

Bord d. 18/5-78

Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium

Att.: cand.scient Niels Thyssen

Lysbrogade 52

8600 Silkeborg

./. Hermed fremsendes ifølge aftale:

1. Den generelle beregning af baggrundsforureningen, herunder
Grødens respiration og
Udledning fra spredt bebyggelse
Herunder notat om bidrag fra diffuse kilder.
2. Endvidere dokumentation for den kalibrering og verificering der blev foretaget ved udføring af beregningerne i 1975
3. Diverse andre redegørelser m.v. i tidens løb:
 1. Fremgangsmåden ved beregningerne, 1975.
 2. Beregningernes kvalitet, januar 1976.
 3. Redegørelse af 25. febr. 1976.
 4. Princippet i beregningerne, maj 1976.
 5. Beregning af modellens følsomhed over ændringer i K_2 , K_r og M maj 1977.

Hvis Du får brug for det, orienterer jeg Dig gerne om relevante beregninger, enten ved møde og/eller ved fornødne fotokopier.

Med venlig hilsen

Poul Andersen
Poul Andersen

BAGGRUNDSFORURENING AF VANDLØB

VESTSJÆLLANDS AMTSKOMMUNE

VANDINSPEKTORATET

MAJ 1975

FORORD

Spildevandsbelastningens virkning beregnes for de enkelte vandløb (se skrift herom), medens baggrundsforureningens størrelse bestemmes generelt for vandløb.

I nærværende publikation behandles spørgsmålet om baggrundsforureningens størrelse, det vil sige størrelsen af den form for forurening, der ikke eller kun meget vanskeligt kan gøres noget ved.

Baggrundsforureningen af vandløb skyldes hovedsagelig grødens (undervandsplanternes) respiration (se skrift herom), samt spildevandsudløb fra spredt bebyggelse i det åbne land (se skrift herom).

Den samlede forurening fremkommer herefter ved addition af baggrundsforureningen og de beregnede værdier for spildevandsbelastningen fra samlet bebyggelse.

Biokemisk iltforbrug

Da vandløbenes grøde normalt ikke af sig selv henfalder i sommermånederne, bidrager denne ikke til at øge det biokemiske iltforbrug. Undtagelser herfra er grødeskæring uden grødeoptagning og akut forurening, der kan dræbe planterne. Da dette ikke bør forekomme, kan biokemisk iltforbrug som følge af baggrundsforureningen kun tilskrives spildevandsudledning fra spredt bebyggelse. Ifølge skrift herom har denne følgende værdier:

For øvre vandløb og sideløb

$L = 3,39 \text{ mg BI}_{\infty}/1 \sim 2,14 \text{ mg BI}_5/1$ ved begyndelsen faldende til

$L = 2,85 \text{ mg BI}_{\infty}/1 \sim 1,80 \text{ mg BI}_5/1$ ved slutningen.

For ikke kystnære hovedløb

$L = 2,56 \text{ mg BI}_{\infty}/1 \sim 1,62 \text{ mg BI}_5/1$ ved begyndelsen faldende til

$L = 0,99 \text{ mg BI}_{\infty}/1 \sim 0,63 \text{ mg BI}_5/1$ ved slutningen

For kystnære hovedløb

$L = 0,64 \text{ mg BI}_{\infty}/1 \sim 0,40 \text{ mg BI}_5/1$ ved begyndelsen faldende til

$L = 0,33 \text{ mg BI}_{\infty}/1 \sim 0,21 \text{ mg BI}_5/1$ ved slutningen

Iltunderskud

Gennemsnitlig maximal grøderespiration gennem den tid på døgnet, hvor denne har størst betydning, ses side 4 og 5 i skrift om "Grødens respiration".

Iltunderskud som følge af spildevandsbelastning fra spredt bebyggelse ses side 19 i skrift herom.

På baggrund heraf beregnes det samlede iltunderskud som følge af baggrundsforureningen, D_b , således at dette kan adderes det iltunderskud som er beregnet for udledning fra samlet bebyggelse o.l., D_{sp} .

Iltunderskudet som følge af baggrundsforureningen gøres afhængig af den betragtede vandløbsstræknings geniltningsevne.

	K_2	Spredt bebyggelse [*]		D_{\max}
		D_o	D_s	
Kystnært hovedløb	1,6	0,40	0,31	0,40
Hovedløb	7,3	0,33	0,11	0,40
Øvre løb	17,0	0,83	0,36	1,0

* Se side 19 i "Spildevandsbelastning fra spredt bebyggelse".

K_2	Grøderespiration over 6 timer									
	Vandløbets iltindhold	1,0	2,0	3,0	4,0	5,0	6,0	7,0	8,0	9,08
0	$D = 6 \times 0,65 C^{0,38}$	3,9	5,1	5,9	6,6	7,2	7,7	8,2	8,6	9,0
1,6	$D e^{-K_2} 0,25$	2,6	3,4	4,0	4,4	4,8	5,2	5,5	5,8	6,0
7,3	$D e^{-K_2} 0,25$	0,63	0,82	0,95	1,06	1,16	1,24	1,34	1,39	1,45
17,0	$D e^{-K_2} 0,25$	0,06	0,07	0,08	0,09	0,10	0,11	0,12	0,12	0,13

K_2	Baggrundsforurening (D_b) = Spredt bebygg. (D_{\max}) + Grøderespiration									
	Vandløbets iltindhold C_{Σ} [*]	1,0	2,0	3,0	4,0	5,0	6,0	7,0	8,0	9,08
0		4,3	5,5	6,3	7,0	7,6	8,1	8,6	9,0	9,4
1,6	Kystnære hovedløb	3,0	3,8	4,4	4,8	5,2	5,6	5,9	6,2	6,4
7,3	Hovedløb	1,03	1,22	1,35	1,46	1,56	1,64	1,74	1,79	1,85
17,0	Øvre løb	1,06	1,07	1,08	1,09	1,10	1,11	1,12	1,12	1,13

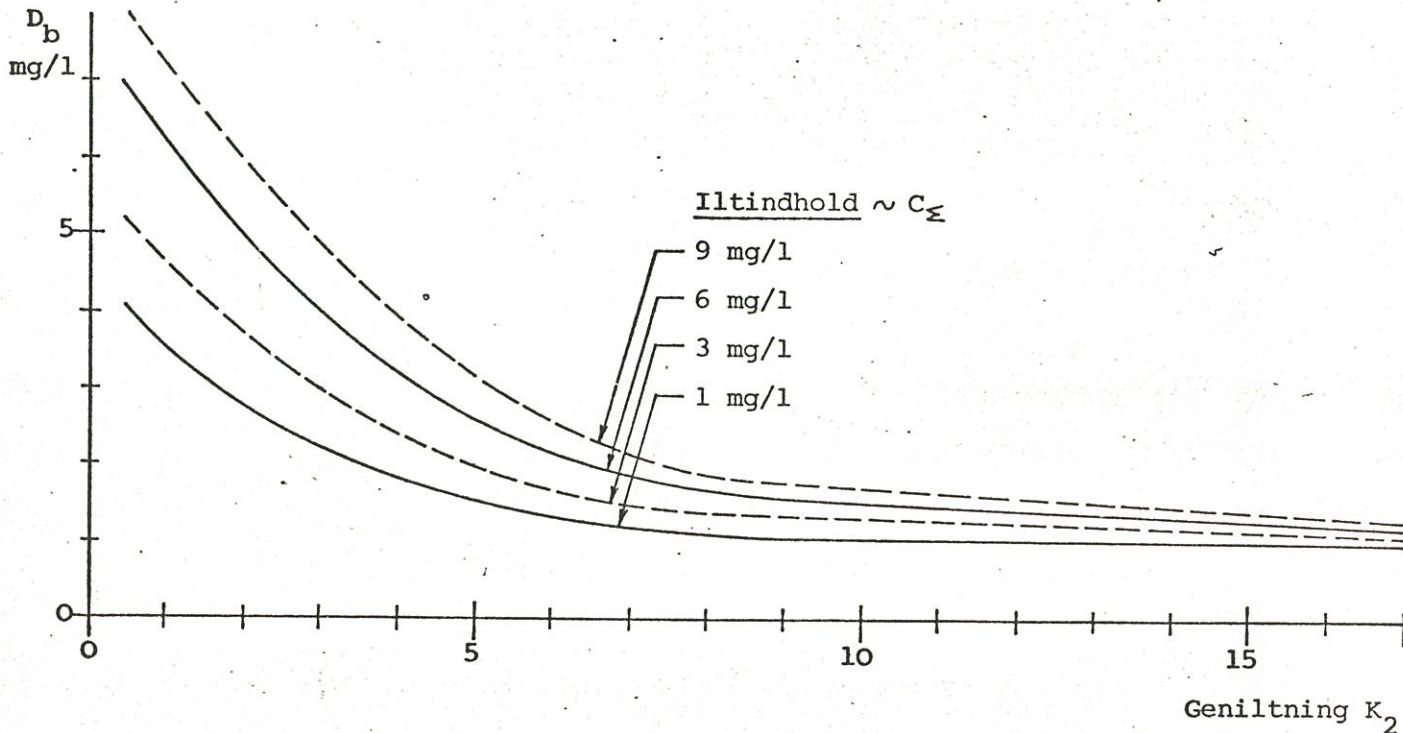
* $C_{\Sigma} = C_s - D_{\Sigma}$, D_{Σ} = Spildevand fra samlet bebyggelse + baggrundsforurening

På baggrund af ovennævnte skema er fremstillet efterfølgende kurve.

Heraf kan iltunderskudet som følge af baggrundsforureningen bestemmes som funktion af den konkrete vandløbsstræknings geniltningsevne, K_2 .

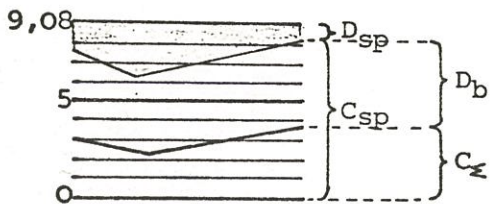
Baggrundsforurening = spredt bebyggelse + maximal grødevækst.

Iltunderskud D_b



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

Skitse



Forureningsgrader

Forureningsgraderne som følge af udledning af spildevand fra samlet bebyggelse er beregnet på grundlag af BI og iltindhold efter Liebmanns metode.

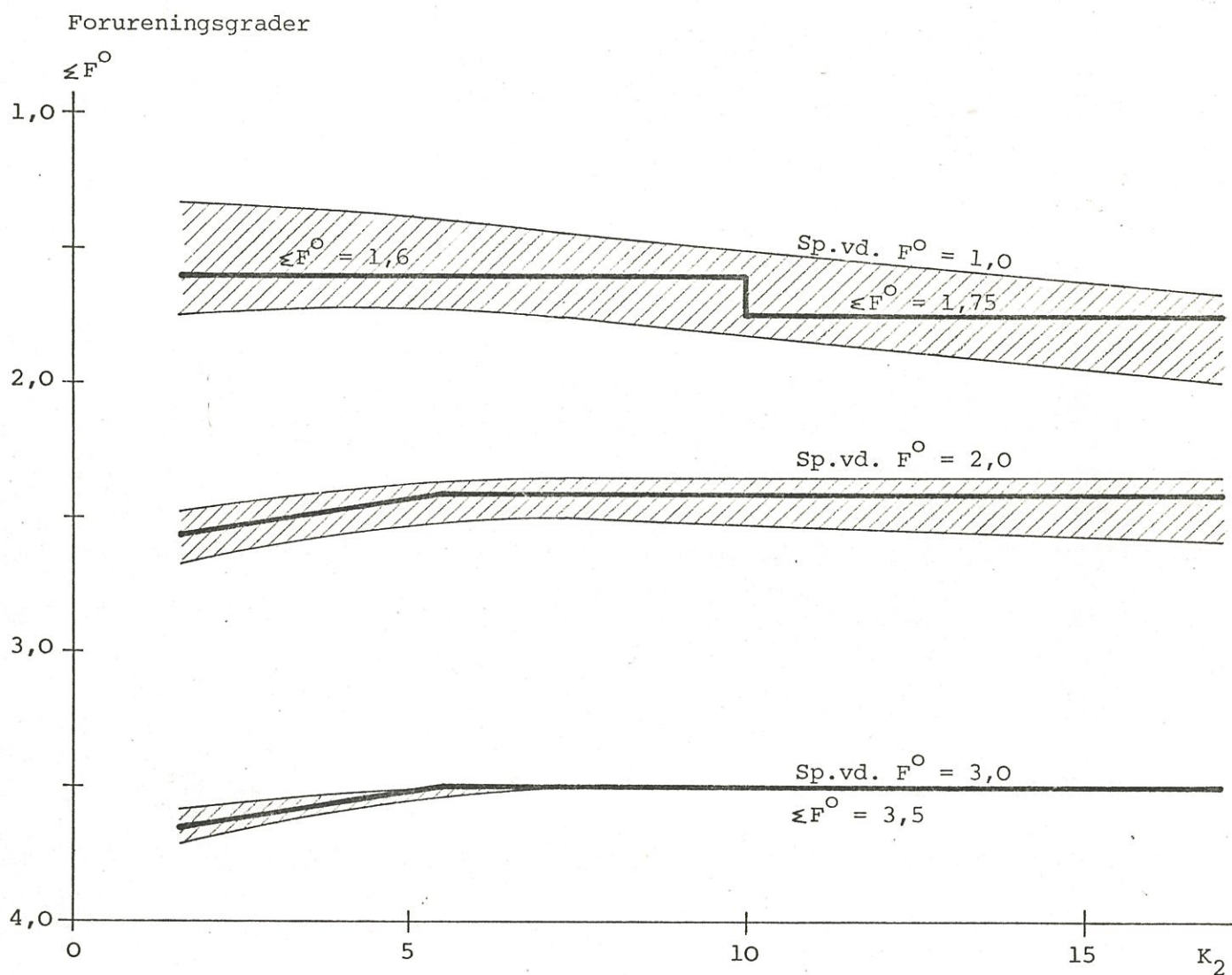
Den samlede forureningsgrad er for forureningsgradernes max. og min. værdier beregnet ved at addere værdierne for baggrundsforureningens BI og iltindhold. Herefter er udarbejdet kurver, hvor man på baggrund af det konkrete vandløbs geniltningsevne og beregnet forureningsgrad som følge af spildevandsudledning alene kan bestemme den samlede forureningsgrad.

Ved beregning heraf indgår grøderespirationen kun med en trediedel. Dette er skønnet som en passende størrelse og skyldes at de fleste organismer kan dæmpe deres livsaktiviteter nogle få timer, og således i et vist omfang tolerere (overleve) de iltsvingninger grøden forårsager.

Sp.vd. F ^o	Biokemisk iltforbrug			Iltindhold		Sum	Forureningsgrad	
	F=1,000	0,632	0,330				Spildevand- alene	→ + grade og spredt behov
	BI ₅ mg/L faktor 1	BI ₂ mg/L faktor 1	BI ₂ % af ilt mg/L faktor 2	mg/L faktor 1	% faktor 1			
Øvre løb	I	0	0	0	8,84	100		
		1	1	2	1	1	6	1,00
		+2	+1	13	-1,08	86		
		1,5	1,5	4	1,5	1,5	6	1,67
Øvre løb	II	2	1,1	10	6,2	70		
		+2	+1	41	-1,08	56		
		2	2	6	3	2,5	6	2,58
		7	3,8	40	2,2	25		
Øvre løb	III							
		+2	+1	430	-1,08	12		
		3	3	8	3,5	3,5	6	3,50
Øvre løb	IV							
							6	4,00
							6	>4,00
Hovedløb	I	0	0	0	8,84	100		
		+1	+0,5	6,3	-0,9	87		
		1,5	1	3	1,5	1,5	6	1,42
		2	1,1	10	6,2	70		
Hovedløb	II							
		+1	+0,5	30	-0,9	58		
		2	2	5	2,5	2,5	6	2,33
		7	3,8	40	2,2	25		
Hovedløb	III							
		+1	+0,5	330	-0,9	14		
		3	3	8	3,5	3,5	6	3,50
Hovedløb	IV							
							6	4,00
							6	>4,00
Kystnære hovedløb	I	0	0	0	8,84	100		
		+0,5	+0,25	3,7	-2,10	74		
		1	1	2	2	2	6	1,33
		2	1,1	10	6,2	70		
Kystnære hovedløb	II							
		+0,5	+0,25	33	-2,10	45		
		2	2	5	3	3	6	2,50
		7	3,8	40	2,2	25		
Kystnære hovedløb	III							
		+0,5	+0,25	580	-1,5	8		
		3	3	8	4	4	6	3,67
Kystnære hovedløb	IV							
							6	4,00
						6	>4,00	

Baggrundsforureningen adderet til forureningsgradernes største nominelle værdier.

