

O-89043 O-892301

Håndbok

i innsamling av data om
forurensningstilførsler til
vassdrag og fjorder.

REVIDERT UTGAVE

NIVA JORDFORSK Rapport

NIVA
Postboks 69 Korsvoll
0808 Oslo 8
JORDFORSK
Postboks 9
1432 Ås NLH

Prosjektnr.: 0-89043 0-892301
Undernummer:
Løpenummer: 2510
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Håndbok i innsamling av data om forurensnings- tilførsler til vassdrag og fjorder. Revidert utgave.	Dato: November 1990
	Prosjektnummer: 0-89043 0-892301
Forfatter (e): Hans Holtan, NIVA Svein Ole Åstebøl, Jordforsk	Faggruppe: Vannressurs- forvaltning
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag): 53

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt: Denne rapport gir veiledning for arbeid med å beregne og vurdere tilførsler av fosfor, nitrogen og organisk materiale til vassdrag og fjorder. Rapporten er foreløpig. Håndboka som sådan vil bli trykket i 1991.

4 emneord, norske:

1. Forurensningstilførsler
2. Forurensningsregnskap
3. Forurensningskilder
4. Vannforurensning

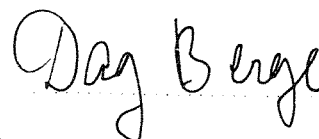
4 emneord, engelske:

1. Pollution effluents
2. Pollution load accounting
3. Sources of pollution
4. Water pollution

Prosjektleder:



For administrasjonen:



ISBN 82-577-1818-1

HÅNDBOK

I INNSAMLING AV DATA OM

FORURENSNINGSTILFØRSLER

TIL VASSDRAG OG FJORDER

REVIDERT UTGAVE

FORORD

"Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder" ble utgitt av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i 1984 etter oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT) (Vennerød 1984).

Siden håndboka ble skrevet, er det utført betydelig forskningsarbeide med sikte på å avklare den forurensningsmessige betydning av utslipp av avløpsvann fra boliger og tilførsel fra landbruk. SFT ønsker derfor nå å revidere håndboka, spesielt oppdatere koeffisienter for forurensningstilførsler. Norges Teknisk-Naturvitenskapelige forskningsråd (NTNF) har gjennom FOU-programmet "Bedre Bruk av Vannressursene" (BBV) gitt et vesentlig økonomisk bidrag til fullførelsen av dette arbeidet.

Hensikten med revidering av håndboka har vært å:

- innarbeide nyere data om tilførsler av fosfor, nitrogen og organisk materiale fra industri, avfallsplasser, landbruk, befolkning, nedbør og serviceinstitusjoner.
- oppgi om mulig tilførsel av fosfor i fraksjonene mye/lite/ikke algetilgjengelig.
- inkludere data fra fiskeoppdrettsanlegg.
- vurdere betydning av kildens beliggenhet i forhold til resipienten.
- vurdere de ulike kildene i forhold til hverandre med hensyn til effekt i resipienten.
- omtale problemet med beregning av tilførsel av miljøgifter fra industrien.
- utføre enkle forbedringer av layout.

NIVA og Senter for jordfaglig miljøforskning (JORDFORSK) har fått som oppdrag å utføre dette arbeidet. Hans Holtan er prosjektansvarlig ved NIVA og Svein Ole Åstebøl ved JORDFORSK. Hanne-Grete Nilsen er prosjektansvarlig ved SFT.

Arbeidet med å revidere dataene om forurensningstilførsler fra landbruket vil bli avsluttet i 1991. Dette fordi man ønsker å anvende data fra landbrukstillingen i 1989 og resultatene fra et pågående forskningsprosjekt som grunnlag for fastsettelse av tilførselskoeffisienter for de ulike landsdeler. Denne foreløpige utgave blir utgitt i få eksemplarer først og fremst beregnet på Miljøvern-avdelingene i fylkene og kommuner.

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	1
1. INNLEDNING	3
2. KORT OMTALE AV STOFFENE OG DERES EGENSKAPER	4
2.1 Fosfor - forekomst og tilstandsformer	4
2.2 Veksttilgjengelig fosfor	4
2.3 Nitrogen - forekomst og tilstandsformer	5
2.4 Organisk stoff	7
2.5 Miljøgifter	9
3. TILBAKEHOLDELSE OG OMSETNING AV STOFFER I VANN	11
3.1 Fosfor	11
3.2 Nitrogen	13
3.3 Organisk stoff	14
4. NATURLIGE BAKGRUNNSTILFØRSLER	15
4.1 Nedbør og atmosfæriske tørravsetninger	15
4.1.1 Nitrogen	15
4.1.2 Fosfor	18
4.2 Naturlig bakgrunnsavrenning fra landområder.....	19
4.2.1 Nitrogen	19
4.2.2 Fosfor	21
5. FORURENSNINGSTILFØRSLER FRA BEBYGGELSE	23
5.1 Forurensningsproduksjon	23
5.2 Forurensningstilførsler fra komm. kloakksystemer...	25
5.3 Kloakkrensaneanlegg	27
5.4 Forurensningstilførsler fra spredt bebyggelse, turistbedrifter o.l.	28
5.5 Forurensningstilførsler via overvann	29
5.6 Forurensninger fra kommunale avfallsfyllinger	29
6. FORURENSNINGSTILFØRSLER FRA LANDBRUKET	33
6.1 Silo	33
6.1.1 Forurensningsproduksjon	33
6.1.2 Forurensningstilførsel	35
6.2 Gjødsellager	36
6.2.1 Forurensningsproduksjon	36
6.2.2 Forurensningstilførsel	37
6.3 Melkerom	38
6.3.1 Forurensningsproduksjon	38
6.3.2 Forurensningstilførsel	39
6.4 Arealavrenning	39
6.5 Stofftap fordelt på sesonger	41
7. FORURENSNINGER FRA FISKEOPPDRETT	43
8. FORURENSNINGSTILFØRSLER FRA INDUSTRIBEDRIFTER	45
9. EKSEMPEL PÅ BEREGNING AV FORURENSNINGSTILFØRSEL	47
LITTERATUR	51

1. INNLEDNING

Med forurensningspåvirkning av en vannforekomst mener vi vanligvis tilførsler av stoffer som skyldes menneskelig virksomhet og som fører til ugunstig endring av vannets kvalitet. Tilførsler av f.eks. næringsalter, organisk stoff o.l. fra områder uten menneskelig påvirkning betraktes ikke som forurensninger, selv om de kan ha betydelige effekter på vannkvaliteten.

Når effekten av ulike tilførsler til en vannforekomst skal studeres/vurderes er det nødvendig å fremskaffe data om de totale mengder samt å differensiere mellom betydningen av de ulike kilder. Dette betyr at tilførselsdataene må omfatte de naturlige bidrag (uten menneskelig påvirkning) såvel som tilførsler som skyldes ulik menneskelig virksomhet.

De mangeartede menneskelige virksomheter medfører at vassdragene tilføres et stort antall stoffer som til dels kan ha ulik forurensningsvirkning. Av praktiske grunner vil det være hensiktsmessig å gruppere stoffene i henhold til virkningstyper.

- Tilførsel av næringsalter og organisk stoff endrer/øker den biologiske stoffomsetning og produksjon.
- Tilførsel av giftstoffer, (f.eks. tungmetaller og organiske mikroforurensninger) innbefattet sure/basiske komponenter, hemmer biologisk vekst og kan virke giftig på organismer.
- Tilførsler av partikulært materiale innvirker på vekstforholdene bl.a. ved at lystilgangen hemmes. Slike stoffer kan også ha fysiologiske virkninger på organismer.
- Utslipp av kjølevann (termisk forurensning) innvirker på stoffomsetning og produksjonsforholdene.
- Utslipp av klokkvann og avrenningsvann fra jordbruksvirksomhet kan tilføre vannet sykdomsfremkallende bakterier og virus.

Denne håndbok omhandler i første rekke stoffer som fremmer eutrofiutviklingen dvs. fosfor, nitrogen og organisk stoff. Tilførsler av miljøgifter og andre stoffer vil bare bli generelt omtalt.

2. KORT OMTALE AV STOFFENE OG DERES EGENSKAPER

2.1 Fosfor (kjemisk symbol P): forekomst og tilstandsformer

Fosfor forekommer naturlig i forskjellige bergartstyper og kan ved forvitring tilføres vassdrag. De problemskapende fosfortilførsler skyldes imidlertid forurensninger fra boliger, jordbruk og industri.

Fosfor er et ikke-metallisk grunnstoff som inngår i en rekke organiske og uorganiske forbindelser. Elementært fosfor forekommer meget sjelden i naturen. Mest vanlige fosforformer er: ortofosfater (PO_4^{3-}), pyrofosfater ($\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$), metafosfater (PO_3^-), polyfosfater ($(\text{PO}_3^-)_n$) og organisk bundet fosfor.

Nedbrytnings- og synteseprosesser i vannet medfører at fosforets tilstandsform stadig forandres. I praktisk sammenheng kan vi skille mellom:

- Totalt fosfor, omfatter både løst og partikulært fosfor (TP)
- Løst reaktivt fosfor (LRP)
- Løst ikke reaktivt fosfor (LIRP)
- Partikulært fosfor (PP)

2.2 Veksttilgjengelig fosfor

Fosfor er en av de viktigste næringsstoffer for planter. Det er det biologiske tilgjengelige fosforet som er av størst interesse. Av fraksjonene ovenfor er det først og fremst LRP, men også LIRP som er biologisk tilgjengelig. Fosfor som er adsorbent til partikler kan under visse kjemiske betingelser kunne frigjøres (desorpsjon) og bli biologisk tilgjengelig (labilt fosfor). I andre tilfeller kan fosforet være bundet til partiklene på en slik måte at det har liten betydning for algevekst. Dette gjelder f.eks. fosfor som er bundet til/i erosjonsmateriale fra isbreområder og til dels erosjonsfosfor fra løsavsetninger f.eks. i jordbruksområder.

I den senere tid er det ved NIVA foretatt eksperimentelle studier av fosforets biotilgjengelighet i ulike kilder (Berge og Källqvist 1990). Ved eksperimentene ble testalgen Selenastrum capricornutum anvendt. Fosforets biotilgjengelighet ble beregnet i forhold til hvor mye alger som ble produsert med kjemisk rent ortofosfat.

Undersøkelsen omfattet biotilgjengeligheten i laboratoriet så vel som i ulike typer økosystemer, dvs. rennende vann, grunne oligotrofe innsjøer, dype oligotrofe innsjøer og grunne eutrofe innsjøer. Resultatene er vist i tabell 1.

Tabell 1. Midlere biologisk tilgjengelig fosfor i % av mengde tilført totalfosfor. (Berge og Källqvist 1990.)

Forurensningskilder	Laboratorie-eksperimenter	Rennende vann	Grunne oligotrofe innsjøer	Dype oligotrofe innsjøer	Grunne eutrofe innsjøer
Arealavr. fra korndyrkingsarealer (erosjon)	37	24	13	6	20
Høstflomavrenning fra høstspredd naturgjødsel	63	63	63	63	63
Naturlig erosjonsmateriale	20	13	6	3	11
Sig fra gjødselkjellere	79	79	79	79	79
Silolekkasjer	59	59	59	59	59
Urenset kloakkvann	60	60	60	60	60
Sandfiltrert kloakkvann	95	95	95	95	95
Kjemisk renset kloakkvann	ca. 30	ca. 30	ca. 30	ca. 30	ca. 30
Tøyvaskemidler	76	76	76	76	76

Tabellen angir biotilgjengelighetskoeffisienter, dvs. hvor stor del av det kvantitative bidrag (totalfosfor) som er biologisk aktiv i ulike økosystemer.

Det må presiseres at de beregnede gjennomsnittlige tilgjengelighetsverdiene som er presentert ovenfor ikke uten videre bør brukes som koeffisienter for biologisk tilgjengelighet ved belastningsberegninger. Dette fordi variasjonen i data er stor og antallet prøver av flere kategorier er lavt. I tillegg vil flere faktorer i den enkelte resipient innvirke på tilgjengeligheten av tilført fosfor. Allikevel demonstrerer resultatene av undersøkelsen at det er viktig å ta hensyn til den biologiske tilgjengeligheten ved vurdering av ulike forurensningskilders betydning. Dette bør også få konsekvenser ved prioritering av tiltak mot eutrofiering.

2.3 Nitrogen (kjemisk symbol N) : forekomst og tilstandsformer

I naturen forekommer nitrogen i uorganiske og organiske forbindelser. De uorganiske formene inkluderer nitrater (NO_3^-), nitriter (NO_2^-), ammonium (NH_4^+) og molekylært nitrogen (N_2). Naturlig forekommende organiske nitrogenforbindelser oppstår som mellomprodukt ved

nedbryting av proteiner, som ekskresjonsprodukter så vel som i frie forbindelser, aminosyrer, enzymer osv.

