

7996-2024

TEOTIL3

En modell for beregning av
kildebaserte tilførsler via elver og
direktetilførsler til kyst

Løpenummer: 7996-2024
ISBN 978-82-577-7733-3
NIVA-rapport
ISSN 1894-7948

Denne rapporten er
kvalitetssikret iht. NIVAs
kvalitetssystem og
godkjent av:

James Edward Sample
Prosjektleder/
Hovedforfatter

Øyvind Kaste
Kvalitetssikrer

Dag Hjermann
Forskningsleder

© Norsk institutt for
vannforskning og
Miljødirektoratet.
Publikasjonen kan siteres
fritt med kildeangivelse.

www.niva.no

Tittel norsk/engelsk

TEOTIL3: En modell for beregning av
kildebaserte tilførsler via elver og
direktetilførsler til kyst

TEOTIL3: A model for calculating
source-apportioned nutrient inputs
from rivers and direct inputs to the
coast

Forfatter(e)

James Edward Sample, Leah Jackson-
Blake, Christian Vogelsang, Øyvind
Kaste

Oppdragsgiver(e)

Miljødirektoratet

Utgitt av NIVA

Prosjektnummer 230087

Sider

71 + vedlegg

Dato

13.06.2024

Fagområde

Forurensning

Distribusjon

Åpen

Kontaktperson hos oppdragsgiver

Jon Lasse Bratli

Oppdragsgivers utgivelse:

M-2808 | 2024

Sammendrag

Denne rapporten beskriver utviklingen av TEOTIL3. Dette er den siste versjonen av TEOTIL-modellen for simulering av elvetilførsler i Norge. Modellen er nå fullstendig omkodet og alle inndatasettene er oppdatert. Alle sider ved arbeidsflyten har blitt gjennomgått og forbedret. Totalt nitrogen og fosfor er separert i underfraksjoner, og suspendert sediment og totalt organisk karbon er lagt til som nye parametere. Den nye modellen er på åpen kildekode (Open Source) og grundig dokumentert på [TEOTIL3-nettstedet](#).

Emneord: Forurensningsregnskap, Næringssalter, Elvetilførselsberegninger

Keywords: Pollution budget, Nutrients, Riverine flux calculations

Innholdsfortegnelse

Forkortelser	6
Forord	7
Sammendrag	8
Summary	9
1 Introduksjon	10
2 TEOTIL3-kodelageret	10
3 Rapportstruktur	11
4 Utviklingsoppgaver	11
4.1 Oppgave 2.1: Oppdatere og forbedre kjernedatasett	11
4.1.1. Oppgavebeskrivelse	11
4.1.2. Oppgavegjennomføring	11
4.1.3. Ytterligere detaljer	12
4.2 Oppgave 2.2: Generere nedbørfelthierarki	13
4.2.1. Oppgavebeskrivelse	13
4.2.2. Oppgavegjennomføring	13
4.2.3. Ytterligere detaljer	16
4.3 Oppgave 2.4: Beregne oppholdstider	16
4.3.1. Oppgavebeskrivelse	16
4.3.2. Oppgavegjennomføring	16
4.3.2.1. Innsjøvolumer	16
4.3.2.2. Oppholdstider og hydrauliske belastninger for innsjøer	20
4.3.3. Ytterligere detaljer	21
4.4 Oppgave 2.5: Estimere retensjonskoeffisienter	22
4.4.1. Oppgavebeskrivelse	22
4.4.2. Oppgavegjennomføring	23
4.4.2.1. Modellering av retensjon og transmisjon	23
4.4.2.2. Underfraksjoner av N og P	24
4.4.2.3. Retensjon og transmisjon av P	25
4.4.2.4. Retensjon og transmisjon av N	26
4.4.2.5. Retensjon og transmisjon av SS	28
4.4.2.6. Retensjon og transmisjon av TOC	29
4.4.2.7. Oppsummering for innsjøretensjon	30
4.4.2.8. Retensjon på regime-nivå	32
4.4.2.9. Tilførsler av næringsalter til kysten	33
4.4.3. Ytterligere detaljer	33
4.5 Oppgave 2.6: Forbedre arbeidsflyten for jordbruket	35
4.5.1. Oppgavebeskrivelse	35
4.5.2. Oppgavegjennomføring	35
4.5.3. Ytterligere detaljer	35
4.6 Oppgave 2.7: Arbeidsflyten for diffuse kilder unntatt jordbruk	36

