

Den kortsigtede undersøgelse af
Suså-Vendebåkområdet 1976-77.

- BREGNING AF DE ØKOLOGISKE KONSEKVENSER
 - AF REDUCERET VANDFØRING I SUSÅEN
 - FORÅRSAGET AF ØGET GRUNDVANDSINDVINDING
-

Sorø, den 26. januar 1978

Til medlemmerne af "den akvatiske gruppe" i planlægningsgruppen for kortsigtet undersøgelse af eventuelle økologiske følgevirkninger i forbindelse med øget vandindvinding indenfor Susåens afstrømningsområde.

lektor cand.scient Torben Moth Iversen
civ.ing. lic.techn, Jørgen Simonsen
overingeniør Erik Somer
cand.scient Mogens Bahn
cand.scient. Niels Christensen

Hermed fremsendes manuskriptet om beregning af de økologiske konsekvenser af reduceret vandføring i Suså-systemet.

Dette er formuleret således, at det kræver en ringe grad af indforståethed, for at opnå en bred og tværfaglig forståelse omkring emnet.

Det skal endelig bemærkes, at et centralt og ubesvaret spørgsmål er "hvilke recipient-grænseværdier bør der fastsættes for den mindste vandføring i de enkelte vandløb, når den fastsatte recipientkvalitetsplan skal kunne overholdes".

Herunder især "hvilke krav der bør fastsættes om en mindste vandføring i de enkelte vandløb, såfremt anvendelsen som almindeligt fiskevand (karpefiskevand) skal tilgodeses udfra et fysiologisk grundlag".

Jeg imødeser gerne kommentarer hertil.

Med venlig hilsen


Poul Andersen

INDHOLDSFORTEGNELSE

INDLEDNING

Side

<u>1. MODEL FOR BEREGNING AF VANDLØBETS FORURENINGSTILSTAND.</u>	1
1.1 Tilblivelse	2
1.2 Hovedmålsætning	2
1.3 Økologisk kritiske vilkår	3
1.4 Formulering af beregningsmodellen	4
1.5 Forudsætninger og processer der indgår i modellen	6
1.5.1 Specielle beregninger	6
1.5.1.1 Opdeling i vandløbsstrækninger	6
1.5.1.2 Spildevandsudledning fra samlet bebyggelse	6
1.5.1.3 Beregning af spildevandsudlednings virkning i vandløbet	9
1.5.1.3.1 Transporttid	9
1.5.1.3.2 Iltforbrug	10
1.5.1.3.3 Ilttilførsel	13
1.5.1.3.4 Forureningsgrad	14
1.5.2 Generelle beregninger (baggrundsforurening)	16
1.5.2.1 Grødens itlforbrug	16
1.5.2.2 Den spredte bebyggelses påvirkning	18
1.5.3 Den samlede forurening	20
1.6. Resultaternes anvendelse	22
1.6.1 Udlederkravværdier	22
1.6.2 Vandløbts forureningstilstand	24
1.6.2.1 Kontrol - eftervisning	24
1.6.2.2 Nøjagtighed	24
1.6.2.3 Undersøgte forureningstilstande	25
1.6.2.4 Tilstande med meget små vanddybder	25
1.6.2.5 Formål med en beregnet forureningsgrad	26
1.6.2.6 Resultaternes nøjagtighed udfra den nuværende viden	27
1.6.2.7 Relativ vurdering mellem opstillede forslag	28

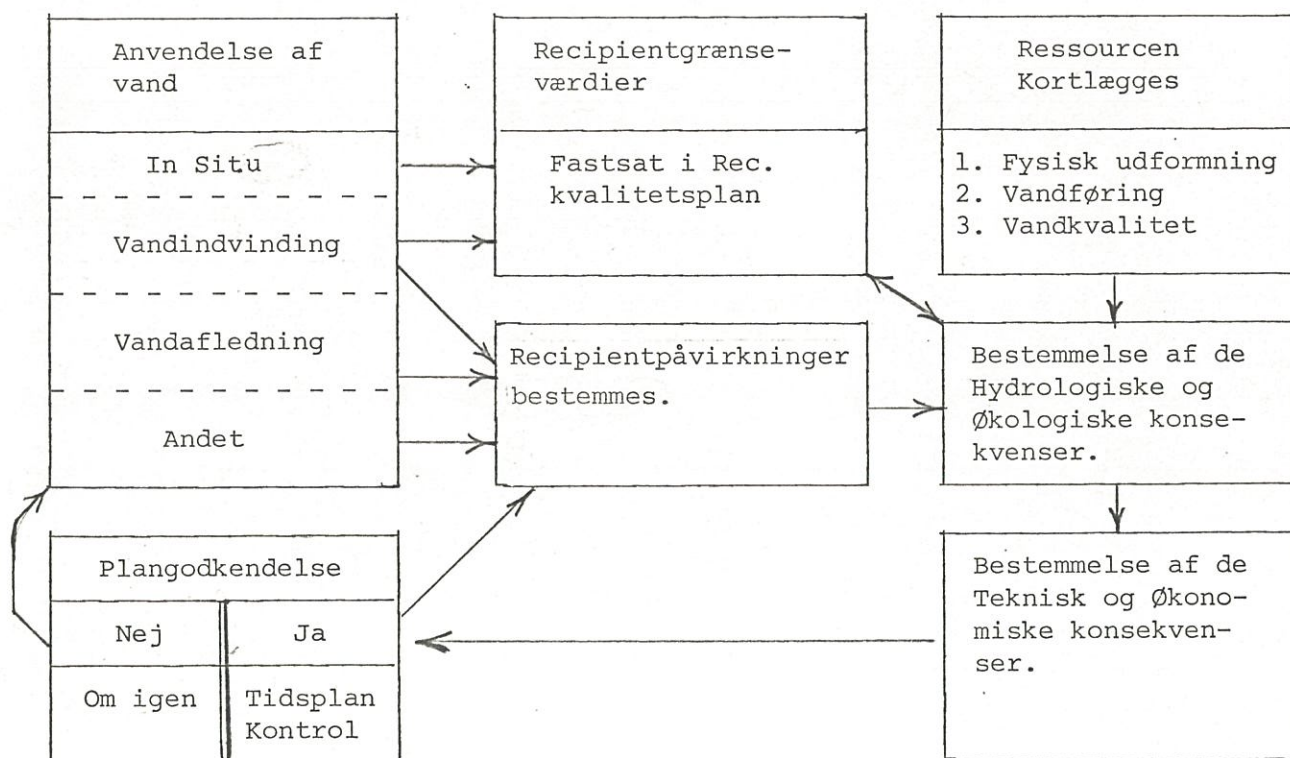
<u>2. UNDERSØGELSER OG KALIBRERING</u>	29
2.1 Undersøgelser i Suså 1976	30
2.2 Kalibrering af modellen	36
2.2.1 Vandføring	36
2.2.2 Nedbrydning	45
2.2.3 Genluftning	46
2.2.4 Grøde	51
2.2.5 Beregning af undersøgelsessituationen	52
2.2.6 Konklusion	56
<u>3. BEREGNING AF VANDINDVINDINGENS ØKOLOGISKE KONSEKVENSER</u>	57
3.1 Beregning udfra resultatet af de hydrologiske undersøgelser	57
3.2 Beregning udfra mindre hydrologiske påvirkninger	58
3.2.1 Beregningernes formål	58
3.2.2 Beregningernes forudsætninger	59
3.2.3 Beregningernes resultater	62
3.2.4 Vurdering af resultaterne	66
3.2.4.1 Vurdering af de valgte manningtals betydning	66
3.2.4.2 Vurdering af de økologiske konsekvenser af reduceret vandføring forårsaget af grundvands- indvinding	68
3.2.5 Relation til recipientkvalitetsplanen for området	70
- Uddrag af planen -	71-78
Bilag	
1. Kort	
2. Beregninger ad 2.2.5	} Kan leveres!
3. Beregninger ad 3.2.0	

Indledning.

Anvendelse af økologiske modeller til, at forudsige virkninger af menneskelige indgreb, sker udfra dels kendskabet til vandløbs fysiske udformning og dels en passende model der beskriver de hydrologiske konsekvenser for overfladevandet på den kritiske årstid, nemlig sommertiden.

Økologiske modeller er herpå en forudsætning for beregning og optimering af de teknisk-økonomiske konsekvenser for de menneskelige indgreb.

Ovenstående indgår i beslutningskredsløbet som skitseret nedenfor:



Anvendelse omfatter fx.

In situ, fiskevand, badevand og anden rekreativ anvendelse.

Vandindvinding, drikkevand, markvanding, husdyrvanding, industri, dambrug.

Vandafledning, spildevand fra byer, industrier, dambrug, overfaldsbygværker, veje landbrug og spredt bebyggelse.

Andet, vandløbsregulering, rørlægning.

1. Model for beregning af vandløbsforureningstilstand.

1.1. Tilblivelse.

Modellen som anvendes i dette projekt, blev opstillet i anledning af recipientkvalitetsplanlægningen i 1975 i Vestsjællands amtskommune, herunder for Susåens vandløbssystem opstrøms Tystrup sø.

Formålet var, ved hjælp af en generelt anvendelig model, at forudsige konsekvenserne for vandløbenes forureningstilstand af forskellige eksempler på spildevandsudledningers placering og rensning indenfor samlede afstrømningssystemer, og hvilke andre menneskelige anvendelser som dermed kunne forventes, at blive tilgodeset for givne renseomkostninger.

Ved denne lejlighed blev ca. 1000 km vandløb beregnet gennemsnitlig 4 gange.

I forbindelse med denne planlægning blev miljøstyrelsen og interesserede amts- og primærkommuner samt rådgivende ingeniører m.v. orienteret om modellen med henblik på, at især sidstnævnte kunne drage nytte af denne ved den følgende kommunale spildevandsplanlægning.

Ved amtskommunens behandling af disse spildevandsplaner indgår beregningerne ved overvejelser om den fastsatte recipientkvalitetsplan kan overholdes.

1.2. Hovedmålsætning.

Ved opbygning af modellen var det hovedmålsætningen, at tilvejebringe et redskab som med tilstrækkelig nøjagtighed, kunne forudsige de økologiske konsekvenser af udledning af spildevand, samlet for afstrømningsområder med fælles udløb i havet for den mindst mulige feltundersøgelses- og beregningsmæssige indsats, for at kunne behandle alle amtskommunens vandløbssystemer indenfor de materielle- og arbejdsmæssige ressourcer der var til rådighed.

Man har derfor søgt, at koordinere nøjagtigheden af de enkelte udtryk som indgår i beregningsmodellen og dens forudsætninger, udfra deres betydning for det samlede beregningsresultats nøjagtighed.

Endelig er resultatet formuleret på en så enkelt og konkret måde som muligt, - i form af såkaldte "beregnete forureningsgrader" -, for at gøre modellen særlig egnet til, at kunne foretage en optimering gennem flere forslag til påvirkning af et vandløbssystem, samt at forudsige udviklingen år for år, for den valgte kombination af påvirkninger.

1.3. Økologisk kritiske vilkår.

Modellen er tilegnet beregning af økologisk kritiske tilstande som forekommer i sommermånederne med en acceptabel hyppighed indenfor en række år.

Der er valgt følgende sammenfaldende kritiske situation.

1. Vandløbenes vandføring er den mindste som normalt forekommer hvert 2. år, med minimum og vandtemperaturen høj, -nemlig 20°C .
2. Spildevand tilføres i det omfang som skal accepteres ifølge udledningstilladelser.
3. Andre påvirkninger som fx. indvinding af overfladevand og grundvand sker i det omfang som skal accepteres. (Er i beregningerne hidtil indeholdt i pkt. 1).
4. Der sker respiration (iltforbrug) gennem 6 nattetimer fra maximal grødemængde under ovennævnte vilkår, herunder hvor denne kan være udvokset til selvskygning.
5. Der sker udledning fra den spredte bebyggelse i det åbne land i det omfang som skal accepteres.

Ved beregning af flere sådanne linier med passende mellemrum kan iltbalancen afbildes som en flade.

Her er det kun de mindste iltindhold, der er af interesse udfra forureningsmæssig synsvinkel (linie B).

Derfor omfatter beregningerne kun bestemmelse af denne.

Beregningerne omskrives i henhold til forannævnte efter nedenstående princip:

$$D_{\Sigma 0} e^{-K_2 t} + D_{sp_{0-1}} + D_{gr_{0-1}} = D_{\Sigma 1}$$

$$D_{\Sigma 1} e^{-K_2 t} + D_{sp_{1-2}} + D_{gr_{1-2}} = D_{\Sigma 2}$$

osv,

er det samme som

$$D_{sp_0} e^{-K_2 t} + D_{sp_{0-1}} = D_{sp_1}$$

$$D_{gr_0} e^{-K_2 t} + D_{gr_{0-1}} = D_{gr_1}$$

$$D_{sp_1} + D_{gr_1} = D_{\Sigma 1}$$

$$D_{sp_1} e^{-K_2 t} + D_{sp_{1-2}} = D_{sp_2}$$

$$D_{gr_1} e^{-K_2 t} + D_{gr_{1-2}} = D_{gr_2}$$

$$D_{sp_2} + D_{gr_2} = D_{\Sigma 2}$$

o.s.v.

hvor:

$D_0 e^{-K_2 t}$ er begyndelsesiltunderskud geniltet.

D_{sp} er iltunderskudet forårsaget af spildevand.

D_{gr} er iltunderskudet forårsaget af grøde, og spildevand fra spredt bebyggelse.

D_{Σ} er $D_{sp} + D_{gr}$

index fx 0-1 er for strækning 0 til 1 for D_{sp}

0-1 er for tidsrummet 0 til 1 for D_{gr}

Idet ligningen ser således ud:

$$D_{sp_{0-1}} = \frac{K_r L_0}{K_2 - K_r} (e^{-K_r t} - e^{-K_2 t})$$

1.5. Forudsætninger og processer der indgår i beregningsmodellen.

1.5.1. De specielle beregninger baseres på følgende forudsætninger:

1. Vandløbenes fysiske udformning og vandføring samt
2. den tilladte spildevandsudledning fra samlet bebyggelse og virksomheder af betydning.

1.5.1.1. Vandløbene opdeles i strækninger indenfor hvilke der ikke sker væsentlige,

, - ændringer i vandløbets skikkelse såsom fald og bredder, af betydning for transporttid og genluftningsevnen.

, - ændring i vandløbets vandføring af betydning for samme.

Der anvendes den gennemsnitlige vandføring for en strækning.

, - menneskelige påvirkninger, som spildevandsudledninger, opstemninger m.v.

1.5.1.2. Spildevandsudledning fra samlet bebyggelse.

Beregningerne baseres på spildevandsmængdernes døgngennemsnit.

Årsagen hertil er, at døgnavariationen er størst ved små anlæg og aftager i takt med øgningen i kloakoplandets størrelse. I selve vandløbet spredes det udledte spildevand normalt ret hurtigt efter udledningen, især ved de mindste vandføringer.

Dette betyder, at man i langt de fleste vandløbsstrækninger ikke har døgnavariationer forårsaget af spildevandsudledning.

Forureningsmængder.

Eksisterende spildevandsudledningers størrelse baseres på følgende oplysninger:

1. Kommunernes 10 års investeringsprogram ... 1972.
2. Vandinspektoratets spildevandsundersøgelser.
3. Landvæsenskommissionskendelser.
4. Danmarks statistik: Folke- og boligtælling 1970.

Fremtidige spildevandsudledningers størrelse fastsættes ved primærkommunale spildevandsplaner.

En PE sættes til :

BI₅ koncentration 300 mg/l.

Vandmængde 200 l pr. døgn.

BI₅ mængde 60 g pr. døgn.

Industrispildevand.

Hvor belastningen er oplyst i PE sættes BI₅ til 60 g pr. PE pr. døgn.

Derudover baseres kendskabet til belastningen på konkret oplysninger.

Infiltrationsvand skønnes kun, at trænge ind i kloakanlæg i ringe omfang, når vandløbene har de mindste vandføringer.

Spildevandsrensning.

For mindre byområder uden kontinuerlig måling af spildevandsmængderne og fastsatte BI₅-krav til udløbet, baseres forureningens størrelse på nævnte oplysninger om forureningskildernes størrelse multipliseret med de anførte vandmængder pr.

personækvivalent, samt følgende reduktioner af BI_5 modificeret ved spildevandsrensning.

Renseform	BI_5 modificeret
Urenset	300 mg/l
Mekanisk	210 mg/l
Bassin	120 mg/l
Biologisk	30 mg/l

Desuden sættes indholdet af opløst ilt lig 60% af den iltmængde som spildevandet kan indeholde ved 20°C , hvilket svarer til et iltindhold på 5,45 mg/l.

Endelig forudsættes for eksisterende udløb og fastsættes ved kravværdi for fremtidige udløb, at indholdet af total ammonium, $(\text{NH}_3 + \text{NH}_4 - \text{N})$ i udløbet er mindre end eller lig med 2 mg/l. Herved bliver nitrifikationens iltforbrug i vandløbet af så forsvindende betydning, at dette ikke har betydning for beregningerne, ligesom ammoniaks skadelige virkning på vandløbsorganismerne nedbringes.

For større byområder med kontinuerlig måling af spildevandsmængderne baseres forureningens størrelse på kendskabet til de normale maximale spildevandsudledninger samt kendelsens krav om bl.a. maximal BI_5 koncentration, suppleret med ovennævnte om ilt- og total ammoniakindhold.

For industrivirksomheder med selvstændig afledning til vandløb reduceres de tilsluttede personækvivalenter BI_5 ved spildevandsrensning normalt på samme måde som nævnt under "mindre byområder", hvis ikke andre krav er fastsat.

1.5.1.3. Beregning af spildevandsudledningens virkning i vandløbet.

Ved hjælp af beregningsmodellen afstemmes udfra transporttiden og henholdsvis de iltforbrugende og ilttilførende processer, vandløbets forureningstilstand.

Hertil anvendes Streeter og Phelps ligning

$$L = L_0 e^{-K_2 t} \quad \text{og} \quad D_0 = \frac{K_r \cdot L_0}{K_2 - K_r} (e^{-K_r t} - e^{-K_2 t})$$

hvor transporttiden t bestemmes udfra manningtallet, M , iltforbrugets og ilttilførselens intensiteter ved hjælp af henholdsvis nedbrydningskonstanten K_r og genluftningakonstanten K_2 .

Resultatet heraf angives som ilt- og BI koncentrationer samt beregnede forureningsgrader efter Liebmanns metode mellem de valgte vandløbsstrækninger.

1.5.1.3.1. Transporttiden bestemmes som nævnt ved hjælp af manningtallet, M , udfra

$$V = M R \frac{2}{3} I^{\frac{1}{2}} \quad \text{hvor} \quad t = \frac{Q}{V}$$

Manningtallet er fundet at variere mellem $M = 3$ og $M = 25$ med gennemsnit ca. 10.

Ved beregningerne anvendes $M = 25$, hvorved spildevandsudledere i et vandløbssystem gøres mest mulig afhængig af hinanden, idet virkningerne fra et spildevandsudløb kun bliver reduceret i "mindst sandsynlig" omfang inden blanding med et andet spildevandsudløb nedstrøms, o.s.v. ned gennem et vandløbssystem.

Desuden kan $M = 25$ tænkes, at beskrive de tilfælde, hvor stødvise øgede vandføringer "trækker" sedimenteret iltforbrugende materiale ud i vandløbssystemet (herunder sedimenteret filterhud fra grøden), hvorved substratforholdene på vandløbets bund og bredder forringes og dermed også forureningstilstanden. På denne måde beskrives et ugunstigt tilfælde som sandsynligvis ofte forekommer f.eks. ved regnskyl, grødeskæring m.v.

Desuden anvendes ved beregningerne i dette projekt også $M = 10$. Herved opnås en større "beregnet forureningsgrad" umiddelbart nedénfor en spildevandsudledning og forbedring længere nedstrøms, især i langsomt flydende vandløb med ringe genluftningevne.

Ved fremstilling af den samlede forureningstilstand anvendes den største "beregnete forureningsgrad" der er opnået ved beregning udfra henholdsvis $M = 25$ og $M = 10$.

(Ved anvendelse af flere værdier af M kan den ugunstigste tilstand i et vandløb, bestemmes udfra indhylningskurver)

1.5.1.3.2. Iltforbruget i vandløbet beregnes som nævnt udfra den tilladelige spildevandsudledning. I beregningerne anvendes $L = BI_{\infty}$, idet BI_{∞} er sat til 1,25 BI_5 for spildevand.

