

Jord som recipient for spildevand

Statusrapport vedrørende anvendelse af jord som
recipient for spildevand.

April 1979

Jord som recipient for spildevand

**Statusrapport vedrørende anvendelse af jord som
recipient for spildevand.**

April 1979

ISBN 87-503-2811-5

Fu 00-153

JJ trykteknik a/s, Copenhagen



Dette hæfte er trykt på genbrugspapir

Forord

Bortskaffelsen af den stadig stigende mængde spildevand fra husholdninger, virksomheder, vejanlæg m.m. ved traditionel kloakering og rensning af spildevandet kræver store investeringer og medfører ofte betydelig forurening af vandløb og søer.

Ved udledning af spildevand til nedsivningsanlæg eller ved udspredning på jorden er der muligheder for helt eller delvis at undgå påvirkninger af vandløb. Til gengæld kan der opstå en række andre problemer i form af grundvandsforurening og overfladegener ved udledning til nedsivningsanlæg og lugtgener og risiko for smittespredning ved udspredning på jorden.

Når der i forbindelse med udarbejdelse og godkendelse af spildevandsplaner skal træffes beslutning om, hvorledes spildevandet skal bortskaffes, må disse meget forskelligartede ulemper afvejes mod hinanden.

På grund af utilstrækkelig viden bl.a. vedrørende risikoen for grundvandsforurening har en sådan afvejning hidtil været meget vanskelig.

Miljøstyrelsen har derfor iværksat en række undersøgelser for at belyse problemerne i forbindelse med anvendelse af jord som recipient for spildevand. Resultater af disse undersøgelser er offentliggjort i følgende rapporter:

Miljøprojekter 2. Nedsivning af husspildevand i bassinanlæg ved Frederiks. Forundersøgelser. August 1976.

Miljøprojekter 6. Udledning af husspildevand på jord. Litteraturstudium. November 1977.

Miljøprojekter nr. 8. Nedsivning af husspildevand gennem sivedræn. Marts 1978.

På grundlag af resultater af forundersøgelsen, der er beskrevet i »Miljøprojekter 2«, er der gennemført videregående undersøgelser omkring bassinanlægget i Frederiks.

Foruden disse danske undersøgelser foreligger der resultater fra en lang række udenlandske undersøgelser.

Miljøstyrelsen har derfor, som et led i opfølgningen af styrelsens undersøgelsesvirksomhed, sammenfattet resultaterne af ovennævnte undersøgelser og udenlandske erfaringer vedrørende afledning af spildevand til jorden i nærværende statusrapport.

Formålet med statusrapporten er at give en samlet oversigt over mulige metoder til udledning af spildevand til jorden og belyse hvilke ulemper og forureningsproblemer, der er knyttet til de forskellige udledningsmetoder, således at der opnås et forbedret grundlag for at fastsætte, hvilke forudsætninger der bør være til stede for at spildevand kan udledes til jorden.

Statusrapporten har endvidere dannet grundlag for udarbejdelsen af miljøstyrelsens redegørelse om de problemer, der er forbundet med spildevandsbortskaffelse i mindre og spredte bebyggelser, herunder sommerhusområder (Spildevandsafledning udenfor bymæssig bebyggelse, december 1978). Denne redegørelse er udarbejdet sideløbende med den endelige redigering af nærværende rapport.

Rapporten er udarbejdet i miljøstyrelsens vandforsynings- og grundvandsbestyttelseskontor (6. kontor) af lic. agro. Ejvind Hansen, med bistand bl.a. fra styrelsens økologisk-hygieniske kontor (5. kontor) og spildevandskontoret (8. kontor).

Et udkast til rapporten har været udsendt til høring hos en række sagkyndige instanser og enkeltpersoner. De derved indkomne bemærkninger og ændringsforslag er i størst mulig udstrækning indarbejdet i rapporten. Endvidere er særstandpunkter, der ikke er i overensstemmelse med miljøstyrelsens synspunkter, og skriftlige bemærkninger af mere generel karakter, indføjet som bilag til statusrapporten.

Miljøstyrelsen, marts 1979

Jens Kampmann/

Erling Rørdam

Indholdsfortegnelse

1.	INDLEDNING	7
1.1.	Hidtidig udvikling vedrørende bortskaffelse af affald og spildevand	7
1.2.	Tidligere og nugældende lovgivning	8
2.	FORURENENDE STOFFER I SPILDEVAND	11
2.1.	Husspildevand	13
2.1.1.	BI's, kvælstof, fosfor, tørstof	13
2.1.2.	Patogene organismer i husspildevand	14
2.2.	Overfladevand fra befæstede arealer	16
2.3.	Tagvand	20
2.3.1.	Nedfald af materiale på tage	20
2.3.2.	Byggematerialer	20
2.4.	Spildevandsrensning	21
2.4.1.	Enkelt anlæg	21
2.4.2.	Biologisk minirensningsanlæg	22
2.4.3.	Større rensningsanlæg	23
3.	ANLÆGSTYPER, KONSTRUKTION AF ANLÆG	23
3.1.	Faskiner	23
3.2.	Sivebrønde	25
3.3.	Sivedræn	25
3.3.1.	Stødvis udledning	25
3.3.2.	Diskontinuerlig drift	26
3.3.3.	Kunstigt opbyggede anlæg	26
3.3.4.	Kunstig grundvandssænkning i forbindelse med nedsivning	27
3.4.	Bassinanlæg	29
3.5.	Overrislingsanlæg	30
3.6.	Udspreddning på jorden	30
4.	VANDBEVÆGELSER I JORDEN	32
4.1.	Nedsivning til grundvandet	32
4.2.	Strømninger med grundvandet	36
5.	PROCESSER I JORDEN	39
5.1.	Det naturlige økologiske kredsløb	39
5.2.	Luftskifte i jorden	41
5.3.	Nedvaskning af iltforbrugende organisk stof	44
5.4.	Transport af mikroorganismer	45
5.4.1.	Bakteriers bevægelse i jord	45
5.4.2.	Bakteriers overlevelse i jord	46
5.4.3.	Virus' bevægelse i jord	46
5.4.4.	Virus' overlevelse i jord	47

5.4.5.	Parasitters bevægelse i jord	47
5.4.6.	Parasitters overlevelse i jord	47
5.5.	Transport af kemiske stoffer	48
5.5.1.	Ionbytning	49
5.5.2.	Kvælstof	52
5.5.2.1.	Ionbytning	52
5.5.2.2.	Omdannelse af ammonium til nitrat	53
5.5.2.3.	Denitrifikation	55
5.5.2.4.	Optagelse i planter	55
5.5.2.5.	Andre processer	57
5.5.3.	Fosfor	57
5.5.4.	Tungmetaller	59
5.5.5.	Bor	60
5.5.6.	Detergenter	61
5.5.7.	Klorid	63
6.	GRUNDEVANDSKVALITETSKRAV	63
6.1.	Almen vandforsyning	64
6.2.	Vand til vanding af landbrugs- og gartneriafgrøder	68
6.3.	Afstrømning til naturlige recipienter for grundvand	69
7.	KONSEKVENSER AF SPILDEVANDSAFLEDNING TIL JORDEN .	70
7.1.	Husspildevand	70
7.2.	Regnvand fra befæstede arealer	75
7.3.	Tagvand	75
7.4.	Industrispildevand	76
8.	SPECIELLE PROBLEMER I FORBINDELSE MED UDSPREDELSE PÅ JORDEN	76
8.1.	Hygiejniske problemer	77
8.2.	Kemisk forurening af planter, jord og grundvand	78
8.3.	Lugtgener	78
8.4.	Problemer med spildevandsbortskaffelse i vinterperioden	79
	LITTERATUR	80
	APPENDIKS (Bemærkninger til rapporten)	83

1. Indledning

1.1. Hittidig udvikling vedrørende bortskaffelse af affald og spildevand

Den stadig stigende affaldsmængde der produceres i det moderne samfund og de stadig stigende krav til de hygiejniske og miljømæssige forhold har medført en voldsom stigning i udgifterne til behandling og bortskaffelse af såvel fast affald som spildevand.

Ved bortskaffelsen af affald fra private husholdninger har udviklingen især tilgodeset de privathygiejniske og estetiske forhold. Som typisk eksempel kan nævnes indførelse af vandklosetter, der for den enkelte borger må betragtes som en særdeles tilfredstillende metode til bortskaffelse af latrin.

Ud fra et miljømæssigt og omgivelseshygiejnisk synspunkt må den hidtidige udvikling i retning af anvendelse af oppumpet grundvand som transportmiddel for affaldsstoffer og vandløb som recipient imidlertid betragtes som et tilbageskridt i forhold til den tidligere praksis, hvor affaldet i meget vid udstrækning blev udnyttet som gødningsstoffer for planter ved udbringning som fast affald på dyrkede arealer.

Ulemperne ved den nuværende afledning af affaldsstofferne til vandløb o. lign. søges imødegået ved etablering af rensningsanlæg og afskærende ledninger, og ved så vidt muligt at friholde de mest følsomme vandområder for spildevand.

I dag er det teknisk muligt at udføre meget vidtgående rensning af spildevandet således at væsentlige miljømæssige ulemper ved udledningen kan undgås. Omkostningerne ved en sådan rensning kan dog være store, især når det gælder anlæg med små kapaciteter.

Der har derfor i de senere år været en stærkt stigende interesse for alternative metoder til bortskaffelse af spildevand og andet affald. Begrundelsen har bl.a. været ønsker om besparelser, men især på længere sigt må der lægges større vægt på at nå frem til de hygiejniske og miljømæssige optimale metoder.

Fra mange sider er der peget på muligheden for i større udstrækning at anvende sivebrønde og sivedræn til bortskaffelse af spildevand. Især i sommerhusområder, hvor der allerede findes sådanne anlæg for mange sommerhuse, kan der være store besparelser ved fortsat nedsivning i stedet for kloakering.

Som yderligere argument er der peget på, at udledning til jorden kan øge grundvandsdannelsen og gavne plantevæksten, men der har hidtil været en betydelig usikkerhed vedrørende faren for grundvandsforurening ved nedsivning.

Udspredding af spildevand på jorden er også blevet fremført som et alternativ til den traditionelle spildevandsbortskaffelse. En sådan bortskaffelse kræver normalt såvel kloakanlæg til samling af spildevandet som ret dyre anlæg til behandling og fordeling af spildevandet. Interessen for udspredding på jorden skyldes derfor især ønsket om at aflaste søer og vandløb for spildevand.

I USA har der i den senere tid været stor interesse for udledning af spildevand på jorden. Ud fra et økologisk synspunkt er der meget, der taler for udspredding på dyrkede arealer, idet såvel affaldsstofferne som vandet derved føres tilbage til det naturlige kredsløb. Usikkerheden vedrørende faren for spredning af smitstoffer og overførsel af andre giftstoffer til planter, dyr og mennesker har dog medført en betydelig tilbageholdenhed på dette område.

Som tredje alternativ til traditionel udledning af affaldet til vandområder kan der peges på muligheden for at mindske udledningen af affaldsstoffer med spildevandet og i stedet bortskaffe det i mere koncentreret tilstand som fast eller flydende affald. Ud fra miljømæssige og områdehygiejniske synspunkter kan en sådan løsning have mange fordele, men der synes ikke i øjeblikket at være tekniske muligheder for at tilgodese de privathygiejniske ønsker i et sådant omfang, at der er muligheder for ad denne vej at mindske udledningen af forurenende stoffer med spildevand.

Det skal dog bemærkes, at der i de senere år er sket en meget væsentlig udvikling vedrørende afløbsfrie toiletter (Dahi & Vest-Hansen, 1977, Miljøverndepartementet, 1977), således at der nu er forbedrede muligheder for bl.a. i sommerhuse o.lign. at opnå tilfredsstillende privathygiejniske forhold uden installation af vandkloset. Bortskaffelsen af affaldet fra sådanne toiletter volder dog fortsat betydelige problemer.

1.2. Tidligere og nugældende lovgivning

En række sundhedsvedtægter af ældre dato viser, at der før begyndelsen af tyverne ikke er optaget bestemmelser om forbud mod at føre afløb fra latrin til sivebrønd. Et sådant forbud er efterhånden optaget i de forskellige kommuners sundhedsvedtægter fra midten af tyverne og fremefter. I begyndelsen anføres der kun forbud mod afledning af latrin til sivebrønd. Efterhånden optages der bestemmelser, der forbyder afløb fra såvel latrin som vandkloset til sivebrønd. Disse forbud kan tilskrives, at smitterisikoen i væsentlig grad er knyttet til wc-spildevandet.

Forbudet af sidstnævnte omfang er optaget i den normalsundhedsvedtægt, som blev udarbejdet af indenrigsministeriet og udgivet i 1948, og uændret optaget i normalsundhedsvedtægter udsendt i 1953 og 1960.

Gennem en af sundhedsstyrelsen i 1953 udsendt vejledning blev der åbnet mulighed for, at sundhedskommissioner, der måtte ønske det, kunne få stadfæstet en sundhedsvedtægtsbestemmelse, der giver sundhedskommissionen visse muligheder for at dispensere fra det absolutte forbud mod afledning af wc-spildevand til nedslivningsanlæg.

Der blev i vejledningen stillet forslag om følgende ordlyd:

»Tilladelse til at føre afløb fra vandkloset eller latrin til underjordisk dræn eller sivebrønd kan kun meddeles af sundhedskommissionen efter indhentet udtalelse fra embedslægen, og sådan

tilladelse kan kun meddeles, hvor betingelserne for anlæg af sivebrønde er til stede, jfr. stk. 1, og kun indenfor områder, hvor al vandforsyning sker fra fællesvandværk, som har fået vandind-

vindingstilladelse ved landsvæsenskommissionskendelse, og hvor den pågældende landsvæsenskommission har tilladt, at der anlægges underjordisk dræn eller sivebrønd fra vandkloset og latrin. Tilladelsen er midlertidig og kan

tilbagekaldes, såfremt anlægget efter sundhedskommissionens skøn medfører gener, eller så snart der foreligger mulighed for tilslutning til offentlige spildevandsledninger.«

I tilslutning til denne sundhedsvedtægtsbestemmelse blev der i vejledningen anført en række betingelser, som sundhedskommissionen burde påse opfyldt, forinden tilladelse til sådanne nedsivningsanlæg blev meddelt. Samlet er der stort set tale om samme betingelser, som er gældende i dag, jfr. nedenfor. Allerede disse bestemmelser indeholder krav om fælles vandforsyning af området for at forhindre en sammenblanding af brøndvandforsyningsanlæg og nedsivningsanlæg med den heraf følgende smitterisiko. En revideret vejledning fra sundhedsstyrelsen blev udsendt i 1960. Den rummer visse lempelser i forhold til 1953-vejledningen derved, at der åbnes lettere adgang til at opnå nedsivningstilladelser ved enligt beliggende ejendomme på landet og ved sommerhusbebyggelser, der ligger inden for en vis afstand fra strandkanten.

Denne lovgivningsmæssige og administrative ordning blev opretholdt ved vandforsyningsloven, der trådte i kraft 1. april 1970 (lov nr. 169 af 18. april 1969), idet der i lovens § 40 som noget nyt blev optaget følgende bestemmelse under overskriften »Sivebrønde, samlebrønde og lignende«.

§ 40. Overfladevand, drænvand, spildevand og andre væsker, der kan forurene grundvandet, må ikke uden indenrigsministerens tilladelse afledes til undergrunden gennem sivebrønde, andre brønde, borer, sivedræn eller andre indretninger.

Stk. 2. Indenrigsministeren kan bestemme, at tilladelser efter stk. 1 kan meddeles af sundhedskommissionerne og kan fastsætte regler, der gør

undtagelser fra bestemmelsen i stk. 1.

Stk. 3. Sundhedskommissionen kan til enhver tid ændre eller tilbagekalde en tilladelse efter stk. 1 uden erstatning, når dette måtte vise sig ønskeligt af hensyn til fare for forurening af vandforsyningsanlæg, når en kloakering gør en anden afledning mulig, eller når sundhedsmæssige grunde iøvrigt gør det ønskeligt.

I medfør af ovennævnte stk. 2 bemyndigede ministeren sundhedskommissionerne til at meddele tilladelser til nedsivningsanlæg, når en række betingelser er opfyldt.

Nedsivningsbekendtgørelsen af 20. marts 1970 blev ændret ved bekendtgørelse nr. 329 af 6. juli 1971. Ændringerne vedrørte kun § 4. Der blev herved gennemført den ændring, at man ikke længere opererede med mere ubestemte områder, men fastsatte en områdebegrænsning på 300 m. Man fastholdt således princippet om, at der ikke inden for samme område måtte findes både drikkevandsbrønde og nedsivningsanlæg med wc-tilløb. Tidligere var begrebet området ikke nærmere defineret og kunne derfor specielt i de dele af landet, der rummer sommerhusbebyggelser, dække meget store arealer. Fastsættelsen af de 300 m som områdebegrænsning tilsigtede således ikke at ændre det netop anførte princip, hvor efter der ikke i et område bør findes drikkevandsbrønde eller -boringer, der tager vand fra højt niveau samtidig med at der afledes wc-spildevand til nedsivningsanlæg. Afstanden blev fastsat for at lette sundhedskommissionerne i deres praktiske arbejde ved at fritage dem for at foranstalte undersøgelser i så store områder, som der tidligere kunne blive tale om.

I miljøbeskyttelsesloven, som trådte i kraft den 1. oktober 1974 har man i § 11 følgende bestemmelser, som stort set svarer til ovennævnte bestemmelse i den tidligere vandforsyningslovs § 40.

§ 11. Overfladevand, drænvand, spildevand og andre væsker, der kan forurene grundvandet, må ikke uden tilladelse fra ministeren for forureningsbekæmpelse udledes på jorden eller afledes til undergrunden gennem sivebrønde, andre brønde, borer, sivedræn eller andre indretninger. Beholdere med væsker og stoffer, der kan forurene grundvandet, bortset fra tætte beholdere, som alene anvendes til ajle eller ensilagesaft, må ikke uden tilladelse fra ministeren være nedgravet i jorden.

Stk. 2. Ministeren kan fastsætte regler til sikring af, at grundvandet ikke forurenes eller ud sættes for forurening med de i stk. 1 nævnte

væsker og stoffer, herunder regler om kontrol og om indretning og tømning m.v. af beholdere med de nævnte væsker og stoffer. Ministeren kan endvidere fastsætte regler om gebyrer.

Stk. 3. Tilladelser meddelt i henhold til denne bestemmelse kan til enhver tid ændres eller tilbagekaldes uden erstatning, når dette måtte vise sig ønskeligt af hensyn til fare for forurening af vandforsyningsanlæg, når en kloakering gør en anden afledning mulig, eller når hensynet til miljøbeskyttelsen i øvrigt gør det ønskeligt. Tilsvarende gælder for forhold, der med eller uden tilladelse var lovlige ved lovens ikrafttræden.

I medfør af miljøbeskyttelseslovens § 11, stk. 2, er der i bekendtgørelse nr. 172 af 29. marts 1974 (nedsivningsbekendtgørelsen) fastsat regler for i hvilket omfang *kommunalbestyrelsen* kan meddele tilladelse til afledning af spildevand til nedsivningsanlæg, og når det angår afledning af husspildevand, er det en betingelse, at embedslægen kan anbefale, at tilladelse gives.

For almindeligt *husspildevand* fra ejendomme med installation af vandkloset er hovedreglen, at kommunalbestyrelsen kan meddele tilladelse til afledning af spildevand fra huse med en eller to husstande, når nedsivningsanlægget placeres mindst 300 m fra vandindvindingsanlæg, 100 m fra kysten og 25 m fra vandløb, herunder grøfter langs offentlig vej og drænedninger. Endvidere skal jordbundsforholdene være således, at nedsivningsanlæg kan fungere tilfredsstillende, og siveanlæggets bund skal placeres mindst 2,5 m over højeste grundvandsstand. Endelig skal afstanden mellem de enkelte nedsivningsanlæg være mindst 75 m, hvilket sikrer mod nedsivning af store spildevandsmængder, idet der maksimalt kan etableres ca. 2 anlæg pr. ha.

For ejendomme, der ligger mere end 300 m fra nærmeste anden beboelse kan kravet om afstanden til eget vandindvindingsanlæg nedsættes til 75 m og afstanden til andre små private vandindvindingsanlæg til 150 m.

I sommerhusområder beliggende mindre end 750 m fra kysten kan nedsivningsanlæg etableres på lempeligere vilkår herunder med en indbyrdes afstand på 25 m, når der ikke er væsentlige anvendelige grundvandsressourcer i området.

For anlæg til afledning af *husspildevand uden installation af vandkloset* skal afstanden til større vandindvindingsanlæg være 150 m, og afstanden til små private vandindvindingsanlæg 50 m. Den indbyrdes afstand mellem nedsivningsanlæggene skal være 25 m.

I bekendtgørelse nr. 174 af 29. marts 1974, kapitel 12, er der fastsat regler for, hvornår *amtsrådet* kan meddele tilladelse til, at organisk let nedbrydeligt spildevand fra visse virksomheder udledes *til jordoverfladen* ved udsprøjtning, overrisling eller på lignende måde. Tilladelse kan dog kun meddeles til udledning af spildevand, som alene indeholder organiske stoffer og næringssalte, der let kan omsættes, og som ikke indebærer en risiko for forurening af grundvandet ved nedsivning, for forurening af overfladevand, eller for sundhedsfare og gener for omboende.

Denne bestemmelse har især været anvendt i forbindelse med udspreddning af mejerispildevand på landbrugsarealer.

Sager om spildevandsudledninger til jorden, som *ikke* er omfattet af ovennævnte regler i de to nævnte bekendtgørelser, behandles af *miljøstyrelsen* som første instans, jfr. bekendtgørelse nr. 178 af 29. marts 1974.

I Nyt fra Miljøstyrelsen nr. 8, 1974, »Spildevandsafledning til nedsivningsanlæg« findes trykt en redegørelse om problemerne vedrørende nedsivningsanlæg, og miljøministerens cirkulære nr. 92 af 17. april 1974 om spildevand indeholder i kapitel 3 og kapitel 4 E retningslinier vedrørende henholdsvis nedsivningsanlæg m.v. og udledning til jordoverfladen.

2. Forurenende stoffer i spildevand

Ifølge spildevandscirkulæret omfatter begrebet spildevand, alt vand, der afledes fra beboelse, erhvervsvirksomheder, bebyggelse iøvrigt samt fra befæstede arealer.

Husspildevand er ifølge samme cirkulære, spildevand fra husholdninger, herunder afløb fra vandklosetter. Normalt stilles husspildevand op som modsætning til industrispildevand, men opdelingen anvendes ikke altid konsekvent. Således benyttes ofte betegnelsen byspildevand, der i visse forbindelser dækker afløbsvand af alle typer.

Industrispildevands sammensætning vil naturligt være afhængig af, hvilken industrivirksomhed, der er tale om, og en generel omtale af industri- og byspildevands sammensætning har derfor ingen mening i nærværende sammenhæng, og der må i vid udstrækning anlægges konkrete vurderinger til grund for eventuelle beslutninger vedrørende de heromhandlede afledningsformer.

I nærværende afsnit omtales følgende spildevandstyper:

- 1) husspildevand
- 2) overfladevand fra befæstede arealer
- 3) tagvand.

Tabel 2.1.

Analysevariabel	Enhed	Rent vand	Tilløb gsn.	Norm. husspv.	Afløb gsn.	Boring 1 11,7 m	Boring 2 13,5 m	Grundvands-analyser fra området
pH	-	7,6	7,0	7-7,5	7,1	6,5	5,7	5,7-7,1
Total alkalinitet	mækv/l	2,1	5,8	7-9	5,7	1,3	0,85	0,10-1,7
Uorganisk kulstof	mg C/l	-	-	-	-	30	23	
Organisk stof:								
Iltforbrug m.								
kaliumpermanganat	mg O ₂ /l	0,15	28	ca. 100	23	4,5	0,8	0,7-3,3
Iltforbrug m.								
kaliumdichromat	mg O ₂ /l	-	180	ca. 350	120	-	-	
Total org. kulstof	mg C/l	-	-	-	-	20	4	
Biokemisk iltforbrug over 5 døgn								
Glødetab	mg/l	170	250	ca. 750	190	130	40	
Opsl.stoff. glødetab	mg/l	-	110	ca. 200	43	-	-	
Fosfor:								
Total fosfor	mg P/l	0,008	18	ca. 13	14	0,013	0,017	
Orthofosfat	mg P/l	0,002	12	ca. 10	12	<0,001	0,013	<0,030
Kvælstof								
Total kvælstof	mg N/l	5,3	43	ca. 35	33	0,70	0,30	
Ammoniumkvælstof	mg N/l	0,024	32	ca. 25	28	0,20	0,030	0-0,9
Nitrat- og nitritkvælstof	mg N/l	5,3	0,87	ca. 1	0,090	0,052	0,077	0-15
Sulfat	mg SO ₄ /l	81	96	ca. 100	50	42	28	18-85
Klorid	mg Cl/l	33	88	100-150	73	65	50	23-49
Fluorid	mg F/l	0,82	0,96		0,82	0,53	0,42	<0,1
Ledningsevne	mS/m	47	100		83	40	24	
Kiselsyre	mg SiO ₂ /l	16	20		23	-	10	5,7-17
Tørstof	mg/l	420	720	700-1000	570	280	200	
Opsl.stoff. tørstof	mg/l	-	120	150-200	45	-	-	
2 timers bundfald	ml/l	-	1,4		<0,4	-	-	
Phenol	mg/l	-	0,010		-	-	-	
Aniondetergent	mg/l	-	2,2	ca. 3	1,2	0,7	<0,1	
Bor	mg/l	0,13	1,1	ca. 0,8	1,0	0,70	0,23	
Calcium	mg/l	53	51	30-120	44	5,5	12	12-48
Natrium	mg/l	26	107	10-200	86	83	36	11-31
Magnesium	mg/l	19	18	10-40	14	0,8	7,2	2,4-14
Kalium	mg/l	2,9	21	5-30	17	3,1	2,7	1,3-20
Bly	µg/l	-	15		10	<5	-	
Zink	µg/l	120	110		75	-	-	260-710
Cadmium	µg/l	-	-		-	0,5	-	
Jern	µg/l	-	390	<1000	710	150	5100	<50-14000
Mangan	µg/l	-	77		100	850	110	<20-420
Chrom	µg/l	-	18		12	<5	-	
Kobber	µg/l	-	18		13	-	-	
Kviksølv	µg/l	-	0,13		0,06	-	-	

2.1. Husspildevand

Husspildevand defineres i nærværende rapport som spildevand fra husholdninger, herunder afløb fra vandklosetter. Langt den overvejende del af det i husholdningen anvendte vand udledes som spildevand, efter at det har fået tilført forskellige forurenende stoffer. De væsentlige forureninger i husspildevand er

- bakterier, virus og parasitter
- let nedbrydeligt organisk stof
- næringssalte (kvælstof- og fosforforbindelser).

I mindre omfang udledes en lang række andre stoffer med husspildevandet. Typiske værdier for koncentrationerne af en række af disse er anført i tabel 2.1., der er hentet fra »Miljø-Projekter nr. 2«.

I nærværende afsnit omtales kun indholdet af organisk stof (målt som BI_5) næringssalte og patogene organismer nærmere.

2.1.1. BI_5 , kvælstof, fosfor, tørstof

Ifølge forureningsrådets rapport nr. 10 angives på basis af svenske undersøgelser de udledte mængder som angivet nedenfor.

BI_5	45	g/person/døgn
Total kvælstof	12,1	– ” –
Total fosfor	3,8	– ” –
Tørstof	130	– ” –

Ifølge datamateriale indsamlet af laboratoriet for teknisk hygiejne i 1972 (Lønholt, 1973) angives de tilsvarende mængder til

BI_5	56	g/person/døgn
Total kvælstof	15,8	– ” –
Total fosfor	5,0	– ” –

På grundlag af analyser i forbindelse med afprøvningen af minirensningsanlæg (Miljø-Projekter nr. 7) kan mængderne på et af anlæggene tilsvarende beregnes til

BI_5	40	g/person/døgn
Total kvælstof	6,9	– ” –
Total fosfor	2,3	– ” –

mens de på et andet kan beregnes til

BI_5	89	g/person/døgn
Total kvælstof	26,0	– ” –
Total fosfor	6,0	– ” –

Disse tal indikerer, hvorledes og hvormeget de udledte stofmængder er afhængige af forbrugsvaner. Generelt vil fosforindholdet i Danmark være højere end i Sverige, idet de anvendte vaskemidler her i landet har et større fosforindhold. For kvælstofs vedkommende giver undersøgelser i de nordiske lande stort set samme resultat.

Koncentrationerne af forurenende stoffer i spildevand afhænger dels af, hvor store stofmængder, der udledes, dels af hvor meget vand, der anvendes.

Det gennemsnitlige vandforbrug er stigende, men i øvrigt ligesom stofmængderne afhængig af forbrugsvanerne. Med et gennemsnitligt vandforbrug på 200 l/person/døgn og med følgende værdier for stofmængder:

BI ₅	60 g/person/døgn
Total kvælstof	15 - " -
Total fosfor	5 - " -
Tørstof	130 - " -

kan koncentrationerne i spildevandet beregnes til:

BI ₅	300 mg/l
total kvælstof	75 mg/l
total fosfor	25 mg/l
tørstof	650 mg/l

Ved analyser af spildevand findes ofte lavere værdier, jfr. tabel 2.1., hvilket bl.a. kan skyldes nedbrydningsprocesser i rørsystemer og fortynding med overfladevand og indtrængende grundvand.

2.1.2. Patogene organismer i husspildevand

Husspildevand kan indeholde mange forskellige sygdomsfremkaldende organismer i form af virus, bakterier, protozoer og parasitæg. Koncentrationen af disse patogener er afhængig af mange forskellige komplekse faktorer og derfor meget variabel.

Blandt de vigtigste vandbårne patogene organismer kan nævnes følgende:

Bakterier:	Salmonella typhi
	Salmonella paratyphi
	Salmonella andre species
	Patogene E. coli
	Vibrio cholerae
	Vibrio cholerae NAG
	Shigella
	Yersinia
	Leptospira icterohaemorrhagiae
	Pasteurella tularensis

	<i>Mycobacterium tuberculosis</i>
	<i>Mycobacterium paratuberculosis</i>
Virus:	Hepatitis virus
	Adenovirus
	Enterovirus
	Reovirus
	Rotavirus
Parasitter:	Protozoer: <i>Giardia intestinalis</i> (flagellat)
	<i>Entamoeba histolytica</i> (amøbe)
	Metazoer: <i>Trichuris trichiura</i> (piskeorm)
	<i>Ascaris lumbricoides</i> (spoleorm)
	<i>Enterobius vermicularis</i> (børneorm)
	<i>Tænia saginata</i> (bændelorm)
	Strongylider (løbeorm).

I rapport til miljøstyrelsen vedrørende mikrobiologiske aerosolproblemer knyttet til rensningsanlæg (under udarbejdelse) har Krøngaard-Kristensen samlet oplysninger fra litteraturen om den kvantitative forekomst af patogene og potentielt patogene mikroorganismer i spildevand.

Tabel 2.2.

Parameter	Indhold i rått spildevand/ 100 ml	% decime- ring v. mek. rensning	% decime- ring v. biol. rensning
Total kim 21°C	22 · 10 ⁷	30%	98–99%
Total kim 37°C	7 · 10 ⁷	36–60%	97–99%
Fæcale streptokokker	25 · 10 ⁶	41–60%	97–99%
Fæcale coli 44°C	10 · 10 ⁶	60%	>99%
<i>Clostridium perfringens</i>	11 · 10 ⁴	36–60%	63–98%
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	25 · 10 ²		
<i>Salmonella</i>	1–240	57%	99%
Enterovirus	10 ³ –10 ⁴	50%	90–99%
Parasitter (<i>Ascaris</i>)	0,1–0,2	40–62%	90–95%
(<i>Trichuris</i> *)	4–5		

*) Slagteribelastet spildevand.

Af andre muligt patogene mikroorganismer, som forekommer i spildevand, kan følgende tilføjes:

Proteus, *Hafnia*, *Providencia*, *Serratia*, humanpatogene *Vibrio*, patogene mykobakterier, *Yersinia*, *Haemophilus*, stafylokokker, *Bordetella*, *Listeria*, patogene mycoplasma, *Aspergillus fumigatus*.

2.2. Overfladevand fra befæstede arealer

I miljøministeriets bekendtgørelse nr. 174 af 29. marts 1974 er fastsat, at overfladevand skal betragtes som spildevand. Dette skyldes, at undersøgelser har vist, at overfladevand kan indeholde betydelige mængder forurenende stoffer.

Indholdet af forurenende stoffer i afløbsvand er afhængig af mange faktorer, hvoraf følgende kan fremhæves (Johansen, 1974):

1. Det befæstede areals beliggenhed og anvendelse.
2. Nedbørsintensitet og tiden siden sidste regnskyl.
3. Regnens varighed.
4. Årstiden.

Tabel 2.3. giver et indtryk af variationen i indholdet af forskellige stoffer og tabel 2.4. samt 2.5. viser middelværdien, ifølge forskellige udenlandske undersøgelser.

Tabel 2.3. Sammensætning af overfladevand fra byområder i USA. Selektive data. Efter Rosenkranz (1972).

