



Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket medför att den OCR-tolkade texten kan innehålla fel och därför bör man visuellt jämföra med verkets bilder för att avgöra vad som är riktigt.

This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may contain errors, so one should always visually compare it with the images to determine what is correct.



**Rapport**

**R94:1977**

**Miljömässiga aspekter på  
dagvattenhantering**

**Litteraturgenomgång**

**Lisbet Westin**

**Byggforskningen**

R94:1977

MILJÖMÄSSIGA ASPEKTER PÅ DAGVATTEN-  
HANTERING

Litteraturgenomgång

Lisbet Westin

Denna rapport hänföer sig till forskningsanslag 750942-8  
från Statens råd för byggnadsforskning till Geologiska  
institutionen, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg

Nyckelord:

dagvatten  
tätortsområden  
föroreningar  
markförhållanden  
kemi  
biologi  
vattenhushållning

UDK 628.21  
614.7

R94:1977

ISBN 91-540-2785-3

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

**LiberTryck Stockholm 1977**

## FÖRORD

Föreliggande litteraturredovisning är sammanställd inom ramen för den verksamhet, som bedrivs i forskningsprojektet "Lokalt omhändertagande av dagvatten" (LOD), Geohydrologiska forskningsgruppen vid Chalmers Tekniska Högskola. Arbetet inom projektet är uppdelat i tre delprojekt:

- a) Markvattenförhållanden i urbana områden (Geologiska institutionen)
- b) Lokalt omhändertagande av dagvatten - geohydrologiska förutsättningar (Geologiska institutionen)
- c) Lokalt omhändertagande av dagvatten - hydrologiska förutsättningar (Institutionen för vattenbyggnad)

Forskningsprojektet finansieras huvudsakligen av Statens råd för byggnadsforskning (BFR). Undersökningar i Bratthammar, Göteborg bekostas delvis av Göteborgs Stads Egnahems AB (EHAB), Göteborgs VA-verk och BPA-Svenska Riksbyggen. Undersökningarna i Halmstad stöds av Halmstads Gatukontor. Projektet startade i februari 1976 och beräknas pågå i tre år.

Litteraturundersökningen har genomförts under sommaren och hösten 1976 vid Geologiska institutionen, Chalmers Tekniska Högskola.

Göteborg i februari 1977

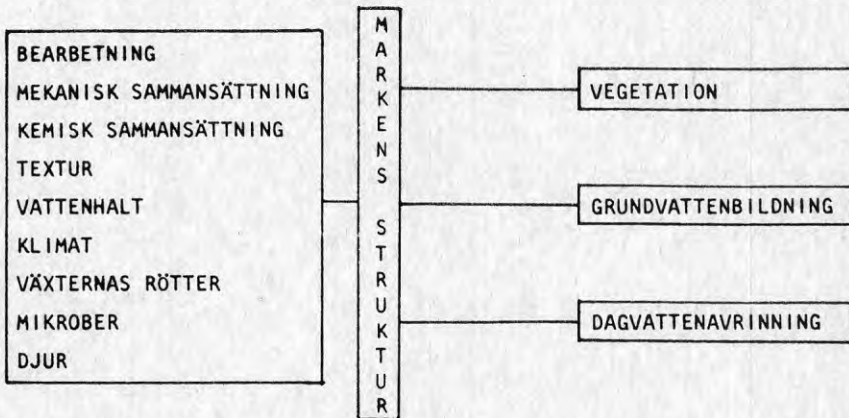
Lisbet Westin

## INNEHÅLL

1	ALLMÄN ORIENTERING	5
2	DAGVATTNETS INNEHÅLL AV FÖRORENINGAR	7
2.1	Allmänt om dagvatten	7
2.2	Korttidsvariationer	8
2.3	Årstidsvariationer	11
2.4	Dagvatten, bräddvatten och renat spillvatten	14
3	KEMISKA FÖRHÅLLANDEN I MARKEN	16
3.1	Sammansättning och egenskaper	16
3.2	Adsorption och jonbytesprocesser	16
4	BIOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN	20
4.1	Allmänt	20
4.2	Vegetationens näringsförhållanden	20
4.3	Vegetationen och vattenhushållningen	23
4.4	Markorganismerna	24
5	VATTENHUSHÅLLNINGEN I MARKEN	28
6	INVERKAN AV KOMPRIMERING	30
7	INVERKAN AV FRÄMMANDE ÄMNEN	33
8	MIKROBIOLOGISK AKTIVITET OCH IGENSÄTTNINGSRISKER	42
9	REFERENSER	46
9.1	Lista över genomgången litteratur	46
9.2	Lista över ej genomgången, men i sammanhanget intressant litteratur	48

## 1 ALLMÄN ORIENTERING

Vid redovisningen av "Markvattenundersökningar i ett urbant område" (Holmstrand & Wedel, 1976) konstaterar författarna att "infiltrationskapaciteten ej enbart är beroende av den mikroskopiska strukturen utan även av den makroskopiska strukturen. Den förra innefattar faktorer som aggregatbildning, kornform och den senare sprickor, maskhål, rotkanaler och dylikt." En förändring av markens ytstruktur påverkar såväl vegetation, dagvattenavrinning som grundvattenbildning. Strukturens uppbyggnad är i sin tur beroende av en mängd orsaker. Figuren visar ett antal markfaktorer, som är förknippade med strukturen och som samspelar på ett komplext vis. Vid den fortsatta, hydrauliskt inriktade, markvattenforskningen, som bedrivs vid Geologiska institutionen, CTH, har det därför ansetts föreligga ett stort behov att fördjupa de teoretiska kunskaperna om varför jordmånen har en viss struktur.



Att ta omhand dagvattnet lokalt är emellertid ej endast ett "kvittblivningsproblem". Inom ramen för Geohydrologiska forskningsgruppens verksamhet har dagvattnets sammansättning i urban miljö studerats. I vissa avseenden är dagvattnet starkt förorenat. Dagvattnet transporterar t ex mer suspenderat material än vad renat spillvatten tillför recipienten. Vidare är tungmetallhalten hög. Om man tänker sig att i framtiden i större utsträckning infiltrera dagvatten eller utnyttja sk perkolationsmagasin är det därför viktigt att känna till de biologiska och kemiska processer som äger rum i marken.

I litteraturen förekommer en stor mängd referenser inom ämnesområdet. Emellertid avhandlar flertalet uppsatser förhållandena i naturlig mark eller är avsedda för en tillämpning inom den agrivetenskapliga sektorn. Knappast någon referens finns med inriktning på markprocesser i de störda markförhållanden som råder i de bebyggda områdena. De vetenskapliga studier som bedrivits är även ofta renodlade försök. Dvs man har renodlat problemen t ex på så sätt att enbart en eller några parametrars inverkan på markprocesserna studeras. Marken är dock ett så komplext system, att det utifrån de kemiska, biologiska och fysikaliska förutsättningarna kan vara svårt att förutsäga vilken störning från den urbana miljön, som får störst effekt.

Denna publikation avser ej vara någon fullständig litteratursammanställning inom detta omfattande ämnesområde. Skriften kan emellertid sägas väl belysa de kemiska och biologiska förhållanden, som råder i jordmånsprofilen. Vidare behandlas markens känslighet för olika typer av ingrepp i urban miljö och en inblick ges i de processer som kan tänkas ske vid tillförsel av främmande ämnen till de övre marklagren i bebyggda områden. Mineraloljas rörlighet i mark behandlas ej i denna skrift eftersom detta problemområde har presenterats tidigare i en stencil, författad av G. Beskow, Geologiska institutionen, Göteborg 1964.

Litteraturreferenserna har huvudsakligen anskaffats på följande sätt: Uppsatser i ämnet förekommer vanligen i tidskrifterna Grundförbättring, Journal of Water Pollution Control Federation (JWPCF), Soil Science och Water Resource Research. Utifrån de till respektive uppsats hörande referenslistorna har sedan ytterligare publikationer inhämtats.

Efter varje delkapitel följer en sammanställning över de författare, som huvudsakligen bidragit till respektive kapitels fackliga innehåll. I slutet av denna skrift finns en fullständig litteraturlista över alla genomgångna referenser, samt även en lista över ej genomgången, men i sammanhanget intressant litteratur.



## 2 DAGVATTNETS INNEHÅLL AV FÖRORENINGAR

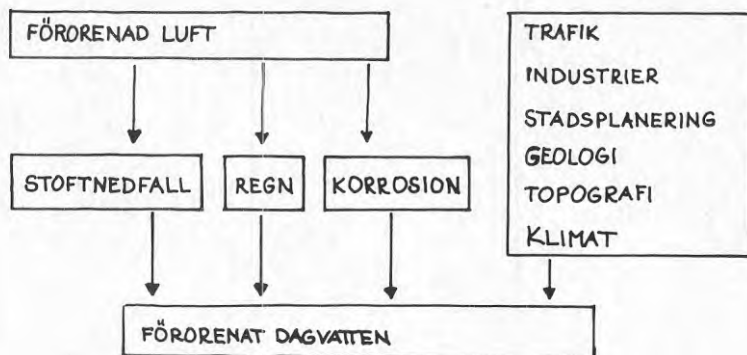
### 2.1 Allmänt om dagvatten

Förutsättningen för att man överhuvudtaget skall kunna förutsäga några förlopp, förhindra eller underlätta några processer i samband med direkt utsläpp av dagvatten i en recipient eller vid infiltration i jord, är att man är väl underrättad om det aktuella vattnets halter av olika ämnen samt dess variationer med alla de olika faktorer som påverkar koncentrationerna. Exempel på några av dessa faktorer är regnintensiteten, tid från föregående regn, markytans beskaffenhet samt årstid.

Forskning rörande dessa problem pågår för närvarande i störst omfattning på institutionen för VA-teknik vid Chalmers Tekniska högskola i Göteborg (P-A Malmkvist och G Svensson). Eftersom dagvattnets sammansättning där, inom ramen för den geohydrologiska forskningsgruppen, ingår som ett eget forskningsprojekt, skall jag här endast översiktligt försöka belysa de forskningsresultat man kommit fram till.

Man talar om dagvatten endast inom tätbebyggda områden, och man menar då regn- och smältvatten som avrinner från gator, tak och mark. Innehåll och sammansättning av dagvattnets olika föroreningar varierar kraftigt. De faktorer som påverkar och bestämmer dessa variationer är framför allt den typ av markyta dagvattnet kommer ifrån (ex "mjuk" parkmark eller hårdgjorda ytor), vilken typ av bebyggelse som finns inom området (ex trafikled, höghusbebyggelse eller låghusbebyggelse) och regnets intensitet, varaktighet samt antalet skurar. Men även faktorer som årstid, tid från föregående regn dvs markytans exponeringstid, förekomst av industrier, geologi, topografi etc medverkar till att påverka hur dagvattnets sammansättning av olika ämnen varierar.

Det är därför omöjligt att ge någon kortfattad generell bild av föroreningsmängderna i dagvattnet, utan man måste för varje område man är intresserad av, ta hänsyn till en mängd olika faktorer som påverkar just det området.



Dagvattnets föroreningskällor (efter Malmkvist & Svensson, 1975)

Regndropparna utövar dels en rent mekanisk lösgörningsverkan på materialet som finns på markytan och dels får man en lösningseffekt på vissa av beståndsdelarna. Under ytavrinningen sköljer sedan dagvattnet med sig en del av föroreningarna på markytan.

## 2.2 Korttidsvariationer

Korttidsvariationerna av föroreningsmängderna tycks ha ett starkt samband med regnintensiteten. När vattenföringen ökar, dvs regnets intensitet ökar, ökar halterna av de flesta komponenterna i dagvattnet. Detta beror på att högre regnintensiteter förmår rycka loss och spola med sig mera föroreningar än vad ett mera lätt regn kan göra. Under intensiva regn kan föroreningsmängderna därför bli avsevärda. Speciellt sådana recipienter som har låg vattenföring eller på annat sätt är känsliga för variationer är därför särskilt utsatta i och med att dagvattenutsläppen ofta är mycket häftiga med stora mängder vatten och därmed stora halter föroreningar. Föroreningshalten i dagvattnet är i de flesta fall väl korrelerad med flödesintensiteten, som är en direkt funktion av regnintensiteten. Därav skulle man kunna dra den slutsatsen att föroreningsmängden är störst i början av ett regn, då intensiteten av regnet är störst. Detta har man dock inte entydigt kunnat verifiera, eftersom uppdämningar och liknande i en del områden kan ha en utjämnande effekt på dagvattnets innehåll av föroreningar (Söderlund, 1971).

Som tidigare nämnts kan ett områdes typ av bebyggelse påverka dagvattnets innehåll av föroreningar. Exempel på detta ges i tabellen nedan, där det framgår av värdena att de högsta halterna har uppmätts i bostadsområdet.