Ved en spildevandsudlednings blanding i et vandløb, hvortil der ikke opstrøms sker sådanne udledninger, sættes vandløbets BI_{∞} her lig nul og fuldt iltmættet, da grødens og den spredte bebyggelses påvirkning adderes senere.

Sedimentering der forårsager en reduktion af de tilførte BI koncentrationer og deres iltforbrug i et vandløb forudsættes at ske, når BI antager høje værdier som vist nedenfor.

		Sedimentation i %					= f
		BI_{∞} mg/l					
		100	150	200	250	300	
Vandhastighed cm/s	0	7	14	21	28	35	
	10	0	7	14	21	28	
	20	0	0	7	14	21	
	30	0	0	0	7	14	
	40	0	0	0	0	7	
	50	0	0	0	0	0	

$L = L_0 \times f$ hvis sedimentationen efter $L = L_0 e^{-K_3 t}$ kan ske indenfor den betragtede vandløbsstrækning, (hvor K_3 sættes lig 3).

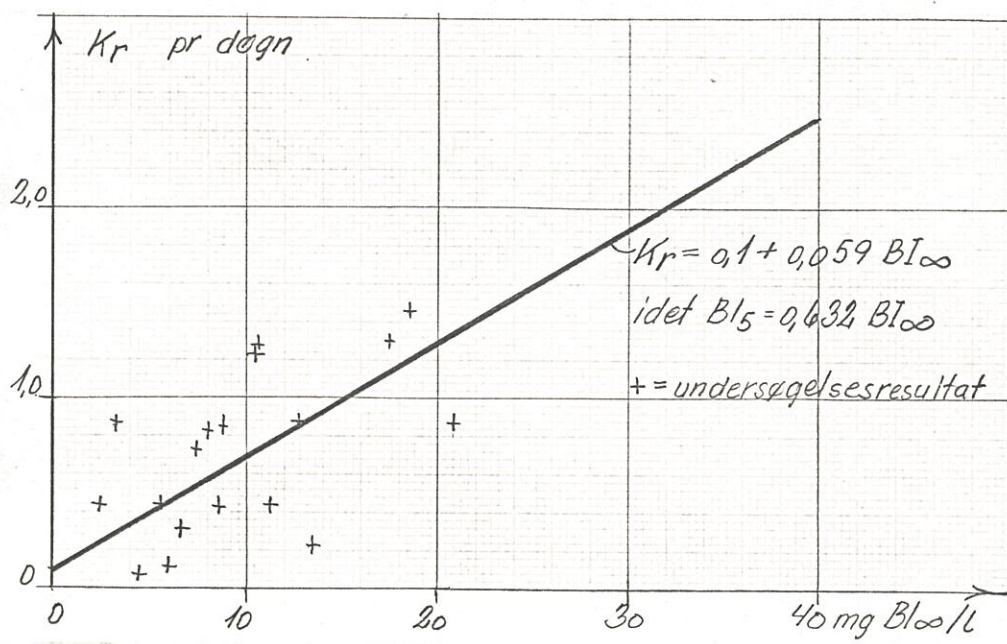
Da en sådan sedimentering med andre ord forårsager anaerobe tilstande i vandløbsbunden, og dermed en helt uacceptabel forureningstilstand, indgår ovennævnte sjældent i beregningerne og kun ved verificering af en eksisterende situation.

Nedbrydningens forløb i vandløbet beregnes ved hjælp af nedbrydningskonstanten K_r udfra $L = L_0 e^{-K_r t}$.

Desuden afstemmes den gradvise udveksling med grundvandet, efter at nedbrydningsberegning er foretaget over en vandløbsstrækning. Dette sker ved, at ændre den beregnede BI_{∞} (L) ved simpel forholdstalregning, hvor grundvandets BI_{∞} sættes lig nul og iltindholdet lig med vandløbets iltindhold.

K_r er kalibreret udfra reduktionen af BI_5 koncentrationen, mellem to målte stationer i et veldiffineret vandløb, justeret til 20°C . Desuden er transporttiden målt.

Man har her fundet en sammenhæng mellem K_r og BI , som vist på figuren nedenfor.



Ved beregningerne anvendes derfor følgende K_r værdier som funktion af de beregnede BI_{∞} værdier:

Er begyndelses BI_{∞} for en strækning	- skal bruges $K_r =$	- over maxi- malt t
> 40,0	2,4	0,01810
38,3	2,3	0,01974
36,6	2,2	0,02162
34,9	2,1	0,02378
33,2	2,0	0,02628
31,5	1,9	0,02920
29,8	1,8	0,03263
28,1	1,7	0,03671
26,4	1,6	0,04160
24,7	1,5	0,04754
23,0	1,4	0,0548
21,3	1,3	0,0640
19,6	1,2	0,0756
17,9	1,1	0,0907
16,2	1,0	0,1109
14,5	0,9	0,1386
12,8	0,8	0,1781
11,1	0,7	0,2375
9,4	0,6	0,3325
7,7	0,5	0,4989
6,0	0,4	0,8329
4,3	0,3	1,6770
2,6	0,2	5,3044
0,9	0,1	∞
0,0		

(Den ret fine inddeling er valgt for, at nedbringe modellens numeriske fejl og dermed forbedre muligheden for sammenligning mellem forskellige forslag. Dette øger ikke beregningsarbejdet, p.g.a. at det for ventes, at man i fremtiden kun vil acceptere ret lave BI -værdier i vore vandløb.)

Iltforbruget beregnes udfra

$$D = D_0 e^{K_2 t} + \frac{K_r \cdot L_0}{K_2 - K_r} (e^{-K_r t} - e^{-K_2 t})$$

der kan læses som - iltunderskudet efter gennemløb af en vandløbsstrækning er lig med iltunderskudet ved strækningens begyndelse genillet ved gennemløb af strækningen og iltunderskudet forårsaget af nedbrydningen over strækningen, - genillet.

Det forudsættes her at iltforbruget i vandløbet sker både

i vandfasen

på grødens overflade (filterhud)

og aerobe sediment (herunder neddryttet filterhud)

idet fordelingen mellem disse elementer ikke indgår i beregningerne.

1.5.1.3.3. ilttilførslen til et vandløb sker i nattetimerne kun ved genluftning fra atmosfæren.

Genluftningsevnen for de enkelte vandløb beregnes ved hjælp af Thackstons formel

$$K_2 = 25 \left(1 + \sqrt{\frac{v}{g \cdot d}} \right) \sqrt{\frac{I \cdot g}{d}} \quad \text{pr. døgn}$$

hvor g er tyngdens acceleration = $9,81 \text{ m/s}^2$

I er vandløbets fald i rent tal, hvor

$I = 0,0001$ anvendes som nedre grænse

d er vanddybden i m og

v er vandhastigheden i m/s

1.5.1.3.4. Den forureningsgrad som spildevandsudledningen fra samlet bebyggelse alene forårsager beregnes herpå udfra de beregnede BIO_{∞} -værdier og iltindhold på grundlag af Liebmanns metode:

Zahlentafel I						
Spalte	1	2a	2b	3	4	5
Gütekategorie	O ₂ -Gehalt			O ₂ -Zehrung		BSB ₅
	mg/l bei 20° C und 760 Torr. *)	% zur Sättigung	% zur Sättigung	mg/l bei 20° C	%	mg/l bei 20° C
I (1,0)	8,45—8,84	95—100	100—103	0,0—0,3	0—5	0,0—0,5
I — II (1,5)	7,5—8,45	85—95	103—110	0,3—1,1	5—10	0,5—2,0
II (2,0)	6,2—7,5	70—85	110—125	1,1—2,2	10—20	2,0—4,0
II — III (2,5)	4,4—6,2	50—70	125—150	2,2—3,8	20—40	4,0—7,0
III (3,0)	2,2—4,4	25—50	150—200	3,8—7,0	40—70	7,0—13,3
III — IV (3,5)	0,9—2,2	10—25	> 200	7,0—12,0	70—95	13,0—22,0
IV (4,0)	0—0,9 (ev. H ₂ S)	< 10		> 12,0	> 95	> 22,0
*) bei anderen Vorflutertemperaturen verwende Bild 17						

For at nedbringe modellens numeriske fejl, er udfra Liebmanns opstilling ovenfor, udarbejdet en mere fint inddelt tabel nedenfor, som samtidig er forenklet til brug for beregning i det efterfølgende skema.

Beregning af forureningsgrader:

F ⁰	BIO _∞ mg/l	BIO _∞ ilt.	Ilt mg/l	F ⁰	BIO _∞ mg/l	BIO _∞ ilt.	Ilt mg/l
	0	0	9,08		8,0	0,80	5,50
1,0	0,2	0,04	8,90	2,5	8,9	0,92	5,16
1,1	0,4	0,10	8,68	2,6	9,9	1,05	4,80
1,2	0,8	0,15	8,45	2,7	11,1	1,20	4,40
1,3	1,2	0,18	8,28	2,8	12,7	1,36	4,00
1,4	1,6	0,22	8,10	2,9	14,3	1,53	3,60
1,5	2,2	0,25	7,90	3,0	16,1	1,72	3,18
1,6	2,6	0,28	7,70	3,1	18,2	1,92	2,70
1,7	3,2	0,30	7,50	3,2	20,6	2,10	2,20
1,8	3,7	0,33	7,27	3,3	23,0	2,29	1,82
1,9	4,3	0,39	7,02	3,4	25,6	2,44	1,46
2,0	4,9	0,45	6,76	3,5	28,5	2,59	1,12
2,1	5,6	0,52	6,50	3,6	31,5	2,73	0,83
2,2	6,3	0,60	6,20	3,7	34,8	2,85	0,57
2,3	7,1	0,70	5,85	3,8	38,5	2,96	0,33
2,4	8,0	0,80	5,50	3,9	43,0	3,06	0,17
				4,0			

Beregning af forureningsgrad forårsaget af spildevandsudledn.				Samlet
BI _∞	$\frac{BI_{\infty}}{Iltindh.}$	Iltindh.	F ^o _{sp.}	F ^o
mg/l	-	mg/l	-	-
-----	-----	-----	-----	-----

Forannævnte specielle beregninger er foreløbig udført ved hjælp af en matematisk lommeregner på særligt udformede skemaer der omfatter

- 1 Spildevandsbelastning
- 2 Vandregnskab-transporttid
- 3 Blanding
- 4 Nedbrydning
- 5 Forureningsgrader, BI og iltindhold

Resultatet heraf adderes som nævnt den generelle forurening eller baggrundsforureningspåvirkning, hvorved det samlede resultat fremkommer (se side 20).

1.5.2. De generelle beregninger omfatter baggrundsforureningen (basisforureningen) som består af påvirkninger fra dels grødens iltforbrug og dels den spredte bebyggelse i det åbne land. Grøden forårsager normalt den største del af baggrundsforureningen og dens respiration d.v.s. iltforbrug - er bl.a. afhængig af vandløbets resulterende iltindhold d.v.s. af det iltforbrug som spildevandsudledningen og den selv forårsager.

Derfor adderes resultaterne af baggrundsforureningen til resultatet af de specielle beregninger bl.a. som funktion af disse.

1.5.2.1. Grødens iltforbrug bestemmes udfra den mest kritiske situation som normalt forekommer i sommertiden, når denne er udvokset til naturlig selvskygning i fuldt lyseksponerede vandløb, d.v.s. når dens respiration er størst og dens iltproduktion er mindst.

Det forudsættes, at grøden kun bidrager til iltforbruget ved dens respiration, og ikke ved dens henfald. Henfald af grøde bør ikke forekomme i vandløbene. Årsagen hertil kan være;

- opkoncentrering udover selvskygningsniveauet, på grund af naturligt faldende vandføring eller ved menneskelige indgreb
- grødeskæring
- udledning af stærkt forurenede stoffer (forgiftning).

De største grødemængder er i River Ivel og Suså fundet til henholdsvis 0,5 og 0,4 gram tørstof/l, hvorfor den fuldt udvoksede mængde i beregningerne sættes til 0,5 g tørstof/l i vandløb med lav BI, og dermed lille skygning fra filterhud d.v.s. ved forureningsgrad II eller bedre. Endvidere forudsættes denne grødemængde, at være uafhængig af vanddybden, når denne er under 1 m.

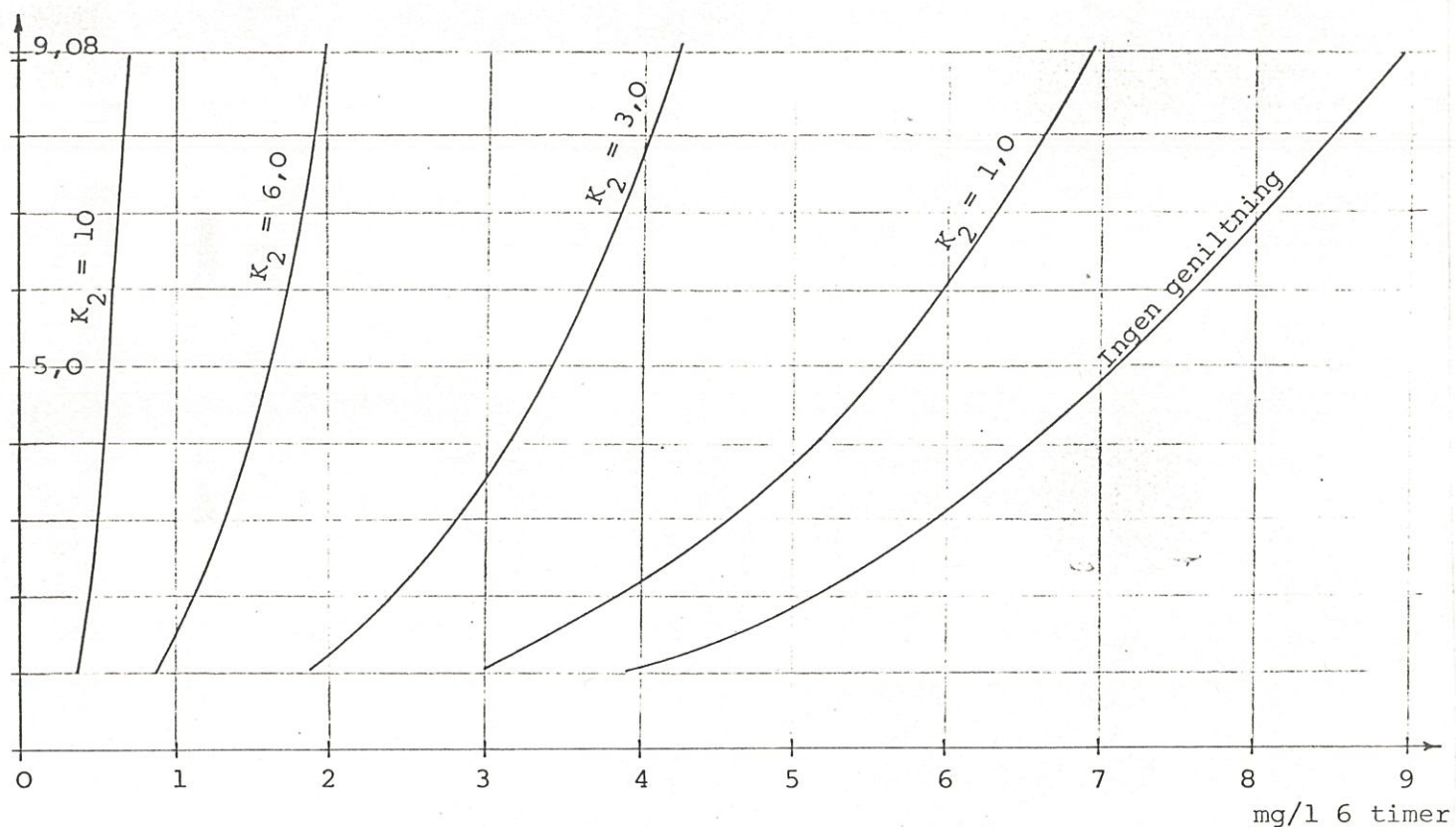
Grødens aktivitet forårsager her typiske iltsvingninger over døgnet (se figur side 4), men ikke over vandløbets længde, når grødemængden og genluftningseffekten hver for sig er ensartet. Ved denne aktivitet forekommer den mest kritiske situation ved 3 tiden i sommermorgen, efter at grøden har respireret gennem 6 nattetimer, uden at have kompenseret herfor ved sin fotosynteses iltproduktion.

Den valgte grødemængdes iltforbrug gennem disse nattetimer er udfra undersøgelser

over grødens respiration ved forskellige iltindhold som er foretaget af OWENS og MC.DONNEL fundet at variere fra 9 mg O_2 /l ved fuld iltmætning (9,08 mg/l ved $20^\circ C$) til 6 mg O_2 /l ved et resulterende iltindhold på 3 mg/l og 4 mg/l ved 1 mg/l. Da der her er tale om grødens samlede iltforbrug gennem 6 timer, svarer dette til et vandløb hvor der ikke sker genluftning fra atmosfæren.

Grødens iltforbrug er herpå bestemt under forudsætning af forskellige genluftnings-evner - K_2 værdier - som vist nedenfor. Årsagen hertil er at dette iltforbrug sammen med den øvrige baggrundsforurening bl.a. skal adderes resultatet af de specielle beregninger som funktion af vandløbets egenart udtrykt ved K_2 - d.v.s. faldforhold, vandhastighed, vanddybde.

Iltindhold mg/l



Gennemsnitlig maximal grøderespiration for 0,5 g grødetørvægt pr. liter over 6 timer.

1.5.2.2. Den spredte bebyggelses påvirkning af vandløbenes forureningstilstand baseres på spildevandsudledningen i det omfang som skal accepteres d.v.s. normalt i mekanisk rensed form. Denne udledning forudsættes kun, at have mindre betydning for forureningstilstanden i vandløbene i medianminimumssituationen her i sommertiden, da kun en mindre del af spildevandet her når ud til vandløbet.

Dette sker normalt kun hvor spildevandet tilføres gennem tætte ledninger, da den øvre grundvandstand på denne årstid antages, at stå lavere end dræn- og rørledningernes niveau, i praktisk taget alle tilfælde.

Beregningerne heraf foretages derfor generelt for hele amtskommunen ud fra den gennemsnitlige spildevandsbelastning fra spredt bebyggelse. Denne er for amtskommunen opgjort til:

Landbrugsstatistik 1973 Landbrugsejendomme Størrelse	Stk. Ialt	Husspildevand		Erhvervsspildevand		Ialt PE
		a'	PE	a'	PE	
< 10 ha ~ < 18 tdr. land	4.641	3	14.000	1	4.600	18.600
10 - 20 ha ~ 18 - 36 tdr. land	2.752	3	8.300	2	5.500	13.800
20 - 50 ha ~ 36 - 90 tdr. land	2.574	4	10.300	3	7.700	18.000
> 50 ha ~ > 90 tdr. land	613	6	3.700	4	2.400	6.100
Landbrug ialt	10.580		36.300		20.200	56.500
Antal enligt beligg. husstande ca. 5,4 pr. km ²	11.000	3	32.500	0	0	32.500
Vestsjællands amtskommune ialt	21.580	-	68.800	-	20.200	89.000

Ud fra amtskommunens samlede areal på 2983 km², svarer dette til ca. 30 PE/km².

(Ud fra landbrugsarealet på 2120 km², er PE ca. 42 pr. km²).

Udfra undersøgelser foretaget af VKI er estimeret, at kun 20% af den faktisk udladte spildevandsmængde fra spredt bebyggelse, når vandløbene i medianminimumssituationen.

Beregninger af denne belastnings virkninger er foretaget for tre gennemsnitlige vandløbstyper.

Denne gav følgende resultater til brug ved beregning af den samlede baggrundsforurening.

For øvre vandløb og sideløb skal adderes:

$L = 3,39 \text{ mg BI}\infty/\text{l}$ ved begyndelsen faldende til

$L = 2,85 \text{ mg BI}\infty/\text{l}$ ved slutningen.

$D = 0,83 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ved begyndelsen faldende til

$D = 0,36 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ved slutningen.

For ikke kystnære hovedløb skal adderes:

$L = 2,56 \text{ mg BI}\infty/\text{l}$ ved begyndelsen faldende til

$L = 0,99 \text{ mg BI}\infty/\text{l}$ ved slutningen.

$D = 0,33 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ved begyndelsen faldende til

$D = 0,11 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ved slutningen.

For kystnære hovedløb skal adderes:

$L = 0,64 \text{ mg BI}\infty/\text{l}$ ved begyndelsen faldende til

$L = 0,39 \text{ mg BI}\infty/\text{l}$ ved slutningen.

