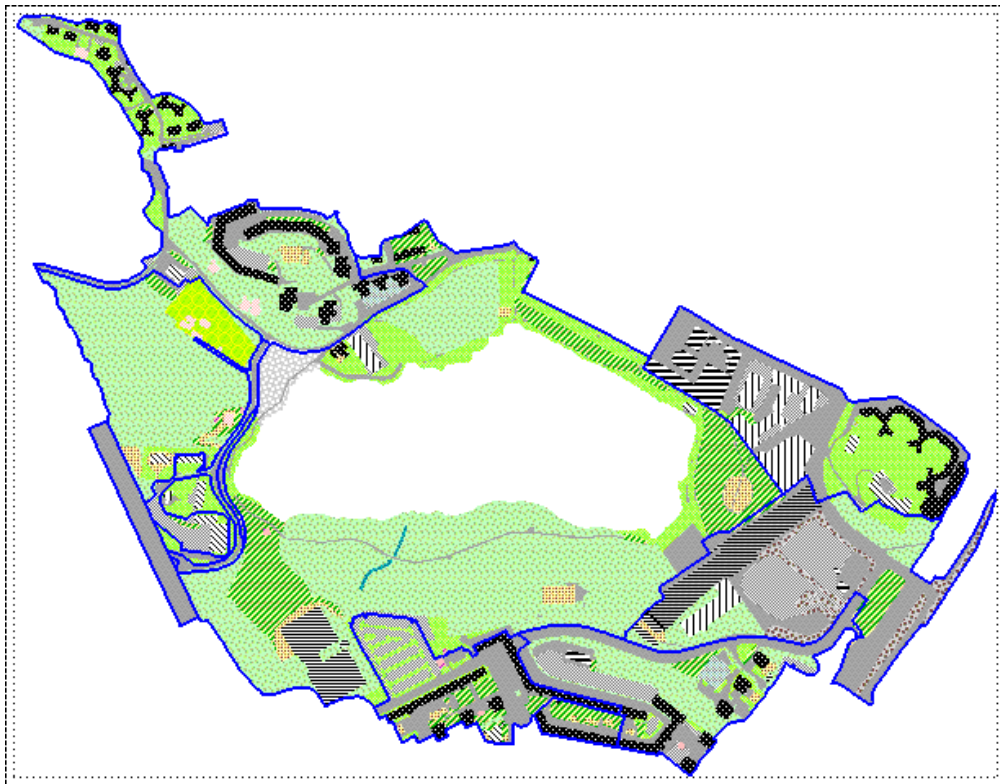
Figur 9.3. Sjön Trekanten med omnejd.

I Vattenprogram för Stockholm – sjöar och vattendrag (Miljöförvaltningen m fl, 1994) klassas Trekanten som en kraftigt övergödd sjö med litet siktdjup och mycket stort innehåll av metaller. Historiskt sett har sjön varit hårt belastad av föroreningar bland annat från olika industrier i omgivningarna och under de senaste decennierna har de starkt trafikerade trafiklederna Essingeleden och Södertäljevägen tillfört sjön stora mängder föroreningar. Sjön är mycket viktig ur rekreationssynpunkt och ett antal åtgärder har genomförts de senaste åren för att förbättra vattenkvaliteten. Delar av dagvattnet från motorvägen Essingeleden avleds sedan 1988 till en annan recipient och andra delar renas i en lamelloljeavskiljare innan det når Trekanten (Ekvall, 1999).

I tillrinningsområdet finns 5,5 km väg. Huvuddelen av dessa är lokalgator med ett dygnsflöde på under 8 000 fordon per dygn men de stora trafiklederna Essingeleden och Södertäljevägen har 110 000 respektive 44 500 fordon per dygn. Information om de olika vägarnas längd och trafikintensitet inom tillrinningsområdet finns i bilaga 12.

9.2.2 Vägslitage

I enlighet med ovan beskrivna metod beräknades vägslitaget inom Trekantens tillrinningsområde. I beräkningen ingår inte andra hårdgjorda trafikerade ytor som exempelvis parkeringsplatser vilka givetvis också utsätts för slitage.



Figur 9.4 Trekantens tillrinningsområde. Bild i GIS-format, Å. Jadelius, Miljöförvaltningen, Stockholm.

Information om fordonsintensitet är framtagen av Stockholms Gatu- och fastighetskontor 1993. Totalt beräknades området ha belastats av en fordonsmängd på 235 000 fordon/dygn. Enligt Gatu- och fastighetskontorets flödesmätningar har Gröndalsbron (Essingeleden inom Trekantens tillrinningsområde) haft en ökning på ca 9 % medan Liljeholmsbron haft en minskning på 7 % mellan 1993 och 1998. Under samma tidsperiod beräknas södra innerstadsområdet haft en ökning i fordonsflöde med ca 6 %. En ökning av 6 % har här antagits representativ för de övriga vägarna inom hela Trekantens tillrinningsområde. Fordonsintensiteten har justerats upp för att gälla för 1998 och den totala mängden uppskattas till 250 000 fordon per dygn (se bilaga 12).

Essingeleden, Södertäljevägen, Liljeholmsvägen och Lövhölmvägen har kvartsit som stenmaterial i slitlagret. Vägslitaget på dessa vägar har satts till 3 i enlighet med undersökningar

gjorda av VTI (Jacobson, 2000). På de mindre trafikerade vägarna i området ligger till största delen granit och gnejs. För dessa vägar används ett SPS-tal på 5 (se kap 9.1.2).

Dubbdäcksanvändningen antas vara densamma som genomsnittet för hela Stockholmsområdet. Vintersäsongen 99/00 var den 71 % (Jacobson och Hornwall, 2000).

Beräkningen av vägslitage gjordes enligt:

$$\text{Vägsträcka} * \text{Fordonsintensitet} * \text{SPS-tal} * \text{Dubbdäcksfrekvens} * \text{Antal dagar med dubbdäck}$$

Med denna metod får man det totala årliga slitaget av vägbeläggningen inom Trekantens tillrinningsområde till 35 ton. Av detta är 33 ton stenmaterial och 2 ton bitumen (se tabell 9.8).