Förutom typ av bebyggelse spelar även ytstrukturen en betydande roll för dagvattnets innehåll av föroreningar. Hårt exploaterade och hårdgjorda ytor, t ex ett starkt trafikerat område, innehåller relativt andra områden som t ex en mjuk parkyta, stora föroreningshalter. Detta, kombinerat med de stora vattenvolymer som avrinner från sådana hårdlagda områden, medför att de recipienter, vilka får motta detta vatten, kommer att utsättas för chockbelastningar.

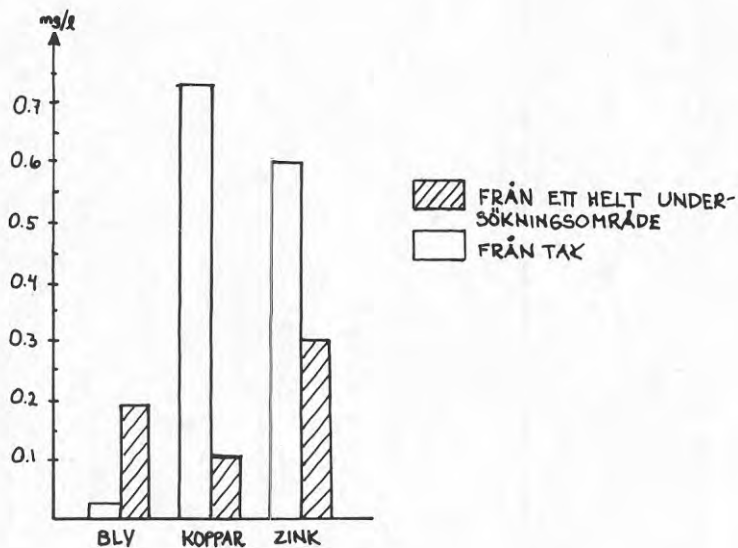
PARAMETRAR		BOSTAD	INDUSTRI
Bly	µg/l	870	360
Koppar	"	2.060	160
Zink	"	1.900	2.100
Järn	mg/l	79	49
KMNO <sub>4</sub> -förbr.	"	810	370
Susp. mtrl.	"	970	880
Torrsubst.	"	4.360	3.600
Glödgningsrest	"	4.150	3.500
Totalfosfor	µg/l	1.240	2.040
pH-var.		4.8-8.0	5.9-11.1
El. ledningsförm.	µS/cm	7.200	5.400

Analyserade max. halter från ett bostadsområde och ett industriområde under en mätperiod. (efter P-A Malmkvist & G Svensson, 1975).

PARAMETRAR (kg/ha·år)	TRAFIKPLATS	RADHUS	HÖGHUS
Torrsubstans	2.040	470	930
Glödgningsförlust	605	68	180
Suspenderat mtrl.	1.185	173	620
Kolhydrater	13.4	2.6	6.6
P/PO <sub>4</sub>	0.07	0.01	0.06
P <sub>tot</sub>	0.2	0.04	0.10
NH <sub>4</sub> /N	2.5	0.4	1.8
N <sub>tot</sub>	5.1	1.4	3.45
Olja	36	0.1	2.4
Bly	100	14	43

(Efter G. Söderlund, 1971)

Vatten som kommer från taktytor är, relativt sett, det vatten som innehåller lägst halt av de flesta föroreningarna. Undantag är dock metallkoncentrationerna som kan uppnå betydande värden beroende på korrosion av takplåt.



Metallkoncentrationer i dagvatten (efter P-A Malmkvist, 1976)

### 2.3 Årstidsvariationer

Årstidsvariationerna i dagvatten är ganska kraftiga. 20% av nederbörden i Sverige faller som snö, vilken i bebyggda områden i regel tas om hand och tippas i närmaste vattendrag. Detta förfaringssätt utgör givetvis en stor påfrestning för recipienten, där uppbyggnad av slambankar och risk för skador p g a tungmetalltillförseln ligger nära till hands. Snö från stadsgator och trafikplatser innehåller stora mängder torrs substans, huvudsakligen bestående av sand och salt plus en del organiskt material. Det suspenderade materialet utgör mellan 50 - 70% av torrs substansen. Snö från de mest trafikerade områdena innehåller också de högsta halterna av olja och bly (Gunnar Söderlund, 1971).

Vid undersökningar i Göteborg har man konstaterat att föroreningsmängderna i snö är flera gånger så höga som halterna i regnvatten. Detta beror på att snö har större förmåga att uppta föroreningar från atmosfären än regn vid passage genom de undre luftlagren (Peter Lisper, 1974).

Skillnaden i föroreningshalterna är också orsakade av vilken yta nederbörden fallit på. Smältvatten från gatuytor har flera gånger så höga föroreningshalter som smältvatten från omgivande grässlånter.

ANALYS mg/l	1	2	3	4	5	6
Torrs substans	43	1.410	2.249	4.993	6.576	3.746
Glödgningsförlust	16	40	264	243	652	1.277
Susp. mtrl.	48	753	1.469	3.118	4.164	1.954
Glödgningsförlust	19	105	256	218	617	301
Klorid	5	79	206	268	560	263
Bly	spår	0.7	1	2	3	8
Kolväten	1	38	12	22	21	105
Agarbakt. /ml 22°C 48 tim.	40	3.500	13000	14000	15000	12000
Termotab. koli/ /100 ml	50	50	50	50	50	50
Koliforma/100 ml	50	50	50	150	250	50

Föroreningsgrad i snö från sex olika platser i Stockholms stad.

1. Orörd snö i citypark
2. Hyresgata utan genomfartstrafik, nattparkering
3. Citygata utan genomfartstrafik, dagparkering
4. Parkväg utan bebyggelse, genomfartstrafik, ingen parkering
5. Hårt trafikerad citygata, bebyggelse, dag- och nattparkering
6. Trafikplats vid motorväg (E4)

(Efter Söderlund, 1971).

Halterna av de flesta ämnena varierar som regel något under året. En del föreningars koncentrationer tycks emellertid vara relativt konstanta under hela året. Bland dessa ämnen, som i regel förekommer i ganska små mängder, är fosfor och kväve.

Totala halten torrsubstans, dit man räknar både oorganiskt material och organiskt material, är avsevärt högre på vintern än på våren och sommaren. Halten organiskt material är däremot störst i sommarproven. Det organiska materialet mäts oftast som glödningsförlusten vid glödning av torrsubstansen, eller som  $BS_7$  (biokemisk syreförbrukning),  $KMnO_4$ -förbrukning eller COD. Under vintern utgörs ca 30% av torrsubstansen av suspenderat material, medan denna del på våren endast uppgår till ca 7%. Under sommarmånaderna stiger halten suspenderat material igen till att omfatta över hälften av torrsubstansen (G Söderlund, 1971).

De högsta värdena för biologiskt syreförbrukande material ( $BS_7$ ) uppmättes under sommarmånaderna liksom även den största oljekoncentrationen.

Koliforma bakterier, vilka används som indikatorbakterier för fekal förorening, förekommer rikligast i vinterproven. De sk termotabila koliforma bakterierna ger ett mått på graden av färsk fekal förorening. Antalet koliforma bakterier ökar med ökad vattenföring.

PARAMETRAR	VINTER	VÅR	SOMMAR	HELA PROVER
Torrsubstans	761	437	448	550
Glödgningsförlust	73	97	168	68
Susp. mtrl.	258	29	229	129
Glödgningsförlust	46	10	183	51
P/PO <sub>4</sub>	0.04	0.07	0.02	0.05
P <sub>tot</sub>	0.10	0.11	0.06	0.09
N/NH <sub>3</sub>	0.42	0.41	0.73	0.5
N <sub>tot</sub>	1.58	0.96	1.6	1.3
Kolhydrat	1.4	0.7	2.3	1.3
Olja	6.0	0.1	10.4	3.8
BS <sub>7</sub>	14.8	4.4	29.0	8.8
Klorid	121	41	11	
Koliforma bakt. Antalet bakterier/100 ml·10 <sup>-3</sup>				
44°C	36.0	3.9	1.4	18.0
35°C	58.0	11.5	46.6	39.0
Kolonibildande bakt. Antal bakterier/ml·10 <sup>-3</sup>				
35°C	5.0	3.0	16.0	7.7
22°C	24.0	13.5	185.0	70.5

(Efter Söderlund, 1971)

Med spårämne menar man oftast ämnen som förekommer med mindre halt än 0,1 mg/l i provvattnet. Till dessa räknas tungmetallerna. Till tungmetallerna hör bl a bly (Pb), kadmium (Cd), zink (Zn), koppar (Cu) och kvicksilver (Hg) och dessa ämnen påvisas lätt i dagvattnet. De är särskilt viktiga att studera p g a deras förmåga att anrikas och ackumuleras i organismer och bl. a. därigenom väsentligt påverka den ekologiska jämvikten.

Atmosfärens innehåll av luftföroreningar spelar en avgörande roll för dagvattnets innehåll av tungmetaller. Mer än 90% av tungmetallerna i en del av det undersökta materialet har tidigare varit luftburna. Detta skulle innebära att en del av dagvattenföroreningarna inte enbart är lokalt beroende.

Snö har visat sig ha särskilt stor förmåga att anrika tungmetaller och man får ofta höga värden på speciellt blymängderna under vintern (Peter Lisper, 1974).

KOMPONENT	STOCKHOLM	GÖTEBORG	MEDEL	WQC	SNV\FISKEVATTEN
Bly (mg/m <sup>3</sup> )	270 - 278	300	283	100	10 - 100
Zink "	320 - 165	290	258	10	100 - 500
Koppar "	80 - 86	77	81	20	20 - 100

Tungmetallhalter i dagvatten jämfört med vissa normer.

(Efter P-A Malmkvist, 1976)

I tabellen anges medelvärden för några dagvattenstudier i Sverige jämförda med de halter vid vilka fisk påverkas, dels enligt amerikanska Water Quality Criteria, WQC, och dels enligt Statens Naturvårdsverk.(Publ. 1969:1)

Man har iakttagit att det föreligger en viss samvariation mellan variationer av halten suspenderat material och vissa dagvattenkomponenters variation i tiden, bl a tungmetallhalterna. En stor del av tungmetallerna i dagvattnet förekommer tillsammans med det suspenderade materialet.

#### 2.4 Dagvatten, bräddvatten och renat spillvatten

En del jämförelser har gjorts mellan dagvatten kontra renat och orenat spillvatten vad beträffar deras innehåll av föroreningar av olika slag (Söderlund och Lehtinen, 1971). Dessa jämförelser är intressanta eftersom man här får en uppfattning om vad de olika föroreningshalterna i dagvattnet kan få för betydelse vid direkt utsläpp i en recipient eller vid infiltration i marken.

Generellt kan man säga att dagvattnet per år transporterar mer suspenderat material, mindre organiskt material och betydligt mindre närsalter (kväve och fosfor) än vad renat spillvatten tillför recipienten.

Dagvattnet innehåller relativt höga halter tungmetaller jämfört med renat spillvatten. Sammanlagt blir tungmetallhalterna (bly, koppar och zink) i dagvattnet ca 5 ggr större än motsvarande halter i spillvattnet under den



tid det regnar. Detta har antagligen samband med att halten suspenderat material är ca 10 ggr högre i dagvatten från bostadsområde och ca 20 ggr högre i dagvatten från trafikområde jämfört med renat spillvatten (P-A Malmkvist, 1976).

PARAMETRAR	35 p/ha		50 p/ha		100 p/ha	
	DV	SV	DV	SV	DV	SV
Susp. mtrl.	173	7	220	9	620	19
BS <sub>7</sub>	14	7	13	9	43	19
P <sub>tot</sub>	0.04	0.25	0.12	0.5	0.2	1
N <sub>tot</sub>	1.4	9	1.8	12	35	25

DV = Dagvatten SV = Spillvatten

(Efter Söderlund och Lehtinen, 1971).

Man har också gjort jämförelser mellan föroreningshalterna i dagvatten och orenat spillvatten(Söderlund, Lehtinen, 1971). Om man räknar med att 1% av den årliga spillvattenmängden bräddar så framgår det att dagvattnet även innehåller avsevärt mycket mer suspenderat material medan BS<sub>7</sub> och kvävmängderna är ungefär lika stora. Fosforhalten i dagvattnet är mycket mindre än motsvarande i bräddvattnet. Bakterier, virus och parasiter kan man förväntas hitta i mycket större antal i bräddvatten än i dagvatten.

PARAMETRAR	35 p/ha		50 p/ha		100 p/ha	
	DV	BV	DV	BV	DV	BV
Susp. mtrl.	173	9.6	220	14	620	27
BS <sub>7</sub>	14	9.6	13	14	43	27
P <sub>tot</sub>	0.04	0.5	0.12	0.8	0.2	1.5
N <sub>tot</sub>	1.4	1.7	1.8	2.4	3.5	4.8

DV = Dagvatten BV = bräddvatten

Jämförelse mellan dagvattenförorening och bräddvattenförorening om 1% av årliga spillvattenmängden bräddar. (Efter Söderlund och Lehtinen, 1971).