Nitrater og ammoniumforbindelser er de viktigste uorganiske nitrogenforbindelser i vann. I mange tilfeller, særlig i kyst- og havområder kan slike stoffer være begrensende for algevekst.

Den biologiske omdannelse av nitrogen er sammensatt av seks hovedprosesser, se fig. 1.

1. Planter og mikroorganismer tar opp (assimilerer) uorganiske former ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) og omdanner dem til organisk nitrogen (aminosyrer, proteiner).
2. Organisk nitrogen overføres fra en organisme til en annen - heterotrofe prosesser (de spises).
3. Bakterier og sopp bryter ned (omdanner) organisk nitrogen til ammonium. Dette kalles ammonifikasjon.
4. Enkelte bakterier oksyderer ammonium til nitritt og nitrat. Denne prosess - nitrifikasjon - foregår best ved pH = ca. 8, og aktiviteten avtar raskt ved pH < 7.
5. En rekke bakterier og sopp kan under oksygenfrie (eller nesten oksygenfrie) tilstander redusere nitrater til nitriter, dinitrogenoksyd (N_2O) og molekylært nitrogen (N_2). Denne prosess kalles denitrifikasjon, og har stor betydning i oksygenfrie sedimenter.
6. Enkelte organismer (f.eks. blågrønnalger og bakterier) kan omdanne molekylært nitrogen (fra luften) til ammonium. Dette kalles nitrogenfiksering.

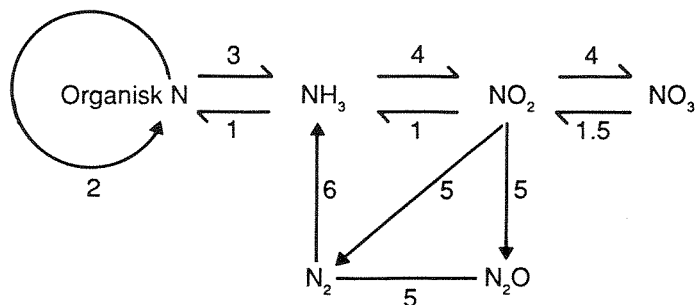


Fig. 1. Biologisk omdannelse av nitrogen. Tallene representerer ulike prosesser (se teksten). (Etter Canadian Water Quality Guidelines, 1987.)

Atmosfæren er den største naturlige nitrogenkilde (hele 78 % av luftens gasser er nitrogen). Herfra tilføres nitrogen til det biologiske system ved biologisk fiksering (se ovenfor) og ved elektriske utladninger. Nitrogenforbindelser tilføres i betydelig grad atmosfæren ved bruk av fossilt brensel (kull, olje osv.), f.eks. er biltrafikken en viktig kilde. Nedbørens innhold av nitrogenforbindelser har av denne grunn økt betydelig i løpet av den siste 30-årsperiode - i enkelte områder i Sør-Norge er tilførslene blitt mer enn fordoblet.

Det er meget vanskelig å fremskaffe pålitelig data om de kvantitative bidrag av de ulike prosesser (nitrifikasjon, denitrifikasjon, nitrogenfiksering). Disse prosesser foregår som nevnt under spesielle kjemiske betingelser eller ved tilstedeværelse av spesielle organismer. Vi velger derfor ikke å ta slike prosesser med i regnskapet foreløpig.

Nitrogenforbindelser er en av de viktigste bestanddeler av handelsgjødse. Avrenning av slike forbindelser fra landbruksarealer (jordbruk og gjødslet skogarealer) er av stor betydning i forurensningssammenheng. Ammoniumnitrater anvendes ved sprengstoffproduksjon og dette kan i enkelte tilfeller være en betydelig kilde.

2.4 Organisk stoff

Organisk stoff er fellesbetegnelsen for en lang rekke forskjelligeartede stoffer hvor grunnstoffet karbon (C) er et sentralt element. Stoffene bygges opp av planter og oppstår i sine enklere former ved

fotosyntese (vann + karbon ----> organisk stoff + oksygen).

Organisk stoff i vann kan enten være løst eller partikulært. I begge tilfeller blir vannet preget rent visuelt i form av misfarging og nedsatt sikt.

Det er 3 hovedkilder som er årsak til vannets innhold av organisk stoff:

- tilførsler av naturlig humusstoffer fra skog og myrområder. I de fleste områder er denne kilde av størst betydning og er som regel årsak til brunt vann med dårlig gjennomsiktighet.
- tilførsler som skyldes menneskelige aktiviteter. Dette gjelder kloakkvann, tilførsler fra jordbruksvirksomhet innbefattet silosaft, industriavløp f.eks. fra treforedlingsbedrifter, næringsmiddelindustri (meierier, slakterier, konserverfabrikker, fôrsiloer o.l.
- produksjon av organisk stoff i selve vannforekomsten i form av planktonorganismer, alger og høyere vannplanter.

De organiske stoffene kan inndeles i to hovedgrupper:

- ikke-humusstoffer
- humusstoffer

Ikke-humusstoffer er karbonhydrater, proteiner, aminosyrer, pigment og andre lavmolekylære stoffer. Denne type organiske stoffer er lett nedbrytbare og finnes i pressaft fra silo, i husdyrgjødsel, i avløp fra næringsmiddelindustri og også i kloakkvann. Den raske biologiske omsetningen medfører vekst av heterotrofe organismer (bakterier og sopp) og sterkt forbruk av oksygen i resipienten.

I eutrofe innsjøer utgjør planktonalgene en vesentlig del av vannets innhold av organisk stoff om sommeren. I næringsfattige innsjøer dominerer humusstoffene som regel vannets innhold av organiske stoffer. Disse stoffer er amorfe, brune eller svarte, hydrofile og sure forbindelser med høy molekylvekt. De er tungt nedbrytbare i vann.

Det er vanskelig å kvantifisere tilførslene av organisk stoff på teoretisk grunnlag. Dette gjelder spesielt diffuse tilførsler fra naturområder og landbruk. Omsetningshastigheten er temperaturavhengig og arter seg forskjellig under de forskjellige årstider.

De løste organiske forbindelser kan såvel inhibere (hemme) som stimulere plantevekst. Forbindelser som omfatter svake organiske syrer f.eks. glykolsyre ansees å virke stimulerende, mens inhiberende forbindelser omfatter bl.a. peroksider av fettsyrer m.fl.

De organiske forbindelser kan også binde metaller og dermed stimulere planteveksten indirekte.

Kunnskapen om betydningen av de organiske stoffer for planteveksten er mangelfull. I forbindelse med eutrofieringsproblematikken er vannets innhold av slike stoffer tillagt liten vekt, men i enkelte tilfeller er de påvist å ha betydning.

Tilstedeværelsen av organiske stoffer har derimot avgjørende betydning for vekst av såkalte heterotrofe organismer (bakterier og sopp) hvor denne type stoffer er næringsgrunnet. Det er først og fremst i rennende vann slik vekst skaper problemer. Omsetning og nedbrytning av organiske stoffer er oksygenkrevende prosesser, og i vann med høyt innhold av organisk stoff er vannets oksygeninnhold lavt, spesielt i perioder med dårlig vannutskiftning (f.eks. i innsjøenes bunnvann under sommer- og vintersituasjoner). Rent lokalt kan tilførsel av silopressaft by på store problemer i mindre vassdrag. Fiskedød og soppbevekst elvebunn er ikke uvanlig i slike tilfeller.

2.5 Miljøgifter

Miljøgifter er stoffer som har en eller oftest flere av følgende egenskaper:

- akutt giftige i meget lave konsentrasjoner
- oppkonsentreres i organismer og næringskjeder og medfører derfor økologiske forstyrrelser og helsemessig risiko ved konsum (f.eks. kvikksølv i fisk).
- de er ofte tungt nedbrytbare i naturen.

Miljøgiftene kan deles inn i fire grupper:

- metaller: kvikksølv, kobber, sink, kadmium, bly, nikkel, krom aluminium osv.
- klorerte hydrokarboner: polyklorerte bifenyler (PCB), heksaklorbenzener (HCB), oktaklorstyren (OCS) m.fl.

- polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)
- andre: fenoler, klor, ammoniakk m.fl.

Metallforurensninger finnes først og fremst i avløpsvann fra gruveområder (nedlagte såvel som igangværende) og visse industrier. Denne type industri ligger i størst utstrekning i kystområder. Enkelte metaller f.eks. kvikksølv har vært anvendt ved beising av såkorn, beskyttelse av trevirke o.l. og som følge av dette tilført vassdrag.

Klorerte hydrokarboner har lenge vært anvendt i landbruket for bekjempelse av insekter og andre skadeorganismer. Videre er slike stoffer byggestenene i f.eks. vinylklorid, en rekke løsnings- og avfettingsmidler, og andre moderne syntetiske stoffer.

PAH oppstår ved raffinering av olje og oljeprodukter, ved fyringsanlegg i smelteverksindustrien og i eksos fra forbrenningsmotorer.

Fra tid til annen kan høye konsentrasjoner av andre giftstoffer som f.eks. ammoniakk og fenoler skape betydelige toksiske problemer.

Avhengig av pH og kjemisk miljø, kan metallene forekomme i flere tilstandsformer som har ulik toksisk virkning overfor organismer. Virkningsgraden kan f.eks. endre seg med vannets hardhet og tilstedeværelse av andre metaller.

3. TILBAKEHOLDELSE (RETENSJON) OG OMSETNING AV STOFFER I VANN

Forurensninger som tilføres vassdrag utsettes for fysiske, kjemiske og biologiske/mikrobiologiske prosesser. Stoffene er kjemisk sett forskjellige og reagerer derfor på ulik måte overfor ytre påvirkninger. Økende vannføring medfører økt fortynning. Partikulære stoffer kan sedimentere i enkelte perioder (lavvannsperioder) og transporteres videre i andre. Partiklens størrelse er avgjørende for sedimentasjonshastigheten. Stoffet forbrukes og frigjøres av organismer. Nedbrytning av organisk materiale kan bl.a. medføre frigivelse av biotilgjengelige fosforfraksjoner.

3.1 Fosfor

Vannets innhold av fosfor er influert av biologiske omsetningsprosesser og utveksling mellom sedimenter og vann. Flere fysisk-kjemiske og biologiske modifierende faktorer innvirker på denne utveksling, f.eks. mineral-vann likevekt, sorpsjon (adsorpsjon/-desorpsjon), redokspotensialet og ulike typer organismer. Variasjoner i vannføring, sedimentasjon og omfanget av den biologiske aktivitet influerer i høy grad på fosfortransporten i vassdragene. I enkelte perioder er f.eks. sedimentasjon dominerende, mens utspytingsprosesser gjør seg gjeldende i andre.

Fosformengden som over tid tilbakeholdes i elvestrekninger er meget liten, men det bør tas hensyn til at fosfatene til tider relativt raskt inaktiveres pga. biologisk opptak og adsorpsjon.

Tilbakeholdelse eller retensjon av fosfor i innsjøer er gitt ved uttrykket:

$$R = \frac{P_{\text{inn}} - P_{\text{ut}}}{P_{\text{inn}}}$$

hvor R = retensjon eller tilbakeholdelse

P_{inn} = alt fosfor som tilføres i løpet av en bestemt periode (vanligvis ett år)

P_{ut} = alt fosfor som forsvinner ut av innsjøen via utløpet i samme periode.

Ved statistisk analyse av resultatene fra et stort antall innsjøer, kom Larsen og Mercier (1975 og 1976) frem til at retensjonen kunne uttrykkes som følger:

$$R = \frac{1}{1 + \sqrt{\frac{1}{T_w}}}$$

T_w = innsjøens teoretiske oppholdstid.

Dette uttrykk er senere modifisert og tilpasset norske innsjøer (Rognerud et al. 1979 og Berge 1987). Med bakgrunn i disse modeller kan retensjonen av total fosfor i relasjon til den teoretiske oppholdstid i innsjøen, avleses av fig. 2.