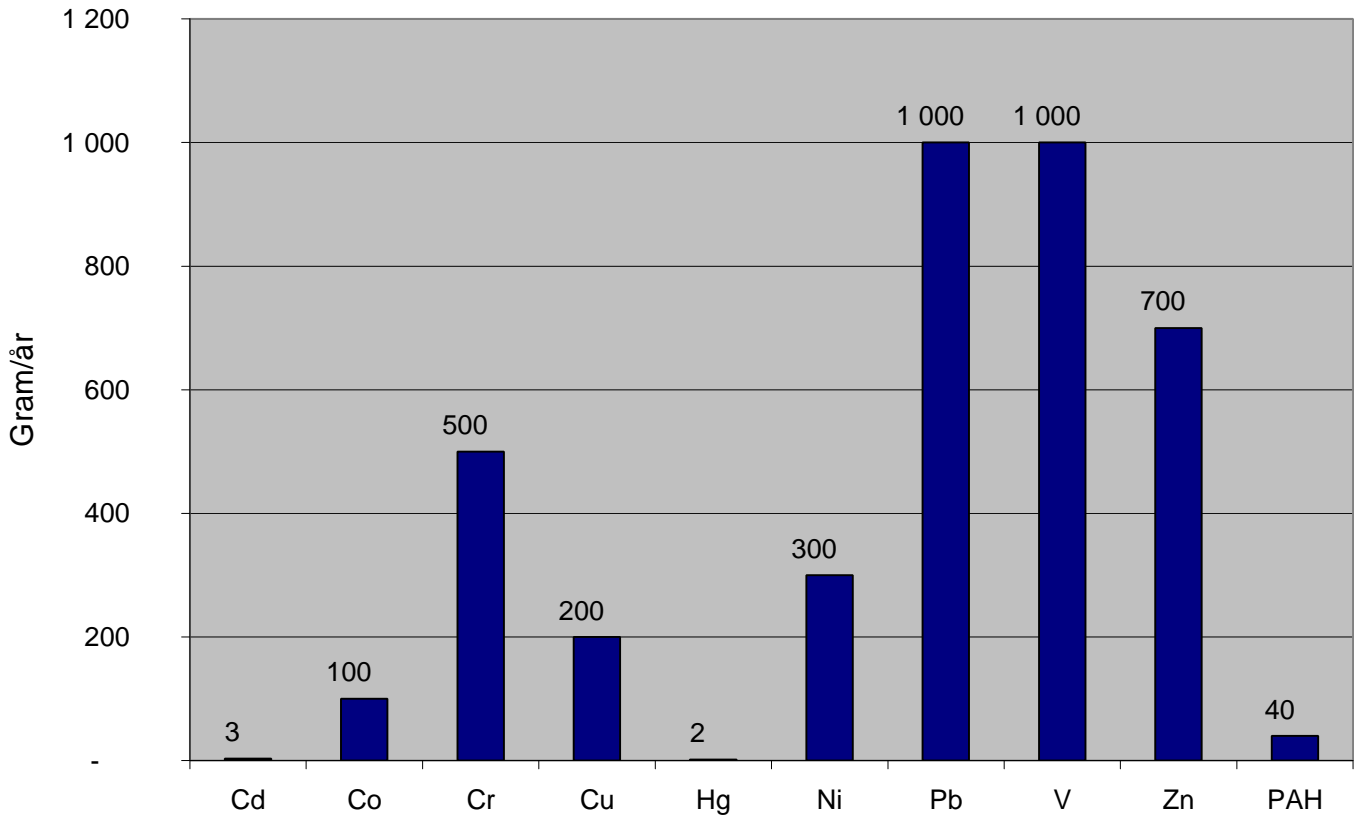
Tabell 9.8 Vägslitage inom Trekantens avrinningsområde.

Gata	Längd (km)	Bortslitet, ton/år:		
		Totalt	Stenmaterial	Bitumen
Nybohovsbacken	0,86	2,30	2,19	0,12
Nybohovsbacken2	0,10	0,38	0,36	0,02
Av/påfart Nybohov	0,04	0,16	0,15	0,01
Södertäljevägen	0,21	3,22	3,06	0,16
Essingeleden	0,41	19,82	18,83	0,99
Blommensbergsv	0,43	0,87	0,83	0,04
Lövholmsv 1	0,20	0,89	0,85	0,04
Lövholmsv 2	0,31	0,93	0,88	0,05
Lövholmsv 3	0,12	0,45	0,43	0,02
Grenljusb o Ljusb	0,57	0,42	0,40	0,02
Tillfart Blommenb	0,19	0,14	0,13	0,01
Nybohovsgr o tillfart	0,37	0,27	0,26	0,01
Liljeholmsv	0,33	1,50	1,43	0,08
Liljeholmsgr	0,25	0,18	0,17	0,01
Urkiksbacken	0,35	0,26	0,25	0,01
Av/Påfart Södertäljev	0,39	1,70	1,62	0,09
Lövholmsv 4	0,27	1,31	1,24	0,07
Trekantsv	0,10	0,07	0,07	0,00
Summa (avrundat)	5,5	35	33	2

9.2.3 PAH- och metallfrigörelse på grund av vägslitage i Trekantens tillrinningsområde

Uppgift om hur mycket tungmetaller som frigörs på grund av vägslitage erhålls genom att kombinera informationen om det totala slitaget med kemiska analyser av de bergarter och bitumen som används.

Beräkningen har gjorts på samma sätt som för hela Stockholm stad, det vill säga varje vägsträcka har räknats separat med utgångspunkt i vägens slitage och vägmateriäl. Asfaltslitagets årliga bidrag av metaller och PAH redovisas i figur 9.5 och i bilaga 13. Observera att mängderna är i g/år.



Figur 9.5 Asfaltslitagets bidrag av tungmetaller och PAH inom Trekantens avrinningsområde (g/år).