$D = 0,40 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ved begyndelsen faldende til

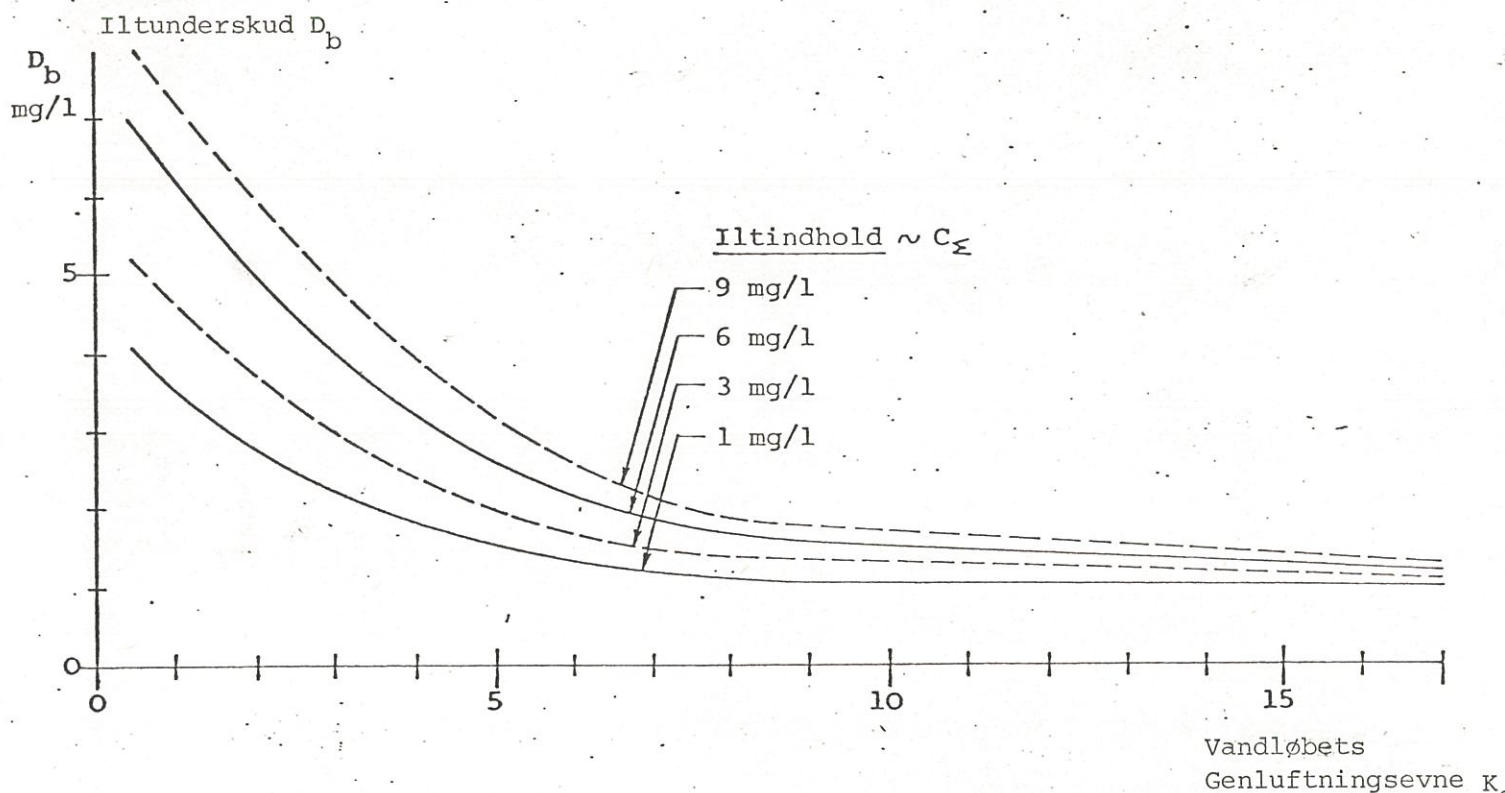
$D = 0,31 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ved slutningen

1.5.3. Den samlede forurening er beregnet udfra grødens iltforbrug og den spredte bebyggelses iltforbrug og $BI\infty$, under forudsætning af en række opstillede iltunderskud og forureningsgrader der alene er forårsaget af udledning af spildevand fra samlet bebyggelse, samt som funktion af vandløbets egenart, udtrykt ved K_2 .

Herved er udarbejdet nedenstående kurvesæt til brug for bestemmelse af det resulterende iltforbrug (C) og forureningstilstand, i de enkelte vandløb udfra den beregnede specielle tilstand. jfr. 1.5.1.3.4.

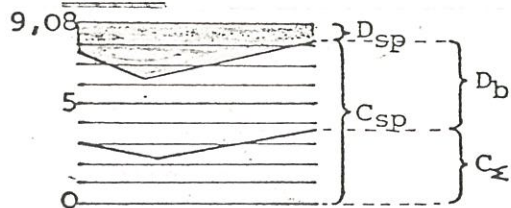
Iltindhold

Baggrundsforurening = spredt bebyggelse + maximal grødevækst.

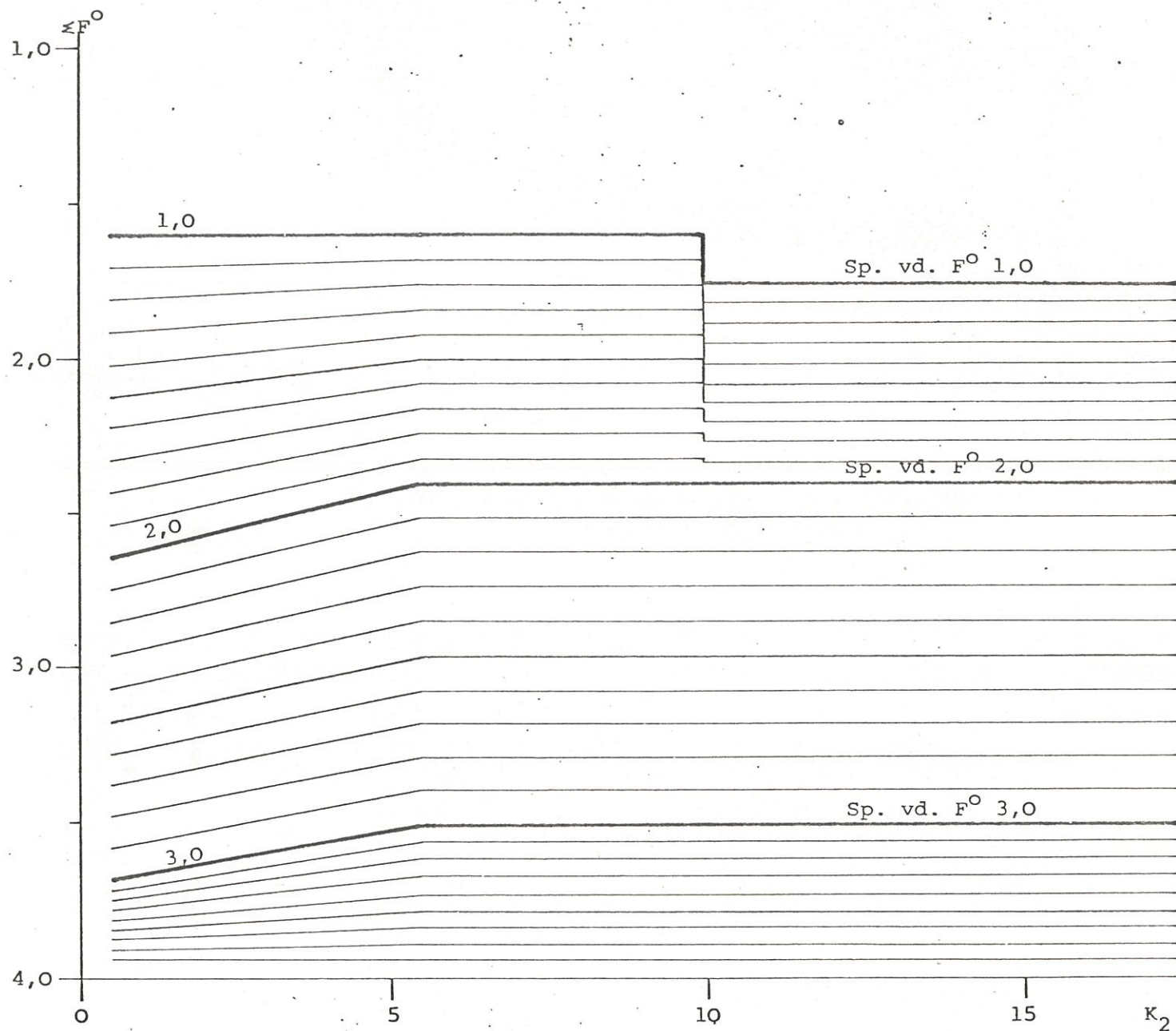


Baggrundsforureningens iltforbrug, D_b , findes af ovenstående kurve, idet $D_b + \text{iltindhold}$ som er anført på kurverne, C_x , = iltindholdet forårsaget af spildevandsudledning alene, C_{sp} , -se skitsen.

Skitse



Forureningsgrader



Resultierende forureningsgrad ($\leq F^0$) beregnet af forureningsgraden fremkaldt af spildevandsbelastning fra samlet bebyggelse (Sp. v. F^0) adderet med forureningsgraden fremkaldt af udløb fra spredt bebyggelse og respirationen (iltforbruget) fra $\frac{1}{3}$ af maximal grødevækst.

1.6. Resultaterne anvendes til

dels, at fastsætte udlederkravværdier og
dels, at checke om fastsatte recipientgrænseværdier kan overholdes.

1.6.1. Udlederkravværdier til spildevandet fastsættes udfra de BI_{100} værdier som er anvendt i beregningerne (jfr. afsnit 1.5.1.2.), idet $0,8 BI_{100}$ sættes lig BI_5 modificeret.

Da beregning af nedbrydningen i vandløbet kun omfatter nedbrydning af organisk kulstof (kulsyrestadiet) udtrykkes udlederkravværdien som BI_5 modificeret. Hertil knytter sig som nævnt krav om et indhold af total ammonium kvælstof ($NH_3 + NH_4 - N$) på højst 2 mg/l.

På denne måde er udledningens betydning for vandløbet veldefineret, i modsætning til et krav om BI_5 umodificeret, og total ammonium højst 2 mg/l. Årsagen hertil er, at ammoniakens iltforbrug ved analysen, kan variere meget afhængig af tilstedeværelsen af nitrificerende bakterier i prøven. Dette kan illustreres ved følgende eksempel:

	Umodificeret BI_5 mg/l		Ammoniak mg/l		Nitrificerings- faktor		Modificeret BI_5 mg/l
A	15	÷	(2	x	1)	=	13
B	15	-	(2	x	3)	=	9
C	15	-	(2	x	4,3)	=	6,4

Hertil kommer, at den viste ret store indflydelse dette ammoniumindhold kan have på analysens resultater ikke har tilsvarende betydning for vandløbets iltindhold da dette efter opblanding heri normalt antager værdier der er så tæt på baggrundsværdierne, at iltningen vil ske meget langsomt, og være af forsvindende lille betydning.

Miljøstyrelsens vejledende bestemmelser om udledning af spildevand nr. 6/1974 anvendes således, at tilladelser udfra resultater fra nærværende konsekvensberegninger gives på baggrund af afsnit 2.1.2. med tilhørende forklarende afsnit.

Der er her som nævnt tale om krav til udledning af BI_5 modificeret, total ammonium og iltindhold.

Krav til øvrige påvirkninger - især stoffer - sker udfra afsnit 2.1.3. med til-

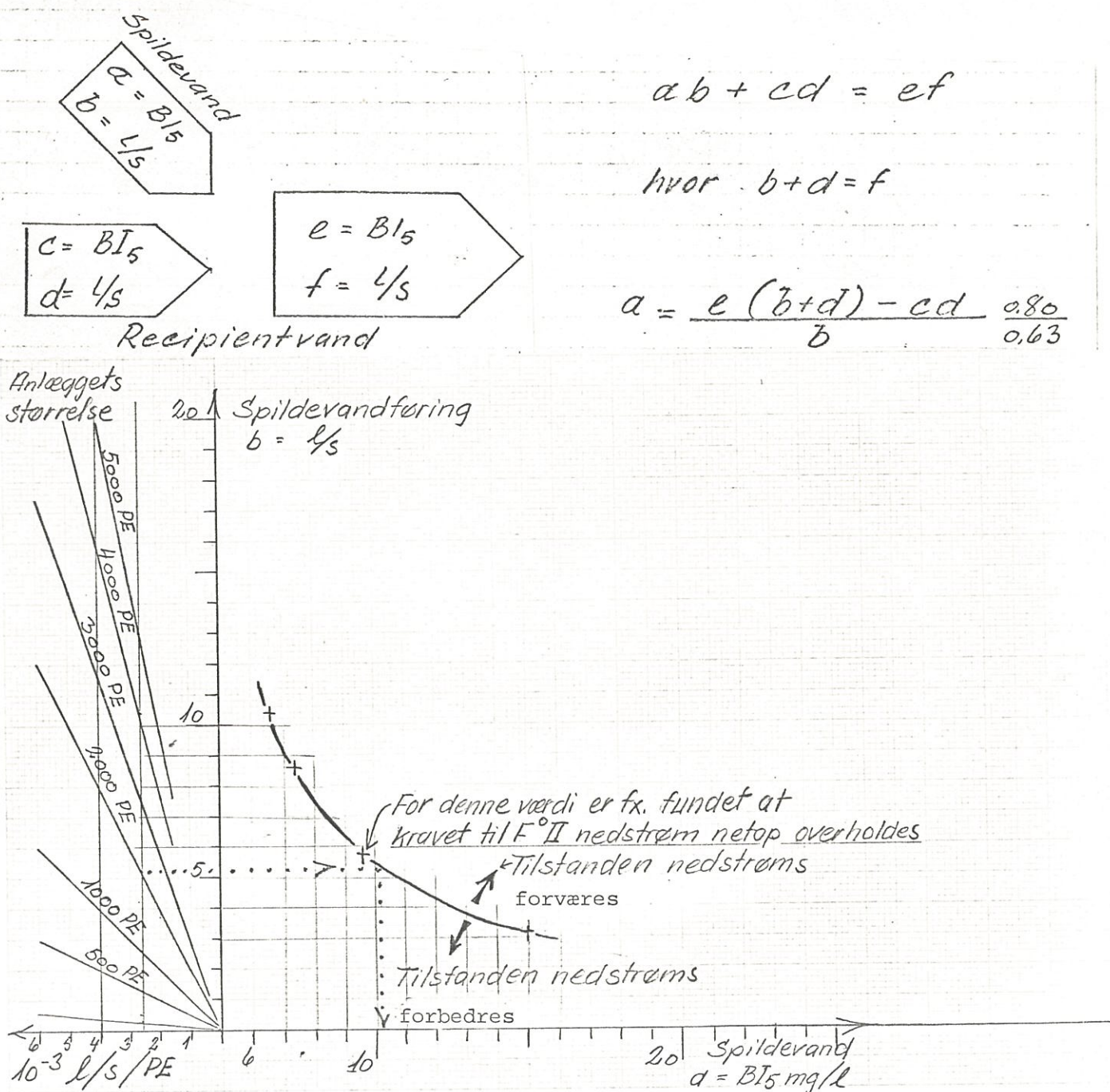
hørende forklarende afsnit (- og skema A), og anden relevant viden.

For at fastholde, at de beregnede forureningstilstande kan overholdes i andre udledningssituationer som skal accepteres forudsættes, at den beregnede BI-værdi ikke herved øges.

Dette gælder således ved store infiltrationsvandmængder, samt udledning i regnvejrssituationer.

For udledninger der påtænkes ændret er det nyttigt som vurderingsgrundlag, at anskueliggøre, hvilket krav der bør stilles til BI_5 mod. ved forskellige udledningmængder, når vandløbets forureningstilstand nedstrøms skal fastholdes.

Dette kan ske ^{udfra en} ved hjælp af kurver som vist nedenfor.



1.6.2. Resultater der angiver vandløbets forureningstilstand fremkommer ved beregningerne som iltindhold BI_{∞} -iltindhold og "beregnet forureningsgrad", idet $0,632 BI_{\infty}$ sættes lig BI_5 modificeret.

1.6.2.1. Kontrol, - eftervisning.

Disse resultater lader sig kun kontrollere, verificere eller eftervise i vandløbet ved den kritiske situation, som forudsættes i beregningerne.

Mulighederne herfor er meget forskellige.

Iltindholdet kan således kun eftervises ved den forudsatte kritiske tid på døgnet og året, grødemængde samt spildevandsudledning, hvilket er en specifik situation som forekommer ret sjældent.

BI-indholdet kan eftervises ved den forudsatte kritiske tid på året, grødemængde og spildevandsudledning. Dette kan normalt ske på ethvert tidspunkt af døgnet.

Den "beregne forureningsgrad" kan eftervises i månederne efter den forudsatte kritiske situation er indtruffet, hvilket pr. definition mindst sker hvert 2. år. Bedre eller ringere forureningstilstande kan eftervises de øvrige år som funktion af om de mindste vandføringer er større eller mindre end medianminimumsvandføringen.

1.6.2.2. Beregningsresultaternes nøjagtighed.

Den sikkerhed hvormed beregningsresultaternes nøjagtighed kan bestemmes er som bekendt afhængig af antallet og nøjagtigheden af de undersøgelsesresultater det er muligt at fremskaffe.

I betragtning af, dels de nævnte vilkår der er for at eftervise beregningsresultaterne (1.6.2.1.) og dels de tilsynsressourcer der normalt er til rådighed, er muligheden for, at bestemme nøjagtigheden af de nævnte beregningsresultater meget forskellige.

Nøjagtigheden af de beregnede iltindhold vil således normalt kun kunne bestemmes udfra et begrænset undersøgelsesmateriale i anledning af de specifikke undersøgelsesvilkår in situ der er knyttet hertil, - her kan især grødens iltflux volde problemer.

Nøjagtigheden af de beregnede BI-værdier kan bestemmes udfra et større antal labo-

ratorianalyser på prøver indsamlet i dagene omkring medianminimumssituationen. Herved kan dette ske med ret stor sikkerhed.

Nøjagtigheden af de beregnede forureningsgrader kan også bestemmes udfra et ret stort antal undersøgelsesresultater, da der som nævnt er flere måneder til rådighed herfor. Dette kan derfor også ske med stor sikkerhed.

Ulovlige udledninger m.v. kan her volde problemer, da vandløbets forureningstilstand kan være atypisk i op til flere år efter.

Men disse bliver forhåbentlig sjældne i fremtiden.

1.6.2.3. Sammenligning mellem de "beregnete forureningsgrader" og undersøgte forureningsgrader efter saprobiesystemet.

Værdier der svarer til de beregnede forureningsgrader udfra en velkalibreret model synes med stor sandsynlighed, at kunne eftervises ved undersøgelse efter saprobiesystemet i et vandløb, når der tages hensyn til de begrænsninger og særlige problemer der knytter sig hertil.

Som bekendt er saprobiesystemet kun gældende for jævnt strømmende vandløb, der ikke er påvirket af mekanisk forurening (grus, sand, okker) og giftvirkende stoffer.

Da praktisk taget alle vandløb i amtskommunen modtager spildevand tilstræbes ved tilsynet, at bruge metoden for så store dele af vandløbssystemerne som muligt, for at dække behovet for viden udfra den kvalitet det er muligt, at opnå indenfor den tilsynsressource som er til rådighed.

Dette betyder, at nøjagtigheden af undersøgelsesresultatet falder ved stigende eller aftagende fald på et vandløb, selvom dette sker udfra en omhyggelig befiskning af alle relevante biotoper (kolonier) i vandløbet. Endvidere registreres mekanisk forurening og giftvirkning normalt kun, når disse slår tydeligt igennem, d.v.s. at moderate påvirkninger heraf blot fortegner undersøgelsesresultatet.

Dog bidrager analyser ved saprobiebedømmelserne for den hyppigst forekomne gift i vore vandløb, - nemlig ammoniak til at klarlægge dette forhold.

Ved sammenligninger søger man derfor, at korrigere forovenstående problemer, idet der i arbejdet hermed klart skelnes mellem undersøgte og beregnede forureningsgrader.