### 3 KEMISKA FÖRHÅLLANDEN I MARKEN

#### 3.1 Sammansättning och egenskaper

Marken är ett komplext medium som innehåller både fasta komponenter, vätska och gaser. De fasta komponenterna kan grovt indelas i primära mineral, lermineral, organiskt material och levande organismer. I detta heterogena system fungerar markvätskan som det medium där kemiska reaktioner mellan de i de olika faserna ingående komponenterna kan bli möjliga, även om reaktanterna inte är i direkt kontakt med varandra. Beroende på jordmaterialets förmåga att binda och byta ut katjoner och anjoner (dvs positivt respektive negativt laddade joner), underlättas och möjliggörs många av dessa reaktioner.

Kvarts, fältspat, glimmer, kalcit, klorit och hornblände är de vanligaste primära mineralen i marken. Dessa är utsatta för en fortlöpande kemisk vittring, som huvudsakligen direkt och via vegetationens nedbrytningsprodukter svarar för en kontinuerlig leverans av joner till marklösningen. I naturliga jordar har man hela tiden en viss förlust av joner och växtnäringsämnen genom urlakning och borttransport av växtprodukter, något som delvis kompenseras av den kemiska vittringen.

Förutom de primära mineralen innehåller jorden också lermineral, vilka är de mest aktiva beståndsdelarna från kemisk synvinkel. Den förmodligen viktigaste egenskapen hos lermineralen är katjonbytet och adsorptionen, eftersom det är dessa egenskaper som bestämmer magasineringskapaciteten för växtnäringsämnen i jorden. Adsorptionen av joner till markens kolloider och katjonbytesprocesserna har stor betydelse för jordens egenskaper och därmed också för växters och djurs möjligheter att överleva.

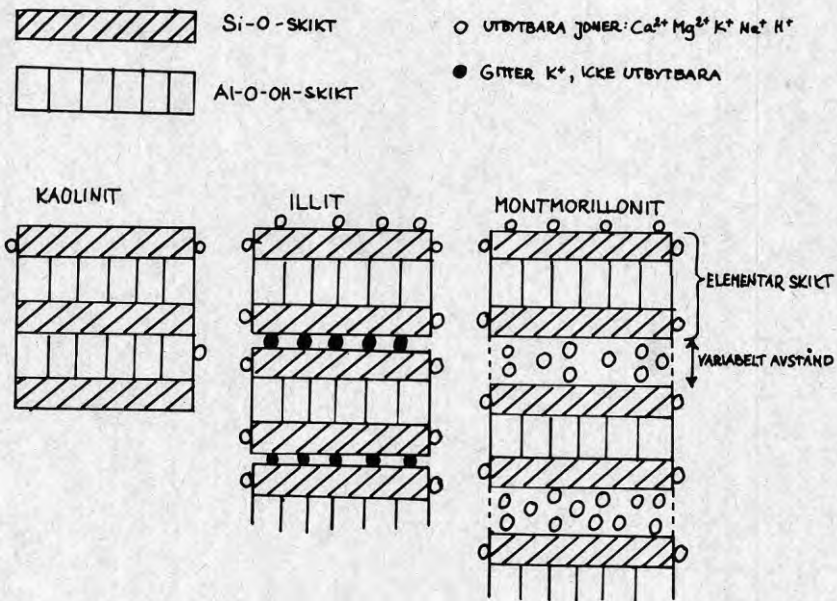
#### 3.2 Adsorption och jonbytesprocesser

Lermineralen består av lager av kiselsyratetraedrar varvade med lager av aluminiumhydroxidoktaedrar. Vilken typ av lermineral som bildas är beroende av förhållandet mellan kiselsyran och aluminiumhydroxiden, jordens pH och dess innehåll av kalcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), kalium ( $\text{K}^+$ )

och natrium ( $\text{Na}^+$ ). Det vanligaste lermineralet i vårt land är illiten.

Mängden joner som kan kvarhållas i marken är till stor del beroende av markpartiklarnas sammanlagda yta i jorden. Ju finkornigare partiklarna är desto större är den sammanlagda ytan och desto större förmågan att binda växtnäringsämnen.

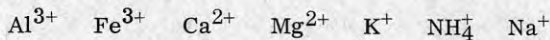
Jonbyte kan definieras som en reversibel process, där katjoner och anjoner byts ut mellan fast och flytande fas och mellan fasta faser om tillräcklig kontakt föreligger. Väte ( $\text{H}^+$ ) är alltid involverat i dessa jonbytesprocesser.



Schematisk framställning av strukturen hos kaolinit, illit och montmorillonit.  
Efter L Wiklander, 1963.

Den vanligaste jonbytesprocessen är katjonbytet, där markvätskans innehåll av positiva joner (katjoner) tas upp och binds till lermineralen.

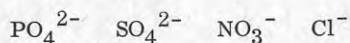
Bindningsstyrkan för de i marken vanligast förekommande jonerna är i fallande ordning:



Ju högre valens (dvs laddning) en jon har, desto högre är utbytbarheten och mellan två joner med samma valens ökar utbytbarheten med storleken. Av de joner som har lika laddning är det de minst hydratiserade, dvs de som är minst benägna att reagera med vatten, de som är mest utbytbara och svårast att få bort när de väl sitter på leran.

Vi får även en fixering av vissa näringsämnen i jorden, vilket kan definieras som en omvandling av utbytbara former till icke utbytbara. Exempel är K-fixeringen, som är relativt vanlig.

På grund av den svaga bindningsstyrkan till markpartiklarna urlakas de negativa jonerna lätt, men adsorption och utbyte av anjoner sker också, även om dessa reaktioner inte sker i lika hög grad som katjonbytesprocesserna. De mekanismer som är involverade är man fortfarande inte riktigt klar över. De flesta undersökningarna inom detta området har koncentrerats kring adsorptionen av fosfat ( $\text{PO}_4^{2-}$ ), som genom bildning av svårlösliga föreningar med järn, aluminium och kalcium binds mycket hårt i marken. Man har kunnat indikera att anjonadsorptionsprocesserna är förknippade med närvaron av järn och aluminium, eftersom i de fall då dessa komponenter har uteslutits, har man fått en markant minskning eller i vissa fall total frånvaro av anjonadsorption. (S. J. Toth, 1964). Anjonernas relativa bindningsstyrka är i fallande ordning:



Näringsupptag av växter, förlust av näringsämnen genom urlakning, fixering, vittring, bildning av lermineral, utveckling av jordprofiler och andra processer är nästan alltid intimt förknippade med jonaktiviteten i jorden.

Då jorden fuktas av regn eller genom bevattning minskar markvätskans koncentration av joner, vilket leder till större adsorption av tvåvärda joner och motsvarande desorption av envärda joner. Vid uttorkning sker omvänd process.

$$\frac{[\text{K} + \text{Na}]_i}{[\text{Ca} + \text{Mg}]_i} \quad \frac{[\text{Ca} + \text{Mg}]_o}{[\text{K} + \text{Na}]_o}$$

där  $i$  är den adsorberande fasen och  $o$  är den yttre fasen, alltså markvätskan. Dessa kvoter ökar vid fuktning och minskar vid uttorkning (Wiklander, 1964).

I vilken utsträckning och i vilken riktning variationer i fuktighetsinnehållet i jorden påverkar upptag av en- och tvåvärda joner av växter är ännu ett olöst problem.

Betydelsen av den organiska delen i jorden visas av det faktum att katjonbyteskapaciteten kan reduceras med så mycket som 20 - 50% genom att man avlägsnar denna del, trots att den ej består av mer än 3 - 5 vol % av den totala jordmassan. Med den organiska delen menas här humus, och består av en stor grupp ämnen som bildats genom nedbrytning av växt- och djurrester.

Vittring av mineral, växternas absorption av näringsämnen, leror som sväller och krymper m m är exempel på kemiska och fysikaliska processer som är mer eller mindre intimt förknippade med jonbyte. Därför måste man betrakta jonbytet som en av de viktigaste processer som överhuvudtaget äger rum i jorden, och det är utomordentligt viktigt att man känner till hur dessa processer fungerar innan man gör ingrepp i marken som på ett eller annat sätt kan rubba balansen.

## 4 BIOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN

### 4.1 Allmänt

Naturen är ett mycket komplext system, som dock befinner sig i jämvikt. Faktorer som klimat, tillgång till vatten och växnäringsämnen samt yttre påverkan av djur och människor har under mycket lång tid utselekerat en viss flora och fauna, som är anpassad till att kunna leva på en viss plats. Varje förändring av dessa faktorer kommer att påverka de ekologiska sambanden och resultera i att den befintliga vegetationens och djurvärldens förmåga att existera minskar. Ett nytt jämviktstillstånd inträder så småningom, men detta kan ta mycket lång tid att utveckla.

Den mikrobiellt-biologiska-kemiska kedjan i markprocesserna är mycket instabil och påverkbar och kan följdaktligen lätt bringas ur balans, vilket kan leda till omfattande förändringar. Kunskaperna om dessa komplexa kopplade processer är mycket ofullständiga och en ökning av forskningsinsatserna på detta område skulle vara önskvärd.

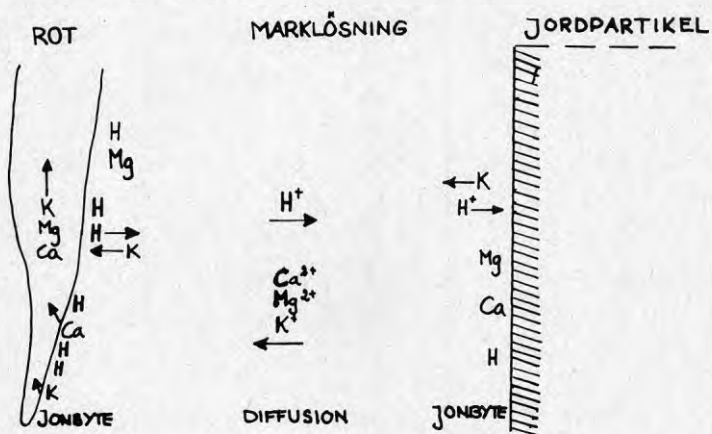
### 4.2 Vegetationens näringsförhållanden

Som tidigare nämnts är katjonbytesprocesserna i marken utomordentligt viktiga, eftersom dessa katjoner tjänstgör som huvudkällan för växternas näringsupptag.

Vad som bestämmer hur den jonrika miljö, som en växtrot befinner sig i, är sammansatt, är till största delen de joner, som är dissocierade (frigjorda) från jordkolloiderna. Denna dissociation är i sin tur beroende av katjonstatusen i komplexet, d v s beroende av vilka katjoner som finns representerade och i vilka proportioner, men även av lermineralets storlek.

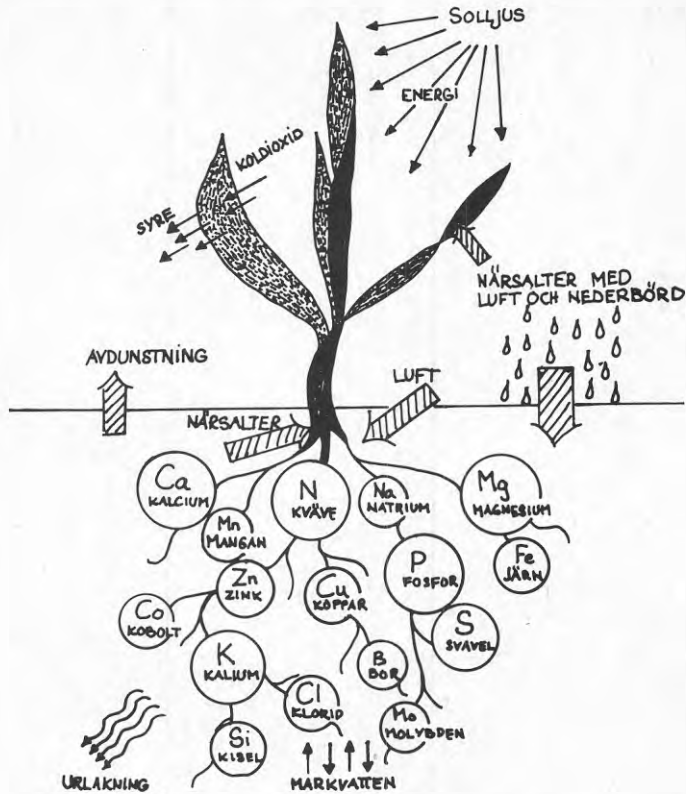
Alkalimetallaktiviteten (d v s  $\text{Li}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Rb}^+$ ,  $\text{Cs}^+$ ) minskar exempelvis från kaolinit till montmorillonit och är minst i illit vid samma katjonkoncentration i markvätskan. För  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Sr}^{2+}$  och  $\text{Ba}^{2+}$  däremot så minskar aktiviteten vid samma jonkoncentrationer från kaolinit till illit och är minst i montmorilloniten. Den aktiva absorptionen av näringsämnen genom växterna betraktas som en av de viktigaste faktorerna som bidrar

till förändringar av primära mineral och möjligen också till bildningen av lermineral, eftersom denna process påverkar markvätskan med avseende på joninnehållet och håller den mättad med koldioxid (S J Tooth, 1964).