10. FÖRORENINGSMÄNGD SOM NÅR RECIPIENTERNA

Av de partiklar som slits bort kommer en del att ligga kvar på vägen och så småningom transporteras bort med dagvattnet och en del av partiklarna kommer att virvla upp i luften. De upp-virvlade partiklarna kommer slutligen att deponeras igen på marken och det sker antingen på hårdgjorda ytor varvid partiklarna förs bort med dagvattnet eller på marken i parker och andra grönområden varvid partiklarna fastläggs i markskiktet. Vägens lokalisering i staden har betydelse för hur stor andel av partiklarna som hamnar i dagvattnet. Ju mer centralt belägen desto större andel hårdgjorda ytor finns i vägens omgivning och desto mer av partiklarna hamnar i dagvattnet.

Få undersökningar har gjorts med avseende på att analysera omfattningen av partiklarnas transport i luft respektive i dagvatten. En undersökning av zinkpartiklar som genererats på grund av slitage av däck, bromsbelägg och galvaniserade ytor visade att 37 % av uppskattad mängd metall återfanns i dagvattnet. Enligt uppgifter framtagna i Stockholms stad når endast 10-15 % av kopparn som slits bort från bromsbelägg dagvattnet (Stockholm Vatten m fl, 1999). I en rapport om tungmetaller i Henriksdals reningsverk antas att av all koppar som frigörs vid slitage av bromsbelägg hamnar 20 % i dagvattnet. Eftersom slitagepartiklar från vägar är större till storlek och således mindre benägna att spridas med luften så antas 40 % av dessa nå dagvattnet (Sörme och Lagerkvist, 2001).

I rapporten Föroreningsbelastning till sjön Trekanten (Stockholm Vatten m fl, 1999) används en teoretisk modell för beräkning av dagvattenföroreningar. En av parametrarna som beaktas i modellen är andelen trafikföroreningarna som når dagvattnet. Man har inte gjort någon skillnad på olika kategorier av föroreningar utan tar hänsyn enbart till vägens lokalisering och då speciellt hur pass utsatt vägen är för starka vindförhållanden samt fordonens hastighet. För Essingeleden antas 85 % av föroreningarna spridas i form av luftföroreningar och således endast 15 % transporteras bort med dagvattnet. Avgörande faktorer för detta sägs vara det högt, öppet belägna läget samt fordonens höga hastighet. I Liljeholmen som beskrivs som ett område med vindutsatta trafikytor och hög hastighet hos fordonen beräknas 40 % av föroreningarna transporteras bort med dagvattnet. För resten av Trekantens avrinningsområde vilket i huvudsak består av lokala låghastighetsgator uppskattas 80 % nå dagvattnet.

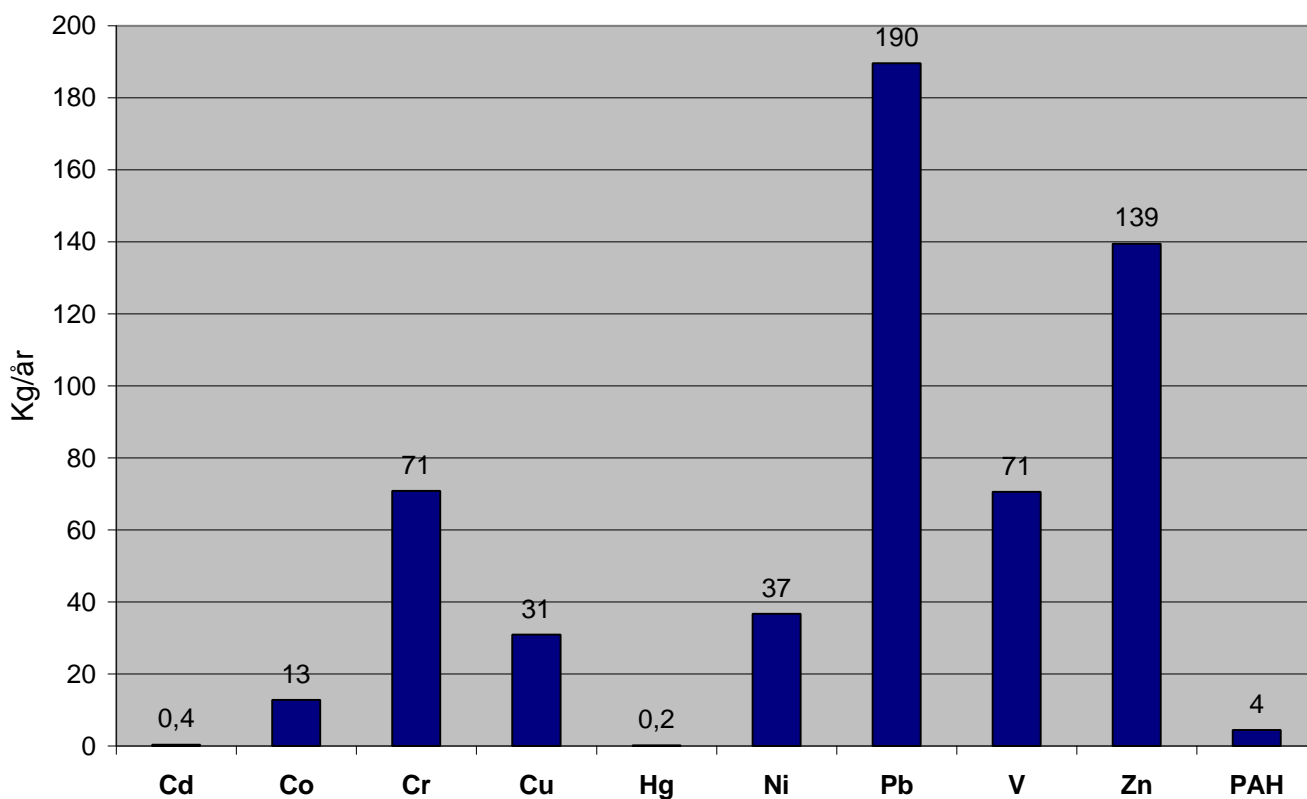
Med utgångspunkt i dessa undersökningar och litteraturuppgifter har mängden vägslitagepartiklar som når dagvattnet uppskattats (se tabell 10.1). För fortsatt beräkning har den tidigare indelningen i olika väglklasser behållits. Ett antagande har gjorts att lokalgatorna ligger inne bland fastigheter och därför är mindre utsatta för vind och således används modellens uppskattning att 80 % av trafikföroreningarna når dagvattnet. Väglklasserna 8 000 – 30 000 fordon per dag antas ha förhållanden som är lika Liljeholmen. Trafikleder antas däremot inte vara jämförbara med Essingeleden inom Trekantens avrinningsområde eftersom motorvägen just här ligger i ett extremt utsatt läge. För trafikleder antas att 40 % av partiklarna transporteras bort med dagvattnet.