1.6.2.4. Når et vandløbs vanddybde falder således, at dele af vandløbsbunden får

væsentligt ændret strømmønster, stillestående vand eller tørlægges, vil de kolonier af vandløbsorganismer der trives her, blive af mere og mere forskellig karakter. Spredningen på de undersøgte forureningsgrader i alle vandløbets forskellige biotoper vil hermed øges og dermed i stigende grad vanskeliggøre en konklusion.

Denne vil i tilfælde, hvor vandløbet snor sig gennem et delvis tørlagt åleje, faktisk være meningsløs. En mindre spredning og dermed større nøjagtighed for de undersøgte forureningsgrader kan opnås ved kun at undersøge strømløbet, men

- dels kan dette være vanskeligt, at afgrænse
- dels udtrykkes ikke vandløbets almindelige tilstand, og
- dels ændres vandløbets længde, form og vandhastigheder så meget, at de undersøgte forureningsgrader vil være meget vilkårlige i forhold til de beregnede forureningsgrader, idet der ved beregningerne bl.a. forudsættes, at vandløbsbunden er fuldstændig plan.

Men da de undersøgte forureningsgrader angiver de "sande" (faktiske) tilstande, kan det også siges, at de beregnede forureningsgrader bliver meget unøjagtige, når vandføringen bliver meget lille.

Ovennævnte problemer er imidlertid ikke relevante for vandløb hvor der gennem en recipientkvalitetsplan er fastsat målsætninger for, at dette skal kunne anvendes til formål som stiller krav til, at der er en mindste vanddybde.

Dette gælder for f.eks. fiskevand.

Her sikres de nødvendige vandmængder som nævnt ved anvendelse af en passende hydrologisk model.

1.6.2.5. Formål med en beregnet forureningsgrad.

Konklusionen af beregningsresultaterne i form af en "beregnet forureningsgrad" er foretaget fordi det af hensyn til oversigteligheden er mest praktisk, kun at anvende een størrelse (,- numinelt "vurderet" udfra ilt og BI) der karakteriserer de økologiske konsekvenser af menneskelige indgreb.

Dette indebærer, at man herved bedre kan foretage en optimering udfra alternative forslag til menneskelige indgreb i et vandløbssystem m.v. ved en given indsats.

Endvidere udtrykker de beregnede forureningsgrader værdier der næsten direkte udtrykker i hvilken grad miljøbeskyttelseslovens formålsparagrafs intension om "et alsidigt dyre og planteliv" kan forventes opfyldt.

Og endelig kan den beregnede forureningsgrad bestemmes indenfor en rimelig nøjag-

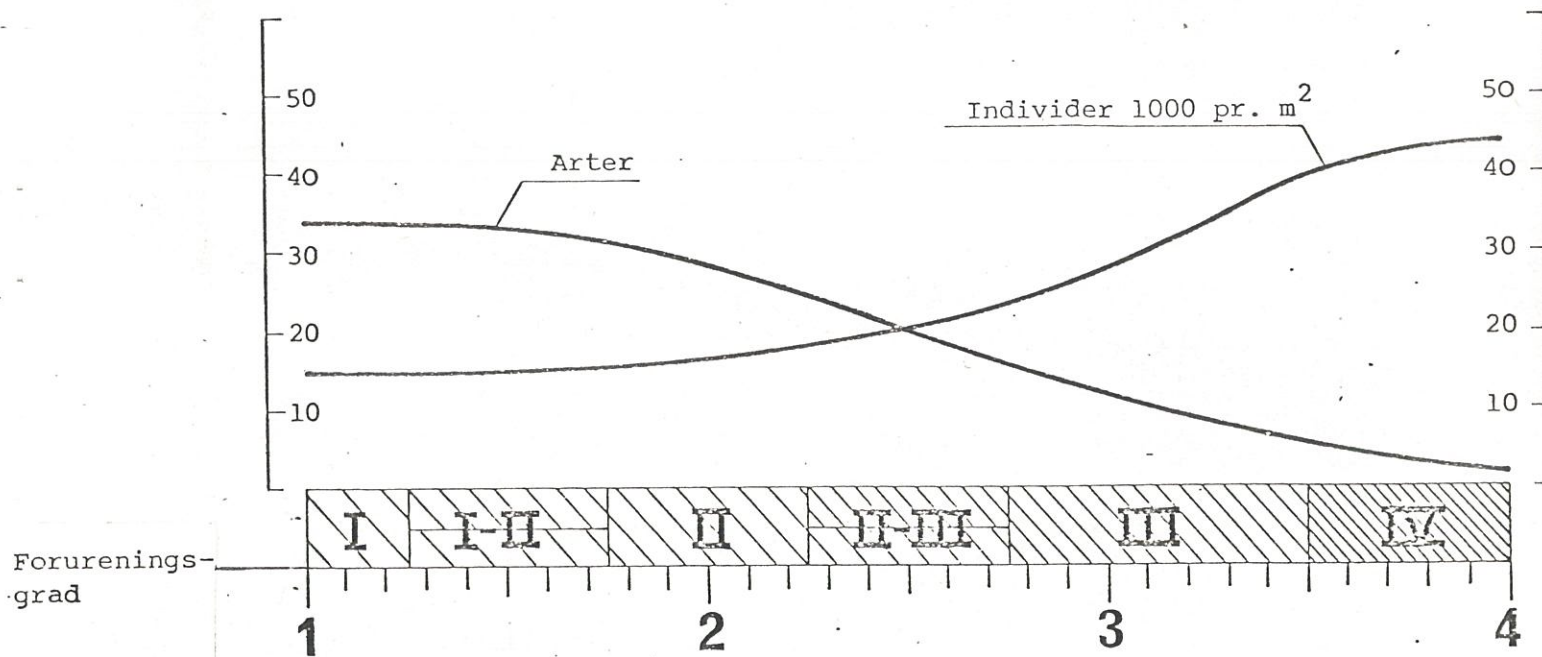
tighed jfr. afsnit 1.6.2.1. og 1.6.2.2.

1.6.2.6. Beregningsresultaternes nøjagtighed (jfr. 1.6.2.2) kan udfra den nuværende viden vurderes således:

Det beregnede iltindhold anslås til, at svare til det som faktisk vil opstå i denne situation, indenfor $+ 1 \text{ mg/l}$ og $- 2 \text{ mg/l}$

De beregnede BI_5 -værdier anslås normalt, at variere indenfor $\pm 20\%$ i forhold til undersøgelsesresultater. Dog kan variationen ved særlig lave BI_5 -værdier, - mindre end 3 mg/l - ofte variere indtil ca. $\pm 50\%$.

De beregnede forureningsgrader (F°) anses for i numeriske forureningsgrader stort set, at være ca. $0,1$ for høje i skalaen $F^\circ 2,0 - 2,8$ og ca. $0,2 - 0,3$ for høje i skalaen mellem $F^\circ 3$ og 4 (III og IV), med variation på ca. $\pm 0,1 F^\circ$.



Iltindhold mg/l v. 20°C	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0			
BI ₅ mg/l	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	15	20

1.6.2.7. Relativ vurdering mellem opstillede forslag.

Ovennævnte del af afsnit 1.6.2. omhandler, som det kan ses, alene betragtninger om de beregnede forureningstilstande i relation til de tilstande som kun forventes, at findes ved undersøgelser i vandløb.

Da modellen fungerer udfra ret ensartede forudsætninger, skal det bemærkes, at beregningsresultaterne under alle omstændigheder kan anvendes som grundlag for relative vurderinger mellem forskellige alternative forslag.

2.0. VANDLØBSUNDERSØGELSER OG KALIBRERING AF BEREGNINGSMODELLEN

2.1. Vandløbsundersøgelser i Suså-Vendebåkområdet blev foretaget i sommeren 1976.

Der er udarbejdet en særlig rapport herom. Heraf skal uddrages følgende;

0. INDLEDNING

Som led i Miljøstyrelsens samlede vurdering af effekten af en forøget vandindvinding i Suså-området foretager Vestsjællands amtskommune modelberegninger for Susåens hovedløb samt for betydende sidetilløb til Susåen. Modelberegningerne er en direkte fortsættelse af det arbejde, der har været gennemført af Vestsjællands amtskommune vedrørende recipientkvalitetsplanlægningen for amtskommunen.

For at supplere input-data til modelberegningerne blev der gennemført forskellige "supplerende vandløbsundersøgelser" i løbet af sommeren 1976. Disse undersøgelser blev gennemført af Isotopcentralen, ATV (IC), Vestsjællands amtskommunes amtsvandinspektorat (VAV) og Vandkvalitetsinstituttet, ATV (VKI). Desuden blev der stillet materiel til rådighed fra Storstrøms amtskommune, der også velvilligt ændrede grødeskæringstidspunkter i Susåen, således at måleprogrammet hensigtsmæssigt kunne gennemføres.

1. FORMÅL

Formålet med undersøgelsen har været

1. at bestemme vandløbets totalrespiration, bruttoproduktion og geniltningskonstant på nogle få udvalgte, repræsentative lokaliteter. Denne undersøgelse gennemførtes, så ovennævnte tre parametre kan relateres til grødemængden,

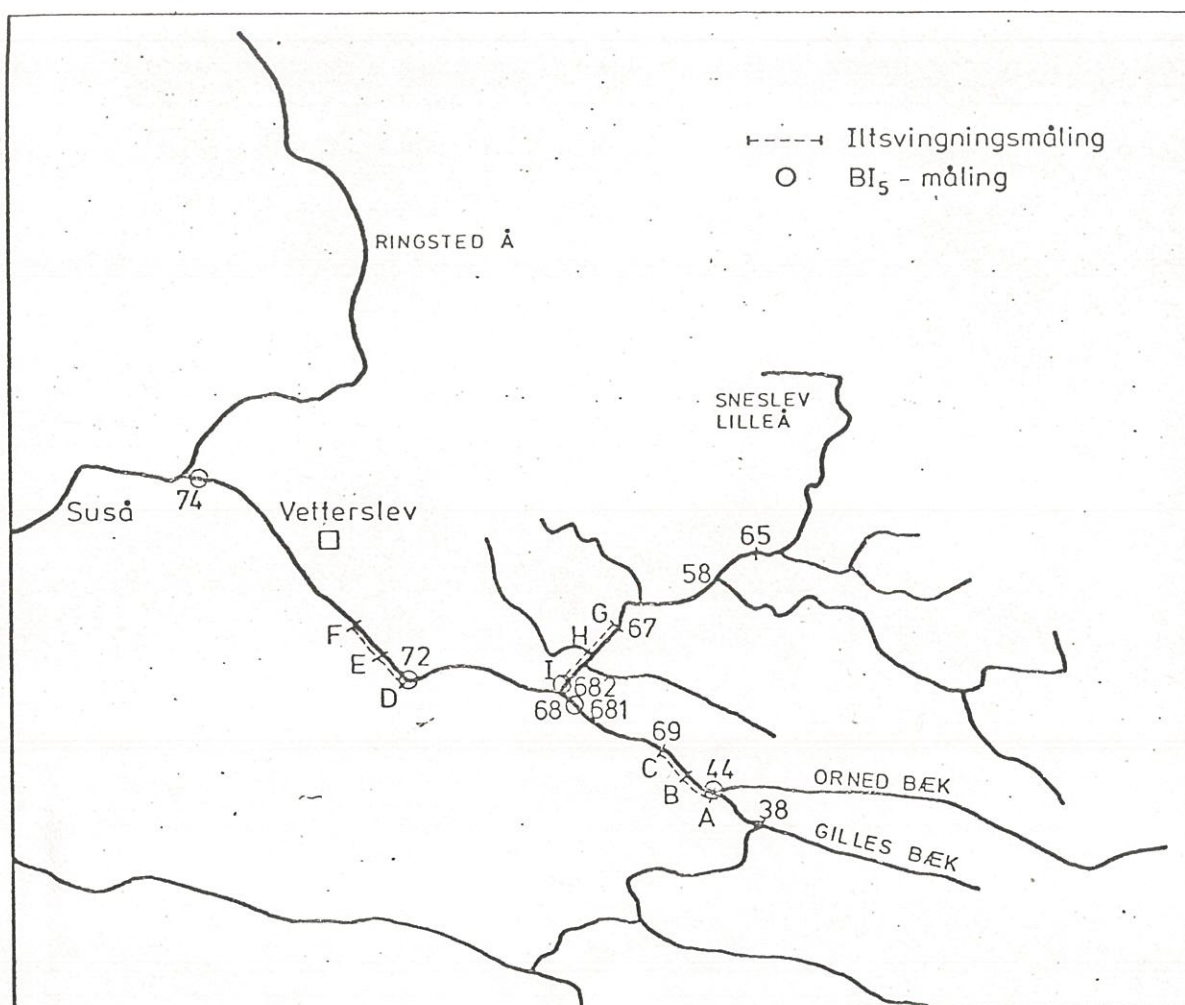
2. at bestemme transporttiden på to strækninger, nemlig Vendebæk - Lilleå og Susåen fra Gillesbæk til indløbet i Tystrup sø,
3. at bestemme nedbrydningshastigheden for organisk stof målt som BI_5 på en kortere delstrækning, som er belastet med spildevand.

2. UNDERSØGELSESPROGRAM

Undersøgelsen gennemførtes i to forskellige faser, idet 1. fase omhandlede bestemmelsen af produktion, respiration og geniltning i nogle udvalgte lokaliteter, mens 2. fase omhandlede transporttidsmålinger og bestemmelse af BI_5 -fjernelse.

Undersøgelsesprogrammet har været præget af den ekstreme tørkesituation, som har eksisteret hele sommeren 1976. Adskillige af tilløbene til Susåen var helt udtørrede. Kun de vandløb, som modtager spildevand, var vandførende i undersøgelsesperioden. Det var derfor nødvendigt at koncentrere måleaktiviteten om selve Susåen samt Sneslev lilleå fra Sneslev til Susåen. Den relevante strækning af Susåen er fra Gillesbækkens udløb til sammenløbet med Ringsted å. Se figur 2.1.

Produktions-, respirations- og geniltningsmålingerne i 1. fase gennemførtes i flere perioder for 3 gange 2 delstrækninger. Strækningerne er på figur 2.1 benævnt henholdsvis A-B-C, D-E-F og G-H-I. Målingerne af BI_5 -fjernelse i 2. fase foretoges på strækningerne 44-681, 681-72 og 72-74.



Figur 2.1 Skitse over undersøgte strækninger i Susåsystemet.

5. BEHOV FOR YDERLIGERE UNDERSØGELSER

Efter projektets afslutning udestår nogle væsentlige problemer, som burde undersøges nærmere.

- 1) De registrerede vandspejlsfluktuationer på døgnbasis ved Vetterslev (og formentlig over hele vandløbet) skal klarlægges. I rapporten er der peget på forskellige mulige forklaringer, uden at nogen af disse er efterprøvet.

En første undersøgelse kan bestå i, at der på en varm sommerdag foretages vandføringsmålinger med hydrometrisk vinge, ved Vetterslev, ca. hver anden time, sam-

tidig med at vandspejlsvariationerne registreres. Hermed skulle det være muligt at afprøve, om den anvendte Q-H-kurve teknik giver rigtige resultater i det pågældende vandløbssystem.

- 2) Stationsvise døgnvariationer af BI_5 , som er fundet i Susåen lige før tilløb af Sneslev lilleå, bør sammenlignes med døgnvariation af NH_3 . Det er i rapporten sandsynliggjort, at ammoniakfrigivelse fra bunden i formiddagstimerne er årsag til de højere BI_5 -koncentrationer, der findes først på dagen. For den pågældende vandløbsstation (681) bør der på en varm, skyfri sommerdag (ca. 1. august) måles døgnvariationer af:

ilt
temperatur
iltforbrug med $KMnO_4$
 BI_5 , umodificeret
 BI_5 , modificeret
 NH_3
total-N
 $NO_2^- + NO_3^-$
pH
vandføring (middeldybde).

- 3) Flere bestemmelser af K_r (og sammenhæng mellem K_r og BI_5) er ønskelige for at forbedre det af VAV anvendte grundlag for estimering af K_r i systemet.

Selv om de gennemførte undersøgelser er foretaget i en periode, som vejmæssigt ikke kan betragtes som repræsentativ for en længere årrække, kan drages følgende konklusioner:

- 1) Vandstanden ved Vetterslev viser en døgnsvingning på ca. 12%.
Vandføringen ved Vetterslev bro synes at vise betydelig døgnvariation, ca. 30%.
Der kan ikke gives nogen udtømmende forklaring på variationerne.
- 2) Døgnmiddelvandføringen i systemet halveres fra den 28. 6. til 11.8.1976.
- 3) Vandets strømhastighed varierede fra 0,14 m/sek til 0,05 m/sek med en middel omkring 0,08 m/sek.
- 4) Den longitudinale dispersionskoefficient varierede i måleperioden mellem 0,25 og 8,3 m²/sek.
- 5) Plantebiomassen inden grødeskæring var 76 og 248 g tørstof/m² for de undersøgte strækninger. Ca. en måned efter grødeskæring var plantebiomassen vokset fra ~ 0 til 13 g tørstof/m² på den opstrøms strækning.
- 6) Bruttoproduktion af ilt blev fundet at ligge mellem 0,5 og 22 g ilt/m²/døgn.
- 7) Totalrespirationen ved 20° blev fundet at ligge mellem 1,5 og 42 g ilt/m²/døgn.
- 8) Grødeskæringen formindsker respiration og produktion over en betydelig periode (i hvert fald mere end én måned).
- 9) Der er ikke et konstant forhold mellem bruttoproduktion og plantebiomasse, blandt andet på grund af selvskygningseffekter ved stor biomasse. Bruttoproduktionen pr. g tørstof, er størst umiddelbart efter grødeskæring.

- 10) For nogle strækninger er det kun muligt at bestemme størrelsesordenen af genluftningskonstanten ud fra en hydraulisk formel.
- 11) Iltkoncentrationen varierer ^(over døgn) betydeligt for de undersøgte strækninger af Susåen og praktisk taget ikke for Sneslev lilleå.
Lejlighedsvis blev der fundet iltkoncentrationer nær ved 0,0 mg/l, ofte over lange perioder (6 - 8 timer).
- 12) For visse strækninger varierer BI_5 -koncentrationen fra ca. 4 til ca. 14 mg/l over et døgn, med maksimum om formiddagen, mens iltforbrug med kaliumpermanganat var nogenlunde konstant. ~~Årsagen er luftfrigivelse (NH_3) fra bunden.~~
- 13) Fjernelseshastigheden for BI_5 varierede fra 0,1 til 1,4 $døgn^{-1}$ som 12 timers gennemsnit for de undersøgte strækninger. Den maksimale værdi af K_r , der er fundet ved undersøgelsen var 3,3 $døgn^{-1}$.
- 14) Der er en sammenhæng mellem BI_5 -koncentration og fjernelseshastighed, idet ^(der er fundet) hastigheden er større ved større koncentration af BI_5 .

2.2. Kalibrering.2.2.1. Vandførings-
-TransporttidUdjævning af den målte vandføring den 29. juni 1976.

Tilvækst i Suså st 44-69 til 72-73 = 151-84 = 67 l/s

minus Sneslev Lilleå 27 l/s = 40 l/s

Opland tilvækst 255-187-59 = 9 km²Tilvæksten ned ad åen er altså $\sim 4,44$ l/s/km²Udjævning af den målte vandføring 10. august 1976.

Tilvækst i Suså st 38-44 til 72-73 = 40 l/s

Minus Sneslev Lilleå 13 l/s = 27 l/s

Opland tilvækst 255-170-59-15 = 11 km²Tilvæksten ned ad åen er altså $\sim 2,45$ l/s/km²Estimeret døgngennemsnit for spildevandsmængder til vandførende vandløb den 10/8-1976, se kortoversigt.Suså ved Gillesbæk.

Haslev by	24 l/s
Fensmark	4 l/s
Teestrup	<u>1 l/s</u>
Ialt	30 l/s

For Suså mellem Gillesbæk og Ringsted å.