4.6.1. Oppgavebeskrivelse	36
4.6.2. Oppgavegjennomføring	36
4.6.2.1. Romlig-variable koeffisienter	36
4.6.2.2. Romlig statiske koeffisienter	37
4.6.2.3. Rom- og tidsvarierende koeffisienter	41
4.6.3. Ytterligere detaljer	42
4.7 Oppgave 2.8: Arbeidsflyten for avløpsrensing og industri	43
4.7.1. Oppgavebeskrivelse	43
4.7.2. Oppgavegjennomføring	43
4.7.2.1. Avløpsrenseanlegg	43
4.7.2.2. Industri	43
4.7.2.3. Arbeidsgangen for databehandling	45
4.7.3. Ytterligere detaljer	46
4.8 Oppgave 2.9: Forbedre arbeidsflyten for akvakultur	47
4.8.1. Oppgavebeskrivelse	47
4.8.2. Oppgavegjennomføring	47
4.8.2.1. Avklare beregninger for N og P	47
4.8.2.2. Underfraksjoner av N og P	47
4.8.2.3. Anslag for TOC	48
4.8.3. Ytterligere detaljer	48
4.9 Oppgave 2.11: Detaljerte data for små anlegg	49
4.9.1. Oppgavebeskrivelse	49
4.9.2. Oppgavegjennomføring	50
4.9.3. Ytterligere detaljer	50
4.10 Oppgave 2.12: Be om komplette historiske input-datasett	50
4.10.1. Oppgavebeskrivelse	50
4.10.2. Oppgavegjennomføring	51
4.10.3. Ytterligere detaljer	52
4.11 Oppgave 2.15: Kalibrering, testing og dokumentasjon	52
4.11.1. Oppgavebeskrivelse	52
4.11.2. Oppgavegjennomføring	52
4.11.2.1. Simulerer vannføring	52
4.11.2.2. Kalibrering og simulering av vannkjemi	54
4.11.2.3. Eksempel: Mjøsa (elvetilførsler og retensjon)	59
4.11.2.4. Eksempel: Vansjø (avlastningsbehov)	61
4.11.2.5. Sammenligning med TEOTIL2	63
4.11.2.6. Veiledning for effektiv bruk av modellen	66
4.11.2.7. Kode og dokumentasjon	67
4.11.3. Ytterligere detaljer	68
5 Konklusjon	69
6 Referanser	70
7 Vedlegg A: Kommunalt avløpsvann	72
7.1 Kjemisk sammensetning av urensset kommunalt avløpsvann	72
7.1.1. Urenset avløpsvann: Korrelasjonene TOC:KOF og TOC:BOF	75
7.1.1.1. Faktorer som påvirker korrelasjonen – analysemetode for TOC	77
7.1.1.2. Faktorer som påvirker korrelasjonen – avløpsvannets sammensetning	79

7.1.1.3. Korrelasjonene TOC:KOF og TOC:BOF – Samlet vurdering og konklusjon	79
7.1.2. Urenset avløpsvann: Fordelingen mellom DIN og TON av totalt nitrogen	81
7.1.3. Urenset avløpsvann: Fordelingen mellom TDP og TPP av totalt fosfor	82
7.2 Kjemisk sammensetning av behandlet kommunalt avløpsvann	83
7.2.1. Etter avløpsvannbehandling: Korrelasjonene TOC:KOF og TOC:BOF	87
7.2.1.1. Mekaniske renseanlegg	87
7.2.1.2. Kjemiske renseanlegg	91
7.2.1.3. Biologiske renseanlegg	94
7.2.1.4. Kjemisk-biologiske renseanlegg	96
7.2.1.5. Naturbasert rensing	99
7.2.2. Renset avløpsvann: Fordelingen mellom DIN og TON av totalt nitrogen	99
7.2.3. Renset avløpsvann: Fordelingen mellom TDP og TPP av totalt fosfor	101
7.3 Oppsummering kommunalt avløp	101
8 Vedlegg B: Spredt avløp	103
8.1 Beregning av TOC	103
8.2 Fordeling mellom DIN og TON	105
8.3 Fordeling mellom TDP og TPP	107
9 Vedlegg C	109
10 Vedlegg D	111
11 Vedlegg E	113
12 Vedlegg F	114
13 Vedlegg G	117
14 Vedlegg H	118
15 Vedlegg I: Industrianlegg	120
15.1 Kategorisering av industrianlegg	120
15.2 Korrelasjoner mellom TOC og KOF og BOF	121
15.3 DIN og TON i utslipp	124
16 Vedlegg J	129
17 Vedlegg K	134
18 Vedlegg L	135