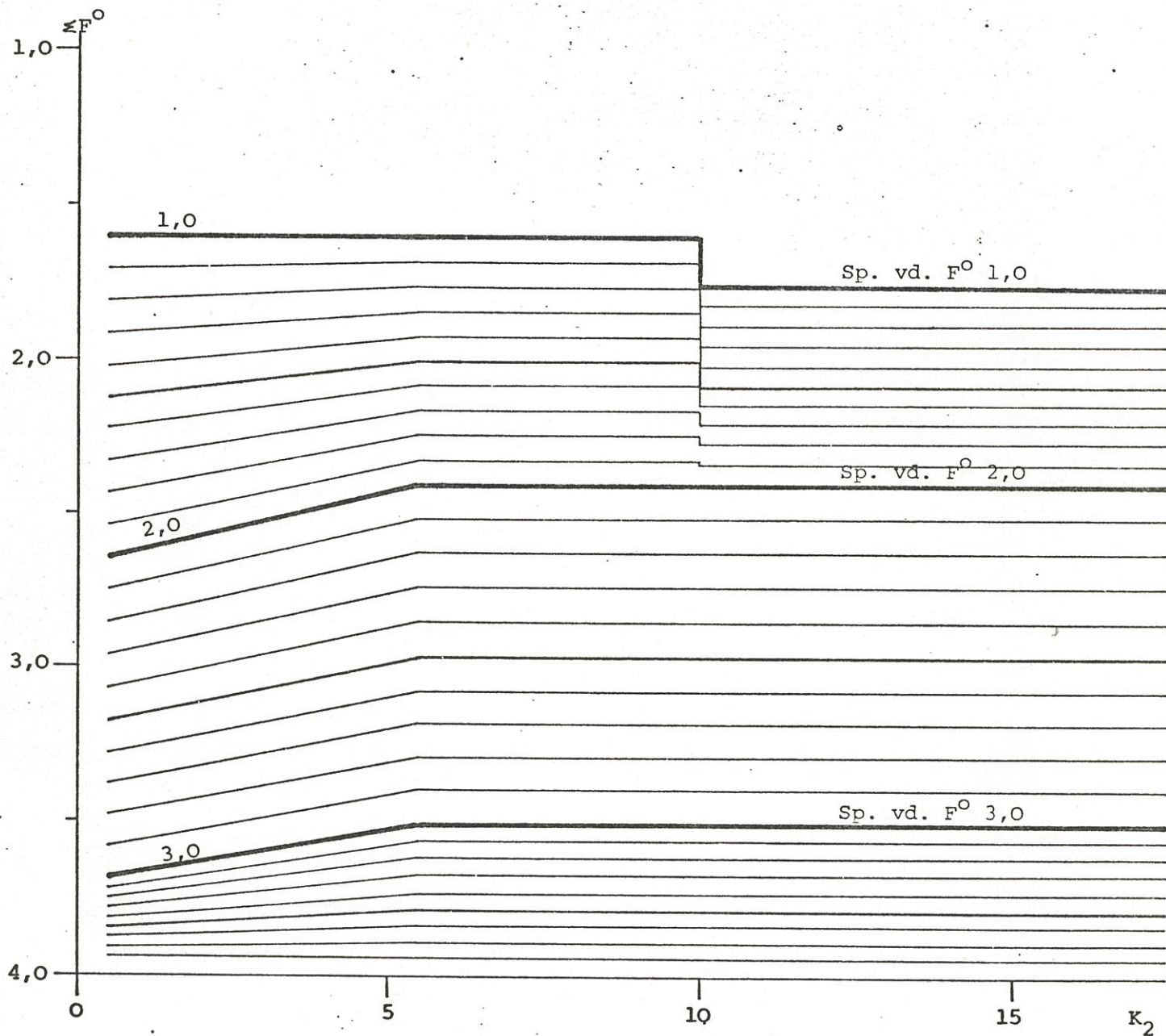
		Biokemisk iltforbrug			Iltindhold		Sum	Forureningsgrad	
F = 1,000		0,632	0,330	—				Spildevand- aldene	+ grad af spredt bælg
Sp.vd. F°	BI ₅ mg/l faktor 1	BI ₂ mg/l faktor 1	BI ₂ % af ilt mg/l faktor 2	mg/l faktor 1	% faktor 1				
Øvre løb	I	0,5	0,3	5	8,45	95		1,00	
		1	1	2	1	1	6		
		+2	+1	18	-1,08	81			2,00
		2,0	2	4	2	2	6		
	II	4	2,2	20	7,5	85		2,00	
		2	2	4	2	2	6		
		+2	+1	50	-1,08	70			2,33
		2,5	2,5	5	2	2	6		
	III	13	7,0	70	4,4	50		3,00	
		3	3	6	3	3	6		
		+2	+1	240	-1,08	37			3,50
		3,5	3,5	8	3	3	6		
IV	22	12	95	0,9	<10		4,00		
	4	4	8	4	4	6			
	+2	+1	-	-1,08	-			> 4,00	
						6			
Hovedløb	I	0,5	0,3	5	8,45	95		1,00	
		1	1	2	1	1	6		
		+1,0	+0,5	11	-0,9	83			1,75
		1,5	1,5	4	1,5	2	6		
	II	4	2,2	20	7,5	85		2,00	
		2	2	4	2	2	6		
		+1,0	+0,5	41	-0,9	72			2,50
		2,5	2,5	6	2	2	6		
	III	13	7	70	4,4	50		3,00	
		3	3	6	3	3	6		
		+1,0	+0,5	214	-0,9	39			3,50
		3,5	3,5	8	3,0	3,0	6		
IV	22	12	95	0,9	10		4,00		
	4	4	8	4	4	6			
	+1,0	+0,5	-	-0,9	-			> 4,00	
						6			
Kystnære hovedløb	I	0,5	0,3	5	8,45	95		1,00	
		1	1	2	1	1	6		
		+0,5	+0,25	8,6	-2,10	69			1,75
		1,5	1,5	3	2	2,5	6		
	II	4	2,2	20	7,5	85		2,00	
		2	2	4	2	2	6		
		+0,5	+0,25	45	-2,10	59			2,67
		2,5	2,5	6	2,5	2,5	6		
	III	13	7	70	4,4	50		3,00	
		3	3	6	3	3	6		
		+0,5	+0,25	310	-2,10	25			3,58
		3,5	3,5	8	3,0	3,5	6		
IV	22	12	95	0,9	10		4,00		
	4	4	8	4	4	6			
	+0,5	+0,25	-	-2,10	-			4,00	
						6			



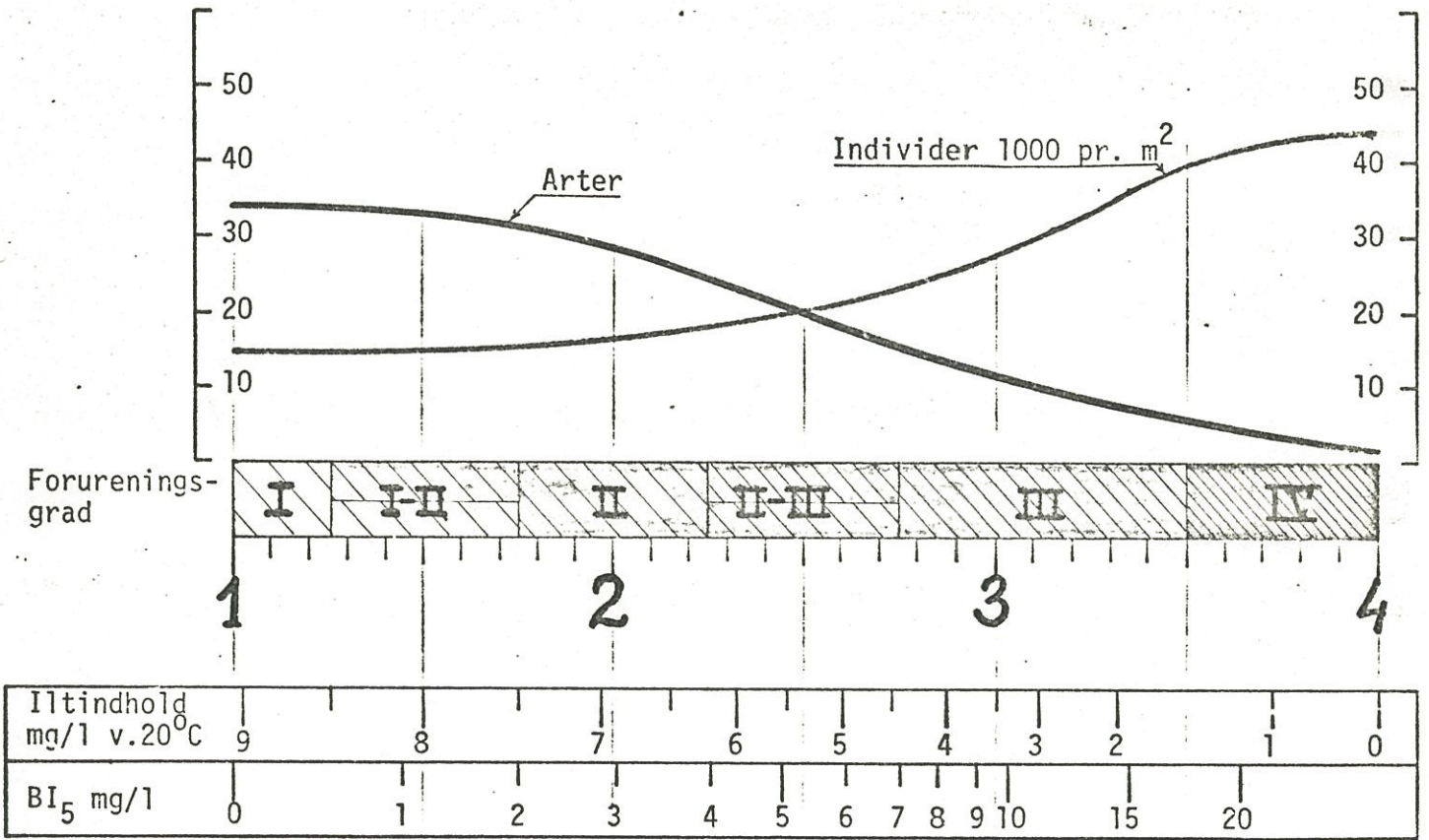
Resulterende forureningsgrad af spildevandsbelastningens F° adderet med F° fremkaldt af udløb fra spredt bebyggelse og respirationen (iltforbruget) fra $\frac{1}{3}$ af maximal grødevækst, med konfidens interval.

Ovennævnte skitse danner grundlag for kurverne på næste side.

Forureningsgrader



Resulterende 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.



GRØDERESPIRATION

VESTSJELANDS AMTSKOMMUNE

VANDINSPEKTORATET

MAJ 1975

I N D H O L D

Grødens respiration	side 2
Grødens mængde	side 3
Beregning af den maximale grødevæksts iltforbrug som funktion af gen- iltningkonstanten K_2	side 3
Begrænsning af grødevækst	side 6
Litteraturliste	side 8

I sommerperioden forårsager grøden (vandplanter placeret under vandoverfladen) iltsvind i vandløbene på grund af at disse respirerer.

Grødens respiration

1. GUNNERSON (1) fandt, at temperatur og iltindhold har betydning for grødens respiration.
2. MC. INTIRE (2) fandt, at et vandløbs turbulens har betydning for grødens respiration.
3. PHINNEY (3) fandt, at respirationen fordobles når temperaturen stiger med 10°C .
4. OWENS (4) fandt følgende forhold mellem grødens respiration og vandets iltkoncentration:

$$R = C_1 \times C_2^C$$

hvor R er respirationen i mg ilt pr. gram grøde tørvægt pr. time.

C er vandets iltkoncentration i mg ilt pr. l.

C_1 og C_2 er konstanter.

Ligningen gælder for iltkoncentrationer mellem 1, 2 og 17,0 mg/l.

I "river Ivel" fandtes følgende værdier for C_1 og C_2 :

$$C_1: 0,75 - 1,63$$

$$C_2: 0,25 - 0,38$$

5. MC. DONNELL (5) har studeret effekten af vandets iltkoncentration på respirationen fra to typer grøde, nemlig af vandpest (*Elodea canadensis*) og vandaks (*Potamogeton crispus*).

Han antog at respirationen kunne udtrykkes således:

$$R = \beta + \alpha \times c$$

hvor R er respirationen i mg ilt pr. gram grøde tørvægt pr. time.

C er iltkoncentrationen i mg/l.

α og β er konstanter.

Mc. Donnell har på baggrund af litteraturstudier om planterespiration og egne studier fundet følgende værdier for α og β :

α ca. 0,13 og β ca. 1,2 - 1,6 ved 20°C vandtemperatur.

Grødemængdens størrelse

6. OWENS (6) har fundet mellem 110 og 320 gr. plantetørvægt pr. m² ved 0,6 - 0,8 m vanddybde. Dette svarer til 0,14 - 0,53 gr. pr. liter.

Beregning af den maximale grødevæksts iltforbrug som funktion af geniltningshastighedskonstanten K₂.

Vandinspektoratet skønner på baggrund af pkt. 6 gennemsnitlig maximal grødemængde ved forureningsgrad II til 0,5 gram grødetørvægt pr. liter.

På baggrund heraf erstattes "R" i formlerne pkt. 4 og 5 med "r", der udtrykker den gennemsnitlige maximale respiration i mg/l/time.

Den maximale respiration fås ved fuld iltmætning og giver følgende værdier.

Den maximale værdi for formlen pkt. 4 er:

$$r = 0,5 (1,63 \times 9,08^{0,38}) = 1,88 \text{ mg/l/time}$$

, -og minimale værdier:

$$r = 0,5 (0,75 \times 9,08^{0,25}) = 0,65 \text{ mg/l/time}$$

Maximal værdi for formel pkt. 5 er:

$$r = 0,5 (1,6 + 0,13 \times 9,08) = 1,39 \text{ mg/l/time}$$

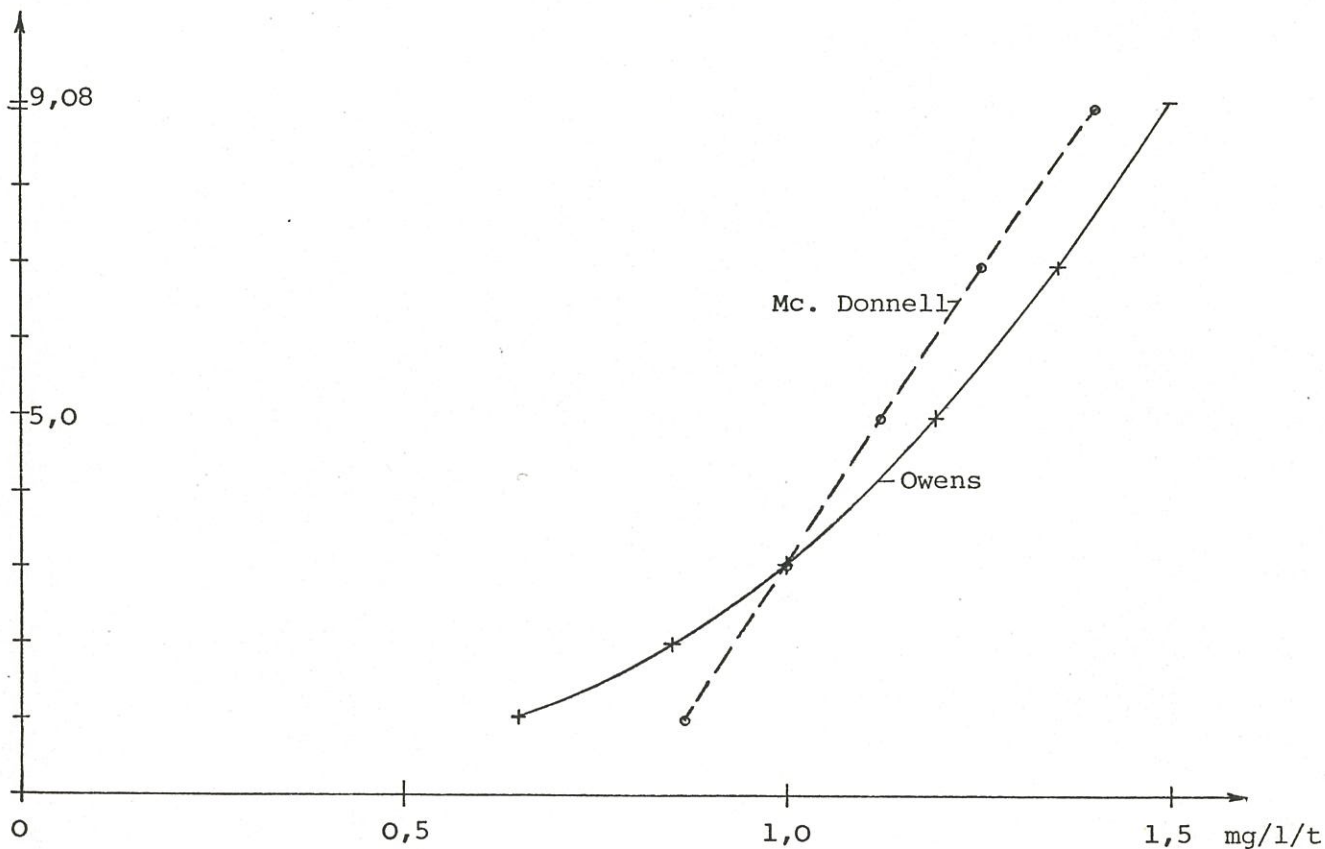
, -og minimal værdi:

$$r = 0,5 (1,2 + 0,13 \times 9,08) = 1,19 \text{ mg/l/time}$$

På grundlag heraf skønnes gennemsnitlig maximal respiration (iltforbrug) som følge af grødevækst til 1,5 mg/l/time ved fuld iltmætning (9,08 mg/l).

Ved forskellige iltindhold fås følgende respirationer:

Iltindhold mg/l



Gennemsnitlig maximal grøderespiration ved 20°C.

$$+ \text{ tegn } \sim r = 0,5(1,30 C^{0,38})$$

$$o \text{ tegn } \sim e = 0,5(1,6 + 0,13 \times C)$$

Iltunderskud som funktion af vandløbets længde

Foregående iltunderskud geniltet + spildevandets iltunderskud geniltet + grødens iltunderskud geniltet = Samlet iltunderskud efter tiden t.

$$D_{\xi 0} e^{-K_2 t} + \frac{L_0 K_1}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + \frac{24 \times 0,65 C_0^{0,38} t}{K_2} (1 - e^{-K_2 t}) = \underline{\underline{D_{\xi 1}}}$$

$$D_{\xi 1} e^{-K_2 t} + \frac{L K_1}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + \frac{24 \times 0,65 C_{\xi 1} t}{K_2} (1 - e^{-K_2 t}) = \underline{\underline{D_{\xi 2}}}$$

o.s.v.

, - er det samme som

$$D_{sp.0} e^{-K_2 t} + \frac{L_0 K_1}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) = D_{sp.1}$$

$$D_{gr.0} e^{-K_2 t} + \frac{24 \times 0,65 D_{\xi 0}^{0,38} \times t}{K_2} (1 - e^{-K_2 t}) = D_{gr.1}$$

$$\underline{\underline{D_{sp.1} + D_{gr.1} = D_{\xi 1} / C_{\xi 1}}}$$

$$D_{sp.1} e^{-K_2 t} + \frac{L_0 K_1}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) = D_{sp.2}$$

$$D_{gr.1} e^{-K_2 t} + \frac{24 \times 0,65 \times C_{\xi 1}^{0,38} \times t}{K_2} (1 - e^{-K_2 t}) = D_{gr.2}$$

$$\underline{\underline{D_{sp.2} + D_{gr.2} = D_{\xi 2} / C_{\xi 2}}}$$

o.s.v.

hvor D_{sp} er iltunderskudet forårsaget af spildevand

D_{gr} er iltunderskud forårsaget af grøde

D_{ξ} er $D_{sp} + D_{gr}$

Når iltunderskudet er en funktion af vandløbets længde (strækningen fra station 0 - 1) gælder for beregning af iltunderskud forårsaget af spildevand fra samlet bebyggelse at $D_{sp.0}$ normalt er forskellig fra $D_{sp.1}$, da BI jo nedbrydes ned ad vandløbet, medens $D_{gr.0} = D_{gr.1}$, da grødens aktivitet normalt er ens på samme tidspunkt overalt i et vandløbssystem.

Når iltunderskudet er en funktion af tiden samme sted i et vandløb, gælder for beregning af iltunderskud forårsaget af spildevand fra samlet bebyggelse, at $D_{sp.o} = D_{sp.l}$, da BI som følge af spildevandsbelastningen fra større spildevands- og vandløbssystemer forudsættes ikke at variere over døgnet samme sted i et vandløb.