BI ₅	1->700 mg/l
COD	5-3.100 mg/l
TSS	2-11.300 mg/l
Faste part. tot.	450-14.600 mg/l
Org. N	0,1-16 mg/l
NH ₃ -N	0,1-2,5 mg/l
Totalt PO ₄	0,1-125 mg/l
Klorider	2-25.000 mg/l
Olie	0-110 mg/l
Fenoler	0-0,2 mg/l
Bly	0-1,9 mg/l
Total Coli	200-146 × 10 ⁶ /100 mg/l
Fec. Coli	55-112 × 10 ⁶ /100 mg/l
Fec. Strep.	200-1,2 × 10 ⁶ /100 mg/l

Tabel 2.4. efter HOVSENIUS ET AL. (1972). **Oversigt over undersøgelser af overfladevandets forurening i henseende til suspenderet stof, inddampningsrest, glødetab, permanganatforbrug og BI₅. De anførte værdier er middeltal.**

Forfatter	Prøvetag- ningssted	Art af nedbør	Suspen- derede stoffer	Ind- damp- nings- rest mg/l	Gløde- tab	Iltfor- brug m. kalium- perman- ganat	BI ₅ mg/l
Bredtschneider (1913)	asfalgader Dresden Tag.	svag regn	–	229	84	403	–
		h. regn	–	315	145	393	–
		–	66	31	91	–	–
Heilmann (1926)	Dresden gatst asf.	hoveds. 1. halv time af regnp.	–	380	–	32	–
		–	–	592	–	65	–
Åkerlindh	Indre af Stockholm nedløbsbrønde		–	–	–	100- 1000	10-80
Skadhauge (1959)		i reglen ikke ved beg. af regnp.	–	–	–	–	43,5
Wilkinsch (1953-54)	Oxhey, London Villa kv. samle ledn. udløb i recipienten	Første 30 min. af regnp.	341	–	–	18	13
		ml. 30 og 360 min.	150	–	–	10	6
		efter 360 min.	100	–	–	8	3
		middeltal	194	–	–	12	7
Palmer (1969)	Detroit	12.9.60	213	–	121	–	–
		19.9.60	102	–	38	–	–
Kurzweil (1961)	Wien tag (eternit, pap) gader villa kv. do City		–	–	–	38	8
			–	–	–	85	17
			–	–	–	175	35
Palmer (1962-63)	Cincinnati		210	–	53	111	19
Burm et al. 1965	Ann Arbor	årl. middel					
Pravoshinsky Catillo 1950-66	Minsk		450- 500	–	(15- 60%)	52- 1720 ¹	18- 67
Söderlund Lehtinen 1967-70	Nyb. forstadsomr. i s. Sthlm. hele omr. rækkehusomr. forstadscentr. motorvej		129	387	51	–	9 ²
			113	376	65	–	10 ²
			122	367	67	–	13 ²
			282	573	132	–	36 ²

1) som COD

2) som BI₇

Tabel 2.5. efter HOVSENIUS ET AL. (1972). **Oversigt over undersøgelser af overfladevands forurening, øvrige komponenter. De anførte værdier er middeltal.**

Forfatter	Prøvetagningssted	Total kvælstof mg N/l	Oliefedtstof mg/l	Koli-forme bakterier per ml	Andet
Weibel et al. 1962-1964	Cincinnati	3,1	-	$6 \cdot 10^2$	Opløst fosfor 1,1 mg PO_4/l , org. klor 1,70 $\mu g/l$, klorid 12 mg/l.
Pravoshinsky Gatillo 1950-66	Minsk	-	20	$2,5 \cdot 10^4$ - $2,5 \cdot 10^5$	
Burm et al. 1965	Ann Arbor	-	-	-	totalt fosfor 5,0 mg PO_4/l , opløst fosfat 0,8 mg PO_4/l , org. kvælstof 1,0 mg/l, NH_3 -kvælstof 1,0 mg/l, fenol 16 $\mu g/l$.
Söderlund Lehtinen 1967-70	Nybygget forstads- omr. i s. Sthlm hele området	1,2	4	430 (35°C)	tot. fosfor 0,08 mg P/l, bly 278 $\mu g/l$
	rækkehusområde	1,4	0,2	-	tot. fosfor 0,04 mg P/l
	forstadscenter	1,5	1	-	tot. fosfor 0,08 mg P/l
	motorvej	2,1	10	-	tot. fosfor 0,08 mg P/l

Afløbsvand fra befæstede arealer har som oftest et højt indhold af faste partikler, hvorimod indholdet af næringsstofferne kvælstof og fosfor normalt er meget mindre end i husspildvand.

Der kan endvidere forekomme høje værdier for mineralolier, bly og bakterier. Højt indhold af fækale colibakterier og fækale streptokokker er almindeligt forekommende, hvilket formentlig især skyldes dyriske ekskrementer.

I tabel 2.6. er anført maximumsværdier samt middelværdier fra en række undersøgelser i Danmark gennemført af vandkvalitetsinstituttet – dels i forbindelse med Gudenåundersøgelsen dels for motorvejskontoret i Birkerød.

Tabel 2.6. Indhold af forurenende stoffer i vejvand.

mg/l	Skanderborg		Bispeengsbuen	
	max.	middel	max.	middel
Organisk stof (COD _{perm})	54	30	91	44
Fosfor, total	1,9	0,7	3,5	0,9
Kvælstof, total	15,0	6,8	14,7	7,5
Suspenderet stof	590	250	1400	300
Bly	1,6	0,5	6,4	1,7
Zink	0,8	0,4	3,3	0,7

Højt kloridindhold som følge af vejsaltning kan ofte medføre risiko for lokal grundvandsforurening. VKI har for miljøstyrelsen gennemført en undersøgelse af kloridindhold i vandet fra et separatkloakeret område i Albertslund, idet man samtidig har registreret de udkørte saltmængder på veje og stier. Undersøgelsen er gennemført i perioden februar-april 1978, og rapporteringen er endnu ikke afsluttet. For at give et indtryk af kloridmængderne kan følgende tal imidlertid refereres:

Samlet vej- og stiareal i området:	39 ha
Områdets (oplandets) areal:	600 ha
Vandmængde på målestedet:	100 l/sek.
Tidligere målte middelkoncentrationer af kloridion:	
sommer:	50–100 mg/l
vinter:	200–300 mg/l

I en typisk afstrømningssituation under snesmeltning konstateredes bl.a. en periode af ca. 30 timers varighed, hvor saltkoncentrationen var >300 mg/l. Forløbet var som i nedenstående tabel.

antal timer	kloridionkonc. mg/l
2	4000
6	3000
9	2000
14	1000
30	>300

I de 30 timer udkørtes i alt 25,6 tons salt. 18,5 tons heraf blev afledt gennem separatsystemet. Det kan endelig nævnes, at den maximale kloridkoncentration, der målttes i undersøgelsen var 5200 mg/l.

Endelig skal det påpeges, at der især i og omkring industriområder lejlighvis kan forekomme høje koncentrationer af mange forskellige miljøfarlige stoffer som følge af støvnedfald, spild og oplagring af stofferne.

Som følge af de store variationer i overfladevandets sammensætning må der i hvert enkelt tilfælde foretages en vurdering af sandsynlige forureningsfarer. For vejvand må der især lægges vægt på trafikintensiteten og anvendelsen af vejsalt. For andre befæstede arealer må der især foretages en vurdering af risikoen for spild ved den aktuelle anvendelse af arealerne.

2.3. Tagvand

Regnvand fra tage må generelt betragtes som det mindst forurenede type spildevand. Det betyder dog ikke, at tagvand kan betragtes som en i alle henseender ufarlig spildevandstype.

De forurenende stoffer stammer især fra følgende kilder:

Atmosfæren (med regnen).

Nedfald af materialer fra træer og andre kilder placeret højere end det givne tag.

Byggematerialer, især tagbeklædningen.

De væsentligste komponenter i regnvand er næringsalte og metaller optaget fra atmosfæren. Kvælstofindholdet er normalt af størrelsesordenen 1–2 mg/l, mens indholdet af fosfor er meget mindre. Indholdet af tungmetaller skyldes hovedsagelig luftforurening fra industri og trafik. Der må derfor forventes store variationer fra sted til sted. Tungmetalindhold i nedbør vil dog antagelig sjældent medføre væsentlig forureningsfare selvom vandet undrages de øverste jordlags rensende effekt.

2.3.1. Nedfald af materiale på tage

Der vil fortrinsvis være tale om blade fra træer, støv og nedfald fra skorstene. En del af det organiske materiale, især grene o.lign. vil blive tilbageholdt i tagrender og nedløbssystemer. Blade og andre mindre partikler kan føres med vandet til nedsivning, hvor nedbrydningen kan medføre en mindre risiko for forurening, især hvis nedbrydningen medfører anaerobe forhold.

2.3.2. Byggematerialer

Som mulig forureningskilde er der især peget på fenol i tagpap og tjæreimprægneret træ. Disse materialer indeholder ca. 1% fenol, der relativt let udvaskes med regnvandet. Med den relativt lille udbredelse af tjærede tage medfører dette næppe risiko for væsentlig forurening af større grundvandsreservoirer, hvorimod det ikke kan udelukkes, at lokale drikkevandsbrønde kan forurennes med fenol, såfremt tagvand fra tjærede tage nedsiver i nærheden af disse.

En anden mulig forureningskilde er tagrender af zink, der bl.a. som følge af regnvandets betydelige indhold af svovlsyre i byområder, korroderer relativt hurtigt.

På basis af bl.a. korrosionsmålinger har Gellin og Glarbo (1974) beregnet et koncentrationsbidrag fra tagrender på 17 mg zink, 0,08 mg bly og 0,016 mg cadmium pr. l. Zinktagrender kan således medføre at tagvandets indhold af disse metaller er større end de anbefalede grænseværdier for drikkevand. Dette vil dog, ligesom fenolen fra tjærede tage,

næppe volde problemer, med mindre tagvandet udledes i umiddelbar nærhed af drikkevandsbrønde.

2.4. Spildevandsrensning

Som nævnt i indledningen søges den nuværende afledning af affaldsstoffer imødegået ved etablering af rensningsanlæg og afskærende ledninger, men da omkostningerne hertil meget ofte er store, har der i de senere år været en stigende interesse for bortskaffelse af bl.a. spildevand efter alternative metoder.

På længere sigt må der imidlertid lægges stor vægt på også at opnå de hygiejniske og miljømæssige optimale metoder og i de fleste løsninger vil der derfor indgå en eller anden form for spildevandsrensning. I dette afsnit er ganske kort resumeret, hvilken reduktion af spildevandets indhold af forurenende stoffer forskellige former for rensning giver.

Afsnittet er delt op i anlæg for en enkelt ejendom, minirensningsanlæg (op til et par hundrede personækvivalenter) og større rensningsanlæg. Det skal dog understreges, at det for ethvert rensningsanlæg – stort eller lille – gælder, at en afgørende betingelse for en optimal funktion og dermed opnåelse af de i det følgende nævnte rensningsresultater er et effektivt tilsyn og kontrol med anlægget.

2.4.1. Enkelt anlæg

Den simpleste form for rensningsanlæg er septiktanken, der kan dimensioneres som beskrevet i Dansk Ingeniørforenings norm for primitive afløbsanlæg for nedsivning, DS 440, 1. udgave september 1977.

Ofte udføres septiktanken som et-kammer systemet, men de bedste driftsbetingelser opnås dog såfremt tanken har mindst to kamre.

I septiktanken sker der en tilbageholdelse af faste partikler, idet der sker en bundfældning af slampartikler, der er tungere end vand, mens de lette partikler stiger mod overfladen, hvor de tilbageholdes som flydeslam. Det udskilte slam undergår en vis biologisk nedbrydning, men spildevandet, der forlader tanken indeholder stadig findelt, svævende og opløst materiale. Septiktankens effektivitet varierer meget og er især afhængig af tankens udformning og størrelse samt belastningen. I en velfungerende tank kan der regnes med en reduktion af spildevandets indhold af suspenderede stoffer på 70–80% og ca. en halvering af spildevandets BI_5 -indhold.

Der kan kun forventes en mindre reduktion af sygdomsfremkaldende bakterier i septiktanken, men ved nedsivning frafiltreres en del mikroorganismer, og de må her forventes i vid udstrækning at gå til grunde.

Kvælstofforbindelserne optræder stort set udelukkende på ammoniumform i septiktanken, og formindskelsen af ammoniumkvælstoffet og dermed stigningen i nitratkoncentrationen foregår først efter udledning fra tanken.

2.4.2. Biologiske minirensningsanlæg

Langt den overvejende del af de små rensningsanlæg er præfabrikerede, men anlægsudformningen falder hovedsageligt i de samme hovedgrupper, som gælder for større biologiske rensningsanlæg: aktiv slamanlæg, biologiske filtre, samt roterende biologiske filtre.

Et enkelt anlæg er udformet som et beluftet neddykket filter, der etableres i en tank umiddelbart efter en septiktank. Dette anlæg er således primært beregnet til anvendelse ved enkeltboliger, men kan leveres i størrelser op til et par hundrede personækvivalenter.

Om den generelle effekt af biologisk rensning henvises til tabel 2.2. og 2.6., men der skal om minianlæggene hertil yderligere bemærkes følgende, jvf. konklusionerne i den af Vandkvalitetsinstituttet for miljøstyrelsen foretagede afprøvning af på det danske marked eksisterende anlæg (Miljø-Projekter nr. 7).

Det tilførte spildevand skal i sammensætning svare til husspildevand og må ikke indeholde væsentlige mængder af fedt, olie, vaske- og andre rengøringsmidler, toksiske stoffer samt regn- og infiltrationsvand.

Anlæggene må ikke hydraulisk overbelastes.

Anlæggene kan meget vanskeligt holde indholdet af suspenderet stof i afløbet nede på et tilstrækkeligt lavt niveau (mindre end 30 mg/l), og i flere tilfælde i afprøvningen var

Tabel 2.7. Oversigt over rensningseffekten for forskellige rensningstyper.

Rensningstype		Forkortelser	Rensningsgrad (%)			
			SS	BI ₅	total N	total P
Mekanisk		M	50-70	20-35	10-20	10-20
-	- biologisk	M-B	80-95	80-95	20-40	20-30
-	- fosfatfældning	M-K	85-95	60-80	30-50	80-90
-	- kalkbehandling	-K(Ca)	85-95	60-80	30-50	80-90
-	- biologisk - fosfatfældning	M-B-K	85-95	90-95	40-50	85-95
-	- - - kalkfældning	M-B-K(Ca)	85-95	90-95	40-50	85-95
-	- - - - denitrifikation	M-B-D	85-95	90-95	80-90	30-40
-	- - - - - fosfatfældning	M-B-D-K	85-95	90-95	90-95	90-95
-	- - - - - fosfatfældning					
-	- - - - - filtrering	M-B-D-K-F	>95	>95	90-98	95-98
-	- - - - - filtrering	M-B-F	>95	>95	30-50	40-50
-	- fosfatfældning - filtrering	M-K-F	>95	>95	40-50	>95
-	- kalkbehandling - -	M-K(Ca)-F	>95	>95	40-50	>95
-	- biologisk - fosfatfældning - filtrering	M-B-K-F	>95	>97	?	>97
-	- - - - kalkfældning - -	M-B-K-(Ca)-F	>95	>97	?	>97

Kilde: Forureningsrådet (1971).

tilbageholdelsen så dårlig, at reduktion af BI_5 var meget lav, i enkelte tilfælde endda negativ.

Et mere regelmæssigt tilsyn og en bedre kontrol med anlæggene vil dog til dels kunne afhjælpe dette problem.

For så vidt angår kvælstof kunne det gennem afprøvningen konstateres, at der i filteranlæggene ikke skete nogen nitrifikation, mens der i aktiv-slam-anlæggene i perioder skete en vis nitrifikation, men kun i enkelt anlæg skete der i den ene af de to afprøvningsperioder en fuldstændig nitrifikation.

2.4.3. Større rensningsanlæg

For rensningseffekten i rensningsanlæg kan henvises til oversigten i tabel 2.7. Nitrifikation i biologiske rensningsanlæg er betinget af, at disse er lavt belastede, og iøvrigt er nitrifikationsprocessen stærkt temperaturafhængig. F.eks. kan det nævnes, at den nødvendige slamalder i et aktiveret slam anlæg for at opnå nitrifikation ved 8°C er 14 dage, mens den ved 20°C er ca. 4 dage.

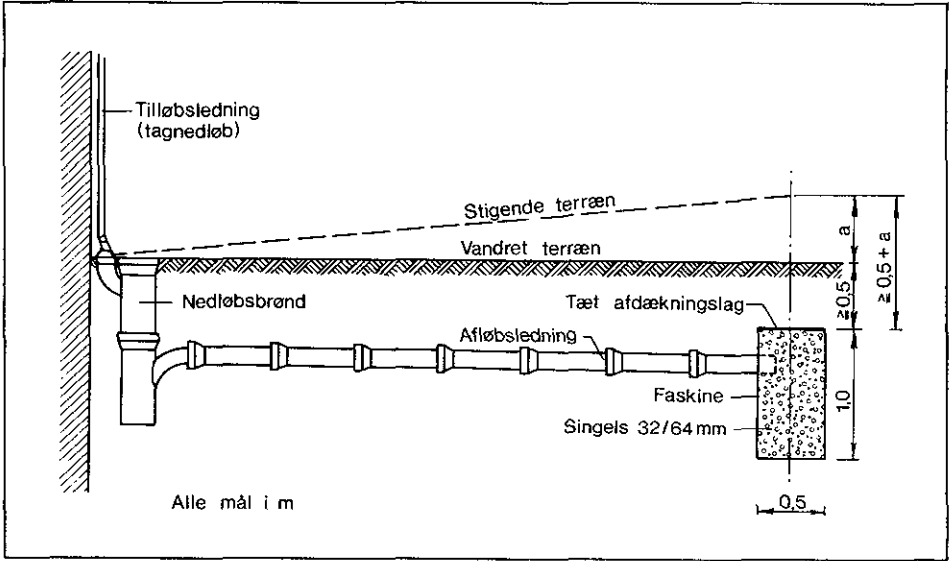
3. Anlægstyper

Konstruktion af anlæg

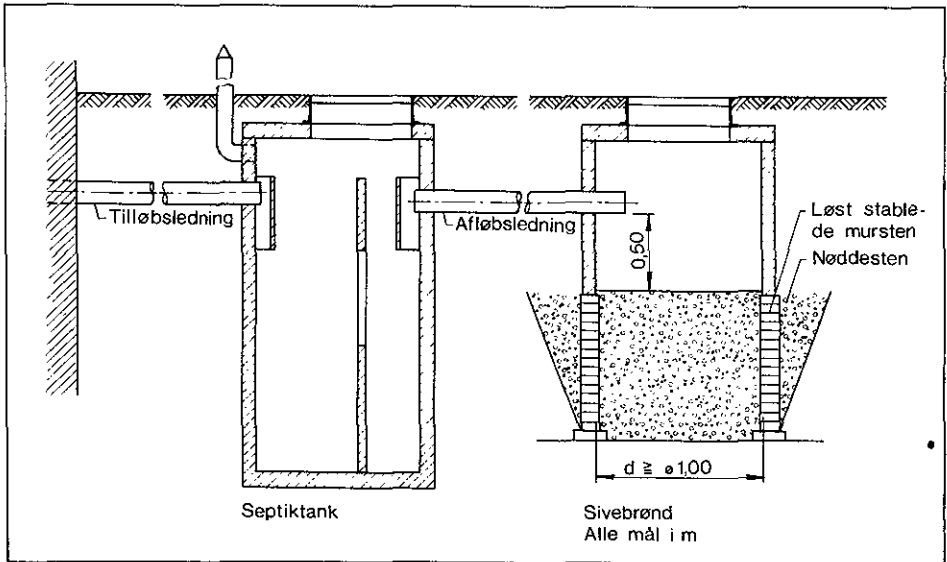
Afledning af spildevand til jorden kan ske efter mange forskellige principper, der hver for sig har både fordele og ulemper. Der må i hvert enkelt tilfælde under hensyntagen til faktorer som mængde og kvalitet af spildevand, jordbundsforhold, vandindvindingsinteresser m.m. tages stilling til, hvilke typer anlæg der er mest velegnede.

3.1. Faskiner

Faskiner er en meget enkel konstruktion, der som oftest udføres ved, at en udgravning af passende dimension fyldes med sten eller singels, der overdækkes med et tæt afdækningslag, som hindrer tillukning af hulrummet mellem sten med jord. Faskiner benyttes især i forbindelse med bortledning af overfladevand. Fig. 3.1. viser et eksempel på konstruktion af faskine til afledning af tagvand. Dimensioneringen beregnes som oftest således, at faskinen med rimelig sikkerhed kan rumme de normalt størst forekommende regnskyl. I D.I.F.'s norm for primitive afløbsanlæg for nedsivning er det som vejledning angivet, at en faskines rumfang i lerjord skal være mindst 1 m³ for hver 30 m² afløbsareal. I sandjord kan rumfanget formindskes.



Figur 3.1. Regnvandsfaskine.



Figur 3.2. Sivebrønd

3.2. Sivebrønde

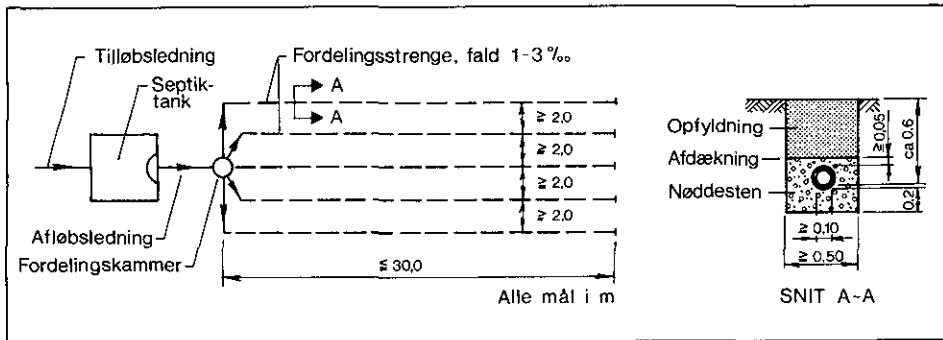
Sivebrønde er hidtil anvendt i stor udstrækning i forbindelse med afledning af husspildevand fra sommerhuse og enfamiliehuse. De er ofte konstrueret efter de i fig. 3.2. viste principper. Som følge af det ret begrænsede nedsivningsareal, der kan opnås ved denne konstruktion kan sivebrønde kun anvendes til nedsivning af relativt små spildevandsmængder og i områder, hvor jordbunden er let gennemtrængelig for vand.

Det begrænsede nedsivningsareal medfører endvidere, at rensningen af spildevandet under nedsivningen begrænses. Dette gælder især i områder med høj grundvandsstand, idet der i så fald kan ske en direkte udledning til grundvandet.

3.3. Sivedræn

Ved anvendelse af sivedræn er der mulighed for at fordele nedsivning over et større areal. Sivedræn kan derfor bedre end sivebrønde anvendes til afledning af større mængder spildevand eller til afledning i områder, hvor jordens permeabilitet ikke er særlig stor.

Sivedræn konstrueres ofte efter det i fig. 3.3. viste princip.

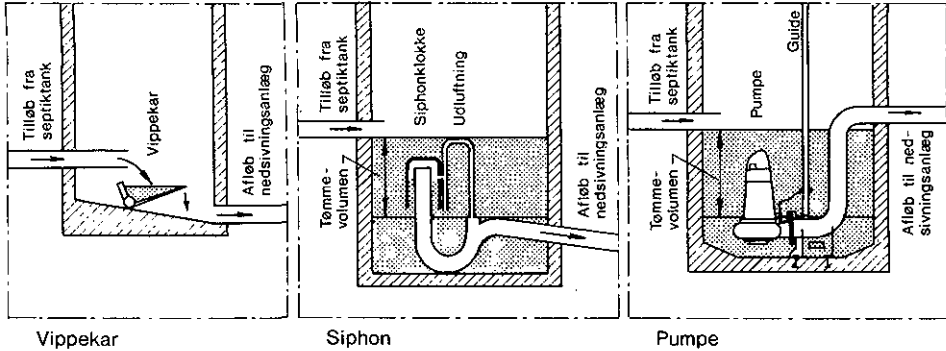


Figur 3.3. Sivedræn

3.3.1. Stødvís udledning

For at sikre fordelingen af spildevandet i et sivedrænssystem kan det være fordelagtigt at anvende stødvís udledning. Dette kan opnås ved pumpning, siphon eller vippeordning, fig. 3.4.

Ved stødvís udledning sikres det, at spildevandet fordeles over hele drænssystemet og der opnås både øgede muligheder for rensning af spildevandet i jorden, jfr. afsnit 5, og forlænget levetid for nedsivningsanlægget.



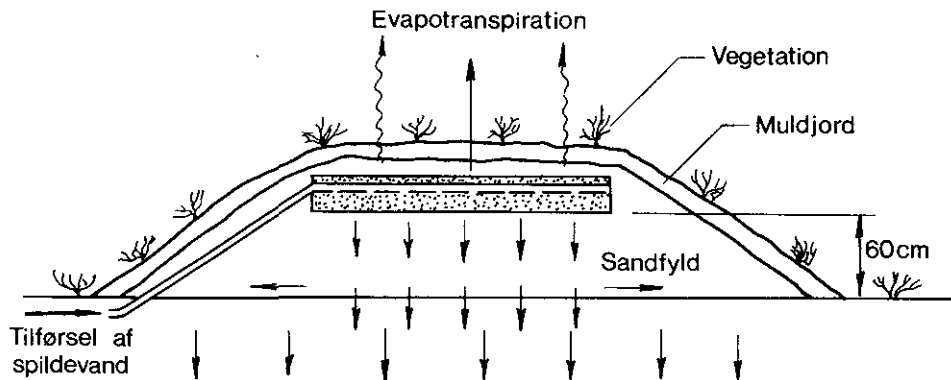
Figur 3.4. Anlæg til stødvis belastning af nedslivningsanlæg. (Efter »Fritidsbebyggelse, sanitærs tekniske løsninger.« Miljøverndepartementet, 1977).

3.3.2. Diskontinuerlig drift

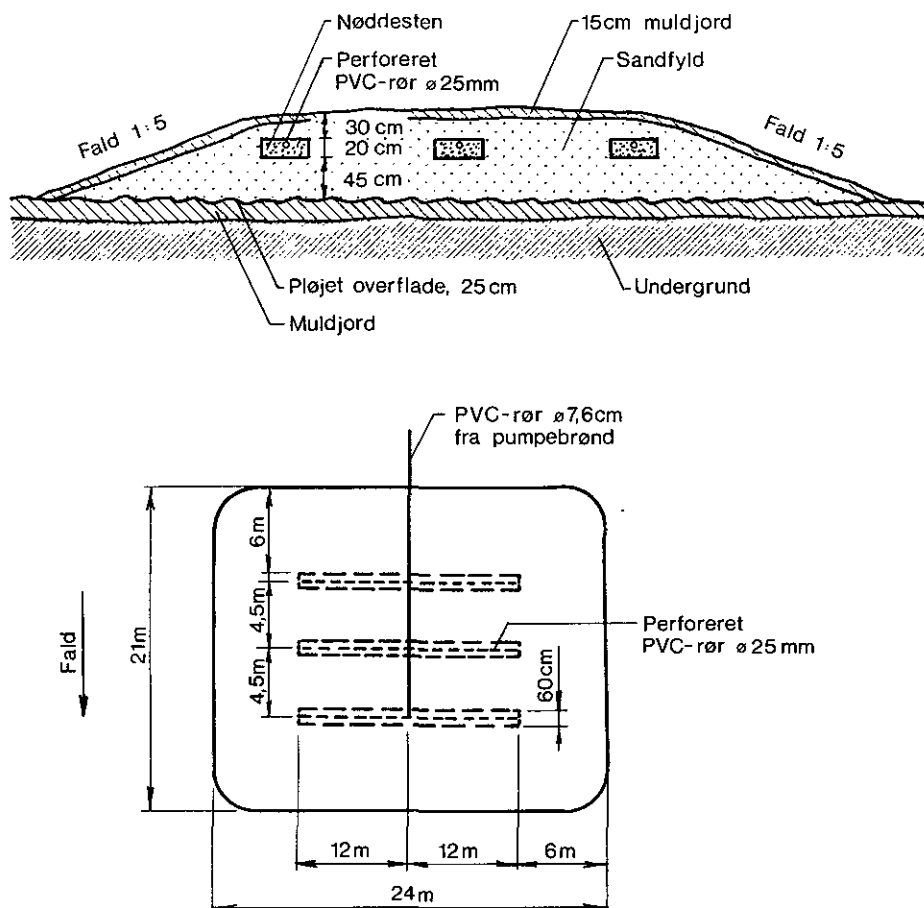
Ved diskontinuerlig drift forstås, at nedslivningsanlægget opdeles i 2 eller flere afdelinger, der benyttes skiftevis, f.eks. 1 uge ad gangen. Formålet er dels at øge muligheden for rensning af spildevandet i jorden og dels at mindske risikoen for tilstopning af jorden (clogging) under nedslivningsanlægget. (Se afsnit 5).

3.3.3. Kunstigt opbyggede anlæg

Nogle steder i udlandet er det almindeligt at etablere sivedrænene i »sanddiger« placeret over den naturlige jordoverflade, fig. 3.5. og 3.6.



Figur 3.5. Nedslivningsanlæg placeret i »sanddige« over den naturlige jordoverflade. (Efter US. EPA, 1977).



Figur 3.6. Nedsivning i opfyldt areal. (Efter US. EPA, 1977).

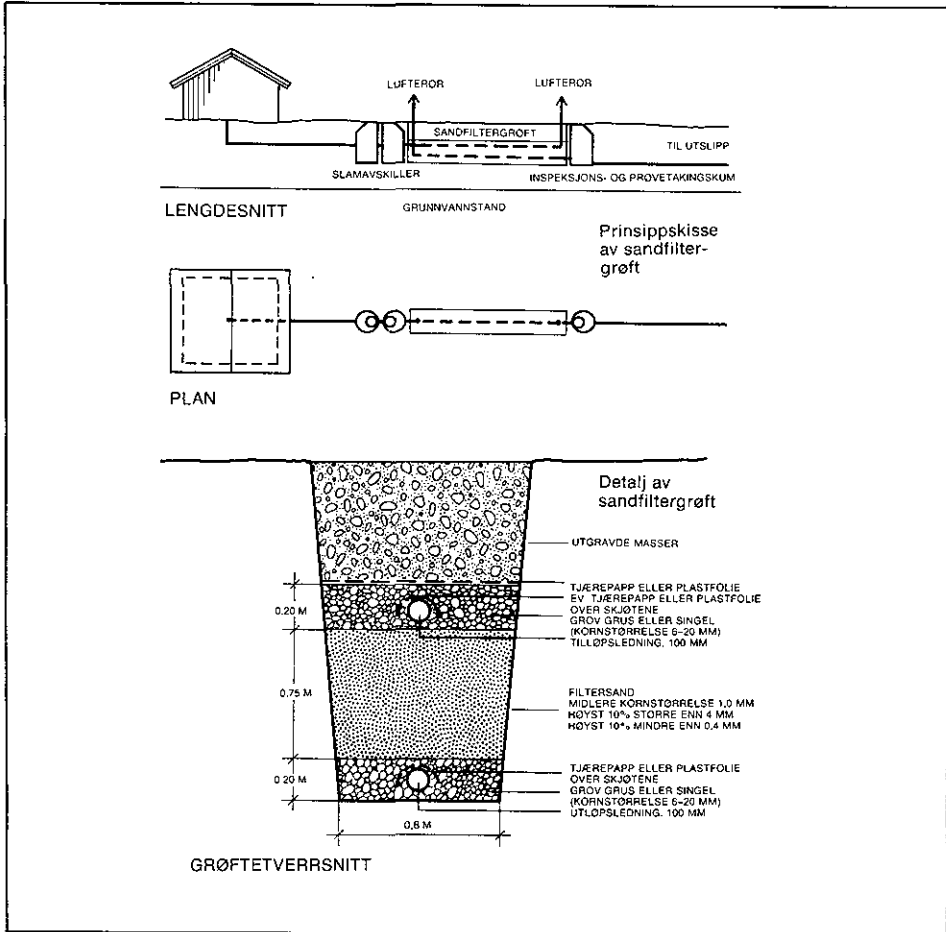
Begrundelsen for etableringen af sådanne »nedsivningsbede« kan være ringe afstand til grundvandet eller tilstedeværelse af vandstandsende lag i ringe dybde under jordoverfladen. Endvidere kan der ved valg af opfyldningsmateriale opnås gode muligheder for luftskifte i lagene under dræne, hvilket fremmer spildevandsrensningen. Da anlæggene er dyre at etablere vil systemet formentlig kun have interesse i tilfælde, hvor der er store problemer med spildevandsbortskaffelsen.

3.3.4. Kunstig grundvandssænkning i forbindelse med nedsivning

I områder med højtstående grundvand og hvor afvandingsforholdene er mangelfulde, er der ofte etableret kunstig afvanding i form af drænledninger.

Såfremt afstand mellem sivedræn og afvandringsdræn er over 25 m, som forudsat i den nugældende nedsivningsbekendtgørelse, vil der fortsat være tale om et »normalt« nedsiv-

ningsanlæg, idet spildevandet i så fald må passere mindst 25 m jord før det via afvandringsdrænene føres til vandløb. Det må dog i denne forbindelse bemærkes, at denne afstand normalt ikke kan opnås, når nedsvivningsanlæg placeres på allerede drænedede arealer, da drænrør ved dræning af landbrugsarealer normalt placeres med en indbyrdes afstand på 10-40 m afhængig af jordtypen.



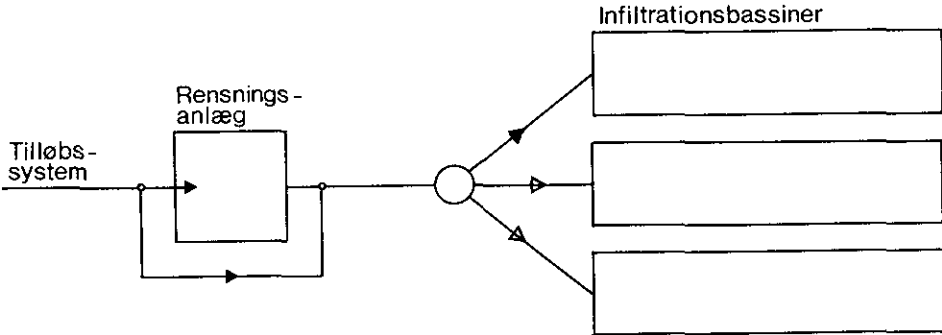
Figur 3.7. Sandfiltergrøft. (Efter »Fritidsbebyggelse, Sanitærtækniske Løsninger«. Miljøverndepartementet 1977).

Når afstanden mellem sivedræn og afvandringsdræn mindskes, øges risikoen for forurening af drænvandet, og ved meget korte afstande må anlægget betragtes som en spildevandsafledning til overfladereipient, fig. 3.7.