Estimeres

Ørslev	1,4 l/s
Farendløse	0,3 l/s
Sneslev by	0,5 l/s
Vetterslev	1,4 l/s

Transporttid i

vandløb

nr. og beregning	Vandløbs- strækning	Opland km ²	Vandføring		Fald I ‰	Anlæg	Bund- bredde m	Vand- dybde d m	Areal F m ²	Hastighed $V = \frac{Q}{F}$ m/s	Længde m	Tid		$\frac{Q}{V} \left(\frac{I \cdot g \cdot d}{V} \right)^{0.5}$ (I g d) ^{0.5}
			teknisk m ³ /s	Spide- vand m ³ /s								S	decimal 0,000	
15	Sneslev Lilled	224			454	1.0	2.00				1091			
18	Farendeelse syd	42			132	1.0	2.00				1117			
16	Vendeboek	46			139	1.0	2.00				1360			
17	Fredsgårde	49			067	1.0	2.00				680			
10	Burmose bæk	58	0.027	0.024	0.67	1.0	2.50				741			
18	Gasemose bæk	58.9												
18	Suså													
18	Gillesbæk	170	0.071	0.030	0.52	1.5	3.5				1152	10/134		
14	Orned bæk	187	0.084	0.030	0.66	1.5	3.5				1508			
19	St 51	189	0.093	0.030	0.73	2.0	5.0				2100			
20	Nymøllebro	190	0.097	0.030	0.74	2.0	5.65				900			
18	Sneslev Lilled	249	0.124	0.034	0.58	1.0	5.65				800			
71	Hjælmsølle x Faarebæk	257	0.133	0.034	0.67	1.0	5.65				2600			
21	Sandby stel	255	0.151	0.034	0.85	1.0	5.0				3000			
73	Vetterslev x	261	0.178	0.035	0.86	1.0	5.0				3780			
74	Ringsted a	263.5												

Vandinspektoratet

Transporttijd:

Belastningstilfælde

Susa° oplandet

10. August 1976

Side

Per	of

[illegible]

VESTSJØ- og LANDS AMTSKOMMUNE

Vandinspektoralet

Oplands = 255 - 170 - 60 = 25 km²
 Nat. vandf = 562 - 342 - 70 = 150 l/s
 Tilvækst l/s/km = 6,0

Transport tid i

vandløb

Belastningstilfælde
 Suså oplandet
 22. april 1974

Side

af

Benquet

nr. række	Vandløbs- strækning	Opland km ²	Vandføring		Fald I ‰	Anlæg	Bund- bredde m	Vand- dybde d m	Areal F m ²	Hastighed $V = \frac{Q}{F}$ m/s	Længde m	Sekunder s	Tid Døgn decimal	Gennemsnitlig vandføring $249 \left(\frac{V}{(I \cdot d)^{0.5}} \right)$ (I g -) ^{0.5}
			kult. m ³ /s	Spildevand m ³ /s										
15	Sneslev Lilleå	24			454	1,0	2,00				1091			
16	Farende sø syd	42			132	1,0	2,00				1117			
17	Vende bæk	46			139	1,0	2,00				1360			
18	Fredsgårde	49			067	1,0	2,00				680			
19	Sneslev	58			067	1,0	2,50				741			
20	Burmose bæk	58,9	0,070	0,007	0,077	1,0								
21	Gasemose bæk													
22	Suså													
23	Suså													
24	Gillesbæk	170	0,342	0,060	0,402	1,5	3,5				1152			
25	Orned bæk	187	0,444	0,066	0,504	1,5	3,5				1508			
26	St 51	189	0,456	0,060	0,516	1,0	5,0				2100			
27	Nymølle bro	190	0,442	0,060	0,522	1,0	5,65				900			
28	Sneslev Lilleå	244	0,532	0,066	0,598	1,0	5,65				800			
29	Hjelmsejle +													
30	Faarebæk	257	0,538	0,066	0,604	1,0	5,65				2600			
31	Sandby skel	255	0,562	0,066	0,628	1,0	5,0				3000			
32	Vetterslev	261			0,286	1,0	5,0							
33	Ringsted a	263,5			0,286	1,0	5,0				3780			

Beregning af hydrauliske konstanter i forbindelse med måling af transporttid. d. 10. august 1976.

Af Manningformlen $v = M R^{\frac{2}{3}} I^{\frac{1}{2}}$ findes M.

		Målt Tid	Længde	Fald	Bredde	Vandf.	Hastig.	Dybde	Areal	Beskr.					
		ΣS	ΔS	L m	%	$\bar{B}$ m	$\bar{Q}$ m^3/s	$\bar{V}$ m/s	$\bar{D}$ m	$\bar{F}$ m^2	Omkr. m	R	$R^{\frac{2}{3}}$	$I^{\frac{1}{2}}$	M
Sneslev Lilled	45	18.000	18.000	1691	2,54	2,0	0,006	0,066	0,0495	0,0990	2,10	0,047	0,129	0,0504	9,31
	58		16.234	1117	1,32	2,0	0,011	0,0688	0,0800	0,1599	2,16	0,074	0,175	0,0363	10,84
	46	36.000	19.766	1360	1,39	2,0	0,012	0,0688	0,0872	0,1744	2,17	0,080	0,185	0,0373	9,99
	67		8.958	680	0,67	2,0	0,014	0,0759	0,0922	0,1845	2,18	0,085	0,191	0,0259	15,33
	60	18.720	9.762	741	0,67	2,5	0,016	0,0759	0,0843	0,2108	2,17	0,079	0,182	0,0259	16,06
	68														
Suså	38		10.134	1152	0,52	3,5	0,060	0,1137	0,1508	0,5277	3,80	0,139	0,266	0,0228	18,72
	44	23.400	13.266	1508	0,66	3,5	0,065	0,1137	0,1633	0,5717	3,82	0,150	0,280	0,0257	15,79
	69		18.900	2100	2,0	5,0	0,070	0,1111	0,1260	0,6301	5,25	0,120	0,242	0,0447	10,29
	70	27.000	8.100	900	2,0	5,65	0,072	0,1111	0,1147	0,6481	5,88	0,110	0,228	0,0447	10,89
	68		17.788	800	1,1	5,65	0,088	0,0450	0,3460	1,9556	6,34	0,308	0,455	0,0332	2,98
	71	75.600	57.600	2100	1,1	5,65	0,093	0,0450	0,3658	2,0667	6,39	0,323	0,469	0,0332	2,89
	72		55.752	3000	0,286	5,0	0,103	0,0538	0,3829	1,9145	5,76	0,332	0,478	0,0169	6,66
	73	126.000	70.248	3780	0,286	5,0	0,119	0,0538	0,4434	2,119	5,88	0,376	0,519	0,0169	6,13
	74														

Målinger i april 1974

Suså	38		3925	1152	0,52	3,5	0,402	0,2935	0,3913	1,370	4,283	0,3199	0,466	0,0218	27,68
	44														
	Esk. bro	7260	3335	979	0,66	3,5	0,504	0,2936	0,4905	1,7169	4,481	0,3831	0,5258	0,0257	21,73
	69		1802	529	0,66	3,5	0,504	0,2936	0,4905	1,7169	4,481	0,3831	0,5258	0,0257	21,73
	70	8580	6778	2100	2,0	5,0	0,516	0,3098	0,3331	1,6655	5,666	0,2939	0,463	0,0447	15,74

Beregning af hydrauliske konstanter i forbindelse med måling af iltsvingninger.

Af Manningformlen $v = M R^{\frac{2}{3}} I^{\frac{1}{2}}$ findes M .

Overgangs- pkt.	STREK- NINGS- BETEG- NELSE	DATO	STREK- NINGS- LÆNGDE L m	MIDDEL BREDE B m	STROM- HASTIG- HED V m/s	VAND- FØ- RING Q m ³ /s	MIDDEL DYBDE D m	OPHOLDS- TID T _H timer, min.	Skrå- ning anlæg	Middel Areal F m ²	Beskyl- omkr m	Hyd- radius R m	$R^{\frac{2}{3}}$	Fald rental I $I^{\frac{1}{2}}$	M	Medi- gensn.	PLANTE- BIOMASSE tørstof g/m ²	mg/l g/m ³
44- -69	A-B	1976-06-28	716	3,5	0,064	0,114	0,51	3,06		1781	452	0,394	0,536		4,65		76	149
44-69	B-C	1976-06-28	800	3,5	0,064	0,117	0,52	3,28		1828	454	0,403	0,544		4,58		76	149
44-69	A-C	1976-06-28	1516	3,5	0,064	0,114	0,51	6,35		1781	452	0,394	0,536		4,65	÷	76	149
44-69	A-C	1976-06-29	1516	3,5	0,064	0,114	0,51	6,35		1781	452	0,394	0,536	0,0257	4,65		76	149
44- -72	A-B	1976-07-02	716	3,5	0,14	0,102	0,21	1,25		0,729	3,92	0,186	0,324		16,8		~ 0	~ 0
-	B-Z	1976-07-02	450	3,5	0,14	0,104	0,21	0,54		0,743	3,92	0,190	0,328		16,6		~ 0	~ 0
44- -72	A-Z	1976-07-02	1166	3,5	0,14	0,103	0,21	2,19		0,736	3,92	0,188	0,326		16,7	÷	~ 0	~ 0
72- -72	D-E	1976-07-02	530	5,0	0,087	0,165	0,38	1,41		1,897	5,71	0,329	0,475		10,8		~ 0	~ 0
72- -72	D-E	1976-07-03	530	5,0	0,087	0,163	0,37	1,41		1,874	5,74	0,326	0,472		10,9		~ 0	~ 0
72- -72	D-E	1976-06-28	530	5,0	0,059	0,184	0,63	2,30		3,119	6,26	0,498	0,627		5,56		248	394
72- -72	D-E	1976-06-29	530	5,0	0,059	0,182	0,62	2,30		3,085	6,24	0,494	0,624		5,59		248	394
-	E-F	1976-06-28	500	5,0	0,059	0,186	0,63	2,21		3,153	6,26	0,504	0,632	0,0169	5,52		248	394
-	E-F	1976-06-29	500	5,0	0,059	0,183	0,62	2,21		3,102	6,24	0,497	0,626		5,57		248	394
72- -72	D-F	1976-06-28	1030	5,0	0,059	0,185	0,63	4,51		3,136	6,26	0,501	0,629		5,54	÷	248	394
72- -72	D-F	1976-06-29	1030	5,0	0,059	0,183	0,62	4,51		3,102	6,24	0,497	0,626		5,57	÷	248	394
44- -69	A-B	1976-07-26	716	3,5	0,100	0,079	0,23	1,59		0,790	3,96	0,199	0,340		11,5		13	57
44- -69	A-B	1976-07-27	716	3,5	0,100	0,072	0,21	1,59		0,720	3,92	0,184	0,321		12,1		13	62
44-69	B-C	1976-07-26	800	3,5	0,100	0,082	0,23	2,13		0,820	3,96	0,207	0,348	0,0257	11,2		13	57
44-69	A-C	1976-07-26	1516	3,5	0,100	0,080	0,23	4,12		0,800	3,96	0,203	0,342		11,4	÷	13	57
72- -72	D-E	1976-07-28	530	5,0	0,070	0,105	0,30	2,06		1,500	6,10	0,246	0,391		10,6		-	-
-	E-F	1976-07-28	500	5,0	0,070	0,106	0,30	1,59		1,514	6,10	0,248	0,393	0,0169	10,5		-	-
72- -72	D-F	1976-07-28	1030	5,0	0,070	0,106	0,30	4,05		1,514	6,10	0,248	0,393		10,5	÷	-	-
Sneslev Lilled	G-H	1976-07-26	402	2,0	0,094	0,018	0,10	1,19		0,191	2,2	0,087	0,195		18,6		~ 0	~ 0
-	G-H	1976-07-27	402	2,0	0,094	0,018	0,10	1,19		0,191	2,2	0,087	0,195		18,6		~ 0	~ 0
-	H-I	1976-07-26	657	2,3	0,094	0,018	0,10	1,56		0,191	2,5	0,077	0,179		20,3		~ 0	~ 0
-	H-I	1976-07-27	657	2,3	0,094	0,018	0,10	1,56		0,191	2,5	0,077	0,179	0,0259	20,3		~ 0	~ 0
-	G-I	1976-07-26	1059	2,1	0,094	0,018	0,10	3,08		0,191	2,3	0,083	0,189		19,2	÷	~ 0	~ 0
-	G-I	1976-07-27	1059	2,1	0,094	0,018	0,10	3,08		0,191	2,3	0,083	0,189		19,2	÷	~ 0	~ 0

Konklusion.

Undersøgelserne viser stor forskel på de fundne manningtal, M som er tilegnet formlen $v = M R^{\frac{2}{3}} I^{\frac{1}{2}}$,

Dette stiller for det første spørgsmålet om formlen er anvendelig og dernæst om det med målt mindste $M = 2,9$ og største $M = 18,7$ overhovedet kan være rimeligt, at tale om et gennemsnit M .

Beregnes trods alt denne værdi vægtet efter vandløbslængde ved transporttidsmålingerne den 10. august 1976 fås $M = 9,0$.

Manningtallet som funktion af grødemængden.

Ved beregning af de hydrauliske konstanter i forbindelse med grødeaktivitetsmålingerne, blev konstateret følgende afhængighed:

I Susåen nedenfor Orned bæk var M før grødeskæring 4,6 og efter 16,7 altså en faktor 3,6 øgning og den gennemsnitlige grødetæthed 150 gr. tørstof pr. m^3

I Susåen nedenfor Sandby skel ved Hjelmsøllille vandværk var M før grødeskæring 5,6 og efter 10,9 - altså en faktor 1,9 øgning - og den gennemsnitlige grødetæthed 394 gr. tørstof pr. m^3 .

På først nævnte åstrækning syntes grøden mere jævnt fordelt end i den sidst nævnte, hvilket kan være årsag til, at skønt grødemængden er 2,6 gang større er M også større til trods for, at vandløbet i sin "barberede" tilstand har M en faktor 0,65 mindre.

Manningtallet som funktion af vandføringen.

Ved beskedne grødemængder er fundet følgende manningtal ved forskellige vandføringer.

Vandløb	St	Dato	Q_3 m ³ /s	M	Anm.
Suså	38-44	1974-04-22	0,402	27,7	
-	38-44	1976-08-10	0,060	18,7	
-	38-44	1976-08-10	0,116	20,2	*Median min.
Suså	44-69	1974-04-22	0,504	21,7	
-	44-69	1976-08-10	0,065	15,8	
-	44-69	1976-08-10	0,118	16,5	* Median min.
Suså	69-70	1974-04-22	0,516	15,7	
-	69-70	1976-08-10	0,070	10,3	
-	69-70	1976-08-10	0,118	10,9	* Median min.

* Her er M ved medianminimumsvandføringen bestemt ved retliniet interpolation.

Udfra målingerne synes manningtallet ved medianminimumsvandføringer, at kunne variere mellem 10 og 20 i vandløb med ringe grødemængde.

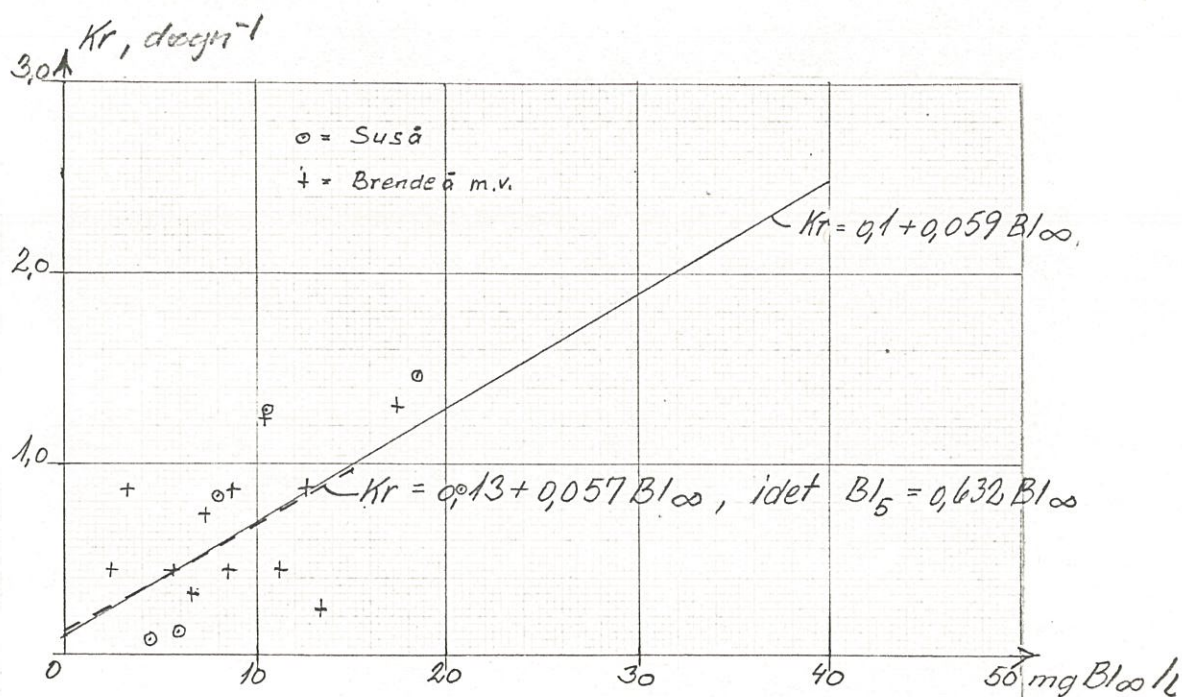
$M = 10$ gælder for et ujævnt ureguleret vandløb i modsætning til $M = 20$ for kanallignende strækninger.

Ved fuld grødemængde kan manningtallet for tilsvarende typer vandløbsstrækninger antagelig variere fra $M = 3$ til $M = 6$.

Her spiller grødemassens fordeling i tværsnittet dog også en afgørende rolle, idet en jævn fordeling som nævnt giver mindre M en ujævn fordeling af grødemassen i tuer, hvorimellem strømløb kan øge vandføringsevnen.

2.2.2. Nedbrydning, - Kr

Af nedenstående figur fremgår den fundne korrelation mellem Kr og BI_{∞} ved undersøgelser i Suså af den punkterede streg og den hidtil anvendte sammenhæng ved vandløbsberegninger i Vest-sjællands amtskommune af den fuldt optrukne streg.



Der ses at være god overensstemmelse mellem de to sammenhænge, trods stor variation på undersøgelsesresultaterne.

Der kan derfor fortsat anvendes den hidtidige sammenhæng mellem Kr og BI_{∞} .