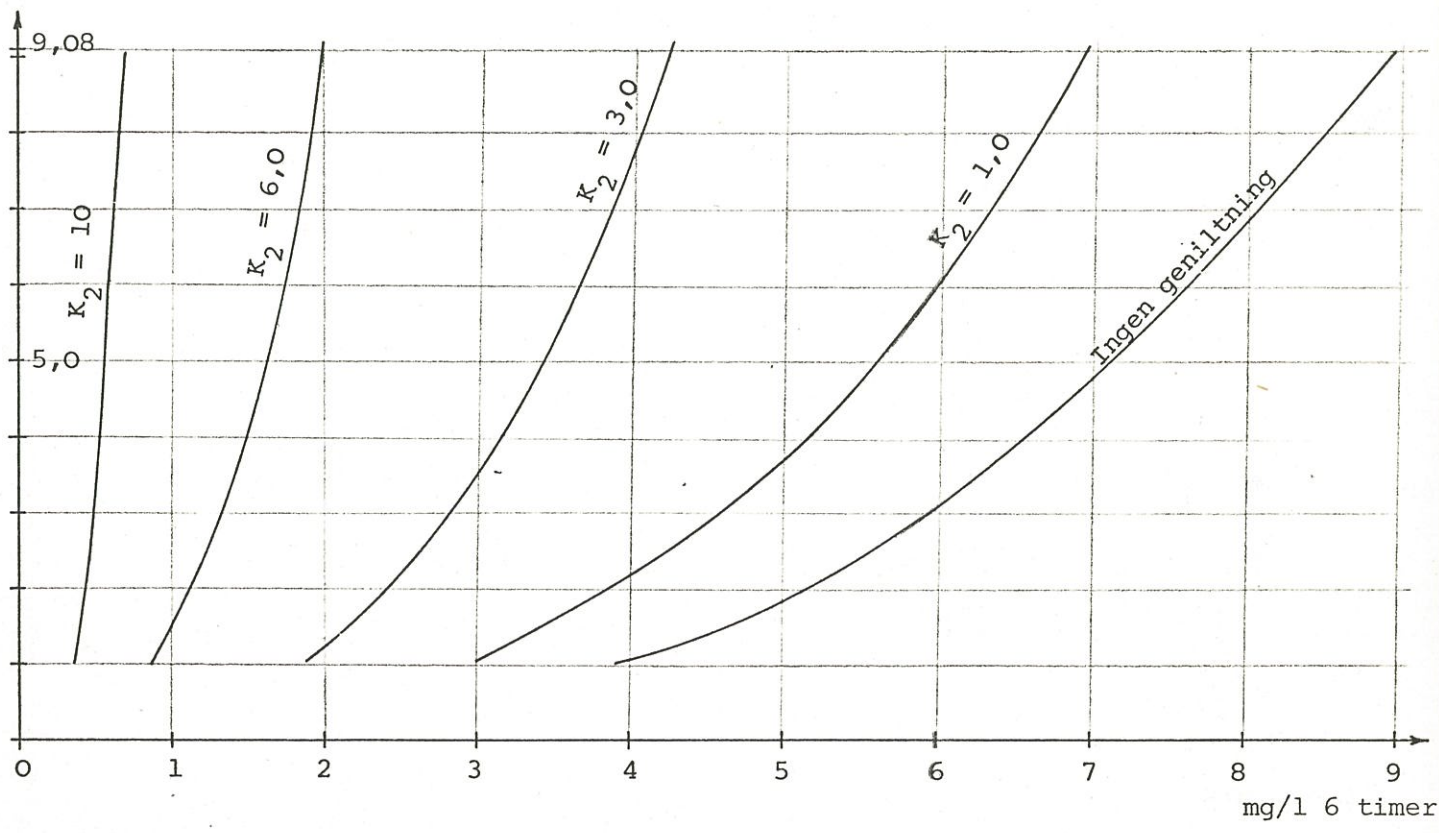
Derimod varierer grødens aktivitet over døgnet, hvorfor $D_{gr.o} \neq D_{gr.l}$.

Som nævnt har grødens iltforbrug størst betydning udenfor fotosynteseperioden, nemlig ved midsommer, i tiden fra kl. 21⁰⁰ - 3⁰⁰.

Det største iltunderskud fås når grøden har respireret over disse 6 timer.

For forskellige geniltningshastigheder fås følgende "nettoiltforbrug", idet OWENS relation pkt. 4 anvendes.

Iltindhold mg/l



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

K ₂	Grøderespiration i 6 timer						
	Vandløbets iltindhold *	1,00	2,00	4,00	6,00	8,00	9,08
0	$D = 6 \times 0,5 \times 1,30 \times C^{0,38}$	3,9	5,1	6,6	7,7	8,6	9,0
1	$D e^{-1 \times 0,25}$	3,0	3,9	5,2	6,0	6,7	7,0
3	$D e^{-3 \times 0,25}$	1,84	2,4	3,2	3,6	4,1	4,3
6	$D e^{-6 \times 0,25}$	0,87	1,12	1,49	1,72	1,92	2,00
10	$D e^{-10 \times 0,25}$	0,32	0,41	0,55	0,63	0,71	0,73
20	$D e^{-20 \times 0,25}$	0,03	0,03	0,05	0,05	0,06	0,06

* Fuld iltmætning minus iltsvindet som følge af spildevandsbelastningen.

Begrænsning af grødevækst

Grødens mængde kan begrænses af kulstof, næringssaltene N og P, grødeskæring og skygning.

Desuden kan mikronæringssalte have betydning.

Det indbyrdes forhold og størrelsen af ovennævnte faktorer er af stor betydning for grødens artssammensætning.

Kulstof er altid til stede i rigelig mængde.

Næringssalte

LARSEN, V. Det danske Hedeselskab angiver, at der er langt større sandsynlighed for, at fosfor kan virke produktionsbegrænsende i danske vandløb, end at kvælstof kan virke produktionsbegrænsende.

Fosforkoncentrationen skal ned på meget lave værdier for at begrænse plantevæksten, d.v.s. under ca. 0,1 mg P/l.

GARGAS, VKI oplyser at grødevæksten ikke alene er afhængig af åvandets indhold af næringssalte men også i høj grad af bundens indhold, som skønnes normalt at være rigelig for at opretholde en betydelig grødevækst.

SIMONSEN, J., DTH oplyser at begrænsning af grødevæksten ved fjernelse af næringsalte meget vanskeligt lader sig praktisere for vandløb som gennemstrømmer landbrugsområder af den art vi kender i dag. Hertil kommer, at næringssalte findes i store mængder i samfundet og ret let kan tilføres et vandløbssystem ved uheld f. eks. i renseanlæg, fra ensilagesaft m.v. Nogle få uheld kan således tilføre vandløbsbunden tilstrækkelig næringssaltmængde til at forårsage uacceptabel grødevækst i lang tid fremover.

Grødeskæring

LARSEN, V. finder at "målinger af vandets iltindhold viser, at grødeskæring forbedrer iltindholdet i nattetimerne. Forbedringerne er dog ikke i alle tilfælde så tilfredsstillende, at der opnås et tilstrækkeligt højt indhold af opløst ilt. I sådanne tilfælde må bundens sediment fjernes".

GARGAS' VKI nævner at grødeskæring naturligvis har betydning, men at grøden normalt gror ret hurtigt til igen.

En større hæmning af grødevæksten fås sandsynligvis hvis noget af grødens rodnet også kan fjernes, i forhold til almindelig grødeskæring. Dette har dog betydelige og uheldige økologiske bivirkninger.

Skygning (lysmængde)

Litteraturen nævner mange forskellige faktorer som har indflydelse på den fotosyntetiske iltproduktion.

Alle forskere er ikke enige når der er tale om hvilke faktorer, der er mest vigtige.

Lysintensiteten anses imidlertid for at være en væsentlig faktor.

I litteraturen ses ofte følgende formel for total iltproduktion:

$$\text{Prod.} = C_1 \times \text{lys}^C 2$$

OWENS finder at temperaturen ikke har nogen klar effekt når lys er den begrænsende faktor.

SIMONSEN, J., DTH (7) angiver side 177 grødeproduktionen målt i gr. ilt/m²/døgn til enten

$$\text{Prod.} = 0,00610 \times \text{VIS}$$

eller

$$\text{Prod.} = 0,00306 \times \text{TOT}$$

Hvor VIS er den modtagne mængde af synligt lys, målt i kcal/m²/døgn, og TOT er den modtagne mængde af alt lys, målt i kcal/m²/døgn.

- - - - o O o - - - -

I forbindelse med vedligeholdelse af vandløb har man ved vandinspektoratet erfaret at der langs vandløb, hvor der er beplantet med træer og buske på sydsiden, normalt ses reduceret grødevækst. Som nævnt foran er det også kendt, at nedsat lysmængde reducerer grødevæksten.

Udfra økonomiske, økologiske og æstetiske synspunkter synes beplantning med træer og buske langs vandløbenes syd- og f.eks. vestside til skygning for grøde at være en attraktiv løsning, navnlig på langsomtflydende åstrækninger, hvor geniltning fra atmosfæren er forholdsvis lille.

I forbindelse hermed bør etableres permanent adgang på vandløbenes modsatte bredder til maskinel vedligeholdelse.

1. Gunnerson C.G. & Baily I.E.
 "Oxygen relationships in the Sacraments River".
 (ASCE = Journal of the Sanitary Engineering Division).
2. Mc. Intire C.D.
 "Some Factors Affecting Respiration of Periphyton Communities in Lotic Environments".
 Ecology vol. 47 (1966) p. 918 - 930.
3. Phinney H. K. & Mc. Intire C.D.
 "Effect of Temperature on Metabolism of Periphyton Communities Developed in Laboratory streams".
 Limn. and Oceanogr. (1968) vol. 17 p. 341 - 344.
4. Owens M. & Edwards R.W.
 "Some factors affecting the respiration of some Aquatic Plants".
 Hydrobiologia vol. 23 (1964) p. 533 - 543 og
 Owens M., Knowles G. & Clark Anna.
 "The Prediction of the Distribution of dissolved Oxygen in Rivers".
 Proc. 4 ht. Ind. Conf. Wat. Pollut. Res. Prague (1969) p. 125 - 137, 139 - 147.
5. Ma. Donnell, A. J. and Weeter, D. U.
 "Variable Respiration in Aquatic Plant Communities".
 J. of the Sanitary Eng. Div. ASCE, 98 SA 2 1972, p. 325 - 339.
6. OWENS M. and Edwards, R. W.
 "The effekts of plants on river conditions".
 I Summer Crops and estimates of net productivity of macrophytes in a chalk stream.
 Journal of Ecology vol.48 1960, p. 151 - 160
 II Further Crops studies and estimates of net productivity of macrophytes in a chalk stream.
 J. E. vol. 49 1961, p. 119 - 126.
 III Crop studies and estimates of net productivity og macrophytes in four streams in Southern England.
 J. E. vol. 50 1962, p. 157 - 162.
7. Simonsen, J., "Oxygen fluctuations in streams" 1974.

S P I L D E V A N D S B E L A S T N I N G

F R A S P R E D T B E B Y G G E L S E

når spildevand fra samlet bebyggelse ikke fjerntransporteres

VESTSJÆLLANDS AMTSKOMMUNE

VANDINSPEKTORATET

MAJ 1975

INDHOLDSFORTEGNELSE

	side
1. Indledning.....	2
2. Det idealiserede vandløb	3
2.1 Vandstrømningshastighed i det idealiserede vandløb	3
2.2 Længde af delstrækninger	3
2.3 Oplandstilvækst pr. km vandløb	4
2.4 Nedbrydnings- og geniltningkonstanter	4
3. Spildevandsudledningen fra spredt bebyggelse	5
3.1 Intervallet for sandsynlig udledt spildevandsandel	5
3.2 Estimering af faktisk udledt spildevandsandel	5
4. Omsætning i vandløb	9
4.1 Fremgangsmåde ved beregningerne	9
4.2 Beregningsgrundlag	9
4.2.1 PE-tæthed i spredt bebyggelse	9
4.2.2 BI-belastning hvis 100 % af spildevandet udledes	10
4.2.3 Korrektion for overkloakering	10
4.2.4 Udledning ved alternativ I, II m.fl.	10
4.3 Beregninger	12
5. Konklusion	19
6. Litteraturliste	20

1. Indledning

De eksisterende oplysninger om forholdene ved udledning af spildevand fra spredt bebyggelse er for sparsomme til, at de kan danne grundlag for en detaljeret beregning af forureningsbidraget fra denne belastning for de enkelte vandløbsstrækninger.

I stedet foretages forenkede beregninger for et "idealiseret vandløb" på grundlag af en række antagelser om de faktiske forhold ved udledning af spildevand fra spredt bebyggelse.

2. Det idealiserede vandløb

Ved sammenstillingen af data for det idealiserede vandløb er det tilstræbt, at disse data skal være middelværdier af data fra amtskommunens vandløb.

2.1 Vandstrømningshastighed i det idealiserede vandløb

Hastigheden beregnes som gennemsnittet af de beregnede hastigheder i tre af amtskommunens vandløb opdelt på a) ikke kystnære strækninger, b) kystnære strækninger (strækninger med bund under kote 0), og c) det samlede vandløb.

TUDE Å	Ikke kystnære- strækninger	Kystnære strækninger	Det samlede vandløb
Længde m	142.817	11.660	154.477
Tid sec.	1.526.590	397.524	1.924.114
Hastighed m/sec	0,094	0,029	0,080
SUSÅ			
Længde m	200.491	Udløb i Storstrøms- amtskommune.	200.491
Tid sec.	2.052.085		2.052.085
Hastighed m/sec	0,098		0,098
ÅMOSE Å			
Længde m	158.925	6.630	165.555
Tid sec.	1.940.642	686.443	2.627.085
Hastighed m/sec	0,082	0,010	0,063

Strømningshastigheden for det idealiserede vandløb sættes til 0,1 m/sec for ikke kystnære strækninger og til 0,025 m/sec for kystnære strækninger.

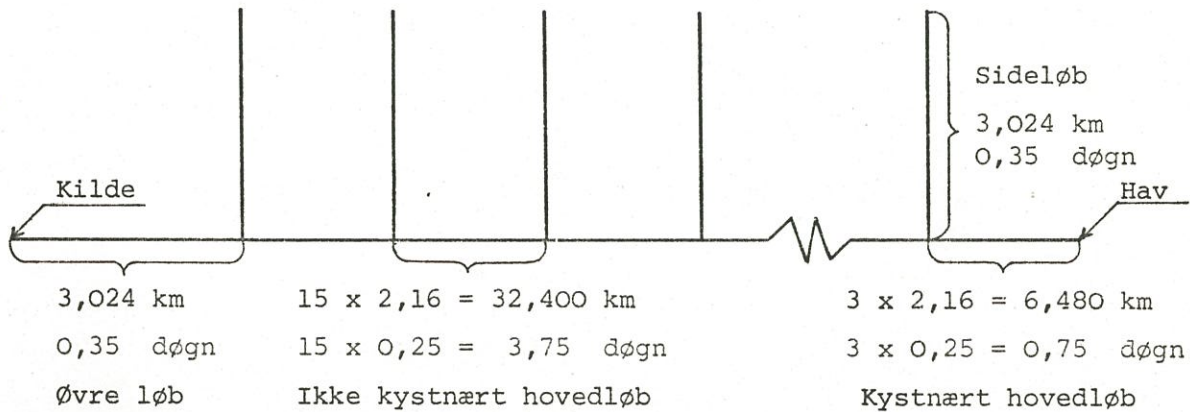
2.2 Længde af delstrækninger

Antal og længde af delstrækninger for det idealiserede vandløb er fundet på grundlag af data for Tude å.

Den totale længde af det idealiserede vandløb bliver 96 km svarende til et opland på 288 km².

Vandløbet har 19 sideløb.

Længden af de enkelte sideløb er: 3,024 km
 Længden af ikke kystnært hovedløb er: 32,400 km
 Længden af kystnært hovedløb er: 6,480 km
 Længden af det samlede hovedløb er: 41,904 km
 svarende til en transporttid på 7,1 decimaldøgn.



2.3. Oplandstilvækst pr. km vandløb

Amtskommunens areal er ca. 3000 km². Længden af amtskommunens vandløb er ca. 1000 km. På grundlag heraf sættes oplandstilvæksten til 3 km²/km vandløb for det idealiserede vandløb.

2.4. Nedbrydnings- og geniltningskonstanter (K_1 og K_2)

Ved alternativ 0 beregnes K_1 som en funktion af BI-koncentrationen L , og K_2 antager de samme værdier som i alternativerne I, II m.fl.

For alternativer I, II m.fl. er K_1 og K_2 sat lig med de beregnede gennemsnitsværdier for Tude å.

Alternativ I, II m.fl.	Nedbrydning K_1 døgn ⁻¹	Geniltning K_2 døgn ⁻¹
Sideløb + Øvre løb	1,2	16,7
Ikke kystnært hovedløb	0,7	7,3
Kystnært hovedløb	0,8	1,6

3. Spildevandsudledningen fra spredt bebyggelse

3.1 Intervallet for sandsynlig udledt spildevandsandel

Belastningsberegningerne foretages på grundlag af vandløbenes medianminimumsvandføring, d.v.s. den tid på året, hvor jorden er mest tør. Dette medfører, at spildevandsudledningen reduceres, idet en stor del af spildevandet udledes gennem ikke tætte afløbsstystemer.

Spildevandsudledningen skønnes at fordele sig som følger:

Udledning til jorden ca.	15 %
Udledning via afvandingsledninger til vandløb/jord ca.	75 %
Udledning via kloakrør til vandløb ca.	10 %

Den faktisk udledte andel af spildevandet er altså minimalt 10 % og maximalt 85 % af den totale mængde.

Dette giver følgende BI belastninger:

Udledt spildevandsmængde:	10 %	85 %
BI ₅ mg/s/km vandløb	4,4	37,1
BI _∞ mg/s/km vandløb	5,5	46,5

3.2 Estimering af faktisk udledt spildevandsandel

Til brug for beregning af størrelsesorden og årstidsvariation for diffus afstrømning af TOC har Nyholm [1], VKI, opstillet følgende ligningssystem:

Samlet TOC afstrømning pr. år:

$$(1) \quad QC \text{ (kg C/år)} = 25X_1 + 3300X_2$$

Den på årsbasis normerede TOC afstrømning som funktion af den på årsbasis normerede vandføring på dag nr t:

$$(2) \quad FC \text{ (FQ(t))} = 0,3166 \times 10^{-3} + 0,90024 \times FQ(t)$$

Hvor den på årsbasis normerede vandføring som funktion af dag nr. er beregnet af:

$$(3) \quad FQ(t) = \frac{1}{365} \times \frac{q(t) \text{ (l/sec)}}{q_{\text{mid}} \text{ (l/sec)}}$$

Heraf fås det estimerede TOC bidrag pr. dag:

$$(4) \quad qC = FC \times QC$$

X₁ er antal PE i regning

X₂ er km² landbrugsareal

t er dag nr.

q(t) er vandafstrømning l/sec på dag nr. t.

q_{mid}(t) er middelvandafstrømningen på årsbasis.

Nyholm [1] understreger selv, at dette ligningssystem kun kan tjene som en meget grov rettesnor for det forventede afstrømningsbidrag.

Det er ikke muligt at opstille generelle relationer mellem BI_∞ og TOC, men Nyholm mener, at man i mangel af bedre viden, som en arbejdshypotese kan antage, at årstidsvariationen for BI_∞ følger den for TOC, d.v.s. at ligning (2) kan omskrives til:

$$(2a) \quad FBI(FQ(t)) = 0,3166 \times 10^{-3} + 0,90024 \times FQ(t)$$

TOC fra landbrugsarealer skyldes formentlig for en stor del udvaskning af humus fra jorderne. Humus er tungt nedbrydeligt, og som følge heraf må TOC bidraget fra landbrugsarealer reduceres væsentligt, før man omregner TOC til BI_∞.

Palmark og Northeim [2] opgiver, at ca. $\frac{2}{3}$ af TOC i råbyspildevand er biologisk let nedbrydeligt, d.v.s. at hvis man antager at $\frac{1}{10}$ af TOC fra landbrugsarealer er biologisk let nedbrydeligt, kan man med tilnærmelse ændre ligning (1) til en bestemmelse af biologisk nedbrydeligt TOC:

$$QC_{BI} \text{ (kg C/år)} = \frac{2}{3} \times 25 \times X_1 + \frac{1}{10} \times 3300 \times X_2$$

Indsættes 30 PE/km² fås:

$$QC_{BI} = \frac{2}{3} \times 25 \times 30X_2 + \frac{1}{10} \times 3300X_2 \Rightarrow$$

$$QC_{BI} = 16,7 \times X_1 + 11,0 \times X_2 \Rightarrow$$

$$(1a) \quad QC_{BI} \text{ (kg C/år)} = 28 \times X_1$$

Da der i vandløbet foregår en biologisk nedbrydning, af den af ligning (1a) fundne QC_{BI} må ligningssystemet ikke anvendes for større oplande, da omregningen til BI_∞ i så fald vil give for stor BI_∞ værdier.