Tabell 10.1 Uppskattning av andelen vägslitagepartiklar som når dagvattnet.

Vägklass	Procentuell andel av vägslitagepartiklar som förs bort med dagvattnet
Lokalgator med < 8 000 fordon/dygn	80 %
Vägar med 8 000 - 15 000 fordon/dygn	40 %
Vägar med 15 000 - 30 000 fordon/dygn	40 %
Trafikleder med > 30 000 fordon/dygn	40 %

10.1 STOCKHOLM STAD

För att beräkna mängden vägslitagepartiklar som når dagvattnet i Stockholms stad har antagandena från tabell 10.1 använts för de olika vägklasserna. Av de 5 990 ton beläggingsmassa som slits bort från Stockholms vägar transporteras 3 435 ton bort med dagvattnet och hamnar i sandfång i dagvattenbrunnar, i reningsverk eller i en recipient. Av detta utgör 3 265 ton stenmaterial och 170 ton består av bitumen. PAH- och tungmetallinnehållet i de massor som transporteras bort med dagvattnet redovisas i figur 10.1.

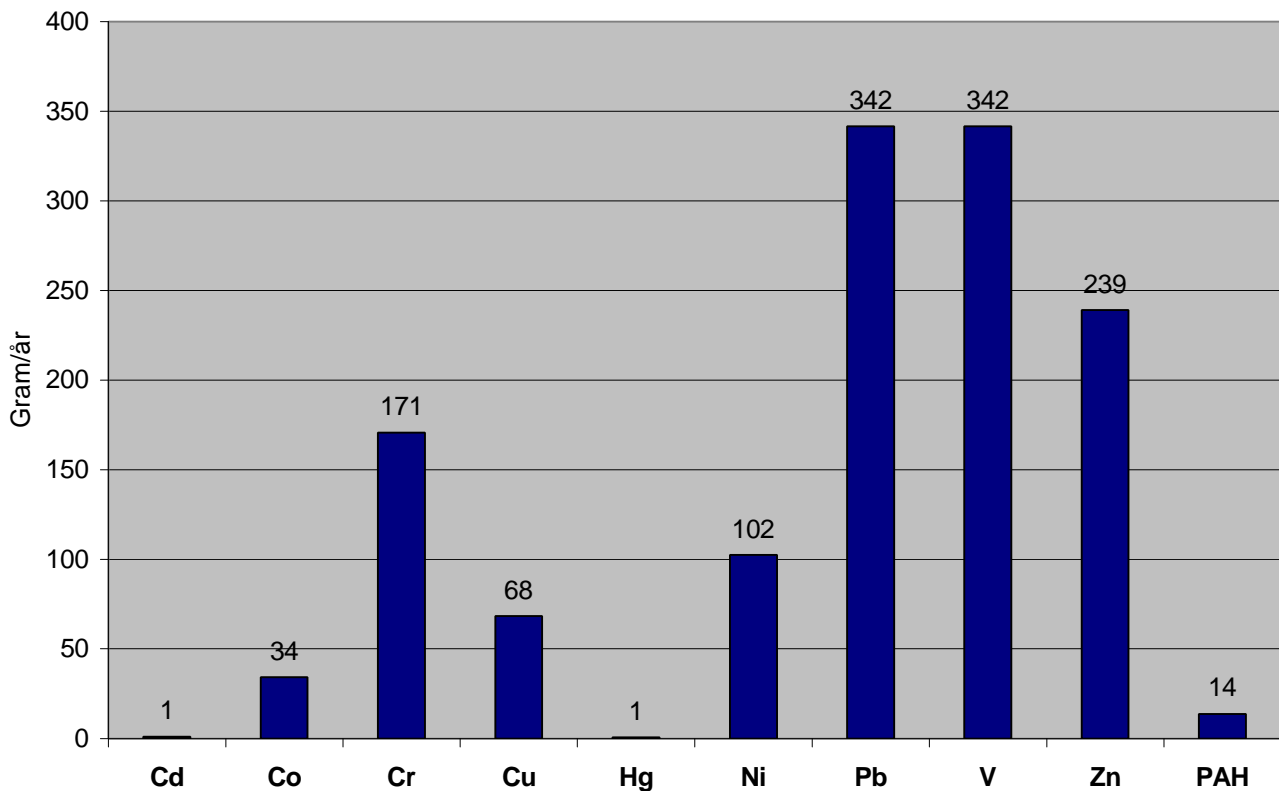


Figur 10.1 PAH- och tungmetallmängd som transporteras med dagvattnet inom Stockholms stad, kg/år.

10.2 TREKANTENS AVRINNINGSSOMRÅDE

Inom Trekantens avrinningsområde sker det största slitaget på de mer högttrafikerade vägarna, 27,5 ton av totalt 35 ton. Enbart från Essingeleden slits 19,8 ton bort men av detta når enbart omkring 3 ton dagvattnet. Med utgångspunkt i ovannämnda hypotes kommer 12 ton slitagepartiklar att nå sjön Trekanten direkt via dagvattnet. Man måste emellertid beakta att en del av det bortblåsta materialet når sjön via atmosfäriskt nedfall eller genom att deponeras på annan hårdgjord yta med dagvattenanslutning till sjön.

PAH- och tungmetallinnehållet i de 12 ton vägmaterial som årligen når Trekanten redovisas i figur 10.2.



Figur 10.2 PAH- och tungmetallmängder genererade på grund av vägslitage som transporteras med dagvattnet inom Trekantens avrinningsområde, g/år.