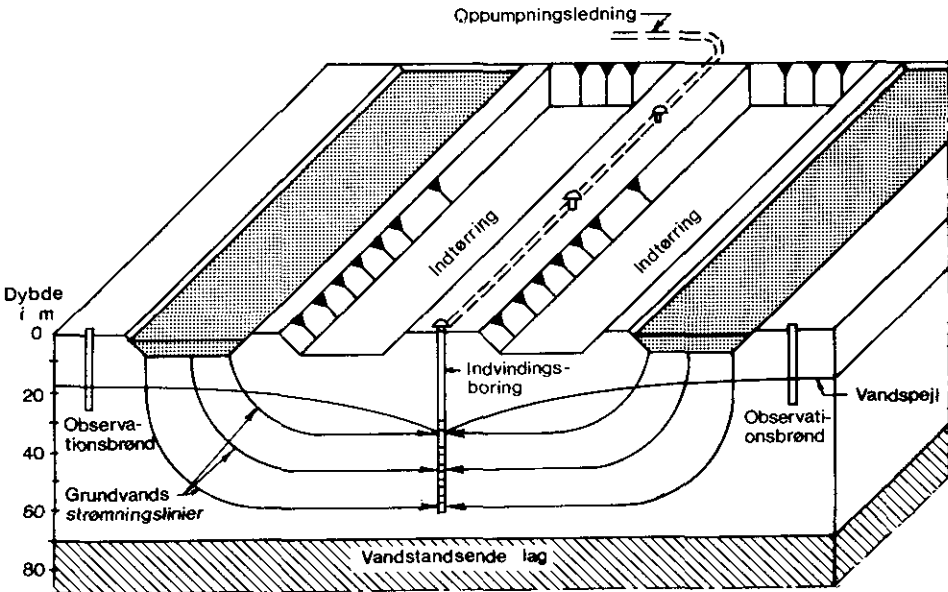
3.4. Nedsivningsbassiner

I bassinanlæg udledes spildevandet til gravede bassiner eller inddæmmede arealer, hvorefter spildevandet nedsives i bunden af bassinerne. Som eksempel på et sådant anlæg kan der henvises til anlægget i Frederiks, Karup kommune, hvor der nedsives urensset spildevand fra ca. 1100 personer (Miljø-Projekter nr. 2, 1976).

Ligesom de foranomtalte overdækkede nedsivningsanlæg koncentrerer nedsivning fra bassinanlæg på et relativt lille areal, hvilket medfører en stor belastning af jordens rensevne.



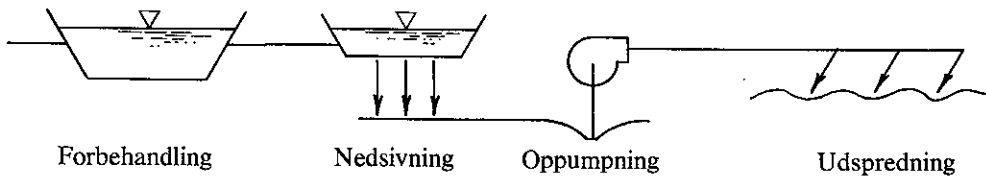
Figur 3.8. Typisk bassinanlæg.



Figur 3.9. Skematisk tegning af infiltrations- og genoppumpningsanlæg. (Efter US Environmental Protection Agency, 1977).

Bassinanlæggenes funktion kan i en vis udstrækning forbedres ved skiftevis udledning til forskellige bassiner. Ifølge den amerikanske vejledning, U.S. Environmental protection agency (1977) kræves der mindst 2 bassiner, således at den ene kan udtørre, mens den anden anvendes til nedsivning. Formålet med udtørringen er at øge muligheden for nedbrydningen af forurenende stoffer, der bundfældes i bassinerne og udfældes i de øverste jordlag, således at tilstopning (clogging) undgås. Den med udtørringen følgende ilttilførsel til de øverste jordlag indebærer desuden muligheden for fjernelse af kvælstof, hvilket omtales nærmere i afsnit 5.

For at forhindre forurening af større grundvandsressourcer kan der i forbindelse med bassinanlæg etableres borer til genopumpning af det udledte spildevand, fig. 3.9. Det oppumpede vand kan enten føres til vandløb eller anvendes til markvanding, således at der opnås en supplerende rensning ved langsom nedsivning gennem de øverste aktive jordlag kombineret med planternes næringsstofoptagelse, figur 3.10.



Figur 3.10. Nedsivning i bassinanlæg efterfulgt af udspredning på jorden. (Efter US Environmental Protection Agency, 1977).

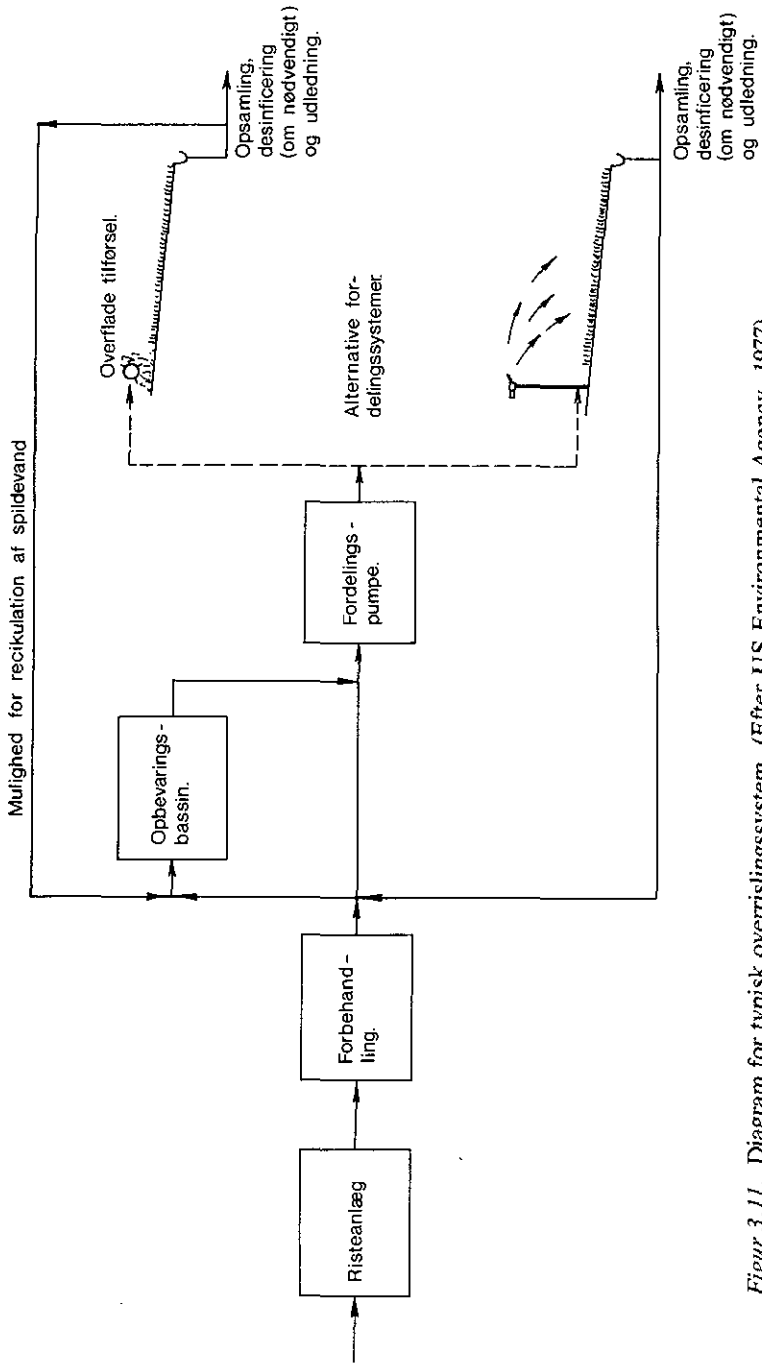
3.5. Overrislingsanlæg

Princippet i denne udledningsmetode er, at spildevandet udledes på overfladen af svagt skrånende, bevoksede arealer, hvorefter der ved den langsomme strømning på jordoverfladen opnås en rensning af spildevandet som følge af mikrobiologisk aktivitet, planternes næringsstofoptagelse og adsorption i de øverste jordlag. Efter overrislinger bortledes spildevandet gennem grøfter eller rørledninger, fig. 3.11.

Overrisling kan kun anvendes i områder, hvor jorden har meget lille permeabilitet. Her i landet findes kun meget få arealer med tilstrækkelig lille permeabilitet. Da metoden desuden ikke er anvendelig i perioder med hård frostvejr kan den ikke forventes anvendt i større omfang her i landet.

3.6. Udspredning på jorden

En fuldstændig udnyttelse af jord-plantesystemets renssevne forudsætter, at spildevandet fordeles på overfladen af et stort areal, således at affaldsstofferne nedbrydes og de mineraliserede næringsstoffer optages af planterne, før de med den nedadrettede vandbevægelse føres ned til grundvandet.



Figur 3.11. Diagram for typisk overrisslingssystem. (Efter US Environmental Agency, 1977)

Ved udledning af større spildevandsmængder kan en sådan fordeling kun opnås ved anvendelse af mekaniske vandingsanlæg konstrueret efter de samme principper som de anlæg, der normalt anvendes til markvandingsanlæg. Disse anlæg består sædvanligvis af motor, pumper, nedgravede rørsystemer samt vandingsmaskiner eller sprinklerledninger, hvorfra vandet via dyser spredes over arealet. Ved valg af anlæg til udspreddning af spildevand må det sikres, at de i spildevandet forekommende urenheder ikke medfører tilstopning af dyser, vandmotor m.m.

De væsentligste ulemper ved udspreddning med mekaniske vandingsanlæg er risikoen for smittespreddning som følge af aerosoldannelsen, lugtgener, kontaminering af jord og afgrøder med patogene organismer samt problemer med udledninger i frostperioder.

4. Vandbevægelser i jorden

Mulighederne for udledning af spildevand til jorden, valget af udledningsmetode og dimensionering af et anlæg er afhængig af de øvre jordlags hydrauliske ledningsevne og områdets hydrogeologiske forhold iøvrigt.

Oplysninger om de øvre jordlags ledningsevne må som regel indhentes ved tekniske undersøgelser og vurdering på stedet, hvorimod oplysninger om de hydrogeologiske forhold i de dybere liggende jordlag, vandindvindingsinteresser m.m. i vid udstrækning må baseres på de oplysninger, der foreligger på basis af udførte borer. Der må i denne forbindelse især peges på den hydrogeologiske kortlægning og vandforsyningsplanlægning, der i øjeblikket gennemføres af amtskommunerne.

4.1. Nedsivning til grundvandet

I de ikke vandmættede jordlag over grundvandsspejlet bevæger vandet sig som hovedregel lodret nedad som følge af tyngdekraften.

Såvel over som under grundvandsspejlet er hastighed og retning for vandets bevægelser bestemt af potentialegradienten og jordlagenes ledningsevne.

Over grundvandsspejlet er det især tyngdekraften og kapillarkraften, der medvirker til dannelse af potentialgradienter. Kapillarkraften øges med aftagende vandindhold i jorden. Da jordens hydrauliske ledningsevne samtidig mindskes, ophører afdræningen til grundvandet, når vandindholdet i de øvre jordlag udgør 10–30% af det totale volumen. Ved dette vandindhold, der benævnes som jordens markkapacitet, er der normalt gode muligheder for ilt diffusion ned i de øverste jordlag.

Ved tilførsel af vand til jordoverfladen stiger vandindholdet i de øverste jordlag, kapillarkraften mindskes og ledningsevnen øges. Som følge af tyngdekraftens påvirkning sker der derfor en nedadgående vandbevægelse indtil vandindholdet igen svarer til markkapaciteten. Under homogene jordbundsforhold vil den tilførte vandmængde fortrænge en del af det vand, der i forvejen fandtes i de øverste jordlag, der igen fortrænger det lidt dybere liggende, således at vandet i den umættede zone presses nedad.

Den naturlige nedsivning af overskudsnedbør gennem de umættede jordlag er derfor en langsom proces.

Ud fra kendskab til overskudsnedbøren, der her i landet varierer fra ca. 100 til 400 mm/år, og markkapaciteten, der som nævnt er af størrelsesordenen 10–30% eller 1 mm/cm jorddybde i sandjord og 2–3 mm/cm i moræneler, kan det anslås, at den naturlige nedsivningshastighed i de umættede jordlag varierer fra ca. 0,5 m/år i områder med lille nedbør og stor markkapacitet til omkring 4 m/år i områder med stor nedbørsoverskud og lille markkapacitet.

Til sammenligning kan anføres, at der på basis af tritumanalysen er påvist, at nedsivningshastigheden er 4,5 m ved Grønhøj, der ligger i et hedesletteområde med stor nedbørsoverskud. (L.J. Andersen og T. Sevel, 1974).

Ved udspreddning af mindre mængder spildevand på jorden øges nedsivningshastigheden i takt med forøgelsen af nedbørsoverskuddet. Nedsivningshastigheden vil dog fortsat være relativ langsom og for jorde med gode naturlige afvandringsforhold vil vandindholdet i jorden under nedsivningsprocessen være relativt lille. Det vil sige, at vandbevægelsen hovedsagelig sker gennem de små vandfyldte porer i jorden. Der opretholdes derfor gode muligheder for filtrering og luftskifte i jorden, jfr. afsnit 5.2.

Ved udledning af store mængder spildevand pr. arealenhed, som f.eks. ved anvendelse af nedsivningsbassiner, kan der ske en meget kraftig forøgelse af nedsivningshastigheden. Fra et vandfyldt bassin vil hastigheden være bestemt af ledningsevnen i vandmættet jord, og vandspejlets højde over bunden af bassinet. Som følge af slamdannelsen og udfældninger i de øverste jordlag vil nedsivningshastigheden i praksis være bestemt af bassinbundenes gennemtrængelighed.

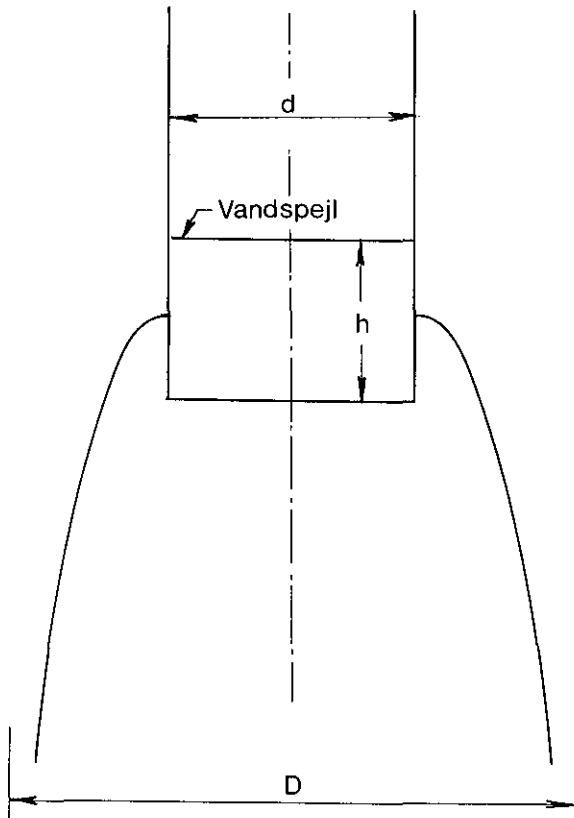
Som et konkret eksempel på nedsivningshastighed under sådanne forhold kan der henvises til undersøgelser omkring et anlæg ved Frederiks, Karup kommune (Miljø-Projekter nr. 2, 1976), der viste en infiltration på mindst 180 mm/døgn ved ibrugtagning og ca. 50 mm/døgn efter 12 års forløb svarende til nedsivningshastigheden på henholdsvis ca. 0,5 og 0,15 m/døgn.

Ved en så hurtig nedsivning vil jorden under bassinet ned til grundvandsspejlet være næsten vandmættet. D.v.s., at vandbevægelsen hovedsagelig sker gennem relativt store porer i jorden. Mulighederne for filtrering er derfor meget mindre end ved den naturlige langsomme nedsivning, og der er meget begrænsede muligheder for luftskifte i nedsivningszonen, jfr. afsnit 5.2. Nedsivningen vil derfor foregå under anaerobe forhold.

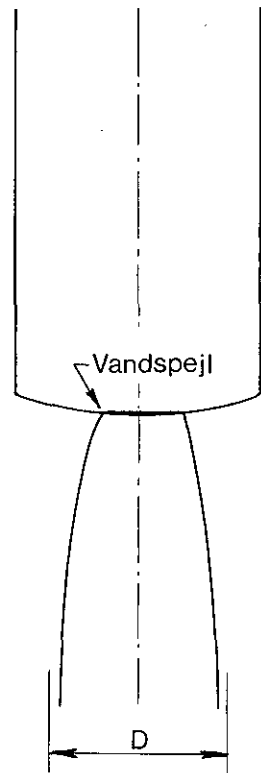
Under sivebrønde og sivedræn afhænger strømningshastigheden og nedsivningsarealets størrelse af den hydrauliske ledningsevne i undergrunden og belastningen af siveanlægget.

Ved omtrent maksimal belastning af en sivebrønd i et område med homogene jordbundsforhold vil strømmingen foregå som vist i fig. 4.1.a. Nedsivningshastigheden vil være bestemt af et eventuelt slamlag i sivebrønden, gennemtrængeligheden af de nærmest liggende jordlag og det hydrostatiske tryk, h . Den horisontale spredning i nedsivningszonen medfører, at nedsivningsarealet øges noget med dybden. Som følge af slamdannelsen og delvis tilstopning af porerne i de øverste jordlag vil jorden normalt ikke være fuldstændig vandmættet i nedsivningszonen. Vandindholdet vil dog som oftest være så højt, at der ikke er væsentlig mulighed for luftskifte i nedsivningszonen. Det vil derfor normalt kun være i grænsefladen, der er mulighed for aerob nedbrydning af spildevandet.

Ved mindre vandtilførsel vil nedsivningsarealet mindskes, fig. 4.1.b. Tilsvarende gælder, hvis sivebrønden placeres i jord med større hydraulisk ledningsevne.



Figur 4.1.a



Figur 4.1.b

Generelt vil nedsvivningsarealet og nedsvivningshastigheden være bestemt af permeabiliteten i sivebrøndens bund. Det skal her bemærkes, at jordens permeabilitet bestemt forud for et siveanlægs ibrugtagning kun giver meget ufuldstændige oplysninger, idet slamdannelse og forskellige udfældningsprocesser medfører en delvis tilstopning af porerne (soil clogging) og dermed en betydelig nedgang i permeabiliteten (P. Lindbak, 1977, R.C. Rice, 1974, R.W. Crites, 1975). Der kan i denne forbindelse endvidere henvises til forannævnte undersøgelse i Frederiks (Miljø-Projekter nr. 2, 1976), hvor permeabiliteten i bunden af nedsvivningsbassinene, der er placeret i et område med meget sandet jordbund, mindskes betydeligt, således at nedsvivningshastigheden faldt fra over 180 mm/døgn til ca. 50 mm/døgn.

På denne baggrund kan det skønsmæssigt anslås, at det kun i områder med meget grovkornet jordlag vil være muligt at opretholde en nedsvivningsintensitet i sivebrønde på mere end ovennævnte 50 mm/døgn. Ved denne nedsvivningsintensitet vil udledning af $0,5 \text{ m}^3/\text{døgn}$, svarende til udledning fra en husstand på 3 personer, fordeles over et areal på $0,5 \text{ m}^3/0,05 \text{ m} = 10 \text{ m}^2$ svarende til en diameter på 3,6 m. Såfremt jorden har et porevolumen på 33% vil den egentlige vandringshastighed for vandet være ca. 15 cm/døgn. Et lavpermeabelt lag i en vis dybde, vil bevirke, at spildevandet spredes på dets overflade, indtil lækagen gennem det bliver i stand til at transportere nedsvivningsmængden.

I sivedræn er nedsvivningsforløbet meget afhængig af anlæggets konstruktion og nedsvivningsarealets størrelse. Såfremt anlægget belastes så stærkt, at pakmaterialet omkring drænrørene er vandfyldt hele tiden, vil nedsvivningen foregå som beskrevet under sivebrønde, bortset fra at nedsvivningsarealet er rektangulært i stedet for cirkelformet, hvilket medfører øgede muligheder for luftskifte i selve nedsvivningszonen.

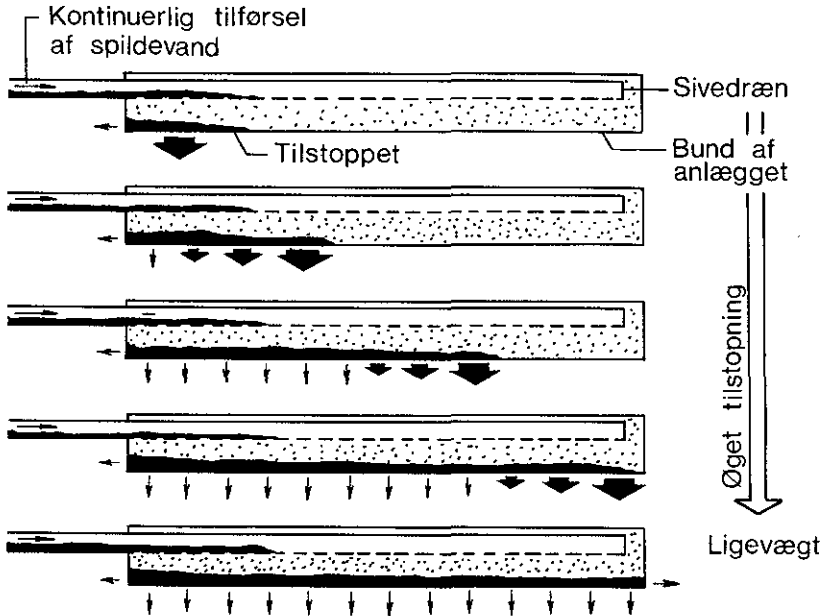
Ved en mindre men kontinuert belastning af et sivedræn vil det ofte ikke være muligt at opnå en ensartet fordeling i sivedrænet. Det vil i så fald kun være en mindre del af anlægget, der belastes, og som følge deraf vil der ske en hurtig nedsvivning.

Som følge af tillukning af porerne vil der ved ibrugtagning af nye anlæg ske en forøgelse af nedsvivningsarealet med tiden (P. Lindbak, 1977), hvilket er illustreret i fig. 4.2.

Ved anvendelse af et doseringskammer og stødvis udledning er det muligt at udnytte hele sivedrænet, således at nedsvivningshastigheden mindskes. Samtidig opnås betydeligt forbedrede muligheder for nedbrydningen af organisk stof i spildevandet, idet mulighederne for ilttilførsel til nedsvivningszonen øges som følge af mindre vandindhold i jorden.

Forsøgsresultater fra Norges Tekniske Højskole har imidlertid vist, at der er mange faktorer, som påvirker spredningen af vandet i sivedræn, men som foreløbig konklusion er det anført (P. Lindbak, 1977):

- at stødvis belastning medfører store fordele,
- at vandmængden i hvert »stød« bør være 15–20 l,
- at den bedste fordeling opnås, når der ikke er fald på sivedrænene,
- at perforering bestående af 6 mm huller med 10–16 cm afstand i bunden af sivedrænet var den mest velegnede af de undersøgte hulkombinationer.



Figur 4.2. Udviklingsforløb for tilstopning af sivedrænsgrøft. (Efter Lindbak, 1977).

En lignende effekt kan opnås ved opdeling af nedsivningsanlægget i 2 eller flere afsnit og skiftevis benyttelse af disse. Ved denne metode vil der under benyttelsen af et sivedræn ske en relativ hurtig nedsivning. Ved den efterfølgende »hvileperiode« vil vandindholdet falde til markkapaciteten, således, at der er gode muligheder for luftskifte og nedbrydning af tilbageholdt organisk stof samt nitrificering af adsorberet ammonium. Jorden vil derved blive delvis regenereret, således at der, når sivedrænet anvendes næste gang, påny kan ske frafiltrering af forurenende stoffer.

4.2. Strømninger med grundvandet

Efter nedsivning gennem jordlagene i den umættede zone når det nedsivede spildevand ned til grundvandsspejlet, som markerer grænsen mellem den umættede zone, i hvilken porerne er delvis vandfyldte, og grundvandszonen, i hvilken porerne er vandmættede. Den vigtigste forskel på strømningsmekanismen mellem de to zoner er, at der i vandfyldte porer i den umættede zone foregår en omtrent lodret strømning forårsaget af tyngdekraften, mens der i grundvandszonen foregår en tilnærmet vandret strømning – hovedsagelig gennem de største porer – som er bestemt af forskelle i grundvandets trykniveau (energiniveau).

Det gælder her helt generelt, at grundvandet strømmer fra områder med højt trykniveau (høj grundvandsstand) til områder med lavt trykniveau (lav grundvandsstand). I denne forbindelse er det nødvendigt at se på to for en nedsivning væsensforskellige situationer:

- 1) grundvandsstrømning inden for samme vandførende lag
- 2) grundvandsstrømning mellem to vandførende lag adskilt af lavpermeable lag (ler-, siltlag).

For grundvandsstrømning indenfor samme vandførende lag gælder den generelle strømningsregel helt klart, d.v.s. grundvandet strømmer fra områder med højt trykniveau mod områder med lavere trykniveau. Beliggenheden af disse områder, d.v.s. trykniveauets variation, er helt overvejende styret af recipienternes beliggenhed, d.v.s. afstanden til havet og vandløbene samt yderligere af recipienternes niveauer. Det kan generelt siges, at grundvandets trykniveau vil være størst midt imellem vandløbene og aftage ud mod disse samt kysterne. I praksis vil dette ofte betyde, at grundvandets trykniveau er højest under bakketoppe fjernt fra vandløb og lavest i ådale eller kystområder, men på grund af uregelmæssigheder i geologien og reservoirforholdene kan der forekomme afvigelser fra dette hovedmønster. Det må dog understreges, at grundvandets trykniveau er uafhængig af terrænhøjden, og at grundvandet derfor ofte lokalt strømmer fra lavtliggende områder mod områder med højere terrænoverflade.

Grundvandsstrømningen mellem to vandførende lag adskilt af et ler- eller siltlag foregår fra laget med højest trykniveau til laget med lavest trykniveau, d.v.s. efter helt tilsvarende fysiske principper som skitseret under 1. Vandudvekslingen mellem to sådanne grundvandsreservoirer kan således ske såvel i opadgående som i nedadgående retning. Dette forhold er naturligvis af afgørende betydning ved vurderingen af den forureningsfare i forbindelse med nedsivning af spildevand, og i konkrete tilfælde vil en afgørelse ofte være afhængig af, om grundvandets trykniveau er højest i det nedre eller i det øvre reservoir.

Strømningen i grundvandszonen kan udtrykkes ved Darcy's lov:

$$v = k \cdot i \quad (\text{m/år})$$

eller
$$Q = k \cdot i \cdot A \quad (\text{m}^3/\text{år})$$

hvor

v er filterhastigheden, d.v.s. Q/A , m/år,

k er permeabilitetskoefficienten, m/år,

i er den hydrauliske gradient, d.v.s. trykniveaufaldet pr. længdeenhed (dh/ds), dimensionsløs,

Q er den gennemstrømmende grundvandsmængde, $\text{m}^3/\text{år}$, og

A er bruttoværsnitsarealet, m^2 .

Relationen mellem filterhastigheden (v) og grundvandets vandringshastighed (v') fås ved indførelse af jordlagets porøsitet (n):

$$v' = \frac{v}{n}$$

hvor n er porøsiteten (kan sættes til 0,3 eller 0,4).

I forbindelse med vurderingen af et nedsivningsanlægs funktionsdygtighed vil spørgsmålet ofte være, om jordlagene kan borttransportere den nedsivede vandmængde, således at der ikke opstår en opstuvning af grundvandet.

Når det nedsivede spildevand er nået ned til grundvandet, er det for vurdering af forureningsrisikoen for bestående brønde og borer af stor interesse at vide noget om den

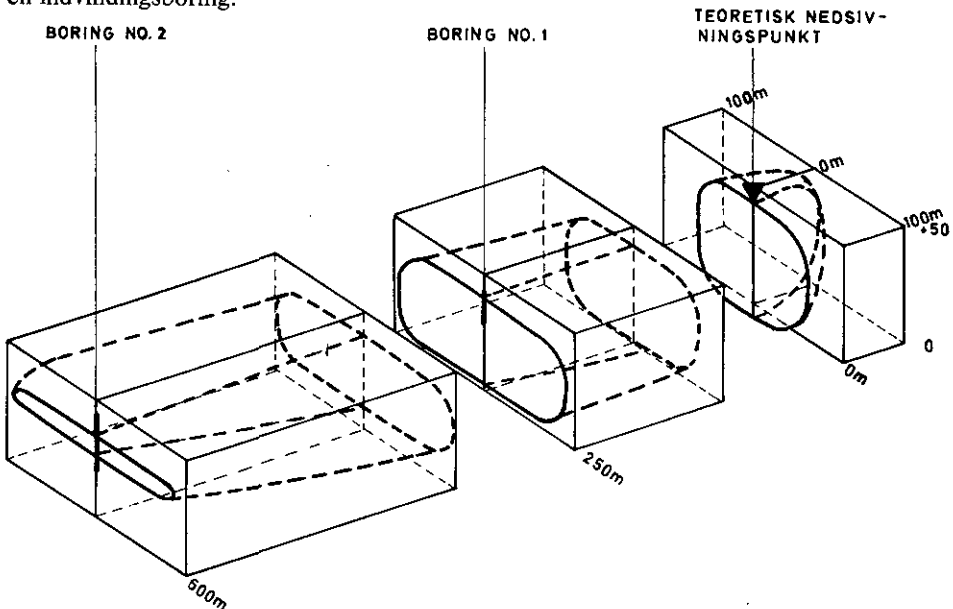
videre udbredelse af spildevandslegemet. Som tidligere nævnt er spildevandets udbredelseshastighed, d.v.s. grundvandets strømningshastighed, bestemt af Darcy's ligning. Hastigheden vil i Danmark ofte være af størrelsesordenen 25 m pr. år.

I det første år bevæger fronten af en ny spildevandsstrøm sig således 25 m i grundvandets bevægelsesretning. Strømningen er så langsom, at den er laminær, og spildevandet bevæger sig i toppen af grundvandet. Den naturlige infiltration til grundvandet vil efterhånden overlejlre spildevandslegemet, således at det vil blive presset længere og længere ned med voksende afstand fra nedsivningsstedet.

Udbredelsen i længderetningen kan opfattes som en ensformig rørstrømning, hvor spredningen især skyldes dispersion. Udbredelsen i tværretningen skyldes såvel dispersion som diffusion, d.v.s. en molekylær vandring, hvis intensitet er afhængig af koncentrationsgradienten. Denne sideværts spredning fra spildevandslegemets rand er en meget langsom proces. (Miljø-Projekter nr. 8).

Som konklusion må nævnes, at spildevandslegemet stort set bevarer sin form og kun spredes i længderetningen som følge af dispersion. Legemet vil i voksende afstand fra nedsivningsstedet findes i et dybere og dybere niveau i grundvandsreservoiret som følge af overlejring af almindeligt infiltreret regnvand.

I områder med homogene jordbundsforhold vil spildevand udledt til nedsivningsanlæg derfor udbrede sig i et spildevandslegeme, fig. 4.3., der stadig vokser i længderetningen indtil den når frem til overfladerecipienten for det pågældende nedsivningsområde eller til en indvindingsboring.



Figur 4.3. Spildevandslegeme ved nedsivningsanlæg ved Frederiks.

Ved udledning af større mængder spildevand vil der selv i relativ stor afstand fra anlægget kun i ringe grad ske opblanding med andet grundvand.

Ved udledning af mindre mængder, som f.eks. fra enfamiliehuse, vil spildevandslegemets tværsnit være af meget begrænsede dimensioner, således at der som følge af dispersion og diffusion må forventes en væsentlig fortynding, især hvis spildevandet udledes til sivedræn anbragt vinkelret på grundvandets strømningsretning (Miljø-Projekter nr. 8).

5. Processer i jorden

Når spildevand udledes i jorden iværksættes en lang række forskellige biologiske, kemiske og fysiske processer. Om der med disse processer sikres tilstrækkelig rensning af spildevand under nedsivning afhænger af mange faktorer såsom spildevandets sammensætning, jordtype, vandets strømningshastighed og luftskifte i jorden.

Af mange grunde er det ønskeligt at indholdet af organisk stof og næringsstoffer i spildevand føres tilbage til det økologiske kredsløb. En forudsætning for dette er, at spildevandet udledes således, at det passerer planternes rodzone før det går ned til undergrunden. Da det endvidere er i det øverste jordlag, der er størst mulighed for mikrobielt nedbrydning af organiske stoffer i spildevandet, er der i det følgende givet en særskilt omtale af processerne i de øverste umættede jordlag, der udgør planternes rodzone.

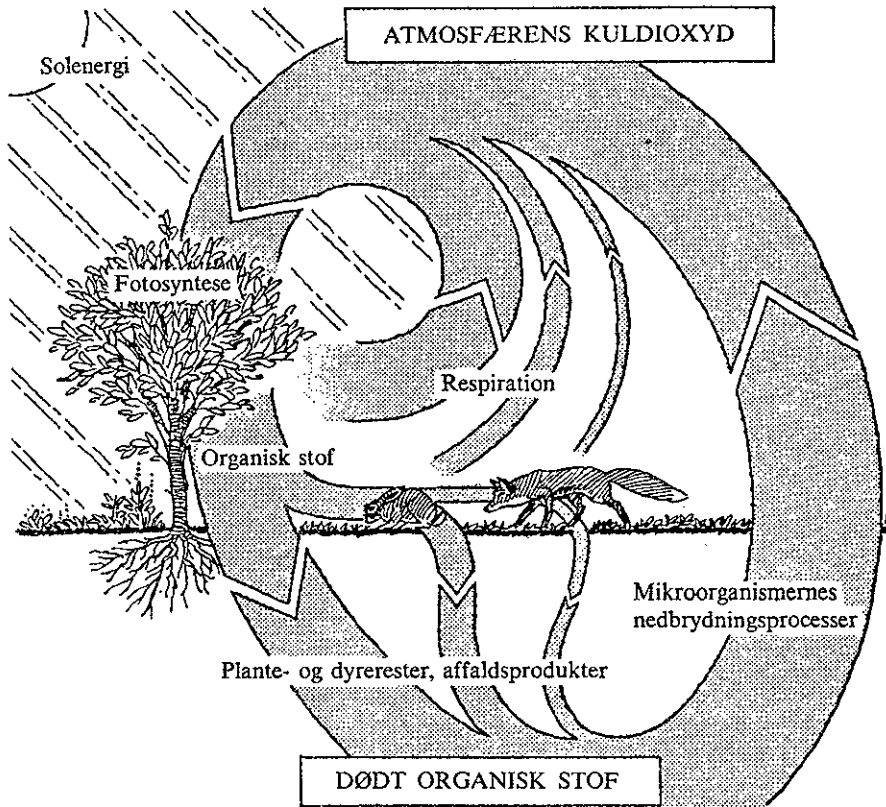
5.1. Det naturlige økologiske kredsløb

Under naturlige forhold tilføres jordoverfladen til stadighed store mængder organisk stof i form af planterester og dyreekskrementer. Også under jordoverfladen tilføres der betydelige mængder som følge af planternes rodudvikling og jordboende dyr. Denne tilførsel er et led i det naturlige økologiske kredsløb, der er illustreret i fig. 5.1.