Hvis anvendelsen begrænses til små oplandsafsnit, så kan der opstilles en ligning svarende til (1a) som direkte udtrykker årsafstrømningen af BI_∞ som funktion af X₁ = antal PE (se ligning 1b)

Ved omregningen fra TOC til BI_∞ er anvendt følgende hypoteser:

1. Den gennemsnitlige sammensætning af biologisk nedbrydeligt materiale er:
C₅H₇NO₂ (molvægt: 113 g).
2. 1 mol C₅H₇NO₂ forbruger 7 mol O₂ ved fuldstændig mineralisering og nitrifikation (7 mol O₂ ~ 224 g O₂)
3. TOD ≈ COD

Desuden anvendes, at man ved en korresponderende undersøgelse i Susåsystemet 1974 har fundet, at BI₅ udgør fra $\frac{1}{10}$ til $\frac{2}{10}$ af COD (≈ TOD)

Heraf fås, at

$$12 \text{ mg TOC} \approx 22,6 \text{ mg biomasse } (\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2) \approx$$

$$44,8 \text{ mg O}_2 \approx \text{TOD} \approx \text{COD} \approx 4,5 - 9,0 \text{ mg BI}_5 \approx 8,5 \text{ mg BI}_\infty$$

Vi havde fra før:

$$(1a) \quad \text{QC}_{\text{BI}} (\text{kg TOC}/\text{år}) = 28 \times X_1$$

Heri indsættes:

$$1 \text{ kg TOC} = \frac{8,5}{12} = 0,7 \text{ kg BI}_\infty$$

$$(1b) \quad \text{QBI} (\text{kg BI}_\infty/\text{år}) = 19,5 \times X_1$$

Lønholdt [3] angiver indholdet i urensset spildevand til:

$$22 \text{ kg BI}_5 \approx 27,5 \text{ kg BI}_\infty/\text{PE}/\text{år}$$

Årsmiddelfaststrømningen for amtets vandløb sættes til $5,6 \text{ l/sec/km}^2$.

Medianminimumsafstrømningen for amtets vandløb sættes til $0,5 \text{ l/sec/km}^2$, af ligning

(3) fås:

$$(3) \quad \text{FQ}(t) = \frac{1}{365} \times \frac{0,5}{5,6} \Rightarrow$$

$$\text{FQ}(t) = 2,45 \times 10^{-4}$$

Af (2a) fås den normerede afstrømning svarende til den normerede vandføring ved medianminimum:

$$(2a) \quad \text{FBI}(\text{FQ}(t)) = 0,3166 \times 10^{-3} + 0,90024 \times 2,45 \times 10^{-4} \Rightarrow$$

$$\text{FBI}(\text{FQ}(t)) = 0,537 \times 10^{-3}$$

Belastningen fra spredt bebyggelse ved medianminimumsvandføring beregnet for en enkelt PE findes af:

$$(4a) \quad \text{qBI} (\text{kg BI}_\infty/\text{døgn}) = \text{FBI} \times \text{QBI}$$

$$\text{qBI} = 0,537 \times 10^{-3} \times 19,5 \times 1 \text{ kg BI}_\infty/\text{døgn}$$

$$\text{qBI} = 10,5 \text{ g BI}_\infty/\text{døgn}$$

Ved fortolkning og bearbejdelse af Nyholm [1] fås som ovenfor vist, at BI -bidrag fra diffuse kilder omregnet til PE-basis ved medianminimumsvandføring andrager $10,5 \text{ g BI}_\infty/\text{PE}/\text{døgn}$.

Den erfaringsmæssigt bestemte BI-produktion er $60 \text{ g BI}_5/\text{PE}/\text{døgn} \approx 75 \text{ g BI}_\infty/\text{PE}/\text{døgn}$.

Ved mekanisk rensning reduceres dette til: $0,7 \times 75 = 52,5 \text{ g BI}_\infty/\text{PE}/\text{døgn}$.

Herefter fås estimatet for den faktisk udledte spildevandsandel fra PE i spredt bebyggelse ved medianminimumsvandføring til: $10,5/52,5 \times 100 = \underline{20 \%}$

Det skal til slut endnu engang understreges, at det fundne resultat kun kan anvendes som et groft skøn over den faktisk udledte spildevandsandel, idet relationen

mellem TOC og BI er særdeles usikker, men det indikerer dog at sandheden ligger i nærheden af at ca. 20 % af den totale spildevandsmængde fra spredt bebyggelse udledes.

4. Omsætning i vandløb

Beregning af BI-koncentration og iltunderskud.

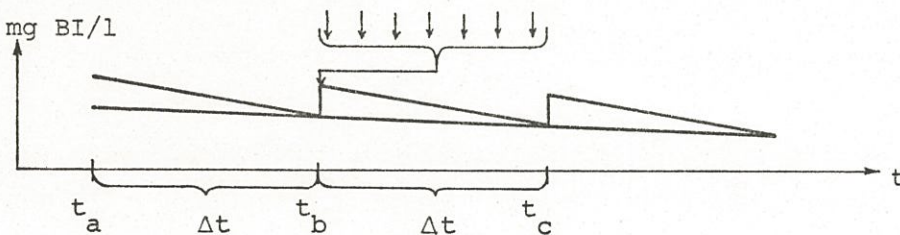
4.1 Fremgangsmåde ved beregningerne

Beregning af L og D til tiden $t + \Delta t$ i en vandløbsstrækning foretages ved at udledningen fra spredt bebyggelse over strækningen svarende til Δt samles ved delstrækningens begyndelsespunkt svarende til tiden t . I dette punkt beregnes blandings L og -D på de sædvanlige blandingskemaer. Herefter beregnes nedbrydning, geniltning og iltforbrug over strækningen Δt på de sædvanlige nedbrydningskemaer.

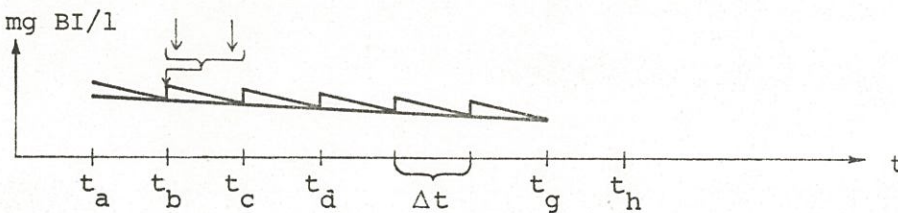
Da vandføringstilvæksten er den samme for hele vandløbet, kan man i stedet for konkrete vandmængder regne med den relative vandføring.

Da L og D-forløbet beregnes diskontinuert vil koncentrationerne af L og D også variere diskontinuert. Disse spring i L og D mindskes ved at man ved små vandføringer regner over små Δt , mens man ved større vandføringer kan anvende større Δt .

Koncentrationsforløb af L ved stor Δt .



Samme vandløb, men mindre Δt .



Som det ses af figurerne kan diskontinuiteterne gøres vilkårligt små ved at lade Δt gå imod 0 decimaldøgn.

4.2 Beregningsgrundlag

4.2.1 PE-tæthed i spredt bebyggelse

Antallet af PE i spredt bebyggelse er ca. 89.000 PE. Amtets areal er ca. 3000 km². PE-tætheden er altså ca. 30 PE/km².

4.2.2 BI-belastning hvis 100 % af spildevandet udledes

Der produceres ca. 60 g BI₅/døgn/PE \approx 0,695 mg BI₅/s/PE.

Det forudsættes at alt spildevand renses mekanisk, herved reduceres udledningen til ca. 42 g BI₅/døgn/PE \approx 0,485 mg BI₅/s/PE.

Da der er ca. 30 PE/km² opland og ca. 3 km² opland/km vandløb fås ca. 90 PE/km vandløb.

Hvis 100 % af spildevandsmængden udledes fås at der udledes 90 PE/km x 0,485 mg BI₅/s/PE = 43,6 mg BI₅/s/km vandløb.

4.2.3 Korrektion for overkloakering

Ved beregning af vandløbenes belastning med spildevand fra byer, er der taget en del "overkloakering" med i regning.

Ved overkloakering forstås den fejl som opstår ved at en del PE tæller med flere gange - på arbejdspladser og i hjemmet. Denne overkloakering kompenseres der for i alternativerne I, II m.fl. (ikke alternativ O), ved at reducere antallet af PE i spredt bebyggelse.

Overkloakeringen i hele amtskommunen er bestemt til 45.000 PE.

Husspildevand i hele amtskommunen: 240.000 PE

Husspildevand i kystnære områder: 80.000 PE

Overkloakering i ikke kystnære områder: $45.000 \times \frac{240.000 - 80.000}{240.000} = 30.000$ PE

PE i spredt bebyggelse efter kompensation for overkloakering 90.000 - 30.000 = 60.000 PE

Dette udgør $\frac{2}{3}$ af den reelle udledning eller 20 PE/km² opland \approx 60 PE/km vandløb.

4.2.4 Udledning ved alternativ I, II m.fl.

I alternativerne I, II m.fl. foretages fjerntransport af spildevand ikke i så udstrakt grad som ved alternativ O.

Som følge heraf beregnes den samlede vandføringstilvækst således:

Kulturteknisk afstrømningstilvækst:

3 km² opland/km vandløb x 0,5 l/s/km opland = 1,5 l/s/km vandløb.

Spildevandsafstrømningstilvækst:

0,5 l/s/km vandløb.

Samlet vandføringstilvækst:

2,0 l/s/km vandløb.

Den udledte andel af den producerede spildevandsmængde fra spredt bebyggelse er estimeret til 20 %.

Mekanisk rensed BI-mængde pr. km vandløb er fundet til 43,6 mg BI₅/s/km vandløb.

Heraf fås at der udledes:

43,6 mg BI₅/s/km vandløb x 0,20 = 8,7 mg BI₅/s/km vandløb \approx 10,9 mg BI_∞/s/km vandløb.

Som følge af kompensationen for overkloakering tages kun $\frac{2}{3}$ heraf i regning:

$\frac{2}{3} \times 10,9 = 7,3$ mg BI_∞/s/km vandløb.

Vandføringstilvæksten på 2,0 l/s/km vandløb får så en koncentration på:
7,3 mg BI_{∞} /s/km vandløb : 2,0 l/s/km vandløb = 3,6 mg BI_{∞} /l
Iltunderskudet for vandføringstilvæksten bliver:

$$D = \frac{1,5 \text{ l} \times 0,91 \text{ mg/l} + 0,5 \text{ l} \times 3,63 \text{ mg/l}}{1,5 \text{ l} + 0,5 \text{ l}} = 1,59 \text{ mg } O_2/\text{l}.$$

Blanding

Vergang År	Blanding af vandløb/andeg vandløb	relativ Vand- føring m ³ /s a c	Biokemisk iltforbrug				Blandings Bl _∞ mg/l	ilt- under- skud mg/l m n	Iltindhold a·m + c·n a+c	Blanding	
			Bl ₅ mg/l	faktor	Bl _∞ mg/l	b d				a·b + c·d a+c	D mg/l
184	Aid	0,60			3,16	+	3,05	0,87	+	0,68	
	0,60	0,35 Σ0,95			2,85	+		0,36			
344		0,60			3,16	+	2,79	0,87	+	0,54	
	0,85	0,95 Σ1,55			2,56	+		0,33			
504		0,60			3,16	+	2,57	0,87	+	0,45	
	1,10	1,55 Σ2,15			2,34	+		0,24			
1,664		0,60			3,16	+	2,38	0,87	+	0,39	
	1,35	2,15 Σ2,75			2,16	+		0,25			
824		0,60			3,16	+	2,20	0,87	+	0,35	
	1,60	2,75 Σ3,35			1,99	+		0,23			
1,984		0,60			3,16	+	2,05	0,87	+	0,32	
	1,85	3,35 Σ3,95			1,85	+		0,22			
144		0,60			3,16	+	1,91	0,87	+	0,29	
	2,10	3,95 Σ4,55			1,72	+		0,20			
1,304		0,60			3,16	+	1,78	0,87	+	0,27	
	2,35	4,55 Σ5,15			1,60	+		0,19			
1,464		0,60			3,16	+	1,67	0,87	+	0,25	
	2,60	5,15 Σ5,75			1,50	+		0,17			
624		0,60			3,16	+	1,57	0,87	+	0,23	
	2,85	5,75 Σ6,35			1,40	+		0,16			
						+		+			

Blanding

Vergang Års	Blanding af vandløb/ankers vandløb	relativ Vand- føring m ³ /s a c	Biokemisk iltforbrug				Iltindhold				
			Bls mg/L	faktor	B _∞ mg/L	Blandings B _∞ mg/L	ilt- unders- skud mg/L m n	a·m + c·n a+c	Blanding		
			b	d	$\frac{a \cdot b + c \cdot d}{a + c}$				D mg/L	C mg/L	
6,784	Aid	0,60		3,16		+	1,48	0,87	+	0,21	
	3,10	6,35 Σ6,95		1,32		-		0,15			
3,941		0,60		3,16		+	1,39	0,87	+	0,20	
	3,35	6,45 Σ7,55		1,24		-		0,14			
1,104		0,60		3,16		+	1,32	0,87	+	0,19	
	3,60	7,55 Σ8,15		1,17		-		0,13			
3,264		0,60		3,16		+	1,24	0,87	+	0,17	
	3,85	8,15 Σ8,75		1,10		-		0,12			
5,424		0,60		3,16		+	1,18	0,87	+	0,17	
	4,10	8,75 Σ9,35		1,05		-		0,12			
	U=0,025					+			+		
	Kystnør										
7,584		2,40		3,16		+	1,43	0,87	+	0,27	
	5,10	9,35 Σ11,75		0,99		-		0,11			
1,744		2,40		3,16		+	1,07	0,87	+	0,48	
	6,10	11,75 Σ14,15		0,64		-		0,40			
1,904		2,40		3,16		+	0,87	0,87	+	0,43	
	7,10	14,15 Σ16,55		0,48		-		0,36			
						+			+		
						+			+		

Vandfasens iltforbrug i

Belastningstilfælde

Idealiseret vandløb

Sideløb A+B+I+II+III

Side 1 of 4

Beregnet HV 20.4.75

Vandlevestrekning vergen km	Medir. af org. stof $L = L_0 e^{-k_1 t} \div$ DL	Sedimentation Mindste værdi af: $\rightarrow L_0 \cdot f$ e^{-3}	Dispersion $L_{0,disp} = \frac{L_0 \cdot \Sigma Q}{\Sigma Q + (Q_{in} - Q_{out})}$	Begyndelses iltmængde-quotient $D = D_0 e^{-k_2 t}$	Vandfasens biokemiske iltforbrug-quotient $D = \frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t})$	Σ Ilt-undersøgt D mg/l	Σ Ilt-indhold C mg/l
0,432 km	360 3,39	e^{-3}	= 329	1,59 0,69	$\frac{11,2 \cdot 3,60}{16,7 - 1,2} (e^{-12,005} - e^{-16,7005})$ 0,14	1,59	
0,864 km	350 3,29	e^{-3}	= 329	1,21 0,52	$\frac{11,2 \cdot 3,50}{16,7 - 1,2} (e^{-12,005} - e^{-16,7005})$ 0,14	1,21	
1,296 km	339 3,20	e^{-3}	= 320	0,97 0,42	$\frac{11,2 \cdot 3,39}{16,7 - 1,2} (e^{-12,005} - e^{-16,7005})$ 0,13	0,97	
1,728 km	330 3,10	e^{-3}	= 310	0,81 0,35	$\frac{11,2 \cdot 3,30}{16,7 - 1,2} (e^{-12,005} - e^{-16,7005})$ 0,13	0,81	
2,160 km	320 3,02	e^{-3}	= 302	0,70 0,31	$\frac{11,2 \cdot 3,20}{16,7 - 1,2} (e^{-12,005} - e^{-16,7005})$ 0,12	0,70	
2,592 km	311 2,93	e^{-3}	= 293	0,62 0,27	$\frac{11,2 \cdot 3,11}{16,7 - 1,2} (e^{-12,005} - e^{-16,7005})$ 0,12	0,62	
3,024 km	303 2,85	e^{-3}	= 285	0,56 0,24	$\frac{11,2 \cdot 3,03}{16,7 - 1,2} (e^{-12,005} - e^{-16,7005})$ 0,12	0,56	
						0,36	

VESTSJÆLLANDS AMTSKOMMUNE
Vandinspektoret

Vandfasens iltforbrug i

Vandlinstrekning overgang km	Middl. af org. stof $L = L_0 e^{-k_1 t} \div$ Minste værdi → $L_0 e^{-k_3 t}$ af → $L_0 \cdot f$	Sedimentation e^{-3}	Dispersion $L_{0,disp} = \frac{L_0 \cdot D_{10} \cdot t}{\sum Q + (Q_{10} + \sum Q_{10-1})}$	Begyndelses iltindtrængningsmængde $D = D_0 e^{-k_2 t}$	Vandfasens biokemiske iltforbrug, gennemsnit $D = \frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t})$	Σ Ilt-undersigt mg/l	Σ Ilt-undersigt indhold C	Side 2 of 4
5,184	$3,05 e^{-0,7 \cdot 0,25}$ 2,56	e^{-3}	2,85	$0,68 e^{-7,3 \cdot 0,25}$ 0,11	$\frac{0,7 \cdot 3,05}{7,3 - 0,7} (e^{-0,7 \cdot 0,25} - e^{-7,3 \cdot 0,25})$ 0,22	0,36		
7,344	$2,79 e^{-2,34}$	e^{-3}	2,56	$0,54 e^{-0,09}$	$2,79 (e^{-0,09} - e^{-7,3 \cdot 0,25})$	0,33		
9,504	$2,57 e^{-2,16}$	e^{-3}	2,34	$0,45 e^{-0,07}$	$2,57 (e^{-0,07} - e^{-7,3 \cdot 0,25})$	0,54		
11,664	$2,38 e^{-1,99}$	e^{-3}	2,16	$0,39 e^{-0,06}$	$2,38 (e^{-0,06} - e^{-7,3 \cdot 0,25})$	0,29		
13,824	$2,20 e^{-1,85}$	e^{-3}	1,99	$0,35 e^{-0,06}$	$2,20 (e^{-0,06} - e^{-7,3 \cdot 0,25})$	0,45		
15,984	$2,05 e^{-1,72}$	e^{-3}	1,85	$0,32 e^{-0,05}$	$2,05 (e^{-0,05} - e^{-7,3 \cdot 0,25})$	0,25		
18,144	$1,91 e^{-1,60}$	e^{-3}	1,72	$0,29 e^{-0,05}$	$1,91 (e^{-0,05} - e^{-7,3 \cdot 0,25})$	0,39		
			1,60			0,23		
						0,35		
						0,22		
						0,32		
						0,20		
						0,29		
						0,19		

Belastningshøjde
Idealiseret vandløb

Overføleb (ikke-tyktværet) M I J A D

konst. b

VESTSJÆLLANDS AMTSKOMMUNE

Vandinspektøret

Vandfasens iltforbrug i

Vandlin- strek km	Medir. af org. stof $L = L_0 e^{-k_1 t} \div$ (Minste- værdi $\rightarrow L_0 e^{-k_3 t}$ af; $\rightarrow L_0 \cdot f$)	Sedimentation	Dispersion $L_{0, D} = \frac{\Sigma Q + (Q_{in} - Q_{out})}{\Sigma Q}$	Begyndelses iltunderskud-oml. $D = D_0 e^{-k_2 t}$	Vandfasens biokemiske iltforbrug, -genl. $D = \frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t})$	Σ Ilt- underskud D mg/l	Σ Ilt- underskud mg/l	Side 3 af 4
20,304	1,78 e ⁻³	e ⁻³	1,60	0,27 e ⁻³	0,7 · 1,78 / (7,3 - 0,7) (e ^{-0,7 t} - e ^{-7,3 t})	0,27	0,27	Beregnet HW 1-5-75
22,464	1,50	e ⁻³	1,50	0,25 e ⁻³	1,67 (e ⁻³ - e ⁻⁷)	0,17	0,25	
24,624	1,40	e ⁻³	1,40	0,23 e ⁻³	1,57 (e ⁻³ - e ⁻⁷)	0,16	0,23	
26,784	1,32	e ⁻³	1,32	0,21 e ⁻³	1,48 (e ⁻³ - e ⁻⁷)	0,15	0,21	
28,944	1,24	e ⁻³	1,24	0,20 e ⁻³	1,39 (e ⁻³ - e ⁻⁷)	0,14	0,20	
31,104	1,17	e ⁻³	1,17	0,19 e ⁻³	1,32 (e ⁻³ - e ⁻⁷)	0,13	0,19	
33,264	1,10	e ⁻³	1,10	0,17 e ⁻³	1,24 (e ⁻³ - e ⁻⁷)	0,12	0,17	
35,424	1,05	e ⁻³	1,05			0,12	0,12	

Handl. (ikke-kystnear) AHI 1-5-75

Belastningstilfælde
Idealiseret vandløb

Handl.