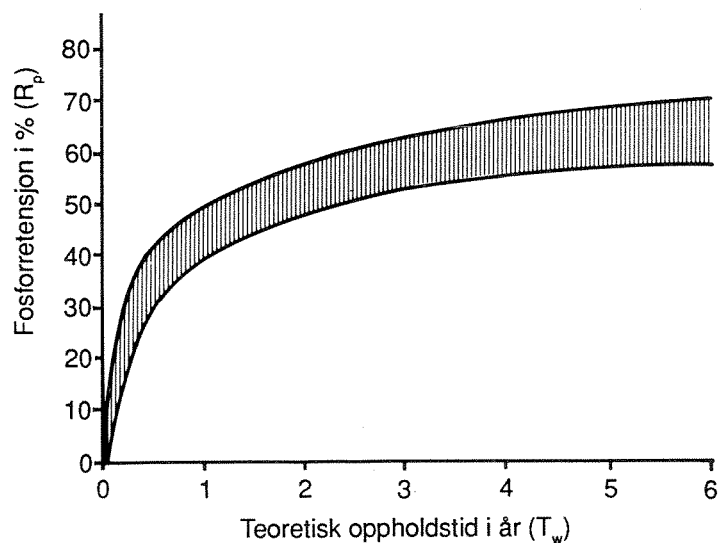


Fig. 2. Kurve for bestemmelse av fosforretensjon i innsjøer.

3.2. Nitrogen

I motsetning til fosfor er de fleste nitrogenforbindelser lett løselig i vann. Nitrogenet som inngår i den organiske stoffomsetning kan ved sedimentasjon holdes tilbake.

I dyplagene av innsjøer med sterkt nedsatt eller oksygenfrie tilstander reduseres nitrogenforbindelsene (denitrifikasjon) og det blir dannet elementært nitrogen (N_2). Dette er en gass som unnviker til luften. I vannforekomster hvor vannmassene og sedimentene er godt mettet med oksygen, spiller denitrifikasjonsprosessene en mindre rolle enn i vassdrag med oksygenmangel.

Enkelte arter planteplankton (visse blågrønnalger og visse bakterier i tilknytning til makrofytter) kan omdanne molekylært nitrogen (N_2) til ammonium som direkte innkorporeres i organiske nitrogenforbindelser. Det er kun i sterkt eutrofierte vannforekomster hvor nitrogen er i underskudd ($N/P < 7$) at denne type nitrogentilskudd har kvantitativ betydning for innsjøenes nitrogenbudsjett under forutsetning av at nitrogenfikserende organismer er til stede.

Som foreløpige retningslinjer for retensjon av nitrogen (R_N) i vassdrag, vil vi på bakgrunn av erfaringsmateriale, foreslå følgende:

- Retensjon av nitrogen (R_{No}) i oligotrofe (lite produktive) innsjøer:

$$R_{No} = \frac{0,2}{1 + \sqrt{1/T_w}}$$

T_w = teoretisk oppholdstid

- Retensjon av nitrogen (R_{NM}) i mesotrofe innsjøer:

$$R_{NM} = \frac{0,2}{1 + \sqrt{1/T_w}} + 0,1$$

- Retensjon av nitrogen (R_{NE}) i eutrofe innsjøer:

$$R_{NE} = \frac{0,2}{1 + \sqrt{1/T_w}} + 0,2$$

- Retensjon av nitrogen i lite produktiv elver = 0.
- Retensjon av nitrogen i sterkt forurensede elver/bekker: 0-30%

3.3 Organisk stoff:

Organisk stoff som tilføres vassdrag er næringsgrunnlag for visse organismer (mikroorganismer) som bryter ned eller reduserer det organiske stoffinnholdet under forbruk av oksygen (selvreising). Organismene (sopp, bakterier) danner ved god tilgang på organisk stoff store forekomster (matter) på elvebunnen. Nedbrytningshastigheten er avhengig av type organisk stoff. Silopressaft og utslipp av organisk stoff fra næringsmiddelindustri, brytes f.eks. raskt ned. Dette kan medføre at vannets oksygeninnhold selv i hurtigrennende elver kan reduseres sterkt nedstrøms utslippet for så gradvis å øke lengere nede når det organiske stoffet er tilstrekkelig redusert. Organisk stoff som slippes ut fra bl.a. treforedlingsbedrifter brytes sakte ned og danner ofte mektige avsetninger i stilleflytende partier f.eks. ved elvenes utløp.

**ORGANISK STOFF BRYTES NED UNDER FORBRUK AV
OKSYGEN. NEDBRYTNINGSHASTIGHETEN VARIERER
MED TYPE ORGANISK STOFF.**

4. NATURLIGE BAKGRUNNSTILFØRSLER

Vassdrag og sjøområder tilføres betydelige stoffmengder, også næringsalter og organisk stoff, fra atmosfæren og fra fjell og skogområder. Ved beregning av stofftilførsler og oppstilling av belastningsbudsjetter for en vannforekomst, må også de naturlige bidrag være med. Nedenfor skiller vi mellom:

- bidrag via nedbør og atmosfæriske tørravsetninger direkte på vannoverflaten
- naturlige tilførsler fra fjell og skogområder i vannforkomstenes nedbørfelt.

4.1 Nedbør og atmosfæriske tørravsetninger (atmosfærisk deposisjon)

Resultatene fra de Statlige overvåkningsundersøkelser gir en oversikt over mengder og trender for lufttransporterte nitrogenforbindelser til Norge (SFT-rapport 375/89 TA 676/1989). Fosfortilførslene er ikke målt ved disse undersøkelser. Koeffisientene for fosfor er derfor basert på sporadiske undersøkelser som er utført i annen sammenheng.

4.1.1 Nitrogen

Det atmosfæriske bidrag av nitrat- og ammoniumforbindelser til Norges landoverflate varierer fra over 2000 kg N/km² · år på Sørlandet til mindre enn 200 kg N/km² · år fra Nordvestlandet og nordover (SFT 1989). Tilførslenes størrelse avhenger både av konsentrasjon og nedbørmengde. Konsentrasjonen av nitrater og ammonium er stort sett av samme størrelsesorden. Siden 1975 har det ikke vært noen markert endring i nitrattilførslene på årsbasis, mens ammoniumtilførslene har hatt en stigende tendens. Man antar dette skyldes økende utslipp av ammoniakk i Europa og muligens lokale tilførsler fra områdene omkring de enkelte stasjoner. Landbruket (husdyrgjødsel) antas å være hovedkilden til dette (SFT 1989).

Næringsstoffene i nedbør og tørravsetninger som faller ned på landoverflaten, taes opp og omsettes i jord og vegetasjon. Dette bidrag vil derfor bare delvis nå vannforekomsten som naturlig avrenning.

Atmosfærens nitrogenbidrag direkte på vannoverflaten over en bestemt periode, beregnes som produktet av konsentrasjon av total nitrogen (dvs. summen av nitrat- og ammoniumkonsentrasjonen) og nedbørmengde i den aktuelle periode.

Både nedbørmengde og midlere nitrogenkonsentrasjon i nedbøren varierer fra år til år. Ved beregning av den midlere tilførsel, kan fig. 3 anvendes. På kartskissene er årlig nedbørhøyde i normalperioden 1931-1960 og isolinjer for total nitrogen ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) i nedbøren angitt. Den årlige tilførselen i kg total nitrogen (T_N) pr. arealenhet er produktet av årsmiddelkonsentrasjon i nedbøren, nedbørhøyden for året og arealenheten. Årstilførselen i kg pr. km^2 blir som vist i tabell 2.

Tabell 2. Formel for beregning av total nitrogen (kg/km^2) fra atmosfæren direkte på vannoverflaten pr. år.

$$T_N = C \cdot h$$

hvor C = årsmiddelkonsentrasjon av total N i mg N/l
h = nedbørhøyden i mm pr. år.

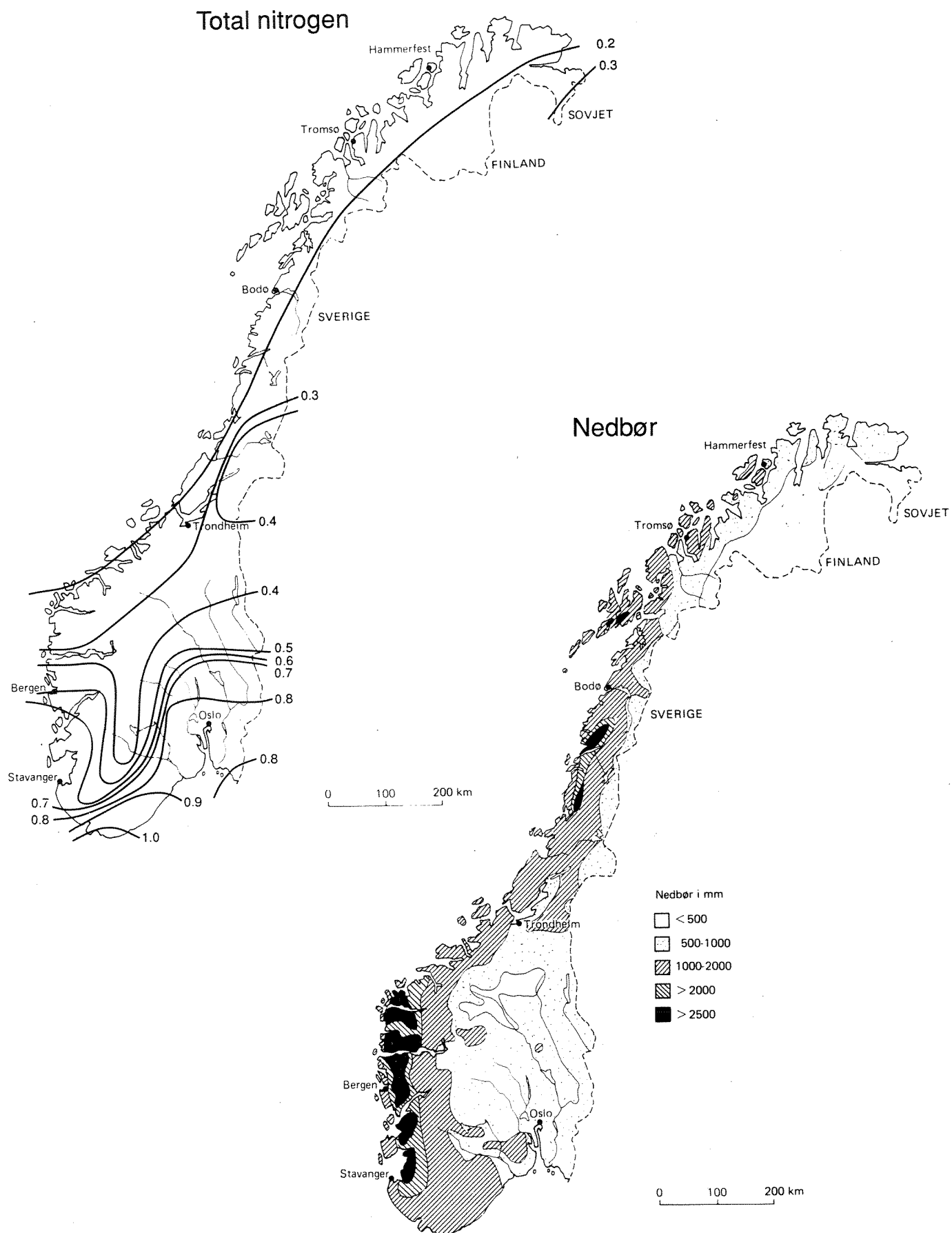


Fig. 3. Midlere årsverdier for nedbør (mm) og total nitrogen (mg N/l) ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) i nedbør. Etter SFT/NILU 1988 og publ. fra Det norske meteorologiske institutt (DNMI).

For større vassdrag kan tilførselen av nitrogen fra atmosfæren variere sterkt regionalt sett.

Nedenfor er det vanligste variasjonsmønster for årlig nitrogen-tilførsler pr. arealenhet (ekstremverdier utenom disse grenseverdier forekommer) angitt (tabell 3).

Tabell 3. Atmosfærisk nitrogenbidrag pr. år i ulike geografiske områder. Benevning: kg N/km²·år.

Finmark	: 70 - 150
Troms	: 100 - 200
Nordland, Trøndelag og Møre og Romsdal	: 200 - 400
Sogn og Fjordane og Hordaland	: 200 - 1500
Rogaland og Agder	: 700 - 2000
Telemark, Buskerud og Vestfold	: 300 - 1000
Akershus og Østfold	: 600 - 800
Oppland og Hedmark	: 100 - 500

4.1.2 Fosfor

Atmosfærisk tilførsel av fosfor til landområder er bare sporadisk undersøkt i Norge. Fra litteraturen finnes det koeffisienter som spenner over verdier fra < 4 til over 100 kg tot. P pr. km² og år, avhengig av hvor målingene utføres. Ved en undersøkelse NIVA utførte i Telemark i 1978 ble middelverdien for 20 stasjoner funnet å være 34,1 kg totalfosfor pr. km² og år (Rognerud et al. 1979). Ved en tilsvarende undersøkelse i Tyrifjordområdet i slutten av 70-årene varierte det atmosfæriske fosforbidrag fra 13 til 30 kg totalfosfor pr. km² og år på 4 ulike stasjoner (Berge 1983).