Forkortelser

AIC	Akaike information criterion
API	Application programming interface
AR50	NIBIOs arealressurskart med 50 m oppløsning
BOF5	Biokjemisk oksygenforbruk
C	Karbon (carbon)
DAG	Directed acyclic graph
DEM	Digital elevation model
DIN	Løst uorganisk nitrogen (dissolved inorganic nitrogen)
DOC	Løst organisk karbon (dissolved organic carbon)
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
FCR	Feed Conversion Ratio
GES	Good Ecological Status (f.eks. som definert av Vannforskriften)
IDW	Inverse distance weighting
KDE	Kernel Density Estimation (kjernetetthet estimering)
KOF	Kjemisk oksygenforbruk
N	Nitrogen
NDVI	Normalized difference vegetation index
NIBIO	Norsk institutt for bioøkonomi
NIVA	Norsk institutt for vannforskning
NVE	Norges vassdrags- og energidirektorat
OM	Organisk materiale
OSPAR	Oslo-Paris-avtalen for å beskytte havmiljøet i Nordøst-Atlanteren
P	Fosfor (phosphorus)
p.e.	Personekvivalenter (person equivalents)
RMSE	Root mean square error
SS	Suspendert stoff
SSB	Statistisk Sentralbyrå
TDP	Løst totalt fosfor (total dissolved phosphorus)
TOC	Totalt organisk karbon (total organic carbon)
TON	Totalt organisk nitrogen
TOTN	Totalt nitrogen
TOTP	Totalt fosfor (phosphorus)
TPP	Totalt partikulært fosfor (total particulate phosphorus)
WFD	European Water Framework Directive (Vannforskriften)

Forord

TEOTIL-modellen har i mange år blitt brukt til å estimere de samlede tilførslene av næringsstoffer via norske elver og direktetilførsler til kyst for utvalgte kyststrekninger. Ved at modellen er konseptuelt enkel har den vært populær blant vannforvaltere og beslutningstakere på grunn av dens evne til å integrere data fra mange forskjellige kilder, og at den gir en førstehånds vurdering av dominerende kilder for næringsstoffbidrag til vassdrag og dermed også potensialet for belastningsreduksjoner.

Ved utgangen av 2021 finansierte Miljødirektoratet et forprosjekt gitt i oppdrag til NIVA og NIBIO, med mål om å dokumentere arbeidet med den eksisterende TEOTIL-modellen i detalj, samt å foreslå oppdateringer og forbedringer av modellen for bedre å møte behovene til vannforvaltere. Anbefalinger fra dette forprosjektet er beskrevet i [NIVA Rapport 7726-2022](#).

I løpet av 2022 finansierte Miljødirektoratet et oppfølgingsprosjekt for at NIVA skulle få gjennomført og realisert de TEOTIL-relaterte (dvs. ikke-jordbruksmessige) utviklingsmulighetene som ble identifisert under forprosjektet. Parallelt, finansierte Landbruksdirektoratet NIBIO for å utvikle deres jordbruksmodeller. I 2023 ble andre fase av utviklingsarbeidet finansiert. Det bestod i å integrere de nye jordbruksmodellene fra NIBIO med den oppdaterte versjonen av TEOTIL som var utviklet av NIVA.

Denne rapporten beskriver modelleringsarbeidet utført av NIVA mellom høsten 2022 og våren 2024. Her har fokus vært på utviklingsoppgavene som var prioritert av Miljødirektoratet basert på konklusjoner fra forprosjektet. Modellutvikling (koding og dataanalyse) har vært ledet av James Sample, mens Leah Jackson-Blake og Øyvind Kaste har bidratt med sin biogeokjemiske kunnskap – spesielt når det gjelder estimering av næringsretensjon i innsjøer. Christian Vogelsang har foretatt en litteraturgjennomgang for å gi grunnlag for å separere punktkildetilførsler på fraksjoner av totalt nitrogen og fosfor, samt å identifisere ligninger for å konvertere estimer av biologisk eller kjemisk oksygenforbruk til flukser av totalt organisk karbon. Utenfor NIVA er vi takknemlige overfor Gisle Berge fra Statistisk Sentralbyrå, Knut Johan Johnsen fra Fiskeridirektoratet og Torstein Finnesand fra Miljødirektoratet for å ha levert datasett til støtte for utviklingsarbeidet.