VESTSJÆLLANDS AMTSKOMMUNE
Vandinspektoraft

Vandfasens iltforbrug i

Belastningstilfælde
Idealiseret vandløb

Hovedløb Alt J. D. i. M. ...

Side
4 af 4

Beregnet HW
1:5:75

Andlev trekn vergn km	Medr. af org. stof $L = L_0 e^{-k_1 t} \div$ (Minste værd af; $\rightarrow L_0 \cdot f$)	Sedimentation $L_0 e^{-k_2 t}$	Dispersion $L_0 \frac{D_0 + (D_0 + 20 \cdot t)}{L_0} \frac{L_0}{\Sigma Q}$	Begyndelses iltindhold $D = D_0 e^{-k_2 t}$	Vandfasens biokemiske iltforbrug-gemittel $D = \frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t})$	Σ Ilt-underskud D mg/l	Σ Ilt-indhold C mg/l
35,424	$118 e^{-0,99 t}$ 0,99	e^{-3}	$\frac{1,05}{0,99}$	$0,17 e^{-0,103 t}$ 0,103	$118 (e^{-0,7025 t} - e^{-0,99 t})$ 0,08	0,17	
37,584	Kystnært e^{-3} e^{-3}	e^{-3}		$0,27 e^{-1,6100 t}$ 0,05	$0,8 \cdot 1,43 (e^{-0,8100 t} - e^{-1,6100 t})$ 0,35	0,27	
39,744	$107 e^{-0,48 t}$ 0,48	e^{-3}	$\frac{0,64}{0,48}$	$0,48 e^{-0,10 t}$ 0,09	$107 (e^{-0,10 t} - e^{-0,48 t})$ 0,26	0,48	
41,904	$0,87 e^{-0,39 t}$ 0,39	e^{-3}	$\frac{0,48}{0,39}$	$0,43 e^{-0,09 t}$ 0,09	$0,87 (e^{-0,09 t} - e^{-0,39 t})$ 0,22	0,36	
	e^{-3}	e^{-3}	$\frac{0,39}{0,39}$	e^{-}	$(e^{-} - e^{-})$	0,43	
	e^{-3}	e^{-3}		e^{-}	$(e^{-} - e^{-})$	0,31	

5. Konklusion

I alternativerne I, II m.fl. samles belastningen fra spredt bebyggelse med den beregnede belastning fra samlet bebyggelse for hver enkelt vandløbsstrækning ved simpel addition af de fundne værdier af L og D.

For øvre vandløb og sideløb skal adderes:

L = 3,39 mg BI_∞/l ved begyndelsen faldende til

L = 2,85 mg BI_∞/l ved slutningen.

D = 0,83 mg O₂/l ved begyndelsen faldende til

D = 0,36 mg O₂/l ved slutningen.

For ikke kystnære hovedløb skal adderes:

L = 2,56 mg BI_∞/l ved begyndelsen faldende til:

L = 0,99 mg BI_∞/l ved slutningen.

D = 0,33 mg O₂/l ved begyndelsen faldende til

D = 0,11 mg O₂/l ved slutningen.

For kystnære hovedløb skal adderes:

L = 0,64 mg BI_∞/l ved begyndelsen faldende til

L = 0,39 mg BI_∞/l ved slutningen.

D = 0,40 mg O₂/l ved begyndelsen faldende til

D = 0,31 mg O₂/l ved slutningen.

6. Litteraturliste

[1] Nyholm, Niels og K.S. Nielsen:

N, P og C-bidrag fra diffuse kilder - størrelse og årstidsvariation.
Notat til Vestsjællands amtskommune, VKI Hørsholm 1975.

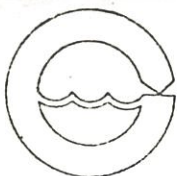
[2] Palmark, M. og Tove Northeim:

En hurtig metode til bestemmelse af spildevands indhold af biologisk nedbrydeligt stof.

Vand nr. 3 august 1974.

[3] Lønholdt, J.: Råspildevands indhold af BI_5 , N og P.

Stads- og Havneingeniøren 64 (1973) nr. 7.



V K I

NOTAT TIL

VESTSJÆLLANDS AMTSKommUNE

N, P OG C-BIDRAG FRA DIFFUSE KILDER

STØRRELSE OG ÅRSTIDSvariation

Vandkvalitetsinstituttet, ATV
Agern Alle 11, 2970 Hørsholm

Sagsbehandlere:

civ.ing. Niels Nyholm

civ.ing. Knud Strange Nielsen

1975.04.14 -BB
sag nr. 70.4.135

INDHOLDSFORTEGNELSE

1.	Indledning og formål	1
2.	Kilder	1-
3.	Erfaringstal	2-3
	3.1 Kvælstof	2
	3.2 Fosfor	2
	3.3 Organisk stof	3
	3.4 Generelle tendenser for årstids- variationen.	3
4.	Vandkvalitetsinstituttets målinger i Syltemade Å og Silke Å systemerne 1973-74	4-7
	4.1 Totalbidrag på årsbasis	4-5
	4.2 Årstidsvariationer	5-7
5.	Beregningseksempler	8-10
6.	Diskussion og konklusion	11
	Referencer	12

1. INDLEDNING OG FORMÅL

Hensigten med dette notat er at give en kortfattet redegørelse for størrelsesorden og årsvariation for diffus afstrømning af N, P og C.

Der gives en kort oversigt over erfaringstal fra tidligere undersøgelser i Danmark, og med velvillig tilladelse fra Fyns Amtskommunes Amtsvandinspektorat præsenteres resultaterne af stoftransportmålinger i forbindelse med en af VKI forestået undersøgelse af syv fynske søer. Til brug for Vestsjællands Amtskommune er på grundlag af talmaterialet fra nævnte undersøgelse foretaget en særskilt analyse af årstidsvariationen for vandføring, afstrømning af organisk stof samt af denne størrelses afhængighed af vandføringen.

Det skal pointeres, at der må tages forbehold ved anvendelse af resultaterne på andre geografiske områder.

2. KILDER

Afstrømning fra diffuse kilder kan hensigtsmæssigt opdeles i:

1. Afstrømning fra skovareal
2. Afstrømning fra landbrugsareal
3. Bidrag fra spredt bebyggelse

Specielt ved opgørelse af næringsbelastningen til større søer kan det desuden være nødvendigt at skille nedbøren over selve søen ud som et særskilt bidrag.

3. ERFARINGSTAL

Lønholdt (1) har udarbejdet en oversigt over erfaringstal vedrørende næringssaltkilder. Desuden kan henvises til Forureningsrådets publikation nr 16, "Plante-næringsstoffer", (2). Vedrørende personbidrag se f.eks. Lønholdt (3). På VKI findes desuden forskelligt materiale, som endnu ikke er publiceret. Et omfattende udenlandsk arbejde er (4)

Som erfaringstal for totalbidrag på årsbasis kan angives følgende:

3.1 Kvälstof

1. Afstrømning fra skovareal:
1.3 - 5.0 kg N/ha/år (4)
2. Afstrømning fra landbrugsareal:
10 - 30 kg N/ha/år (1), (4)
3. Bidrag fra spredt bebyggelse:
forsvindende (8)
4. Regnvand:
12 kg N/ha/år (1), (5)

3.2 Fosfor

1. Afstrømning fra skovareal:
0.084 - 0.18 kg P/ha/år (4)
2. Afstrømning fra landbrugsareal:
0 - 1.6 kg P/ha/år (1), (2), (9)
3. Bidrag fra spredt bebyggelse:
maksimalt 1,8 kg P/PE/år
svarende til husholdningsspildevand (3)
4. Regnvand:
0.4 kg P/ha/år (4)

3.3 Organisk stof

Her er meget store variationer. Bidraget fra urensset husholdningsspildevand er erfaringsmæssigt:

$$22 \text{ kg BI}_5 / \text{PE/år}$$

Der henvises iøvrigt til afsnit 4.

3.4 Generelle tendenser for årstidsvariationen

3.4.1 Kvælstof

Man finder som oftest ikke udtalt varierende koncentrationer af Nitrat i det afstrømmende vand (drænvand) og transporten heraf er således omtrent proportional med vandføringen (1), hvorimod koncentrationen af total-N kan variere noget med årstiden.

3.4.2 Fosfor

Afstrømningen af fosfor fra diffuse kilder er i reglen mere varierende. Det bemærkes at deciderede spildevandsbidrag er tilnærmelsesvis konstante året igennem, og at disse bidrag ofte er dominerende .

3.4.3 Organisk stof

Erfaringsmaterialet på dette punkt er meget begrænset. Som ovenfor gælder, at den største belastning ofte er det konstante spildevandsbidrag.

4. VANDKVALITETSINSTITUTTETS MÅLINGER I SYLTEMÅDE Å OG SILKE Å SYSTEMERNE 1973-74

I forbindelse med undersøgelse af syv fynske søer har VKI foretaget stoftransportmålinger i vandløb i Syltemåde Å og Silke Å systemerne i efteråret 1973 og i 1974. Belastningen med kvælstof, fosfor og kulstof i disse områder skyldes for størstedelen diffuse kilder, og undersøgelserne er således velegnede til estimering af forureningsbidraget fra sådanne kilder. For en nærmere redegørelse henvises til (7).

4.1 Totalbidrag på årsbasis

Der udførtes en statistisk analyse for et større antal stationer med henblik på estimering af diffus afstrømning af N, P og C i afhængighed af:

1. Antal personer i oplandet, ikke tilsluttet deciderede spildevandsudløb (spredt bebyggelse) X_1
2. km^2 landbrugsareal X_2
3. km^2 skovareal X_3

Resultaterne var følgende:

Kvælstofafstrømning

$$(1) \quad QN \text{ (kg N/år)} = (1200 \pm 400) X_2 + (1200 \pm 900) X_3$$

Der var intet signifikant personbidrag. Bidragene fra skovarealer er usikkert bestemt og kun signifikant på 81% niveau.

Fosforafstrømning

$$(2) \quad QP \text{ (kg P/år)} = (1,1 \pm 0,1) X_1 + (35 \pm 6) X_2$$

Der var intet signifikant bidrag fra skovområder.

Kulstofafstrømning

Transporterne målt som total-kulstof, TOC.

$$(3) \quad QC \text{ (kg/år)} = (25 \pm 5) X_1 + (3300 \pm 400) X_2$$

Skovområder bidrog ikke signifikant.

Resultaterne ses at være i god overensstemmelse med de foran opregnede erfaringstal.

4.2 Årstidsvariationer

N og C transporterne var begge omtrent proportionale med vandføringerne, mens P afstrømningen var mere tilfældigt varierende dog markant influeret af vandføringens størrelse.

Ved polynomial regressionsanalyse er beregnet funktionsudtryk $F_i(t)$, der kvantitativt beskriver afstrømningerne af komponent i som funktion af tidspunktet på året. Udtrykkene er normeret således, at de repræsenterer den relative variation og således at

$$(4) \quad \int_0^{365} F_i(t) dt = 1$$

Betegner Q_i det totale bidrag på årsbasis for en af størrelserne, vandtransport ($m^3/\text{år}$), N-, P- eller C- afstrømning ($kg/\text{år}$) bliver det estimerede bidrag pr dag, $q_i(t)$ til tidspunktet t , svt. dag nummeret ($0 \leq t \leq 365$) :

$$(5) \quad q_i(t) = F_i(t) Q_i \quad m^3/dg \quad \text{resp.} \quad kg/dg$$

Q_i værdierne for ($i = N, P$ og C) beregnes ved hjælp af de i afsnit 4.1 anførte regressionsligninger ud fra kendskab til:

1. Antal personer i oplandet, der kan henføres til "spredt bebyggelse".
2. km² landbrugsareal
3. km² skovareal

De fundne funktionsudtryk er:

Vandføring

$$(6) \quad FQ(t) = 10^{-3} \left[6,66296 - 0,044272 \times t + 0,935937 \times 10^{-4} \times t^2 \right]$$

N-afstrømning

$$(7) \quad FN(t) = 10^{-3} \left[5,54286 + 9,03503 \times 10^{-3} \times t - 2,822 \times 10^{-4} \times t^2 + 6,65 \times 10^{-7} \times t^3 \right]$$

P-afstrømning

$$(8) \quad FP(t) = 10^{-3} \left[6,35605 + 2,1262 \times 10^{-2} \times t - 4,6538 \times 10^{-4} \times t^2 + 1,08 \times 10^{-6} \times t^3 \right]$$

C-afstrømning

$$(9) \quad FC(t) = 10^{-3} \left[6,821 - 0,050293 \times t + 1,1488 \times 10^{-4} \times t^2 \right]$$

4.2.1 Afhængighed af vandføring

N-, P- og C-transporternes afhængighed af vandføringen er undersøgt ved lineær regressionsanalyse. Med henblik på generalisering af resultaterne er målte værdier for FN, FP og FC (normerede transportanalyser) korreleret med målte FQ-værdier (normerede vandføringer)

Resultaterne er følgende:

$$(10) \quad FN = -0,39442 \times 10^{-3} + 1,0715 \times FQ$$

$$(11) \quad FP = -0,530 \times 10^{-3} + 1,1849 \times FQ$$

$$(12) \quad FC = 0,3166 \times 10^{-3} + 0,90024 \times FQ$$

Hvis FQ bliver så lille, at FN og FP bliver negative er man naturligvis uden for relationernes gyldighedsområde

Hvis disse resultater kan overføres til andre år end undersøgelsesåret eller eventuelt andre områder, kan man i princippet beregne årstidsvariationen for afstrømning af N,P og C ud fra kendskab til vandføringens årstidsvariation.

Som ovenfor kan beregnes et regressionsudtryk for vandføring i afhængighed af dagnummer, $FQ^1(t)$ der, som anført i det foregående, normeres således, at integralet over året bliver lig med 1.

$$(13) \quad FQ(t) = k \times FQ^1(t)$$

$$(14) \quad k = \frac{1}{\int_0^{365} FQ^1(t) dt}$$

En simpel beregning af k og FQ(t) kan foretages ud fra kendskab til middelvandføringen på årsbasis q_m (1/sec) og middelvandføringen i perioden af interesse, $q(t)$ 1/sec (svarende til dagnummeret t) :

$$(15) \quad FQ(t) = \frac{1}{365} \times \frac{q(t) (1/sec)}{q_m (1/sec)}$$

5. BEREGNINGSEKSEMPLER

5.1 Eksempel på et generelt overslag

Vi tænker os et område, hvor man intet kendskab har til vandføring eller stoftransport. Første trin er opgørelse af skøn for den totale stoftransport på årsbasis. Man kan her benytte de i afsnit 3 opregnede erfaringstal eller med forbehold de i afsnit 4 fundne regressionsudtryk, evt. en kombination af begge dele. Lad os antage, at man benytter de anførte regressionsligninger. For det aktuelle område findes f.eks., at 200 personer må henføres til spredt bebyggelse, og at landbrugsareal og skovareal udgør henholdsvis 4 km² og 2 km². Afstrømningsestimaterne bliver således:

Kvælstof

$$QN = 1200 \times 4 + 1200 \times 2 = 7200 \text{ kg N/år}$$

Fosfor

$$QP = 1,1 \times 200 + 35 \times 4 = 360 \text{ kg P/år}$$

Kulstof

$$QC = 25 \times 200 + 3300 \times 4 = 18200 \text{ kg C/år}$$

Minimumsvandføringen ifgl. ligning (6) svarer til

$$t = 237$$

Ud fra (7), (8) og (9) beregnes nu FN, FP og FC svarende til minimumsvandføringen, $t = 237$

$$FN(237) = 0,686 \times 10^{-3}$$

$$FP(237) = 0,129 \times 10^{-3}$$

$$FC(237) = 1,35 \times 10^{-3}$$

De estimerede afstrømningstal, som optræder sammen med den minimale vandføring bliver ifølge ligning (5):

Kvælstof

$$q_N(237) = FN(237) \times QN = 10^{-3} \times 0,686 \times 7200 = \underline{5 \text{ kg N/dg}}$$

Fosfor

$$q_P(237) = FP(237) \times QP = 10^{-3} \times 0,129 \times 360 = \underline{0,05 \text{ kg P/dg}}$$

Kulstof

$$q_C(237) = FC(237) \times QC = 10^{-3} \times 1,35 \times 18200 = \underline{25 \text{ kg C/dg}}$$

5.2 Eksempel på beregning ved hjælp af den fundne afhængighed af vandføringen.

Det antages nu, at man har kendskab til vandføringen i det pågældende område (f.eks. fra (11)).

I juli måned findes måske afstrømningen

$$q = 1,1 \text{ l/sec/km}^2$$

mens middelværdien på årsbasis er

$$q = 6,4 \text{ l/sec/km}^2$$

For juli måned bliver FQ værdien ifgl. (15)

$$(a) \quad FQ = \frac{1}{365} \frac{1,1}{6,4} = 0,47 \times 10^{-3}$$

Kendte man median minimums vandføringen f. eks.

$$q_{\text{median, min.}} = 0,1 \text{ l/sec/km}^2$$

bliver FQ svarende til median minimum for vandføringen:

$$(b) \quad FQ = \frac{1}{365} \frac{0,1}{6,4} = 0,43 \times 10^{-4}$$

Ud fra relationerne (10) og (12) kan vi forsøgsvis beregne

- (a) afstrømning af fosfor, kvælstof og kulstof i juli måned

Kvælstof og fosfor

Bidraget bliver omtrent nul, og vi er uden for gyldighedsområdet for ligningerne (10) - (11)

Kulstof

$$FC = 0,3166 \times 10^{-3} + 0,90024 \times 47 \times 10^{-3} = 0,74 \times 10^{-3}$$

$$\underline{q_C} = FC \times QC = 0,74 \times 10^{-3} \times 18200 = \underline{13 \text{ kg/dg}}$$

- (b) afstrømningen ved vandføringens median minimum

Kvælstof og fosfor

Som ovenfor er N og P bidraget så lille, at (10) - (11) ikke kan benyttes.