Fosforet i tørravsetninger er bundet til partikler - støv, pollen o.l. fra nærområdet.

Både pga. tidsvariasjoner i nedbørmengde og i nedbørens konsentrasjonsnivåer varierer det atmosfæriske bidrag i betydelig grad over året.

På bakgrunn av de foreliggende undersøkelsesresultater vil vi foreslå følgende verdier for totalfosfor som retningsgivende for det atmosfæriske bidrag direkte på vannflaten.

Nord-Norge og nordlige Østlandsområde : 10 kg P/km²·år

Midt-Norge og Vestlandet : 10-20 kg P/km²·år

Sørlandet og sydlige Østlandsområde : 20-35 kg/km²·år

Ca. 50 % av det atmosfæriske fosforbidrag er partikulært fosfor og således lite biologisk tilgjengelig.

4.2 Naturlig bakgrunnsavrenning fra landområder (fjell og skog).

Det er flere faktorer som påvirker den naturlige tilførsel av næringsstoffer fra landområder:

- Klima, særlig nedbørmengder, intensitet og nedbørvariasjoner i løpet av året.
- Geologi, jordsmonn og løsavsetningenes mektighet.
- Terrengets helning.
- Vegetasjonsdekke.

Det er store tids- og regionale variasjoner i disse forhold. Nedbørmengdene kan feks. variere sterkt selv innenfor små områder og fra år til år. Det er derfor nødvendig å angi grenseverdier for avrenningskoeffisientene og at brukeren utviser en viss grad av skjønn ved beregning av den naturlige bakgrunnsbelastning. Det vil alltid knytte seg betydelig usikkerhet til transportverdier som beregnes på denne måte.

4.2.1 Nitrogen

Jordsmonnets naturlige (uten menneskelig medvirkning) innhold av nitrogen er bygd opp etter to linjer:

- biologisk fiksering av atmosfærisk nitrogen
- atmosfærisk tilskudd via nedbør- og tørravsetning

En del av det atmosfæriske nitrogenbidrag som blir fanget opp og omsatt i vegetasjon og jordsmonn, tilbakeføres til luften som elementært nitrogen ved denitrifisering eller eventuelt som ammoniakk. Resultatet av dette er at avrenningsvannet har et betydelig lavere nitrogeninnhold enn det atmosfæriske bidraget. Ifølge Henriksen (pers.med.) kan det dreie seg om ca. 40 %.

Det atmosfæriske nitrogenbidrag har økt i den siste 30-årsperiode. Dette har ført til at vegetasjonen mange steder ikke lenger er i stand til å omsette og gjøre seg nytte av hele bidraget, dvs. at en større andel av det atmosfæriske nitrogenbidraget ikke holdes tilbake i jordsmonnet, men føres raskt til vassdrag.

I likhet med de atmosfæriske tilførsler, er det betydelige regionale variasjoner i avrenningsverdiene. Dessuten er nedbørmengdene avgjørende for koeffisientenes størrelse. På bakgrunn av undersøkelser i en rekke vassdrag i slutten av 1980-årene har vi ved korrelasjonsanalyser funnet frem til følgende sammenheng mellom bakgrunnsavrenning av nitrogen pr. arealenhet og spesifikk avrenning i de ulike landsdeler:

y = kg nitrogen pr. km^2 og år

x = spesifikk avrenning i $l/s \cdot \text{km}^2$

- Finnmark og Troms $y = 1,4x + 53$
- Nordland og Trøndelag $y = 2,4x + 51$
- Møre og Romsdal, Sogn og Fjordane og Hordaland $y = 4x + 55$
- Rogaland og Agder $y = 3,2x + 228$
- Nedre Telemark, Nedre Buskerud, Vestfold, Østfold og Akershus $y = 4x + 116$
- Østlandet: Hedmark, Oppland, Øvre Buskerud/Telemark $y = 2,8x + 45$

Setter vi inn verdiene for x (spesifikk avrenning) i disse ligninger, vil avrenningskoeffisientene for nitrogen fra "uberørte" områder variere innenfor følgende grenseverdier målt i kg total nitrogen pr. km^2 og år (tabell 4):

Tabell 4. Avrenningskoeffisienter for total nitrogen fra "uberørte" områder (skog, myr, fjell).
Benevning: kg N/km² · år.

Finmarksvidda	< 75
Ytre Finnmark og Troms	75-150
Nordland-Trøndelag	100-200
Nordvestlandet	200-400
Sørvestlandet og Sørlandet	300-450
Oslofjordområdet	150-250
Østlandet	75-130

4.2.2 Fosfor

Tilførsel av fosfor via nedbør og tørravsetninger til landområder, blir effektivt bundet opp av jordsmonnet og vil derfor i liten grad nå vassdrag. De ulike bergartstyper og løsavsetninger inneholder i varierende grad fosfor. På grunn av erosjon og forvitring tilføres derfor vassdragene fosfor også fra områder uten menneskelig aktivitet. I vassdrag som drenerer bergarter som er rike på fosfor (f.eks. gabro) og som dessuten er sterkt påvirket av erosjonsmateriale (f.eks. breelver) er det målt fosfor på flere hundre µg/l. Dette er imidlertid fosfor som er sterkt bundet til partikler og derfor er lite tilgjengelig for plantevekst (apatittfosfor). I fjellområder forøvrig, hvor berggrunnen har en annen sammensetning, varierer avrenningen fra mindre enn 3 til 5 kg P/km²·år. I skogsområder hvor jordsmonnet er bedre, er tilførslene noe høyere - vanligvis 6-7 kg P/km²·år.

Områdets geografiske beliggenhet er i mindre grad avgjørende for tilførsler av fosfor. I områder hvor erosjon gjør seg gjeldende er det store sesongvariasjoner, med de høyeste verdier i perioder med høy lufttemperatur (is- og snøsmelting) og/eller kraftig regnskyll. Erosjonsfosforet er i vesentlig grad bundet til partikler og er således lite tilgjengelig for algevekst (se tabell 1).

På bakgrunn av et stort erfaringsmateriale og med forankring i litteraturstudier (f.eks. Ahl & Wiederholm 1977), vil vi foreslå følgende verdier som retningsgivende for tilførsel av fosfor fra fjell og skogområder (tabell 5).

Tabell 5. Avrenningskoeffisienter for total fosfor fra natur-
områder. Benevning kg/km²·år.

● Fra fjellområder uten isbreer	: 2 - 5
● Fra skogområder	: 6 - 7
● Fra lite erosjonsutsatte områder under den marine grense på Østlandet og i Trøndelag	: 8 - 12
● Fra isbreområder *	: 10 - 15
● Fra erosjonsutsatte områder i lavlandet *	: 10 - 20

* I perioder med stor erosjonsaktivitet er tilførslene langt større.

5. FORURENSNINGSTILFØRSLER FRA BEBYGGELSE

5.1 Forurensningsproduksjon

Produksjon av forurensning, i denne sammenheng fosfor, nitrogen, organisk stoff og suspendert materiale, innenfor et avgrenset kloakkeringsområde eller rensedistrikt, er avhengig av en rekke faktorer som f.eks. fordelingen mellom ulike typer virksomhet:

- Boliger
- Skoler, institusjoner, kontorbygg etc.
- Avløp fra industri og næringsvirksomhet som er tilknyttet kloaknettet.

Spesifikk produksjon i boliger er igjen avhengig av flere faktorer som:

- Aldersfordeling i befolkningen
- Kjønnssammensetning
- Pendling inn og ut av feltet
- Kjøkkeninstallasjoner som oppvaskmaskiner o.l.
- m.m.

I denne sammenheng kan nevnes at fra 1. februar 1990 er det forbudt å bruke og omsette fosforholdige vaskemidler i Norge, dvs. vaskemidler med fosforinnhold større enn 0,2 %.

Med støtte i nyere forskningsresultater (Vråle 1987) og forskrifter, vil vi foreslå følgende retningsgivende verdier (tabell 6) for spesifikke forurensningsmengder fra boliger (g/person·døgn).

Tabell 6. Spesifikke forurensningsmengder (g/person·døgn)

Kilde	Fosfor g P/p·d	Nitrogen g N/p·d	BOF ₇ g O/p·d	KOF g O/p·d	Susp. stoff g/p·d
Vannklosett	1,3	10,8	18	39	21
Kjøkken og oppvask	0,3	0,5	14	34	10
Tøyvaskemidler	0,08	0,4	8	14	8
Bad-dusj	0,02	0,3	6	7	3
Totalt (pe)	1,7	12,0	46	94	42

Ved beregning av forurensningsproduksjon må det telles opp hvor mange som bor og oppholder seg fast innenfor rensedistriktet, hvor mange som pendler, hvor mange serviceinstitusjoner som finnes osv. I forbindelse med pendlere f.eks., er det meget vesentlig at ikke samme person telles flere ganger.

I tabell 7 er det angitt omregningsfaktorer for forurensningsproduksjonen pr. person i henhold til personens opphold innenfor rensedistriktet. Forurensningsproduksjonen er her oppgitt som personekvivalenter (pe) slik det går frem av tabell 6 (se for øvrig SFT 1988. TA-611).

Tabell 7. Omregningsfaktorer for forurensningstilførsler fra institusjoner, servicebedrifter, fritidsbebyggelse o.l. (Gjelder bare for den tiden aktiviteten pågår.) (SFT 1988. TA611.)

Type virksomhet	Forurensningsmengde som personekvivalenter (pe)
Fast bosatte	1 pe/person
Skoler *	0,3-0,4 pe/elev-lærer
Arbeidsplasser *	0,4-0,5 pe/ansatt
Sykehus, uten eget vaskeri og pleiehjem *	0,4-0,5 pe/fast ansatte 1,1 pe/pasient
Sykehus, med eget vaskeri og pleiehjem *	0,5 pe/fast ansatt 1,5 pe/pasient
Hotell, pensjonat: Høy standard. Bad/dusj og WC på alle rommene. Svømmebasseng.	3 pe/gjestedøgn
Hotell, pensjonat: Middels standard. Bad/dusj på en del rom. WC på alle. Ikke svømmebasseng.	2 pe/gjestedøgn
Hotell, pensjonat: Enkel standard Ikke svømmebasseng	1 pe/gjestedøgn
Restauranter, kafèer	0,1-0,2 pe/stol
Forsamlingslokaler	0,03 pe/sitteplass
Hytter m/vannklosett og full sanitærtekn. standard **	0,8-1,0 pe/person (bruksdøgn)
Hytter m/innlagt vann ** <u>uten</u> vannklosett	0,3 pe/person (bruksdøgn)
Hytter <u>uten</u> innlagt vann ** og vannklosett	0,06 pe/person (bruksdøgn)
Campingplasser m/vannklosett	0,6-0,8 pe/besøkende (overnatting)
" u/vannklosett og vann	0,06 pe/besøkende (overnatting)

* Gjelder bare hvis personen ikke bor innenfor rensedistriktet. (NB! Påse at samme person ikke blir tatt med to ganger.)

** Anta 30-40 bruksdøgn å 3 personer pr. år hvis ikke andre opplysninger foreligger.

Beregningen gjelder bare i den tid hytter, campingplasser o.l. er i bruk.

5.2 Forurensningstilførsler fra kommunale kloakksystemer

Forurensningsmengden som når resipienten fra et rensedistrikt (avgrenset kloakkeringsområder) er avhengig av effekt og omfang av forurensningsbegrensende tiltak, tilføringsgrad, tilknytningsgrad og virkningsgrad.

Rådet for teknisk terminologi (RTT) har definert tilføringsgrad som produktet av virkningsgrad og tilknytningsgrad. De enkelte begrepene beskrives av RTT som følger:

Tilføringsgrad

Forholdet mellom den forurensningsmengde som tilføres et punkt i et avløpsnett, f.eks. et renseanlegg, og total forurensningsproduksjon innenfor punktets influensområde (eksisterende og/eller fremtidige avløpsfelter).

Tilknytningsgrad

Forholdet mellom antall personenheter som er tilknyttet et avløpsnett innen et gitt område og totalt antall personenheter innenfor dette området.

Virkningsgrad

Forholdet mellom den forurensningsmengde som når frem til et punkt i et avløpsnett og total forurensningsmengde som tilføres avløpsnettets oppstrøms punktet.

Tilføringsgrad = tilknytningsgrad x virkningsgrad.

Tilføringsgrad (Tg) er et begrep som beskriver hvor stor andel av spillvannet fra rensedistriktet som kommer frem til renseanlegget. Den andel som ikke kommer frem, enten på grunn av manglende utbygd oppsamlingsnett for hele rensedistriktet eller på grunn av at spillvann renner eller lekker ut av oppsamlingsnettets, reduserer tilføringsgraden til under 100 %. Det er ikke selvsagt at hele tapet når frem til hovedresipienten, men en stor andel kan forurense lokale bekker eller grunnen.