I et sådant økosystem er der et næstent lukket kredsløb af organisk stof og næringsstoffer. Der tilføres dog små mængder især af kvælstof med nedbøren og en tilsvarende bortførsel med det vand, der forlader rodzonen og danner grundvand.

Under danske forhold er den årlige tilførsel af organisk stof ofte i størrelsesordenen 5000 kg/ha. Nedbrydningen af dette stof sker især ved mikrobiologiske omsætningsprocesser.

Uden mikroorganismernes nedbrydningsvirksomhed ville man derfor få en kraftig ophobning af organiske stoffer i jorden, og alt plante- og dyreliv ville efterhånden blive umuliggjort ikke alene på grund af stofophobningen, men også fordi hele den tilgængelige mængde af plantenæringsstoffer efterhånden ville blive bundet i ophobede stofmængder i en for



Figur 5.1. Kulstof-kredsløbet. (Efter Vagn Jensen, Danmarks Natur Bind 2).

planterne utilgængelig form. Mikroorganismernes aktivitet er derfor et helt uundværligt led i naturens kredsløb.

Under omsætningsprocesserne udnyttes det organiske materiale som næring af mikroorganismene, og de udvinder herunder både den kemiske energi, som er nødvendig for deres stofskifte, og de byggematerialer som kræves ved opbygning af nye celler.

Omsætningen af det organiske materiale foregår normalt gennem en række trin, og ofte er det forskellige typer af mikroorganismer, som er virksomme på de enkelte trin.

Ved disse mineraliseringsprocesser overføres det organiske materiales indhold af kulstof til luftformigt kuldioxid, brint bliver oxideret til vand, kvælstoffet frigøres som ammonium, svovl som svovlbrinte og øvrige grundstoffer i form af forskellige uorganiske salte.

Dermed er mikroorganismernes rolle imidlertid ikke udspillet. Enkelte af de fremkomne uorganiske forbindelser er nemlig endnu så energiholdige, at de kan udnyttes som energikilde af særligt specialiserede bakterietyper.

Ammonium kan således oxideres først til nitrit og derefter senere til nitrat af de såkaldte nitrifikationsbakterier, og svovlbrinte kan anvendes som energikilde af svovlbakterier, der oxiderer det via frit svovl til sulfat.

Ved disse processer overføres alle de forskellige grundstoffer, som var bundet i det døde materiale, til kemiske forbindelser, der kan udnyttes som næringsstoffer af de højere planter.

Bortset fra kuldioxiden findes de pågældende forbindelser opløst i jordvæske eller bundet til kolloider i jorden og kan derfra optages gennem planternes rødder. Kuldioxiden optages af planternes grønne blade og i planterne sker så en opbygning af nye organiske bestanddele, hvorved hele kredsløbet er sluttet.

Når der til et sådant økologisk system tilføres næringsstoffer udefra kan der i første omgang ske en vis akkumulering af næringsstofferne i kraft af øget plantevækst og øget indhold af delvis nedbrudt organisk stof i jorden. Mulighederne for akkumulering er formentlig størst i skovarealer, men selv der er det normalt meget begrænsede mængder næringsstoffer der kan akkumuleres.

Ved en kontinuerlig tilførsel af organisk stof eller næringsstoffer, f.eks. med spildevand, må der derfor forventes en nedvaskning af næringsstoffer med mindre der samtidig sker en tilsvarende bortførsel af næringsstoffer fra arealet ved at afgrøderne fjernes.

5.2. Luftskefte i jorden

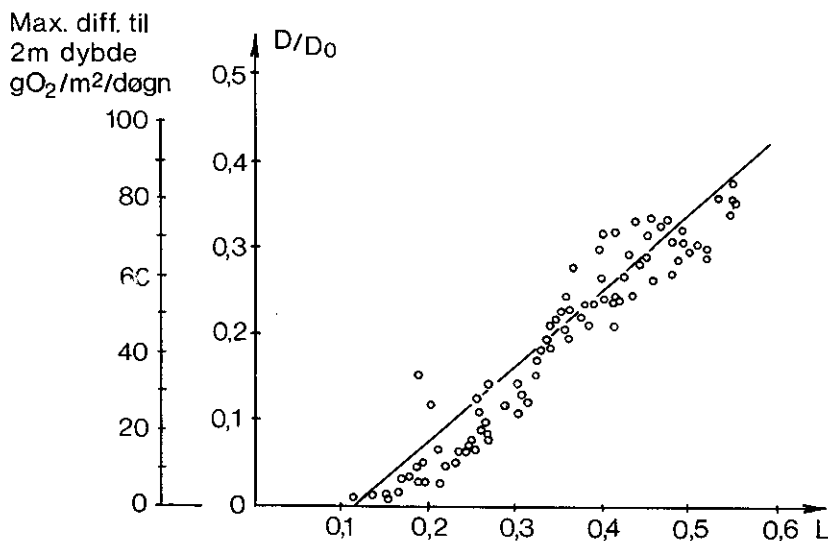
Nedbrydningen af organisk stof og omdannelsen af ammonium til nitrat er meget iltforbrugende processer. En fuldstændig mineralisering opnås derfor kun såfremt der er muligheder for en tilstrækkelig luftfornyelse i nedsivningszonen.

Ved udledning af almindelig husspildevand med et BI₅ på 60 g/person pr. døgn og en kvælstofmængde på 15 g NH₄-N/person pr. døgn er der behov for i alt ca. 125 g O₂/person pr. døgn.

Transporten af ilt i jord foranlediges hovedsagelig af diffusion, der er en funktion af gradienten af ilts partialtryk i jordluften.

I atmosfærisk luft er diffusionskoefficienten for ilt, 0,18 cm²/sek. (Do). I jord, hvor diffusion foregår gennem de uregelmæssige luftfyldte porer, er diffusionskoefficienten betydelig mindre og den aftager stærkt med det relative luftvolumen i jorden, hvilket fremgår af fig. 5.2.

Når jordens luftindhold er under 10% er diffusionen forsvindende lille. Dette skyldes, at de luftfyldte porer blokeres af vand, og at diffusionskoefficienten for ilt i vand er ca. 10.000 gange mindre end i luft.



Figur 5.2. Relativ diffusion som funktion af jordens luftvolumen. (Wesseling, 1962).

Det betyder, at der ved nedsivning under omtrent vandmættede forhold kun i meget ringe grad vil være mulighed for diffusion af ilt ind i nedsivningszonen. Ved anvendelse af sivebrønde og andre anlæg med stor kontinuerlig nedsivningsintensitet (over ca. 50 mm/døgn) vil der derfor selv i forholdsvis permeabel jord, ikke være muligheder for tilfredsstillende ilttilførsel til den centrale del af nedsivningszonen.

Ved anvendelse af sivedræn er der betydelig større muligheder for ilttilførsel til nedsivningszonen, men som det fremgår af fig. 5.3. er luftindholdet og dermed mulighederne for ilt diffusion meget afhængig af jordtypen.

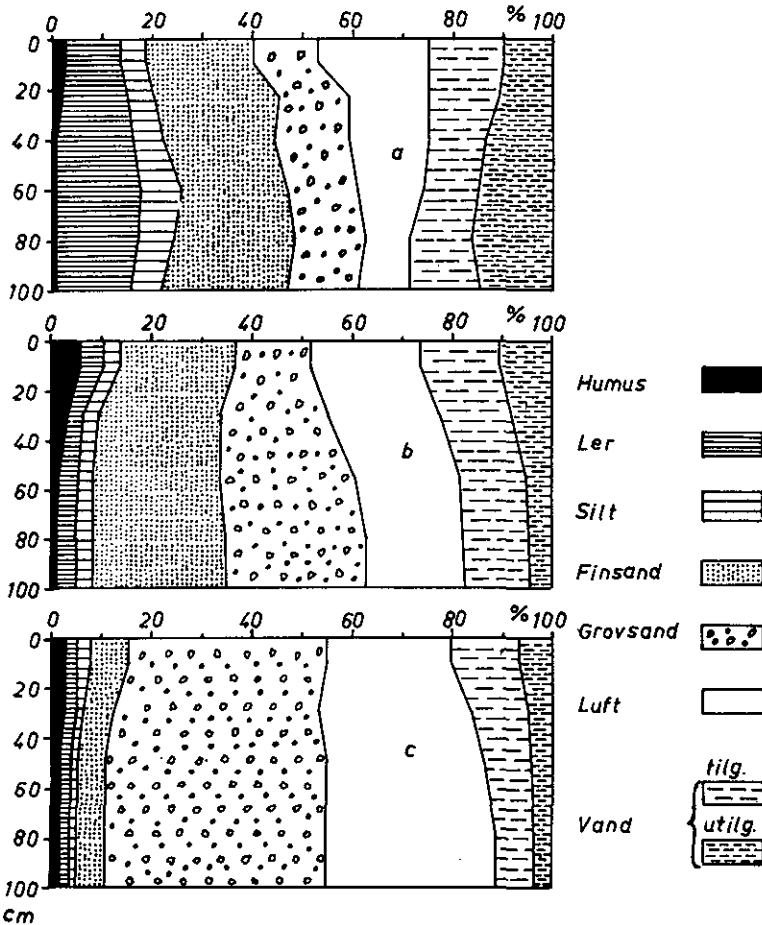
I morænelerjord er således ofte kun omkring 10% luftvolumen i de dybere liggende lag. Det indebærer, at der er meget ringe muligheder for ilttilførsel.

I morænesand er luftindholdet omkring 20% og i smeltevandssand kan der være op til 30% luftvolumen, hvilket i henhold til fig. 5.2. giver muligheder for diffusion af henholdsvis ca. 20 og 40 g O₂/døgn · m² til en dybde af 2 m.

I praksis må der dog regnes med betydelig mindre værdier, fordi der i nedsivningszonen vil være større vandindhold og derfor mindre luftindhold.

En diffusion på henholdsvis 10 og 20 g O₂/m²/døgn må derfor anses for mere realistisk.

Det kan herefter skønnes, at der ved etablering af sivedræn kræves mindst 6 m²/person i områder med smeltevandssand og 12 m²/person i områder med morænesand, mens det i moræneler ikke vil være muligt at opnå aerobe forhold i nedsivningszonen ved anvendelse af nedsivningsanlæg.



Figur 5.3. Eksempler på tekstur, luft- og vandindhold i moræneler a, morænesand b, og smeltevandssand c. (Efter Aslyng, 1968).

Det er tillige en forudsætning, at der er en tilstrækkelig stor afstand fra sivedrænet til grundvandet, således at iltningsprocesserne kan tilendebringes før spildevandet når ned til grundvandet. Ifølge Hedeselskabets undersøgelser i Blåvandshukområdet synes en afstand på 1–1,5 m fra sivedræn til grundvandsspejl eller en opholdstid på 2–3 uger at give en omtrent fuldstændig fjernelse af nedbrydeligt organisk stof.

De anførte tal for nødvendig nedsvivningsareal må dog betragtes som minimumsværdier, idet det er meget vanskeligt at afgøre i hvilket omfang det forøgede vandindhold i nedsvivningszonen vil mindske ilt-diffusionen.

Dertil kommer, at det ved den traditionelle udformning af sivedræn er vanskeligt at sikre en ensartet fordeling af spildevandet på hele nedsvivningsarealet.

Disse problemer kan helt eller delvis imødegås ved stødvis udledning af spildevandet (afsnit 3.3.1.) og ved diskontinuerlig drift af anlæggene (afsnit 3.3.2.).

Især ved diskontinuerlig drift kan der opnås en ret stor sikkerhed for, at det udledte ammonium iltes til nitrat før det når ned til grundvandet. Dette skyldes, at de øverste jordlag under udledningsperioden er i stand til at tilbageholde betydelig mængde ammonium, jfr. afsnit 5.5.2.1. Ved en efterfølgende hvileperiode med lavt vandindhold og deraf følgende gode muligheder for luftskifte i jorden, kan ammonium iltes til nitrat, som senere kan reduceres til frit kvælstof og overføres til atmosfæren.

Det tilsvarende princip kan anvendes i forbindelse med nedsivningsbassiner. Det kan i denne forbindelse nævnes, at det ifølge amerikanske undersøgelser (L. Johansen, 1974) er muligt at opnå nitrifikation af op til ca. 70 kg N/ha · døgn, når der anvendes korte udledningsperioder efterfulgt af relative lange hvileperioder.

I forbindelse med nedsivningsbassiner er det et problem, at nitrifikationen stopper ved temperaturer under ca. 5°C. Det må derfor forventes, at det under danske klimaforhold ikke vil være muligt at sikre nitrifikationen af det udledte ammonium i vinterperioden.

5.3. Nedvaskning af iltforbrugende organisk stof

Under den mikrobielle nedbrydning af planterester og andet organisk materiale kan der som mellemprodukter dannes en lang række letopløselige organiske forbindelser, som kan transporteres med vandet ned til dybereliggende jordlag eller til grundvandet. Under naturlige forhold er det dog normalt kun meget små mængder, der transporteres ned til grundvandet, hvilket skyldes at opløste stoffer som regel meget let nedbrydes videre til kuldioxid og vand, og at den naturlige vandbevægelse i de umættede jordlag er meget langsom (0,5–4 m/år, jfr. kap. 4). Under ugunstige forhold kan der dog ske en ikke uvæsentlig nedvaskning af organiske stoffer, hvilket bl.a. fremgår af, at der i områder med sandede jordbundsforhold sædvanligvis er et relativt højt indhold af iltforbrugende stoffer i højtliggende grundvand.

Udledning af spildevand til jorden vil altid medføre 1) øget tilførsel af organisk stof til jorden, 2) hurtigere vandbevægelse og dermed hurtigere transport af opløste stoffer ned gennem den umættede zone, 3) højere vandindhold i jorden, hvilket kan hæmme diffusionen af ilt og dermed nedbrydningen af det organiske stof. Udspreddning af spildevand vil derfor normalt øge nedvaskningen af iltforbrugende organisk stof til grundvandet.

Ved udspreddning af relativt små mængder spildevand på jordoverfladen vil der normalt ikke ske en væsentlig øget nedvaskning, hvilket især skyldes, at luftskiftet i de øverste jordlag kan opretholdes, således at der er grundlag for en høj nedbrydningshastighed.

Det kan dog ikke udelukkes, at der selv på lerjorde, der til tider bliver næsten vandmættede af nedbør, kan ske en ikke uvæsentlig nedvaskning i vinterhalvåret som følge af nedsat mikrobiel aktivitet på grund af lav temperatur.

Hvis der på jordoverfladen eller til overdækkede nedslivningsanlæg udledes så store mængder spildevand, at jorden bliver omtrent vandmættet, vil der opstå helt eller delvis anaerobe forhold i nedslivningszonen. Dette medfører stærkt nedsat hastighed for nedbrydningen og dannelse af methan og svovlbrinte, der er meget bestandige under anaerobe forhold. Da udledning af store mængder spildevand på et lille areal samtidig medfører en hurtig nedslivning til grundvandet, jfr. afsnit 4.1.2., kan der med sådanne anlæg føres betydelige mængder organisk stof til grundvandet.

5.4. Transport af mikroorganismer

Jordens naturlige mikroflora findes i det øverste jordlag på ca. 1 meters tykkelse. Langt størstedelen findes i pløjelaget og udgør ½‰ til ½% af jordmassen (Miller, 1974). Samme forfatter angiver den kvantitative sammensætning til 10^7 bakterier og 10^6 actinomyceter pr. g jord. Direkte mikroskopisk tælling tyder på et noget større indhold (10^9 pr. g).

Ved spildevandsudledning til jord tilføres en mikroflora, der for størstedelen er forskellig fra jordens egen flora. *Floraens sammensætning er dels bestemt af mikroorganismene i det rå spildevand, jfr. afsnit 2.1.2., dels af den type rensningsforanstaltninger, spildevandet har været underkastet.* Tilførte bakterier fra aerob behandlet spildevand er således væsentligt forskellig fra den humane tarmflora, mens nogle af de bakteriegrupper, der er karakteristiske for den anaerobe spildevands- og slambehandling minder meget om tarmfloraen (Taber, 1976).

Størstedelen af de mikroorganismer, der tilføres jorden med spildevand, er fremmede for miljøet og uegnede til at klare sig i konkurrence med den etablerede mikroflora. De tilførte mikroorganismer vil derfor før eller siden gå til grunde. Den hastighed, hvormed det sker, er forskellig og afhænger bl.a. af typerne af mikroorganismer.

Det er især de patogene eller potentielt patogene mikroorganismer, der må interessere i denne sammenhæng. Tilstedeværelse af sådanne mikroorganismer i jordmiljøet frembyder ikke i sig selv nogen sundhedsmæssig risiko. De hygiejniske aspekter vedrører tilbageførsel af smitstoffer fra spildevandsforurenede jord til mennesker. Dette kan ske ved en forurening af afgrøde, nedtrængning til grundvand eller afstrømning til overfladevand. Smittespredning via husdyr og den vilde fauna samt gennem aerosoldannelsen under udspreddning er omtalt i afsnit 8.

De grupper af mikroorganismer, der er af størst interesse i denne forbindelse er bakterier, virus og zooparasitter. Da opførsel og overlevelse i jord er temmelig forskellig, skal hver af de tre grupper omtales for sig.

5.4.1. Bakteriers bevægelse i jord

De patogene bakterier, der kan overleve i spildevand, jfr. afsnit 2.1.2., filtreres fra i de øverste jordlag ved en moderat spildevandstilledning. Foster & Engelbrecht (1974) omtaler således undersøgelser, der viser, at 92–97% af tilførte coliforme bakterier bliver frafiltreret i den øverste centimeter agerjord. Ca. 2 m fra overfladen er coliformindholdet i jorden af en størrelsesorden, der svarer til drikkevandskvalitet. Igennem groft sand eller grus bevæger

de fleste bakterier sig ikke mere end 50–60 m. Bakteriernes bevægelsesafstande i jorden står i øvrigt i omvendt forhold til partikelstørrelsen, således som det nærmere er diskuteret i miljøstyrelsens rapport om udledning af husspildevand på jord (1977).

Ved en permanent tilledning af husspildevand til et nedsivningsbassin, som for eksempel i Frederiks, ændres mikrofloraen under bassinet radikalt og får karakter af den anaerobe spildevandsflora. Ved disse undersøgelser er der i samtlige grundvandsprøver, der er udtaget ned til 16 m dybde, påvist coliforme bakterier. Transporttiden til denne dybde kan anslås at være ca. 100 dage.

Schaub & Sorber (1977) har beskrevet undersøgelser over bakteriers bevægelse i jord under intermitterende spildevandstilledning, der som følge af indskudte hvileperioder tillader udtørring af jorden mellem tilledningerne. Indikatorbakterien *Streptococcus faecalis* kunne påvises ved grundvandet.

5.4.2. Bakteriers overlevelse i jord

Bakteriers overlevelsestid i jord og grundvand afhænger af flere fysiske, kemiske og biologiske forhold i det omgivende miljø. (Krongaard Kristensen (upubl.)).

Anaerobe forhold forlænger overlevelsen af enterobacteriaceae for eksempel i slam (Miljørapportserie nr. 6) eller i gylle (Munck 1978). Der er således fundet overlevelse af *Salmonella* på 16–18 måneder i slam og slambehandlet jord og i gylle på op til 140 dage.

Bakterietypen har stor betydning for overlevelsen i jord. Hos de sporedannende bakterier vil sporerne således kunne holde sig levende i årevis, mens for eksempel en parasitisk bakterie som gonorrhé-bakterien (*Neisseria*) kun vil leve få minutter uden for værten (Elliott & Ellis 1977). I gennemsnit må patogene bakterier i jord anses for at være decimeterede til et antal uden sundhedsmæssig betydning i løbet af 2–3 måneder.

Selv om bakterierne er gået til grunde, vil frigjorte giftstoffer fra visse bakterieceller muligvis kunne indebære et problem for grundvandskvaliteten. Oplysninger i litteraturen om sådanne forhold er dog endnu kun yderst sparsomme.

5.4.3. Virus' bevægelse i jord

Virus forholder sig anderledes end bakterier ved udledning med spildevand til jord. Partiklerne er for små til at kunne frafiltreres. I stedet sker der en udpræget adsorption til jordpartiklerne. Damgaard-Larsen et al. (1977) har vist, at virus under danske klimatiske forhold adsorberes i de øverste jordlag. Adsorptionen er større i lerjord end i sand og grus og influeres af mange faktorer, hvoraf kan nævnes kationindhold i vandet og pH i jorden (Krongaard Kristensen (upubl.)). Gerba et al. (1975) har i tabel 5.1. samlet angivelse fra litteraturen om forskellige virustypers bevægelse i forskellige jordbundstyper.

I laboratorieforsøg med søjler af sandblandet ler har Lance et al. (1976) vist forskellige faktorerers indflydelse på virus' bevægelse i jord. Ved påhældning af afioniseret vand, som kan simulere jords påvirkning af kraftige regnskyl, sker der udtalte frigørelser af adsorberet

virus, som under sådanne forhold kan bevæge sig lange strækninger i jord. Tilsætning af calciumklorid forhindrer denne frigørelse. Ved udtørring af søjlen i mere end en dag før påhældning af vand reduceres virusmængden betydeligt.

Walter & Rudiger (1977) fandt 8 virus-holdige prøver af 62 undersøgte grundvandsprøver fra et større vandforsyningsanlæg. Det skønnedes, at forureningen skyldtes infiltration og horisontal migration fra et nærliggende vandløb.

5.4.4. Virus' overlevelse i jord

Overlevelsestiden for virus i jord varierer med virustype, temperatur, udsættelse for sollys og de fysisk-kemiske forhold i jorden. I modsætning til bakterier, hvor den permanente mikrofloras antagonistiske virkning over for miljøfremmede bakterier er en væsentlig decimeringsfaktor, synes sådanne forhold ikke at have indflydelse på overlevelsen af virus. Damgaard-Larsen et al. (1977) angiver, at de mere resistente patogene virus reduceres i jord med en halv til en logaritmisk enhed pr. måned. Welling et al. (1975) har påvist overlevelse af virus 28 dage efter udledning af spildevand på jord. I samme undersøgelse er opnået resultater, der tyder på, at virus kan transporteres mindst 38 m horisontalt med grundvandet.

Der knytter sig i øvrigt betydelig usikkerhed til virus' overlevelse i jord. Dette skyldes bl.a., at man endnu ikke er i stand til at isolere vigtige patogene virustyper som f.eks. det virus, der er årsag til smitsom leverbetændelse.

5.4.5. Parasitters bevægelse i jord

Zooparasitter er i forhold til bakterier og virus så store, at de frafiltreres ved spildevandets passage gennem de øverste jordlag. De mindste parasitter er cyster af protozoer, som er af størrelsesordenen 20–30 μ . Blandt metazooer er særlig bædelormeæg små (ca. 50 μ) og forlader for mindst halvdelens vedkommende rensningsanlæg med spildevandet (Jepsen 1978). Æg af de øvrige parasitter, som forekommer i spildevand, er af betydelig størrelse (100–200 μ). I rensed spildevand vil de i stor udstrækning forekomme i slammet. Ved udbringning på jord med spildevand eller slam vil de tilbageholdes i de øverste jordlag. De hygiejniske problemer er således knyttet til fortæring af kontaminerede afgrøder i rå tilstand og, for bædelormeægs vedkommende, en indirekte tilbageføring af smitte til mennesker ved kvægs afgræsning af spildevandsforurenede græsafgrøder.

5.4.6. Parasitters overlevelse i jord

Også overlevelsesforhold er for parasitter anderledes end for bakterier og virus. Parasitæg skal således i reglen gennemgå en modning, før de frembyder en infektionsrisiko. I øvrigt er overlevelsessevnen i jord stor og den gradvise decimering, som kendes fra bakterier og virus, finder ikke sted. Overlevelsen afgøres i stor udstrækning af miljøets temperatur- og iltspændingsforhold (Nansen og Jørgensen, 1977). I Miljø-Projekter nr. 6 (1977) er anført overlevelsestiden for ormeæg fra få måneder til 6 år. Cyster af protozoer overlever formentlig i kortere tid. På grøntsager angives *Entamoeba histolytica* således kun at overleve i 2–3 døgn.

Tabel 5.1. Oversigt over litteraturoplysninger om fjernelse af virus fra jord (efter Gerba et al. 1975).

Vandtype	Virus	Medium	Strømnings- hastighed	Transport- afstand	Rensnings- effekt i %
Kildevand	coxsackie	muldjord	?	91 cm	50
Kildevand	T 4	muldjord	?	56 cm	22
Kloakspildevand	polio 1	Hawaii-jord med højt indhold af jern oxid.	?	117 cm	?
Renset og kalkbeh. spildevand	polio 1	sand 0,65 mm	91,7 l/min/m ²	20 cm	82-99,8
Vandværksvand	coxsackie	sand	?	70 cm	0->90
Vandværksvand	polio 1	umættet flyvesand	0,8-1,6 m ³ /min/m ²	60 cm	99,5-99,9
Afløb fra beluft- ningstank	polio 3	sand, sandbl. ler muldjord	?	32 cm	?
Vandværksvand	polio 1	Ottawa-sand	0,3-7,5 l/min/m ²	60 cm	1->98
Destilleret vand tilsat salte og f2	T1, T2	jord fra Arkansas og Californien	0,078-0,295 ml/min	40-50 cm	>99
Destilleret vand	polio 2	humusfattigt laterit	4,1-5,7 m ³ /dg/m ²	4-15 cm	96-99,3
Destilleret vand	T 4	humusfattigt laterit	4,1-5,7 m ³ /dg/m ²	4-15 cm	100
Destilleret vand	polio 2	tantalus cinder	1,4 m ³ /dg/m ²	15-38 cm	22-35
Destilleret vand	T 4	tantalus cinder	1,4 m ³ /dg/m ²	15-38 cm	100
Destilleret vand, 10 ⁻³ NCa og Mg-salte	polio 1	flyvesand	1-2 ml/min	20 cm	44-27
Destilleret vand, 10 ⁻⁵ NCa og Mg-salte	polio 1	flyvesand	1-2 ml/min	20 cm	99,8-99,9
Destilleret vand	polio 1	sandet skovjord	?	19,5 cm	97
Destilleret vand	T 7	sandet skovjord	?	19,5 cm	88
Biologisk rensset spildevand	polio 1	sandet skovjord	?	19,5 cm	98,6
Biologisk rensset spildevand		sandet skovjord	?	19,5 cm	99,6

5.5. Transport af kemiske stoffer

I rått spildevand er hovedparten af de tilstedeværende næringsstoffer bundet i organiske stoffer, men ved mineraliseringsprocessen frigøres de efterhånden næsten fuldstændig i form af uorganiske stoffer.

Disse stoffers videre skæbne er afhængig af en lang række fysiske, kemiske og biologiske processer, men som slutresultat foreligger der kun følgende muligheder:

1. akkumulering i jorden som tungtopløselige forbindelser,
2. udvaskning til grundvandet,
3. overgang til atmosfæren som luftart eller
4. optagelse i dyrkede planter, som fjernes fra området.

5.5.1. Ionbytning

Alle kationer kan tilbageholdes midlertidig i jorden ved ionbytning. Jordens evne til at tilbageholde kationer afhænger af kationsbytningskapaciteten, der især er knyttet til de negativt ladede lerkolloider og humuspartikler.

Kationbytningskapaciteten angives oftest som mængden af ombyttelige kationer målt i me/100 g jord. Den varierer med indholdet af humus og lerkolloider, der har følgende kapaciteter:

Humus	100–200me/100 g
Lerarter: Kaolinit	5– 15 ”
Illit	20– 40 ”
Montmorillonit	80–120 ”

(Efter Aslyng, 1968).

I pløjelaget af danske jorde er kationbytningskapaciteten fra 4 til 20 me/100 g. I grovkornet undergrund er kationbytningskapaciteten ofte under 1 me/100 g.

Kolloidernes egenskaber som kationbyttere skyldes negative ladninger, som kompenseres af tilstedeværelsen af en ækvivalent mængde af kationer ved overfladens umiddelbare nærhed, hvilket er skitseret i fig. 5.4., der viser fordelingen af kat- og anioner i den jordvæske, som befinder sig omkring jordkolloiderne.

Arealet mellem kurverne, der viser koncentrationer af henholdsvis kat- og anioner som funktion af afstanden fra overfladen, svarer til koncentrationen af kompenserende (ombyttelige) kationer, der er ækvivalent med ladningstætheden på kolloidoverfladen. Antallet af ombyttelige kationer i jorden er således givet ved antallet af negative ladninger på kolloiderne og uafhængigt af saltkoncentrationen i den frie jordvæske. Omvendt er også den totale koncentration af kationer i jordvæsken uafhængig af mængden af adsorberede kationer, hvorimod den varierer med mængden af anionerne NO_3^- , Cl^- og SO_4^{2-} , der næsten alle er opløste i jordvæsken sammen med en ækvivalent mængde af kationer. Selv om der således ikke sker nogen netto udveksling mellem adsorberede og opløste kationer, når disse betragtes som en helhed, danner de adsorberede kationer en for planternes næringsstofoptagelse meget betydningsfuld reserve af enkelte kationer, især NH_4^+ , K^+ og Mg^{2+} , idet forholdet mellem de enkelte kationer i jordvæsken styres af forholdet mellem tilsvarende adsorberede kationer. For kationer med samme valens kan ligevægten beskrives med ligningen (Hansen, 1972):

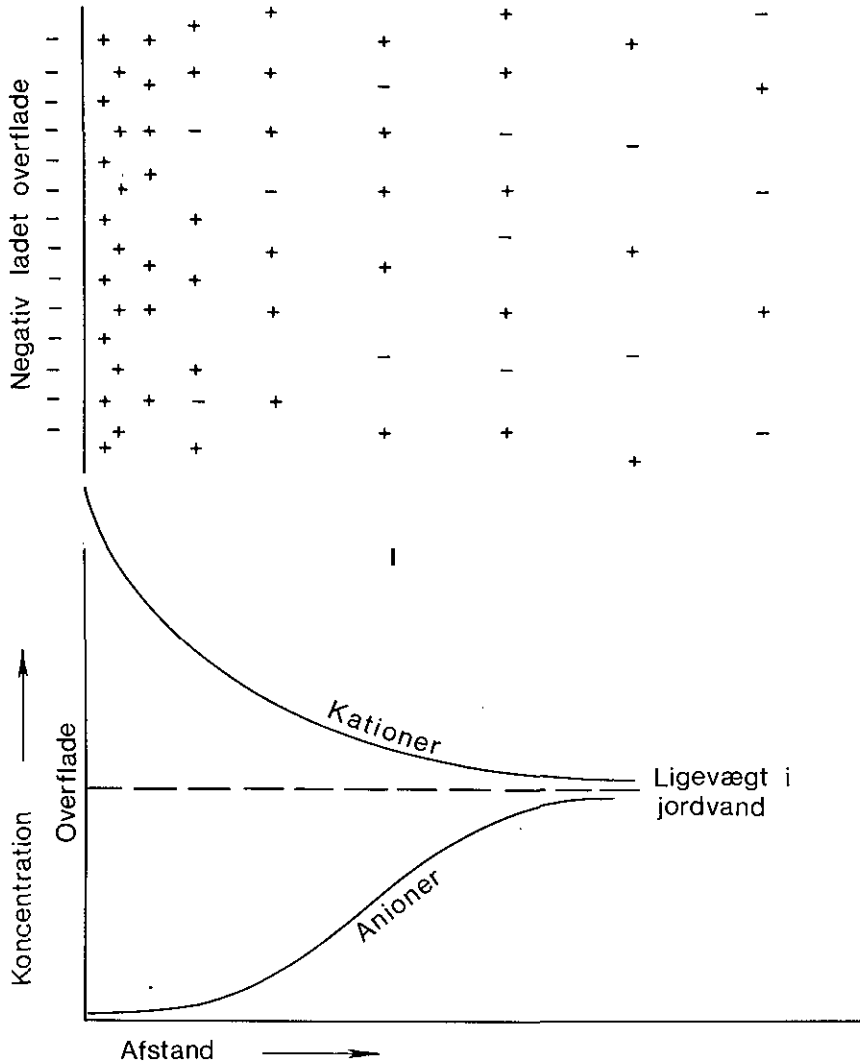
$$\left[\frac{M_1}{M_2} \right]_{\text{omb.}} = k_{M_1 M_2} \cdot \left[\frac{a_{M_1}}{a_{M_2}} \right]_{\text{opl.}} \quad (1)$$

hvor $\left[\frac{M_1}{M_2} \right]_{\text{omb.}}$ er forholdet mellem ombyttelige mængder af to kationer med samme

valens, $\left[\frac{a_{M_1}}{a_{M_2}} \right]_{\text{opl.}}$ er det tilsvarende forhold mellem kationaktiviteter i jordvæsken, og

$k_{M_1M_2}$ er en ligevægtskonstant. Den tilsvarende ligevægt mellem mono- og divalente kationer kan med tilnærmelse beskrives med ligningen:

$$\left[\frac{M^+}{M^{2+}} \right]_{\text{omb}} = k_M + M^{2+} \left[\frac{aM^+}{\sqrt{a}M^{2+}} \right] \text{ opl.} \quad (2)$$



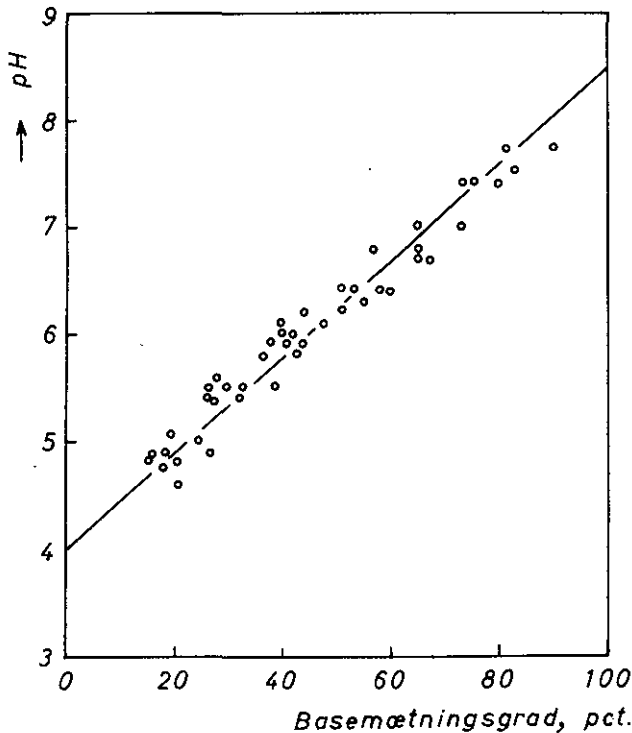
Figur 5.4. Fordeling af ioner tæt ved en negativ ladet overflade.