Kulstof

$$FC = 0,3166 \times 10^{-3} + 0,90024 \times 0,43 \times 10^{-4} = 0,36 \times 10^{-3}$$

$$\underline{q_C} = FC \times QC = 0,36 \times 10^{-3} \times 18200 = \underline{7 \text{ kg /dg}}$$

6. DISKUSSION OG KONKLUSION

De anførte regressionspolynomier repræsenterer en gennemsnitlig årstidsvariation, der ikke tager højde for tilfældige variationer. Det må understreges, at der i korte perioder kan komme væsentlig større bidrag end de, der kan beregnes ved hjælp af ligningerne (7) - (9). Sådanne kortvarigt forøgede stoftransporter vil ofte falde omtrent sammen med øget vandføring.

Det må pointeres, at resultaterne stammer fra et enkelt område i en enkelt undersøgelsesperiode og kan derfor kun tjene som en meget grov rettesnor for forventede afstrømningsbidrag i andre områder. Da der kan være stor geografisk variation med hensyn til hydrologiske og geologiske forhold, er det derfor ønskeligt, at der udføres konkrete målinger i de vandsystemer, hvor den diffuse afstrømning ønskes fastlagt.

Vedrørende belastning med organisk stof er anført transporter af total-kulstof (TOC). Det er ikke muligt at opstille generelle relationer mellem BI_5 og TOC. En arbejdshypotese, som kan anvendes i mangel af bedre viden, er imidlertid, at årstidsvariationen for diffus afstrømning af bionedbrydeligt stof følger årstidsvariationen for afstrømningen af TOC. Nøjagtige opgørelser af BI_5 bidraget fra diffuse kilder kan imidlertid kun opnås ved systematiske stoftransportmålinger, hvor BI_5 indgår som analyseparameter. Der kan henvises til f.eks. (10) vedrørende diskussion af forskellige mål for bionedbrydeligt stof.

REFERENCER

- (1) Lønholdt, J.: "Næringsssaltekilder" p. 145
"Eutrofiering", Tionde Nordiske Symposiet om
Vattenforskning, 20-22 maj 1974.
NORDFORSK publikation: 1, Miljøvårdssekretariatet
- (2) Forureningsrådet, publikation nr 16, juni 1971
"Plantenæringsstoffer".
- (3) Lønholdt, J.: "Råspildevands indhold af BI_5 , N og P."
Stads- og Havneingeniøren 64 (1973) nr 7
- (4) Allen, H.E., Kramer Jr. (ed.)
"Nutrients in Natural Waters", Wiley (1972)
- (5) Statens Forsøgsvirksomhed i Plantekultur:
"Statens Planteavlsmøde 1972".
- (6) Vandkvalitetsinstituttet, ATV,
Erfaringstal fra instituttets undersøgelser.
- (7) "Recipientundersøgelser af 7 fynske søer".
Rapport til Fyns Amtskommune
Vandkvalitetsinstituttet, ATV, 1975 (under udarbejdelse)
- (8) Lønholdt, J.: Laboratoriet for teknisk Hygiejne,
Danmarks tekniske Højskole.
Personlig kommunikation
- (9) Hansen, P. Schjødtz, : "Eutrofieringssituationen
i Danmark". Vand nr 3, 66-72 (1974)
- (10) Palmark, M., Northeim, T.:
"En hurtig metode til bestemmelse af spildevandsindhold
af biologisk nedbrydeligt organisk stof".
- (11) Beretning om Det danske Hedeselskabs kulturtekniske
afdelings hydrometriske undersøgelser 1955-60
9.beretning.

Generator und einer Pumpe. Zum Anfahren der Pumpe ist zwischen Generator und Pumpe ein Anfahrwandler mit Zahnschalt-
kupplung angeordnet. Auch zwischen Turbine und Generator ist
erstmals eine Überholkupplung vorgesehen, da die Betriebsart
„Pumpen“ und „Phasenschieben“ ca. $\frac{2}{3}$ der gesamten Betriebszeit
ausmacht; hierdurch erspart man sich die technischen Vor-
richtungen für die Entleerung der Turbinenspirale und ver-
meidet Ventilationsverluste des Turbinenlaufrades, ebenso ent-
fallen die Betriebskosten des ganzen Entleerungsmechanismus.
Die Betriebsabschlußorgane für Turbinen und Pumpen sind ober-
halb unterwasserseitig Kugelschieber mit gegenseitigen Verriegelungen
vorgesehen, außerdem ist jedem Maschinenaggregat eine Absperr-
kappe in der Schieberkaverne zugeordnet. Die Abschlüsse
auf der Unterwasserseite sind nur für Montagezwecke und Not-
hilfe eingebaut, denn das Montagepodium in der Kaverne liegt
tiefer als der Rheinwasserspiegel. Damit keine Druck- und
Temperaturänderungen auf die Turbinen- und Pumpenspiralen sowie
auf die Saugrohre übertragen werden, sind maschinenseitig
druckausgeglichen Stopfbüchsen vorgesehen.

Die Nennleistung der Francis-Spiral-Turbinen beträgt
10000 PS. Sie ist für einen maximalen Durchfluß von 24,5 cbm
und eine Nennfallhöhe von 400 m ausgelegt. Das Laufrad auf
einer doppelt gelagerten Welle ist aus Chromnickelstahlguß. Me-
chanische Regler steuern die Turbine.

In der einstufig zweistufigen Speicherpumpe sind die
Laufräder „Rücken an Rücken“ angeordnet, das Spiralgehäuse

der Stufe 1 wird durch einen Umlenker mit dem Saugrohr der
Stufe 2 verbunden; eine entsprechende Ausführung bei den Pum-
pen der Bodenseewasserversorgung kann als Modellanlage ge-
wertet werden. Die Nennförderhöhe der Pumpe beträgt 408 m,
der Förderstrom 16 m³/s und die Antriebsleistung 70000 kW.

Der Generator ist für eine Leistung von 118000 kVA bei
 $\cos \varphi = 0,7$ ausgelegt, die Maschinenspannung beträgt 15,75 kV.
Die Ständerstäbe erhalten eine Kunstharzisolierung. Der Generator
kann elektrisch gebremst werden.

Die vier Drehstrom-Ölregeltransformatoren stehen
in abgeschlossenen Kammern in der Maschinenkaverne, sie sind
mit den Generatoren im Block geschaltet. Der Umspanner ist in
Freiluftausführung als Wandertransformator ausgeführt. Die
Nennscheinleistung beträgt 125 MVA, die Unterspannung 15,75
und die Oberspannung 235 kV. Neben den Transformatoren
stehen die Kabelendverschlüsse, die über flexible Kupferseile mit
den Durchführungen verbunden sind. Die Fortleitung der Energie
erfolgt über 235 kV-Einleiterkabel, die über den 48° geneigten
Kabelschrägschacht mit einer Höhendifferenz von 400 m aus der
Kaverne führen. Die Maschinenleistungsschalter befinden sich in
der Freiluftschaltanlage Kühmoos.

Anschrift des Verfassers: Dr. E. Pfisterer, Direktor der Schluchseewerk AG,
76 Freiburg/Br., Rempartstraße 16

Liebmann

Über Grundlagen der Abwasser- physiologie

Bayerische Biologische Versuchsanstalt München

Heft 13*

Verfahren einer Untersuchung

Nachdem die einzelnen Analysenverfahren aufgezählt wurden,
wird an Hand des Untersuchungsschemas (Bild 16) ein Analysen-
gang in großen Zügen erläutert werden. Einzelheiten, die vorher
beschrieben worden sind, werden weggelassen, damit der Zu-
sammenhang nicht gestört wird, auf den hier der größte Wert
gelegt wurde. Alle vorher geschilderten Bemühungen sind erforder-
lich, um über Toxizität und Abbaubarkeit Aussagen machen zu
können.

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB), I — III

Hierfür stehen 4 Verfahren zur Verfügung. Die Bestimmung
nach der Verdünnungsmethode, nach Viehl, mit der Warburg-
Apparatur und mit dem Sapromat.

Bei der Verdünnungsmethode erhalten die Bakterien ein ein-
maliges Sauerstoffangebot von etwa 9 — 10 mg/l, mit dem sie
auskommen müssen. Sehr rasch können sie in einen Sauerstoff-
mangel hineingeraten. Da der Sauerstoff der begrenzende Faktor
ist, muß vielfach sehr stark verdünnt werden. Bei geringsten ana-
lytischen Fehlern werden diese mit dem hohen Verdünnungsfaktor
multipliziert und gehen in die Berechnung ein. Die Verdünnung-
smethode ist auch heute noch die gebräuchlichste, so daß
man sie für vergleichende Untersuchungen mit anderem Verfah-
ren immer mit einsetzen muß. Nach persönlicher Meinung des
Verfassers erfüllt sie nicht die physiologischen Bedingungen. Es
wird wohl geatmet oder gezehrt, jedoch ohne jeglichen Sauer-
stoffnachschub. Der einmal in das Wasser eingebrachte Sauer-
stoff in gelöster Form wird verbraucht.

Ganz anders liegen schon die Verhältnisse nach dem Verfahren
von Viehl. Diese billige, einfache und gut anwendbare Methode

arbeitet mit etwa einem dreifach höheren Sauerstoffgehalt
(25 — 30 mg/l). Sie ist auch sofort einsetzbar, da das Verdünnungswasser
ohne tagelange Vorbelüftung sofort vorhanden ist. Außerdem ist sie
ausgesprochen zeitsparend und ermöglicht die sofortige Untersuchung
einer Abwasserprobe. Man kann zum Teil unverdünnt, gering verdünnt,
oder auch mit hoher Verdünnung arbeiten. Trotz des hohen Sauerstoff-
gehaltes in Höhe von 25 — 30 mg/l konnten bakterielle Schädigungen
nicht beobachtet werden. Wenn nicht unnötig geschüttelt wird, tritt
über einen längeren Zeitraum kein nennenswerter Sauerstoffschwund
auf. Nach Wuhrmann ist der Stoffwechsel von Wasserbakterien bei
einem Sauerstoffgehalt von 15 mg/l optimal. Dieses Verfahren, das
auch für BSB-Messungen am Vorfluter verwendet werden kann, zeigt
gute Übereinstimmung mit dem BSB nach der Verdünnungsmethode.

Bei beiden Verfahren kann mit sehr hohen Verdünnungen ge-
arbeitet werden, da man hier den Sauerstoffgehalt nach der
Methode von Winkler bestimmt, mit der 0,5 mg/l O₂ nachgewie-
sen werden können.

Bei den folgenden zwei Verfahren zur BSB-Bestimmung findet
die bakterielle Atmung unter ständigem Sauerstoffnachschub
statt, so daß die physiologischen Bedingungen fast annähernd
erfüllt werden. Bei der Warburg-Apparatur der Firma B. Braun,
Melsungen, wird unter ständigem Schütteln der Sauerstoff aus
dem über dem Untersuchungswasser liegenden Luftpolster einge-
tragen. Bei dem Gerät der Maschinenfabrik Voith, Heiden-
heim (Brenz), wird der Sauerstoff laufend, je nach Bedarf, elek-
trolytisch erzeugt und steht sozusagen „auf Abruf“ zur Verfügung.

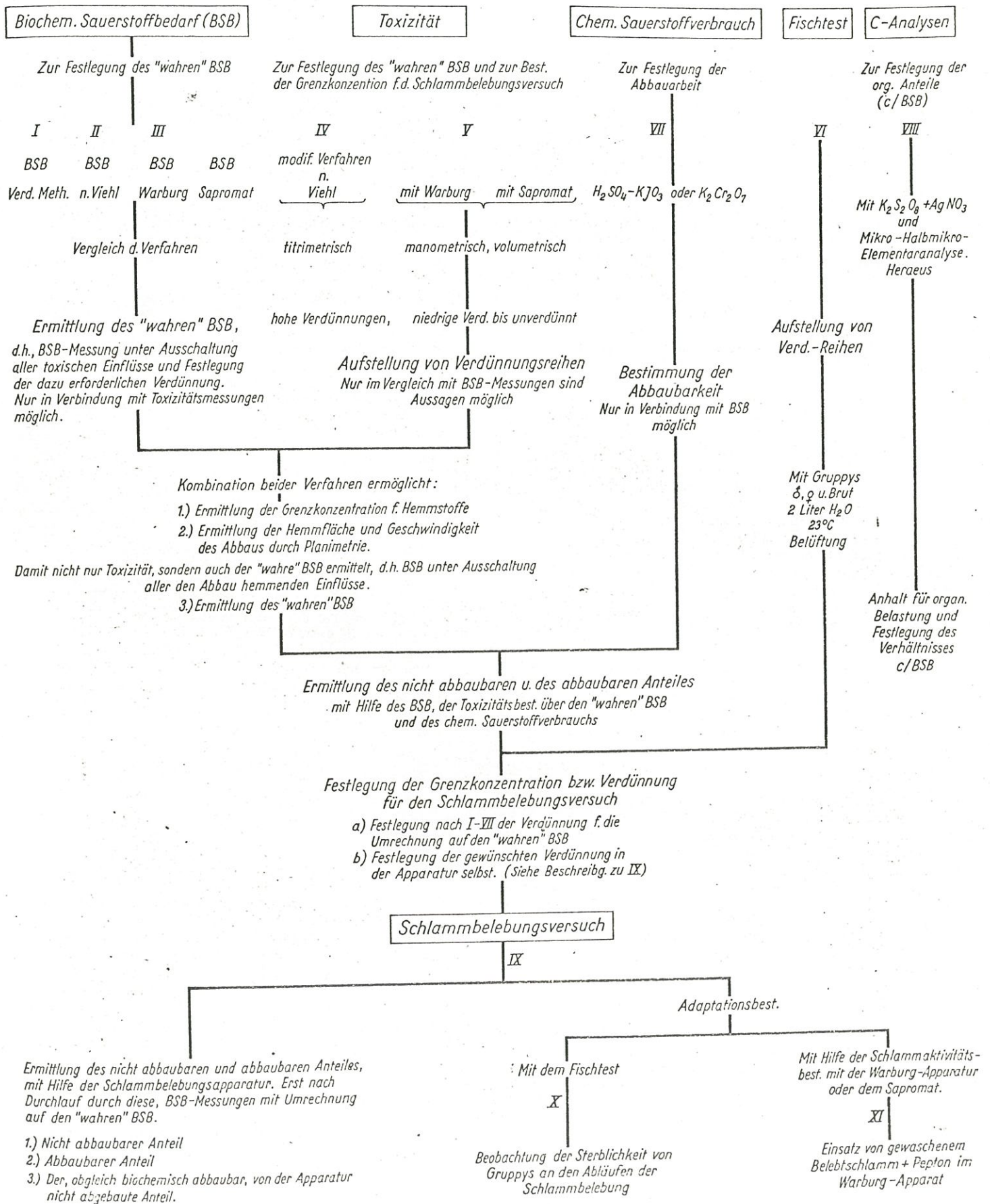
Die Warburg-Apparatur hat sich zur Zehrungsmessung sehr gut
bewährt. Der Sapromat wird zur Zeit an der Bayerischen Biologi-
schen Versuchsanstalt vergleichend mit den anderen Methoden
geprüft. Die ersten bisher vorliegenden Ergebnisse sehen sehr
erfolgsversprechend aus. Bei beiden Verfahren ist eine Titration
nicht mehr erforderlich.

Die grundsätzlichen Schwierigkeiten, die der Einführung solcher
neuen Methoden im Wege stehen, sind nach dem heutigen Stand
der Entwicklung nicht mehr nur sachliche, sondern überwiegend
auch traditionelle. Es steht außer Zweifel, daß die BSB-Bestim-
mung mit Hilfe der Verdünnungsmethode viele Jahre das beste
und auch einfachste Verfahren war, von dem man sich schlecht
trennen kann. Heute allerdings steht dieses Verfahren den Neu-
entwicklungen oft hemmend im Wege, weil leicht zwischen die-
sen und der BSB-Bestimmung nach der Verdünnungsmethode
keine allgemein gültigen Relationen gefunden werden können,
so daß ein direkter Vergleich der Werte nach einer bestimmten
Abbauzeit noch nicht möglich erscheint.

* Teil 1 in WAWI 1965 Heft 7, Teil 2 in Heft 8. Die Nummern der Bilder und
Abschnitte laufen durch; die Literaturangaben befinden sich auf S. 219

Bild 16. Untersuchungsgang

Untersuchungsgang
Die zu untersuchende Substanz
Das zu untersuchende Wasser



Eines Tages wird man aber sicher, zumindest für konzentrierte Abwässer, neue Verfahren zur Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs einführen und allgemein anerkennen müssen, zumal diese sehr viele Vorteile bieten. Bei der Bedeutung, die der Bestimmung des BSB in Abwässern und Gewässern zukommt, sind die neuen Geräte u. E. auch wirtschaftlich vertretbar.

Die BSB-Bestimmung ist die Grundlage für den weiteren Untersuchungsgang.

Die Toxizitätsmessungen nach Viehl, mit dem Warburg-Apparat und dem Sapromat zur Bestimmung des „wahren“ BSB, IV und V

Wie eingangs bereits erwähnt, ist für Substanz- oder Abwasseruntersuchungen, die ungiftig oder frei von giftig wirkenden Begleitstoffen sind, nur eine der hier aufgeführten BSB-Untersuchungen erforderlich. Eine Toxizitätsprüfung entfällt, da man ohne diese auskommt, um die weiteren Fragen zu beantworten, wie aus dem Untersuchungsschema ersichtlich ist. In der Mehrzahl der Fälle muß man aber die Toxizitätsmessung durchführen, da man über die abbaufördernden und abbauhemmenden Stoffe einer unbekannt Abwasserprobe nichts weiß.

Bei allen Verfahren muß zunächst der „wahre“ BSB festgelegt werden, indem man zunächst bei einer Verdünnung von etwa 1 : 10 bis 1 : 2000 die Verdünnung nach 5 Tagen oder der jeweils gewünschten Abbauphase ermittelt, bei der die zu untersuchende Probe, gemessen am BSB, keine nachweisbare abbauhemmende Wirkung mehr zeigt. Die dabei festgestellte Verdünnung ist dann entscheidend für alle künftigen Aussagen des weiteren Untersuchungsganges. Die Festlegung des „wahren“ BSB ist nach IV und V mit Hilfe eines zusätzlichen Peptonversuches möglich.

Bei dieser durchzuführenden Untersuchung ergänzen sich das modifizierte Viehlsche Verfahren mit der Warburg-Apparatur und wahrscheinlich auch mit dem Sapromat auf beste Weise. Es ist durchaus möglich, daß man nach dem ersten Verfahren den „wahren“ BSB nicht bestimmen kann, da die Proben bei geringerer Verdünnung bereits ausgezehrt sind, ohne daß der „wahre“ BSB ermittelt werden konnte. In diesen Fällen muß konzentrierter gearbeitet werden und das ist dann überhaupt nur noch mit dem Warburg-Apparat oder auch mit dem Sapromat möglich. Dies ist ein glücklicher Umstand, da man bei sehr hohen Verdünnungen bei der modifizierten Methode nach Viehl den Sauerstoffgehalt nach der sehr empfindlichen Winkler-Methode, bei der noch 0,5 mg/l nachweisbar sind, mißt, während bei den anderen Verfahren manometrisch bzw. volumetrisch gemessen wird und hier, nach unseren bisherigen Erfahrungen, der Sauerstoffgehalt erst ab 10 — 15 mg/l zu erfassen ist. Dafür bieten eben die beiden zuletzt genannten Verfahren bei der Untersuchung konzentrierter Abwässer ganz besondere Vorteile.

Wie bereits erwähnt, wurde der „wahre“ BSB mit Hilfe des Peptonversuches nur durch eine einmalige Messung, z. B. nach dem 5. Tag, ermittelt (IV/A und V). Um nun Einblick in die Geschwindigkeit des Abbaues zu erhalten, setzt man von der, dem „wahren“ BSB entsprechenden Verdünnung, einen Versuch mit kontinuierlicher Messung an. Zweckmäßigerweise wird auch noch zusätzlich eine höhere und eine niedrigere Verdünnung mit angesetzt.