2.2.3. Genluftning, - K_2 .

udfra nedenstående skema

STREK- NINGS- BETEG- NELSE	DATO	STREK- NINGS- LÆNGDE L m	MIDDEL- BREDDE B m	STRØM- HASTIG- HED V m/s	VAND- FØ- RING Q m ³ /s	MIDDEL- DYBDE D m	OPHOLDS- TID T _H timer, min.	GENLUFT- NINGS- KONSTANT K ₂		BRUTTOPRO- DUKTION		TOTAL RE- SPIRATION		PLANTE- BIOMASSE tørstof g/m ²	PRODUKTION g ilt/g tør- stof/døgn	K ₂ forh. Odum Hydrau.
								Hydrau.	Odum	mg/l /døgn	g/m ² /døgn	mg/l /døgn	g/m ² /døgn			
A-B	1976-06-28	716	3,5	0,064	0,114	0,51	3,06	3,3	5,1	30	15	44	22	76	0,20	1,55
B-C	1976-06-28	800	3,5	0,064	0,117	0,52	3,28	3,2	6,9	41	21	63	33	76	0,28	2,16
A-C	1976-06-28	1516	3,5	0,064	0,114	0,51	6,35	3,3	6,8	32	16	56	29	76	0,21	2,06
A-C	1976-06-29	1516	3,5	0,064	0,114	0,51	6,35	3,3	7,6	34	17	59	30	76	0,23	2,33
A-B	1976-07-02	716	3,5	0,14	0,102	0,21	1,25	5,7	3,1	40	8,4	7	1,5	~ 0	-	0,54
B-Z	1976-07-02	450	3,5	0,14	0,104	0,21	0,54	5,7	3,0	10	2,1	48	10	~ 0	-	0,53
A-Z	1976-07-02	1166	3,5	0,14	0,103	0,21	2,19	5,7	3,0	24	5,0	24	5,0	~ 0	-	0,53
D-E	1976-07-02	530	5,0	0,087	0,165	0,38	1,41	2,6	1,0	54	21	111	42	~ 0	-	0,38
D-E	1976-07-03	530	5,0	0,087	0,163	0,37	1,41	2,6	1,0	56	21	91	34	~ 0	-	0,38
D-E	1976-06-28	530	5,0	0,059	0,184	0,63	2,30	1,9	1,0	34	21	25	16	248	0,09	0,53
D-E	1976-06-29	530	5,0	0,059	0,182	0,62	2,30	1,9	3,5	35	22	37	23	248	0,09	1,84
E-F	1976-06-28	500	5,0	0,059	0,186	0,63	2,21	1,9	2,5	28	18	41	26	248	0,07	1,32
E-F	1976-06-29	500	5,0	0,059	0,183	0,62	2,21	1,9	1,1	23	14	29	18	248	0,06	0,58
D-F	1976-06-28	1030	5,0	0,059	0,185	0,63	4,51	1,9	1,9	29	18	32	20	248	0,07	1,00
D-F	1976-06-29	1030	5,0	0,059	0,183	0,62	4,51	1,9	2,3	29	18	33	20	248	0,07	1,21
A-B	1976-07-26	716	3,5	0,1	0,079	0,23	1,59	5,3	4,2	38	8,7	52	12	13	0,67	0,79
A-B	1976-07-27	716	3,5	0,1	0,072	0,21	1,59	5,6	4,3	35	7,4	47	9,9	13	0,57	0,77
B-C	1976-07-26	800	3,5	0,1	0,082	0,23	2,13	5,2	3,6	29	6,7	33	7,6	13	0,51	0,69
A-C	1976-07-26	1516	3,5	0,1	0,080	0,23	4,12	5,3	4,3	32	7,4	43	9,9	13	0,57	0,81
D-E	1976-07-28	530	5,0	0,07	0,105	0,30	2,06	2,9	1,0	31	9,3	28	8,4	-	-	0,34
E-F	1976-07-28	500	5,0	0,07	0,106	0,30	1,59	2,9	3,8	25	7,5	29	8,7	-	-	1,31
D-F	1976-07-28	1030	5,0	0,07	0,106	0,30	4,05	2,9	1,0	23	6,9	20	6,0	-	-	0,34
G-H	1976-07-26	402	2,0	0,094	0,018	0,10	1,19	8,0	9,7	5	0,5	18	1,8	~ 0	-	1,21
G-H	1976-07-27	402	2,0	0,094	0,018	0,10	1,19	8,0	7,8	8	0,8	30	3,0	~ 0	-	0,98
H-I	1976-07-26	657	2,3	0,094	0,018	0,10	1,56	8,6	3,5	18	1,8	18	1,8	~ 0	-	0,41
H-I	1976-07-27	657	2,3	0,094	0,018	0,10	1,56	8,6	4,2	17	1,7	24	2,4	~ 0	-	0,49
G-I	1976-07-26	1059	2,1	0,094	0,018	0,10	3,08	8,5	6,9	14	1,4	23	2,3	~ 0	-	0,81
G-I	1976-07-27	1059	2,1	0,094	0,018	0,10	3,08	8,5	6,0	15	1,5	28	2,8	~ 0	-	0,71

Σ 137,1 1191

x 453 393

Tabel 3.3 Resultater af beregning af vandløbsparametre i
Susåen 1976, efter Odums metode.

Nedenfor søges ved hjælp af 5 metoder, at finde en sammenhæng mellem K_2 værdierne i ovenstående skema bestemt efter henholdsvis Odums metode og Thackstons formel.

Metode 1.

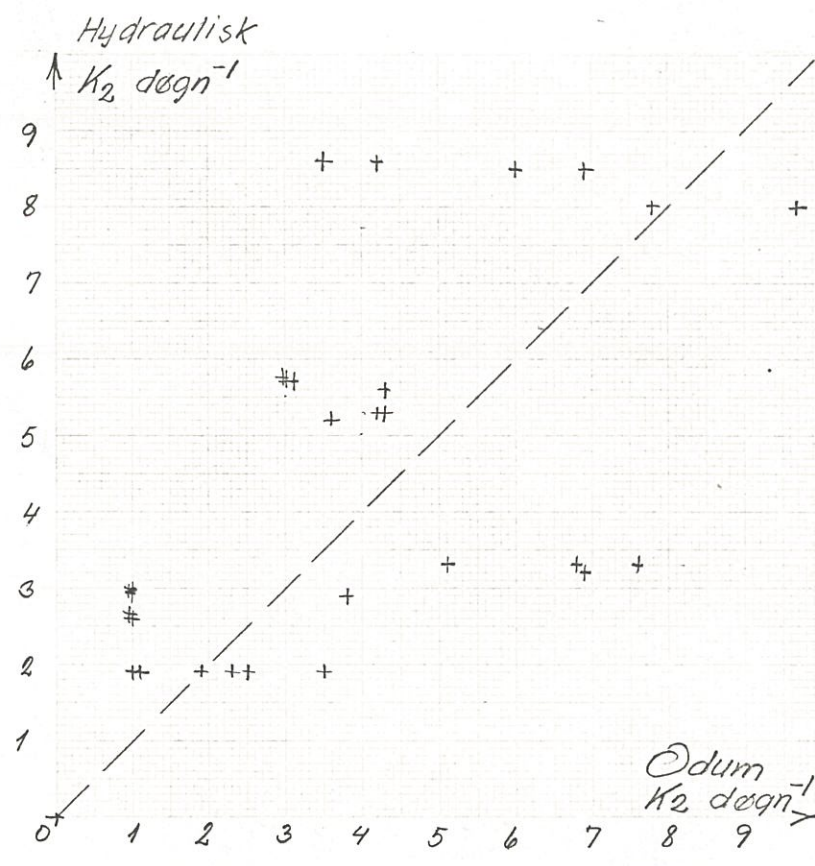
Undersøgelsesresultaterne viser følgende gennemsnit og spredning på K_2 værdier beregnet efter Odums metode, når K_2 beregnet efter Thackstons formel (Hydraulisk) giver samme værdi.

Genluftning

Antal	Hydraulisk metode	Odums metode	
	K_2	Gennemsn.	Spredning
	døgn^{-1}	K_2 døgn^{-1}	K_2 døgn^{-1}
6	1,9	2,05	$\pm 1,23$
2	2,6	1,00	
3	2,9	1,93	$\pm 1,61$
3	3,3	6,50	$\pm 1,28$
2	5,3	4,25	
2	8,0	8,75	
2	8,5	6,45	
2	8,6	3,85	

Metode 2.

Sammenhængen mellem de to metoder ses endvidere af nedenstående grafiske oversigt.

Metode 3 til 5.

Forholdet mellem K_2 bestemt efter Odums metode og Thackstons formel sat i relation til henholdsvis grødemængden, strømhastighed og manningtal ses af nedenstående grafiske oversigt.

Forholdet $\frac{K_2 \text{ Odum}}{K_2 \text{ Hydraulisk}}$ er valgt for eventuelt, at indføre en korrektionsfaktor ved beregning af K_2 ved hjælp af Thackstons formel udfra hydrauliske parametre, at opnå en bedre overensstemmelse med K_2 bestemt ved Odums Metode.

Konklusion vedrørende K_2 værdier.

Det ses at ingen af forannævnte metoder viser en tydelig sammenhæng mellem de beskrevne værdier.

Den tydeligste sammenhæng ses i metode 1, hvor gennemsnittet af 6 bestemmelser af K_2 efter Odums metode svarer ret godt til beregning af K_2 efter Thackstons formel, - men spredningen er ret stor.

K_2 værdien efter Odums metoder synes uafhængig af grødemængderne i vandløbet. Selv på samme vandløbsstrækning med samme grødemængder og ca. samme vandføring fås vidt forskellige K_2 værdier målt for 2 på hinanden følgende døgn (Kilde; Suså strækning D-E den 28. og 29. juli 1976, - K_2 h.h.v. 2,5 og 1,1)

Sammenhængen mellem en korrektionsfaktor til Thackstons formel og vandløbets ruhed udtrykt ved manningtallet fremgår af metode 5, og synes ikke særlig tydelig, da spredningen er ret stor.

Gennemsnittet af alle bestemmelser efter den hydrauliske metode er $K_2 = 4,54$ og efter Odums metode $K_2 = 3,93$, $\frac{K_2 \text{ Odum}}{K_2 \text{ Hydrau}} = 0,87$. Men spredningen er stor (Metode 2 grafisk oversigt), og en sammenfattende konklusion umulig.

2.2.4 Grøde.

Grødemængde.

Ved undersøgelserne er bl.a. foretaget høstning af grøde ved st E $\pm$ 100 m i Susåen, som kun i ringe grad syntes hæmmet af skygning af filterhud (p.g.a. høj BI).

Grøden skønnedes næsten fuldt udvokset til selvskygning.

Grødemængden androg 248 gr. tørstof pr. m², hvilket med en middeldybde på 0,62 m svarede til 0,40 gr./l.

Ved beregningerne forudsættes 0,5 gr./l udfra undersøgelserne i nogle sydengelske vandløb, hvor der også blev fundet en maximal grødemængde på 0,4 gr./l.

Enheden "gr. pr liter" anvendes af hensyn til den efterfølgende beregning af grødens produktion og/eller især forbrug af opløst ilt i vandet i mg/l.

Denne forenkling er anvendelig for vandløbsdybder mindre end ca. 1 m.

Grødens aktivitet lader sig ikke simulere udfra undersøgelsesresultaterne.

Årsagen hertil er, at der ikke ses en tydelig sammenhæng mellem på den ene side grøderespirationens størrelse (og produktion) og på den anden side grødemængderne.

2.2.5 Beregning af undersøgelsessituationen.

Beregninger udføres med henblik på, om muligt i store træk, at kalibrere de forannævnte undersøgte beregningsforudsætninger med undersøgelser af vandløbets forureningstilstand.

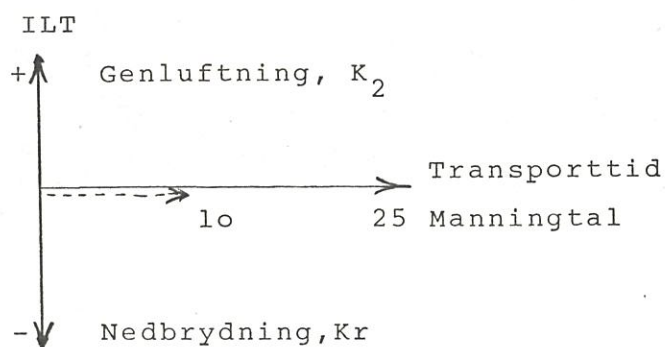
Vejrliget i ved undersøgelsen begunstiger muligheden for, at foretage en sådan beregning med rimelig nøjagtighed, idet Susåen på strækningen fra tilløbet af Orned bæk og til tilløbet af Ringsted å, p.g.a. den meget lave vandføring praktisk taget kun modtog tilløb fra Sneslev Lilleå, som indgik i undersøgelsen.

De undersøgte beregningsforudsætninger viser, som nævnt foran, omend med stor variation, overensstemmelse med de hidtil anvendte forudsætninger.

Dette gælder K_2 , Kr og grødemængde.

Derimod er manningtallet fundet betydeligt lavere (større modstand - "ruhed"), end hidtil antaget, og stærkt varierende i vandløbet. Gennemsnittet for manningtallet kan sættes = 10. Det hidtil anvendte er 25.

Det indbyrdes forhold mellem disse konstanter kan betragtes som vektorer



På baggrund heraf er foretaget beregninger af vandløbets forureningstilstand i undersøgelsessituationen, med 3 kombinationer af forudsætninger.

Disse fremgår af nedenstående oversigt, idet "U" står for forudsætninger fra undersøgelsen, og "H" står for hidtidige forudsætninger.

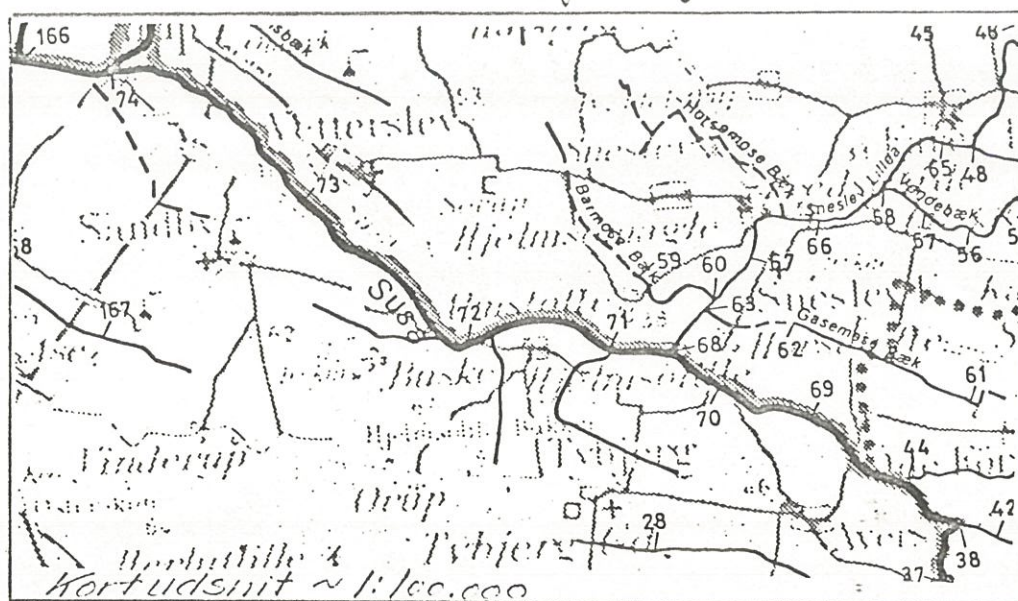
Beregning nr.

		K 1	K 2	K 3
Vandføring	Q	U	U	U
Transporttid	t	H	U [*]	U ^{**}
Genluftning	K ₂	H	H	H
Nedbrydning	Kr	H(∼U)	H	H
Grødeaktivitet		H	H	H

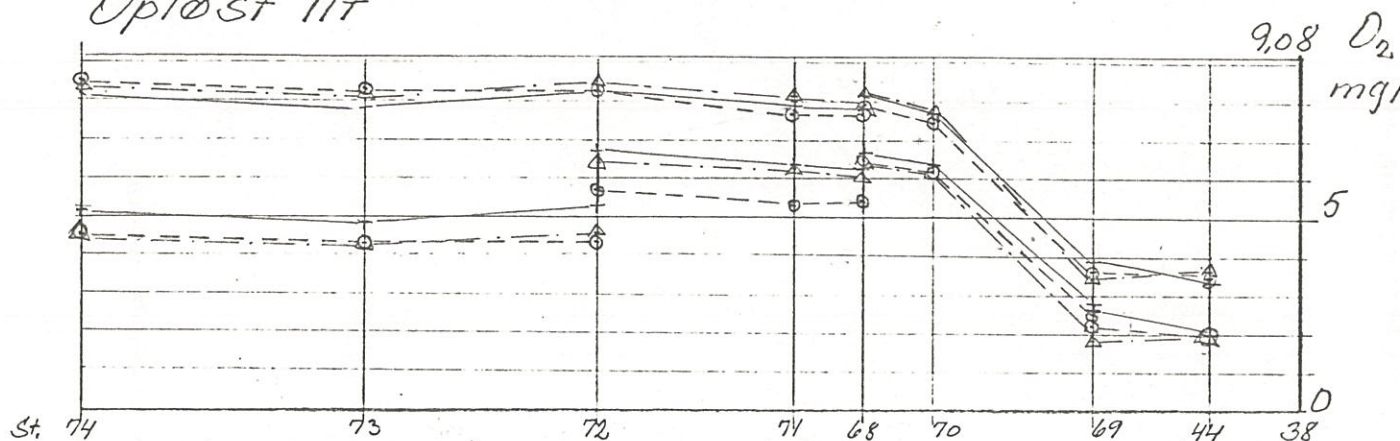
* Den faktisk konstaterede transporttid d.v.s. med varierende manningtal, se disse side 8.

** Manningtal = 10.

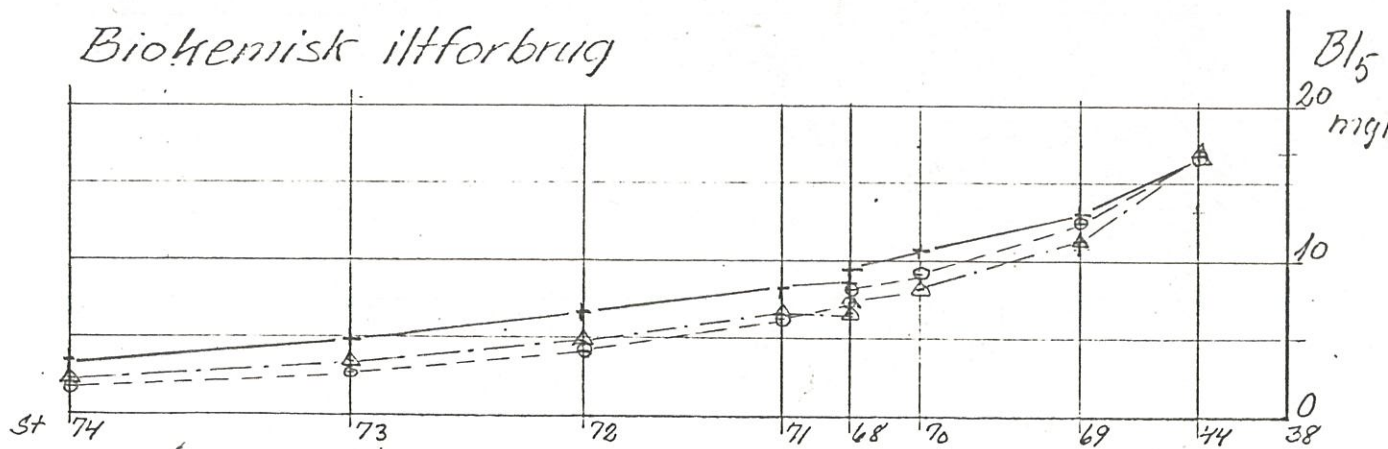
Resultat af beregningerne

$$\begin{aligned} + - &= nr\ 1 \\ 0 - - &= nr\ 2 \\ \Delta - , - &= nr\ 3 \end{aligned}$$


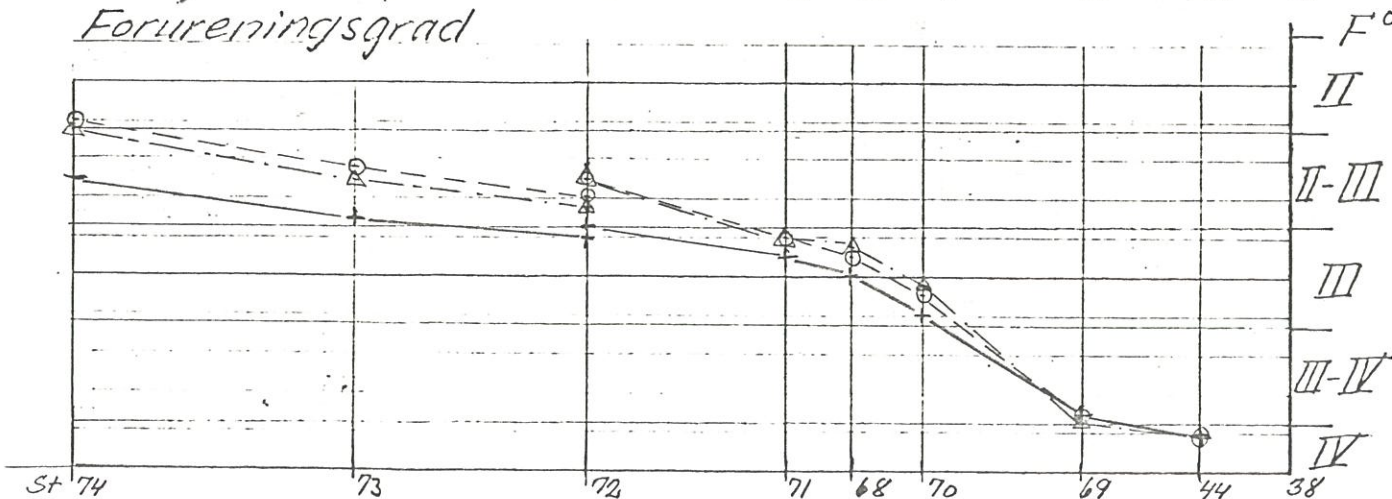
Oplost ilt



Biochemisk iltforbrug

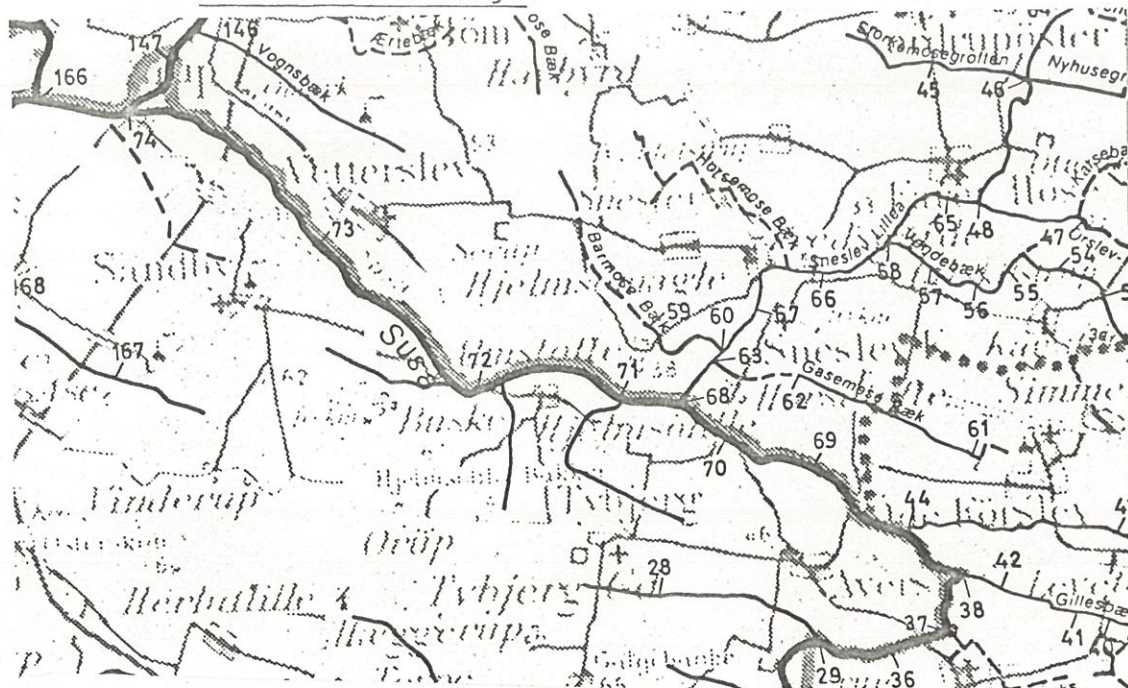


Forureningsgrad



Resultat af beregningerne.