Disse ligevægtsreaktioner medfører, at der ved tilførsel af f.eks. NH_4^+ med spildevand sker en adsorption af NH_4^+ , men samtidig opløses en ækvivalent mængde af andre kationer, og

adsorption ophører, når der er opnået en ligevægt mellem kationbelægningen på kolloiderne og forholdet mellem kationer i vandfasen.

Der er stor forskel på, hvilken styrke de enkelte kationer bindes til kolloiderne. Divalente kationer, som Ca^{++} og Mg^{++} bindes meget stærkere end monovalente kationer som NH_4^+ , K^+ og Na^+ . Endvidere aftager bindingsstyrken med stigende hydrateret radius af kationerne, hvilket medfører, at K^+ og NH_4^+ bindes betydeligt stærkere end Na^+ .

Endelig skal det fremhæves, at brintionen indtager en særstilling, idet den i form af den sure hydraterede aluminiumion, $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, bindes meget stærkt til de negativt ladede jordpartikler (lerkolloiderne). Ved pH-værdier under 4 er kolloiderne næsten mættede med hydraterede aluminiumioner, mens de ved pH-værdier over 8 er næsten mættede med andre kationer, især calcium. I pH-intervallet 4 til 8 er der et liniært sammenhæng mellem den procentvise belægning af adsorptionskapaciteten for kationer med hydraterede aluminiumioner og pH, fig. 5.5. pH-værdien i jorden har således stor betydning for tilbageholdelsen af andre kationer ved ionbytning.



Figur 5.5. pH som Funktion af basemætningsgrad (Tovborg Jensen, 1963)

Kationsbytning i jorden er en reversibel proces, hvilket betyder, at der til stadighed sker en udveksling mellem adsorbere og opløste kationer.

Der kan derfor ikke opnås en varig tilbageholdelse af kationer ved ionbytning, idet passage af vand medfører en stadig vandring af kationerne.

Vandrings hastigheden er afhængig af mange faktorer, hvoraf følgende kan fremhæves:
Jordens kationbytningskapacitet.

Kationens valens og hydrateret radius.

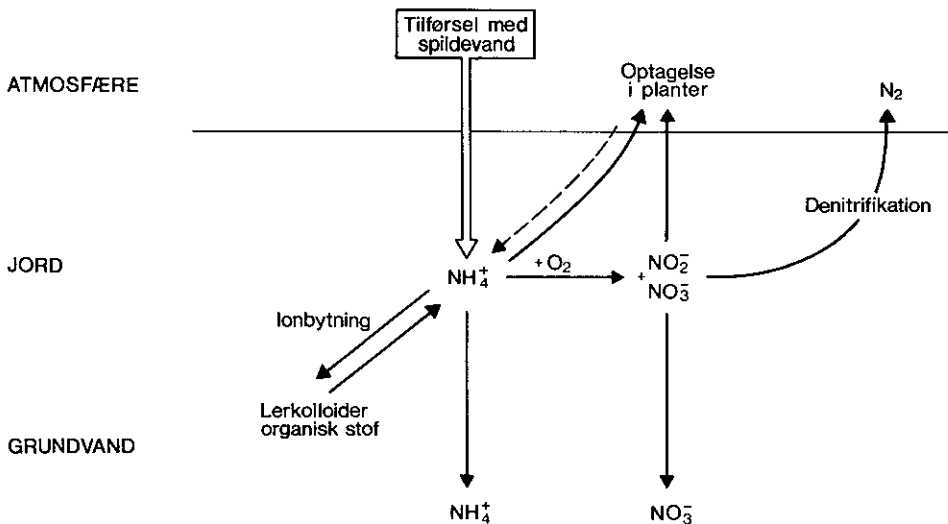
Grundvandets sammensætning.

Grundvandets bevægelseshastighed.

5.5.2. Kvælstof

Med almindeligt husspildevand udledes der ca. 15 g kvælstof/person/døgn, hvilket svarer til en kvælstofkoncentration i husspildevand på ca. 75 mg./l. Kvælstof er således normalt det næringsstof, der forekommer i størst mængde i spildevand. En øget kvælstofkoncentration må betragtes som en væsentlig kvalitetsforringelse af såvel grundvand som overfladevand.

I figur 5.6. er vist en oversigt over de vigtigste reaktioner og omdannelser som kvælstofforbindelser kan underkastes efter udledningen med spildevand til jorden.



Figur 5.6. Skema over kvælstoffets reaktioner i jord efter udledning med spildevand. (Efter Lance, 1972).

5.5.2.1. Ionbytning

Ved udledning af ammoniumholdigt spildevand til jorden vil ammoniumionerne udbyttes med andre adsorberede kationer. Som følge af de foranbeskrevne ligevægtsforhold er det dog kun en mindre del af kationbytningskapaciteten, der kan udnyttes. Med det normalt forekommende forhold mellem kationer i spildevand kan det anslås, at adsorptionen af ammonium ophører, når ca. 10% kationbytningskapacitet er mættet med ammonium. Det

kan således skønnes, at der i dyrkningslaget kan tilbageholdes fra 4 til 20 me/100 kg jord, hvilket svarer til henholdsvis 56 og 280 mg N/kg jord eller ca. 140–700 kg N/ha i pløjelaget.

I undergrunden, hvor der ikke findes humus, er tilbageholdelsen af ammonium gennemgående mindre. I lag bestående af sand og mere grovkornede materialer vil tilbageholdelsen som oftest være mindre end 1 me/kg jord, hvilket svarer til at den daglige udledning af 12–16 g N/person medfører mætning af over 1 ton af undergrunden pr. døgn.

Da ionbytning er en reversibel proces kan der kun opnås en midlertidig tilbageholdelse af ammonium. Såfremt ammoniumionerne ikke omdannes til NO_3 eller optages af planter, jfr. fig. 5.5.2.1., vil ammonium transporteres videre i jorden med det nedsivende vand. Som følge af ionbytningen vil vandringshastigheden dog være stærkt nedsat. På basis af de normalt forekommende saltkoncentrationer i spildevand og kationbytningskapaciteten i de øverste jordlag kan det anslås, at transporthastigheden for ammonium i rodzonen vil være fra 1/6 til 1/60 af vandets bevægelsehastighed. I vandførende lag i undergrunden vil transport-hastigheden ofte være ca. 1/3 af grundvandets strømningshastighed.

Sammenfattende kan det herefter anføres, at det ikke er muligt at opnå en permanent rensning af spildevandet for ammonium ved ionbytning. Såfremt der ikke sker omdannelse til nitrat eller optagelse i planter, hvilket er tilfældet når nedsivningen sker under anaerobe forhold, vil jordlagene over de naturlige grundvandsspejl hurtigt mættes med ammonium, hvorefter næsten al ammonium og organisk bundet kvælstof i spildevandet vil blive transporteret ned til grundvandet som ammonium.

Ved udspreddning af spildevand på jorden og ved anvendelse af nedsivningsbassiner og sivedræn, der er opdelt i flere afsnit, der benyttes skiftevis, kan ionbytning have stor betydning, idet der derved kan opnås en opmagasinering af ammonium, som når udledningen ophører, kan optages af planter eller iltes til nitrat.

Denne opmagasinering har især betydning ved udspreddning af spildevand i vinterhalvåret, hvor der ikke sker optagelse af kvælstof i planter.

5.5.2.2. Omdannelse af ammonium til nitrat er en almindelig forekommende bakteriel proces i alle dyrkede jorde. Omdannelsen sker kun under aerobe forhold. Til omsætningen af 1 g $\text{NH}_4 - \text{N}$ kræves 4,56 g O_2 .

Under optimale forhold forløber processen meget hurtig, men ved nedsivning af spildevand vil hastigheden af processen ofte være stærkt nedsat som følge af manglende ilttilførsel og/eller lav temperatur.

Ifølge amerikanske undersøgelser (L. Johansen, 1974) kan der under favorable temperatur og fugtighedsforhold i jorden forventes en omdannelse af størrelsesorden 5–10 ppm N/dag (jordbasis), hvilket svarer til, at der i 10 cm jord kan omdannes fra 7 til 70 kg N/ha·d.

Tilførslen af organisk stof med spildevandet virker hæmmende på omdannelsen, dels fordi organisk stof direkte hæmmer væksten af de bakterier, der forårsager nitrifikationen (Aa. Jepsen, 1972), og dels fordi der ved nedbrydningen af organiske stoffer forbruges store mængder ilt, således at der ikke er tilstrækkelige iltmængder til nitrifikationen.

Undersøgelser i forbindelse med spildevandsudledning (Wild et al., 1971) indikerer, at nitrifikationen ophører, når der er under 0,5 mg O_2/l .

Ilttilførslen er derfor ofte begrænsende for nitrifikationen, og ved kontinuerlig tilførsel af større mængder spildevand til jorden er der meget ringe muligheder for nitrifikation.

Temperaturen har også stor indflydelse på nitrifikationsprocessen. Den optimale temperatur er omkring 30°C. Ved temperaturer omkring 5°C sker nitrifikation kun meget langsomt og under 0°C er den næsten fuldstændig standset. Denne temperaturafhængighed har stor betydning i forbindelse med spildevandsudledning til jorden.

Ved udspreddning på dyrkede arealer er det en stor fordel, at nitrifikationen stopper i vinterperioden, idet man derved opnår, at kvælstoffet fastholdes i de øverste jordlag som ombytteligt ammonium, således at det ved vækstperiodens begyndelse kan optages og udnyttes af planter.

Ved udspreddning på ubevokset jord – f.eks. stubmarker – i efterårsperioden, mens jordtemperaturen endnu er relativt høj, vil der normalt hurtigt ske nitrifikation, og da NO_3 i modsætning til NH_4^+ ikke fastlægges, vil der som oftest ske en betydelig udvaskning af nitrat fra rodzonen med overskudsnebdøren i vinterperioden.

Ved udledning til nedslivningsanlæg må det generelt betragtes som en ulempe, at nitrifikationen foregår med stærkt nedsat hastighed i vinterhalvåret. Dette gælder især for anlæg, der er opdelt i flere afsnit, som anvendes skiftevis. I sådanne anlæg er det i sommerhalvåret muligt at opnå en næsten fuldstændig omdannelse af det tilførte ammonium til nitrat, idet der i den periode, hvor der ikke sker nedslivning, er gode muligheder for luftskifte i de øvre jordlag, hvor det ammonium, der blev udledt i den tidlige nedslivningsperiode, er tilbageholdt i ombyttelig form. Der er derfor i sommerhalvåret gode muligheder for nitrificering og dermed for regenerering af de øvre jordlags evne til at tilbageholde ammonium.

I perioder med lav temperatur er en sådan regenerering ikke mulig. Såfremt der i vinterperioden udledes mere ammonium end der ved ionbytning kan tilbageholdes af de øvre jordlag, vil der derfor ske en nedvaskning af ammonium til undergrunden, hvor der kun er ringe muligheder for nitrificering.

Ved kontinuerlig udledning af større mængder spildevand til nedslivningsanlæg er den omtalte temperaturafhængighed af mindre betydning, idet der selv ved optimale temperaturforhold sjældent sker væsentlig nitrifikation på grund af utilstrækkelig iltforsyning.

5.5.2.3. Denitrifikation

Ved denitrifikation kan nitrat (NO_3^-) reduceres til nitrit (NO_2^-) og herfra videre til kvælstofilter (NO og N_2O) og luftformigt kvælstof (N_2), der som luftarter overgår til atmosfæren.

Ved denne proces kan der fjernes store mængder kvælstof fra jord-vand systemet. Sammen med optagelse i planter, repræsenterer processen den eneste realistiske mulighed for fjernelse af kvælstof fra spildevand, der udledes til jorden.

I modsætning til den foranomtalte nitrifikation, foregår denitrifikation kun under anaerobe forhold. Den mikrobielle denitrifikation, der kræver tilførsel af organisk stof, foregår hurtigst ved neutral eller svagt basisk reaktion og ved relativt høje temperaturer, 30–60°C. Ved temperaturer i nærheden af frysepunktet 2–4°C foregår processen meget langsomt. Denitrifikation kan også ske uden tilstedeværelse af mikroorganismer, hvis der er ferrojern tilstede.

Da denitrifikationen som nævnt kræver anaerobe forhold, har processen som regel ikke særlig stor betydning i de øverste ikke vandmættede jordlag. I perioder med højt vandindhold i jorden, f.eks. som følge af tilførsel af spildevand kan der dog opstå anaerobe forhold og selv ved relativt lavt vandindhold kan der i lerjorde opstå mikrozoner, hvor denitrifikationen foregår.

I undergrunden er der derimod ofte gode muligheder for denitrifikation, hvilket bl.a. er belyst af Lind og Pedersen (1976) og Pedersen og Lind (1976) der har undersøgt nitratindholdet i undergrunden under forskellige jordbundsforhold.

I områder, hvor vandet under nedsivningen må passere jordlag med reducerende stoffer, såsom ferroforbindinger, er grundvandet som regel nitratfrit, til trods for, at vandet der forlader planternes rodzone altid indeholder en mindre mængde nitrat.

I områder med sandede jordbundsforhold kan nitrat derimod ofte findes i betydelig dybde, og det kan ikke udelukkes, at de reducerende stoffer efterhånden opbruges, således at nitratfronten når ned til stadig større dybde.

Tilstedeværelse af organisk stof fra spildevand kan virke fremmende på denitrifikationen, idet der ved nedbrydningen skabes anaerobe forhold. Som omtalt i afsnit 5.5.2.2. må det imidlertid tilstræbes, at udledningen sker således, at det organiske stof nedbrydes i de øverste jordlag, idet der ellers ikke er mulighed for at få ammonium omdannet til nitrat. Det synes således ikke muligt i væsentlig grad at udnytte den reducerende evne i spildevandets organiske stoffer til reduktion af nitrat til frit kvælstof.

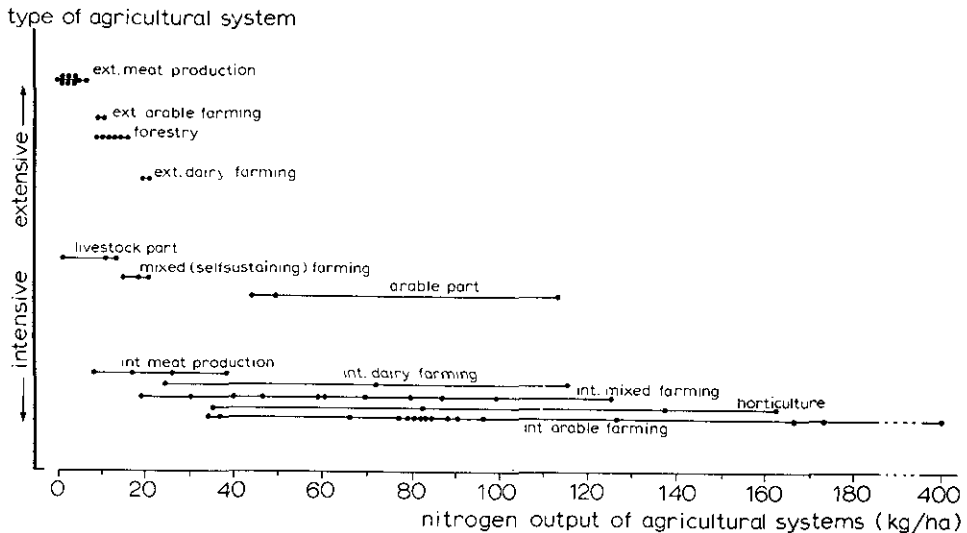
5.5.2.4. Optagelse i planter

Kvælstof er det næringsstof, der optages i størst mængde af planter, og det er ofte den tilgængelige kvælstofmængde, der begrænser planteproduktionen.

Ud fra et forureningssynspunkt er det imidlertid ikke tilstrækkeligt, at kvælstof udledt med spildevand bliver optaget i planter. Såfremt det optagne kvælstof ikke fjernes med høstede plantedele vil det påny blive tilført jorden ved mineralisering.

En opgørelse af hvor store mængder kvælstof der kan fjernes fra spildevand må derfor baseres på analyse af, hvor store mængder, der kan fjernes med høstede afgrøder.

I fig. 5.7. findes en oversigt over kvælstofbortførelsen ved forskellige arealanvendelser (Frissel, 1977). Af denne figur ses, at det kun er ved intensiv landbrugs- og gartneridrift, at der er muligt at opnå bortførelse af væsentlige mængder kvælstof.



Figur 5.7. Fjernelse af kvælstof under forskellige dyrkningsbetingelser. (Efter Frissel et al. 1977).

Under danske forhold kan der ifølge fællesforsøg i Landbo- og Husmandsforeningerne regnes med følgende bortførelse af kvælstof med forskellige afgrøder.

Tabel 5.1. Bortførelse af kvælstof med forskellige afgrøder.

Afgrøder	Bortførelse kg N/ha
Byg	88
Havre	87
Kålrøer	189
Bederoer	212

Som følge af kvælstoftab ved denitrifikation i rodzonen kan der uden væsentlig risiko for øget nedvaskning af kvælstof tilføres ca. 110 kg N/ha til kornafgrøder og ca. 350 kg N/ha til

græsafgrøder, Miljø-Projekter nr. 6. På basis af foreliggende oplysninger om kvælstoffjernelsen ved henholdsvis mekanisk- og biologisk rensning af spildevand kan der ifølge beregninger foretaget af Det danske Hedeselskab (Miljø-Projekter nr. 6) opstilles de i tabel 5.2. angivne arealkrav ved udspreddning af spildevand på dyrkede arealer. Disse arealkrav er beregnet udelukkende på grundlag af normalt tilførte kvælstofmængder i landbruget. Tilførsel af de anførte vandmængder kan give problemer på nogle jordtyper (lerjorde). Jordens hydrauliske egenskaber vil da være afgørende for arealkravet.

Tabel 5.2. Arealkrav og årlig vandtilførsel ved vanding af græs og korn med henholdsvis mekanisk og biologisk rensset spildevand. (Miljø-Projekter nr. 6).

	Mekanisk rensning		Biologisk rensning	
	Arealkrav m ² /p.e.	Tilf. vand mm/år	Arealkrav m ² /p.e.	Tilf. vand mm/år
korn	400	230	300	300
græs	125	730	100	900

Ved udspreddning i skove og på arealer, hvor plantevæksten ikke fjernes kan planternes næringsstofoptagelse kun betragtes som en midlertidig rensning, idet de optagne næringsstoffer påny vil vende tilbage til jorden ved mineraliseringen af det organiske materiale.

En rensning for kvælstof opnås derfor kun i det omfang der sker en nitrifikation med efterfølgende denitrifikation og/eller opmagasinering af organisk materiale.

Det kan i denne forbindelse anføres, at man i U.S.A. har fundet, at op til 83% af kvælstof udspredd med spildevand på skovarealer udvaskes til grundvandet ved tilførsel af 50 mm rensset spildevand pr. uge (Hook and Kardos, 1978).

5.5.2.5. Andre processer

Udover de forannævnte processer – ionbytning, nitrifikation, denitrifikation og optagelse i planter – kan kvælstoffer indgå i forskellige andre processer som fiksering i lerminerale, inkorporering i mikroorganismer og fordampning som ammoniak. Disse processer kan dog ikke antages at spille en større rolle i forbindelse med en permanent rensning af spildevand udledt til jorden.

5.5.3. Fosfor

I spildevand forekommer hovedparten af fosfor som ortofosfat (PO_4^{3-}) i form af uorganiske salte og bundet til organiske forbindelser. Endvidere forekommer polyfosfater, der stammer fra vaskemidler. Ved hydrolyse af de organiske fosforforbindelser og polyfosfater frigøres fosfor som ortofosfat.

I jorden kan fosfat indgå i mange forskellige processer og normalt sker der en næsten fuldstændig adsorption og udfældning af fosfat i jorden.

Under naturlige forhold er der derfor kun meget små koncentrationer i jordvandet, hvilket samtidig medfører, at det kun er meget små mængder fosfat, der med grundvandet når frem til vandløb.

Ved undersøgelsen af drænvand fra landbrugsarealer er der således på 28 lokaliteter fundet variationer fra 0,01 mg/l til 0,07 mg/l, selvom der gennem mange år er tilført betydelige mængder fosfatgødninger.

De kemiske processer, der betinger denne fastlægning i de øvre jordlag er belyst af bl.a. Larsen (1967).

Adsorption

Ved udledning af spildevand til jorden vil det i første omgang være adsorptionsprocesser, der dominerer. Denne initiale fastlægning af fosfor kan som regel beskrives med Langmuir ligning.

Adsorption af fosfationer til jordpartikler er delvis reversibel, idet en større eller mindre del, afhængig af jordtypen og dens sammensætning, bindes irreversibelt. Jords kapacitet til at adsorbere fosfor varierer stærkt fra jordtype til jordtype.

Ved undersøgelsen af dyrkningslaget (Ellis, 1973), påvistes adsorptionskapaciteten fra 86 i sandjord til 2126 kg/ha i lerjord i de øverste 30 cm jord, hvilket svarer til henholdsvis 23 og 510 mg P/kg eller ca. 0,1 og 2 kg/m².

Ifølge danske undersøgelser ved Frederiks kan der ved adsorptionsprocesser i undergrund bestående af sand tilbageholdes omkring 40 mg/kg eller ca. 70 g P/m³ undergrund. Den daglige udledning af ca. 5 g P/person/døgn kan således medføre mætning af omkring 0,07 m³ sandundergrund, svarende til ca. 25 m³/år.

Denne adsorption medfører, at fosfatfronten altid vil bevæge sig meget langsommere end spildevandsfronten, men det kan ikke på længere sigt sikre mod grundvandsforurening.

Udfældning

Samtidig med adsorptionsprocesserne vil der normalt ske udfældninger af forskellige relativt letopløselige calcium-, jern og aluminiumsalte, der ligesom det adsorbere fosfat efterhånden kan transformeres til meget tungtopløselige forbindelser.

Ud fra et forureningssynspunkt kan udfældningen i de meget tungtopløselige forbindelser betragtes som en permanent fjernelse af fosfatet fra vandfasen. Denne udfældning er imidlertid en meget langsom proces og da den tillige er meget afhængig af de kemiske forhold i jorden – især pH-værdien – kan processerne ikke altid sikre en tilbageholdelse af udledt fosfat.

Ifølge de foreliggende oplysninger i litteraturen synes der dog ikke at være konstateret transport over større afstande af fosfat udledt med spildevand.

En amerikansk undersøgelse i forbindelse med udledning af store mængder spildevand til nedslivningsbassiner har således vist en tilbageholdelse af fra 30–70% af fosfatet indenfor de første 9 m jord – og ca. 90% indenfor 100 m. (Bouver, Lance and Rigger, 1974).

Ved undersøgelserne ved Frederiks konstateredes, at ca. 90% af fosforet blev fastlagt i jorden.

Selvom der således altid synes at ske en meget kraftig reduktion af fosforindholdet i spildevand ved strømning over relativt korte afstande gennem undergrunden er der dog god grund til at være opmærksom på faren for fosforforurening, idet der selv ved en 90% reduktion af fosfor i spildevand fortsat vil være omkring 1 mg P/l, hvilket er mere end 100 gange så meget som den normalt forekommende koncentration af fosfor i grundvand og overfladevand.

Optagelse i planter

Fosfor er ligesom kvælstof et for plantevæksten nødvendigt næringsstof, der tilføres i betydelig mængde til dyrkede arealer. Optagelse af fosfor fra spildevand i planter, således at det på ny indgår i det økologiske kredsløb, er derfor en særdeles ønskelig proces.

Fjernelse af fosfor med høstede afgrøder afhænger af udbyttet og fosforkoncentrationen i det høstede materiale, hvilket igen afhænger af afgrødeart, jord, klima og dyrkningsfaktorer.

Med kornafgrøder er bortførslen normalt 15–20 kg P/ha og med græsafgrøder 20–40 kg P/ha.

Såfremt det ved udspreddning af husspildevand på dyrkede arealer sikres, at afgrøderne kan optage den tilførte kvælstofmængde vil der ikke tilføres større mængder fosfor end planterne optager. Da der desuden vil ske en betydelig fastlægning af fosfor i tungopløselige forbindelser, vil der normalt ikke være risiko for nedvaskning af fosfor til grundvandet ved udspreddning af spildevand på dyrkede arealer.

5.5.4. Tungmetaller

Koncentrationen af tungmetaller er normalt meget lille i husspildevand, hvorimod der i vejvand og andet overfladevand kan være betydelige mængder af bl.a. bly og zink.

I jorden fastlægges tungmetallerne som regel i meget tungtopløselige forbindelser (Wenting and Erzel, 1972). Udledning af spildevand med mindre mængder tungmetaller vil derfor næppe medføre væsentlig fare for forurening af grundvand, idet metallerne akkumuleres i de øverste jordlag. (Frederiksundersøgelserne).

Der er dog grænser for hvor store mængder, der kan akkumuleres og ved fortsat udledning må der forventes en vis forurening af dybere liggende jordlag. Dertil kommer, at der under visse betingelser kan ske opløsning af udfældede tungmetaller. Til eks. kan nævnes, at der i

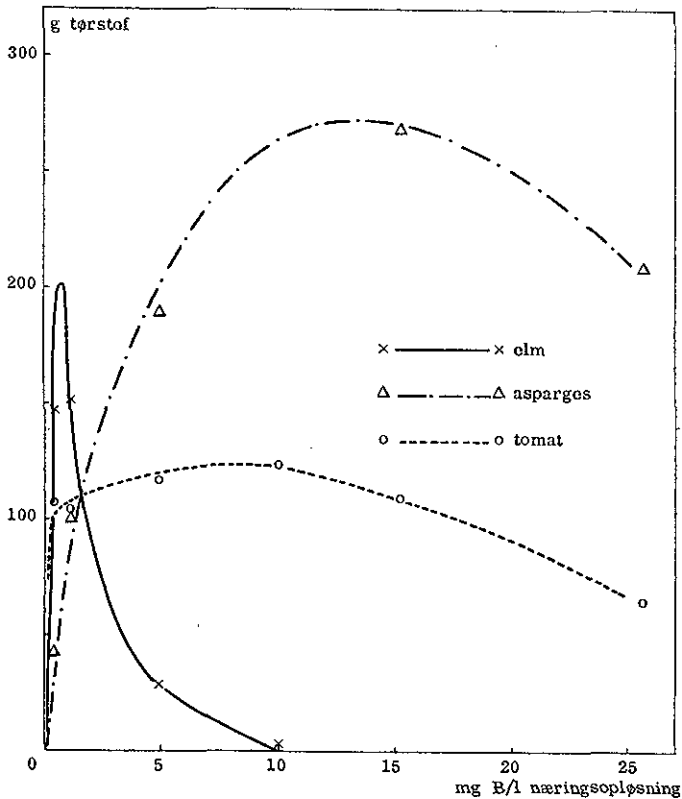
Long Island, N.Y., er konstateret en meget omfattende cadmiumforurening af grundvandet, formentlig som følge af nedslivning af cadmiumholdigt spildevand (Lieber and Welsch, 1954).

Ved udspredding på jordoverfladen vil tungmetaller som hovedregel blive koncentreret i de aller øverste jordlag (Brown, 1978). Derved kan planternes optagelse af tungmetaller øges, men ved de normalt forekommende koncentrationer i almindeligt husspildevand synes udspredding på dyrkede arealer ikke at medføre væsentlige forøgelser af tungmetalinholdet i planter.

En endelig vurdering af de langsigtede aspekter vedrørende tungmetalforurening i forbindelse med udledning af spildevand til jorden er dog endnu ikke mulig.

5.5.5. Bor

I almindeligt husspildevand er der normalt omkring 1–2 mg B/l, hvilket hovedsagelig skyldes anvendelsen af natriumperborat som blegemiddel i vaskepulver. Borindholdet i spildevand påvirkes ikke af de traditionelle rensesforanstaltninger og fastlægges ikke i jorden. Det udledte bor vil derfor følge spildevandet i form af udisocieret borsyre, H_3BO_3 .



Figur 5.8. Tørstofproduktion og bortilførsel. – Eaton (1944).

Ved udsprejning på dyrkede arealer kan en del af det udledte bor optages af planter og fjernes med afgrøderne. Bor er et nødvendigt næringsstof for alle planter, men der er stor forskel på forskellige plantearters reaktion på bortilførsel, hvilket fremgår af fig. 5.8.

Ved vanding af følsomme planter, som f.eks. byg kan der opstå borforgiftning ved koncentrationer over 0,5 mg B/l, hvorimod en plante som bederoer kan tåle betydelig højere koncentrationer.

Ved analyser af forskellige planter dyrket på samme jord fandtes de i tabel 5.3. angivne koncentrationer.

Tabel 5.3. Borkoncentrationen i forskellige planter dyrket på samme jord. – Efter Bertrand & de Waal (1936).

Plante	Bor, mg/kg tørstof
Byg	2,3
Rug	3,1
Løg	3,1
Hvede	3,3
Majs	5,0
Spinat	10,4
Selleri	17,5
Ært	21,7
Hvid sennep	21,9
Gulerod	25,0
Esparsette	36,2
Rødkløver (<i>Trifolium pratense</i> L.)	36,2
Kål	37,1
Bønne (<i>Phaseolus sativus</i> L.)	43,0
Kørvel (<i>Anthriscus Cerefolium</i> Hoffm.)	45,6
Radise	64,5
Runkelroe	75,6

På basis af disse tal kan det anslås, at der med en bygafgrøde kan bortføres omkring 20 g bor/ha, hvorimod der med en bederoeafgrøde bortføres omkring 1 kg bor/ha.

Ud fra en samlet vurdering må det herefter antages, at bortførslen af bor med høstede planter kun i ringe grad vil medvirke til fjernelse af bor udledt med spildevand.

5.5.6. Detergenter

I husspildevand findes der betydelige mængder detergenter, der er en samlebetegnelse for de overfladeaktive stoffer såsom anionaktive, kationaktive, nonionaktive og amfoionaktive syndeter, der anvendes i vaske- og rengøringsmidler.

Ved et forbrug på 10 g detergenter pr. person/dag vil koncentrationen i rått spildevand være omkring 50 mg/l. I spildevand der føres til renseanlæg er indholdet af anionaktive detergenter normalt omkring 5–10 mg/l. Tidligere har de anionaktive detergenter spillet en dominerende rolle, men der er i de senere år sket en betydelig stigning i anvendelsen af nonionaktive detergenter.

Der er stor forskel på de forskellige detergenter nedbrydelighed, hvilket fremgår af tabel 5.4., der viser, hvor stor procentdel af forskellige detergenter, der fjernes i en septiktank.

Ifølge Wayman et al. (1965) kan aniondetergenter bestående af uforgrenede kulstofkæder relativt let nedbrydes under aerobe forhold, hvorimod de under anaerobe forhold ikke nedbrydes i væsentlig grad. Aniondetergenter med forgrenede kulstofkæder er tungnedbrydelige selv under aerobe forhold.

Tabel 5.4. Detergent fjernelse i septiktank.

Detergent	Degradation %	Adsorption %	Total fjernelse %
ABS ^a ^d	4.2	4.3	8.5
^e	-0.3	10.1	9.8
LAS ^b	2.4	12.2	14.6
	0.6	8.4	9.0
ALC ^c	20.9	39.9	60.8
	20.2	43.2	63.4

^a ABS – alkyl benzene sulfonate.

^b LAS – linear alkylate sulfonate.

^c ALC – alcohol sulfonates.

^d Aerobic percolation.

^e Poned percolation.

Kilde: S.A. Klein and P.H. McGauhey, J. Water Pollut. Control Fed., 37(6):857, 1965.

Nedbrydningen af detergenter er meget afhængig af temperaturen, hvilket bl.a. fremgår af undersøgelser omkring nedslivningsanlægget ved Frederiks, hvor der i februar var en koncentration af aniondetergenter i det nedslivende spildevand på ca. 2 mg/l mod ca. 0,4 mg/l i juli måned.

Disse undersøgelser har endvidere vist, at detergenter kun i ringe grad nedbrydes eller tilbageholdes i jorden under bassinerne, idet der ikke sker væsentlige ændringer i koncentrationen ved passage af 16 m jord, hvilket svarede til et tidsforløb på ca. 3 måneder.

I udlandet er der adskillige eksempler på forurening af grundvand med detergenter. Ifølge Smith and Mvott (1975) er koncentrationer over 0,5 mg/l ikke ualmindelige på Long Island, og der er konstateret detergentkoncentrationer på over 4 mg/l i private brønde.

I nogle jordtyper kan der adsorberes betydelige mængder detergenter til jordens faste partikler, hvilket betyder, at der kan ske en midlertidig tilbageholdelse af detergenterne (Wayman et al., 1965). Tilbageholdelsen er størst i jorde med højt indhold af ler og organisk stof.

Ved infiltration af forurenede overfladevand fandt Wayman et al. (1965) en signifikant reduktion ved infiltration gennem den umættede zone i jorden, men samtidig anføres, at der ikke kan forventes væsentlig reduktion af detergentindholdet efter at spildevand når til vandmættede jordlag, hvilket indebærer muligheden for transport med grundvandet over store horisontale afstande.