11. DISKUSSION OCH SLUTSATS

Det är endast ett fåtal relativt nyligen utkomna rapporter som redovisar vägmaterialet som en av källorna till den diffusa metallspridningen. Det är således en källa som inte beaktats tidigare. Stora skillnader förekommer i rapporternas beräkningar av mängden tungmetaller som sprids på grund av vägslitage. Vägmaterialet i hela Sverige uppskattades bidra med bland annat 22 ton koppar årligen i början av 1990-talet enligt Landner och Lindström (1998) men med 6,7 ton 1995 enligt Olvik (2001). Liknande beräkningar för zink redovisar mängden 120 ton för 1990 (Landner och Lindström, 1996) och 17 ton för 1995 (Olvik, 2001). En av orsakerna till de stora skillnaderna i metallmängderna är den markanta minskningen av vägslitage under de senaste 15 åren. Andra bidragande faktorer är troligtvis olika beräkningsmetoder samt att man baserat beräkningarna på olika bergartsanalyser.

Naturvårdsverkets rapport *Metaller i Stockholm* som redovisar vägmaterialets bidrag till metallläckage inom Stockholm stad (Bergbäck m fl, 1998) har baserat sina beräkningar på 1995 års vägslitage då det totala vägslitage i Sverige uppskattades till 300 000 ton. Enligt en översiktlig beräkning var mängden bortslitet material i Stockholms stad ca 20 000 ton per år. Detta kan jämföras med 6 000 ton för år 1998 vilket är resultatet i denna rapport. Med en översiktlig beräkning baserat på 1998 års totala vägslitage uppskattades slitage inom Stockholms stad till 6 600 ton, ett något större mängd.

Vid en jämförelse mellan Naturvårdsverkets rapport och denna utredning noteras att differensen av tungmetallfrigörelse genererad på grund av vägslitage inom Stockholms stad är större än de 30 % som kan härledas till minskat vägslitage under perioden (se tabell 11.1). En fundamental parameter vid beräkning av metallfrigörelse är val av bergartsanalyser. I Naturvårdsverkets utredning har man använt generella värden av tungmetallhalter i sura och basiska bergarter (Alloway, 1990 och Monitor, 1987). I rapporten nämns också uttryckligen att slutsatserna är grova uppskattningar och att värdena enbart anger storleksordningen.

Tabell 11.1 Jämförelse av mängden tungmetaller som antas spridas på grund av vägslitage inom Stockholms stad, kg/år. Naturvårdsverkets rapport avser vägslitage 1995 och denna rapport vägslitage 1998.

Metall	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn
SNV Rapport	2		500	400	1	300	100		1000
Denna rapport	0,6	21	101	37	0,3	49	228	137	166

Betydelsen av bergartsanalyserna framgår tydligt vid en genomgång av de tungmetallhalter i olika bergarter som redovisas i tabell 6.2 och 6.3. För vissa metaller är spannet mellan lägsta och högsta värden mycket stort även om man enbart tittar på de sura bergarterna. Som exempel kan krom nämnas med en lägsta halt på 0,005 mg/kg och en högsta halt på 69,8 mg/kg. Beaktar man även de basiska bergarterna är högsta halten 238 mg/kg. Det tillförlitligaste är att använda analyser med lokal anknytning, det vill säga från det brott där bergarten bryts. I denna rapport har detta varit möjligt endast för granit.

Den största skillnaden mellan denna rapport och tidigare utredningar är att mängden bly som sprids från vägarna här redovisas som betydligt högre. Det beror på att blyinnehållet i graniten i Stockholmsområdet är relativt hög, medianen ligger på 49,5 mg/kg vilket är det dubbla jäm-

fört med genomsnittliga blyhalter i sura bergarter (Alloway, 1990 och Monitor, 1987). Värdena har även påverkats av det stora blyinnehållet i de porfyranalyser som använts, medelvärdet ligger på 109 mg/kg vilket inte förekommer i några andra bergartsanalyser. Detta belyser återigen vikten av valda bergartsanalyser. Dessa porfyranalyser utgör en eventuell felkälla eftersom de saknar lokal anknytning. Eftersom det inte var möjligt att erhålla analyser från just Älvdalsporfyr har ett medelvärde av andra porfyryr använts. Även för kvartsiten saknas den lokala anknytningen.

En annan faktor som påverkat resultatet är att väghållarna har frångått användningen av basiska bergarter på vägarna inom Stockholm stad. I Naturvårdsverkets utredning har man räknat med att 10 % av vägmaterialet (2000 ton) består av basiska bergarter och eftersom dessa generellt innehåller mer tungmetaller blir föroreningsmängderna högre. I beräkningarna i denna rapport antas allt vägmateriale bestå av sura bergarter vilket är det material som används nu. Emellertid är det troligt att gamla beläggningar med basiska bergarter fortfarande ligger kvar på vissa av Stockholms vägar.

En utredning från 1975 beräknade vägslitaget i Stockholms stad till 15 000 ton per år (Bergbäck, 1998). Det lägre slitaget torde dels bero på mindre trafik dels på lägre användning av dubbdäck. Det maximala slitaget av Stockholms vägar inträffade således under 1980-talet som en följd av ökad trafik och innan vägbeläggningen förbättrades och lättviktsdubbar började användas. Av detta kan man även sluta sig till att metallfrigörelsen från vägmaterialet var som högst under denna period, dels på grund av det större slitaget, dels på grund av att en del av vägarna hade basiska bergarter i slitlagret.

En viktig aspekt är hur stort bidraget av tungmetaller från vägslitaget är jämfört med övriga källor. Ett försök att uppskatta de årliga tungmetallutsläppen har nyligen gjorts i rapporten *Urban metal flows – a case study of Stockholm*. De redovisade emissionerna, förutom vägslitaget, har summerats med denna utrednings resultat under rubriken Total emission (se tabell 11.2).

Tabell 11.2 Vägmaterialets andel av totala årliga emissionen inom Stockholms stad, kg/år. Den procentuella andelen är ungefärligt beräknad.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Total emission*	19-25	371	11 100- 12 100	11-16	320	1 900- 2 900	23 500
Från vägmaterialet	0,6	101	37	0,3	49	228	166
Procentuell andel	3 %	25 %	0,3 %	2 %	15 %	10%	0,7 %

* Bergbäck, B. m fl., 2001 (vägmaterialets bidrag har tagits bort och denna rapport vägslitaget har adderats).