Begrepet tilføringsgrad omfatter bare forurensninger fra spillvann og ikke diffuse forurensninger fra overflate, såkalt nedbøravhengige forurensninger.

Oppsamlingsnettets funksjon og følgelig renseanleggets muligheter for effektiv rensing kan beskrives ved to begrep:

1. Tilføringsgrad - Angir hvor stor andel av spillvannet i rensedistriktet som kommer frem til renseanlegget.
2. Separasjonsgrad - Angir hvor fortynnet spillvannet blir på sin vei til renseanlegget og hvor mye vannføringen øker.

Tilkobling av nye avløpsledninger til renseanleggets oppsamlingsnett gjennom stikkledninger og/eller fellesledninger øker tilføringsgraden, men øker også fremmedvannsbidraget ved å øke vannmengdene og dermed minke separasjonsgraden.

Med andre ord vil enkelte tiltak som isolert sett øker tilføringsgraden, medføre ulemper ved øket hydraulisk belastning på renseanlegget. Hvert enkelt tiltak må derfor vurderes nøye med hensyn til både fordeler og eventuelle tilhørende ulemper.

FORURENSNINGSBIDRAGET FRA FREMMEVANN KAN GI BETYDELIG FEIL VED BEREGNING AV TILFØRINGSGRAD. DETTE ER SPESIELT TILFELLE I OMRÅDER HVOR MULIGHETENE ER TIL STEDE FOR INNTRENGING AV EROSJONSMATERIALE FRA JORDBRUKSOMRÅDER. METODER FOR BESTEMMELSE AV TILFØRINGSGRAD ER BESKREVET I NTN/SFT 1986.

Som nevnt varierer tilføringsgraden med:

- antall boliger tilknyttet innenfor rensedistriktet
- ledningsnettets tilstand - lekkasjer og tilføring av fremmedvann
- overløpets effektivitet

På bakgrunn av undersøkelser NTN/SFT 1986, kan vi, avhengig av kloakkeringsanleggets tilstand, normalt regne med:

- tap på ledninger	5 - 15 %
- tap via overløp (pumpestasjoner og ledningsnett)	2 - 10 %
	7 - 25 %
Totalt	=====

Hvilke konsekvenser tapene får for resipienten er avhengig av grunnforhold (infiltrasjonsmuligheter) topografi, avstand til resipient og det avløpstekniske system (kombinert kontra separatsystem).

5.3 Kloakkrenseanlegg

I henhold til SFT's retningslinjer (SFT 1988, TA-514), bør metoden for rensing av avløpsvann velges ut fra kravene i utslippstillatelsen og ut fra lokale forhold.

I tabell 8 er det gitt en oversikt over hvilke renseseffekter som kan påregnes ved aktuelle prosesskombinasjoner. Renseseffektene gjelder for "normalt" kommunalt avløpsvann, "normale" variasjoner i tilrenning og godt driftstilsyn.

Tabell 8. Oversikt over prosesskombinasjoner, årsgjennomsnitt og renseseffekter. (Etter SFT, 1988, TA-514.)

Renseseffek (%) for ulike typer anlegg

Prosess Parameter	Mek.	Mek. + Bio.	Bio. (lang- tids- luft.)	Prim. fell.	Sek. fell.	For- fell.	Sim. fell.	Etter- fell.
SS	40-60	85-95	85-95	85-95	85-95	80-95	80-95	90-95
BOF ₇	25-35	80-95	80-95	50-80	50-80	85-95	80-95	90-95
TOC	30-40	80-95	80-95	50-80	50-80	80-95	80-95	90-95
Tot-P	10-15	20-40	15-35	85-95	85-95	85-95	80-95	90-95
Tot-N	10-15	20-25	20-25	10-20	10-20	20-25	20-25	20-25

5.4 Forurensningstilførsler fra spredt bebyggelse, turistbedrifter o.l.

Under denne kategori av bebyggelse/avløp kommer:

- enkelthus
- mindre husgrupper
- fritidshus
- turistbedrifter
- militærleire
- sanitæravløp fra bedrifter
- andre

som IKKE er tilknyttet kommunalt nett- og avløpsanlegg.

Ved vurdering og beregning av forurensningstilførsler fra slike kilder er det nødvendig å ta hensyn til terreng, topografi, infiltrasjonsmuligheter, avstand til resipient og anleggets tilstand og alder. Før 1972 manglet forskrifter og anleggene var ofte dårlige.

Flere typer avløpsanordninger er i bruk:

- direkteutslipp til resipient
- utslipp via slamavskiller
- utslipp via ulike typer minirenseanlegg
- utslipp via slamavskiller og påfølgende sandfilter
- utslipp via slamavskiller og påfølgende infiltrasjon

I tabell 9 er det angitt hvilken renseeffekt man kan påregne ved de ulike anordninger.

Tabell 9. Påregnet renseeffekt ved ulike typer renseanordninger i spredt bebyggelse, turistbedrifter osv.

Type tiltak	Renseeffekt i %		
	Tot.fosfor	Tot. nitrogen	Organisk stoff
● Ingen renseanordning - direkte utslipp:	0	0	0
● Kun slamavskiller/ septiktank:	5 - 10	5 - 10	25 - 35
● Slamavskiller med på- følgende sandfilter	10 - 20	10 - 15	70 - 90
● Slamavskiller med på- følgende infiltrasjon (før 1985)	80 - 95	15 - 25	70 - 90
● Slamavskiller med på- følgende infiltrasjon (etter 1985)	90 - 95	15 - 25	90 - 95
● Minirenseanlegg (biol.)	10 - 20	15 - 25	85 - 95
● Minirenseanlegg (kj.)	90 - 95	10 - 15	70 - 95

Ved infiltrasjon forutsettes det at grunnforholdene er infiltrerte og at løsavsetningenes mektighet er tilstrekkelig.

5.5 Forurensningstilførsler via overvann

Med overvann menes avrenningsvann fra gater, veier og mer eller mindre tette flater i bolig- og industriområder o.l.

Skjønsmessig kan slike tettstedsarealer deles i to typer, en "city"-type med stor andel tette flater og en "villa"-type med en mindre andel tette flater.

Det er vanskelig å sette opp generelle tall for forurensningstilførselen via overvann. Forholdene varierer nemlig sterkt med befolkningstetthet, regnskyllets størrelse og karakter, type dreneringssystem m.v. Ifølge Lindholm (1977) er en variasjonsfaktor på 10 ikke uvanlig. De høyeste konsentrasjoner forekommer under følgende forhold:

- Tidlig i regnforløpet
- I sterkt urbaniserte områder
- Ved høye regnintensiteter
- Etter lange tørkeperioder
- I områder med anleggsvirksomhet

Med utgangspunkt i undersøkelsesresultater kom Lindholm (1976) frem til at avrenningen fra tettstedsarealer (kg/km².år) i middel var (tabell 10):

Tabell 10. Avrenningskoeffisienter fra tettstedarealer (kg/km².år).

	"City"	"Villa"
Total fosfor	100	50
Total nitrogen	700	350
Biologisk oksygenforbruk (BOF ₇)	5000	2500

5.6 Forurensninger fra kommunale avfallsfyllinger

Med kommunalt avfall menes her avfall som normalt kommer inn under den kommunale renovasjon samt "ufarlige" typer industriavfall. Begrepet omfatter ikke deponering av problemavfall (giftig, etsende, brannfarlig, smittefarlig, miljøfarlig, radioaktivt m.v.).

Sigevannet fra avfallsfyllinger inneholder varierende konsentrasjoner av en lang rekke stoffer. Utvasking av stoffer pr. tidsenhet er sterkt avhengig av lokaliseringen og vannmengden som tilføres avfallsmassen. For å begrense forurensningsutvaskingen, blir avfallet enkelte steder forbehandlet før det deponeres i fyllingen (forbrenning, pyrolyse, kompostering, utsortering for materialgjenvinning osv.). Veiledende retningslinjer for deponering/drift av kommunalt avfall i fylling er utarbeidet av SFT: 1978, TA-533 og 1981, TA-565.

Det er et meget komplekst system av fysiske, kjemiske og biologiske forhold som bestemmer utvaskingshastigheten for de ulike stoffer. Det er grunn til å tro at vanngjennomstrømmingen og den biologiske aktivitet er de mest betydningsfulle enkeltfaktorer.

Undersøkelser har vist at utvaskingen øker med økende vanngjennomstrømming. Dette betyr at utvaskingen fra en bestemt mengde avfall blir større desto større overflate avfallet har. Med samme overflate vil den absolutte mengde øke med økende dybde, mens derimot avrenningen pr. tonn avfall minker med økende fyllingsdybde. Dette gjelder begrensede tidsrom - en kjenner ikke betydningen for den totale utvasking over et langt tidsrom.

Sammenhengen mellom vannføring og utvasking er ikke den samme for alle parametre. Noen stoffer ser ut til å frigjøres med nær konstant hastighet, slik at økt vannføring kun gir fortykning. For andre stoffer er konsentrasjonen bestemt av reaksjonslikevekter og prosesser.

Det foreligger få og usikre data om hvor stor den totale forurensning fra en fylling er - analysedataene gjelder kun kortvarige forsøk.

Teoretiske beregninger viser at oksygenbehovet er 50-70 kg O/tonn avfall, og dette bekreftes av flere forsøk. Andre parametre er mindre undersøkt, men som en antydning kan nevnes følgende verdier fra to uavhengige undersøkelser: total nitrogen 2,44 og 0,86 kg N/tonn, total fosfor 0,47 og 0,15 kg P/tonn, jern 0,82 og 0,68 kg Fe/tonn.

I tabell 11 er det satt opp en del typiske maksimalverdier ved kontrollerte forsøk sammenlignet med verdier observert på aktuelle fyllinger.

Tabell 11. Observerte konsentrasjoner for en del karakteristiske komponenter i sigevann (SFT, TA- 533).

Parameter	Maksimalverdier for kontrollerte forsøk	Verdier målt ved norske fyllinger
KOF, mg O/l	20000 - 50000	500 - 9000
NH ₄ -N, mg N/l	500 - 1000	60 - 350
Tot.fosfor, mg P/l	5 - 50	0,2 - 5,0
Total TS, mg/l	10000 - 30000	1000 - 6000
Suspendert TS, mg/l	100 - 500	100 - 500
Jern, mg Fe/l	50 - 700	30 - 300

Dersom eventuelle fyllplasser antas å være av betydning for forurensningstilførslene fra området, bør det foretas målinger av sigevannet.

Avrent forurensningsmengde kan da estimeres etter følgende formel:

$$M = k \times a \times A$$

der

M = årlig avrent forurensningsmengde

k = konsentrasjon i sigevannet

a = årlig avrent vannmengde (i volum pr. arealenhet)

A = areal av fyllplassen

Opplysninger om a = årlig avrent vannmengde = (nedbør - fordamping) kan innhentes ved henvendelse til Det Norske Meteorologiske Institutt (DNMI).

Middelkonsentrasjonen over året kan beregnes ved:

$$k = \frac{\sum(k_i \times a_i)}{\sum a_i}$$

der

k_i = konsentrasjonen ved hver (i-te) måling og

a_i = avrent vannmengde med konsentrasjonen k_i

Dersom sigevannet går direkte til resipient, vil forurensningstilførsel være lik avrent forurensningsmengde. I andre tilfelle må det vurderes om sigevannet i noen grad renses naturlig før resipient.

For å få rimelig gode verdier på årsbasis bør k beregnes ut fra flere målinger, som omfatter både tørkeperioder, regnperioder og vinterforhold.

Usikkerhetene i tall for forurensningstilførsler fra avfallsplasser vil som regel være meget store, og det er nødvendig å bruke en viss grad av skjønn ved slike beregninger.

6. FORURENSNINGSTILFØRSLER FRA LANDBRUKET

6.1. Silo

6.1.1 Forurensningsproduksjon

Forurensningsproduksjonen beregnes på grunnlag av opplysninger om inntak av surfôr hos husdyr, pressaftinnhold i innlagt gras og stoffinnhold i pressaft.

Tabell 12. Gjennomsnittlig inntak av silofôr hos husdyr (Sundstøl og Mroz, 1988).

Dyreslag	Inntak av silofôr tonn/dyr·år
Melkeku	8,8
Storfe over 12 mnd.	2,5
" under " "	1,5
Vinterforet sau	0,6
Voksne geit	0,8

Pressaftmengden som dannes ved silolegging er avhengig av tørrstoffinnholdet i graset. Faktorer som grastype, høstetidspunkt, værforhold før og under høsting virker sterkt inn på tørrstoffinnholdet. Fig. 4 viser sammenhengen mellom pressaftmengde og tørrstoffinnhold. Opplysninger om tørrstoffinnholdet i gras kan innhentes fra landbruksetaten.