Numerisk oversigt.



Suså st. nr.

Parameter.	Bereg. 74 nr.	73	72	71	68	70	69	44
Resulterende indhold af opløst ilt, C_2 , mg/l.	K 1 5,12 K 2 4,44 K 3 4,46	4,92 4,21 4,31 4,15	5,26 4,66 4,36 5,66 4,49 6,49	6,37 5,28 6,15 6,10	6,25 6,66 5,39 6,49 6,00 6,49	6,35 6,09 6,05 6,01	2,85 2,65 2,42 2,12 2,24 1,84	2,00 2,00 2,00
Iltindhold forårsaget af spildevandsudledn. C_{sp} , ml/l	K 1 8,12 K 2 8,54 K 3 8,36	7,82 8,21 8,05	8,24 8,24 8,39	7,97 7,68 8,05	7,85 8,06 7,79 7,99 7,87 8,09	7,65 7,49 7,41	3,95 3,62 3,44	3,30 3,50 3,70
Biokemisk iltforbrug i løbet af 5 døgn BI_5 , mg/l.	K 1 3,67 K 2 1,88 K 3 2,33	4,98 2,77 3,41	4,70 4,03 4,89	8,15 6,23 6,32	8,59 9,76 7,22 8,09 6,78 7,56	10,61 9,05 8,44	13,01 12,44 11,57	17,00 17,00 17,00
Forureningsgrad forårsaget af spildevandsudledn. alene.	K 1 2,00 K 2 1,60 K 3 1,70	2,20 1,87 1,97	2,30 2,03 2,10	2,47 2,37 2,33	2,53 2,43 2,47 2,40	2,70 2,63 2,57	3,37 3,37 3,40	3,50 3,50 3,47
Samlet forureningsgrad.	K 1 2,50 K 2 2,20 K 3 2,25	2,70 2,45 2,50	2,80 2,75 2,60 2,50 2,65 2,50	2,90 2,80 2,80	3,00 2,90 2,85	3,20 3,10 3,05	3,70 3,70 3,75	3,80 3,80 3,80

4. Konklusion.

1. Af beregningerne ses, at det hidtil anvendte manningtal på 25 forårsager en større beregnet forureningsgrad og biokemisk iltforbrug samt større iltindhold i Susåen kort før tilløb af Ringsted å, end ved anvendelse af manningtal = 10.
2. Ved anvendelse af manningtal = 25, kan beregningstilfældet foruden mediaminimumstilfældet også forudsættes, at omfatte de tilfælde, hvor stødwise øgede vandføringer "trækker" sedimenteret iltforbrugende materiale ud i vandløbssystemet (herunder sedimenteret filterhud fra grøden), hvorved substratforholdene på vandløbets bund og bredder forringes og dermed også forurenings tilstanden.
På denne måde beskrives et ugunstigt tilfælde som sandsynligvis ofte forekommer f. eks. ved regnskyl, grødeskæring m.v.
Spildevandsudledere i et vandløbssystem gøres således, mest mulig afhængig af hinanden, idet virkningerne fra et spildevandsudløb kun bliver reduceret i "mindst sandsynlig" omfang inden blanding med et andet spildevandsudløb nedstrøms, o.s.v. ned gennem et vandløbssystem.
3. På den anden side beskrives, ved hjælp af manningtal = 10 i visse tilfælde med ret god tilnærmelse, den forureningsstilstand som kan forventes i mediaminimumssituationen, nemlig hvis der ikke normalt kan forventes vandstød.
4. Brug af varierende manningtal kalibreret til konkrete vandløbsstrækninger synes ikke, at have radikal betydning for beregningsresultaternes nøjagtighed.
5. Andre forhold synes således, at have større betydning for beregningsresultaternes kvalitet. Dette gælder især grøden som er beregnet, at forårsage væsentligt mindre iltunderskud end konstateret i felten (strækning 72-73). I det hele taget synes et vandløbs makro- og mikrofloras betydning for en forureningsstilstand, at være en af de mest usikre momenter ved beregningerne.
6. I det store og hele må ovennævnte forudsætninger vælges således, at der opnås overensstemmelse med de beregnede forureningsgrader og de forureningsgrader som er konstateret i vandløbet.
7. Under alle omstændigheder betyder et ensartet grundlag for beregning af omsætning i et vandløb, at resultaterne er anvendelige for en relativ vurdering mellem forskellige alternative forslag.

3. BEREGNING AF VANDINDVINDINGENS ØKOLOGISKE KONSEKVENSER.

De hydrologiske konsekvenser for vandløbene, af indvinding af 2 l mill. m³ grundvand pr. år i Suså-Vendebæk-området, fremgår i rapporten om hydrologiske undersøgelser i Susåens opland, afsnit 4, side 83 til 91.

3.1, Beregning udfra resultaterne herfra, lader sig ikke gennemføre.

Årsagen hertil er, at store dele af Suså-systemet mellem Holmegårds moser og tilløbet af Ringsted å, ifølge disse resultater, vil blive tørlagt i kortere eller længere perioder af sommeren.

Udfra tre forskellige forudsætninger fås således følgende reduktioner i vandløbenes vandføring:

1. Ved konstant ind-/udstrømning over grundvandsmodellens vand reduceres vandløbenes vandføring med 410 l/s.
2. Ved gradientafhængig ind-/udstrømning over grundvandsmodellens rand reduceres vandløbenes vandføring med 270 l/s.
3. Ved øget lækage ved Haslev ved sidstnævnte forudsætning, reduceres vandløbenes vandføring med 187 l/s.

Susåens medianminimumsvandføring stiger fra 110 l/s efter tilløb af Gillesbækken til 180 l/s før tilløb af Ringsted å. Heraf udgør spildevandet et h.h.v. 40 og 45 l/s.

Det ses heraf, at åen vil blive tørlagt i en periode i sommertiden fra i størrelsesorden få uger til 3-4 måneder, afhængig af, hvilke af ovennævnte påvirkninger der forudsættes og om der er tale om en tør eller våd sommer.

3.2. Beregning udfra mindre hydrologiske påvirkninger.

For at kunne belyse de økologiske konsekvenser af reduceret vandføring, som forårsages af grundvandsindvinding, er det nødvendigt at forudsætte væsentlig mindre påvirkninger end anført foran i afsnit 1.

I beregninger forudsættes det derfor bl.a., at disse påvirkninger reducerer median-minimumvandføringen i Susåen til henholdsvis halvdelen og en fjerdedel af den nuværende. (1977).

Hvilken grundvandsmængde der i konsekvens heraf kan indvindes er ikke undersøgt.

3.2.1. Beregningernes formål, er at fremskaffe resultater til brug for;

Beregning nr.

1. , - sammenligning af undersøgte fysisk-kemiske parametre samt biologiske undersøgelser.
2. , - vurderingsgrundlag for de biologiske undersøgelser 1976, da disse resultater er meget afhængige af den faktiske spildevandsbelastning og åens tilhørende tilstand, det forgående år, - 1975.
3. , - vurdering af den biologiske tilstand i åen, hvis denne i 1975, kun var belastet med den tilladelige spildevandsudledning, ~~i en median-minimumssituation, - altså i henhold til beregningsmodellens normale forudsætning.~~ Resultaterne skal dels anvendes til at belyse omfanget af den uacceptale forurening 1975 og dels anvendes til, at sammenligne med de efter følgende beregninger (4,5 og 6) da disse er baseret på de tilladelige spildevandsudledninger.
4. , - vurdering af den biologiske tilstand i åen, under forudsætning tilladelig spildevandsudledning fra Haslev by, efter at denne har iværksat forbedret spildevandsrensning på nyt anlæg, sidst i 1976, samt ved vandløbenes vandføring i medianminimumssituationen.
5. , - vurdering af den biologiske tilstand i åen, under forudsætning af spildevandsbelastning, som foran nævnt, og en samlet vandføring der er reduceret til halvdelen af ovennævnte medianminimumssituation som følge af grundvandsindvinding.
6. , - vurdering af den biologiske tilstand i åen, under forudsætning af spildevandsbelastning, som foran nævnt, og en samlet vandføring der er reduceret til en fjerdedel af medianminimumsvandføringen som følge af grundvandsindvinding.

3.2.2. Beregningernes forudsætninger.

I beregningerne forudsættes henholdsvis en meget hurtig og en gennemsnitlig transporttid, udtrykt ved manningstal på henholdsvis 25 og 10.

De øvrige forudsætninger fremgår af nedenstående oversigtsskemaer.

Vandkvaliteter						
Beregning nr	Spildevand fra Haslev by, før blanding i Gillesbækken		Suså, før blanding i Gillesbækken		Sneselekilled før blanding i Suså	
	Bl5 mod. mg/L	ltindhold mg/L	Bl5 mod. mg/L	ltindhold mg/L	Bl5 mod. mg/L	ltindhold mg/L
1 ~ K1 og K3	—	—	17,0 *	3,70 *	3,30	6,90
2	—	—	238 **	9,08 **	3,30	6,88
3	30,0	5,45	3,90	8,68	3,90	6,88
4	*** 15,0	5,45	3,90	8,68	3,90	6,88
5	15,0	5,45	3,90	8,68	3,90	6,88
6	15,0	5,45	3,90	8,68	3,90	6,88

* Fra st. 44 ud fra undersøgelsesresultater 1976.

** Fra st. 38 beregnet ud fra "*" under hensyn til ændret vandføring.

*** Fastsat ud fra kendelsens krav om Bl5 mod. ≤ 20 mg/L jfr. afsnit 1.6.1. Anlægget var i 1977 tilsluttet ca 11.080 PE. De øvrige krav fremgår af uddrag af kendelsen, nedenfor

Uddrag af kendelsen for Haslev by's renseanlæg fra 1976.

Kommissionen finder endvidere, at det forelagte projekt til centralrensningsanlægget kan godkendes i princippet, dog på de i det følgende nævnte vilkår.

a) Rensningen af spildevandet skal opfylde følgende krav:

Anlægget skal indrettes og passes på en sådan måde, at der til enhver årstid opnås følgende døgnmiddelværdier i afløbet:

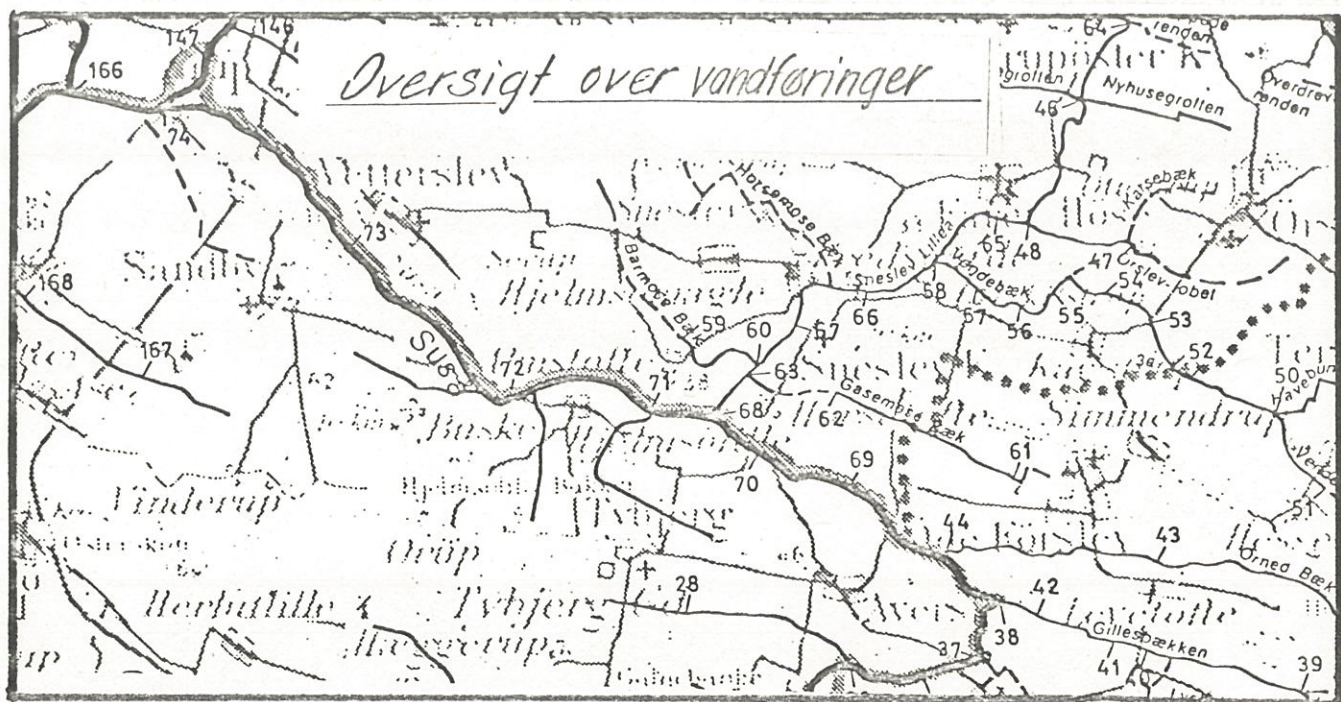
1. BI_5 umodificeret højst 20 mg/l.
2. Ammoniak-kvælstof ($NH_3 + NH_4^+$) højst 2 mg/l, i tiden 1/12 - 31/3 dog højst 3 mg/l.
3. Total fosfor (P) højst 1 mg/l.
4. Slam (efter 2 timers henstand) højst 0,5 ml/l.

Ovenstående værdier må i enkeltprøver højst overskrides med 50%.

Desuden skal følgende krav opfyldes:

5. Surhedsgraden (pH) skal ligge mellem 6,5 og 8,5.
6. Temperaturen skal være under 30° C.
7. Affarvningstiden for metylenblåt skal være mindst 10 døgn.
8. Indholdet af opløst ilt skal være mindst 60% af den iltmængde, som spildevandet kan indeholde ved den pågældende temperatur.
9. Afløbet må ikke indeholde stoffer, der kan være skadelige for fisk (f. eks. phenoler, aktivt chlor og tunge metaller) i skadelig koncentration (jfr. Vejledning for miljøstyrelsen nr. 6/1974, skema A) eller mængder.
10. Anlægget skal kunne udbygges med denitrifikation og anden videregående rensning, når det af de relevante myndigheder findes ønskeligt.
11. Afløbet fra rensningsanlægget til Susåen må ikke rørlægges.

Kommissionen bestemmer, at anlægget skal påbegyndes snarest og udbygges i en sådan takt, at de ovenstående rensningskrav til enhver tid er opfyldt.



Vandføringer l/s, -Gr.=Grundvand, Sp=Spildevand, Gr+Sp=Σ																			
Beregning nr																			
Vandløb St. nr.	1			2			3			4			5			6			
	Gr.	Sp.	Σ	Gr.	Sp.	Σ	Gr.	Sp.	Σ	Gr.	Sp.	Σ	Gr.	Sp.	Σ	Gr.	Sp.	Σ	
Gillesbæk	39																		
	40			8	33	41	8	33	41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	41			11	33	44	11	33	44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	42		-	15	33	48	15	33	48	11	26	37	0	26	26	÷ 1	26	25	
	38	-	-	24	16	33	49	16	33	49	12	26	38	0	26	24	÷ 2	26	24
Susa	37																		
	38	-	-	36	26	5	31	26	5	31	58	13	71	24	5	29	÷ 1	5	4
	44	30	30	60	42	38	80	42	38	80	70	39	109	24	31	55	÷ 3	31	28
	69	35	30	65	45	38	83	45	38	83	72	39	111	24	31	55	÷ 3	31	28
	70	40	30	70	45	38	83	45	38	83	72	39	111	24	31	55	÷ 3	31	28
	68	42	30	72	45	38	83	45	38	83	72	39	111	24	31	55	÷ 3	31	28
	71	55	33	88	61	43	104	61	43	104	90	44	134	32	35	67	0	34	34
	72	60	33	93	78	43	121	78	43	121	103	44	147	39	35	74	3	34	37
	73	70	33	103	88	43	131	88	43	131	110	44	154	42	35	77	5	34	39
	74	85	34	119	122	43	165	122	43	165	135	45	180	55	35	90	9	34	45
	Sneslev Lille 68	13	3	16	-	-	21	-	-	21	-	-	23	-	-	12	-	-	4
	0,64 0,85 0,85 1,00 0,50 0,25																		
Andel af medianminimumvandføringen, - faktor																			

3.2.4. Vurdering af resultaterne.

Resultaterne som ses af oversigterne side og , anvendes som et grundlag for vurdering af fremtidige ændringer af faunasammensætningen i Susåen, direkte udfra undersøgelser af vandløbsfaunaen jfr.

Vurderinger i dette afsnit sker hovedsageligt udfra resultater af de "beregne forureningsgrader".

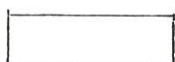
3.2.4.1. Vurdering af de valgte manningtals betydning for den beregnede forureningsgrad eller med andre ord betydningen af at der dels i det ene sæt beregninger er valgt, at vandløbet yder en modstand mod vandgennemstrømningen der svarer til gennemsnittet got de målte modstande som udtrykkes ved mannindtal (M) = 10 og dels svarer til de målte mindste modstande udtrykt ved M = 25.

1. Sammenligning mellem de beregnede forureningsgrader udfra M = 10 og M = 25.

Manningtal = 10										
Beregn.nr.	Resultat, som beregnet forureningsgrad									
	74	73	72	71	68	70	69	44	38	
1	2,25	2,50	2,25	2,50	2,40	2,85	3,05	3,75	3,80	-
2	2,25	2,45	2,60	2,50	2,80	2,25	2,90	3,00	3,65	3,55
3	2,05	2,20	2,30	2,25	2,40	2,40	2,25	2,45	2,70	2,90
4	2,15	2,25	2,36	2,20	2,20	2,20	2,30	2,30	2,50	2,55
5	2,65	2,25	2,30	2,20	2,35	2,40	2,35	2,40	2,60	2,85
6	2,65	2,15	2,30	2,25	2,35	2,45	2,40	2,50	2,80	3,35

Manningtal = 25										
Beregn.nr.	Resultat, som beregnet forureningsgrad									
	74	73	72	71	68	70	69	44	38	
1	2,50	2,70	2,80	2,75	2,90	3,00	3,20	3,70	3,80	-
2										
3	2,35	2,40	2,50	2,40	2,50	2,55	2,55	2,60	2,85	3,05
4	2,20	2,30	2,35	2,30	2,40	2,40	2,35	2,35	2,50	2,55
5	2,23	2,35	2,40	2,35	2,40	2,50	2,50	2,50	2,70	2,80
6	2,13	2,30	2,40	2,40	2,55	2,65	2,60	2,65	2,80	2,90

Signaturen viser forskellen i de beregnede forureningsgrader (F^0) således:



Når F^0 er 0,09 større eller derover.