Schematisk bild av växtrotens upptagning av katjoner som en dynamisk process innefattande jonbyte vid rotens yta, diffusion i marken och jonbyte på jordpartiklarnas yta. Efter L Wiklander, 1963.

Till de viktigaste näringsämnen som växter tar upp från marken hör kväve (N), fosfor (P), svavel (S), kalium (K), kalcium (Ca) och magnesium (Mg), som tas upp i förhållandevis stor mängd och som därför kallas makronäringsämnen. Dessutom behöver växterna mycket små mängder av järn (Fe), mangan (Mn), zink (Zn), bor (B) och molybden (Mo). Dessa kallas mikronäringsämnen. Förutom kväve, som inte förekommer i markmineralen, tillhör kalium och fosforföreningarna de allra viktigaste näringsämnena.



Vad växten behöver för att nå god utveckling. Efter A Hansson, 1966.

Halten av mikronäringsämnen är i allmänhet mycket låg i marken. Växterna behöver endast små mängder, men är känsliga för en ökning av koncentrationen. P g a allt för hög halt kan vegetationen på vissa marker saknas eller bestå av karakteristiska växter med särskilt stor tolerans gentemot detta ämne. Andra mikronäringsämnen kan däremot vid alltför hög halt i växterna vara giftiga för t ex betesdjur utan att detta därför syns på vegetationen. Alla växtnäringsämnen kan i överskott vara hämmande eller direkt giftiga för växter och djur. I fråga om makronäringsämnen är växterna relativt toleranta, men alltför höga koncentrationer av ett visst näringsämne hämmar upptagningen av övriga.

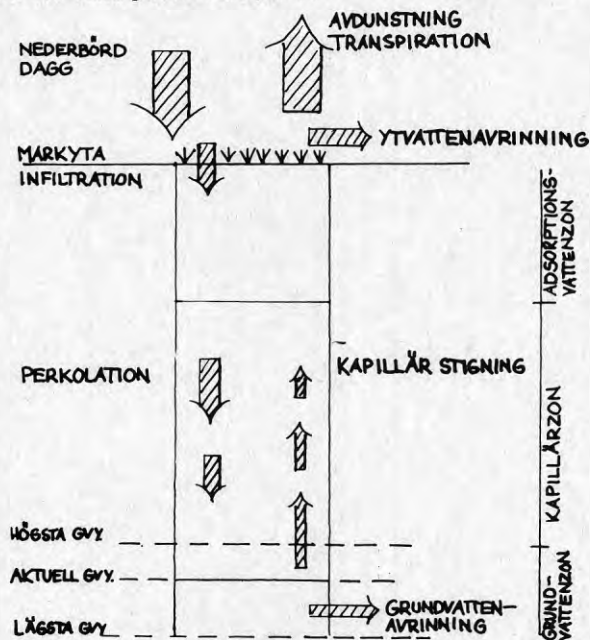
Utan växternas absorption av de oorganiska näringsämnena och senare deponering av dessa på markytan, skulle den översta delen av markprofilen



under humida förhållanden snabbt bli tömd på utbytbara katjoner.

#### 4.3 Vegetationen och vattenhushållningen

Tillgången på vatten är en av de faktorer som i naturen bestämmer vad som kommer att växa på en viss plats.



MARKENS VATTENBALANS. MARKEN TILLFÖRS VATTEN GENOM NEDERBÖRD. EN DEL RINNER BORT SOM YTVATTEN, EN DEL SIPPRAR NED (PERKOLERAR) I JORDEN. VATTEN SOM TRÄNGT NED I MARKEN I HÖGRE LIGGANDE TERRÄNG KAN RINNA NEDFÖR PÅ SVÄRGENOMTRÄNGLIGA LAGER I MARKEN. NÄR VATTEN SIPPRAR NED I MARKEN ABSORBERAS EN VISS DEL I JORDEN. BARA EN DEL AV VATTNET NÄR NED TILL GRUNDVATTNET. FRÅN GRUNDVATTENYTAN KAN VATTEN KAPILLÄRT SUGAS UPP I JORDEN. VÄXTERNA TAR UPP VATTEN UR MARKEN. DETTA TRANSPORTERAS TILL ATMOSFÄREN. EN DEL VATTEN AVDUNSTAR OCKSÅ FRÅN MÄRKYTAN.  
EFTER PALM, 1972

Större delen av växternas rötter finns alldeles under markytan och det är alltså vattenmagasinets storlek i den översta delen av marken som är så gott som helt avgörande för växternas vattenbalans. Humushalten i markens ytlager betyder mycket för växternas vattenhushållning. Detta beror på att humusen har stor vattenhållande förmåga, samtidigt som dess vissningsgräns ligger vid en låg vattenhalt. Vissningsgränsen motsvaras av

den vattenhalt jorden har då en planta vissnar till följd av brist på vatten. En kapillär transport av vatten långa sträckor har inte någon praktisk betydelse för mängden växttillgängligt vatten i rotzonen, därför att den vattenmängd som kan transporteras per dygn är alldeles för liten. De flesta vedartade växterna i vårt land lever även de på ytvatten. Endast grundvattnen på högst 3 - 4 m djup torde i praktiken ha någon betydelse för växterna.

Vattnet absorberas främst genom rotens yngsta ej förkorkade delar och rothåren. Mycket vatten absorberas också genom mykorrhiza-bildningar, som är ett symbiosförhållande mellan olika svamparters mycel och högre växters (mossor och kärlväxter) rötter. Svampmycelet bidrar till att underlätta de högre växternas vatten- och näringsförsörjning, medan de högre växterna tjänstgör som kolhydratkälla för svamparna. Hög vattenhalt och dålig genomluftning, liksom stark torka, hämmar bildningen av rothår och mykorrhiza.

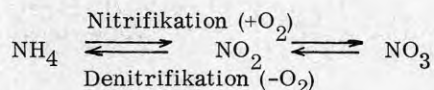
För sin andning är växterna beroende av en gynnsam markstruktur, d v s jorden måste ha en porstorleksfördelning och aggregatstruktur som tillåter tillräckligt mycket luft att finnas tillgängligt.

#### 4.4 Markorganismerna

Nedbrytningen av organisk substans i jorden är helt betingad av mikrofaunan och mikrofloran. En tilltagande nedbrytning och ett mindre inslag av förna från lövträd och örter innebär att djurlivet minskar i humusen. Av stor betydelse för mikroorganismernas näringstillgång och biokemiska aktivitet är jordens strukturella uppbyggnad och dess innehåll av mineral och lerpartiklar.

Nedbrytningskapaciteten i marken varierar med tätheten och sammansättningen av mikrosvärlden, där även faktorer som temperatur, vattenhalt, syretillförsel, surhetsgrad m m spelar en viktig roll. Nitrifikationsbakterierna är de bakterier, som svarar för att organiskt kväve, t ex i form av ammonium, bryts ned och omvandlas till nitrat ( $\text{NO}_3$ ). Detta är den form där kvävet är tillgängligt för växterna. För denna aktivitet är nitri-

fikationsbakterierna starkt syreberoende. Vid syrebrist sker istället denitrifikation, som är den omvända processen, vilket alltså är ofördelaktigt ur vegetationens synpunkt, eftersom det undandrar växterna det essentiella makronäringsämnet kväve.



Andra processer som mikroorganismerna svarar för är att de kan binda näringsämnen och på så sätt bidra till att förhindra att en urlakning sker. Även markpartiklarnas aggregation och omblandning är starkt influerad av mikrobpopulationens aktivitet. Samspelet mellan de olika mikroformer- na och det stora antal sammanflytande processer de är delaktiga i är utom- ordentligt komplicerade och ej så väl kända.

Markorganismerna indelas efter storlek i mikro-, meso-, makro- och mega- faunan och sammanfattas under benämningen edafon. Djur med egna gång- system räknas till makrofaunan medan djur som lever i befintliga sprickor och porer räknas till mikrofaunan. När det gäller mikrofaunan skiljer man vidare på en hydrofil (vattengillande) och en hydrofob (vattenogillande) del.

De flesta markorganismerna är heterotrofa, dvs de får sin energi genom nedbrytning av organisk substans som bildats av de autotrofa växterna. Det är i jordmånsprofilens översta A-skikt, som nedbrytningen äger rum, och det är också här som de flesta markdjuren lever. Framför allt uppe- håller sig djuren i de översta centimetrarna, men t ex dagmaskarna kan gå ända ned till 2 à 3 m djup. Dessa spelar en mycket stor roll för den ver- tikala omblandningen som förhindrar den markerade skiktning, som man finner i urlakningsjordar.

Huvuddelen av markorganismerna utgörs av bakterier. I ett gram jord kan över en miljard bakterier förekomma. Det är dessa som först angri- per förnan tillsammans med aktinomyceter och andra svampar. Mikro- organismerna utgör också den huvudsakliga födan åt markdjuren som säl- lan utnyttjar färsk förna som föda. Förutom energi behöver markorganis- merna, i likhet med de autotrofa växterna, också vissa oorganiska närings-

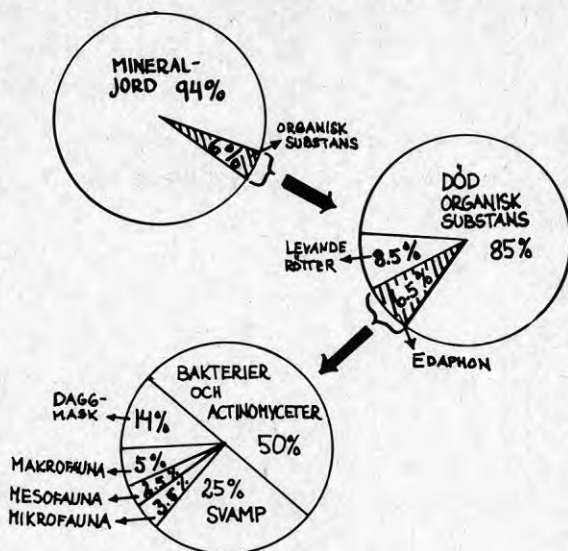
ämnena, som föreningar av kväve, fosfor, kalium, kalcium m fl.

Vatten är en livsnödvändighet för alla organismer på vår jord. Markorganismerna är i större eller mindre grad anpassade till den varierande vattenhalten i marken. För mikroorganismerna ligger den lämpligaste vattenhalten i marken på 50 - 80% av fältkapaciteten.

Jordens porositet, som växlar starkt i olika markprofiler är av väsentlig betydelse för markens organismer och för deras förmåga att existera. Alla markdjur samt de flesta bakterier och svampar är nämligen aeroba organismer, d v s de är beroende av molekylärt syre för sin andning. Endast vissa bakterier, t ex denitrifikationsbakterierna och svavelbakterierna, kan utnyttja andra syrekällor.

Förändringar i markvattenhushållningen kan för markfaunan, liksom för vegetationen, ge ödesdigra konsekvenser. De hydrofoba markdjuren (ex dagmaskar, jordinsekter, kvalster, tusenfotingar och gråsuggor) riskerar att drunkna om marken blir helt vattenfylld, och de hydrofila t ex protozoer, hematoder, rotatorier och björndjur (vilka är lägre stående encelliga och fåcelliga djur) bildar vilstadiet vid torka.

Genom markdjurens och mikroorganismernas verksamhet nedbryts den organiska substansen och växtnäringsämnen frigörs, vilket är en förutsättning för de autotrofa växternas existens. Markdjuren är dessutom av betydelse genom att den organiska substansen finfördelas, varvid nya angreppspunkter bildas för mikroorganismerna. (Pejler & Ivarsson)



Viktsfördelningen av markorganismer i det översta markskiktet i en löv-blandskog med mull-humus.

## 5 VATTENHUSHÅLLNINGEN I MARKEN

Vattenförhållandena i marken är av stor betydelse för jordmånens egenskaper och för grundvattnets kemiska sammansättning, och den allra vanligaste orsaken till misslyckade försök att bevara vegetationen i urban miljö är störd vattenhushållning.

Både växter och djur i marken är beroende av att jordmånen har en god genomluftning och för detta fordras att porsystemet inte är vattenfyllt under alltför långa tidsperioder. Så länge grundvattenytan befinner sig under jordmånen är genomluftningen i regel god.

Vittringsprodukter (t ex järn och mangan) som ackumulerats i marken, har vid god genomluftning praktiskt taget ingen vattenlöslighet och grundvattnet får i o m detta en utmärkt kvalitet. Koldioxid som bildas vid den biologiska nedbrytningen försvinner normalt till atmosfären och grundvattnets halt av s k aggressiv kolsyra blir låg. (Miljövårdsforskning, 1967).

I och med urbanisering och koncentrerings av bebyggelse hårdgörs betydande markarealer mer eller mindre effektivt, varvid nederbörden förhindras att infiltrera i marken. Härvid sker grundvattenförändringar, som beroende på vad man studerar ger olika effekter av varierande betydelse.