Vägmaterialet är en relativt stor källa till blyemission, 228 kg årligen, men bly är en metall med mycket omfattande läckage från bland annat bromsbelägg, impregneringsmedel och ammunition. Vägmaterialet bidrag utgör ca 10 % av metallens totala emission i Stockholm.

Procentuellt sett är vägmaterialets bidrag störst i fråga om krom, det utgör ca 25 % av den totala emissionen i Stockholm.

Eftersom 60 % av Stockholms hårdgjorda ytor är anslutna till duplikatsystem innebär det att en stor del av de PAH- och metallmängder som redovisas i figur 10.1 kommer att transporteras till någon av Stockholms sjöar, Mälaren eller Saltsjön. Den ungefärliga mängden PAH och metaller som kommer i omlopp på grund av vägslitage och som därefter transporteras i duplikatledning respektive i kombinerade ledningar till ett reningsverk redovisas i tabell 11.3.

Tabell 11.3 Totala mängden PAH- och metaller som genereras på grund av vägslitage och som därefter transporteras med dagvattnet inom Stockholms stad. Andelen av detta som når ett reningsverk via kombinerade ledningar samt föroreningsmängd som transporteras i duplikatsystem till Mälaren, någon av Stockholms sjöar eller Saltsjön, kg/år.

	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn	PAH
Total transport med dagvattnet	0,4	13	71	31	0,2	37	190	71	139	4
Till reningsverk	0,2	5	28	13	0,1	15	76	28	56	2
Till duplikatsystem	0,2	8	43	19	0,1	22	114	43	83	2

Ca 40 % av metallerna kommer att transporteras till något av Stockholms reningsverk. Detta är en grov uppskattning. Det faktum att 40 % av Stockholms hårdgjorda ytor ligger inom områden med kombinerade ledningar innebär inte att 40 % av partiklar och föroreningar kommer att transporteras dit. För att göra en dylik utredning måste man gå in och kartlägga vägarna inom områden anslutna till kombinerade ledningar.

De tungmetallmängder som redovisats frigörs på grund av vägslitage. Till detta måste man summera de föroreningar som tillkommer från halkbekämpningssanden. Sanden bidrar årligen med dubbelt så mycket material och grovt räknat innebär det att dubbelt så mycket tungmetaller kommer i omlopp inom staden.

Vid en jämförelse mellan den totala emissionen av tungmetaller inom Trekantens avrinningsområde och hur mycket som genereras på grund av vägslitage inom området (se tabell 11.4) används de värden som rapporteras i rapporten *Föroreningsbelastning till sjön Trekanten* (Stockholm Vatten m fl, 1999). Dessa föroreningsmängder har arbetats fram i en beräkningsmodell för dagvatten och kontrollerats mot uppmätta halter.

Tabell 11.4 Jämförelse av totala emissionen av PAH och vissa tungmetaller inom Trekantens avrinningsområde och vägmaterialets andel av detta, kg/år.

	Cd	Cu	Pb	Zn	PAH
Total emission*	0,06	33	6,3	72	2,1
Från vägmaterialet	0,003	0,2	1	0,7	0,04
Procentuell andel	5 %	0,6 %	15 %	1 %	2 %

* Källa: *Föroreningsbelastning till sjön Trekanten* (Stockholm Vatten m fl, 1999)

Vägmaterialets procentuella andel av totala emissionen inom Trekantens avrinningsområde stämmer relativt väl överens med de som gäller för hela Stockholm och som presenteras i tabell 11.2, vilket innebär att dessa siffror kan användas för att uppskatta storleksordningen av vägmaterialets bidrag till den totala emissionen av PAH och tungmetaller (se tabell 11.5).

Tabell 11.5 Vägmaterialets andel av totala årliga emissionen inom Stockholms stad och Trekantens avrinningsområde, kg/år. Den procentuella andelen är ungefärlig.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH
Procentuell andel	3-5 %	25 %	0,5 %	2 %	15 %	10-15 %	0,5 %	2 %

För att beräkna slitagematerialets andel av dagvattnets suspenderade material har ett delområde av Trekantens avrinningsområde avgränsats. Området Nybohov har studerats detaljerat av Stockholm Vatten och regelbundna mätningar av dagvattnet har gjorts. Relationen mellan totala mängden suspenderat material och hur mycket av detta som kommer från vägmaterialet redovisas i tabell 11.6. Det övriga suspenderade materialet utgörs till största delen av halkbekämpningssand.

Tabell 11.6 Jämförelse av mängd suspenderat material och hur mycket av detta som kan härledas till vägslitage inom Nybohovsområdet, Trekantens avrinningsområde.

Total mängd suspenderat material i dagvattnet från Nybohov.	4,6 ton
Från vägmateriäl	3,1 ton
Procentuell andel från vägmateriäl	67 %

De föroreningsmängder som beräknats i denna rapport ska ses som grova uppskattningar. De är baserade på ett stort antal förenklingar och antaganden. Vid en jämförelse mellan den översiktliga och den detaljerade beräkningsmetoden framgår att skillnaden i beräknad slitgemängd är mycket liten (6 600 ton jämfört med 6 000 ton). En översiktlig metod är således tidsbesparande och relativt tillförlitlig.

Det som visas i rapporten är att vägslitaget minskat markant i Stockholms stad under 1990-talet och att spridningen av partiklar och metaller från vägarna minskat som en följd av detta. Det är troligt att slitaget kommer att hålla sig på denna nivå eftersom man nu uppnått full övergång till lättviktsdubb. Ännu starkare beläggingsmaterial kan kanske ytterligare minska slitaget men för att drastiskt påverka detta krävs troligtvis restriktioner vad gäller dubbdäcksanvändningen inom staden.