Gjennom hele utviklingsprosessen har Jon Lasse Bratli og kolleger i Miljødirektoratet kommet med verdifulle innspill for å definere prosjektomfanget og kravene til den nye modellen. Vi håper at TEOTIL3 innfrir forventningene og viser seg å bli enda mer populær blant vannforvaltere enn tidligere versjoner av modellen.

Grimstad, 13. Juni 2024
James Sample

Sammendrag

Alle deler av TEOTIL-modellen er oppdatert, omkodet og dokumentert. Den nye modellen er basert på oppdaterte datasett og analyser, og alle deler av arbeidsgangen er nå mer effektive og reproducerbare.

Den oppdaterte TEOTIL3-modellen er forbedret i forhold til den forrige versjonen ved at:

- Totalt nitrogen (TOTN) og totalt fosfor (TOTP) er delt inn i følgende fraksjoner: løst uorganisk nitrogen (DIN), totalt organisk nitrogen (TON), løst totalt fosfor (TDP) og totalt partikulært fosfor (TPP).
- To nye parametere, suspendert sediment (SS) og totalt organisk karbon (TOC), er lagt til.

Alle inndatasettene er oppdatert og det vitenskapelige grunnlaget for modellens beregninger er gjennomgått og utbedret. Den oppdaterte modellen vurderer tilførsel av næringsstoffer fra følgende kilder:

- Naturlige bakgrunnstilførsler fra **skog-** og **fjell-**områder (TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP, TOC og SS; **breområder** er også inkludert for SS).
- **Atmosfærisk avsetning** direkte til innsjøer (kun DIN).
- Tilførsler fra **urbane** områder (TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP, TOC og SS).
- Statistisk interpolerte utslipp fra **små avløpsrenseanlegg** (såkalt «spredt avløp»; TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP og TOC; SS er ikke inkludert).
- Statistisk interpolerte utslipp fra **store avløpsrenseanlegg** (TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP og TOC; SS er inkludert der det rapporteres direkte). Lekkasje og overløp fra kommunalt nett er ikke inkludert.
- Direkte utslipp fra **industri** rapportert til Miljødirektoratet (TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP, TOC og SS).
- Tilførsler fra **akvakultur** (laks og regnbueørret) i sjøvann (TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP og TOC; SS anses ikke som relevant).

I tillegg simulerer modellen også årlig **vannføring**.

TEOTIL3 er basert på en database med nedbørfelt- og hydrologiske egenskaper, inkludert vannvolum, oppholdstid og estimerer for næringsstoff-retensjon for mer enn 33 000 innsjøer i Norge. Modellberegninger utføres med den romlige oppløsningen til NVEs «regime»-nedbørfelthierarki, slik at resultatene fleksibelt kan hentes ut på tvers av romlige skalaer.

TEOTIL3 er kodet i Python og kildekoden er gjort tilgjengelig under en GNU General Public License (v3.0). Dette er organisert som et Open Source prosjekt på GitHub og dokumentert på [TEOTIL3-nettstedet](#).

Denne rapporten beskriver utviklingsprosessen for TEOTIL3 utført av NIVA mellom høsten 2022 og våren 2024. Jordbruksmodellene utviklet parallelt av NIBIO og brukt for å gi estimerer av **jordbrukstilførsler** til TEOTIL3 er beskrevet i en egen [NIBIO-rapport](#).

Summary

The TEOTIL model has been thoroughly updated, recoded and documented. The new model is underpinned by the latest datasets and analyses, and all aspects of the workflow are efficiently reproducible from first principles.

The new model, named TEOTIL3, extends the previous version in two ways:

- Total nitrogen (TOTN) and total phosphorus (TOTP) are subdivided into major subfractions: dissolved inorganic nitrogen (DIN), total organic nitrogen (TON), total dissolved phosphorus (TDP) and total particulate phosphorus (TPP).
- Two new parameters, suspended sediment (SS) and total organic carbon (TOC) have been added.

All input datasets have been updated and the scientific basis for the model's calculations reviewed and improved. The updated model considers nutrient inputs from the following sources:

- Natural background inputs from **forest** and **upland** areas (TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP, TOC and SS; **glacial** areas are also included for SS).
- **Atmospheric deposition** directly to lakes (DIN only).
- Inputs from **urban** areas (TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP, TOC and SS).
- Statistically interpolated inputs from **small wastewater treatment** plants (so-called “spredt avløp”; TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP and TOC; SS is not included).
- Statistically interpolated inputs from **large wastewater treatment** plants (TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP and TOC; SS is included where reported directly). Leakage and overflow from the wastewater network is not included.
- Direct inputs from **industrial** plants reported to Miljødirektoratet (TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP, TOC and SS).
- Inputs from **aquaculture** (salmon and rainbow trout) in seawater (TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP and TOC; SS is not considered relevant).