Den vanligaste effekten vid bebyggelse av nya områden är att man får en grundvattensänkning, vilken innebär att en mindre mängd växttillgängligt vatten magasineras i rotzonen, beroende på att den kraft som avvattnar marken vid dräneringsjämvikt (dvs undertrycket) är direkt proportionell mot avståndet till grundvattnet. (Palm, 1972).

En grundvattensänkning ger de svåraste skadorna på vegetationen på näringsrika grundvattenpåverkade jordar, där t ex träd med anlag för djupgående rötter har kunnat nå ned till grundvattnet. På mycket fuktiga jordar, där grundvattennivån normalt har legat högt, ex torvjordarter, kan en grundvattensänkning lätt medföra uttorkning och uppsprickning av jorden. På en sådan jord har växter och djur etablerats som kräver en hög vattenhalt och en grundvattensänkning får därför drastiska följder.

En grundvattensänkning kan emellertid samtidigt ha den positiva effekten att den ökar möjligheterna för att en utspädning av föroreningarna i det perkoleraande vattnet skall äga rum. I markens vattenomättade zon sker nämligen så gott som ingen vertikal spridning av i vattnet förekommande föroreningar. Möjligheterna för att en förorening skall omvandlas och eventuellt inaktiveras genom sönderfall och adsorption är här mycket stor. Om mäktigheten av markens luftzon ökar genom att grundvattennivån sänks, ökar även möjligheterna för dessa processer att äga rum och man får därmed en ökad utspädning av föroreningarna (Legrand, H E, 1965).

Unga träd som har kvar förmågan att anpassa sin kron- och rotutveckling efter nya förhållanden är inte lika känsliga för en ändrad vattenbalans i jorden som stora, fullt utvecklade träd (Palm, 1972).

Det är inte bara en minskad tillförsel av vatten, utan även försämrad struktur, t ex lägre mullhalt, som reducerar den för växterna tillgängliga vattenmängden i marken. Även en grundvattenhöjning kan i hög grad få katastrofala följder för vegetationen. Vid en höjning av ett tidigare högt grundvatten kan växternas rötter sättas under vatten och medföra att vegetationen dör av syrebrist. Vid periodiska översvämningar dödas i första hand de fina rötterna, vilket i sin tur ger minskad transpiration och hämrad fotosyntes. Stigande vatten kan även lösa ut giftiga ämnen som ackumulerats i jorden.

Den biologiska omsättningen i jorden kräver god syretillgång. Vid vattenfyllnad kan inget gasutbyte med atmosfären ske eftersom diffusionen av gaser i vatten sker ytterst långsamt. Därför förbrukas det syre som finns i nederbörden mycket snabbt och de organismer som är inkopplade i nedbrytningsprocesserna tvingas då att utnyttja andra syrekällor, främst manganoxid- och järnoxider, vilket gör att det förut bundna järnet och manganet löses i vattnet, varvid halterna i grundvattnet stiger kraftigt. (Miljövårdsforskning, 1967).

Komprimering av stora jordmassor genom överfart av tunga maskiner vid anläggning av gräsmattor, parker, idrottsplatser o dyl är ett mycket vanligt problem i samband med bebyggelse. Om komprimeringen av jorden är av sådan omfattning att denna förhindrar möjligheterna för etablering av en växt, som i normala fall skulle kunna växa i jorden på den plats, där komprimeringen skett, måste man betrakta komprimeringen som skadlig.

Jordpackning eller komprimering av en jordmassa, kan definieras som den process vid vilken man påför jorden en statisk eller dynamisk belastning, som resulterar i en nedgång i luftporositeten utan att vatteninnehållet förändras. Växternas rötter arbetar sig igenom jorden genom att söka sig minsta motståndets väg. Om de naturliga hålrummen är för små för rötterna, får dessa förbruka mycket energi för att göra hålrummen större och mer framkomliga. Därigenom undanträngs en viss mängd jordpartiklar och en ytterligare jordkompaktering sker. Om jorden i förväg är kompakterad med en kraft som överstiger den som roten förmår prestera, så upphör rotväxten helt. (Pedersen, 1975).

Viehmeyer och Hendricksen (1948) fann att rotväxt upphörde vid en jorddensitet på  $1,9 \text{ g/cm}^3$ . I flera fall upphörde den redan vid  $1,7 - 1,8 \text{ g/cm}^3$ . I lerjordar upphörde rotväxten när densiteten översteg  $1,6 - 1,7 \text{ g/cm}^3$ . Den lägsta densitet som icke tillät rotväxt låg på  $1,46 \text{ g/cm}^3$  och uppmättes i en fet lerjord.

Vid en undersökning som gjorts i Danmark (M Petersen, 1974) då man studerade sammansättningen i gräsmattsjordar på en mängd idrottsplatser, fann man att på de platser där man hade en dålig gräsväxt hade man antingen en mycket hög (över 20%) halt eller också en mycket låg halt (5 - 10%) av ler och silt. Det höga lerinnehållet medförde en relativt låg effektiv porositet ( $\approx 5 - 6\%$ ) och en hög volymvikt som utgjorde ett stort hinder för rotvecklingen. Dessa gräsmattor hade ett högt vatteninnehåll p g a att de adhesiva och kapillära bindningskrafterna i denna typ av jord kvarhåller relativt mycket vatten. Följden blev att marken mjukades upp och blev olämplig



att använda till att gå på. Där ler och silthalten var mycket låg hade man ofta en för hög halt av grovsand, vilket medförde en hög effektiv porositet och detta orsakade vatten- och näringsbrist. Vidare var jordens översta lager, ofta beroende på tunga maskiner, komprimerade och man uppmätte volymvikter på upp till  $2,0 \text{ g/cm}^3$ . Vid den refererade undersökningen fann man att förutsättningen för en bra gräsväxt, som tål de påfrestningar och slitningar som en gräsmatta på en idrottsplats är utsatt för, var att jorden innehöll mellan 80 - 85% sand, där hälften var grovsand och hälften finsand. Vidare låg ler och siltinnehållet på mellan 12 - 15% och porvolymen utgjorde ca 50%. Humusinnehållet låg på 4 - 5% och man hade en volymvikt på  $1,3 - 1,4 \text{ g/cm}^3$ , vilket alltså innebär en gynnsam miljö för rotutvecklingen.

Storleken av den kraft som en rotspets kan utveckla, är starkt sammankopplad med vatteninnehållet, luftskiktet, temperatur och näringstillståndet i jorden. Därför nedsätter en komprimering av jorden denna kraft, eftersom jordpackning speciellt påverkar vatten och luftförhållandena i jorden.

För att vegetationen skall kunna etableras krävs en viss mullmängd i jorden. Vid praktiskt taget allt anläggningsarbete företas sådana omstruktureringar i jorden, att det ursprungliga mullagret tas bort eller täcks med något mineraljordsmaterial, ofta lera. Mullen måste återföras igen för att planteringar skall kunna göras. Även underlaget till mullen har stor betydelse för växterna genom de varierande vattenförhållanden som kan etableras beroende på hur materialet är uppbyggt. Vatteninnehållet i jorden är beroende av den mekaniska sammansättningen, speciellt sandinnehållet, ler- och siltinnehållet samt innehåll av organiskt material. (Hansen, W, F, 1952).

Sanden bidrar till att göra jorden mer porös, vilket underlättar vattnets nedträngningsförmåga och motverkar att man får en längre tids vattenöverskott. Det är alltså önskvärt att man har ett visst sandinnehåll i jorden, men det är viktigt att välja sand med rätt kornstorlek. Sandens huvudsakliga beståndsdelar, kvartskornen, är kemiskt inaktiva och praktiskt taget opplösliga även i surt vatten och kan alltså ej bidra till växternas närings-

försörjning. Därför blir gräsrötter som växer i sand mycket korta.

De viktigaste egenskaperna hos ler och silt är deras elektriska laddningar som gör att de kan ta upp vatten och metalljoner. Dessa kan genom katjonbyte göras tillgängliga för växterna. Lermineralerna har alltså möjlighet att hålla kvar tillförd gödning, som genom katjonbyte tillförs plantorna. I en lerjord blir gräsrötterna mycket långa och tunna. Vid mer än 15% ler är dock risken för komprimering och igenlamning mycket stor. Därför är det viktigt att jorden har ett lagom stort innehåll av ler och silt. Humusen är viktig genom sina kolloidala egenskaper och förmågan att absorbera vatten och närsalter. Humus används ofta som jordförbättringsmedel, oftast i form av vitmosstov.

Växtunderlagets mäktighet och innehåll av grovporer är alltså väsentligt vid jordupbyggningen. Det är också viktigt att känna till de krav som den planterade vegetationen har på sin ståndort, eftersom dessa kan variera ganska kraftigt. Lerunderlag ger för lövträd oftast bättre tillväxt än vad sand eller grusunderlag ger, medan många barrträd växer mycket bra på sandigt eller stenigt underlag.

Viktigt är alltså att man ser till att jorden får tillräckligt med lufttillförsel. I annat fall kommer inget liv att kunna existera i jorden, eftersom luften i jorden spelar en avgörande roll för rötternas andning och för den biologiska omsättningen i jorden. Detta gör att risk finns för att jorden skall förstöras kanske för all framtid, om tekniska ingrepp genomförs utan att de ovan beskrivna faktorerna beaktas.

Hastigheten av förändringar i marksystemet är vanligen mycket låg. Exempelvis ger industriella svavelutsläpp upphov till sur nederbörd som leder till att de till jorden adsorberade katjonerna ersätts med vätejoner. På lång sikt innebär detta en årlig ökning av markmineralens upplösning, där det är mycket svårt att upptäcka de biologiska följderna samt de markförändringar, som är långsamma men på sikt genomgripande.

Det är känt att de kemiska egenskaperna hos jorden påverkar levande organismer på många olika sätt. I och med att jorden påverkar den kemiska sammansättningen i växterna kommer också de växtätande djurens näringsförsörjning att vara beroende av hur jorden kemiskt är sammansatt och denna kommer att mer eller mindre påverka faunan i humuslagret.

Omsättningstiden för växtnäringsämnen samt biocider och andra främmande ämnen bestäms av tillförsel, klimat och jordmån och är beroende av hur kraftig adsorptionen till markens kolloider är. Den mängd oorganiska ämnen som i normala fall tillförs marken via nederbördsvatten och torrdeposition är av betydelse för marktillståndet och vegetationens mineralämneshöjning. Om marken tillförs onormalt stora mängder av något ämne finns det risk för att jämviktstillståndet som råder i marken kan förskjutas. Det är av speciellt intresse att studera rubbningar av faktorer som påverkar den ekologiska balansen i marken vid förskjutning av jämviktstillståndet som råder med hänsyn till pH, dvs markens syra-bas status. Markens pH sjunker om en ökning av de oxidativa processerna i markens organiska komponenter sker eftersom man härvid får ett frigörande av vätejoner. Exempel på sådana oxidativa processer är oxidationen av svavelväte under bildning av sulfatjoner samt oxidationen av ammonium till nitrat. En ökning av dessa oxidativa processer kan komma till stånd genom en sänkning av grundvattenståndet.

Jordmånen besitter en stor buffringsförmåga gentemot förändringar av växtnäringsämnen. Mängden till humusmineralmaterial bundet växtnäringsmaterial är nämligen större än den årliga upptagningen. Humus-lermineral-

reserven har en mycket stor betydelse om marken tillförs ämnen, vilka ur olika synpunkter kan anses mindre önskvärda, om de upptas av vegetationen. Detta komplex innehåller i opåverkat tillstånd minst ett 50 - 60-tal grundämnen. En ytterligare tillsats av något av dessa ämnen kommer att i mycket liten grad öka växternas upptag av ämnet i fråga. Om däremot tillsatsen blir stor i jämförelse med det naturliga förrådet föreligger risk för att även upptagningen ökar kraftigt. Därför måste man alltid bedöma inverkan av tillsatsen av ett ämne med hänsyn till jordmånens reservoar i fråga. (Miljövärdhetsforskning, 1967).

Vissa för marken främmande ämnen som inte är önskvärda ur vegetationens synpunkt, ex kvicksilver (Hg), bly (Pb), vanadin (V) och fluor (F), kan ackumuleras i marken i samband med infiltration. I en del fall kan man förutsäga omsättningen av ämnet med kännedom om adsorptionskomplexets sammansättning och det främmande ämnets egenskaper, men vid sådana beräkningar är det mycket svårt att även räkna med den biologiska aktiviteten.

Vid tillförsel av en kemisk förening till en biotop, utsätts föreningen för en adsorption till markens kolloider, som gör att den adsorberade delen till nästan 100% blir biologiskt inaktiv. Under speciella temperatur- och nederbördsförhållanden, pH, fuktighet och nedbrytning, kan dock ämnets inaktivering hävas och giftverkan kan temporärt bli betydande. (Hörling, G, 1970).