ORD OCH BEGREPPSFÖRKLARINGAR

Adsorption	En fast kropp eller en vätska upptar ett ämne på sin yta. T ex kan en metall från att ha varit i löst form transporteras och hållas kvar av kemiska eller elektriska krafter på ytan av exempelvis en partikel.
Avloppsvatten	Vatten, i regel förorenat, som avleds i rörledning, dike eller dylikt, kan bestå av spillvatten, dagvatten och dränvatten.
Ballast	Grusmaterial det vill säga naturgrus/sand och bergkross som bryts i täkter.
Beläggning	Slitlager eller bärlager som är cement eller bitumenbundet.
Bioackumuleras	Förmåga för fettlösliga främmande ämnen att fastläggas i fettvävnader hos levande material.
Bitumen	Mörkbrunt till svart, svårflyktigt, fast till halvfast material med bindande förmåga. Bitumen kan bildas i naturen i form av naturasfalt men framställs vanligen genom raffinering av petroleum. Det vanligaste bindemedlet i asfalt.
Bitumenemulsion	Blandning bestående av bitumenpartiklar (droppar) i vatten, varvid en tillsatt emulgator hindrar partiklarna från att sammansmälta.
Bitumenlösning	Bitumen vars viskositet genom tillsats av petroleumdestillat sänkts så att den kan användas utan egentlig uppvärmning.
Dagvatten	Den del av vattnet från nederbörd (regn, snö eller smältvatten) eller spolvatten som rinner av öppet på hårdgjorda ytor, på öppen mark eller i diken eller samlas upp och transporteras i en separat dagvattenledning eller i en kombinerad ledning tillsammans med spillvatten. Transporten sker till vatten- eller markrecipient eller avloppsreningsverk.
Gabbro	Basisk bergart som bildas djupt ned i jordskorpan. Består av mineralen plagioklas och pyroxen.
Hydrofila ämnen	Ämnen som är lösliga i vatten.

Hyttsten	Restprodukt från järnframställning.
Kvartsit	Hård, kvartsrik bergart som bildats genom metamorfos av sandiga sedimentavlagringar.
Lipofila ämnen	Ämnen som löser sig lätt i fett. Stöter bort vatten.
Mohs skala	Hårdhetsskala mellan 1-10 för mineral. 1 är mjukast och 10 är hårdast och definieras av diamant.
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten. Samlingsnamn för hundratals olika föreningar som främst bildas vid ofullständig förbränning. Finns i t ex högaromatiska oljor, bitumen, tjära, sot. Vissa PAH är cancerogena.
PM10	Mätstandard för partiklar där 100 % av partiklar mindre än 10 µm och 50 % av partiklarna mindre än 14 µm avskiljs. Det skall simulera inhalerbara partiklar.
Porfyr	Sur bergart bestående av större mineraler i finkornigare mellanmassa. Magmatisk yt- eller gångbergart.
Resuspension	Då tidigare suspenderat material, som deponerats på en yta, åter förs upp i luft eller vattenmassa som resultat av någon process, t ex uppvirvling från ett passerande fordon.
Spillvatten	Avloppsvatten från hushåll och industri.

REFERENSER

Bergbäck, B. och Johansson, K., 1996. *Metaller i stad och land – kretslopp och kritisk belastning*. Naturvårdsverket Rapport 4677.

Bergbäck, B., 1998. *Metaller i Stockholm. Kunskapssammanställningar av metallflöden vid olika verksamheter i Stockholm*. Naturvårdsverket Rapport 4952.

Bergbäck, B., m fl, 2001. *Urban metal flows – a case study of Stockholm*. Under tryckning.

Bjelkås, L. och Lindmark, P., 1994. *Föreningar av mark och vägdagvatten på grund av trafik*. SIG Varia 420, Statens Geotekniska Institut.

Broström-Lundén, E., Sternbeck, J., Östlund, P., 1998. *Metaller, PAH, PCB och totalkolväten i sediment runt Stockholm – flöden och halter*. Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, Rapport B 1297.

Bækken, T., 1993. *Miljøvirkninger av vegtrafikkens asfalt og dekkslitasj*. NIVA Rapport 2874, Nordiske Seminar- og Arbejdsrapporter 1993:628, nordisk Ministerråd, Köpenhamn. (På norska)

Carlsson, A. m fl, 1992. *Effekter av dubbdäck. Konsekvenser av ändrade bestämmelser*. Väg- och Transportforskningsinstitutet, VTI meddelande 674.

Carlsson, A. m fl, 1995. *Dubbdäck. Samhällsekonomiska konsekvenser*. Väg- och Transportforskningsinstitutet, VTI meddelande 756.

Cronström, A., 1986. *Vattenförsörjning och avlopp*. Stockholmsmonografierna, Stockholm.

Ekvall, J., 1996. *Sedimentundersökning i sjön Trekanten 1996 Tungmetaller, PAH, toxicitet*. Stockholm Vatten Rapport 14.

Ekvall, L., 1998. *Rening av vägdagvatten med lamellavskiljare Försök vid Essingeleden*. Stockholm Vatten Rapport 46.

Ekvall, J. och Strand, M., 2001. *Dagvattenundersökningar i Stockholm 1992-2000*. Stockholm Vatten Rapport 3.

Folkesson, L., 1992. *Miljö- och hälsoeffekter av dubbdäcksanvändning Litteraturöversikt*. Väg- och Transportforskningsinstitutet, VTI meddelande 694.

Frise, L., 1994. *Zink – förekomst, problem och förslag till handlingslinjer*. Miljöförvaltningen i Stockholm.

Gisby, C. *Stort intresse för liten yta*. Väg- och Transportforskningsinstitutet, VTI-aktuellt nr 2, 2001.

Gustafsson, M., 2001. *Icke-avgasrelaterade partiklar i vägmiljön*. Väg- och Transportforskningsinstitutet, VTI-meddelande 910.

Hvitved-Jacobson, T. och Yousef, Y. A., 1991. Highway Runoff Quality, Environmental Impacts and Control. *Highway Pollution*, ed av Hamilton, R.S. och Harrison, R.M. Studies in Environmental Science 44, Elsevier, Nederländerna.

Jacobsson, T., 1994. *Undersökning av slitlagerbeläggnings resistens mot dubbade däck i VTI:s provmaskin*. Väg- och Transportforskningsinstitutet, VTI meddelande 732.

Jacobson, T. och Wågberg, L-G., 1998. *Asfalt och miljö*. FAS Föreningen för Asfaltbeläggningar i Sverige, Stockholm.