Pressaftmengden beregnes på grunnlag av surfôrintaket (tabell 12) og pressaftprosenten (fig. 4).

$$\text{Pressaftmengde (tonn)} = \frac{\text{pressaftprosent} \times \text{surfôrintak (tonn)}}{100 - \text{pressaftprosent}}$$

Den vanligste høstemetoden er direktehøsting med lagring i silo. Alternative metoder basert på fôrtørking på bakken og lagring enten i silo eller i rundballer har fått øket anvendelse i enkelte områder. Fôrtørkingen bidrar til å redusere vanninnholdet før lagring og dermed redusere pressaftavrenningen. Ved tilfredsstillende fôrtørking gir disse metodene lite eller ingen pressaft. I områder der fôrtørking

benyttes bør man ved beregningen av pressaftmengder ta hensyn til andelen gras som fôrtørkes.

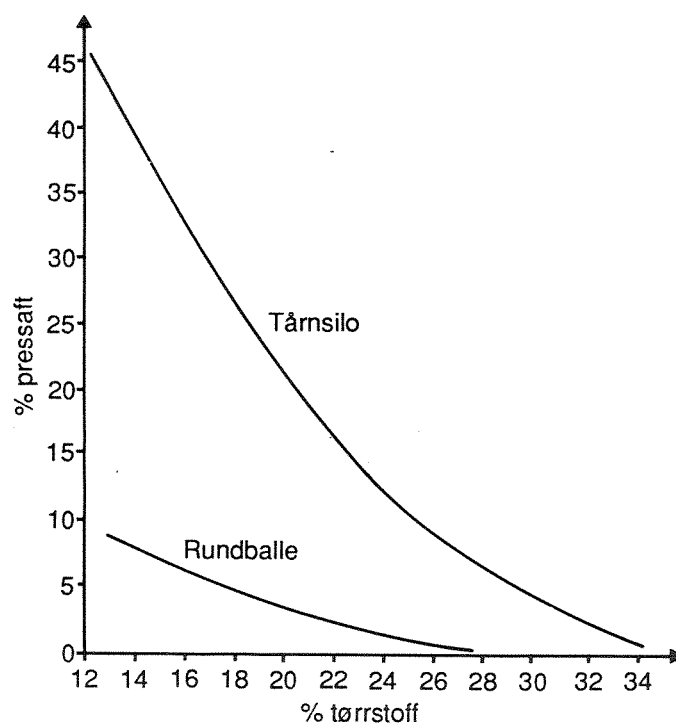


Fig. 4. Pressaftmengder og tørrstoff i innlagt gras ved lagring i tårnsilo og i rundballe (Randby og Kjus, 1989).

På grunnlag av samlet pressaftmengde og koeffisienter for stoffinnhold i pressaft, kan forurensningsproduksjonen beregnes (se tabell 13).

Tabell 13. Stoffinnhold i pressaft. Middeltall gjelder for pressaft med 4 % tørrstoffinnhold (Aspmo 1985, NOFO 1987, Jenssen, 1990).

Komponent	Middel kg/tonn pressaft	Variasjon
Tot. P	0,4	0,2 - 1,3
Tot. N	2,0	0,1 - 5,0
BOF ₅	40	10 - 90

6.1.2 Forurensningstilførsel

Stoffavrenningen fra siloanlegg til vassdrag vil variere mye avhengig av bl.a. anleggenes tilstand, driftsforhold og dreneringsforhold. Erfaringer viser at selv anlegg med høy standard har små lekkasjer og at det i praksis er vanskelig å stoppe all avrenning. Veiledende koeffisienter for beregning av stofftap fra siloanlegg er sammenstilt i tabell 14.

Tabell 14. Veiledende koeffisienter for beregning av stofftap fra siloanlegg (Lundekvam 1983, Undheim 1989).

Tilstand/ disponering	Avrenning til vassdrag i % av stoffinnhold i pressaft		
	Totalfosfor	Tot.nitrogen	Organisk stoff (BOF)
* Høy standard, "ingen lekkasjer"	2	3	1
* Lekkasjer	10 - 25	15 - 35	5 - 15
Direkte utslipp til vassdrag	100	100	100
Direkte utslipp på bakken/infiltrasjon	50	75	25

* Forutsetter vanlig opplegg for disponering av pressafta (fôring, spredning på dyrket mark, lagring i gjødsellager). Tap av nitrogen og organisk stoff settes her lik 1,5 og 0,5 ganger prosentvis P-tap. Av totalfosforet i pressaft er ca. 59 % biotilgjengelig (Berge et al. 1990)

Opplysninger om siloanleggenes tilstand og disponeringen av pressafta innhentes fra miljøvernavdelingen og landbruksetaten.

Gras høstet som rundballer lagres ute i store poser av plast. Når posene åpnes på vinteren, havner pressafta på bakken. Hvor mye som renner av til vassdrag er ikke undersøkt, men avrenningen vil i tilfelle skje i løpet av vinteren eller i vårmeltingen. Ved vurdering av stofftapets betydning bør den anvendte metode tas i betraktning (pressaftmengder, jfr. fig. 4), vassdragets vannføring ved utslippstidspunktet, og at tilførselen ofte skjer når forholdene er ugunstige for biologisk produksjon.

6.2 Gjødsellager

6.2.1 Forurensningsproduksjon

Forurensningsproduksjonen beregnes på grunnlag av N- og P-innholdet i innelagret husdyrgjødsel pr. år for de ulike husdyrslag (se tabell 15). Opplysninger om antall dyr og inneføringstid innhentes fra Landbruksetaten.

Tabell 15. Innhold av totalt P og N i husdyrgjødsel (Sundstøl og Mroz, 1989).

Dyreslag	Kg pr. dyr og år		Inneføring mnd. pr. år
	P	N	
Hest	7,8	48	
Melkeku	12,6	82	
Storfe over 12 mnd.	7,0	40	
" under " "	3,6	25	
Vinterforet sau	1,9	13	
Voksen geit	2,6	19	
Avlsgris	5,5	16	-
*Slaktegris	0,8	4	-
Høner	0,19	0,7	-
*Kylling	0,014	0,053	-
*Kalkun	0,06	0,34	-
Mink, voksne	0,8	4,3	-
Rev, voksne, sølrev	1,3	6,9	-
blårev	2,1	10,8	-

* Kilo pr. innsatte dyr.

Eks.: En dyreplass for slaktegris har i gjennomsnitt 2,5 dyr innsatt pr. år. Et gårdsbruk med 100 dyreplasser vil ha 250 innsatte dyr pr. år.

6.2.2 Forurensningstilførsel

Forurensningstilførselen beregnes på bakgrunn av lekkasjegrad, type husdyrproduksjon og dreneringsforhold (tab. 16).

Tabell 16. Koeffisienter for N- og P-tap fra gjødsellager (Lundekvam og Berge, 1989).

Gruppe	Tilførsel til resipient av innholdet i innelagret husdyrgjødsel (%)	
	N	P
Tette lager - med drenering	0,5	0,15
- uten "	0,4	0
* Lager med rel. små lekkasjer, men som likevel ikke er tette		
- med drenering	1,5	0,5
- uten "	1,3	0,15
Lager med plankeporter (rel. store lekkasjer)		
Storfe - med drenering	5,5	1,3
- uten "	5,0	0,3
Gris - med drenering	4,0	2,4
- uten "	3,5	0,6
Ekstra store lekkasjer (ekstreme tilfelle)		
- med drenering	12	10
- uten "	10	2,5

* Vil ofte være utbedrede plankeporter, men hvor virkningen ikke er tilfredsstillende.

Tilførselen av organisk stoff (kjemisk oksygenforbruk, KOF) er i middel 4 ganger N-tilførselen (Lundekvam, 1983).

Opplysninger om lekkasjegrاد og drenering innhentes fra miljøvern-avdelingen og landbruksetaten.

Omlag 40 % av forurensningstilførselen fra gjødsellager skjer i snøsmeltinga. I perioden mai-juni utgjør tilførselen ca. 20 % av årstilførselen, mens 30-40 % tilføres i løpet av høsten og vinteren (august-februar). (Lundekvam 1983.) Ca. 79 % av totalfosforet er biotilgjengelig (Berge og Källqvist 1990).

På pelsdyrfarmer faller gjødsla rett på bakken og blir ofte gjennomvasket av spillvann og overflatevann. Faren for forurensning vil bl.a. avhenge av beliggenhet i forhold til vassdrag. Er det god avstand til nærmeste vassdrag og løsmassene har god mektighet og avrenningen skjer gjennom grunnen, er forurensningen trolig liten. Farmer som er plassert like ved vassdrag vil medføre fare for forurensning hvis ikke gjødsla samles opp på en betryggende måte. Det er ikke mulig å tallfeste forurensningen fra pelsdyrfarmer. Forurensningstilførselen må vurderes ut fra de stedlige forhold.

6.3 Melkerom

6.3.1 Forurensningsproduksjon

Tabell 17 angir koeffisienter for beregning av tot. stoffmengde i melkeromsavløp.

Tabell 17. Stoffinnhold i melkeromsavløp ved bruk av P-fattige vaskemidler (Lundekvam 1983, Jenssen 1990).

Komponent	Middel kg/melkeku·år	Variasjon
* Fosfor	0,095	0,062 - 0,128
Nitrogen	0,347	0,329 - 0,365
BOF ₅	3,2	

* Høsten 1989 kom et fosforfritt vaskemiddel på markedet. Bruk av dette midlet kan redusere fosforinnholdet i melkeromsavløp med ca. 40% (Lundekvam 1983).

6.3.2 Forurensningstilførsel

Følgende disponeringsmåter og koeffisienter legges til grunn for beregning av forurensningstilførselen.

1. Avløpet ledes til gjødsellager. Melkeromsavløpet bidrar ubetydelig sammenlignet med gjødsellekkasje.
2. Infiltrasjon i grunnen. For eldre infiltrasjonsanlegg settes tilførselen lik 50 % for P, 25 % for org. stoff og 75 % for N beregnet av stoffinnholdet i avløpet. For nye anlegg forventes at tilførselen reduseres til 10 % for P og organisk stoff. Tilførselen for N blir den samme.
3. Direkte utslipp til vassdrag. Tilførselen settes lik forurensningsproduksjonen.

6.4 Arealavrenning

Stofftapet fra jordbruksarealer er styrt av en rekke faktorer (jordart, klima, gjødsling, etc.) og sammenhengen mellom de enkelte faktorer og stofftapet er komplisert og varierer fra område til område. I tabell 18 er veiledende koeffisienter for N- og P-tap sammenstilt fylkesvis.

N-tapet er fastsatt på grunnlag av en enkel beregningsmodell som bygger på sammenhengen mellom gjødslingsnivå, veksttype og N-utvasking (Uhlen og Lundekvam, 1988). Gjødslingsnivået og arealfordeling baserer seg på data fra landbrukstelingen i 1979.

Koeffisientene for P-tap bygger på tilgjengelige målinger samt skjønsmessig vurdering av faktorer som jordart, topografi, normal klima, dyretetthet og åpenåker-eng-fordeling (Rosing Eide 1989, Undheim 1989, Vorum 1989, Øygarden 1989, Lundekvam 1984 og Vagstad og Åstebøl 1989). I områder der målinger av P-tap ikke foreligger, er tapet skjønsmessig fastsatt på grunnlag av målinger i andre sammenlignbare områder. Det bemerkes at de oppgitte koeffisienter er basert på de gjennomsnittlige forhold i hvert område med hensyn på de nevnte faktorer. Stofftapet i enkeltår og i delfelt innenfor området kan derfor avvike fra det oppgitte stofftap. Målinger mangler for Sørlandet, Vestlandet og Nord-Norge og tallene er derfor mest usikre for disse områdene.

Tabell 18. Veildende koeffisienter for normaltapp av N og P fra dyrket mark.