Markens pH påverkas till en del då metallkationer tillförs marken. Dessa kommer att i ett första moment delvis adsorberas till kolloiderna. Därmed frigörs en ekvivalent mängd vätejoner och markvätskan får på så sätt en surare reaktion än nederbörden, eftersom organiska kolloider ständigt nybildas. Även här gäller dock att om marken har ett eget stort förråd av metallkationer eller om buffertkapaciteten är hög, kommer dessa effekter ej att bli så uttalade.

De olika ämnenas koncentrationer i markvätskan, deras fördelning mellan löst och kolloidal fas, samt den mängd kolloider som transporteras med markvätskan är några av de faktorer som påverkar urlakningsprocesserna i marken. (Malmer, N, 1973).

Vissa kemiska föreningar, t ex olika slag av bekämpningsmedel (eller pesticider), uppträder mycket sällan som katjoner. Pesticider är ett sammanfattande namn för olika typer av bekämpningsmedel. Dessa indelas i herbicider (växtbekämpningsmedel), fungicider (svampbekämpningsmedel) samt insekticider. Denna typ av adsorption blir därför av mindre betydelse. I stället sker en fysikalisk adsorption och då är markens innehåll av kolloider av stor betydelse, eftersom dessa ger en stor sammanlagd yta hos markpartiklarna. Ju mer vattenlöslig en kemisk förening är, desto mindre adsorberbar är den.

De ovan nämnda adsorptionsprocesserna är alltså oftast reversibla, men det förekommer även en irreversibel inaktivering av främmande ämnen i marken. Detta innebär att man får en förändrad kemisk struktur. T ex kan mer svårlösliga föreningar bildas.

Det är framför allt mikroorganismerna som svarar för den biologiska nedbrytningen och dessa är oerhört viktiga i o m att de i mycket högre grad än högre organismer har förmåga att anpassa sin ämnesomsättning efter de förutsättningar som finns. Då de egenskaper hos en jord som ger en hög adsorptiv kapacitet oftast även gynnar en hög mikrobiologisk aktivitet, kan en sådan jord betraktas som starkt herbicidneutraliserande (Hörling, G, 1970).

En del undersökningar har även gjorts för att utröna andra effekter i marken i samband med spridning av förorenat vatten främst avloppsvatten. (Statens geotekniska institut). Man har t ex funnit att avfallsprodukter drastiskt kan ändra egenskaperna hos en lera. Det har nämligen visat sig att avloppsvatten (där den dominerande katjonen är  $\text{Na}^+$ ), som infiltrerar och sprids i jorden kan åstadkomma kvicklerbildning, med ökad risk för skred till följd. (Söderblom, BFR: Infiltration av vatten i jord.)

Beroende på den kemiska sammansättningen i nederbörden kan olika effekter i jorden åstadkommas. T ex är det relativa innehållet av utbytbara metallkatjoner i råhumusen i våra podsolprofiler till viss del beroende av den

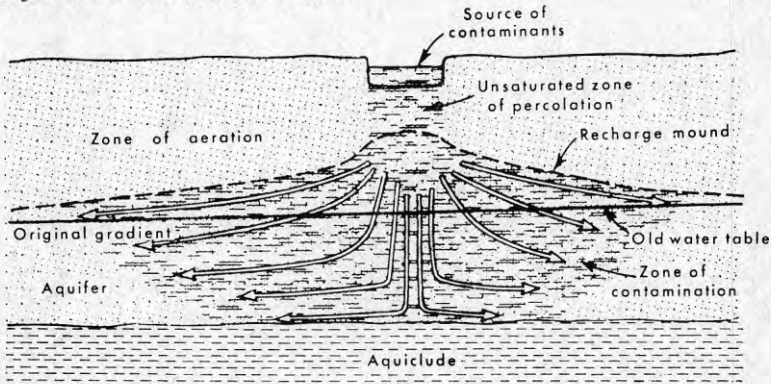
kemiska sammansättningen i nederbörden. Vid utvecklingen av en podsolprofil kommer en katjonbytesjämvikt att etableras mellan det perkolerande vattnet och råhumusen. Den kemiska sammansättningen hos nederbörden påverkar alltså på detta sätt den kemiska "statusen" i jorden. (Låg, J, 1968).

En ändring av nederbördens kemiska sammansättning kommer att leda till en förskjutning av det jämviktstillstånd som föreligger i systemet nederbörds-vatten-markvätska-markkolloider. När det gäller syra-bas statusen i marken är det främst balansen mellan metallkatjonerna och de starka syrorans anjoner ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) i nederbörden, som är av intresse. Vid en större tillförsel av såväl anjoner som katjoner ökar marklösningens jonstyrka, vilket sänker aktiviteten för samtliga i marklösningen ingående jonerna. Relativt sett sänks härvid aktiviteterna för de envärda jonerna, inklusive vätejonerna, mindre än för de två och trevärda jonerna. (Malmer, Nils, 1973).

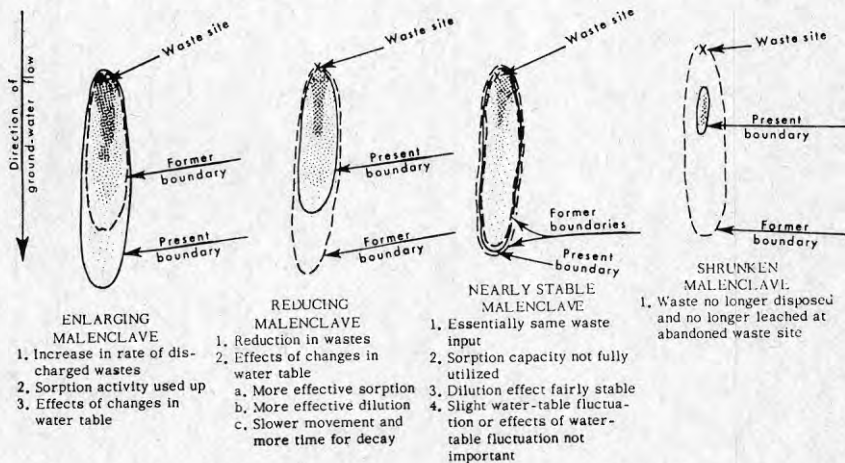
De oorganiska beståndsdelarna kan adderas till humusen genom andra processer än genom katjonbytet. De kan tas upp direkt från luften, oberoende av regnet. Näringsämnen transporteras också konstant från djupare liggande lager till humusen genom vegetationen.

Genom vattnets rörelse i marken uppkommer beroende av de geohydrologiska förhållandena i olika delområden, varierande mönster av kontaminerade zoner vid utsläpp och infiltrering av vatten innehållande t ex virus, pesticider, organiskt och oorganiskt material av industriellt ursprung eller dylikt. Trots att föroreningarna rör sig i riktning med vattnet, sker vissa rörelser långsammare eller nästan inte alls på grund av adsorption till eller andra kemiska relationer med det jordmaterial, som omger vattenströmmen. Lera t ex, tenderar att hålla kvar många ämnen genom jonbyte eller andra mekanismer, bättre än t ex sand. Det är sällan som en förorening passerar opåverkad genom hela sekvensen markyta - luftzon - mättnadszon (grundvattenzon) - ytvattendrag - havet, utan föroreningen förändras ofta på något sätt eller fastläggs någonstans under vägen.

I markens luftzon dominerar en vertikal rörelse, och denna zon är särskilt effektiv när det gäller att späda ut föroreningshalterna helt eller delvis. När föroreningarna nått den mättade zonen, tenderar de att spridas mer lateralt, dvs i sidled. Man kan dock inte säga något generellt om rörelsemönstren, eftersom föroreningarna kan vara av så varierande beskaffenhet att de skiljer sig avsevärt från varandra i sitt beteende i marken. Vissa föroreningar bryts ned och förlorar potential med tiden, medan andra bryts ned vid kontakt med syre.



### PERKOLATION AV FÖRORENINGAR GENOM DEN VATTENOMÄTTADE MARKZONEN I EN ISOTROP AKVIFER. (Efter DEUTSCH 1963)



### ÄNDRINGAR AV MALENKLAVERS STORLEK OCH FAKTORER SOM ORSAKAR DESSA FÖRÄNDRINGAR. (Efter Legrand 1965)

Malenklav är en area med oanvändbart grundvatten (även ytvatten) orsakad av spridning av förorenat vatten från en central punkt eller från flera punkter

i samverkan. Gränsen för området är den yttersta gräns man kan uppmäta för förorenat vatten kontaminerat från utsläppspunkten.

Heterogeniteten i geologin förorsakar till stor del den stora variationen av former och storlekar man kan få hos malenklaver.

Där en minskning av koncentrationen av ett ämne i vattnet sker endast genom utspädning ökar malenklaven med ökad koncentration. Den blir långsträckt i riktning med grundvattenflödet. Där koncentrationsminskning sker även genom sönderfall och adsorption, ökar inte malenklavens storlek, även om föroreningsmängden ökar. Koncentrationen av en regelbundet utsläppt förorening minskar så gott som alltid med avståndet från spridningscentrum. (Legrand, H E, 1965).

Eftersom grundvattnets hastighet i de flesta naturliga situationer inte överskrider någon meter per dygn är det osannolikt att bakteriell förorening skulle transporteras längre än 60-70 m i jord, p g a den kombinerade effekten av filtrering och avdödning av mikroorganismerna.

SALTER, här alkalimetallsalter: Markskador beroende på för höga saltkoncentrationer utgörs huvudsakligen av fertilitetsnedsättning och minskad permeabilitet, som följd av att markkolloiderna dispergeras, vilket resulterar i minskad aggregation och dränering. (Åke Rühling: Vägars inverkan på omgivande natur.)

Vid försök som utförts på institutionen för VA-teknik, Chalmers Tekniska Högskola, (Carlsson, Horkeby, 1976), kunde man dock inte konstatera någon tendens till adsorption av de undersökta salterna  $\text{NaCl}$ ,  $\text{KNO}_3$ ,  $\text{CaCl}_2$  och  $\text{MgSO}_4$ .

TUNGMETALLER: Tungmetallerna är föga rörliga i ekosystemet eftersom de fastläggs så gott som totalt i förna och humus. De har stor förmåga att ackumuleras och fastläggs, och därför kan tungmetallhalterna nå avsevärda värden högre upp i näringskedjorna, ex hos rovdjuren.



Det finns ett klart samband mellan tungmetallhalt och nedbrytningshastighet. Detta samband är mycket starkt vid alla vattenhalter mellan 20 och 90% av vattenmättnaden. Det är främst de mikrobiologiska nedbrytningsprocesserna som hämmas vid en förhöjd tungmetallhalt. Därför kommer också produktionen att minska vid en ökad tungmetalltillförsel i o m att näringstillförseln reduceras när nedbrytningshastigheten minskar. Vattnet uppträder som den begränsande faktorn för nedbrytningshastigheten betydligt tidigare vid höga tungmetallhalter än vid låga. Detta betyder att en minskning av grundvattenståndet i samband med ökad tungmetallhalt förstärker effekten av metallbelastningen.

Bly har störst förmåga att adsorberas av de vanligaste tungmetallerna, därefter kommer koppar. Blyackumuleringen sker i de flesta fall endast i markens ytlager där stora mängder bly kan upplagras, främst i förnan beroende på dennas jonbytesegenskaper. Markens egenskaper bestämmer vid vilken blykoncentration som giftverkan inträder. Bly har större giftverkan vid brist på vissa näringsämnen, t ex fosfor.

Koppar utgör, om det tillförs marken i överskott, den viktigaste begränsande faktorn för kväve mineraliseringen, d v s nedbrytningen av organiskt kväve till nitrit och nitrat. I normala fall hinner aldrig mineralkväve ansamlas i naturen, utan det assimileras av växtligheten i ungefär samma takt som det bildas. Mängden bildat kväve faller snabbt med stigande kopparhalt över 30 ppm. Även andra processer, som ex fosfor mineraliseringen, reduceras vid stigande tungmetallhalt. (Tyler, G, 1974).

KVÄVE: Det som huvudsakligen påverkar kvävet rörelse under jord är den biologiska omvandlingen (nitrifikationen resp. denitrifikationen), adsorption av ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) - kväve till marken och utspädnings effekterna av kvävekoncentrationen i grundvattnet.

Kväve förekommer i naturen vanligtvis; som organiskt ammoniumkväve, som oorganiskt nitratkväve eller som mellanformen nitritkväve. De olika formerna av kväve har helt olika adsorptionsegenskaper. Ammonium har en hög adsorptionsförmåga i marken, men vid god syretillgång övergår

ammonium till nitrit och nitrat genom nitrifikationsprocessen och samtidigt avtar adsorptionsförmågan. Ammoniumkvävet rörelse i jorden är därför vid normala pH-värden inhiberad genom att det adsorberas av jordpartiklarna, medan nitratkvävet som praktiskt taget inte alls adsorberas, är betydligt rörligare i marken.