Jacobson, T. och Hornwall, F., 1999. *Dubbslitage på asfaltbeläggning Sammanställning av resultat från provvägar och kontrollsträckor 1990-1998*. Väg- och Transportforskningsinstitutet, VTI meddelande 862.

Jacobson, T. och Hornwall, F., 2000. *Dubbavnötning på provvägar – Mätresultat vintrarna 1998/1999 och 1999/2000 – Validering av VTIs slitagemodell 1997-2000 Lägesrapport 2000*. Väg- och Transportforskningsinstitutet, VTI notat 8-2000.

Landner, L. & Lindeström, L., 1998a. *Koppar i samhälle och miljö*. Miljöforskargruppen, Stockholm.

Landner, L. & Lindeström, L., 1998b. *Zink – resurs och/eller hot*. Miljöforskargruppen, Stockholm.

Lindgren, Å., 1996. Asphalt wear and pollution transport. *The Science of the Total Environment*, nr 189/198:281-286.

Lindgren, Å., 1998. *Road Construction Materials as a Source of Pollutants*, Luleå Tekniska Universitet, 1998:05, Avh.

Lohm, U. m fl 1997. *Databasen Stockhome - flöden och ackumulationer av metaller i Stockholms teknosfär*. Tema Vatten, Rapport 25.

Olvik, G. och Nimfeldt, J. 2000. *Dagvattenbelastning på sjöar och vattendrag i förhållande till andra föroreningskällor*. J&W mark och Anläggning, Stockholm.

Persson, D. & Kucera, V., 1996. *Metallutsläpp orsakade av korrosion och nedbrytning av olika materialtyper*. Korrosionsinstitutet, KI Rapport 1996:3.

Randahl, H. m fl, 1997. *Molybden, vanadin, vismut*. Naturvårdsverkets Rapport 4762.

Shaikh, N.A., 1977. *Ekonomisk-geologisk översikt över kvartsit- och kvartsförekomster tillhörande Dalslandsgruppen, Älvsborgs län*. Sveriges Geologiska Undersökningar, SGU Uppdrag 534906-3 Dnr 88/74.

Stockholms stad, 1999. *Källor till föroreningar i dagvatten i Stockholms stad Del 1 Metaller*. Dagvattenstrategi för Stockholm.

Stockholms stad, 2001. *Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav Del 2 Dagvattenklassificering*. Dagvattenstrategi för Stockholm.

Stockholm Vatten, 1997. *PAH Polycykliska aromatiska kolväten Källor, toxiska och kemiska egenskaper samt förekomst i Stockholms dagvatten*. Stockholm Vatten Rapport nr 31.

Stockholm Vatten m fl, 1999. *Föroreningsbelastning till sjön Trekanten. Utvärdering av beräkningsmodell för dagvatten*. Stockholm Vatten Rapport nr 44.

Strid, P. Dålig luft oroar forskare. *Miljöaktuellt*, nr 2, 2001.

Sörme, L. och Lagerkvist, R., 2001. *Sources of heavy metals to a wastewater treatment plant – a case study in the city of Stockholm, Sweden*. Under tryckning.

Tossavainen, M., 2000. *Leaching Behaviour of Rock Materials and a Comparison with Slag Used in Road Construction*, Luleå Tekniska Universitet, 2000:23, Avh.

Walterson, E., 1999. *Krom, nickel och molybden i samhälle och miljö*. Miljöforskargruppen, Stockholm.

Ej tryckta referenser

British Columbia Institute of Technology, 2001, <http://nobel.scas.bcit.ca/resource/>.

Eliasson, S., Vägverket, Stockholm, muntl inf oktober och november 2000 samt brev.

Jacobson, T., Väg- och Transportforskningsinstitutet, muntlig inf.

Karlsson, R., Väg- och Vatten, KTH, Stockholm, muntl inf 2001-04- 24.

Miljöförvaltningen, 2001, www.stockholm.se.

Naturvårdsverket, 2001, www.environ.se.

Rosenblad, K., Gatu- och fastighetskontoret, Stockholm, muntlig inf 2000-12-01 samt e-post 2001-03-29.

Runing, V., Stockholm Entreprenad, Stockholm, muntl inf 2001-02-23.

SGU, Uppsala lithokemiska analyser.

Stenlid, L., Skanska, Stockholm, e-post daterad 2001-03-05.

Stockholms Gatu- och fastighetskontor, 2001, www.gfk.stockholm.se.

Uppsala universitet, 2001, www.uu.se.

Vargön Alloys AB, muntl inf, 2001-05-15

Vägverket, 2001, www.vv.se

Xylander, A., Gatu- och fastighetskontoret, Stockholm, muntl inf.

BILAGEFÖRTECKNING

- Bilaga 1** Tungmetallhalter i granit och gnejs.
Tungmetallhalter i porfyr.
Tungmetallhalter i kvartsit.
- Bilaga 2** Metallhalter i graniter i Stockholmsområdet.
- Bilaga 3** Kemisk sammansättning av kvartsit från Råsjö kross.
- Bilaga 4** Trafikarbete på statliga vägar inom Stockholms stad.
- Bilaga 5** Trafikflöde i Söderort 1993 och 1998.
- Bilaga 6** Totala gatuytor och gatulängder i Stockholm stad.
- Bilaga 7** Gator med trafikintensitet 8-15 000 fordon per dygn i Söderort 1993.
- Bilaga 8** Trafikflöde på lokalgator runt Telefonplan och Midsommarkransen.
Trafikflöde på vägar med 8 000-15 000 fordon per dygn i Söderort.
- Bilaga 9** Trafikflöde på vägar med 15 000-30 000 fordon per dygn i Söderort.
Trafikflöde på kommunala vägar med över 30 000 fordon per dygn.
- Bilaga 10** Trafikflöde på statliga vägar inom Stockholms stad.
- Bilaga 11** PAH- och metallfrigörelse på grund av vägslitage i Stockholms stad 1998.
- Bilaga 12** Vägar inom Trekantens avrinningsområde
- Bilaga 13** PAH- och metallfrigörelse på grund av vägslitage i Trekantens avrinningsområde 1998.