Fylke/område	Tot. P g/daa·år	Tot. N kg/daa·år
HEDMARK		
- Hedmarken (avr. Mjøsa)	60	3,0
- Øvrige områder	50	2,4
OPPLAND		
- Mjøsa vest/nord (avr. Mjøsa)	60	2,9
- Gudbrandsdalen nord for Øyer	40	2,5
- Hadeland (avr. Randsfjorden)	60	2,6
- Aurdal og Slidre (avr. Begna)	50	2,4
ØSTFOLD		
- Indre strøk (avr. Haldens- vassdraget og Glomma)	110	3,4
- Ytre strøk (avr. Oslofjorden)	80	3,3
OSLO/AKERSHUS		
- Romerike (avr. Øyeren)	165	3,2
- Follo + Akershus vest (avr. Oslofjorden)	80	3,3
- Aurskod-Høland (avr. Haldens- vassdraget)	110	3,4
BUSKERUD		
- Numedalslågen	65	2,4
- Hallingdalen (avr. Krøderen)	60	2,1
- Ringerike (avr. Tyrifjorden)	70	2,9
- Sørlike strøk (avr. Drammenselva/ Lierelva/Oslofjorden)	100	3,0
VESTFOLD	75	3,3
TELEMARK		
- Ytre strøk	70	2,9
- Midtre strøk (avr. Nordsjø)	80	3,1
- Indre strøk	50	1,7
AUST-AGDER		
- Ytre strøk	60	2,4
- Indre strøk	60	1,9
VEST-AGDER		
- Ytre strøk	100	2,5
- Indre strøk	70	2,4
ROGALAND		
- Jæren	180	5,6
- Ryfylke/Boknafjorden	180	5,2
- Sørlike/indre strøk	180	4,8
HORDALAND	160/70*	2,4
SOGN OG FJORDANE	160/70*	2,6
MØRE OG ROMSDAL	120/70*	2,4
SØR- OG NORD-TRØNDELAG		
Leirjordsområder:	130	3,0
Sand og moreneavsetninger:	60	2,8
NORDLAND	70	1,7
TROMS	50	1,4
FINNMARK	40	1,4

* Gjelder områder med lav nedbør relativt for fylket.

Stofftapet fra arealer kan variere mye fra år til år på grunn av klimatiske forhold. Tabell 19 viser eksempler på stofftap i nedbørrike år basert på målinger fra Handlingsplanen mot landbruksforurensning. (Rosing Eide 1989, Undheim 1989, Vorum 1989, Øygarden 1989).

Tabell 19. Eksempler på relativt stofftap fra arealer i år med stor avrenning i forhold til forventet normaltap. Basert på målinger i Handlingsplanens felter (1986-88). Aktuell nedbør oppgitt relativt i forhold til normalår.

Område	Tot.N	Tot.P	Nedbør
Time, Rogaland	1,6	1,6	1,3
Ullensaker, Akershus	1,5	1,9	1,3
Ringsaker, Hedmark	3,0	1,6	1,4
Verdal, N-Trøndelag	1,1	1,2	1,2

6.5. Stofftap fordelt på sesonger

Stofftapet varierer over året som følge av klimatiske og driftsmessige forhold. I tabell 20 er stofftapet i Handlingsplanens felter fordelt på sesonger. Tallene er gjennomsnittlige verdier for årene 1986-88 basert på totaltapet fra feltene (dyrket mark, punktkilder og skog).

Tabell 20. Stofftap (Tot. P og Tot. N) fordelt på sesonger i Handlingsplanens felter 1986-88 (%).

1)Område		2)Vinter/vår	3)Sommer	4)Høst
Rogaland- (Time)	P	45	5	50
	N	40	15	45
Akershus- (Ullensaker)	P	55	15	30
	N	35	20	45
Hedmark- (Ringsaker)	P	40	30	30
	N	50	30	20
N-Trøndelag- (Verdal)	P	30	25	45
	N	25	30	50

1) Driftsformer:

Time, Rogaland - intensiv husdyrproduksjon
 Ullensaker, Akershus - " kornproduksjon
 Ringsaker, Hedmark - husdyr- og kornproduksjon
 Verdal, N-Trøndelag - " " "

2) Rogaland: desember - mars 3) Rogaland: april - juli
 Andre : januar - april Andre : mai - august

4) Rogaland: august - november
 Andre : september - desember

7. FORURENSNINGER FRA FISKEOPPDRETT

Forurensninger fra fiskeopdrettpsanlegg omfatter fôrrester og ekskresjons-/stoffskifteprodukter fra fisken.

Forurensningsmengdene som oppstår varierer i henhold til (Kryvi 1989):

- fiskeart og fiskens alder
- årstid (temperatur) og lysforhold
- fôrtype og fôropptak
- fôringsteknikk og fôringsfrekvens
- fôrmengde i forhold til mengde fisk
- generelt stell av anlegget

Forurensningstilførslene har først og fremst lokale effekter rundt og under oppvekstanlegget hvor det partikulære materiale sedimenterer. Vind og strømforhold bevirker imidlertid også en regional spredning.

Den totale forurensningsproduksjon pr. tidsenhet er differansen mellom tilført fôrmengde (kg fôrtørrstoff) og produsert fisk (kg). Forholdet mellom disse størrelser kalles fôrfaktor (f.k.) I tillegg til fôrfaktoren er fôrets sammensetning avgjørende for produsert forurensningsmengde.

For å produsere 1 tonn laksefisk (ca. 0,33 tonn tørrstoff) anvendes i dag fra 1,1 til 1,8 tonn fôrtørrstoff i form av 1,2-2 tonn tørrfôr eller 4-7 tonn våtfôr. Herved tilføres resipienten 12-20 kg total fosfor, 65-120 kg total nitrogen og 500-1100 kg organisk stoff (Lefferstra 1990).

Med forankring i tilgjengelige opplysninger antar man at en fôrfaktor på 1,4 (1,4 tonn fôrtørrstoff pr. tonn tilvekst, i dag er vanlig ved et normalt drevet anlegg som anvender fôr med vanlig sammensetning (Lefferstra 1990). Dette betyr en forurensningstilførsel pr. tonn tilvekst (fisk) er som vist i tabell 21.

Tabell 21. Forurensningstilførsler pr. tonn fisketilvekst fra et normalt drevet oppdrettpsanlegg (fôrfaktor 1.4).

14 kg total fosfor
75 " total nitrogen
750 " organisk stoff

Landsgjennomsnittet er imidlertid en del dårligere enn dette.

I tillegg medfører antibiotika, antigromidler, insekticider og desinfeksjonsmidler betydelige forurensningsproblemer/miljøforstyrrelser. Det anvendes i dag opp mot 400 g antibiotika pr. tonn oppdrettfisk.

Det arbeides stadig med å redusere fôrspillet og dermed forurensningene fra oppdrettsanlegg. Teoretisk er 0,8 kg fôrtørrstoff nok til å produsere 1 kg fiskekjøtt (ca. 30 % tørrstoff). Hvis vi anvender en gjennomsnittlig fôrfaktor (f.k) på 1,7 i utgangspunktet og reduserer denne til henholdsvis 1,2 og 0,9, vil forurensningsreduksjonen bli som følger pr. tonn produsert fisk:

Belastning uten reduksjon (f.k.= 1,7):	17 kg fosfor	100 kg nitrogen
Reduksjon til f.k. = 1,2*	: 11 " "	60 " "
" " f.k. = 0,9	: 6 " "	40 " "

* Dette blir trolig SFT's krav til mat-fiskanlegg fra 1991/1992.

Det foreligger en EDB-modell (Stigebrandt 1986) som beregner mer detaljert hvordan forurensningsmengdene varierer med fôrmengde, fôrtype, fiskestørrelse og temperatur. Det er også angitt hvordan forurensningene fordeler seg på løst og partikulært materiale.

8. FORURENSNINGSTILFØRSLER FRA INDUSTRI

Utslippene fra industrien kan naturlig deles i to hovedtyper:

1. Avløpsvann som innholdsmessig kan sammenliknes med kommunalt avløpsvann (org. stoff, fosfor og nitrogen).
2. Avløpsvann som adskiller seg vesentlig fra kommunalt avløpsvann (metaller, olje, org. stoff osv.)

Den vanligste industritype i kategori 1 er næringsmiddelindustrien: meierier, slakterier, potetbearbeidende industri m.v. Forurensningen fra slike bedrifter tilføres ofte det kommunale kloakkeringsystem, men i enkelte tilfeller går avløpet til egne anlegg.

Kategori 2 omfatter metallbearbeidende industri, gruver, treforedling osv. Avløpsvann fra denne type industri må behandles i egne anlegg.

For de fleste industribransjer kan det ikke anbefales generelle tall for forurensningstilførsler. I utslippstillatelser eller forskrifter er det som regel fastsatt utslippsgrenser for hovedkomponentene i avløpsvannet. Disse grensene representerer de maksimalt tillatte utslipp fra bedriften.

De fleste større bedrifter måler og rapporterer sine reelle utslipp etter et bestemt program, slik at det i mange tilfeller vil finnes reelle utslippstall.

Opplysninger om utslipp fra den enkelte bedrift kan fremskaffes ved å ta kontakt med:

- SFT
- Bedriften, bransjeorganisasjonene
- Miljøvernavdelingen i fylket
- Kommunen, teknisk etat
- Konsulenter

Ved vurdering av forurensningstilførsler til en resipient fra en industribedrift, bør det vurderes i hvilken grad forurensningsmengdene reduseres mellom utslippspunktet fra bedriften og den aktuelle resipienten. Dette vil kunne variere fra bedrift til bedrift, blant annet avhengig av typen utslipp og transportveien frem til den aktuelle resipient.

Dersom utslippet er koblet til kommunalt avløpssystem, anbefales det å vurdere det industrielle avløpsvannet på linje med det øvrige avløpsvannet i avløpssystemet når det gjelder tap fra avløpsnettet og rensing på renseanlegg.

En del industri har sesongavhengig produksjon. Dette bør tas med i betraktningen ved analysen av forurensningsregnskapet.

I de fleste tilfeller er det nødvendig med målinger for å fremskaffe noenlunde pålitelige data om forurensningstilførsler fra industri-bedrifter.

9. EKSEMPEL PÅ BEREKNING AV FORURENSNINGSTILFØRSEL

Fig. 5 viser et nedbørfelt - beliggenhet sydlige Østlandsområde under den marine grense, som det skal beregnes forurensningstilførsler fra.

Vassdraget renner gjennom et typisk jordbruksområde og et tettstedområde før det munner ut i Grunnsjø. Herfra renner elva ut i Snevrefjord som er avgrenset mot havet av en 4 m dyp terskel.

Forurensningssituasjonen i vassdraget synes å utvikle seg i en uheldig retning og det er aktuelt med forurensningsbegrensende tiltak. Kommunen gir deg i oppdrag teoretisk å beregne den samlede forurensningstilførsel til vassdraget og fjorden.

Det første du da foretar deg er å skaffe oversikt over arealfordeling og aktiviteter i nedbørfeltet. De fleste opplysninger blir gitt av kommunale etater (teknisk etat, landbrukskontorer) og fylkets miljøvern-avdeling. Nedbørdata må du innhente fra Det Norske Meteorologiske Institutt (DNMI) og avrenningsdata fra Norges vassdrags- og energiverk (NVE) (bruk Avrenningskart herfra).

Følgende opplysninger og data blir gitt:

- Nedbørfeltets totale areal : 17,1 km²
- Lite produktive fjellområder : 4,0 "
- Skog og myr : 7,0 "
- Jordbruksareal : 5,2 "
- Tettstedareal, "Villa" : 0,4 "
- Grunnsjøens areal : 0,5 "
- " middeldyp : ca. 2 m
- Spredt bosetting : 110 pers.
- Tettsted : 500 "
- Pleiehjem tilknyttet renseanl. : 30 senger - 5 fast ansatt
30 ansatte bor utenfor
tettstedet
- Skole, 100 elever - 30 kommuner fra spredt bosetting
- skolen tilknyttet renseanlegg
- Det finnes ca. 60 hytter i feltet (uten innlagt vann)
- Det finnes 100 melkekuer, 50 storfe over 12 måneder, 50 storfe under 12 mnd. og 25 slaktegris (innsatt)
- Middellavrenning i området : 20 l/s.km²
- Midlere årsnedbør 700 mm.

NBI En befaring av nedbørfeltet gav inntrykk av at jordbruksarealene i bygda var i god drift uten tilsynelatende søl fra gjødsel o.l. Kloakkrenseanlegget i tettstedet – et simultanfellingsanlegg – var i relativt god drift. Hele bebyggelsen i tettstedet innbefattet pleiehjem og skole var tilknyttet.

Beregning av forurensningstilførsler til Grunnsjø:

Resultatene av beregningene settes op i tabell 9.1.