Når F^0 er indenfor 0,09 større eller mindre.



Når F^0 er 0,09 mindre eller derunder.

Det ses at de mest kritiske forureningsgrader generelt beregnes udfra manningtal 25 fremfor $M = 10$.

Herved fås også en mindre reduktion i de beregnede forureningsgrader ned gennem vandløbet.

Dette synes, at stemme bedre overens med de undersøgte forureningstilstande (jfr. desuden side 56 pkt. 2).

2. Den beregnede „selvrensningsevne“ for Susåen fra Gillesbækken til Ringsted å er naturligvis størst, når åvandets transporttid er størst, $M = 10$. Man får herved med andre ord en større relativ reduktion i de beregnede forureningsgrader end ved $M = 25$.

Forskellen mellem reduktionen ved de to manningtal ses af oversigten nedenfor.

Reduktion i beregnet forureningsgrad (F^0) i Susåen fra st 38 til st 74			
Beregning nr.	Ved brug af Manningtal		Forskel
	$M = 10$	$M = 25$	$M 10 - M 25$
	ΔF^0	ΔF^0	ΔF^0
1 *	1,55	1,30	0,25
2			
3	0,95	0,75	0,20
4	0,40	0,35	0,05
5	0,80	0,67	0,13
6	1,35	1,07	0,28

* kun fra st 44.

3.2.4.2. Vurdering af de økologiske kensekvenser af reduceret vandføring forårsaget af grundvandsindvinding.

Udfra modellens resultater for den betragtede strækning af Susåen fra Gillesbækkens tilløb (st 38) til tilløbet af Ringsted å (st 74), skal foretages følgende sammenfattende vurderinger.

1. Det ses at åen var ret strækt forurenet i 1976 (bereg. nr. 1), hovedsagelig på grund af spildevandsudledningen fra Haslev by, og at den mindste vandføring den sommer kun var ca. 65% af den som kan påregnes, at forekomme hvert 2. år (medianminimum).
2. For 1975 viser beregningerne (nr. 2) en lidt bedre tilstand. Dette skyldes, at de mindste vandføringer den sommer udgjorde ca. 84% af medianminimum.
3. Såfremt Haslev bys spildevandsudledning i 1975 (bereg. nr. 3) havde et gennemsnit lig BI_5 på 30 mg/l i henhold til den daværende tilladelse, ville åens tilstand have urenet (F^0).
4. Beregningsresultaterne (bereg. nr. 4) viser, at man udfra åens vandføring i medianminimumssituationen og en udledning fra Haslev by efter at denne har iværksat forbedret spildevandsrensning sidst i 1976 med tilladt BI_5 max. 20 mg/l (sat til BI_5 modificeret 15 mg/l), opnår væsentlig bedre forureningstilstande i åen, end tidligere (jfr. bereg. nr. 1, 2 og 3).

Den beregnede forureningsgrad varierer her fra ca. F^0 2,5 over ca. 3 km af Susåen nedstrøms Gillesbækkens tilløb til ca. 2,2 umiddelbart før Ringsted ås tilløb.

Herudfra forventes kontrolundersøgelser i åen tilsvarende, at vise fra F^0 $2,4 \pm 0,1$ til F^0 $2,2 \pm 0,1$.

5. Reduceres vandløbssystemets vandføring så den, svarer det til halvdelen af den nuværende medianminimumsvandføring (1977), som følge af øget grundvandindvinding, viser de beregnede forureningsgrader ca. F^0 2,8 over ca. 3 km af Susåen nedstrøms Gillesbækken aftagende til ca. F^0 2,2 umiddelbart før tilløbet af Ringsted å.

I forhold til medianminimumssituationen som er nævnt ovenfor (nr. 4.) sker herved en forværing af åens forureningstilstand på ca. $0,3 F^0$ i Susåen, over de første ca. 3 km nedstrøms Gillesbækkens tilløb.

Det vil sandsynligvis blive vanskeligt, at foretage kontrolundersøgelser af for-

ureningsgraden på grund af den meget lille vandføring, som øger forskellen i de biologiske tilstande i samme tværsnit af åen, jfr. iøvrigt afsnit 1.6.2.4. side 25.

6. Reduceres vandløbssystemets vandføring yderligere så den kommer til, at svare til en fjerdedel af den nuværende medianminimumsvandføring som følge af grundvandindvinding, vil der praktisk taget kun være spildevandet fra Haslev by som åen befordrer. Herved vil de beregnede forureningsgrader variere fra ca. F^0 3,0 over ca. 3 km af Susåen nedstrøms Gillesbækkens tilløb til ca. F^0 2,1 umiddelbart før Ringsted ås tilløb.

I forhold til medianminimumssituationen (nr. 4) sker der herved en forværing på ca. 0,5 F i Susåen nedstrøms Gillesbækken og en mindre forbedring før tilløbet af Ringsted Å.

Eftervisning af de beregnede forureningstilstande vil yderligere vanskeliggøres, i forhold til ovennævnte (nr. 5).

7. De forringede forureningstilstande som forårsages af øget grundvandsindvinding (jfr. 5 og 6) kan undgås ved passende forbedring af spildevandsrensningen for Haslev by. Herved opnås tillige forbedrede forureningstilstande på den nederste strækning af Susåen kort før Ringsted ås tilløb.

Dette har blot ikke megen mening, da Susåens tilstand først og fremmest forringes af den reducerede vandføring som indsnævrer de fysiske rammer for de organismer der er bundet til de vandlige miljø, - med alle de uacceptable konsekvenser dette i sig selv medfører.

Først når de tilstrækkelige vandføringer er tilstede, har det med andre ord mening, at tilvejebringe de tilstrækkelige vandkvaliteter, såfremt man ønsker, at bevare et nogenlunde alsidigt dyre- og planteliv.

Det er desuden væsentligt at ikke alene Susåen, men også de mindre vandløb i åsystemet, har en tilstrækkelig vandføring og kvalitet, således at bl.a. de dele af dyrelivet i vandløbene og i omgivelserne som er afhængig heraf også kan tilgodeses i fremtiden. Herunder skal fx. bemærkes, at mange mindre vandløb, moser m.v. tjener som yngel og opvækstområder for fisk (fx. ål) der senere kan fanges i de større vandløb og isøerne.

Et vandløbssystem uden vandføringer i de mindste vandløb, vil med andre ord være lige så lidt livsbefordrende for sig selv og sine omgivelser som et træ uden grene.

3.2.5. Af recipientkvalitetsplanen der berører Vestsjællands amtskommune fremgår, hvilke målsætninger der er fastsat for de enkelte vandløbs anvendelse til forskellige formål, samt hvilke recipientkvaliteter, udtrykt i forureningsgrader der efter saprobiesystemet, skal opnås. Herunder forudsættes, at de hidtidige vandføringer er til stede i fremtiden.

De fastsatte målsætninger for Suså-systemet opstrøms Tystrup sø, fremgår af nedenævnte uddrag af recipientkvalitetsplanens side 18-25.

Yderligere oplysninger om forudsætninger m.v. kan fås ved, at studere hele planen.

4. SUSÅ OPLANDET

Vandløbssystemet

Susåen er 87 km lang og hermed Sjællands længste og mest omfattende vandsystem med en rigdom af større og mindre tilløb.

Susåen udspringer i Tingerup Tykke nær Kobanke, hvorfra den løber i en stor bue mod nordvest gennem Holmegård Mose indtil tilløbet af Ringsted å.

De væsentligste tilløb på denne strækning er Jydebækken, Søbækken, Gillesbækken, Orned Bæk og Sneslev Lilleå.

Fra og med tilløbet af Ringsted å, løber Susåen gennem en markant tunneldal ud i Tystrup-Bavelse Søerne.

De væsentligste tilløb på denne strækning er Ringsted å-systemet, herunder Vigersdal å, Frøsmose å og søerne Gyrstinge, Gørlev og Haraldsted og Alsted å-systemet, herunder Tuel Sø, Pedersborg Sø og Sorø Sø.

Fra Tystrup-Bavelse Søerne løber Susåen mellem Fuglebjerg og Suså kommuner, gennem Næstved kommune til Karrebæk Fjord.

Sidstnævnte afsnit af vandsystemet behandles ikke i nærværende rapport, idet dette vandløbsafsnit behandles af Storstrøms amtskommune.

Vandsystemets opland og vandføring

Oplandet omkring den øvre del af Susåen indtil Ringsted å udgør ca. 260 km².

Medianminimumsvandføringen i dette vandløbsafsnit ligger lidt under normalen for Sjælland.

Oplandet omkring det "midterste" afsnit udgør ca. 370 km² og medianminimumsvandføringen for dette vandløbsafsnit ligger et godt stykke over normalen for Sjælland.

Berørte kommuner

Det samlede opland berører Rønnede, Holmegård og Suså kommuner i Storstrøms amt og Haslev, Ringsted, Tølløse, Stenlille, Sorø og Fuglebjerg kommuner i Vestsjællands amt.

Geologiske-historiske interesser

Hele oplandets geologiske tilblivelseshistorie er knyttet til de meget store subglaciale tunnellob, hvis markerede

I, ligesom langt størstedelen er omfattet af naturparkinteresse.

Naturparkinteressen koncentrerer overvejende om landområderne omkring vandsystemets søer og tilgrænsende skovområder, det vil sige den sydlige del af Haslev kommune omkring Søtorup og Ulse søer, området i Ringsted kommune omkring Gyrstinge og Haraldsted søer og Vigersdal å samt hele landområdet omkring Sorø, Tuel og Tystrup-Bavelse søer. Tystrup-Bavelse området er fredet ved kendelse.

Fiskeinteresser

Der er meget stor interesse for hele det omfattende vandsystem som fiskevande for både erhvervs- og lystfiskeri. Vandsystemet har derimod mindre betydning som opvækstvande for laksefisk. I den forbindelse er der kun peget på Øvre Suså med tilløb.

Interesse for drikkevandsindvinding.

Der er fra Københavns Vandforsynings side udtrykt meget stor interesse for den del af vandsystemet, der ligger nord og vest for Ringsted by omfattende søerne Gyrstinge og Haraldsted med tilløb.

Københavns Vandforsyning har allerede tilladelse til at indvinde 15 mill. m³ overfladevand pr. år fra Haraldsted og Gyrstinge søer.

DER HENVISES IØVRIGT TIL KORTBILAG NR. 1.

Kommunernes interesser

De af oplandet i Vestsjælland berørte kommuner er enige om at forsøge at nå frem til den bedst mulige recipientkvalitet. Man finder derfor, at der bør tilstræbes en recipientkvalitet svarende til forureningsgrad II for hele systemet, dog med undtagelse af Susåstrækningen fra tilløbet af Ringsted å til Tystrup-Bavelse Sø og en mindre strækning af Øvre Suså i Haslev kommune. Man mener ikke her at kunne opnå bedre recipientkvalitet end svarende til forureningsgrad II - III. Dette gælder ligeledes for Ringsted å og Alsted å samt mindre vandløbsstrækninger.

For samtlige søers vedkommende ønsker man fra kommunernes

side at tilstræbe en sø-forureningsgrad, der ikke er ringere end B.

DER HENVISES IØVRIGT TIL KORTBILAG NR. 2.

Foreløbig konklusion

I efterfølgende skema er indholdet af dette kapitel skematisk resumeret, ligesom amtsrådets foreløbige konklusion, for så vidt angår målsætninger og recipientkvaliteter, fremgår af spalterne yderst til højre.

Følgende signaturer er benyttet:

F^O. Forureningsgrad efter saprobiesystemet.

Anvendelser:

1. Anvendelse som kræver et æstetisk tilfredsstillende udseende.
2. Almindeligt fiskevand eller passagevand.
3. Gyde- og opvækstvande for laksefisk.
4. Vandindvinding, herunder markvanding^{*}.
5. Badevand.
6. Referenceområde for naturvidenskabelig studier.

X. Der er fremsat ønske om den pågældende anvendelse.

O. Kommunalbestyrelsen har ligeledes fremsat ønske om den pågældende anvendelse.

Indramninger angiver amtsrådets målsætning.

^{*} For så vidt vandføringen er tilstrækkelig stor.

Foreløbige recipientkvaliteter for Suså oplandet

Kommune	Vandløb eller sø	Kommunens	Fastsat							
		ønske om	recipient-							
		recipient- kvalitet	Anvendelse	kvalitet						
		F ⁰	1	2	3	4	5	6	F ⁰	
Haslev	Indelukkerenden	II	X	X	X				II	
	Kildemarksgrøften	II	X	X	X				II	
	Tuemosegrøften	-	X	X	X				II	
	Longgrøften	-	X		X				II	
	Svalebækken	-	X	X	X				II	
	Søtorup Sø	-	X	X			X	X	B	
	Møllebækken	II	X	X	X				II	
	Troelstrupbækken	-	X		X				II	
	Søbækken	II	X	X	X				II	
	Suså, Ulseskel til Gillesbækken	II	X	X	X			X	II	
	Gillesbækken	III	X	X	X				III	
	Orned Bæk	II	X	X	X				II	
	Havebundsløbet	II	X		X				II	
	Vendebækken	II	X	X	X				II	
	Gasemose Bæk	II	X	X	X				II	
	Suså fra Gillesbækken	II-III	X	X			X		X	II
Ringsted	Nyhusegrøften	-	X		X				II	
	Storkemosegrøften	II-III	X		X				II-III	
	Ørslevløbet	II-III	X	X	X				II-III	
	Vendebækken	II	X	X	X				II	
	Barmose Bæk	II-III	X		X				II	
	Gasemose Bæk	II	X	X	X				II	
	Sneslev Lilleå	II	X	X					II	
	Suså til Ringsted å	II	X	X			X		X	II
	Hjortholmløbet	-	X						II	
	Vandløb 4j ved Mørup	-	X						II	
	Frøsmose å, kommunevandløb	II	X	X			X		II	
	Ll. Bøgeskov Vandløb	-	X	X					II	
	Sivrenden	-	X	X					II	

Kommune	Vandløb eller sø	Kommunens ønske om recipient- kvalitet	Anvendelse						Fastsat recipient- kvalitet
		F ⁰	1	2	3	4	5	6	F ⁰
Ringsted	Præstegårdsvandløbet	-	X						II
	Frøsmose å, amtsvandløb	II	X	X		X			II
	Egerupløbet	-	X						II
	Sivertsrende	-	X						II
	Mejerirenden	III	X						III
	Grønbæksløbet	II	X						II
	Gyrstinge Sø	B	X	X		X	X		B
	Gørlev Sø	B	X	X		X			B
	Ringsted å til Haraldsted Sø	II-III	X	X		X			II-III
	Fjællebrøløbet	-	X	X					II
	Adamshøjløbet	III	X						II-III
	Teglværksløbet	-	X						II
	Kværkeby Bæk	II	X						II
	Vigersdals å, kommunevandløb	II	X	X		X			II
	Ågerupgrøften	-	X						II
	Stægebæk	-	X	X					II
	Valsølille Sø	-							B
	Ålbæk-Mølleåen	II	X	X					II
	Vigersdals å, amtsvandløb	II	X	X		X			II
	Benløse Bæk	-	X			X			II
	Haraldsted å	-	X			X			II
	Haraldsted Sø	B	X	X		X	X		B
	Damrenden	-	X						II
	Lille Haraldsted Sø	B	X	X			X		B
	Ringsted å, Haraldsted Sø- Have Mølle	II-III	X	X		X			II-III
	Torpetløbet	-	X						II
	Havbyrdgrøften	-	X						II
	Øllemose Bæk	-	X						II
	Høj Lilleå	II	X	X					II
	Ertebæk	-	X						II
	Vognsbæk	-	X	X					II

Kommune	Vandløb eller sø	Kommunens	Fastsat					
		ønske om	recipient-					
		recipient- kvalitet	Anvendelse	kvalitet		kvalitet		
		F ^o	1	2	3	4	5	6
Ringsted	Ringsted å, Have Mølle - Suså	II-III	X	X		X		
	Suså, Ringsted å - Tystrup Sø	II-III	X	X		X		X
Stenlille	Flædemoseløbet	III	X	X		X		
	Ll. Bøgeskovvandløbet	-	X	X				
	Sivrenden	-	X	X				
Tølløse	Kyringegrøften	II-III	X			X		
Sorø	Dysagerbæk	-	X					
	Vandløb 4j ved Mørup	-	X					
	Kongsholm Bæk	-	X					
	Fjenneslev Vestrenden	-	X					
	Egekærrenden	-	X					
	Vandløb 4gc	-	X					
	Tilløb til Skelbækken	-	X					
	Fuglehuserenden	II	X					
	Skelbækken	-	X					
	Frøsmose å, kommunevandløb	II	X	X		X		
	Stokholtsrenden	-	X	X				
	Ll. Bøgeskovvandløb	-	X	X				
	Frøsmose å, amtsvandløb	II	X	X		X		
	Horsebøgbækken	II-III	X	X				
	Sorø Sø	B	X	X		X	X	
	Pedersborg Sø	-	X	X			X	
	Heglinge å	-	X	X				
	Krogagerbæk	-	X	X				
	Stenbækken	-	X	X				
	Flomgrøften	-	X	X				
	Slaglillerenden	-						
	Lygterenden	III	X	X				
	Tuel Sø	B	X	X			X	
	Knudstruprenden	II	X	X				

Kommune	Vandløb eller sø	Kommunens	Fastsat					
		ønske om	recipient-					
		recipient- kvalitet	Anvendelse	kvalitet				
		F ^o	1	2	3	4	5	6
Sorø	Engelsborgbækken	-	X					II
	Alsted å	II-III	X	X			X	II-III
	Suserup Bæk	-	X	X				II
	Lynge Bæk	II	X	X				II
	Suså til Tystrup Sø	II-III	X	X		X	X	II
Fuglebjerg	Hulebækken	-	X					II-III
	Pilebækken	-	X					II-III
Haslev	<u>Opland til Tryggevalde å</u>							
	Ulse Sø							B
	Freerslev Møllebæk							II
	Feldbækken							II
	Stenkildebækken							II
	<u>Opland til Køge å</u>							
	Madelyngsløbet							II
	Slimminge å		X	X				II
Ringsted	<u>Opland til Køge å</u>							
	Kildebækken							II
	Slimminge å		X	X				II

Heraf ses, at ønsket om at vandløbene i Suså-systemet opstrøms Ringsted å's tilløb skal være egnet som "almindeligt fiskevand", er ret udtalt. Dette indgår i amtsrådets målsætning.

Endvidere indgår ønsker om, at Susåen skal være egnet til markvanding samt til naturvidenskabelige studier, i amtsrådets målsætning.

Herpå er der gennem de kommunale spildevandsplaner tilstræbt, at de fastsatte målsætninger for vandløbssystemets kvalitet og anvendelse opnås og fastholdes. Dette indebærer, at mange, især større spildevandsanlæg, skal foretage en ret vidtgående spildevandsrensning.

En øget grundvandsindvinding der forårsager en reduktion af vandløbenes vandføring i de kritiske sommermåneder, vil få betydning for den nævnte planlægning i området, da denne sker indenfor ret snævre rammer.

Dette skyldes, at de allerede eksisterende menneskelige indgreb, (- som grundvandsindvinding der ikke igen tilføres som rensset spildevand, markvanding (hvor vandet bortgår ved fordampning) og spildevandsudledning), er så omfattende i forhold til vandløbenes vandføringer, at de fastsatte recipientkvaliteter kun kan opnås udfra en omhyggelig planlægning.

En mindre reduktion af vandføringen i de større vandløb, forårsaget af grundvandsindvinding, d.v.s. i Susåen kan muligvis ske et i omfang så de fastsatte anvendelser og recipientkvaliteter fortsat kan tilgodeses. Påvirkningen kan imidlertid ændre vilkårene for spildevandsrensning og markvanding langs Susåen.

En større reduktion af vandløbenes vandføring, forårsaget af grundvandsindvinding, kan bevirke, at de fastsatte anvendelser der knytter sig til vandløbene og som kræver en vis mindste vandføring samt at de fastsatte recipientkvaliteter ikke kan tilgodeses.

Hvis der påtænkes gennemført en grundvandsindvinding, hvor der kan forudses sådanne virkninger, bør der forinden søges tilvejebragt en ny recipientkvalitetsplan for området.