5.5.7. Klorid

Klorid fastlægges ikke i jorden og optages kun i ringe grad af planter. Klorid udledt med spildevand vil derfor følge vandet under dets strømninger gennem undergrunden, hvilket kan medføre en generel forhøjelse af kloridindholdet i grundvandet.

Normalt er kloridindholdet 50–100 mg/l højere i spildevand end i det anvendte vandværksvand. En sådan forøgelse vil i de fleste tilfælde ikke medføre væsentlige kvalitetsændringer, men i områder, hvor der i forvejen er højt kloridindhold i grundvandet kan selv en lille forøgelse have stor betydning for kvaliteten. Det skal endvidere bemærkes, der i tilfælde af genindvinding af vandet vil ske en stadig forøgelse af kloridindholdet.

Selvom klorid ikke direkte indgår i kemiske reaktioner i jorden kan det indirekte have betydning for indholdet af andre stoffer som følge af den forøgede saltkoncentration i grundvandet.

Øget kloridkoncentration vil således medføre øget koncentration af de kationer, der deltager i kationbytningsprocesserne i jorden, hvilket i første omgang især betyder en øget koncentration af Ca, Mg og Na i grundvandet.

6. Grundvandskvalitetskrav

Udledning af spildevand til jorden kan medføre betydelige ændringer af såvel mængde som kvalitet af det dannede grundvand. I hvilket omfang grundvandskvaliteten vil ændres afhænger især af følgende faktorer:

1. Spildevandsmængde og -sammensætning.
2. Udledningsmetoder.
3. Hydrogeologiske forhold.

Ved vurdering af, om en forventet kvalitetsændring er acceptabel, må der endvidere tages hensyn til:

1. Eksisterende vandindvindingsanlæg.
2. Fremtidig anvendelse af grundvandet.
3. Mulige påvirkninger af søer og vandløb, hvortil grundvandet strømmer.

En vurdering af, om det vil være forsvarligt at udlede en given spildevandsmængde til jorden, og hvilke krav der må stilles med hensyn til udledningsmetoder, evt. forrensning og placeringen af anlægget, må altid bero på en konkret vurdering, idet der må skabes sikkerhed for, at der ikke opstår uacceptable kvalitetsforringelser af grundvandet.

6.1. Almen vandforsyning

Indenfor indvindingsoplande for eksisterende vandindvindingsanlæg til befolkningens almen vandforsyning og i områder, hvor sådanne indvindingsanlæg er planlagt, må det være et krav, at der ikke opstår ændringer som gør grundvandet dårligere egnet til drikkevand.

Da mange former for grundvandsforurening er af permanent karakter, må dette også gælde for alle grundvandsforekomster, der kan udnyttes til almen vandforsyning, medmindre der kan føres beviser for, at en sådan anvendelse ikke vil blive aktuel.

Biologisk forurening

Overførslen af bakterier og herunder især patogene organismer til drikkevandsforsyningen må betragtes som meget alvorlig forurening, der under alle omstændigheder skal undgås.

Som omtalt i afsnit 5.3. kan patogene organismer i stor udstrækning tilbageholdes ved filtrering i finkornede jordlag og i den umættede zone over grundvandsspejlet. Ved udspreddning på jordoverfladen med lille intensitet sker der således normalt en næsten fuldstændig frafiltrering af patogene organismer i de øverste jordlag.

Ved spildevandsstrømning gennem grovkornede jordlag under vandmættede forhold synes der derimod kun at være ringe filtreringseffekt over for bakterier og virus. Under sådanne forhold må sikringen af grundvand, der anvendes til vandforsyning, derfor baseres på, at de patogene organismer har begrænset levetid i det miljø, der eksisterer i undergrunden.

Ifølge danske undersøgelser ved Frederiks og Blåvandshuk er levetiden for coliforme bakterier i undergrunden normalt ca. 3 måneder.

Enkelte undersøgelser har vist en betydelig længere overlevelsestid – helt op til 1000 dage (Gerba et al., 1975).

Der foreligger iøvrigt kun få undersøgelser af patogene organismers evne til at overleve i undergrunden. Ud fra en samlet vurdering kan det skønnes, at der ikke vil være væsentlig risiko for smitteoverførsel, såfremt der forløber mere end et år, før udledt spildevand kan nå frem til vandindvindingsanlæg.

Da grundvandsbevægelsen under naturlige forhold er en forholdsvis langsom proces, ofte af størrelsesordenen 10–50 m/år, kan overførslen af patogene organismer ofte sikres ved simple afstandskrav. Det må imidlertid understreges, at det som regel er meget vanskeligt at opnå et sikkert skøn over grundvandets strømningshastighed. Især i morænelersområder med enkelte indlejrede gruslag kan der lokalt forekomme meget store strømningshastigheder.

Kemiske kvalitetsændringer

I modsætning til forureningen med patogene organismer er kvalitetsændringen af grundvand som følge af ændret kemisk sammensætning som oftest af en ret permanent karakter. Dette gælder især for kvalitetsændringer, der er forbundet med en temporær akkumulering af forurenende stoffer i undergrunden, som f.eks. mætning af undergrunden med ammonium.

Selv mindre ændringer, der ikke på basis af den nuværende viden kan betragtes som direkte skadelige, må betragtes som alvorlige, såfremt ændringerne har varig karakter.

I tabel 6.1. er angivet forskellige udvalgte kemiske kvalitetskrav til drikkevand, der er foreslået i forbindelse med den igangværende behandling af EF-direktiv om kvaliteten af vand til forsyning af befolkningen.

Tabel 6.1. Oversigt over kvalitetskrav til drikkevand (forslag til EF-direktiv), indhold i almindeligt husspildevand og de deraf følgende krav til decimering af udvalgte stoffer.

Parameter	Enhed	Kvalitetskrav til drikkevand			Decimeringsfaktor	
		Vejl. værdi	Tilladt maksimal koncentr.	Normalt husspildevand	Vejl. værdi	Maksimal koncentr.
Ammonium	mg/l NH ₄ -N	0,04	0,4	40 (70)	1000	100
Nitrat	mg/l NO ₃ -N	6	11	(70)	(11)	(6)
Nitrit	mg/l NO ₂ -N		0,03			
Fosfor	mg/l P	0,15	2,0	13	90	6,5
Aniondetergenter	mg/l		0,2	5-10		40
Bor	mg/l B	1		1-2		-
Klorid	mg/l Cl	25	250	150-200	5	-
Sulfat	mg/l SO ₄	25		100	4	-
Natrium	mg/l Na	20		100-200	5-10	-
Kalium	mg/l K	10	12	5-30	3	3
Iltforbrug (KM ₄ O ₄)	mg/l O ₂		5	100	-	20
Svovlbrinte	H ₂ S		0 ¹	-		
Jern	µg/l Fe	50	200	-		
Mangan	µg/l Mn	20	50	-		
Phenoler	µg/l		0,5			

¹ må ikke kunne spores organoleptisk.

For nogle stoffers vedkommende er koncentrationerne langt højere i spildevand end de anførte værdier for drikkevand. Dette gælder især for stofferne kvælstof, fosfor, iltforbrug, aniondetergenter.

Derudover er der en række stoffer, hvor indholdet i spildevand overstiger de foreslåede vejledende værdier, hvilket bl.a. gælder for klorid, sulfat, natrium, kalium og bor. Endelig er der forskellige stoffer, der som oftest kun forekommer i ringe mængder i spildevand, men som kan opløses fra jorden eller dannes i forbindelse med de biologiske og kemiske processer, der forårsages af spildevandsudledninger. Til eksempel kan nævnes H₂S og CH₄, der er slutproduktet ved den anaerobe nedbrydning af organisk stof samt jern og mangan, der kan opløses fra jorden som følge af ændrede pH og iltningsforhold i jorden.

Ved udledning af spildevand til jorden kan alle disse stoffer i større eller mindre udstrækning transporteres gennem jorden og medføre kvalitetsforringelse af grundvand, der indvindes til drikkevand.

Dette gælder især, når urensset spildevand udledes praktisk taget direkte til grundvandet, f.eks. gennem sivebrønde.

Kvælstofforbindelser

Som det fremgår af tabel 6.1. er koncentrationen af kvælstofforbindelser i spildevand langt større end den maksimalt tilladte koncentration i drikkevand. Ved udledning af spildevand til jorden må man derfor især være opmærksom på faren for forurening af grundvand med kvælstofforbindelser.

Som omtalt i afsnit 5.1.3.1. kan kvælstof indgå i mange forskellige biologiske og kemiske processer i jorden. Udledningsmetoden og de fysiske, kemiske forhold i jorden vil være afgørende for, hvilke omdannelsesreaktioner der foregår og dermed for faren for grundvandsforurening. Forureningen kan bestå i enten en forhøjet nitratkoncentration eller en forhøjet ammoniumkoncentration.

Hidtil har opmærksomheden mest været rettet mod nitratindholdet. Da nitrat ikke tilbageholdes i jorden, følger det vandets bevægelse, hvorimod ammonium på grund af ionbytningsprocessen bevæger sig betydeligt langsommere. En evt. nitratforurening vil derfor langt hurtigere end en tilsvarende ammoniumforurening kunne konstateres i vandindvindingsanlæg. Til gengæld vil en ammoniumforurening være af meget permanent karakter.

Risikoen for ammoniumforurening er størst ved udledning af urensset spildevand direkte til grundvandet og til anlæg, hvor nedsivningen sker under vandmættede forhold.

Under sådanne forhold vil der ske en anaerob nedbrydning af spildevandet, der på længere sigt vil medføre en næsten fuldstændig omdannelse af organisk bundet kvælstof til ammonium. Der vil kun i meget ringe udstrækning ske videreomdannelse af ammonium til nitrat, jfr. afsnit 5.5.2.1. Ved ionbytningsprocessen kan der ske en midlertidig tilbageholdelse af ammonium i jordlagene. I grovkornede jordlag, – sand- og gruslag –, vil ionbytningen medføre, at vandringshastigheden for ammonium kun er fra ca. 1/2 til 1/5 af spildevandets vandringshastighed. Såfremt der i undergrunden findes væsentlige lermængder, vil vandringshastigheden være meget lille, dels som følge af en stærkt forøget ionbytning, og dels som følge af en langsom vandbevægelse. Størrelsesordenen for ammoniums udbredelses-

hastighed efter udledning til nedsivningsanlæg kan skønnes at variere fra 10–20 m/år i sand- og gruslag til få cm/år i moræneler.

I lerpartikler kan der forventes en delvis permanent fastlægning af ammonium som følge af indbygning i krystalgitter (fiksering). I sand- og gruslag kan der derimod ikke forventes permanent fastlægning eller fjernelse af ammonium, der er gået ned til iltfrie grundvandslag.

I områder med grundvandsforekomster, der anvendes eller kan forventes anvendt til drikkevandsforsyning, må det derfor sikres, at det udledte ammonium efter opblanding med det grundvand, der ivotrigt dannes i området, ikke medfører koncentrationer over 0,4 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$, og det bør tilstræbes, at koncentrationen holdes under den vejledende værdi på 0,04 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$.

På basis af disse tal kan det beregnes, hvor meget ammoniumkvælstof, der i et område med en given grundvandsdannelse (overskudsnedbør) kan tillades afledt til grundvandet. Eksempelvis vil der med en overskudsnedbør på 300 mm/år kun kunne tillades udledning af henholdsvis 1,2 og 0,12 kg $\text{NH}_4\text{-N/ha/år}$ til grundvandet, såfremt der skal være fuld sikkerhed for at de anførte værdier kan overholdes på længere sigt.

Til sammenligning kan anføres, at den totale kvælstofudledning fra 1 person er ca. 5 kg/år. I et parcelhusområde med 1 familie på 4 personer for hver 1000 m² vil den totale N-udledning således være ca. 200 kg N/ha. Ifølge den nugældende bekendtgørelse kan der etableres nedsivningsanlæg for en- og tofamiliehuse med en indbyrdes afstand på 75 m, hvilket åbner mulighed for at etablere ca. 2 anlæg/ha eller udledning af ca. 40 kg N/ha/år. Dette er ca. 30 gange så meget som der kan tillades tilført til grundvandet som ammonium, såfremt der på lang sigt skal være fuld sikkerhed for, at ammoniumkoncentrationerne i grundvandet kan holdes under de foreslåede maksimale koncentrationer for drikkevand på 0,4 mg/l og ca. 300 gange så meget som der kan tillades afledt, såfremt den vejledende værdi på 0,04 mg/l skal sikres overholdt.

På basis af disse tal må det konkluderes, at der ved udledning af husspildevand til nedsivningsanlæg må skabes størst mulig sikkerhed for, at ammonium nitrificeres før udledning eller i jordlagene over grundvandsspejlet, jfr. afsnit 5.5.2.2.

Det skal dog understreges, at ovenstående beregninger er baseret på ligevægtssituationer som først vil opnås efter et meget langt tidsrum.

Eksempelvis må det på basis af de forannævnte vandringshastigheder for ammonium på 10–20 m/år i sand og gruslag forventes, at det vil vare mindst 25–50 år før det første ammonium fra et nedsivningsanlæg når frem til en boring placeret 500 m fra nedsivningsanlægget, og der vil formentlig gå mindst dobbelt så lang tid, før der opnås en tilnærmet ligevægtssituation og dermed maksimal ammoniumkoncentration i det indvundne vand. Såfremt der i undergrunden findes ler, der dels øger kationbytningskapaciteten og dels medfører mindsket strømningshastighed for grundvandet, kan ovennævnte tidsrum man-

gedobles, således at der kan gå adskillige hundrede år, før en forurening når frem til vandindvindingsanlæg.

Denne langsomme udbredelse af ammonium medfører, at der selv ved udledning ret tæt ved vandforsyningsanlæg ikke er fare for forurening af vandforsyningen før mange år efter, at udledningen er påbegyndt, men til gengæld medfører den langsomme vandring, at forurening vil være af meget permanent karakter.

På denne baggrund synes det at være nødvendigt at lægge stor vægt på, at der i områder med anvendelige grundvandsressourcer, ikke tilføres ammonium til grundvandet, idet selv små mængder kan medføre væsentlige forureningsproblemer på lang sigt.

I henhold til afsnit 5.4.1.2. kan nedvaskning af ammonium til grundvandet undgås, såfremt det sikres, at det udledte ammonium optages i planter eller iltes til nitrat.

Optagelse i planter kan kun sikres, såfremt spildevandet spredes på relativt store arealer, jfr. afsnit 5.5.2.4. Under sådanne forhold vil der normalt være gode muligheder for nitrifikation. Udspreddning af spildevand på dyrkede arealer vil derfor normalt give en meget stor sikkerhed mod nedvaskning af ammonium.

Ved udledning af spildevand til overdækkede nedsivningsanlæg, – sivebrønde og sivedræn –, spiller optagelsen i planter ingen større rolle. Forebyggelsen mod kvælstofforureningen må derfor baseres på nitrifikation og efter følgende denitrifikation.

6.2. Vand til vanding af landbrugs- og gartneriafgrøder

I mange egne af landet indvindes der meget store mængder vand til markvanding. Der er derfor store muligheder for, at spildevand udledt til nedsivningsanlæg i og ved landbrugsområder påvirker vandkvaliteten i markvandingsboringer. Dertil kommer, at der er muligheder for, på basis af hydrogeologiske undersøgelser, at placere større nedsivningsanlæg og markvandingsboringer således, at det udledte spildevand havner mere eller mindre direkte i markvandingsboringer, således at omkringliggende grundvandsforekomster ikke påvirkes.

Et indgående kendskab til mulige ændringer af grundvandskvaliteten i relation til markvanding er derfor af stor betydning. Såfremt vandet skal kunne anvendes uden restriktioner, må det være et krav, at det ikke indeholder stoffer, som er skadelige for mennesker, dyr eller planter.

Det skal dog bemærkes, at spildevandsudledning til vandløb i måske endnu højere grad vil kunne give anledning til gener ved markvanding etableret fra vandløbet nedstrøms for udledningen.

Biologisk forurening

Vand, der anvendes til vanding bør principielt ikke indeholde bakterier eller virus, som kan medføre smittespredning til mennesker og dyr ved kontakt med vandingsvandet eller ved fortæring af planter.

Ved vanding af gartneriafgrøder, der konsumeres i rå tilstand, bør vandet overholde samme hygiejniske kvalitetskrav som drikkevand.

For andre gartneriafgrøder kan der stilles lempeligere krav. Det synes dog rimeligt at anbefale, at vand til vanding af sådanne afgrøder indeholder så få smittekim som muligt. Såfremt der holdes en afstand på mindst 50 m mellem nedsivningsanlæg og indvindingsboring vil der formentlig ikke være væsentlig risiko for smittespredning gennem vandingsvandet.

Kemisk forurening

Af de stoffer, der forekommer i almindeligt husspildevand, synes det især at være klorid og bor, der kan medføre skadelige ændringer af grundvand, der anvendes til vanding. Det er dog kun følsomme plantearter, der skades ved de normalt forekommende koncentrationer af disse stoffer i husspildevand.

Såfremt det udledte spildevand opblandes med rent grundvand, således at bor- og kloridkoncentrationer bliver mindre end henholdsvis 0,5 og 50 mg/l, vil der ikke opstå skadevirkninger selv på følsomme plantearter.

Endvidere skal det nævnes, at der især, når nedsivningen af spildevand sker under anaerobe forhold, kan opløses betydelige mængder jern og mangan fra jorden, og at disse stoffer kan medføre skader, hvis koncentrationen overstiger ca. 2 mg/l.

Ved nedsivning af større mængder spildevand er det største problem muligvis dannelse af svovlbrinte og andre ildelugtende stoffer, som kan medføre lugtgener i forbindelse med udsprøjtningen af vandingsvandet.

6.3. Afstrømning til naturlige recipienter for grundvand

Især ved nedsivning af større mængder spildevand er det nødvendigt at sikre, at der ikke vil ske uacceptable påvirkninger af de søer og vandløb, som er recipienter for grundvandet i nedsivningsområdet.

På basis af den foreliggende viden om spildevandets rensning i jorden, synes det at være kvælstof og især ammonium, der kræver den største opmærksomhed, mens fosfor, detergenter, bor m.m. kun under specielle forhold kan forventes at have skadelig indflydelse på overfladereipienter.

Hvilke kvalitetskrav, der må stilles til det afstrømmende grundvand, afhænger især af overfladereipientens art, og den planlagte anvendelse af recipienter.

I kystområder, hvor grundvandet strømmer mod havet, fjorde og tilsvarende åbne vandområder, vil spildevandsnedsivning formentlig ikke medføre uacceptable kvalitetsændringer af grundvandet.

Indenfor grundvandsoplandet for vandløb må kvalitetskravene baseres på vandløbets vandføring og den planlagte anvendelse, idet det ligesom ved anden spildevandsudledning bør sikres, at der ikke sker eller vil ske eutrofiering af vandløbet, bl.a. som følge af kvælstoftilstrømning med grundvand.

Ifølge miljøstyrelsens vejledning nr. 6 (1974) om udledning af spildevand, bør der i spildevand som udledes til søer samt vandløb til søer og lukkede fjorde højst være 2 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$. Da normalt husspildevand indeholder 60–70 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$, er der således krav om en reduktion til ca. 3% af det oprindelige indhold.

På denne baggrund må det være rimeligt at stille krav om, at der også ved udledning til nedsivningsanlæg sker en tilsvarende varig reduktion af ammoniumindholdet, således at tilførsel af større mængder ammonium med grundvand til vandløb og søer undgås.

En sådan reduktion kan kun opnås ved at der foretages en rensning af spildevandet før udledningen, eller ved at sikre, at nedsivningen foregår under aerobe forhold, således at ammonium nitrificeres i den umættede zone.

Ved udledning i områder med høj grundvandsstand må det forventes, at en væsentlig del af det udledte ammonium transporteres med grundvandet.

Ved udledning af spildevand relativt tæt ved vandløb og i områder med meget grovkornet undergrund må det også forudses, at der kan ske en ikke uvæsentlig forøgelse af fosforkoncentration i det grundvand, der når frem til vandløbet, jfr. afsnit 5.5.3.

Det må i denne forbindelse understreges, at en eventuel forurening af vandløb via grundvand er en meget langsom proces, jfr. afsnit 5.5.2. Forurening fra en given udledning kan derfor først forventes at nå op på det maksimale niveau efter en meget lang årrække. Til gengæld vil forureningen fortsætte i et tilsvarende tidsrum, selv om udledningen ophører.

Som følge af denne forsinkelse og langtidsvirkning bør der som grundlag for beslutning om nedsivning så vidt muligt gennemføres grundige beregninger over mulige langtidseffekter.

For nedsivning indenfor grundvandsoplandet for vandløb, der er klassificeret som frednings- og miljøforskningsområder, opvækstområder for lakseyngel og for vandløb, der benyttes eller senere kan forventes benyttet til drikkevandsforsyning, må der stilles særligt strenge krav.

7. Konsekvenser af spildevandsafledning til jorden

7.1. Husspildevand

I områder med spredt bebyggelse, d.v.s. typiske landbrugsområder er befolkningstætheden som oftest mindre end 40 personer pr. km^2 . Ved en spildevandsproduktion på 65

$\text{m}^3/\text{person}/\text{år}$, vil spildevandsmængden i sådanne områder udgøre mindre end $2600 \text{ m}^3/\text{km}^2$ eller under 1% af overskudsnedbøren.

Ved fuldstændig opblanding vil fortyndingen således sikre, at koncentrationen af de udledte stoffer decimeres med en faktor 100, hvilket ifølge tabel 6.1. sikrer, at gennemsnitskoncentrationen i grundvandet ikke overstiger de foreslåede maksimale koncentrationer for drikkevand. Udledning af almindeligt husspildevand til separate nedsivningsanlæg i områder med spredt bebyggelse vil derfor normalt ikke medføre fare for, at grundvandsforekomsten som helhed bliver uanvendelig til drikkevand. Det skal dog bemærkes, at overholdelse af den vejledende værdi på $0,04 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$ kræver, at ammoniumkoncentrationen i husspildevand decimeres med en faktor 1000.

I områder med spredt bebyggelse må opmærksomheden især koncentreres om sikringen af bestående mindre vandforsyningsanlæg i området.

Risikoen for forurening er normalt størst for brønde og borer, der indvinder vandet fra de øverste grundvandslag.

Såfremt der indenfor indvindingsoplandet for sådanne anlæg sker udledning af husspildevand til sivebrønde er der stor risiko for forurening af indvindingsanlægget.

En akut sundhedsfare som følge af overførsel af patogene organismer vil dog normalt kun forekomme ved små afstande mellem siveanlæg og brønd eller boring, jfr. afsnit 5.4.

Faren for kemisk forurening som følge af tilførsel af ammonium, nitrat, fosfat, detergenter og iltforbrugende organisk stof til grundvandet er betydelig større, og såfremt udledningen sker indenfor indvindingsoplandet, må en kvalitetsforringelse af det indvundne vand på længere sigt anses for uundgåelig, medmindre der træffes meget omfattende foranstaltninger så som forrensning før nedsivning af spildevandet eller fordeling på overfladen af et stort areal.

Ved etablering af et almindeligt nedsivningsanlæg bør det derfor altid sikres, at det placeres uden for indvindingsoplandet for små vandindvindingsanlæg. Da der normalt ikke foreligger oplysninger om disse oplande, og da en beregning normalt vil kræve ret omfattende undersøgelser, må sikringen i de fleste tilfælde baseres på simple afstandskrav.

Det må i denne forbindelse overvejes, om der er grundlag for at ændre de nugældende afstandskrav, jfr. afsnit 1.2.

Landsbyer

I landsbyer og andre mindre bysamfund volder spildevandsbortskaffelsen ofte store problemer. Som følge af den relativt lille befolkningstæthed medfører traditionel kloakering som regel en stor økonomisk belastning, især hvis det er nødvendigt at etablere lange udløbsledninger.

På den anden side er spildevandsmængden så stor, at der ved afledning til jorden er en væsentlig risiko for forurening og/eller kvalitetsforringelse af grundvandet såfremt der ikke sker omfattende rensning af spildevandet før eller efter udledningen. Det er derfor nødvendigt at foretage en grundig vurdering af forureningsrisikoen før der tages stilling til om spildevandet kan afledes til jorden og under hvilke betingelser en sådan afledning kan ske.

Indledningsvis bør der på basis af den hydrogeologiske kortlægning, vandforsyningsplanlægningen og evt. supplerende jordbundsundersøgelser foretages en vurdering af

1. om jordbundsforholdene giver muligheder for etablering af velfungerende anlæg.
2. strømningsretning og udbredelse af nedsivende spildevand.
3. krav til kvaliteten af de grundvandsforekomster, der kan forventes påvirket.
4. nuværende og fremtidige spildevandsmængder.

Afledning på de enkelte grunde

Af hensyn til etableringsomkostningerne og allerede eksisterende anlæg vil der ofte være ønsker om separat udledning af spildevand til traditionelle anlæg på de enkelte grunde.

Når det er tilfældet må der foretages en undersøgelse af jordbundsforholdene i hele det bebyggede område, så der er grundlag for at vurdere om det overalt er muligt at etablere anlæg som kan modtage de spildevandsmængder, der forventes produceret. Ved anvendelse af traditionelle anlæg er denne betingelse normalt kun opfyldt i områder med sandede jordbundsforhold og med grundvandsstand mere end 1–2 m under terræn.

På basis af den hydrogeologiske kortlægning og vandforsyningsplanlægningen i området må der dernæst foretages en vurdering af, hvilke grundvandsforekomster, der kan forventes påvirket af udledningen og hvilke kvalitetskrav, der må stilles til de pågældende grundvandsforekomster.

Hvis grundvandet anvendes eller kan forventes anvendt til almen vandforsyning i fremtiden, synes der på basis af den foreliggende viden om forurening fra traditionelle nedsivningsanlæg ikke at være grundlag for udledning af større mængder spildevand til sådanne anlæg.

Omkring landsbyer i sandjordsområder sker der ofte en betydelig indvinding af grundvand til vanding af landbrugsafgrøder. Nedsivning af spildevand til enkelte anlæg i landsbyer vil normalt ikke medføre skadelige ændringer af vand til vandingsformål, såfremt markvandingsboringerne er placeret så langt fra de nærmeste nedsivningsanlæg at en væsentlig overførsel af patogene organismer hindres.

Under særlige forhold kan det derfor overvejes, om det ved en hensigtsmæssig placering af markvandingsboringer vil være muligt at oppumpe det udledte spildevand, således at kvalitetsmæssige påvirkninger af omliggende grundvandsforekomster mindskes eller hindres.

Såfremt der på basis af hydrogeologiske undersøgelser kan føres bevis for, at det grundvand, der dannes indenfor landsbyområdet strømmer mod et nærliggende vandløb eller havet, og såfremt der ikke i det mellemliggende område er væsentlige vandindvindingsinteresser, vil der ofte være et godt grundlag for at tillade nedsivning. Som nævnt i afsnit 6.3. bør man dog ligesom ved direkte udledning gennem rensningsanlæg være opmærksom på, at især søer, små vandløb og naturvidenskabelige referenceområder kan udsættes for væsentlige skadevirkninger, såfremt de tilføres ammonium eller andre skadelige stoffer som følge af spildevandsnedsivningen.

Fælles nedsivningsanlæg

Anlæg til fælles nedsivning for husspildevand fra landsbybebyggelser findes kun i få tilfælde her i landet. Sådanne anlæg kan især have interesse for landsbyer, hvor jordbundsforhold og grundvandsstand i dele af det bebyggede område ikke tillader etablering af enkeltanlæg og i allerede kloakerede områder, hvor der ikke indenfor en passende afstand findes vandløb eller andre overfladerecipienter, som er egnede til at modtage spildevandet.

I forhold til separate anlæg for hver enkelt husstand indebærer fælles nedsivningsanlæg en række fordele, hvoraf følgende kan fremhæves:

1. Anlæggets placering kan vælges således at de miljømæssige problemer mindskes mest muligt.
2. Der er muligheder for at etablere mere avancerede anlæg såsom rensning før udledning og opdeling af nedsivningsanlægget i flere afdelinger, der benyttes skiftevis.
3. Der kan indføres kontrolforanstaltninger vedrørende kvalitet af spildevand og grundvand.
4. Ved dræning eller oppumpning af grundvand er der mulighed for at hindre påvirkning af større grundvandsressourcer.

I områder med moræneler er det normalt ikke muligt at etablere større nedsivningsanlæg.

Da jordbundsforholdene kan variere meget, kan der tiltider være lokale områder i nærheden af landsbyer, hvor jorden består af sand, hvilket indebærer muligheder for at etablere fælles nedsivningsanlæg med tilfredsstillende hydraulisk funktion.

Sådanne sandområder vil dog ofte stå i direkte hydraulisk forbindelse med grundvandsforekomster, der kan anvendes til almen vandforsyning. I så fald vil det normalt ikke være forsvarligt at etablere nedsivningsanlæg.

Hvis det derimod på basis af hydrogeologiske undersøgelser kan bevises, at spildevand udledt til sådanne lokale sandområder vil strømme til vandløb uden at berøre væsentlige mængder anvendeligt grundvand, kan nedsivning være en mulig løsning.

Man må dog her være opmærksom på at nedsivning på længere sigt kan påvirke vandløbskvaliteten.

Omfanget af en sådan påvirkning vil især afhænge af, i hvilken udstrækning kvælstoffet bliver fjernet fra det udledte spildevand.

Sommerhusområder

Spildevandsproblemer i sommerhusområder adskiller sig på flere måder fra problemer i tilsvarende helårsbebyggelser, først og fremmest fordi spildevandsproduktionen er meget uensartet fordelt over året. I den egentlige sommerferieperiode kan spildevandsafledning være af samme størrelsesorden som i områder med helårsbebyggelser, mens den i vinterperioden normalt er meget lille.

Et traditionelt kloakanlæg må dimensioneres efter spidsbelastning. Derfor kræves der et forholdsvis dyrt anlæg i forhold til den samlede spildevandsmængde. Dertil kommer, at der for renseanlæg, som kun modtager spildevand fra sommerhusområder kan opstå problemer med funktion, som følge af uensartet belastning, og at der ofte er store rekreative interesser knyttet til de nærliggende vandområder.

Traditionel spildevandsafledning ved kloakering volder derfor ofte større problemer i sommerhusområder end i helårsbebyggelser.

For afledning til nedsivningsanlæg kan forholdene være modsat, hvilket især skyldes, at den totale spildevandsmængde, der udledes gennem året, er betydelig mindre end fra helårsbeboelser. Dertil kommer, at den varierende belastning kan virke fremmende på rensningen af spildevandet i jorden efter udlædning til traditionelle sivebrønde og sivedræn, idet der i de perioder, hvor siveanlægget ikke benyttes sker en delvis udtørring af nedsivningszonen, således at der er stærkt forbedrede muligheder for luftskifte i jorden, hvilket fremmer nedbrydningen af det organiske stof og iltning af ammonium til nitrat samt hindrer tilstopning af jorden under siveanlægget.

I områder med ikke særligt permeable jordbundsforhold og i områder med høj grundvandsstand er der dog stadig betydelig risiko for, at nedsivningen sker under anaerobe forhold, således at der bl.a. kan ske en ammoniumforurening af grundvandet.

Selvom der generelt er mindre fare for forurening ved anvendelse af nedsivningsanlæg i sommerhusområder må der dog i områder med anvendelige grundvandsressourcer stort set tages de samme hensyn til grundvandsbeskyttelse som i landsbyer og andre områder med helårsbeboelser.

Mange sommerhusområder er – i modsætning til landsbyer – beliggende tæt ved kysten i områder med sandede jordbundsforhold og uden større vandindvindingsmuligheder. Under sådanne forhold er nedsivning ofte en god løsning.

Ved etablering af fælles nedsivningsanlæg må der også tages de samme hensyn som omtalt under landsbyer. Det skal dog bemærkes, at den ringe belastning i vinterperioden medfører, at der ikke er væsentlige problemer med nedsivning af ammonium i vinterperioden, hvor temperaturen er så lav, at nitrifikation hindres.

Endelig skal det nævnes, at det også i forbindelse med udspredning af spildevand på dyrkede arealer er fordelagtigt, at spildevandsproduktionen er koncentreret til sommerperioden.

7.2. Regnvand fra befæstede arealer

Vand fra befæstede arealer afledes i relativ stor udstrækning til jorden. Dette gælder især for vejanlæg i det åbne land, hvor en stor del af regnvandet nedsiver gennem vejrabatter og vejgrøfter.

Som omtalt i afsnit 2.2. kan vejvand indeholde betydelige mængder forurenende stoffer. Dette gælder især for den første afstrømning efter en længere tørkeperiode. Indholdet af næringsstofferne kvælstof og fosfor er dog ret lille, hvorimod der ofte er et højt indhold af tungmetaller, mineralolie og klorider.

På basis af hidtidige erfaringer synes der sjældent at opstå problemer i forbindelse med nedsivning af vejvand gennem vejrabatter og vejgrøfter, men der er dog i enkelte tilfælde konstateret forurening af lokale brønde som følge af vejsaltning.

Ved anlæg af større veje og trafikanelæg er det normalt nødvendigt at bortlede overfladevandet gennem rørledninger. Da der er behov for afledning af store vandmængder indenfor relativ korte perioder, sker afledningen i de fleste tilfælde til overfladerecipienter, men i enkelte tilfælde kan der bl.a. som følge af terrænforhold være betydelige besparelser i anlægsudgifter, såfremt vejvandet kan afledes til nedsivningsanlæg.

Da der som nævnt er behov for afledning af store mængder vand inden for korte perioder, må der i forbindelse med sådanne anlæg være muligheder for opmagasinering af vandet, således at nedsivningen kan fordeles over en længere periode. For større anlæg vil opmagasineringen normalt ske i åbne bassiner. Mindre anlæg kan etableres som faskiner, således at der i faskinen er mulighed for opmagasinering af de nødvendige vandmængder.

Som følge af de relativt korte funktionsperioder for sådanne anlæg, er der gode muligheder for delvis udtørring af nedsivningszonen, således at der kan opretholdes aerobe forhold i nedsivningszonen. Der er derfor mindre risiko for forurening med stoffer, der dannes eller opløses fra jorden under anaerobe forhold.

Forureningsfaren er derfor især knyttet til kloridindholdet, bly fra benzinen, mineralolier og andre kemiske stoffer, der spildes på vejene.