I samband med utsläpp av spillvatten i jord är det vanligt att man får förhöjda nitratkoncentrationer i grundvattnet. I USA har en del undersökningar utförts för att utvärdera hur kväve i olika former (ammonium, nitrit och nitrat) transporteras vid vattnets perkolerering samt även hur kvävet omvandlas i det perkolerande vattnet.

Vid dessa undersökningar var ammoniumkvävet den form som dominerade i det inkommande vattnet (ca 60 mg/l) medan nitrat och nitrit representerade mindre än 0,1 mg/l av det totala lösta kvävet. Ammoniumkvävet omvandlades dock snabbt till nitrat-kväve vid passering av en luftad jordmånsprofil. Man fick en minskning av  $\text{NH}_4$ -kväve från 60 mg/l till 3-4 mg/l endast ca 6 m från själva perkoleringsstället, medan  $\text{NO}_3$ -kväve hade ökat till ca 40 mg/l. Denna omvandling påskyndas och underlättas ytterligare om man har en väl genomluftad jord, eftersom syre är nödvändigt för att en nitrifikation skall kunna äga rum. (Preul, H C).

SVAVEL: Makronäringsämnet svavel, i form av  $\text{SO}_4^{2-}$ , adsorberas mycket dåligt av jorden och är således ett lättroligt ämne i marken. Så gott som allt svavel som tillförs marken i form av sulfat kommer via nederbörden och transporteras med vattenflödet genom marksystemet i den mån det inte tas upp av växterna. Svavlet fastläggs i den organiska substansen, vanligen för relativt lång tid, vid upptagning av växterna. Svavel förekommer sällan som direkt bristämne trots att det är ett för växterna oombärligt ämne. Ett överskott av sulfat kan däremot ge negativa effekter på mark och vatten. Inte så mycket genom direkt giftverkan utan främst genom sin medverkan till ökad försurning och ökad urlakning. Det finns en del teorier om att försurningen i marken genom ökad sulfattillförsel kan tänkas ge ungefär liknande effekter som tungmetallerna, dvs att nedbrytningsprocesserna påverkas och att därigenom de för växterna essentiella mineralnäringsämnen skulle fri-

göras långsammare. Detta skulle i så fall innebära att eftersom en ökad svaveltillförsel och en ökad tungmetalltillförsel påverkar samma processer i ekosystemet, kommer deras verkan att förstärkas. (Malmer, N, 1973).

NATRIUM: Eftersom  $\text{Na}^+$  är en jämförelsevis lätttrörlig jon är den mindre representerad i humusen än andra katjoner. Med hänvisning till den tidigare nämnda risken för kvicklerbildning vid utsläpp av typiska mjukvattensystem, (där alltså  $\text{Na}^+$  är den dominerande katjonen) måste dock dagvattnets innehåll av denna metall beaktas vid en eventuell infiltration i marken.

Organiskt material är en födokälla för mikroorganismer, och när det tillförs jorden får man en ökning av den mikrobiella aktiviteten, om övriga förhållanden är gynnsamma. Under den mikrobiologiska sönderdelningen av organiskt material produceras olika substanser som gaser, vätskor och fasta produkter, vilka kan verka olika på jordens struktur. Vissa av dessa substanser kan verka starkt aggregerande på jordpartiklarna. Jorden som ett medium för vattentransport påverkas av dessa produkter, speciellt om den biologiska aktiviteten reducerar eller ökar antalet och storleken av utrymmena mellan de strukturella enheterna, genom vilka vattnet måste passera.

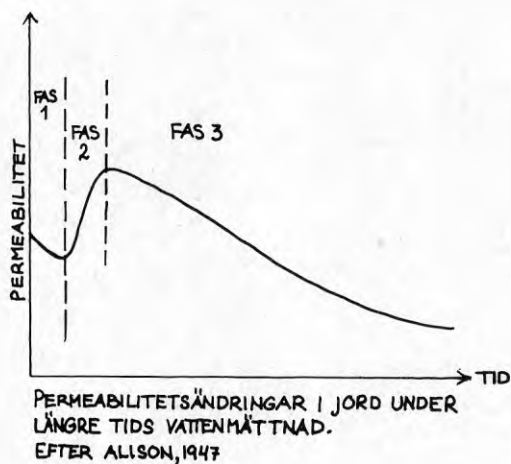
Aggregatbildningen i jorden har stor betydelse för vattnets perkolationshastighet. I de fall där aggregaten binds samman genom organiska beståndsdelar, utsöndringsprodukter och liknande, kan mikroorganismernas roll ur perkolationssynpunkt vara negativ genom att dessa kan bryta ned det bindande organiska materialet och på så sätt upplösa aggregaten. Detta resulterar i mindre porutrymmen och minskad perkolationshastighet.

Om organisk substans fick lov att sönderfalla i jorden är det tänkbart att upplösningsprodukterna och även de mikrobiella vävnaderna skulle minska storleken på porerna, eller störa kontinuiteten av porerna, och detta skulle kunna reducera perkolationen.

Mikrobiellt producerade polysackarider spelar otvivelaktigt en aktiv roll när det gäller jordstrukturen. De allra flesta polysackarider är markant effektiva jordaggregerande komponenter. I försök som P J Martin (1946) gjort, fann man att så lite som 0,1 g polysackarider i 900 g jord ökade aggregationen av silt och lerpartiklar från 44% till 70%.

Mitchell O Nevo (1964) anser att enbart de mikrobiella cellerna kan förorsaka betydande tilltäppning vid infiltration av vatten i sand, men de har även funnit en hög korrelation mellan tilltäppning mätt dels genom perkolationshastigheten och dels genom mängden ackumulerad polysackarid.

Mäter man permeabiliteten mot tiden hos en jord där markytan kontinuerligt ligger under vatten, får man en kurva som ser ut som följande



Nedgången i permeabiliteten i fas 1 beror på strukturförändringar, dels beroende på att den initieellt torra jorden sväller vid vätning, dels på att elektroninnehållet minskar eftersom salterna "tvättas" ur.

Ökningen av permeabiliteten i fas 2 beror på att luften i porerna försvinner med det perkolerande vattnet. Max uppnås, då all luft är borta.

I fas 3 sker en långsam fysikalisk sönderdelning av aggregaten och en biologisk igensättning p g a mikrocellerna och deras syntetiserade produkter, slem eller polysackarider. Här får man också en spridningsverkan beroende på mikroorganismernas angrepp på det organiska materialet, vilket binder jorden i aggregat.

Samtidigt som max i permeabiliteten uppnås, d v s då all luft har försvunnit från porerna, startar den mikrobiella aktiviteten och igensättning börjar.

J P Martin (1946) tolkar igensättningsfenomenet som en effekt av de mikrobiella produkterna, såsom polysackarider. Han har också funnit att produktionen av dessa ämnen stimuleras av extra tillsatser till jorden av energirikt material såsom exempelvis sukros eller dextros.

Genom att på lämpligt sätt underhålla den mikrobiologiska aktiviteten har det visat sig att man vid tillsats av organiskt material kan få antingen reduktion eller en ökning av perkolationshastigheten. Man kunde vänta sig att perkolationshastigheten skulle minska kraftigt om energirikt organiskt material tillsätts en jord för att befrämja mikrobiologisk aktivitet, men om man låter jorden torka innan man på nytt fyller på vatten kan perkolationshastigheten bli högre än initialhastigheten. Vid torka har nämligen polysackarider i allmänhet en starkt aggregerande verkan.

McCalla (1950) visade att om man blandade sukros (som är en polysackarid) med ett jordmaterial, inkuberade denna blandning före torkning och omrörning, så fick man en ökning av perkolationen från 3,17 inches (ca 8 cm) för obehandlad jord till 69,30 inches (ca 173 cm) total perkolation för en 8-timmarsperiod. Om sukros däremot inkuberades i perkolatorn och jorden hölls våt utan att omblandas, minskade perkolationen från 3,17 inches till 1,07 inches (ca 2,5 cm) för samma tidsperiod. Genom dessa försök kunde man visa att om jorden inkuberades med något energirikt material (en polysackarid) i vått tillstånd och sedan får torka, så har mikroorganismerna den effekten att de höjer perkolationshastigheten. Under inkubationstiden förändrar mikroorganismen det organiska materialet (polysackariden) så att det får aggregerande egenskaper.

Det finns två sätt genom vilka mikroorganismer kan reducera vattnets rörelse genom jorden under en längre tids vattenmättnad:

- 1 Man får igensättning av porer genom de produkter (gaser, slem, polysackarider) som produceras av mikroorganismerna vid nedbrytningen av organiskt material.
- 2 Genom det mikrobiologiska angreppet på de substanser som binder ihop jordpartiklarna får man en sönderdelning av aggregaten.

Vid en temperatur som är ofördelaktig för mikrobiologisk aktivitet (under  $+10^{\circ}\text{C}$ ) resulterar en tillsats av någon polysackarid, exempelvis sukros, inte i samma minskning av perkolationshastigheten som man får om perkolationen får ske vid rumstemperatur, vilken är gynnsammare för mikroorganismerna.

Vid längre tids vattenmättnad utbildas den minst permeabla delen i det lager där det finns organiskt material. I försök som bl a Alison (1947) gjorde visade det sig att de översta 25 centimetrarna eller mindre var den zon som begränsade permeabiliteten och detta är den zon som innehåller mest organiskt material.

Alkyl-benzen-sulfonat (ABS) är en organisk förening som är vanligt förekommande i t ex spillvatten från hushåll. Robeck m fl (1963) har undersökt vad som händer med detta ämne då det släpps ut i en vattenomättad jord. Ett av syftena var att man ville konstatera om detta ämne var nedbrytbart vid vattnets nedsipprande i jorden. Vid försöken, som utfördes på laboratorium, fann man att det skedde en markant minskning av ABS och även av coliforma bakterier och andra föroreningar. Denna minskning ägde till största delen rum i det översta lagret av sandbädden, och man fann även att en nästan fullständig nedbrytning hade skett.

Även vid dessa försök kunde man konstatera att man fick stora igensättningsproblem efter en viss tidsrymd.

## 9 REFERENSER

## 9.1 Lista över genomgången litteratur.

- Adams, R Jr., 1973. Factors influencing soil adsorption and bioactivity of pesticides. *Residue Review*, vol. 47, 1973.
- Ahlgren, I, 1970. Limnologiska synpunkter på dagvattenavledningen från bebyggelse inom Lillsjön och Örnässjöns nederbördsområde i Upplands Bro kommun. Stencil, Limnologiska institutionen, Uppsala universitet.
- Alison, L E, 1947. Effects of microorganisms on permeability of soil under prolonged submergence. *Soil Science*, vol. 63, s. 439-450, 1947.
- Beskow, G , 1964. Mineraloljans rörlighet i mark. Stencil, Geologiska institutionen, Chalmers Tekniska Högskola. Göteborg.
- Bucht, E & Widgren, R, 1973. Träd i bebyggelse (Statens institut för byggnadsforskning). Lund.
- BFR:s programgrupp för geohydrologisk forskning, 1974. Infiltration av vatten i jord. Seminarierreferat.
- Carlsson, L, Horkeby, B, 1976. Transport, utspädning och fastläggning av föroreningar i grundvatten. Föroreningstransport i grus och sand. Experimentella studier av adsorptionsförlopp av fosfor och vissa tungmetaller. (Chalmers Tekniska högskola, institutionen för VA-teknik) Publikation B, 76:4.
- Danfors, E, 1975. Soil water distribution. (IHD-rapport. No. 9, 1975.
- Hajek, B F, 1969. Chemical interactions of wastewater in a soil environment. *Jour. W. P. C. F (Journal of water pollution control federation)* vol. 41, No. 10, okt., s. 1775, 1969.
- Hansen, E, 1975. Inadvertant effect of man on the hydrological cycle. (IHD-rapport) No. 8, 1975.
- Hansen, W F, 1952. Vejplantninger og deres vedligeholdelse. (Faellesrådet for havekultur og landskabsgartneri). København.
- Hörling, G, 1970. Herbicider och markens mikroorganismer. Grundförbättring, specialnummer 5, årg. 23, 1970, Uppsala.
- Knutsson, G, Bäckman, L, m fl, 1974, Vägars inverkan på omgivande natur. (Statens väg och trafikinstitut). Rapport no. 54, SNV (Statens Naturvårdsverk), PM No. 476, 1974.
- Legrand, H E, 1965. Patterns of contaminated zones of water in the ground. *Water Resource Research*, vol. 1, No. 1, 1965.
- Lisper, P, 1974. Dagvattnets sammansättning och dess variationer.
- Låg, J, 1968. Relationships between the chemical composition of the precipitation and the contents of exchangeable ions in the humus layer of natural soils. *Acta Agriculture Scandinavica*, XVIII:3, s. 148-152.
- Malmer, N, 1973. Om effekterna på vatten, mark och vegetation av ökad svaveltillförsel från atmosfären. SNV (Statens Naturvårdsverk) PM No. 402, 1973.