- Lite prod. områder. Arealet er 4 km². Tilførslene settes til 4 kg tot. P/km²·år og tot. N beregnes etter $Y = 2,8x + 45$ til 101 kg tot. N/km²·år.
- Skog og myr : Areal 7 km². Tilførslene settes til 10 kg tot. P/km²·år og tot. N beregnes etter $Y = 4x + 116$ til 196 kg/km²·år
- Avrenning fra jordbruksområder: Areal 5,2 km². Fosfortilførsel: 110 kg tot. P/km²·år. Nitrogentilførsel 3400 tot.N/km²·år.
- Avrenning fra tettstedsarealer: Areal 0,4 km². Tilførsler pr. km² og år: 50 kg tot. P, 350 tot. N og 2500 BOF₇.
- Atmosfærisk bidrag til Grunnsjø: Innsjøoverflate 0,5 km². Tot. P - tilf. settes til 30 kg/km²·år. Tot.N = 700 kg/km²·år.
- Avrenning fra spredt bosetting: Antall personer 110. Alle har septiktank uten vesentlig infiltrasjon. Renseeffekten settes til 25 % org. stoff. (BOF), 5 % tot. P. og 5 % tot.N.
- Avrenning fra hytter: 60 hytter (m.vann uten vannklosett) som benyttes ca. 6 uker pr. år i gjennomsnitt. Vi antar 4 personer pr. hytte.
- Avrenning fra kloakkrenseanleg (primærfelling) : 500 fast bosatte, pleiehjen 30 senger. 1,5 = 45 pers. + 3 ansatte utenfor feltet (3.0,5) = 1,5 pers. + skole 100 elever – 30 kommer utenfra = ca. 10 pers. Totalt tilknyttet renseanlegget: 556,5 pers. Tilføringsgrad 80 %.
- Siloavløp. Fra siloen beregnes skjønnsmessig lekkasje på 10 %.
- Gjødsellagre: Lagrenes tilstand ble vurdert å være i god forfatning og vi anslår N- og P- tapet til henholdsvis 1,5 og 0,5 %.
- Melkerom: Middelveidien anvendes.

På bakgrunn av disse tilførselsberegninger er den midlere konsentrasjon av fosfor og nitrogen i tilløpene til Grunnsjø ca. 80 µg P/l og 2275 µg N/l.

Vannets teoretiske oppholdstid i Grunnsjø er $V/Q = \text{ca. } 0,1 \text{ år}$.
Tilbakeholdelse av fosfor i innsjøen blir ifølge dette (teoretisk):

$$R_p = \text{ca. } 24 \%$$

dvs. at ca. 630 kg fosfor pr. år tilføres Snevrefjord fra Grunnsjø. Anslagsvis omsettes ca. 20 % av tot. N i vassdraget før det når fjorden, slik at N-bidraget fra Grunnsjø til Snevrefjord blir ca. 20 tonn tot. N/år.

Tabell 9.1 Beregning av forurensningstilførsler til Grunnsjø pr. år.

Kilde	Tot. P kg.	Tot. N kg.	BOF ₇ kg
Lite produktive områder	16	404	-
Skog og myr	70	1372	-
Jordbruksavrenning	572	19240	-
Avrenning fra tettstedarealer	20	140	1000
Avsetning direkte på vann- flaten (Grunnsjø)	15	350	
Avrenning fra spredt bosetting	65	460	1385
Avrenning fra hytter	3	100	-
" " kloakkrenseanlegg	35	2100	4680
Siloavløp	43	170	4320
Gjødsellagre	9	173	-
Melkeromsavløp	10	35	320
Tilsammen pr. år	858	24544	11705

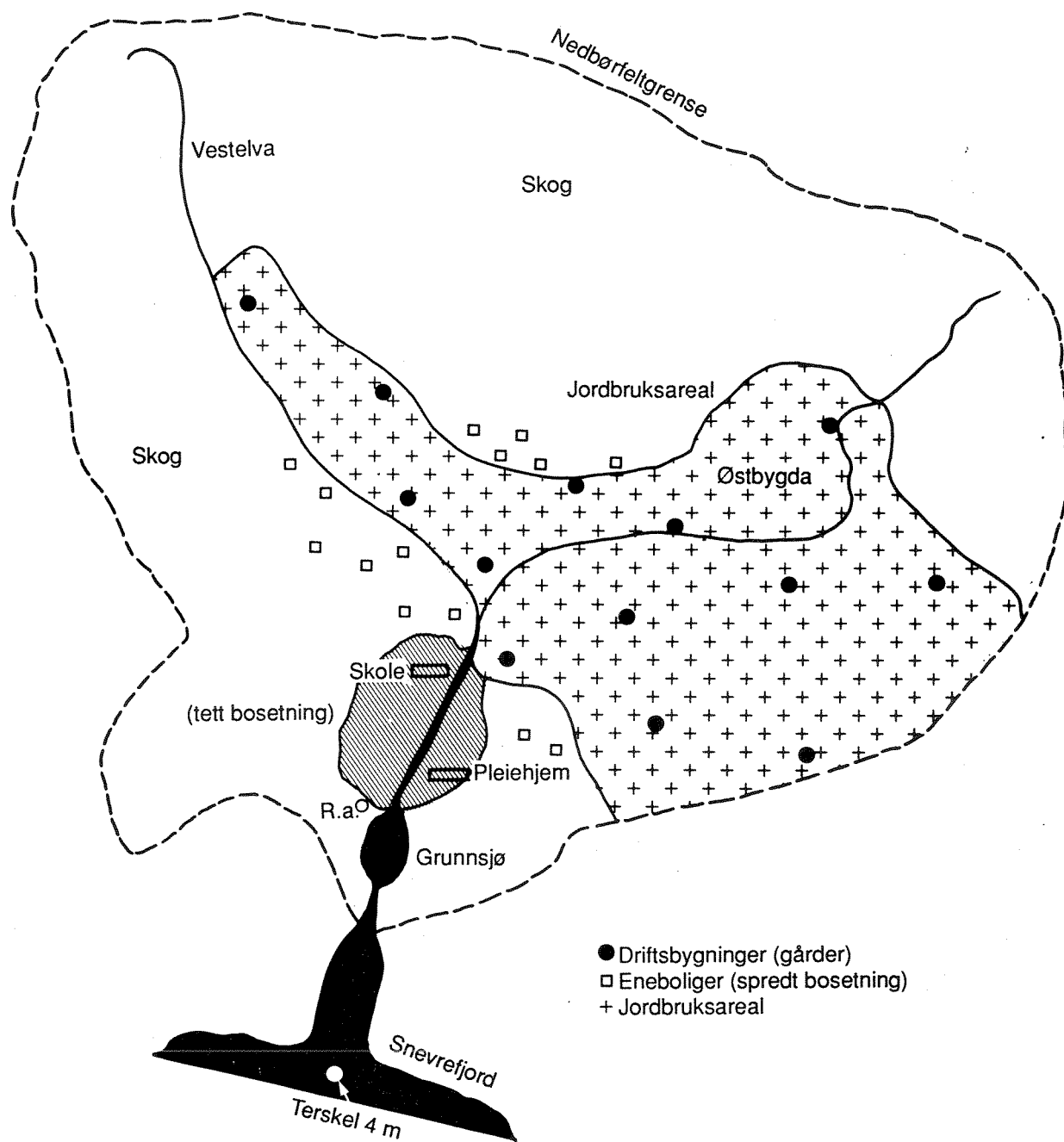


Fig. 5. Nedbørfelt med forurensningskilder.
 ● = driftsbygninger (gårder)
 □ = eneboliger (spredt bosetting)

LITTERATUR

- Ahl, T. & T. Wiederholm, 1977: Svenska vattenkvalitetskriterier. Eutrofierande ämnen. SNV PM 918.
- Aspmo, R., 1985: Forurensning fra landbruket - ressurser på avveier. Handlingsplan mot landbruksforurensning.
- Berge, Dag, 1983: Tyrifjorden. Sammenfattende rapport fra Tyrifjordundersøkelsen 1978-1981. Tyrifjordutvalget, D. Berge redaktør. s. 35-36.
- Berge, D., 1987: Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. NIVA-rapport 0-85110, løpenr. 2001, 44 sider.
- Berge, D. et al., 1990: Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning sammenlignet med andre forurensningskilder. Sluttrapport. NIVA-rapport 0-87079/0-87064/E-88431. Løpenr. 2367. 130 sider.
- Canadian Council of Resource and Environment Minister 1987: Canadian Water Quality Guidelines.
- Lefferstra, H., 1990: Forurensningsgjøsende tiltak i havbruksnæringen. Foredrag ved Seminar om havforurensning ved NTH, 8-9 juni 1990: 13 sider.
- Jenssen, P.D., 1980: Rensing av punktutslipp i landbruket. Melkeromsavløp.
- Jenssen, P.D., 1990: Rensing av punktutslipp i landbruket. Silopressaft.
- Kryvi, H., 1989: Forurensningsmengde og effekter fra akvakulturanlegg. Vann -2-89 (285-292).
- Larsen, D.P., and H.T. Mercier, 1976: Phosphorus retention capacity of lakes, J. Fish. Res. Board Can., 33(8):1742-1750.
- Lindholm, O., 1976: Forurensning i overvann. PRA4.7. NIVA 0-57/74. 55 sider.
- Lindholm, O., 1977: Forurensninger i overvann. PRA7; 27 sider.

- Lundekvam, H., 1983: Husdyrgjødsel og avlaup frå driftsbygningar. Stensiltrykk 1/83 frå Inst. for hydroteknikk, NLH.
- Lundekvam, H., 1984: Stofftap frå eit landbruksareal i Østfold. NORDFORSK 1984:2.
- Lundekvam, H. og E. Berge, 1989: Lekkasje frå surforsiloar og gjødsellager. Notat 25.8.89. Inst. for bygningsteknikk og Inst. for jordfag, NLH.
- NOFO, 1987: Pressaft - avfallsproblem eller ressurs.
- NTNF/SFT, 1987: Tilstandsvurdering av avløpsnett. Brukerrapport ISBN 82-7337-157-3.
- Randby, Å.T. & O. Kjus, 1989: Ensilering av gras i rundballer. A/S Norsk Forkonservering NOFO. Rapport nr. 2, 1989 fra Hellerud Forsøks- og Eliteavlsgård, Det Kgl. Selskap for Norges Vel.
- Rognerud, S., D. Berge og Morten Johannessen, 1979: Telemarkvassdraget. Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. NIVA-rapport 0-70112 - løpenr. 1147. 82 sider.
- Rognerud, S., D. Berge, M. Johannessen, 1989: Telemarkvassdraget. Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-79.
- Rosing Eide, O., 1989: Utprøving av tiltak mot arealavrenning i Hedmark GEFO-rapport nr. 5.
- SFT, 1978: Veiledende retningslinjer for deponering av kommunalt avfall i fylling. SFT, TA-533. 87 sider.
- SFT, 1981: Normgivende driftsinstruks for kontrollert fylling. SFT, TA-565. 54 sider.
- SFT, 1988. Veiledning for prøvetaking ved avløpsrensaneanlegg. SFT-rapport TA-514. Revidert utgave 77 sider.
- SFT, 1988. Veiledning ved bygging og drift av større jordrensaneanlegg. SFT. VA-rapport TA-611.
- SFT, 1989. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988.
- Statistisk Sentralbyrå: Landbrukstelingen i 1979.

- Stigebrandt, Anders, 1986: Modellberäkningar av en fiskodlings miljøbelastning. NIVA-rapport 0-86004, løpenr. 1823. 28 sider.
- Sundstøl, F. og Z. Mroz, 1988: Utskillelsen av nitrogen og fosfor i gjødsele og urin fra husdyr i Norge. SEFO-rapport nr. 4.
- Uhlen, G. og H. Lundekvam, 1988: Avrenning av nitrogen, fosfor og jord fra jordbruk 1949-1979/88. SEFO-rapport nr. 5.
- Undheim, G., 1989: Utprøving av tiltak mot arealavrenning i Rogaland. GEFO-rapport nr. 5.
- Vennerød, K., 1984. Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder. NIVA-rapport 0-82014. F 82436. Løpenbr. 1668. 48 sider.
- Vollenweider, R.A., 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33:53-83.
- Vorum, G., 1989: Utprøving av tiltak mot arealavrenning i Nord-Trøndelag. GEFO-rapport nr. 7.
- Vråle, L., 1986: Bestemmelse av tilførringsgrad VA-13/86. NIVA-rapport 0-86195, løpenr. 1917. 42 sider.
- Vråle, L., 1987: Forurensningsmodell for avløpsvann fra boliger. NTNf's program for VAR-teknikk. Prosjektrapport 60/87. 45 sider.
- Uhlen, G. og H. Lundekvam, 1988: Avrenning av nitrogen, fosfor og jord fra jordbruk 1949-1979/88. SEFO-rapport nr. 5.
- Øygarden, L., 1989: Utprøving av tiltak mot landbruksforurensning i Akershus, GEFO-rapport nr. 6.
- Åsgård, T., T. Storebakken and E. Austreng, 1986: Reduction of selfpollution by correct feeding. Abstr. Aquacultura, Oct. 9-12. Veroma 2 pp.
- Åstebøl, S.O. og N. Vagstad, 1989: Nasjonal Nordsjøplan. Delrapport om avrenning og effekt av tiltak i landbruket.