7.3. Tagvand

Som omtalt i afsnit 2.3. indeholder regnvand fra tage normalt ikke større mængder forurenende stoffer. Denne type spildevand medfører derfor sjældent væsentlig fare for grundvandsforurening, såfremt nedsivningen ikke sker i umiddelbar nærhed af brønde og boringer.

Afledning af tagvand især fra enfamiliehuse og andre mindre bebyggelser til faskiner, som er beskrevet i afsnit 3.1., kan derfor ofte anses for en særdeles tilfredsstillende løsning, såfremt jordbundsforholdene tillader det. I områder med vandstandsende lerlag i ringe dybde kan der dog opstå problemer i form af vandindtrængning i kældre o.lign.

7.4. Industrispildevand

Spildevand fra industri består af sanitært spildevand, overfladevand, procesvand og kølevand.

For de industrier, hvor der kun afledes sanitært spildevand og overfladevand kan spildevandsafledninger ske efter samme retningslinier som for spildevand fra beboelsesområder, jfr. afsnit 7.1, 7.2 og 7.3.

For en del levnedsmiddelindustrier såsom mejerier, kartoffelmelsfabrikker, frugt- og grøntkonservesfabrikker udledes spildevand som alene indeholder organiske stoffer og næringsalte, der let kan omsættes i de øvre jordlag, og som ikke indebærer risiko for smittespredning.

For sådanne spildevandstyper kan udspreddning på dyrkede arealer være en hensigtsmæssig bortskaffelsesmetode, idet der herved er mulighed for at udnytte næringsstofferne i spildevandet. De til en sådan udspreddning knyttede problemer vedrørende bortskaffelse af spildevandet i frostperioder, lugtgener m.v. omtales i afsnit 8.

Da industrispildevand iøvrigt er af meget varierende sammensætning, er det ikke muligt at give generelle retningslinier for muligheder for udledning til jorden. Det skal dog bemærkes, at for industrier, hvor der anvendes kemikalier og opløsningsmidler normalt ikke vil være muligt at opnå en tilstrækkelig sikkerhed for, at der ikke lejlighedsvis udledes stoffer som kan medføre væsentlig fare for forurening af grundvand. Udledning af spildevand til nedsivningsanlæg kan derfor sjældent anbefales.

8. Specielle problemer i forbindelse med udspreddning på jorden

Med hensyn til beskyttelse af grundvandet mod forurening indebærer udspreddning af spildevand på overflader af bevoksede arealer store fordele fremfor udledning til nedsivningsanlæg. Metoden må endvidere betragtes som den eneste praktisk gennemførlige mulighed for i fuldt omfang at føre affaldsstofferne tilbage til det økologiske kredsløb.

Dertil kommer de økonomiske fordele som følge af den vandings- og gødningseffekt, der kan opnås ved udspreddning af spildevandet på dyrkede arealer.

Der er således meget vægtige argumenter for udspreddning af spildevand på jorden. Når metoden ikke hidtil er udnyttet i større omfang skyldes det en række ulemper, hvoraf især risikoen for smittespredning, kemisk forurening af planter, jord og grundvand, lugtgener og problemer med bortskaffelse af spildevandet i vinterperioden må fremhæves.

I »Miljø-Projekter nr. 6, Udledning af husspildevand på jord, Litteraturstudium« er der på basis af litteraturundersøgelser givet en samlet vurdering af foreliggende viden på området. Rapporten belyser endvidere en række tekniske og administrative problemer, samt økonomiske vurderinger. Der er derfor i det følgende kun givet en kort oversigt over de specielle problemer.

8.1. Hygiejniske problemer

Faren for overførsel af patogene organismer til dyr og mennesker må betragtes som et meget væsentligt problem i forbindelse med udspreddning af husspildevand og byspildevand.

Smittespredning direkte eller indirekte til mennesker fra spildevand kan ske ved

1. Kontaktinfektioner
2. Luftbårne infektioner
3. Levnedsmiddelbårne infektioner
 - a. via kontaminerede grønsager
 - b. via inficerede husdyr og vildt anvendt ved produktionen af konsumvarer
4. Via inficeret grundvand og overfladevand.

Smittespredning fra spildevand til vildt og husdyr kan direkte eller indirekte finde sted ved:

1. Kontaminerede afgrøder (specielt slagterispildevand er her uheldigt)
2. Fouragering ved spildevands-udsprøjtning anlæg
3. Anvendelse af overfladevand til drikkevand for kreaturer.

Ifølge Miljø-Projekter nr. 6, tyder de foreliggende oplysninger i litteraturen på, at den erhvervsmæssige risiko for at pådrage sig infektioner under arbejde ved udspreddning af spildevand må anses for at være lille.

Nogle undersøgelser tyder dog på, at der under visse forhold kan være en ikke uvæsentlig smitterisiko for personer, der arbejder med udspreddningen. (Katzenelson, et al., 1976).

Risikoen for smittespredning med aerosoler er det heller ikke muligt at fastslå entydigt med den nuværende viden på området. Erfaringer i forbindelse med større udspreddningsanlæg i udlandet tyder på, at risikoen i praksis er relativt lille. I erkendelse af nødvendigheden af, at få klarlagt den potentielle sundhedsrisiko for smittespredning via aerosoler, har »U.S. Environmental Protection Agency« (EPA) i samarbejde med det amerikanske forsvarsmiljøministerium iværksat en større epidemiologisk undersøgelse (Hadeed, 1976).

Her i landet undersøges problemet i forbindelse med spredning af aerosoler dannet i renselanlæg.

Risikoen for overførsel af patogene organismer via kontaminerede afgrøder må anses for et meget væsentligt problem. Nogle patogene organismer kan være infektiøse adskillige måneder efter udspreddning. Vanding af græsafgrøder med husspildevand har således beviseligt givet anledning til omfattende spredning af bædelormeæg til det kvæg, der

græssede på arealet. Også bakterier og virus kan overleve længe i jorden. For nogle virustypers vedkommende er det sandsynligt, at selv en meget lille mængde infektiøs virus kan inficere dyr eller mennesker. Udspreddning af husspildevand bør derfor ikke ske på arealer, hvor der dyrkes afgrøder, der anvendes til menneskeføde eller græs- og rodfrugtafgrøder, med mindre spildevandet eller afgrøderne underkastes en desinficerende behandling, der sikrer en effektiv kimreduktion. Kun i tilfælde hvor nedpløjning finder sted før såning og afgrøderne er højtstående og kontamination med jord ikke finder sted kan en sådan desinficerende behandling undgås.

Der kan i denne forbindelse peges på muligheden for kunstig tørring eller ensilering af græsafgrøder. Der foreligger på nuværende tidspunkt enkelte forsøgsresultater, som tyder på, at sådanne behandlingsmetoder kan give tilstrækkelig sikkerhed (Grunnet og Møller, 1978). Resultaterne bør dog bekræftes gennem yderligere undersøgelser, før almene konklusioner kan drages.

Udbringning af husspildevand på arealer, hvor der dyrkes grønsager, som fortæres i rå tilstand, må ikke finde sted.

8.2. Kemisk forurening af planter, jord og grundvand

I husspildevand er det især organisk stof og næringsstofferne kvælstof og fosfor, der dominerer. Ved udledning af moderate mængder af husspildevand til dyrkede arealer kan faren for forurening af planter, jord og grundvand normalt elimineres, idet der sker en effektiv tilbageholdelse og nedbrydning af organisk stof i de øverste jordlag og en optagelse af næringsstoffer i planter (Miljø-Projekter nr. 6).

Dette gælder dog kun, såfremt der ikke udledes større mængder næringsstoffer end der fjernes fra arealet med høstafgrøder, jfr. afsnit 5.5.2 og 5.5.3.

Indholdet af tungmetaller i husspildevand vil normalt ikke medføre væsentlig forureningsfare, hvorimod der i andre spildevandstyper f.eks. overfladevand, kan være så store mængder, at der er behov for en nærmere vurdering.

Af stoffer, der kan medføre problemer, kan der peges på bor og klorid. I almindeligt husspildevand forekommer disse stoffer i koncentrationer, der kan medføre skader på følsomme plantearter og uønskede ændringer af grundvandskvaliteten, jfr. afsnit 5.5.5. og 5.5.7.

Der er behov for litterær og eksperimentel belysning af betydningen af biologisk rensning med henblik på iltforhold i jorden, stofoptagelse i planter og udvaskning til grundvand samt hygiejniske problemer.

8.3. Lugtgener

Udspreddning af spildevand på jorden medfører en væsentlig større risiko for lugtgener end andre former for spildevandsbortskaffelse. Dette skyldes især, at der ved udspreddningen er store muligheder for overførsel af ildelugtende stoffer til atmosfæren. Dertil kommer, at

udspredning af større mængder spildevand fordrer store arealer. Med den relativt tætte bebyggelse, der er her i landet, vil det derfor sjældent være muligt at undgå udspreddning ret tæt ved beboelsesejendomme.

Lugtproblemer kan skyldes såvel organiske som uorganiske stoffer, hvoraf hovedparten dannes som følge af mikrobiel nedbrydning af organisk stof, der indeholder kvælstof og svovl. (Dague, 1972).

Da ildelugtende stoffer især dannes under anaerobe forhold synes tilførsel af atmosfærisk luft eller kemiske forbindelser, der virker iltende, at være de bedste foranstaltninger til begrænsning af lugtgener. Desinficerende stoffer kan også have en begrænsende virkning, ligesom hæving af pH til over 9 ved tilførsel af CaO eller $\text{Ca}(\text{OH})_2$, kan virke forebyggende (Miljø-Projekter nr. 6).

Biologisk rensning af spildevandet før udspreddningen er fordelagtig, fordi anaerobe forhold i bassiner og rørledninger derved lettere undgås.

8.4. Problemer med spildevandsbortskaffelse i vinterperioden

Udledning af spildevand på dyrkede arealer i perioder, hvor der ikke er behov for vanding kan medføre væsentlige ulemper i forbindelse med dyrkning af jorden. Dette gælder især på lerjorde, hvor højt vandindhold kan umuliggøre færdsel og jordbehandling.

På sandjorde er disse problemer mindre, men til gengæld er der større fare for, at der sker nedvaskning af kvælstof til grundvandet, som følge af udspreddning efterår og vinter, jfr. afsnit 5.5.2.2.

Et andet stort problem er, at de i øjeblikket kendte udledningsmetoder ikke fungerer tilfredsstillende i frostperioder, dels fordi rør og spredeorganer tilfryser og dels fordi det udledte spildevand fryser på jordoverfladen, hvilket medfører risiko for overfladisk spildevandsafstrømning ved tøbrud.

I forbindelse med udspreddningsanlæg kan det derfor være nødvendigt at etablere bassiner til opbevaring af spildevandet i frostperioder eller som alternativ at aflede spildevandet til overfladerecipenter.

Litteratur

- Andersen, L.J. and Sevel, T. (1974). Six years' environmental tritium profiles in the unsaturated and saturated zones, Grønhøj, Denmark. *Isotopi techniques in groundwater hydrology 1974*, vol. 1, 3-20.
- Andersen, S. og Olesen, M. (1974). Spildevandsafledning til nedsivningsanlæg. *Nyt fra Miljøstyrelsen* nr. 8, 1974.
- Aslyng, H.C. (1968). Klima, jord og vandbalance i jordbruget. Den kgl. Veterinær- og Landbohøjskole, 1968.
- Bouwer, H., Lance, J.C., Riggs, M.S. (1974). High-rate land treatment II: Water quality and economic aspects of the Flushing Meadows project. *Journal Water Pollution Control Federation* vo. 46, nr. 5, maj 1974, side 844-859.
- Brown, K.W. (1978). The fate of sewage effluent heavy metals in land wastewater disposal sites. *State of knowledge in land treatment of wastewater*. U.S. Army corps of engineers, Nanover, New Hampshire.
- Christensen, W. (1970). Nitrat i overfladevand og grundvand. *Særtryk af Hedeselskabets Tidsskrift* nr. 3, 1970, side 1-12.
- Crites, R.W. (1975). Land Treatment of wastewater by infiltration-percolation. *Land Treatment and disposal of Municipal and industrial wastewater*. Ann Arbor Science. 1975.
- Dague, R.R. (1972). Fundamentals of odour control. *Jour. WPCF* 44: side 583-593.
- Dahi, E. og Vest-Hansen, K. (1977). Afløbsfrie toiletter. *Miljøstyrelsen* 1977.
- Damgaard-Larsen, S., Jensen, K., Ottar, Lund, E. & Nissen, B. (1977). Survival and Movement of Enterovirus in Connection with Land Disposal of Sludges. *Water Research* 11, 505-508.
- Dansk Ingeniørforenings norm for primitive afløbsanlæg for nedsivning. September (1977).
- Elliot, L.F. & Ellis, J.R. (1977). Bacterial and Viral Pathogens associated with Land Application of Organic Wastes. *J. Environ. Qual.* 6³ 245-251.
- Ellis, B.G. (1973). The soil as a Chemical filter. In: *Recycling Municipal Wastewater and Sludge Through Forest and Cropland*. University Park, Pennsylvania State. University Press. 1973, 46-70.
- Forureningsrådet (1971). Vand. Forureningskilder, Publikation nr. 10.
- Foster, D.H. & Engelbrecht, R.S. (1974). Microbial Hazards in Disposing of Waste Water on Soil. *Conference on Recycling treated Municipal Waste Water*, William E. Sopper et al. (edt.). EPA R 8006 78, 217.
- Frissel, M.J. (1977). *Agro-Ecosystems*, Vol. 4, nr. 1,2. 1977.
- Gellin, R. og Glarbo, M.S. (1974). Infiltration af tagvand. Hydrologiske, forureningsmæssige og økonomiske konsekvenser. *Danmarks Tekniske Højskole*. 1974.
- Gerba, P., Wallis and Melnik, J.L. (1975). Fate of Wastewater Bacteria and Viruses in Soil. *Journal of the Irrigation and Drainage Division, ASCE*. Vol. 101, No. IR a, Proc. Paper 11572, 157-174.
- Grunnet, K. and Møller, J. (1978). Changes in biological parameters on grass, hay, and in silage following irrigation with domestic sewage. *IAWPR Symp. Australia* (1978).

- Hadeed, S.J. (1976). Dangers of Wastewater Aerosols: Evidence to Date. *Jour. WPCF*. 48. 631–632.
- Hansen, E. Studies on the chemical composition of isolated soil solution and the cation absorption by plants. I. Relationship between form and amount of added nitrogen and absorption of N, K, Na, Ca and Mg by barley. *Plant and soil* 37, 589–607 (1972).
- Hook, J.E. and Kardos, L.T. (1978). Nitrate Leaching During Long-Term Spray Irrigation for Treatment of Secondary Sewage Effluent on Woodland Sites. *J. Environ. Qual.*, Vol. 7, no. 1, 1978, 30–34.
- Jepsen, Aa. (1972). *Jord/Vand Hygiejne. Veterinærmedicinsk bog- og instrumenthandel. København 1972.*
- Jepsen, Aage (1978). Infektionsrisiko i jordbruget ved tilførsel af byspildevand. *Ugeskr. f. Agron. Hort. Forst. og Lic.* nr. 5, 79–84.
- Johansen, L. (1974). *Aflledning af regnvand. Danmarks tekniske Højskole.*
- Katzenelson, E., Buium, I. & Shuval, H.I. (1976). Risk of Communicable Disease Infection Associated with Wastewater Irrigation in Agricultural Settlements. *Science*. 194, 944–946.
- Krongaard Kristensen, K. (Upubl. Noter til rapport om bakteriologiske undersøgelser ved nedsivningsanlægget ved Frederiks).
- Lance, J.C. (1972). Nitrogen removal by soil mechanisms. *Journal Water Pollution control Federation* vol. 44, nr. 7. July 1972, 1352–1361.
- Lance, J.C., Gerba, C.P. & Melnik, J.L. (1976). Virus Movement in Soil Columns flooded with Secondary Sewage Effluent. *Appl. Environ. Microbiol.* 32⁴, 520–526.
- Larsen, S. (1967). Soil Phosphorous. *Advances in agronomy*, vol. 19, 151–210.
- Lieber, M. and Welsch, W.F. (1954). Contamination of ground water by cadmium. *Jour. AWWA*, Vol. 46, 541–547.
- Lind, A.-M. og M. Brink Pedersen (1976). Nitrate reduction in the subsoil II. General description of boring profiles, and chemical investigations on the profile cores. *Tidsskrift for Planteavl* 80, 82–99.
- Lind, A.-M. og M. Brink Pedersen (1976). Nitrate reduction in the subsoil III. Nitrate reduction experiments with subsoil samples. *Tidsskrift for Planteavl* 80, 100–106.
- Lindbak, P. (1977). *Avløp fra spredt bolig- og fritidsbebyggelse. Norges Landbrukshøjskole, 1977.*
- Lønholdt, J. (1973). Råspildevands indhold af BI_5 , N og P. *Stads- og havneingeniøren*, Nr. 7, 1973, 138–144.
- Miljø-Projekter 2. (1976). *Nedsivning af husspildevand i bassinanlæg ved Frederiks. Forundersøgelser. Miljøstyrelsen, august 1976.*
- Miljø-Projekter 6. (1977). *Udledning af husspildevand på jord. Litteraturstudium. Miljøstyrelsen, november 1977.*
- Miljø-Projekter 7. (1977). *Afprøvning af biologiske minirensningsanlæg. Miljøstyrelsen, december 1977.*
- Miljø-Projekter 8. (1978). *Nedsivning af husspildevand gennem sivedræn. Miljøstyrelsen, marts 1978.*
- Miljøstyrelsen (1975). *Slam fra spildevandsanlæg. Februar 1975.*
- Miljøverndepartementet (1977). *Fritidsbebyggelse, Sanitærtekniske løsninger.*

- Miller, R.H. (1974). The Soil as biological Filter. Fra: Conference on Recycling treated Municipal Wastewater, William E., Sopper et al. (edit.). EPA R 8006 78, 73.
- Munch, Bente (1978). Patogene bakteriesmitterisici i forbindelse med gylle. Dansk Vet. Tidsskr. 61³ 42, 86-95.
- Nansen, P. & Jørgensen, M. (1977). Øgede problemer med løbetarmstrongulider som følge af flydende gødningshåndtering i kvægbesætninger. Dansk Vet. Tidsskr. 60⁶ 15/3, 249-254.
- Pedersen, M. Brink og A.-M. Lind (1976). Nitrate reduction in the subsoil I. Introductory studies of the nitrate reduction in the subsoil and its influence on ground water quality. Tidsskrift for Planteavl 80, 73-99.
- Pedersen, M. Brink og A.-M. Lind (1976). Nitrate reduction in the subsoil IV. Some physical properties of the subsoil, their influence on chemical interchange in the soil, and on ground water quality. Tidsskrift for planteavl 80, 107-118.
- Rice, R.C. (1974). Soil Clogging during infiltration of secondary effluent. Journal Water Pollution Control Federation, vol. 46, nr. 4, April 1974, 708-716.
- Schaub, S.A. & Sorber, C.A. (1977). Virus and Bacteria Removal from Wastewater by Rapid Infiltration Through Soil. Appl. Environ. Microbiol. 33³, 609-619.
- Smith, S.O. and Myott, D.H. (1975). Effect of cesspool discharge on Long Island, N.Y. Journal AWWA, August 1975, 456-458.
- Taber, W.A. (1976). Wastewater Microbiology. Ann. Rev. Microbiol. 30, 263-277.
- U.S. Environmental Protection Agency (1977). Process design manual for land treatment of municipal wastewater.
- Walter, R. & Rüdiger, S. (1977). Untersuchungen zum Virusvorkommen im Grundwasser. Z. ges. Hyg. 23, 461-463.
- Wayman, Cooper et al. (1965). Behavior of surfactants and other detergent components in water and soil-water environments. Geological Survey, Washington D.C. Water resources Dir. (PB 180504).
- Wellings, F.M., Lewis, A.L., Mountain, C.W. & Pierce, L.V. (1975). Demonstration of virus in groundwater after effluent discharge onto soil. Appl. Microbiol. 29⁶, 751-757.
- Wentink, G.R. og Erzel, J.E. (1972). Removal of metal ions by soil. Journal Water Pollution Control Federation, vol. 44, nr. 8, August 1972, 1561-1574.
- Wild, H.E. et al. (1971). Factors affecting nitrification kinetics. Jour. WPCF. 43, 1845-1854.

APPENDIKS (Bemærkninger til rapporten)

Professor *Ebba Lund*, Afd. for Veterinær virologi og immunologi, Den kgl. Veterinær- og Landbohøjskole, har ved skrivelse af 24.5.1978 fremsendt følgende diskussionsindlæg til miljøstyrelsen.

Forurening med virus

Der er ingen konventionel spildevandsrensning, som giver et rensset spildevand frit for virus. Kun i de få anlæg, som fremstiller drikkevand direkte fra spildevand (Lake Tahoe og Windhoek), kan man angive virusreduktionsfaktorer (af størrelsesordenen 10^6), som giver god sikkerhed for et »virusfrit« vand. Bl.a. vore kvantitative viruspåvisningsmetoders utilstrækkelighed gør i øvrigt bedømmelse af det faktiske risikoniveau vanskelig.

Persistens af aktiv virus

Salmonella-typhimurium, mycobakterier og poliovirus kan overleve på grøntsager og i jorden i længere tid, end det tager at gro og høste grøntsagerne. Virus og visse bakterier kan klare sig længere tid på grøntsager, end det tager at markedsføre og bringe disse ind i husholdningen. I almindelighed bliver der ikke undersøgt for virus, men i en sovjetisk undersøgelse fandt man 9% af frugt og grøntsager (ca. 500 prøver) fra et marked positive for humanpatogene virus. Man kunne ønske sig, at ingen frugt eller grøntsag, som bringes rå ind i husholdningen, bliver vandet med spildevand, af hensyn til smitteoverførsel, men dette sker mange steder, f.eks. i Paris, uden at der dog er påvist smittespredning som følge af dette. Mens tarmvirus kan være aktiv meget længe i vandigt miljø, eller hvor der er tilstrækkeligt fugtigt, tåler disse virus ikke indtørring. Globalt ville det være muligt at opfylde det i rapporten p. 68 anførte: »Vand, der anvendes til vanding, bør principielt ikke indeholde bakterier eller virus, som kan medføre smittespredning til mennesker og dyr ved kontakt med vandingsvandet eller ved fortæring af planter«. Spørgsmålet om genbrug af vand har bl.a. været behandlet i WHO Tech. Report Series Nr. 517 (1973): Reuse of effluents: Methods of waste water treatment and health safeguards. Der har man forsøgt at dele vand ind til forskelligt brug efter hygiejnekrav.

Mere end 1000 områder i USA anvender spildevandsslam og spildevand til markvanding. Mange af USA's 54 stater og områder har regler angående spildevandsbrug på marker, 38 stater forlanger sekundær behandling. I D.C. er det helt forbudt, Rhode Island fraråder, Iowa, Ohio og Nebraska gør det ikke, men i 11 stater synes der ikke at være nogle regler. I 19 stater synes der ikke at være regler for anvendelse af slam.

Nedsivningshastighed og virus bevægelse i jorden

Ud fra sammenligninger mellem amerikanske og danske undersøgelser må man kunne konkludere, at virus under danske klimaforhold ville forblive bundet til de øvre jordlag. Den nedsivningshastighed, som omtales i forbindelse med Frederiks (Miljø-Projekter 2) 1976 er af en hel anden størrelsesorden, end den som skyldes nedbør, og der bør absolut udføres virologiske undersøgelser til at belyse dette spørgsmål. Vandring af naturligt forekommende virus i sandjord efter heftig regn har kunnet påvises i Florida. Bindningen af

virus til de øvre jordlag skyldes fysisk-kemiske faktorer som ionstyrke, pH m.m. I enkelte undersøgelser peges der på, at lerpartikler er de effektive ved binding af virus, men der kendes ingenting til, hvordan det vil gå i et højt belastet system, som det ved Frederiks, og undersøgelser er i høj grad påkrævede også af den grund.

Virus overlevelse i jord

Der findes ikke som anført i rapporten p. 47 nogen *hovedregel* for, hvor længe virus overlever i jord; der findes derimod en dansk undersøgelse, hvor det er vist, at virus kunne påvises efter udlægning med slam i lysimetre. Her kunne human enterovirus, som var udlagt i december, påvises helt frem til maj.

Grundvandsforurening

Selvom det på side 64 anførte om biologisk forurening virker yderst rimeligt, må det understreges, at faktisk viden angående virus i denne forbindelse næsten ikke eksisterer.

Kravene fra de amerikanske stater, der forlanger biologisk rensning inden udledning på jord må kunne være relevante for danske forhold. Alene for at beskytte grundvandet, uanset hvor dette ender, må det i almindelighed være et rimeligt krav i de fleste tætbeboede områder. Således må de i rapporten p. 69-70 fremførte synspunkter være noget for beskedne. Det må derimod anses ønskeligt at anvende jorden som det *trede rensningsstrin* snarere end at lede spildevand ud i sårbare recipienter.

Aerosoler

Fra forskellig side gøres det i de senere år gældende, at muligheden for spredning af virus via aerosoler er blevet undervurderet. Det er i hvert fald sikkert, at de få virkelige undersøgelser, der har været udført, anvender utilstrækkelig metodik og at spørgsmålet er uhyre kompliceret at udrede, både når det gælder det indre og det ydre miljø. Procedurer i forbindelse med håndtering af spildevand og slam bør i langt højere grad, end hvad det sker nu, tage sigte på at undgå aerosoldannelse både i anlæg og ved spredning på land.

Det er vist, at aerosoler fra kystnært område med brænding indeholder højere konc. af virus end selve havvandet. Der kan peges på en række veterinære eksempler fra forskellige lande, hvor virus er spredt via aerosoler over store afstande, oven i købet med virus som dårligt tåler indtørring. Det forekommer meget vigtigt, at metoder til undersøgelser af aerosoler forbedres. Dette vil kræve forsøgsarbejde. Med sådanne forbedrede metoder bør en række situationer analyseres med henblik på spredning af virus.

Sedimentering af virus

i forbindelse med primær rensning, oxidation ponds og lignende.

Virus er eller bliver i høj grad bundet til partikler i spildevand, således at en meget stor mængde af virus sedimenterer. I primært slam er koncentrationen af virus derfor betydeligt højere end i det ubehandlede spildevand. I forskellige slags bundsedyer kan det samme påvises. Det partikelbundne virus bevarer betydeligt længere sin aktivitet end det i væskefasen forekommende. Det er derfor af stor praktisk betydning for begrænsning af smitte-

spredning, at bundsedimenter ikke resuspenderes, og at spildevand tillades at sedimentere, når som helst det er muligt.

Der kan, som det også er gjort i rapporten, peges på mange problemer i forbindelse med jordens anvendelse som rensningsanlæg, men en række forhold, ikke mindst den konventionelle rensnings ufuldstændige effekt, den globale mangel på vand og en række økonomiske forhold, gør det yderst vigtigt, at undersøgelser bliver gennemført, således at man bedst muligt kan anvende jord som recipient.

Professor *J.L. Mansa*, Allegade 6, 2000 København F, har ved mødet den 8.6.1978 indgivet følgende indlæg til miljøstyrelsen.

Det er med glæde jeg har modtaget indbydelsen til at deltage i drøftelserne om udformningen af en statusrapport. De meget vigtige resultater, som er opnået i praksis med rensning af spildevand ved sivning gennem jord, fortjener en indgående drøftelse og afprøvning. Jeg vil gerne koncentrere mig om et område, som tydeligt nok har været forsømt, nemlig septiktankens virkemåde. Uden en forståelse af processen i en septiktank kan man ikke bedømme om et anlæg fungerer som det skal.

I udkastet til statusrapport er septiktankens virkemåde forklaret på side 21 nederst og følgende side. Jeg skal tillade mig at kritisere forklaringen ved at beskrive, hvad jeg har observeret i den Trix-tank, der har været i brug i mit sommerhus i Nordvest-Sjælland siden 1951.

På medfølgende tegning er den cylindrisk tank vist i et lodret diametralsnit. De lodrette skille vægge har et kompliceret forløb og er på tegningen vist meget forenklet.

To-tre gange om året har jeg fjernet dækslet og set ned i tanken. Der er fra oven 5 synlige rum. Det sidste i vandets gennemstrømningsvej (vist til venstre på tegningen) har altid vist en klar vandoverflade omtrent i højde med bunden af udløbsrøret. Det første rum, vist til højre på tegningen, har som oftest også en klar vandoverflade, undertiden flydeslam og papir. Af de tre andre rum har det største (vist to-delt på tegningen) efter kort tids brug ingen klar vandoverflade men et dække af mere eller mindre tør flydeslam. Undersiden af flydeslammen er nedsænket i vandet og derfor vandmættet. Tegningen viser et lag af flydeslam af normal tykkelse. Tegningen viser også et bundfald. Det er aldrig lykkedes mig at måle bundfaldets tykkelse eller blot at konstatere dets tilstedeværelse. De to sidste, mindre rum har som oftest haft en klar vandoverflade, men er undertiden dækket af et tyndt lag flydeslam.

Efter at have observeret tilstanden har jeg med en kloak-ske flyttet flydeslam fra de to mindre rum over i det store. Dernæst har jeg med kloak-skeen trykket flydeslammen ned under vand så hele indholdet er gjort vådt.

Sommerhuset har været i brug i ferier og week-end'er af familien på 5 personer og deres venner, i gennemsnit ca 250 person-dage om året. Fra Trix-tanken blev installeret i april 1951, blev den ikke tømt før 1970, altså efter 19 år. Tømningen skyldtes ikke driftsvanskeligheder. Et tilfældigt slamsuger-besøg i nærheden foranledigede at jeg fik et billigt tilbud om tømning, og jeg slog så til. Med den raske betjening af sugerøret, som slamsuger-mandskabet udøvede, blev det ikke muligt for mig at se, om der var bundfald i tanken.

For at skaffe mig lidt mere indblik i septiktankens virkemåde udtog jeg i årene fra 1974 til 1976 fire gange en 5-liters prøve af det afgående spildevand (udtagssted mærket Q på tegningen). Vandet blev 2 timer senere afleveret til R. Dons' Vandanalytiske Laboratorium i Nærum. Af analyse-resultaterne skal her anføres tørstofmængden (= inddampningsresten):

Udtagnings-dato	Tørstofmængde mg/liter
9. 9. 1974	1410
28. 4. 1975	1645
4. 9. 1975	1710
18.10. 1976	1470
	<hr/>
Gennemsnit	1559
Drikkevandets tørstofmængde	845
	<hr/>
Spildevandet har bortført	714 mg/liter

Der kan gøres følgende overslag:

En person forbruger til WC og håndvask:	100 liter vand pr. dag
afgiver med fæces og urin:	100 gram tørstof pr. dag
afgiver til vandet 1 g/liter eller	1000 mg/liter

Med den indskrænkning, der ligger i at ovenstående bygger på overslagsværdier og ikke alene på målinger, kan det siges, at en væsentlig del af det til septiktanken indgående stof forlader den som opløst stof og suspension i det fra septiktanken afgående spildevand. Fæces overgang til svømmeslam og svømmeslammens findeling til mikroskopiske partikler er processer, der må ske i svømmeslammens våde underside, formentligt hjulpet af bakterier og gæringsprocesser. Erfaringerne viser, at i septiktanke med kun et kammer kan processerne holdes igang i mange år uden indgreb udefra. I Trixtanke må der foretages en nedstødning af svømmeslammen nogle gange om året for at tankens drift kan fortsættes.

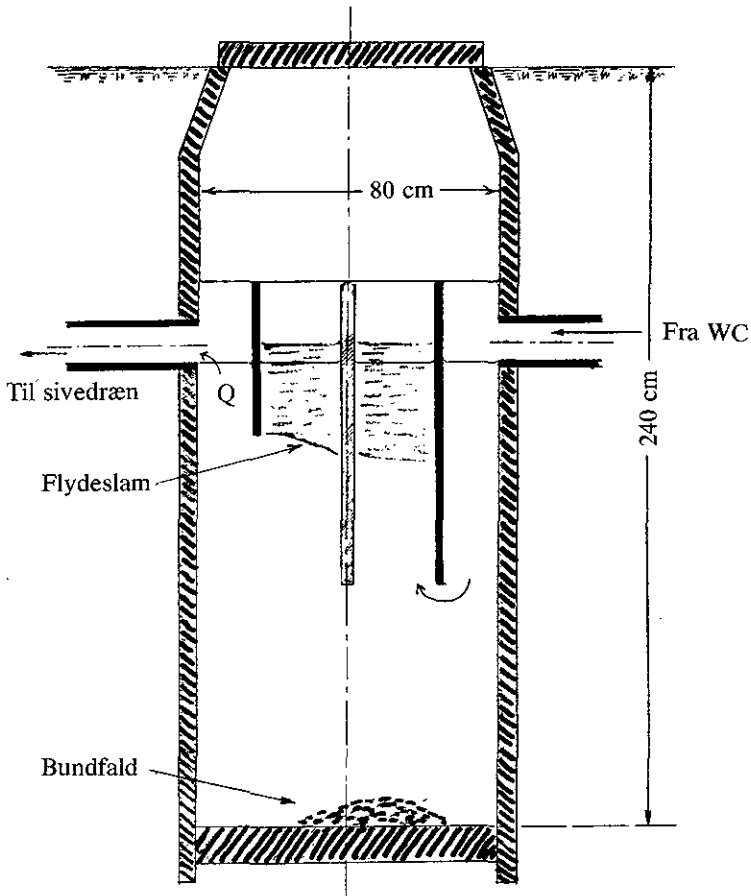
Forslag til ny formulering af afsnit 2.4.1. Enkelt anlæg

Den simpleste form for renseanlæg er septiktanken med tilsluttet siveanlæg. De bør udføres i overensstemmelse med Miljø-Projekter 8, »Nedsivning af husspildevand gennem sive-dræn« marts 1978, side 7.

Septictankens primære opgave er at behandle spildevandet på en sådan måde, at tilstopning (clogging) i siveanlægget undgås. Tilstopning vil indtræde, hvis spildevandet efter septictanken indeholder større sammenhængende stofdele. Dette kan skyldes utætheder i de dykkede til- og afgangsrør eller årsagen kan være en grov overbelastning af septictankens gennemstrømnings-system.

Sygdomsfremkaldende bakterier: Der forekommer kun en meget lille reduktion af sygdomsfremkaldende bakterier i septictanken. I det tilsluttede siveanlæg vil sygdomsfremkaldende bakterier forsvinde, forudsat at siveanlægget er konstrueret rigtigt.