- Malmqvist, P-A, 1976. Dagvattnets föroreningar. (Nordiska hälsovårdshögskolan) Chalmers Tekniska Högskola.
- Malmqvist, P-A, Svensson, G, 1975. Dagvattnets sammansättning i Göteborg. (Geohydrologiska forskningsgruppen, Chalmers Tekniska Högskola) Meddelande nr. 14, Göteborg.
- Martin, J P, 1946. Microorganisms and soil aggregation II: Influence of bacterial polysaccharides on soil structure. *Soil Science*, vol. 61, No. 2 Feb., 1946.
- McCalla, T M, 1950. Studies on the effect of microorganisms on rate of percolation of water through soils. *Soil Science Soc. Am. Proc.* No. 15, s. 182-186, 1950.
- Mitchell, R & Nevo, Z, 1964. Effect of bacterial Polysaccharide Accumulation on Infiltration of water through sand. *Applied Microbiology*, vol. 12, No. 3, May, 1964.
- Nilsson, J, 1971. Vad skall vi göra med dagvattnet. (Redaktionstjänsten, Statens Naturvetenskapliga forskningsråd). Miljövårdscentrum, Tekniska högskolan i Stockholm. MVC-rapport 1.
- Odén, S, 1970. Marken som mottagare av biocider, tungmetaller och radioaktiva ämnen. *Grundförbättring*, No. 5, 1970.
- Palm, R, 1972. Grundvattensänkning farlig för vegetationen? (Byggmästarens förlag). *Byggmästaren* nr. 8, okt 1972 årg. 51, Stockholm.
- Palm, R, 1972. Grundvattensänkning och vegetation i Norra Botkyrka. (Byggmästarens förlag). *Byggmästaren* nr. 9, 1972, årg. 51, Stockholm.
- Palm, R, 1973. Befintlig vegetation och bebyggelseplanering. (Byggmästarens förlag). *Byggmästaren* nr. 5, 1973, Stockholm.
- Pedersen, Jörn, 1976. Jordpakning. *Landskap*, nr 2, 1976, årg. 57. København.
- Pejler, B & Ivarsson, R. *Ekologi för grundkurs i biologi. Kompendium Zool. institutionen, Stockholms Universitet, Stockholm.*
- Petersen, M, 1974. Jordsammensætning till sportspladser. *Landskap*, nr 7, årg. 55, 1974, København.
- ★ Preul, H C. Underground movement of nitrogen. *Jour. W. P. C. F. (Journal of Water Pollution Control Federation)*, vol. 38, No. 3.
- Robech et al, 1963. Degradation of ABS and other organics in unsaturated soils. *Jour. W. P. C. F.* oct. 1963, vol. 35, No 10.
- SOU 1967:43. Miljövårdsforskning. (Statens offentliga utredningar) Stockholm.
- Söderlund, G, Lehtinen & Friberg, S, 1970. Physicochemical and microbiological properties of urban storm-water runoff. *International Association on Water Pollution Research. 5th conference, San Fransisco, July 1970, In press.*

Söderlund, G & Lehtinen, H, 1971. Föroreningar i dagvatten från stadsbebyggelse. Vatten, No. 2, 1971.

Söderlund, G, 1971. Dagvattnets fysikalisk-kemiska och bakteriologiska sammansättning. STU-rapport. 70-242/U 177, 1971.

Tooth, S J, 1964. The physical chemistry of soils. (Firman E Bear) Chemistry of the soils. 2nd ed. No. 160, 1964.

★ Troedsson & Nykvist, 1974. Marklära och Markvård. (Almkvist & Wiksell).

Tyler, G, 1974. Effekter av tungmetallförorening på nedbrytningsprocesser i skogsmark. Statens Naturvårdsverk, PM 542, 1974.

★ Wiklander, L, 1964. Cation and anion exchange phenomena. (Firman E Bear) Chemistry of the soils. 2nd ed. No. 160, 1964. Ed.  
Reinhold Publishing Corp. New York

9.2 Lista över ej genomgången, men i sammanhanget intressant litteratur.

Allen, O N, 1957. Experiments in soil bacteriology. (Burgens publishing company). Minneapolis, 1957.

Anderson, A, 1967. Kviksilvret i marken. Grundförbättring No. 3-4, 1967

Andersson, A & Mattsson, L, 1972. Markkemiska förändringar utmed trafikleder. Grundförbättring, No. 4, 1972.

Black, C A, 1965. Methods of soil analyses - part 2: Chemical and microbiological properties. Amer. Soc. Agronomy. Inc. Madison Wisc. 1965.

Burges, A & Raw, F, 1967. Soil biology, Academic Press, 1967.

Chesters, G, 1959. Soil aggregation and organic matter decomposition. Ph. D. Thesis, Univ. of Wisc. Madison.

Christensen, S, 1974. Vatten till den gröna miljön. Landskap, No 7, 1974.

Eriksson, E & Holbn, H, 1974. Hydrokemi. Kemiska processer i vattnets kretslopp. (IHD-rapport) No. 7, 1974.

Gleria, J, 1962. Physikalische Chemie und Kolloidik der Böden. Budapest, 1962.

Gray, T R G & Parkinson, D, 1968. The ecology of soil bacteria. Liverpool Univ. Press.

Griffin, D M, 1972. Ecology of soil Fungi. (Chapman and Hall)

Hattori, T, 1973. Microbial life in the soil (Marcel Deccer).

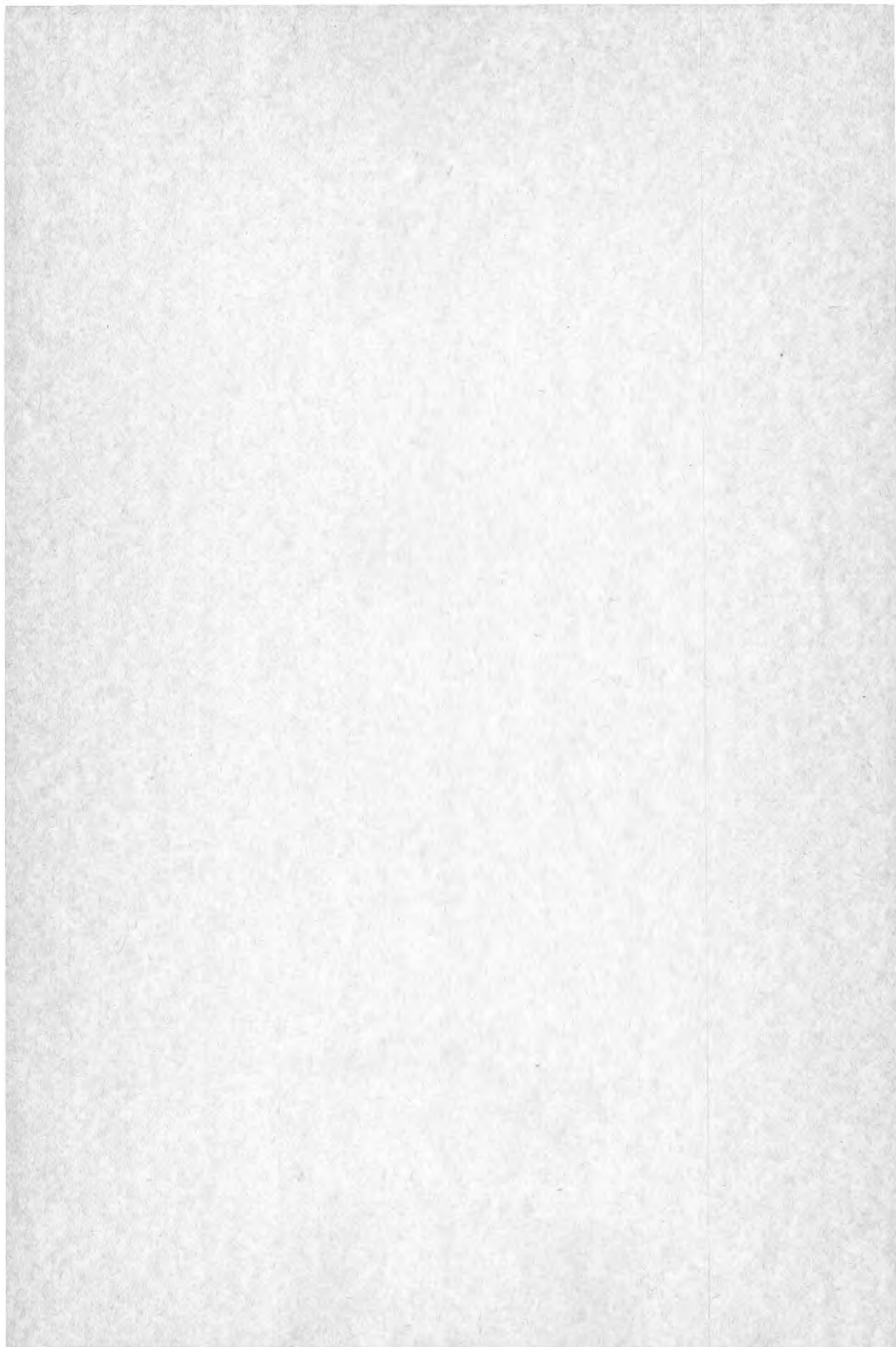
Haugbom, O, 1973. Nedbörundersökelse i Sarpsborg-distriktet og undersøkelser over virkninger av forsurende nedfall på jordkjemiske egenskaper. Licentiatavhandling vid NLH, Ås, NLH, 1973.

Jackson, M L, 1964. Chemical composition of soils. (Firman E Bear) Chemistry of the soils. 2nd ed. No. 160.

Jackson, R M & Raw, F, 1966. Life in the soil. (E Arnold Ltd.) Studies in Biology, No. 2.

- Kristiansen, R, Hvatum, O Ö, Pedersen, T, 1975. Bakteriespednong omkring slamlaguner. Vann, 1975.
- Laurie, J, 1974. Landscape policies for the environment. The urban ecosystem, Urban landscape. Doktorandkurser vid Alnarp, Lantbrukshgskolan, feb-mars, 1974.
- Lewis, J R & Thomas, H C, 1963. Adsorption studies on clay materials. VIII. Jour. Phys. Chemistry, No. 67, 1963.
- Lindskoug, N E, 1971. Urbaniseringens inverkan på grundvattnet och följdverkningar därav. Vannet i Norden, No. 2, 1971.
- Låg, J, Noen generelle jordbunnskjemiske problemer i relasjon till nedbørens kjemiske sammansetning. Medlemsblad för den Norske Veterinaerforening, årg. 21, No. 3.
- Låg, J & Steinnes, E, 1974. Soil Selenium in relation to precipitation. Ambio, vol. 3, No. 6.
- MarkAMA- 72
- Martin, J P, Microorganisms and soil aggregation: I. Origin and nature of the aggregating substances, Soil Science: 59, s. 163-174.
- McCalla, T M, 1942. Influence of biological products on soil structure and infiltration. Soil Science Soc. Am. Proc. 7: 209-214, 1942.
- McCalla, T M & Myers, H E, 1941. Changes in soil aggregation in relation to bacterial numbers, hydrogen-ion concentration and length of time soil was kept moist. Soil Science, vol. 51. sid. 184-200.
- McLaren, A D & Skujins, 1967 och 1971. Soil Biochemistry. (Marcel Dekker) vol. 1 och 2.
- Nriagu, J O, 1976. Environmental biogeochemistry. Ann Arbor Science, vol. 1 och 2.
- Odén, S, 1972. The extent and effects of atmospheric pollution on soils. Soils Bulletin, No. 16, 1972.
- Quispel, A. The biology of Nitrogen fixation. North Holland.
- Soane, B D, 1970. The effects of traffic and implements on soil compaction. Jour. and proceeding of the inst. of agriculture engng. No. 25.
- Sohlenius, B, 1969. Biotiska relationer i markfaunan. Zool. Revy 31-3, Stockholm.
- Veihmeyer, F J & Hendrickson, A H. Soil density and root penetration. Soil Science 65.
- Vinogradov, A P, 1959. The geochemistry of rare and dispersed chemical elements in soils. (Transl. fr. russian) New-York-London.
- Wallwork, J A, 1970. Ecology of soil animals (McGraw Hill)
- Wiklander L, 1971. Bly i mark och växter. Grundförbättring, No. 2.
- ★ Wiklander, L & Hallgren, G, 1970 och 1971. Urlakning av näringsämnen II + III. Grundförbättring No. 3 och 4, 1970 och No. 2, 3 och 4, 1971.







**Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 750942-8 från  
Statens råd för byggnadsforskning till Geologiska institutionen,  
Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg**

**R94: 1977**

**ISBN 91-540-2785-3**

**Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm**

**Art.nr: 6600694  
Abonnemangsgrupp:  
V. Anläggningsteknik**

**Distribution:  
Svensk Byggtjänst, Box 1403  
111 84 Stockholm**

**Cirka pris: 22 kr exkl moms**

TEKNISKA HÖGSKOLEN  
SEKTIONEN FÖR BYGGMETODER  
BIBLIOTEK