Bei der modifizierten Toxizitätsmessung nach Viehl gibt es kein selbstschreibendes Verfahren, man muß sich hier damit begnügen, die jeweilige Zehrung immer täglich zu bestimmen, um wenigstens von jedem Tag einen Meßpunkt zu erhalten und sich dadurch einen behelfsmäßigen Einblick über die Geschwindigkeit des Abbaus verschaffen zu können (IV/B).

Bei dem Warburg-Apparat ist schon heute eine gute kontinuierliche Messung möglich (V), da zusätzlich zu dem Gerät der Longator entwickelt worden ist, der laufend die Atmung bei konstantem Volumen registriert. Wir haben mit diesem Gerät gute Atmungskurven erhalten, die es ermöglichen, die Hemmwerte zu planimetrieren. Damit konnte der Hemmwert im Vergleich zur Kontrolle in % angegeben werden.

Auf unseren Vorschlag hin wird versucht, eine solche kontinuierliche Messung auch bei dem Sapromat einzubauen, so daß dann auch ohne technische Kräfte eine laufende Ablesung ermög-

licht wird. Die Auswertung erfolgt bei beiden Verfahren mit Hilfe der Planimetrie.

Man erhält so von jeder gewünschten Verdünnung, innerhalb eines Zeitraumes oder nach einer gewünschten Zeit, die entsprechenden Hemmwerte bzw. Hemmflächen nach der Funktion $y = f(t)$.

Es sei erwähnt, daß Verfahren zur Toxizitätsmessung immer die Geschwindigkeit des Ablaufes verfolgen sollten. Eine Festlegung mit einem einzigen Meßwert nach einer bestimmten Zeit kann zu beachtlichen Fehlurteilen führen.

Der chemische Sauerstoffverbrauch, VII

Nachdem durch kombinierte BSB- und Toxizitätsmessungen der „wahre“ BSB ermittelt worden ist, muß nun der chemische Sauerstoffverbrauch bestimmt werden. Dabei kann man sich der Oxidation mittels Kaliumdichromat bedienen oder die Oxidation mit Hilfe von Kaliumjodat-Schwefelsäure durchführen. Wir arbeiten mit sehr zufriedenstellenden Ergebnissen nach dem zuletzt genannten Verfahren. Beide sind aber gut brauchbar. Naßverbrennungen von bekannten Substanzen, bei denen nach der Verbrennungsformel der theoretische Sauerstoffverbrauch bestimmt wurde, ergaben, daß man im Mittel, bis auf wenige Substanzen, wie z. B. Pyridin, mit einer etwa 90%igen Oxidation rechnen darf. Bei der Bestimmung des chemischen Sauerstoffverbrauches ist man von der Ermittlung des „wahren“ BSB weitgehendst unabhängig. Er spielt hier keine Rolle und man wählt die Menge oder Konzentration für die Analyse, die für das entsprechende Verfahren am besten geeignet ist.

Der chemische Sauerstoffverbrauch gibt die Menge Sauerstoff an, die erforderlich wäre, um die Substanz oder die zu untersuchende Probe vollkommen, bis zu Kohlendioxid und Wasser, abzubauen. Durch Subtraktion des Biochemischen Sauerstoffbedarfs von dem chemischen Sauerstoffverbrauch erhält man den nicht abbaubaren Anteil der zu prüfenden Probe. Diese Berechnung ist direkt durchführbar, da beide Werte in mg/l O₂ gemessen werden. Da diese Verfahren, neben der Bestimmung des „wahren“ BSB, eine wesentliche Grundlage für die Festlegung der biochemisch nicht abbaubaren und abbaubaren Anteile sind, sollte man diesen Bestimmungsmethoden größte Aufmerksamkeit widmen. Eine gewisse Kontrolle für dieses Oxidationsverfahren bietet auch die Kohlenstoffanalyse (VIII). Hierbei wird nur der für die Oxidation von Kohlenstoff benötigte Sauerstoff gemessen, während bei der Oxidation mittels Kaliumjodat alle Elemente oxidiert werden. Der aus dem Kohlenstoff errechnete Sauerstoffverbrauch kann im Vergleich zum Jodatverfahren, unter Berücksichtigung der Fehlergrenzen, bis auf wenige Fälle (bei Zuckern z. B.), nur gleich hoch, meistens aber muß er niedriger sein. Wegen der Bedeutung, die diesen Analysenverfahren zukommt, wird in letzter Zeit versucht, mit dem Halbmikro-Verbrennungsverfahren die Ergebnisse der obengenannten Analysenverfahren zu untermauern.

Mit Hilfe der bisher geschilderten Verfahren I — V und VII ist es bereits möglich, den abbaubaren oder nicht abbaubaren Anteil einer Probe zu bestimmen. Man konnte dies aber nur, weil der „wahre“ BSB ermittelt worden ist. Wäre dies nicht geschehen, dann würde bei Anwesenheit abbauhemmender Stoffe jeder beliebige BSB-Wert (von der Verdünnung abhängig) in die Berechnung eingehen. Der nicht abbaubare Anteil wird also wie folgt ermittelt:

$$\begin{array}{r} \text{Chemischer Sauerstoffverbrauch in} \quad \text{mg/l O}_2 \\ - \text{„Wahrer“ Biochem. Sauerstoffbedarf in} \quad \text{mg/l O}_2 \\ \hline \text{Biochem. nicht abbaubarer Anteil gemessen in} \quad \text{mg/l O}_2 \end{array}$$

Fischtoxikologischer Test, VI

Bei diesem Testverfahren wird mit Guppies gearbeitet. Diese sind in den Zuchtaquarien in ausreichender Menge immer vorhanden und besitzen den Vorteil, daß sie gegenüber dem Sauerstoffbedarf und äußeren Einflüssen nicht so empfindlich wie Forellen, aber auch nicht so unempfindlich wie der Karpfen sein sollen. Sie nehmen also eine Mittelstellung ein. Beim Einsatz von Männchen, Weibchen und Brut ist fast immer zu beobachten, daß die Männchen wesentlich empfindlicher gegen Giftstoffe sind als die Weibchen.

r einfach zu handhabende Guppytest gestattet meist einen Einblick über die Giftigkeit eines Abwassers. Er sollte deshalb als orientierender Test bei Betrieben viel mehr Anwendung finden.

Abtstverständnis können, je nach Fragestellung, auch andere Arten getestet werden. Die Bestimmung der sonst üblichen Letalzeit wird nicht durchgeführt, weil man für eine genaue Festlegung dieser Größe weicher mehr Tiere zum Einsatz bringen müßte als in dem unter eschilderten Test. Wir begnügen uns deshalb für die praktische Durchführung des Untersuchungsganges mit folgender Formulierung:

Die Prüfung erstreckt sich über jenen Konzentrationsbereich, in dem nach 24 Stunden der Besatz insgesamt lebt oder tot ist. Wie unter VI beschrieben, wird bei diesem Test wieder, wie bei der Bestimmung des „wahren“ BSB, versucht, die erforderliche Konzentration bzw. Verdünnung zu ermitteln, die ein Überleben der Fische nach 24 Stunden ermöglicht. Für die weitere Untersuchung ist es erforderlich, diese Grenzkonzentration zu ermitteln. Je nach Fragestellung kann es vorkommen, daß bei dem abzuhandelnden Schlammbelebungsversuch auch der Fisch, die zu wählende Versuchskonzentration in der Schlammbelebungsapparatur bestimmt.

Der Belebtschlammversuch, IX

Alle bisherigen Untersuchungen waren die Voraussetzung für die Durchführung des Belebtschlammversuches. Hierbei sind die Dinge scharf zu trennen:

Der eigentliche Versuch mit den Abbauvorgängen in der Apparatur bei jeder gewünschten Verdünnung, je nach Fragestellung.

Die Analysenverfahren, die die Auswertung des Versuches bei jeder gewünschten Konzentration ermöglichen.

Unabhängig vom „wahren“ BSB muß es möglich sein, jede Verdünnung mit jeder gewünschten Verdünnung in der Schlammbelebungsapparatur zu prüfen. Hat man z. B., wie unter IX beschrieben, eine Verdünnung, die der Verdünnung des „wahren“ BSB entspricht, dann hat man am Zulauf neben den abbaufördernden, je nach Verdünnung, entsprechende abbauehemmende Stoffe mit zugeführt und die Bakterien in der Belebtschlammapparatur werden entsprechend reagieren. Ist der toxische Einfluß hoch, dann wird weniger organische Substanz abgebaut werden und umgekehrt. Man kann also die am Ablauf verbleibende organische Substanz, neben dem chemischen Sauerstoffverbrauch, ihren BSB untersuchen und die biochemische Abbaubarkeit der zu untersuchenden Probe in Prozent angeben.

Das Problem war nur, welchen BSB man für den Zu- und Ablauf zugrundelegen sollte. Wird eine Verdünnung gewählt, die dem „wahren“ BSB nicht entspricht, dann wird das Ergebnis der BSB-Bestimmungen bei allen Verfahren (I — III) durch die anwesende toxische Substanz willkürlich beeinflusst. Man kann also je nach Verdünnung bei der BSB-Untersuchung (damit ist nicht die Verdünnung in der Schlammbelebungsapparatur gemeint) andere Ergebnisse erhalten.

In der Beschreibung zu IX wurde ein Berechnungsschema angeführt, nach dem in einfacher Weise die Abbauprozentage errechnet werden können. Grundlage für diese Berechnungen sind immer die früher analytisch ermittelten Werte. Man muß der synthetischen Auflösung einen bestimmten BSB der zu untersuchenden Probe beifügen. Das Verhältnis von organischer Substanz am Zulauf und Ablauf kann also grundverschieden sein, deshalb muß man den BSB unter gleichen Bedingungen ermitteln, d. h., alle BSB-Bestimmungen des Zu- und Ablaufes der Schlammbelebungsapparatur sind wieder auf den „wahren“ BSB umzurechnen.

Der „wahre“ BSB wurde definiert als der BSB mit der Verdünnung nach 5 Tagen oder der jeweils gewünschten Abbauezeit, nach der die zu untersuchende Probe keine nachweisbare, abbauehemmende Wirkung mehr zeigt. In diesem Falle wird also bei der Bestimmung nur noch die organische Substanz ermittelt. Da die Höhe der organischen Belastung am Ablauf der Schlammbelebungsapparatur im Vergleich zum Zulauf Ausdruck der Leistung des biochemischen Abbaus in der Anlage ist, mußte auf eine möglichst eindeutige Bestimmung der organischen Substanz unter Ausschaltung

der Wirksamkeit der toxischen Komponente größter Wert gelegt werden.

Der Vorteil dieses Verfahrens besteht darin, daß man damit die Möglichkeit geschaffen hat, jede in der Praxis interessierende Verdünnung mit der Schlammbelebungsapparatur zu untersuchen und die Abbaubarkeit für den jeweiligen Versuch immer unter gleichen Bedingungen zu ermitteln, d. h., mit der Verdünnung, mit der der „wahre“ BSB ermittelt worden ist.

Je nach Verdünnung der zu untersuchenden Probe in der Belebtschlammapparatur wird auch der prozentuale Abbau verschieden sein. Ist z. B. in der Praxis nur ein bestimmter Verdünnungsgrad möglich, weil weiteres Verdünnungswasser nicht zur Verfügung steht, dann paßt man den Belebtschlammversuch diesen Gegebenheiten an und ermittelt die unter diesen Bedingungen bestehende Abbaubarkeit.

Auf weitere Ausführungen soll an dieser Stelle verzichtet werden, da die Durchführung des Belebtschlammversuches mit dem Berechnungsschema ausführlich unter IX beschrieben worden ist.

Wenn man abschließend den gesamten Untersuchungsgang überblickt, dann wird man feststellen müssen, daß er aufwendig und mit viel Arbeit verbunden ist. Solche Mühen wird aber jeder Untersucher immer wieder auf sich nehmen müssen, da die Entwicklung von immer neuen Produkten der chemischen Industrie uns zu solchen Untersuchungsverfahren zwingt. Im Zuge der Automation werden uns laufend neue Geräte angeboten, von denen der Außenstehende annehmen könnte, daß damit die Beurteilung weitgehendst auf das Gerät übertragen wird. Für die Einzeluntersuchung bringen uns diese Neuentwicklungen mancherlei Arbeitsvereinfachungen und Zeitgewinn. Aber zum Glück wird die Art der Beurteilung nach wie vor in die Hand des Untersuchers gelegt. Ihm bleibt es auch weiterhin überlassen, durch gedankliche Kombinationen die Verbindung zwischen den einzelnen Verfahren herzustellen. Gelegentlich ist man dann bemüht, den Einzeluntersuchungen, die Säulen vergleichbar sind, nicht nur einen Dachstuhl, sondern auch ein Dach zu geben.

Die hier gebrachten Untersuchungen und gedanklichen Überlegungen sind nur möglich, wenn man durch einen arbeitsfreudigen Mitarbeiterstab unterstützt wird. Es sei deshalb insbesondere Herrn Dipl.-Chem. K. Waschiczek, Herrn M. Mayer und Fräulein S. Spörer gedankt für die vielen, oft in der Freizeit durchgeführten Untersuchungen und fachlichen Hinweise, die ganz wesentlich zur Fertigstellung dieser Arbeit beigetragen haben.

Die Bewertung der Gewässergüte nach dem Sauerstoffgehalt im fließenden Gewässer

Von Hamm, A., Huber, L., Liebmann, H., Offhaus, K., Reimann, K., Ruf, M. und Weller, G.

aus der Bayerischen Biologischen Versuchsanstalt München, Kaulbachstraße 37

1. Einleitung und Literaturübersicht

Die Ermittlung des Sauerstoffhaushaltes eines Gewässers auf Grund der Bestimmung von Sauerstoffgehalt, Zehrung und BSB₅ wird seit Beginn der Wasser- und Abwasseranalytik zur Kennzeichnung der Vorflutverhältnisse und Gewässergüte angewandt. Bei fließendem Gewässer findet er seine Darstellung z. B. in der Sauerstofflinie nach Fair (1939), oder in den Gütepegel und -profilen nach Jordan (1941) und Meinck (1942), sowie im weiteren Sinne auch in der Aufstellung von Abwasserlastplänen. Allgemein wird die Feststellung gemacht, daß auf diese Weise unter den chemischen Untersuchungen am Gewässer am besten Aufschluß über die Güteverhältnisse gewonnen werden kann, abgesehen bei Belastung mit bestimmten, vorwiegend industriellen, Abwasserinhaltsstoffen.

Demgegenüber steht die Bestimmung der Gewässergüte an Hand der biologischen Analyse nach dem Saprobien-system, zu meist nach Kolkwitz und Marson, revidiert von Liebmann (1951; 1962). Danach erstellt man auf unterschiedliche Weise Gütebilder vom jeweiligen Vorfluter.

In der Praxis der Gewässeruntersuchung und -überwachung werden heute in zunehmendem Maße sowohl chemische Bestimmungen als auch biologische Untersuchungen gleichzeitig vorge-

nommen, da beide für eine allgemeine Gütebeurteilung in Hinblick auf die Verschiedenartigkeit der Wassernutzer zusammengehören. Trotzdem ist eine Synthese zwischen chemischer, physiologischer und biologischer Untersuchung noch nicht durchgeführt worden. Die Ursachen dafür sind offensichtlich die großen Schwierigkeiten der Zuordnung gewisser Organismengemeinschaften zu bestimmten chemisch-physikalischen Verhältnissen, die bislang fehlende genauere Kenntnis der Ökologie der meisten Wasserorganismen, der große Umfang des Biospektrums sehr vieler Arten, sowie die starke Variabilität in der Natur der zugeführten Verschmutzung usw. In der Literatur finden sich immer wieder Beispiele für die großen Diskrepanzen zwischen Gewässergütebestimmung nach Chemie und Biologie (z. B. Untersuchungen des Hamburger Isebekkanals von Caspers und Schulz, 1960).

Trotz allem ist die Tendenz der biochemischen und biologischen Vorgänge nach Einleitung eines Abwassers in ein fließendes Gewässer eindeutig.

Sauerstoffhaushalt und Saprobienstufen weisen Parallelitäten und Beziehungen zueinander auf, die eine Zuordnung ermöglichen müssen, auch wenn dies in Form von Regeln mit vielen Ausnahmen geschieht. Die Wasserwirtschaft benötigt klare Beurteilungsmaßstäbe sowohl für chemische als auch biologische Kenngrößen.

Für die höheren Saprobitätsstufen wurden chemische Kriterien von verschiedenen Autoren verwendet. Thomas (1944) kennzeichnete die polysaprobe Zone, die er in eine α - β - und γ -Polysaprobie unterteilt, durch BSB₅-Werte von 15 — 60 mg/l und die α -mesosaprobe Zone durch einen BSB₅ von 5 — 15 mg/l. Srámek-Husek (1956) definierte eine β -Polysaprobität als Ciliaten- und Sphaerotilus-Stufe mit BSB₅-Werten zwischen 10 und 100 mg/l, eine α -Polysaprobität als Bakterien- und Flagellatenstufe mit einem BSB₅ zwischen 100 — 500 mg/l und eine Hypersaprobität als Saccharomyceten- und Bakterienstufe mit BSB₅-Werten meist über 500 mg/l. Später hat Sladeczek (1962) dieses System erweitert und gab an:

5. Stufe Polysaprobität (p): Sphaerotilus-Stufe;
O₂-Gehalt: 0,2 — 2,0 mg/l
BSB₅ 10 — 40 mg/l
6. Stufe Isosaprobität (i): Ciliaten-Stufe;
anaerob-mikroaerob;
BSB₅ 40 — 400 mg/l
7. Stufe Metasaprobität (m); Flagellaten-Stufe;
anaerob, H₂S;
BSB₅ 200 — 700 mg/l
8. Stufe Hypersaprobität (h): Bakterien-Stufe;
BSB₅ 500 — 1500 mg/l
9. Stufe Ultrasaprobität (u): keine Lebewesen,
höchstens wenige Bakterien;
BSB₅ 1000 — 60 000 mg/l.

Für die Verschmutzungsgrade im mesosaprobe Bereich, denen in Hinblick auf die Wassernutzung die größere Bedeutung zukommt, liegen chemische Kriterien jedoch kaum vor. Liebmann (1951 und 1959) charakterisierte die α -mesosaprobe Zone durch Zehrungswerte meist über 50%, die β -mesosaprobe Zone durch Zehrungswerte unter 50% und die oligosaprobe Zone als Stufe der nahezu vollendeten Mineralisation, bei der das Wasser sauerstoffreich und zehrungsarm ist. Vorwiegend in den mesosaprobe Stufen kann es durch Massenentwicklung von Algen zu starken Sauerstoffübersättigungen kommen.

Schmassmann (1951) unterschied auf Grund des Sauerstoffhaushaltes und dessen täglicher Periodizität vier Gewässertypen, die polysaprobe bis oligosaprobe Verhältnissen analog gesetzt wurden. In der polysaprobe Zone wird der Tagesgang im Sauerstoffgehalt überwiegend durch den jeweiligen Abwasseranfall bestimmt. Daher können auch hier u. U. höhere Sauerstoffwerte vorkommen. Es folgt ein Übergangstyp, entsprechend etwa dem α -mesosaprobe Bereich, in dem die dissimilatorischen Vorgänge

zwar noch überwiegen, doch wird der Sauerstoffgehalt schon deutlich durch die Assimilation der grünen Pflanzen beeinflusst. Bei Gewässertyp III kommt es durch die Assimilation zu hohen Sauerstoffübersättigungen untertags und hohem Defizit in der Nacht, die nächtliche Zehrung kann so stark werden, daß auch hier der Sauerstoffgehalt auf Null sinkt. Im oligosaprobe Bereich (Gewässertyp IV) besteht schließlich keine ausgeprägte Tagesperiodizität. Demnach sagt z. B. ein hoher Sauerstoffgehalt allein noch nichts über die Wassergüte aus, da er sowohl bei poly-, meso- als auch oligosaprobe Verhältnissen vorliegen kann.