Kvælstof: Kvælstofforbindelserne optræder stort set udelukkende på ammoniumform i septictanken. Reduktion af ammoniumkvælstoffet og dermed stigningen i nitratkoncentrationen foregår i siveanlægget og i de derunder liggende jordlag.



Formanden for miljøfraktionen af Foreningen af Amtskommunernes Tekniske Chefer, Amtsvandinspektør *Bent H. Fenger*, har ved skrivelse af 13.6.1978 fremsendt følgende bemærkninger til miljøstyrelsen.

Efter mødet i miljøministeriet torsdag den 8. ds. finder jeg anledning til at fremkomme med et par bemærkninger.

Det forekommer mig, at den debat, der i det sidste halve års tid har været ført vedrørende jord som recipient for spildevand, i høj grad har været følelsesladet. Ofte har man fået det indtryk, at det for tilhængerne af at anvende jord som recipient for spildevand mere har drejet sig om at vinde en »krig« end om teknisk og økonomisk at vurdere denne metode i forhold til andre metoder. Når man har hørt tilhængerens argumenter og fremfærd kunne man ligeledes få det indtryk, at anvendelse af jord som recipient for spildevand repræsenterer en helt ny teknik, som man er ukendt med i primærkommunerne og amtskommunerne.

Dette er jo imidlertid overhovedet ikke tilfældet. Anvendelsen af faskiner, sivebrønde, sivedræn, bassinanlæg og udspredding på jorden er velkendte teknikker, som kommunalteknikere har beskæftiget sig med og benyttet sig af i mange år. Det er ligeledes mit indtryk, at disse teknikker til anvendelse af jord som recipient for spildevand har fået den plads, som tilkommer dem ved udarbejdelsen og godkendelsen af de kommunale spildevandsplaner, idet man benytter sig af dem, når det er teknisk muligt uden skadelige virkninger for jord, planter, dyr, mennesker og grundvand, og når det er økonomisk fordelagtigt. Er disse betingelser ikke opfyldt, anvendes en af de »konkurrerende« metoder til bortskaffelse af spildevand, d.v.s. traditionel kloakering efterfulgt af en eller anden form for rensning i rensningsanlæg, således at de for recipienterne fastlagte målsætninger opnås.

Jeg har forstået, at den fremsendte statusrapport skal danne udgangspunkt for udarbejdelsen af en redegørelse til ministeren vedrørende de i statusrapporten omtalte problemer. Statusrapporten beskæftiger sig jo imidlertid udelukkende med tekniske problemer, og jeg finder derfor anledning til alvorligt at advare mod, at statusrapporten, redegørelsen, og hvad der måtte komme derefter, på nogen måde anvendes således, at det kommer til at gribe ind i de planlægningsarbejder, der for øjeblikket foregår i primær- og amtskommunerne. Jeg tænker her først og fremmest på den igangværende spildevandsplanlægning, fordi teknikkerne, til anvendelse af jord som recipient for spildevand, som nævnt har fået den plads heri, som efter min opfattelse tilkommer dem. Dette betyder, at en eventuel yderligere dybtgående analyse af kommunernes spildevandsplaner med henblik på at finde nye områder, hvor jorden kan anvendes som recipient for spildevand, må befrygtes at ville medføre en alvorlig og beklagelig udsættelse af de nødvendige investeringer i spildevandsanlæg. Hertil kommer at et sådant initiativ ikke kun vil få indflydelse på spildevandsplanlægningen, men også i nogle tilfælde på recipientkvalitetsplanlægningen, idet en yderligere anvendelse af jorden som recipient for spildevand i nogle områder vil medføre, at vandløbenes vandføring mindskes, således at man enten må revidere målsætningen for recipientkvalitetsplanlægningen eller rense spildevandet bedre (med større omkostninger) i de områder, hvor det ikke kan lade sig gøre at anvende jord som recipient for spildevand. At

recipientkvalitetsplanlægningen indgår som en ikke uvæsentlig del af den igangværende regionplanlægning nævnes kun for fuldstændighedens skyld.

En dybtgående analyse på landsbasis med det formål at finde nye områder, hvor man kan anvende jord som recipient for spildevand, vil således efter min bedste overbevisning på nuværende tidspunkt være til lang større skade end gavn.

Med venlig hilsen
Bent H. Fenger

Dyrlæge *K. Krongaard Kristensen*, Vandkvalitetsinstituttet, har ved skrivelse af 13.6.1978 fremsendt følgende generelle betragtninger til miljøstyrelsen.

Statusrapporten omhandler såvel mindre nedsivningsanlæg (sivedræn, sivebrønde) som massive nedsivningsanlæg (infiltrationsbassiner). Ved vurdering af disse anlægs anvendelsesmuligheder bør de nok omtales særskilt.

Spildevand kan principielt introduceres i jordbruget ved:

1. Udsprøjtning
2. Nedsivning og infiltration

En særskilt vurdering af disse 2 metoder kunne nok med fordel gennemføres i Statusrapporten. Principielt er der ud fra mikrobiologiske synspunktet væsentlige forskelle som f.eks.:

1. Ved nedsivning/infiltration opnås ikke som ved udsprøjtning på overflader en helt afgørende initial decimering af smitstoffer ved dehydrering og UV-lys.
2. Ved udsprøjtning inddrages aerosolproblemer i problematikken.

Nedsivning/infiltration åbner for muligheder for grundvandsforurening med kemiske stoffer og mikroorganismer. Nuværende viden om mikroorganismers penetrationsmuligheder gennem jordens umættede zone tillader næppe skråsikre konklusioner, men det må i denne sammenhæng noteres, at i sandjord er i forsøg eftervist en faldende fixeringsevne overfor mikroorganismer i rækkefølgen: phager – virus – bakterier.

Disse undersøgelser er interessante derved, at måske mere løse formodninger om virus' større penetrationsevne end bakterier netop ikke blev eftervist, og at phager efter denne undersøgelse er en betænkelig indikator på tilstedeværelse af virus modsat fæcale coli.

I denne forbindelse må der igen ses bort fra hovedproblemet med hensyn til virus, nemlig infektiøs hepatitisvirus.

Der synes ikke i statusrapporten at være indbygget et konsekvent ønske om vurdering af jordforurening ud fra et vandforsyningssynspunkt.

Aktuelle værdier fra Frederiks ville principielt betyde, at konventionelle grundvandsindvindingsmetoder ikke mere kunne anvendes, men at andre og dyrere måtte iværksættes, f.eks. klorering. Mens f.eks. klorering evt. ville afhjælpe nogle mikrobiologiske og enkelte kemiske problemer som f.eks. fjernelse af $\text{NH}_4\text{-N}$, vil de høje aniondetergentkoncentrationer rejse problemer, som kalder på udvidede og bekostelige rensningsforanstaltninger i vandforsyningsledet. I denne forbindelse er det måske interessant, at nyere desinfektionsmetoder som ozonering virker såvel desinficerende som detoxificerende og eksempelvis fjerner pesticider 100% (metaboliter desværre ikke bestemt) og 50% af aniondetergenter.

Økonomiske konsekvenser af denne art må vel indgå i den samlede vurdering. Da Statusrapporten ikke konsekvent er gået ind på jordforureningens mange vandforsyningsproblemer, men mere koncentrerer sig om andre konsekvenser i jordbruget, kunne det være ønskeligt med en mere konsekvent vurdering af de:

1. Humanmedicinske konsekvenser af spildevand anvendt i jordbrug
2. Veterinærmedicinske konsekvenser af spildevand i jordbrug
3. Levnedsmiddelhygiejniske konsekvenser af spildevand anvendt i jordbrug, idet det må formodes at,
4. de vandforsyningsmæssige konsekvenser af nedsivnings/infiltreringsanlæg gøres til genstand for en større debat senere.

Statusrapporten opererer med såvel vandhygiejne som jordhygiejne og levnedsmiddelhygiejne. Man kunne måske ønske en klarere påpegning af, at jord-, vand- og levnedsmiddelhygiejne udgør en treenighed med åbenbare gensidige påvirkningsmuligheder, og at en tilfredsstillende levnedsmiddelhygiejne næppe er mulig, hvis omgivelseshygiejnen er utilfredsstillende. Ud fra disse tanker bør ikke blot de vandforsyningsmæssige problemer men også de levnedsmiddelhygiejniske mere ind i debatten, når anvendelsesmuligheder af spildevand i jordbrug skal diskuteres. Personlige betragtninger om jord-, vand- og levnedsmiddelhygiejne og disses indbyrdes relationer er tidligere i form af to artikler tilgået lic.agro. Eivind Hansen, Miljøstyrelsen og dyrlæge Holger Petersen, Miljøstyrelsen.

Med venlig hilsen
K. Krongaard Kristensen

Cand.pharm. *Eli Dahi*, Laboratoriet for teknisk Hygiejne, Danmarks Tekniske Højskole, og Professor *Ebba Lund*, Den kgl. Veterinær og Landbohøjskole, har ved skrivelse af 3.6.1978 fremsendt følgende oplæg til miljøstyrelsen.

Indledning

Den af Miljøstyrelsen udsendte »Statusrapport vedrørende anvendelse af jord som recipient for spildevand« betragter, jfr. afsnit 8.1 p. 77, faren ved overførsel af patogener.

organismer til dyr og mennesker i forbindelse med udspreddning af husspildevand som »et meget væsentligt problem«.

Rapporten nævner, at der findes mindst seks forskellige smitteveje ved denne anvendelsesmetode og refererer til en dansk undersøgelse af mikroorganismers overlevelse ved udsprøjtning på græs /Møller 1978/ og en israelsk epidemiologisk undersøgelse der ligeledes gælder udsprøjtning af ikke desiniceret spildevand.

Man kan kun udtrykke undren over, at rapporten lader »et væsentligt problem« dokumentere så vagt. Det er således forståeligt – omend også skuffende, at rapporten ikke konkluderer noget konkret om den sag, men lader svæve i luften at »problemet er væsentligt«. Et væsentligt problem kan måske løses med meget simple forholdsregler, og så er der reelt ingen problem længere.

Rapporten tager tilsyneladende ikke højde for, at udledning af spildevand til recipienten kræver en rensning, der efter den nugældende praksis, resulterer i produktion af slam der er righoldig med enteropatogener, og som har vist sig at kunne disponeres på jord uden væsentlige infektionshygiejniske problemer.

Vurderingsmetoder

En sundhedsmæssig vurdering af udspreddning af spildevand og latrin på jord må f.eks. baseres på:

1. Estimering af mikroorganismers overlevelse på og i jord.
2. Forsøg på dyr, e.g. bestemmelse af infektionsdosis.
3. Epidemiologiske undersøgelser af populationer.
4. Retrospektive epidemiologiske analyser.

Alle disse muligheder lider af væsentlige usikkerheder hvad angår såvel relevans som nøjagtighed. Her i landet vil en retrospektiv epidemiologisk analyse være særdeles formålstjenlig, hvilket hænger sammen med:

- A. Udspreddning har været praktiseret her i landet og praktiseres stadig i forskellige former i udlandet.
- B. Det synes muligt at finde perioder i Danmarks sanitære udvikling, hvor byspildevand fra provinsbyer blev kanaliseret via kloaker til vandige recipienter, samtidig med at udspreddning på jord fandt sted i udpræget grad i landdistrikterne e.g. 20'erne til 30'erne.
- C. Vi råder her i landet over medicinalberetninger med store detaljerigdom og pålidelighed også fra de nævnte perioder og distrikter.

Vurderingsgrundlag

1. Ved at undersøge dødsårsager i de danske provinsbyer og landdistrikter i en periode, hvor udledningsforhold sandsynligvis har været mest forskellige, finder man, at den alderskorrigerede dødelighed var højst i provinsbyerne, ikke blot generelt, men også for

de sygdomme der kaldes typisk vandbårne (tyfus, paratyfus, kolerine samt gruppen ormesygdomme, mykose o.lign. infektioner).

2. Medicinalberetninger angiver mange epidemier der havde udgangspunkt i uhensigtsmæssige udledninger af enteropatogener til vandige recipienter. Kun få tilfælde med udgangspunkt i uhensigtsmæssige udledninger til jord er nævnt.
3. Erfaringerne fra udlandet bekræfter at kolera og lignende sygdomme ofte eksploderer i byerne, selv om disse råder over kloaknet der fører til vandige recipienter, medens landdistrikterne slipper fri, til trods for disses udspredning af spildevand og latrin på og i jord.
4. Rapporten nævner (uden angivelse af reference), at vanding af græsafgrøder med hus-spildevand har givet anledning til omfattende spredning af bænelorm til kvæg der græssede på arealet (p. 77).

Efter min mening er dette et godt eksempel på retrospektiv epidemiologi. Eksemplet viser, at vi råder over erfaringer, der kan sætte os i stand til at anvise sundhedsmæssig forsvarlige procedurer, hvis enteropatogener skal udsprede på jord.

Konklusion

1. De infektionshygiejniske aspekter ved enteropatogenerne er væsentlige hvad enten de udledes til vandige recipienter eller til jord.
2. I begge tilfælde kan der være sundhedsrisiko forbundet med fejlagtige procedurer i udledningen, så som mangelfuld forrensning, valg af forkert recipient, eller misbrug af recipienten hvor udledningen har fundet sted.
3. I begge tilfælde er det muligt at vælge hensigtsmæssige procedurer, således at de infektionshygiejniske problemer er minimale eller totalt eliminerede.
4. En del erfaringer tyder dog på, at det er lettere at finde hensigtsmæssige procedurer (med små omkostninger) ved udspreddning på jord i ikke tæt befolkede områder.

Civ.ing. *C.T. Winkel*, Helleruplund Alle 21, Hellerup, har ved skrivelse af 19.6.1978 fremsendt følgende bemærkninger til miljøstyrelsen.

Iflg. Miljøstyrelsens brev af d. 11. f.m. er »Udkast til Statusrapport vedr. Anvendelse af Jord som Recipient for Spildevand« udarbejdet specielt for belysning af de problemer, der er forbundet med spildevandsbortskaffelse i mindre og spredte bebyggelser, herunder sommerhusområder.

Således som opgaven er formuleret, kan det forbyse, at problemerne omkr. udspreddning af spildevand på jordoverfladen i statusrapporten er behandlet næsten lige så indgående som nedsvivningsproblemerne. Det bør i denne forbindelse erindres, at den planlagte kloakering af områder, hvis afløbsproblem p.t. er løst ved nedsvivning, vil beløbe sig til flere mia. kr. (jvf. vedl. artikel i »Ingeniørens Ugeblad« 1974, nr. 33, 16. aug.), hvorimod

udspredning af spildevand på jordoverfladen næppe indenfor en overskuelig årrække vil finde anvendelse udover enkelte, helt specielle tilfælde.

Problemerne omkring nedsivning er af langt større økologisk og økonomisk interesse end udspretningsproblemerne.

Iflg. Statusrapportens § 5.5.2 er kvælstof det næringsstof, der forekommer i størst mængde i spildevandet og dermed normalt det stof, der yder det største bidrag til kvalitetsforringelse af recipienterne.

Statusrapporten bringer på side 56–57 en række oplysninger om den mængde kvælstof, der bortføres med forskellige landbrugsafgrøder.

Disse oplysninger er imidlertid uden interesse, når der er tale om nedsivning fra sommerhusområder, hvor kun træernes rødder når ned i de jordlag, der modtager afløbet fra nedsivningsanlæggene. Der synes ikke at foreligge resultater af undersøgelser, der belyser netop dette spørgsmål, som i virkeligheden er af central og dominerende betydning ved behandling af sommerhus-nedsivning.

Det nærmeste, man i Statusrapporten kommer dette problem, er en udokumenteret påstand om, at planternes næringsstoffoptagelse i sådanne tilfælde kun kan betragtes som en midlertidig rensning, idet de optagne næringsstoffer »påny vil vende tilbage til jorden ved mineraliseringen af det organiske materiale«.

Denne påstand kan næppe være almenlydig.

Som bekendt giver træernes årlige bladfald anledning til dannelse af et stadigt dybere muldlag (terrænoverfladen hæves nogle mm årligt), og de biologiske processer, der her finder sted, må antages at resultere i, at en del af kvælstoffet frigøres til atmosfæren, medens en anden – væsentlig – del akkumuleres i muldlaget.

Grene og stammer bliver normalt brændt i pejs, ovn eller på bål. Træaske indeholder *ikke* kvælstofforbindelser.

Bevoksningen på sommerhusgrunde må derfor antages dels at kunne akkumulere spildevandets kvælstofindhold, dels at frigøre det til atmosfæren.

Iøvrigt er det relativt beskedne mængder kvælstof, der udledes til en sommerhus-sivebrønd. Med en gennemsnitlig belastning fra f.ex. 4 personer i 100 dage er der tale om ca. 3 kg/år/hus.

Det gennemsnitlige grundareal inkl. veje, parkeringspladser etc. kan de fleste steder anslås til ca. 2000 m², og kvælstoftilførslen bliver derfor ca. 15 kg/ha, altså langt mindre, end hvad der tilføres landbrugsarealer. Det resulterende kvælstoftilskud til grundvandet – og dermed eutrofieringen af recipienten for grundvandsstrømmen – må antages at være betydningsløst.

Da detaljerede undersøgelser af dette problem som ovenfor nævnt ikke synes at foreligge, skal jeg tillade mig at foreslå, at det optages til nærmere undersøgelse, jvfr. iøvrigt mit brev af d. 25. f.m.

- * -

I Statusrapportens litteraturfortegnelse savnes en henvisning til DGU, DGI og VKI's »Asserbo-rapport« af december 1974, den første af denne art her i landet og – så vidt det er mig bekendt – den første danske undersøgelse, der viser, hvor langt den bakteriologiske grundvandsforurening omkring en sivebrønd strækker sig.

Med venlig hilsen
C. T. Winkel

Direktør, civ.ing. *J. Aage Husen*, Københavns Vandforsyning, har den 3.7.1978 fremsendt følgende skrivelse til miljøstyrelsen.

I Danmark er ca. 98% af al vandforsyning baseret på indvinding af grundvand, og dette grundvand er i langt overvejende grad af en sådan kvalitet, at meget simpel behandling ved luftning og filtrering er tilstrækkelig til at gøre det til velsmagende drikkevand af meget høj hygiejnisk kvalitet.

Denne gode grundvandskvalitet er i høj grad en forudsætning for den etablerede vandforsyningsstruktur med relativt få større byvandværker og et utal af små vandforsyninger i landområderne.

Medvirkende til den gode grundvandskvalitet er naturligvis, at der gennem lovgivningen er skabt hjemmel for en effektiv beskyttelse af grundvandet mod forurening.

Erkendelsen af det nødvendige i at sikre grundvandet effektivt mod forurening og kvalitetsforringelse er ikke et særligt dansk fænomen, selv om vi måske nok i et vist omfang har været et foregangsland. I det af rådet for de europæiske fællesskaber vedtagne miljøhandlingsprogram indtager grundvandsbeskyttelse en fremtrædende plads, og EF-kommissionen har netop udarbejdet direktivforslag om grundvandsbeskyttelse.

Med de nugældende regler for afledning af spildevand til jorden vil vi ikke få vanskeligheder her i landet med at efterleve et sådant direktiv.

Når man nu diskuterer spørgsmålet om i højere grad end hidtil at anvende jord som resipient for spildevand må den interesse, der kan ligge heri og som vel i det væsentligste er af økonomisk art afvejes mod de meget alvorlige konsekvenser, som en forringelse af grundvandskvaliteten kan få for befolkningens vandforsyning.

Den foreliggende rapport taler sit tydelige sprog om den kvalitetsforringelse af grundvandet, der må forventes, når man tilfører jorden stoffer, der ikke igen fjernes gennem det naturlige kredsløb og/eller gennem indhøstning af afgrøder. Der er mange faktorer, der medvirker til denne forringelse, og jeg skal her indskrænke mig til at fremhæve forøgelsen af indholdet af *organisk stof*, der har betydning for den bakteriologiske kvalitet, smagen og vandbehandlingen, forøgelsen af *kvælstofindholdet*, tilførsel af *detergenter* og *tungmetaller* og den mere direkte *bakteriologiske* forurening.

Det må understreges, at vandværkerne har ansvaret for, at det vand, der leveres til forbrugerne, er sundhedsmæssigt i orden, og man kan komme dertil, at man for at leve op til dette ansvar nødsages til af sikkerhedsgrunde at gennemføre permanent kloring af grundvandet som et led i vandbehandlingen.

Kvalitetsforringelsen vil i bedste fald kræve en væsentlig mere kompliceret vandbehandling (herunder konstant desinfektion), end det store flertal af de små vandværker kan klare og dermed nødvendiggøre en strukturændring af vandforsyningen i det pågældende område. I værste fald vil grundvandet kunne blive uanvendeligt til vandindvinding.

Det er i rapportens kapitel 7 i afsnittet om afledning på de enkelte grunde meget rigtigt anført, at der ikke er grundlag for udledning af større mængder spildevand til nedsivningsanlæg, hvis grundvandet anvendes eller kan forventes anvendt til almen vandforsyning i fremtiden.

Der er her grund til at fremhæve, at de krav om mindre intensiv grundvandsindvinding af hensyn til vandløbenes vandføring, som efter den nye vandforsyningslov må forventes stillet i fremtiden, vil kunne medføre, at flere grundvandsområder må inddrages til vandindvinding for vandforsyning og at også grundvandsområder med naturlig ringere vandkvalitet (fx med methanholdigt grundvand) eventuelt må inddrages.

Dette må tages i betragtning ved vurdering af om et givet grundvandsområde i fremtiden »kan forventes anvendt til almen vandforsyning«, og vil formentlig medføre, at det kun i meget begrænset omfang vil være forsvarligt at udelukke grundvandsområder for fremtidig udnyttelse til vandforsyning.

Den samlede konklusion, der bør drages af denne rapport er derfor, at der ikke generelt bør gives udvidet adgang til afledning af spildevand, og at de gældende bestemmelser herom ikke bør lempes. For de få tilfælde, hvor en videregående afledning kan anses for hensigtsmæssig og forsvarlig kan lovens dispensationsmuligheder udnyttes.

3. juli 1978
J. Aage Husen

Civ.ing. *Jørgen Witt* har ved skrivelse af 6.7.1978 fremsendt følgende notat til miljøstyrelsen.

NOTAT til Miljøstyrelsen
vedrørende anvendelse af jord som recipient for spildevand.

Sagsbehandling

Det har været en væsentlig forudsætning for miljøbeskyttelsesloven, at den ikke blot fortsatte, men også udbyggede den offentlighed omkring beslutningsprocessen, som der over en meget lang årrække var skabt tradition for gennem vandløbsretterne.

Der har derfor omkring den offentlige fremlæggelse og debat om de kommunale spildevandsplaner (delspildevandsplaner) fra offentligheden ofte været stillet alternative forslag til primærkommunernes mere traditionelle planforslag med omfattende kloakanlæg, afsluttende med et eller nogle få centrale renseanlæg for hele kommunen. Alternative forslag som typisk både ud fra miljømæssige og økonomiske hensyn har peget på mere decentrale løsninger og en væsentlig større anvendelse af jorden som recipient for spildevand. Alternative forslag, som i meget høj grad er i overensstemmelse med lovens formålsparagraf (§ 1 stk. 2 og stk. 3):

Stk. 2. Loven skal særlig anvendes til at søge sikret de kvaliteter i de ydre omgivelser, som er af betydning for menneskers hygiejniske og rekreative levevilkår og for bevarelse af et alsidigt dyre- og planteliv.

Stk. 3. Ved bedømmelse af omfanget og arten af foranstaltningerne til forebyggelse og imødegåelse af forurening skal der på den ene side lægges vægt på de ydre omgivers beskaffenhed og forureningens virkninger på disse og på den anden side den samfundsmæssige nytte af den virksomhed, der er nævnt i § 2, og omkostningerne ved beskyttelsesforanstaltninger.

I de tilfælde (og det er tilsyneladende mange), hvor det ikke er lykkedes, at inddrage offentligheden så tidligt og så aktivt i beslutningsprocesserne, at det ønskede mål om offentlighedens medindflydelse opleves som en realitet, således at kommunalbestyrelse og offentlighed kan samles om samme løsning, bringes sagen ofte frem til rekursmyndigheden, der kan og skal prøve sagen i sin helhed med de fra alle sider fremførte synspunkter og bemærkninger.

Om rekursordningen indenfor miljøbeskyttelsesområdet anføres i Dansk Miljøret 3, Miljøværn bl.a.:

På miljøbeskyttelsesområdet findes en rekursordning, der sammenlignet med, hvad der kendes i de fleste andre, nyere love om regulering af fast ejendom, er stærkt udbygget. Dette hænger først og fremmest sammen med, at Mbl indeholder muligheder for særdeles vidtgående indgreb i eksisterende virksomhed, men må også ses i lyset af, at miljøbeskyttelse i stor udstrækning er et nationalt og ikke kun et lokalt problem, se herom foran I.C.4.

Nogle træk forekommer generelt karakteristiske for denne rekursordning. Praktisk taget alle beslutninger inden for lovens område kan påklages til en central myndighed, og for de mest betydningsfulde afgørelser kan der yderligere ske rekurs til et sagkyndigt og uafhængigt anke-

nævn. Kredsen af klageberettigede er forholdsvis stor, og navnlig kan klage indgives af både forurenere og personer og myndigheder, som ofte vil ønske en skærpelse af miljøkravene. Endelig skal det fremhæves, at klageinstanserne gennem regler om klagers opsættende virkning er sikret retlige såvel som praktiske muligheder for at omgøre de påklagede afgørelser.

og

Det er givetvis et væsentligt træk ved de seneste års miljøpolitik, at opgaverne i størst mulig udstrækning henlægges til de kommunale råd. Man skal imidlertid ikke som bl.a. Pouel Pedersen overvurdere den kommunale selvbestemmelsesret på dette område, jfr. imod denne forfatters bedømmelse og Svend Andersen i U 1975 B 366. Efter forarbejderne til Mbl er der ikke nævneværdige holdpunkter for, at opgavernes placering hos de kommunale råd skyldes »selvstyreleder«. Tværtimod tyder forarbejderne mest på, at kompetencefordelingen er udslag af administrative hensigtsmæssighedssynspunkter, se nærmere nedenfor II. A. De lokale instansers beføjelser kan endvidere materielt begrænses betydeligt gennem generelle normer udstedt af centraladministrationen og er rent faktisk blevet det, jfr. navnlig III.A.1.a.60.

Yderligere indikerer lovens stærkt udbyggede rekursordning, at de lokale instanser ikke har en meget bred margin for deres beslutninger. Skulle dette være tilfældet, ville klageadgangen være noget nær en narresut. Det forekommer mere rammende at sige, at området karakteriseres af kommunal kompetence under forholdsvis indgående central styring. En sådan styring kan dels forklares ved, at mange forureningskilder ikke kun har lokal betydning, og dels ses i lyset af, at det drejer sig om beslutninger, som ofte er særdeles indgribende i forhold til både forurenere og dem, som udsættes for forurening.

Sommerhusområder, mindre bebyggelser

I den resterende del af notatet skal alene spildevandsafledningen fra sommerhusområder og mindre bebyggelser behandles.

Dette spildevand er i alt væsentligt karakteriseret ved et indhold af stoffer, som er helt sædvanlige for den normale stofomsætning i de øverste jordlag. En undtagelse kan dog være spildevandets indhold af detergenter.

Efter miljøbeskyttelseslovens § 11 må spildevand kun afledes til undergrunden med miljøministerens tilladelse. Ved bekendtgørelse nr. 172 af 29. marts 1974 har miljøministeren under en lang række fastlagte betingelser overført denne kompetence til primærkommunerne.

Disse betingelser udelukker, at kommunalbestyrelserne kan meddele tilladelse til nedsivning for et betydeligt antal sommerhusområder og mindre bebyggelser, hvor tilladelse til nedsivning alene vil kunne meddeles af Miljøstyrelsen.

Imidlertid har bekendtgørelse nr. 172 givet flere kommunalbestyrelser grundlag for den fejlagtige opfattelse, at nedsivning overhovedet ikke kunne komme på tale i de tilfælde, hvor samtlige relevante betingelser i bekendtgørelse nr. 172 ikke alle var opfyldte. Denne fejlagtige opfattelse har været med til at danne grundlag for udformningen af en del kommunale spildevandsplaner.

Ud fra et samfundsmæssigt helhedssyn burde spildevandsplanlægningen imidlertid baseres på en politik, der sikrede, at investeringerne i forureningsbekæmpelse foregik etapevis i en tidsfølge, der gav fortsat maksimal forureningsreduktion. En sådan optimal spildevandsplan ville derfor i langt de fleste tilfælde nedprioritere investeringerne i spildevandsanlæg i sommerhusområder og mindre bebyggelser, hvor investeringerne vil have en lav samfundsmæssig nytteværdi.

Det vil derfor være naturligt at placere i hvert fald hovedparten af sommerhusområderne og de mindre bebyggelser i en eller flere etaper efter spildevandsplanens revisionstidspunkt.

Det skal iøvrigt bemærkes, at den komplicerede kompetencefordeling mellem primærkommuner, amtskommuner og Miljøstyrelse har skabt vanskeligheder både for primærkommunerne, amtskommunerne og offentligheden. Det ville derfor være rimeligt, om amtskommunerne fik tillagt Miljøstyrelsens kompetance efter miljøbeskyttelseslovens § 11. En ændring, der desuden vil kunne motiveres med henvisning til vandforsyningsloven, hvor amtsrådene jo i alt væsentligt er blevet pålagt ansvaret for vandressourcerne.

Tætte jordarter

Det har hidtil været en almindelig antagelse, at nedsivning af spildevand ikke ville kunne etableres i tætte jordarter, som f.eks. moræneler.

Imidlertid har praksis i en række tilfælde kunnet demonstrere, at denne antagelse ikke kunne holde, når blot nedsivningsanlægget var hensigtsmæssigt udformet.

Ingeniørgruppen er i gang med et større forsøg i Lemvig kommune. Et forsøg der nu har været i gang i ca. et år.

De første forsøgsresultater er beskrevet i rapport I, vedrørende nedsivningsforsøg i Gjeller Odde sommerhusområde, Lemvig kommune, Ringkøbing Amt.

I rapporten konkluderes:

»Ved de indtil nu udførte forsøg er opnået følgende hovedresultater:

Anlæg	I jordart	Gennemsn. nedsivn. ved langtidssøg	Ved max. vand-spejl cm u. kegle	Nedsivningskapacitet l/min	Ved dybde u. kegle
1	Silt	0,42 m ³ /dag	100	0,5-1,2	110-90
2	Fed ler, muldet	0,35 m ³ /dg	80	0,2-0,6	80-75
3	Fed ler	-		0,2-0,6	80-70
4	Grus	0,53 m ³ /dg ¹	50	-	-

¹ På grund af lavt vandforbrug, er her anført den max. konstaterede nedsivning.

De gennemsnitlige nedsivningskapaciteter bestemt ved langtidsforsøgene må under hensyntagen til den ringe vandspejlsstigning i forbindelse med anlæggenes og jordens magasineringsevne anses for tilstrækkelig.

De ved korttidsforsøgene fundne nedsivningskapaciteter er ca 10 gange større end de i Ingeniørgruppens redegørelse af januar 1976 ved forsøg bestemte udsivningshastigheder på ca 0,05 l/min.

Med de nu fundne nedsivningskapaciteter kan anlæggene bortlede betydelig større spildevandsmængder på årsbasis, end svarende til afledning fra et helårshus.

En mere fuldstændig vurdering vil imidlertid først kunne foretages efter yderligere forsøg, hvorved også nedsivningskapacitetens afhængighed af anlæggenes alder kan bedømmes.

Forureningsforhold

Modviljen mod nedsivningsanlæg har tidligere utvivlsomt været baseret på en formodet hygiejnisk risiko. Denne risiko kan man med støtte i en meget lang række undersøgelser nu helt afvise i hvert fald så længe det drejer sig om sommerhusområder og mindre bebyggelser og forudsat korrekt udførte nedsivningsanlæg.

Som anført tidligere, er husspildevandet eventuelt bortset fra indholdet af detergenter, karakteriseret ved et stofindhold, der er helt sædvanligt for den normale stofomsætning i de øverste jordlag.

Det er muligt, at detergenterne tidligere kunne have udgjort et problem, men med de nye vaskemidler i forbindelse med sommerhusområder og mindre bebyggelser kan der næppe opstå problemer ved anvendelse af sivedræn.

Totalt set udgør spildevandets indhold af kvælstof og fosfor en ubetydelig andel både af den tilførte kvælstof- og fosformængde og dels af den recirkulerende kvælstof- og fosformængde. Det må derfor antages, at det i almindelighed vil være umuligt at påvise nogen reel generel påvirkning af grundvandet foranlediget af nedsivning af spildevand fra sommerhusområder og mindre bebyggelser.

I forhold til den recirkulerende kvælstof- og fosformængde, må det imidlertid erkendes, at spildevandet i de fleste tilfælde udledes under det meget aktive muldlag, således at en relativt større del af spildevandets indhold af kvælstof og fosfor skulle føres til grundvandet. Det er imidlertid almindelig kendt, at vegetationen over et sivedræn adskiller sig meget betydeligt fra den omgivende vegetation ved at være betydeligt kraftigere.

Der etableres således meget hurtigt efter et sivedræn er anlagt forbindelse mellem det udsivende spildevand, muldzone og vegetation.

I en række kommuner med et meget betydeligt antal sommerhuse kan det givetvis virke uheldigt, at kommunerne investerer betydelige beløb i undersøgelser, der skal danne

grundlag for beslutninger om at fritage sommerhusejere for kloakeringer. Ofte er sommerhusområderne placeret i nærheden af attraktive vandområder, som investeringerne i spildevandsanlæg netop tager sigte på at forbedre. Sommerhusområderne kan derfor, uanset om de kan aflede spildevandet til nedslivningsanlæg, have en så betydelig interesse i etableringen af renseanlæg, at det ville være rimeligt, om sommerhusparcellerne pålignedes et normalt bidrag til renseanlæg, udløbsledninger m.v. også fordi sommerhusområderne i den tømningssordning, der skal etableres, må forudsættes at skulle aflevere slamindholdet på renseanlægget.

6. juli 1978
Jørgen Witt

ISBN 87-503-2811-5

Pris kr. 15,00 i.m.

FU 00-153

JJ trykteknik a/s, Copenhagen