In addition, the model also simulates annual **water discharge**.

TEOTIL3 is underpinned by a database of catchment and hydrological characteristics, including lake water volume, residence time and nutrient retention estimates for more than 33 000 lakes in Norway. Model calculations are performed at the spatial resolution of NVE's “regime” catchment network, allowing results to be queried flexibly across a range of scales.

TEOTIL3 is coded in Python and the source code is made available under a GNU General Public License (v3.0). It is hosted as an Open Source project on GitHub and documented on the [TEOTIL3 website](#).

This report describes the development of TEOTIL3 carried out by NIVA between autumn 2022 and spring 2024. The agricultural models developed in parallel by NIBIO and used to provide **agricultural nutrient inputs** to TEOTIL are described in a separate [NIBIO report](#).

1 Introduksjon

Siden 1990-tallet har modellene JOVAest og TEOTIL blitt brukt til å estimere årlige tilførsler av næringsalter til norske elver og kystområder. JOVAest er en jordbruksmodell utviklet av NIBIO, mens TEOTIL er en kildefordelings- og akkumuleringsmodell utviklet av NIVA. Den originale modelleringskjeden simulerer flukser av vann, totalt nitrogen (N) og totalt fosfor (P) fordelt på [NVEs «regime» nedbørfelt](#). Den brukes som et verktøy for å støtte vannforvaltning på overordnet nivå og for å hjelpe Norge med å oppfylle både nasjonale og internasjonale rapporteringsforpliktelser (f.eks. under OSPAR-konvensjonen).

I løpet av 2021 foretok NIVA og NIBIO en grundig gjennomgang av flyten i modelleringsarbeidet på oppdrag fra Miljødirektoratet. Utredningen er dokumentert i [NIVA Rapport 7726-2022](#), som konkluderte med en liste over nødvendige utviklingsoppgaver for å oppdatere modellene, sammen med en liste over valgfrie/ønskelige komponenter.

Denne rapporten beskriver arbeidet utført av NIVA for å løse de spesifikke oppgavene som ble fremhevet i utredningen og prioritert av Miljødirektoratet. Målet er å gi en kortfattet oversikt over den nye modellversjonen og dens funksjoner, uten å sette søkelys på den tekniske implementeringen (kodestruktur etc.). En fullstendig beskrivelse av hver del av utviklingsprosessen finnes imidlertid i [TEOTIL3-kodelageret](#) (avsnitt 2).

Parallelt med arbeidet som er beskrevet her oppdaterer NIBIO sine jordbruksmodeller basert på konklusjonene fra NIVA rapporten. Kobling av de nye jordbruksmodellene med TEOTIL er beskrevet i denne rapporten, mens selve jordbruksmodellene er beskrevet i egen [NIBIO-rapport](#) (Kværnø *et al.*, 2024).

2 TEOTIL3-kodelageret

TEOTIL3 er et Open Source-prosjekt utarbeidet av NIVA i et offentlig kodelager på GitHub. Modellen er kodet i Python og kan installeres ved hjelp av `pip` (et installeringsprogram for Python).

[TEOTIL3-nettstedet](#)¹ inneholder lenker til [kildekoden](#) og et sett med [opplæringsprogrammer](#) designet for å introdusere modellens hovedkonsepter og datastrukturer. I tillegg finnes detaljerte koder, dataanalyser og visualiseringer knyttet til hver del av utviklingsarbeidet i [TEOTIL3-utviklingsnotatbøkene](#), som gir grunnlaget for hver modellkomponent.

Generell informasjon om TEOTIL3-prosjektet finnes på [Wiki](#) og det er også en offentlig tilgjengelig [problemsporingside](#) og [diskusjonstavle](#) som kan brukes til å rapportere problemer (f.eks. feil), foreslå forbedringer eller stille spørsmål.

Målet ved å gjøre TEOTIL3 åpen og transparent er å bidra til å bygge tillit til modelleringsprosessen, samt å tydeliggjøre styrker og begrensninger ved modellen som et verktøy for vannforvaltning. Potensielle brukere av TEOTIL3 og andre interesserte parter oppfordres til å engasjere seg i utviklingsprosessen via nettstedet.