Knöpp (1955) verglich den biologischen Gütelängsschnitt mit dem Abwasserlastplan am Beispiel der Lippe und fand eine ausgezeichnete Übereinstimmung. Fjerdingsstad (1964) meinte zwar, daß die analytische Bestimmung von BSB₅, KMnO₄-Verbrauch und gelöstem Sauerstoff keine Basis für die Klassifikation der Organismen gemäß dem Kolkwitz-Marsonschen System ergibt, stellte aber auf Grund der allgemeinen Verhältnisse Kennzahlen auf, wonach in der coprozischen Zone ein BSB₅ von > 100 mg/l herrscht, in der α -mesosaprobe Zone etwa ein BSB₅ von 20 mg/l bei einem Sauerstoffgehalt von < 50% zur Sättigung, in der β -mesosaprobe Zone jedoch ein Sauerstoffgehalt von > 50% bei einem BSB₅ von < 10 mg/l, in einer γ -mesosaprobe Zone ein BSB₅ von 3 — 6 mg/l und schließlich in der oligosaprobe Zone ein BSB₅ von 2 — 3 mg/l.

Von seiten der Chemiker wurden chemische Gütezahlen und Klassifizierungen nach zahlreichen in der Wasser- und Abwasseranalytik wichtigen Substanzen und Substanzgruppen von Richter (1961) und von Meyer (1962) veröffentlicht. Die Tabellen sind auch bei Liebmann und Reimann (1964) zusammengestellt.

2. Neue Güteinstufung nach dem Sauerstoffhaushalt

Im folgenden wird die von den Verfassern mit Bezug auf die biologischen Vorgänge entwickelte Bewertungstabelle nach dem Sauerstoffhaushalt erläutert. Es ist dabei klar, daß damit erst ein, wenn auch sehr bedeutsamer Aspekt für die Synthese von biologischer, physiologischer und chemischer Gewässergütebeurteilung herangezogen worden ist. Weiteren Mitteilungen soll es vorbehalten werden, andere Faktoren, wie Verunreinigung mit nicht abbaubaren organischen Substanzen, toxische Stoffe, Strömung usw. in die Bewertung einzubeziehen.

Die Ermittlung des Sauerstoffhaushaltes im Fließgewässer umfaßt normalerweise:

- Ermittlung des Sauerstoffgehaltes in mg/l
- Ermittlung des Sauerstoffgehaltes in % zur Sättigung
- Ermittlung der Zehrung nach 48 Stunden in mg/l bei 20° C
- Ermittlung der Zehrung nach 48 Stunden in % vom Anfangs-O₂-Gehalt
- Ermittlung des BSB₅ in mg/l bei 20° C.

Es ist wünschenswert, in allen Fällen Zehrung und BSB₅ zu bestimmen. Wenn der Anfangs-O₂-Gehalt für eine unverdünnte, direkte Bestimmung nicht ausreicht, so bietet sich das „Hildesheimer Verfahren“ an, bei welchem die Probe durch Einleiten von Sauerstoff damit angereichert wird.

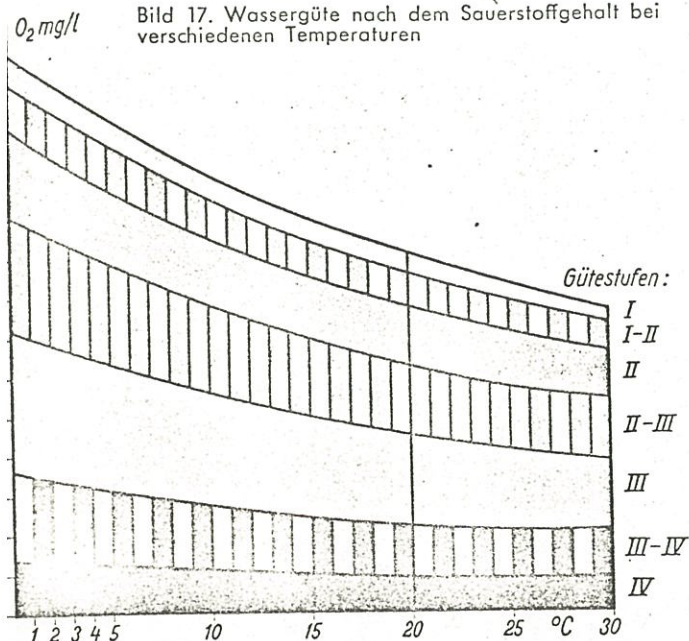
In Zahlentafel I ist die Gütebewertung zusammengestellt.

Zahlentafel I

Spalte Güteklasse	O ₂ -Gehalt			O ₂ -Zehrung		BSB ₅ mg/l bei 20° C
	1	2a	2b	3	4	
	mg/l bei 20° C und 760 Torr.*	% zur Sättigung	% zur Sättigung	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

Bild 17. Wassergüte nach dem Sauerstoffgehalt bei verschiedenen Temperaturen



stoffgehalt bei solchen Gewässern im allgemeinen geringer zu werten, als Zehrung und BSB₅.

Werden folgende Wertungen vorgenommen,

Spalte	1 (Bild 17)	2a	3	4	5
Wertigkeit	1	1	1	2	1

so beträgt das Wertungsverhältnis Sauerstoffgehalt : Zehrungen (incl. BSB₅) 2 : 4.

Die späteren Beispiele können zeigen, daß dieses Verfahren den Vorfluterverhältnissen weitgehend gerecht wird.

b) Fließgewässer mit Sauerstoffübersättigung

Tritt O₂-Übersättigung auf, so wird Spalte 1 und 2a für den Sauerstoffgehalt nicht gerechnet, sondern allein Spalte 2b. Deren Grundlage ist, daß mit zunehmender Verunreinigung eine gesteigerte Algen- und Phytoplanktonproduktion auftreten kann und sich dementsprechend immer höhere Sauerstoffübersättigungswerte in den Tagesstunden einstellen.

Der Grad der Übersättigung weist ausgeprägte tägliche und jahreszeitliche Schwankungen auf. Es sollen jeweils die höchsten festgestellten Übersättigungswerte an der Probestelle zur Beurteilung herangezogen werden. Es gilt hier in verstärktem Maße die allgemein zu stellende Forderung, daß die Gewässergütekartierung nach ungünstigen Verhältnissen durchzuführen ist, also normalerweise bei NQ und höheren Wassertemperaturen.

Die Zehrungswerte werden bei stärkerer Phytoplanktonproduktion im Gewässer erhöht und repräsentieren nicht mehr allein die allochthone, abwasserbedingte Verschmutzung. Aber auch die autochthone Sekundärverschmutzung bedeutet eine Minderung der Gewässergüte, so daß erhöhte Zehrung und BSB₅ in mg/l ohne Abstriche gewertet werden können. Im übrigen wird eine gewisse Kompensation evtl. allzuschlechter Einstufung durch die günstigere Beurteilung nach Spalte 4 (Zehrung in %) erreicht, in die der hohe Anfangs-Sauerstoffgehalt eingeht.

Somit wird die Bewertung in diesem Fall folgendermaßen vorgenommen:

Spalte	1 (Bild 17)	2b	3	4	5
Wertigkeit	—	2	1	2	1

3. Beispiele

An Hand einiger ausgewählter Beispiele von Vorfluteruntersuchungen der letzten Jahre soll Anwendung und Aussagemöglichkeit der beschriebenen Gütebewertung nach dem Sauerstoffhaushalt aufgezeigt werden. Es werden jeweils auch die Ergebnisse der biologischen Untersuchung gegenübergestellt. Zur Vergleichbarkeit wird hierfür der biologische Wassergüteindex nach Pantle und Buck (1959) angewandt (Zahlentafel II).

In vielen Fällen ist eine Übereinstimmung in Gütestufe nach Sauerstoffhaushalt und Biologie festzustellen. Dies wird dann gegeben sein, wenn ein Gleichgewichtszustand in den chemisch-biologischen Vorgängen eingetreten ist (Beisp. Nr. 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12). Es sind dies Untersuchungsorte, an denen der Vorfluter nach der letzten, einschneidenden Abwasser-Belastung schon eine längere Fließzeit zurückgelegt hat. Im Bereich oder kurz unterhalb der Abwassereinleitung in einen sauerstoffreichen Fluß jedoch bedingt häufig der hohe Sauerstoffgehalt trotz hohen Zehrungswerten einen günstigeren Gütewert, als die biologische Analyse ergibt (Beisp. Nr. 1 und 9). Hier spiegelt sich die Tatsache wider, daß das Auftreten vieler als polysaprob eingestufte Organismen nicht so sehr vom Sauerstoffgehalt, als vielmehr vom Nahrungsangebot (z. B. bakterienfressende Ciliaten) und von der besseren Verträglichkeit gegenüber Abwassergiften abhängt. Man wird aber dem tatsächlichen Gewässerzustand besser gerecht, wenn in solchen Fällen ein noch hoher Sauerstoffgehalt, der hier als sehr positiv zu bewerten ist, berücksichtigt wird. Umgekehrt zeigen die Beispiele 2, 3 und 4, daß mit abnehmendem Sauerstoffgehalt verbunden mit fortgeschrittenem Abbau der organischen Substanz, die biologische Analyse u. U. eine zu günstige Beurteilung hervorrufen kann.

Im einzelnen sind dazu noch folgende Erläuterungen notwendig:

Die Werte nach Spalte 1 gelten nur für Temperaturen von 20°C. Bei anderen Temperaturen ist Bild 17 zu verwenden, das die Funktion von Sauerstoffgehalt zur Temperatur mit den Parametern % Sättigung bzw. Wassergütestufen darstellt. Hieraus kann für jede Temperatur und Sauerstoffgehalt die zugehörige Gütestufe entnommen werden. Aus der Anlage der Kurve und Wertentafel leitet sich auch ab, daß Spalte 2a und Spalte 1 (bzw. Bild 17) immer übereinstimmende Gütestufen ergeben müssen. Folgende Einschränkung ist dabei aber zu machen: Die Kurven nach Bild 17 sind nach den Werten von G 2 der Deutschen Einheitsverfahren (1960) errechnet worden. Sie beziehen sich auf den Luftdruck von 760 Torr, berücksichtigen also nicht die Höhenlage des Untersuchungsortes. Die %-Sättigungswerte nach Spalte 2a der Zahlentafel I werden aber meist nach dem O₂-Calculator berechnet, wobei die Höhenlage ü. N. N. in Rechnung gestellt wird. Daher kann es in Grenzfällen vorkommen, daß die Gütestufe nach O₂-Gehalt in mg/l schlechter ausfällt, als die Gütestufe nach %-Sättigung. Dieser Fehler wird aber im allgemeinen zu vernachlässigen sein und muß nur bei sehr hoch gelegenen Untersuchungsorten berücksichtigt werden. Spalte 2b wird nur bei Vorliegen einer Sauerstoffübersättigung angewandt, wofür später noch näher eingegangen wird.

Der Aussagewert der Sauerstoffzehrung nach 48 Stunden ist verschieden, je nachdem ob sie in mg/l oder in % vom Anfangs-Sauerstoffgehalt ausgedrückt wird. Daher können sich nach Spalte 3 und 4 aus dem gleichen Untersuchungsergebnis unterschiedliche Gütestufen ableiten. Während Zehrung und BSB₅ den einfachen Absolutwert darstellen, ist der Relativwert der Zehrung in umfassenderer Ausdruck, der aussagt, wieviel von der Sauerstoffreserve angegriffen wird. Dieser ist also für die Gütebeurteilung auch von besonderer Bedeutung.

BSB₅ (Spalte 5) und Zehrung (Spalte 3), sind durch die theoretische Verhältniszahl von 0,54 bei 20°C aufeinander abgestimmt.

Unter keinen Umständen ist es nun möglich, eine Güteeinstufung nur nach einer Spalte, etwa nach dem Sauerstoffgehalt vorzunehmen, sondern es müssen Mittelwerte über alle Spalten gezogen werden, womit ein Gütewert über den gesamten Sauerstoffhaushalt festgelegt wird. Zwei prinzipiell verschiedene Fälle sind dabei zu unterscheiden:

a) Fließgewässer ohne Sauerstoffübersättigung

Bei einem Fließgewässer, das keine Sauerstoffübersättigung durch Algen- und Phytoplanktonproduktion aufweist, wird die Gütestufe nach Spalte 1 (Bild 17), 2a, 3, 4 und 5 ermittelt. Auf Grund zahlreicher Erfahrungen ist es zweckmäßig, den Sauer-

ahlentafel II.

nr.: Probestelle:	t °C	O ₂ mg/l	O ₂ %	Z. mg/l	Z. %	BSB ₅ mg/l	Gütekategorie nach Sauerstoffhaushalt	biol. Wassergüteindex	Anmerkung:
1. Pegnitz in Nürnberg, Ludwigsbrücke	10,4	8,05	77,5	7,1	88,0	24,0			nach O ₂ -reicher, aber stark belast. Fluß. Die bessere Gütestufe n. O ₂ -Haushalt ist Ausdruck d. hohen O ₂ -Gehaltes
Gütestufe		2,0	2,0	3,5	3,5	4,0	18,5:6 = 3,1	3,7	
Wertigkeit		1	1	1	2	1			
2. Regnitz b. Stadeln	18,9	2,0	23,0	—	100	20,0			Zehrung in mg/l. fehlt. Niedriger Sauerstoffgehalt und starke Belastung
Gütestufe		3,5	3,5	—	4,0	3,5	22:6 = 3,7	3,4	
Wertigkeit		1	1	—	2	2			
3. Regnitz b. Baiersdorf	18,9	4,75	54,0	—	100	20,0			wie Nr. 2
Gütestufe		2,5	2,5	—	4,0	3,5	20:6 = 3,3	2,9	
Wertigkeit		1	1	—	2	2			
4. Regnitz b. Bug	17,6	3,0	33,0	2,0	67,0	7,0			Sauerstoffgehalt noch sehr niedrig; org. Stoffe weitgehend abgebaut
Gütestufe		3,0	3,0	2,0	3,0	2,5	16,5:6 = 2,8	2,4	
Wertigkeit		1	1	1	2	1			
5. Öpfinger Stausee Donau (Winter)	2,8	8,4	68,0	6,5	77,5	10,2			Stau mit starker Belastung durch Zellstoffabwässer. „Pilztreiben“ (Winter-Untersuchung)
Gütestufe		2,5	2,5	3,0	3,5	3,0	18:6 = 3,0	2,9	
Wertigkeit		1	1	1	2	1			
6. dto. (Sommer)	16,4	5,5	64,0	3,0	51,0	5,1			dto. Sommer-Unters. geringere „Pilztreiben“ und schnellere Abbauvorgänge
Gütestufe		2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	15:6 = 2,5	2,6	
Wertigkeit		1	1	1	2	1			
7. Pegnitz b. Lauf	14,0	8,7	91,0	1,8	21,0	2,4			
Gütestufe		1,5	1,5	2,0	2,5	2,0	12:6 = 2,0	2,1	
Wertigkeit		1	1	1	2	1			
8. Iller oberh. Ulm	3,8	11,3	93,5	0,5	4,4	1,9			Winter-Untersuchung
Gütestufe		1,5	1,5	1,5	1,0	1,5	8:6 = 1,3	1,7	
Wertigkeit		1	1	1	2	1			
9. Drau b. Villach (St. Agathen, linksufrig)	0,0	13,3	101,0	4,25	32,0	6,45			Winter-Untersuchung, hoher Sauerstoffgehalt. Kurz unterhalb der Einleitung häuslicher Abwässer
Gütestufe		—	1,0	3,0	2,5	2,5	12,5:6 = 2,1	2,7	
Wertigkeit		—	2	1	2	1			
10. Donau b. Bertoldsheim (linksufrig)	17,5	10,5	107,0	2,4	23,0	5,0			geringe Übersättigung
Gütestufe		—	1,5	2,5	2,5	2,5	13:6 = 2,2	2,0	
Wertigkeit		—	2	1	2	1			
11. Isar b. Plätting	21,5	9,7	117,0	3,1	32,0	5,7			geringe Übersättigung
Gütestufe		—	2,0	2,5	2,5	2,5	14:6 = 2,3	2,0	
Wertigkeit		—	2	1	2	1			
12. Donau b. Winzer obh. Regensburg	21,5	12,8	156,0	4,3	33,6	8,2			stärkere Übersättigung
Gütestufe		—	3,0	3,0	2,5	3,0	17:6 = 2,8	2,7	
Wertigkeit		—	2	1	2	1			
13. Donau-Kachletstau (Oberwasser)	23,0	14,9	185,0	5,1	34,6	8,9			Stau mit starker Übersättigung; hohe, z. T. phytoplanktonbedingte Zehrungen
Gütestufe		—	3,0	3,0	2,5	3,0	17:6 = 2,8	2,4	
Wertigkeit		—	2	1	2	1			

Synthese der biologischen und chemischen Wassergütebeurteilung

Für eine einheitliche, gemeinsame Gütekartierung eines Gewässers können die Gütestufen nach Sauerstoffhaushalt und nach der biologischen Analyse zusammengefaßt werden. Auf Grund der großen Bedeutung, die der biologischen Analyse zukommt, ergibt sich, daß diese in ihrer Wertigkeit der chemischen Analyse leichtgesetzt werden muß. Die Kartierungsbilder werden auf Grund eines Mittelwertes erstellt, wobei

die Gewässergüte nach der chemischen Analyse mit 50% und die Gewässergüte nach der biologischen Analyse mit 50% errechnet wird.

Die chemische Gütebeurteilung umfaßt hier vorläufig nur den Sauerstoffhaushalt des Gewässers. Wie erwähnt, wird in späteren Mitteilungen die Frage der Einbeziehung weiterer wichtiger Kriterien, wie Belastung mit anorganischen und organischen, nicht abbaubaren Substanzen Toxizität, Strömung usw. diskutiert werden, sowie die Anwendbarkeit der hier geschilderten Beurteilungen auch für die Gütekartierung von stehenden Gewässern.

Man erhält so durch die Synthese von biologischer und chemischer Gewässerbeurteilung eine viel breitere Basis und größere Sicherheit in der Begutachtung und erweitert den Begriff „Gewässergüte“ in einem Umfang, der durch eine Verfahrensmethode allein nicht zu erreichen wäre.

5. Zusammenfassung

In der Praxis wird für die Beurteilung der Gewässergüte als wichtiges chemisches Kriterium der Sauerstoffhaushalt sowie die biologische Analyse nach dem Wassergütesystem herangezogen. Es wird diskutiert, in welcher Weise diese Verfahren für ein einheitliches Gütebild des fließenden Gewässers zusammengefaßt werden können. An Hand einer Zahlentafel und Kurve werden einzelne Kennzahlen des Sauerstoffhaushaltes aufgestellt und ihre Anwendung durch einige ausgewählte Beispiele erläutert.

Anschrift des Verfassers: Professor Dr. Hans Liebmann, Direktor der Bayer-Biologischen Versuchsanstalt (Demoll-Hofer-Institut), München 27, Kaulbachstr. 37