¹ <https://nivanorge.github.io/teotil3/>

3 Rapportstruktur

Hver del av denne rapporten beskriver en spesifikk utviklingsoppgave som ble fremhevet under modellgjennomgangen som NIVA og NIBIO gjennomførte i 2021 og som er beskrevet i [NIVA-rapport 7726-2022](#). For konsistens og enkel kryssreferanse, er oppgavenumrene i denne rapporten de samme som i [NIVA-rapport 7726-2022](#). Dette innebærer at oppgavenumrene ikke er fortløpende i dette dokumentet.

Hvert avsnitt starter med en oversikt over oppgaven hentet fra tilbudsdocumentet, etterfulgt av en beskrivelse av hvordan oppgaven er løst. Ytterligere lenker til dokumentasjon, kode og utviklingsnotatbøker på TEOTIL3-nettstedet, er også gitt.

4 Utviklingsoppgaver

4.1 Oppgave 2.1: Oppdatere og forbedre kjernedatasett

4.1.1. Oppgavebeskrivelse

Følgende datasett vil bli oppdatert:

- Nedbørfeltsgrenser (reginefelt fra NVE).
- Innsjødatabase og innsjødyp (fra NVE).
- Elvenett (ELVIS og Hovedelv-segmenter fra NVE).
- Arealbruk (AR50 fra NIBIO).
- Atmosfærisk avsetning av N (fra NILU).
- Administrative grenser (fylker og kommuner fra Geonorge).

Reginefeltene vil bli brukt til å oppsummere de andre datasettene, for eksempel ved å beregne statistikk over arealbruk og gjennomsnittlig atmosfærisk avsetning for hvert reginefelt, og ved å beskrive fylke- og kommunegrensene. Så langt det er mulig vil arbeidsgangen være «skriptet» (kan gjennomføres ved å kjøre Python-skript) for å gjøre den repeterbar og enklere å vedlikeholde etter hvert som datasett oppdateres i fremtiden (selv om noe manuelt arbeid fortsatt vil være nødvendig). Funksjoner for å lette behandlingen vil bli lagt til input/output-modulen til TEOTIL.

4.1.2. Oppgavegjennomføring

Tabell 1 oppgir kildene til de forskjellige delene av kjernedatasettet som ble lastet ned i løpet av juni 2022. Merk at selv om oppgavebeskrivelsen ovenfor nevner «atmosfærisk avsetning av N», ble denne komponenten til slutt håndtert som en del av Oppgave 2.7 (avsnitt 4.6) og er beskrevet der i stedet.

Det ble innhentet historiske data for de administrative grensene for perioden 2003 til 2022 slik at TEOTIL3 kan håndtere endringer i administrative IDer (fylke- og kommunekoder) over tid. For hvert år i de administrative dataene ble reginefeltene unikt tildelt administrative enheter basert på maksimalt

overlappingsareal. Andeler av forskjellig arealdekke og innsjøområder for hvert reginefelt ble beregnet ut fra AR50-datasettet i kombinasjon med NVEs innsjødatabase.

For å forbedre representasjonen av hydrologien i TEOTIL3, ble hydrologiske egenskaper for hver regineenhet oppdatert ved å bruke den siste «avrenningsnormalen» for 1991 til 2020, nylig utgitt av NVE.

Tabell 1. Kjernedatasett oppdatert som en del av Oppgave 2.1.

Tema	Datasett	Kilde
Elvenett	Hovedelv	NVE
	ELVIS	NVE
Innsjø	Innsjø	NVE
	Dybdedata - innsjø	NVE
Nedbørfelt	Vassdragsområder	NVE
	Regine enhet	NVE
Avrenning	Gjennomsnitt 1991-2020	NVE
Administrative enheter	Fylker	Geonorge
	Kommuner	Geonorge
	Historiske versjoner	Geonorge
Arealressurskart	AR50	NIBIO

Hovedleveransen fra denne oppgaven er et rensset og oppdatert sett av regine-polygoner, hvert med følgende informasjon:

- Vassdragsområde.
- OSPAR-region.
- Fylke- og kommune-ID (inkludert endringer over tid).
- Andel av forskjellig arealdekke.
- Langsiktig middelhydrologi (avrenning etc.) basert på NVEs nye avrenningsnormal for 1991 til 2020.

For å lagre det oppdaterte regine-datasettet (sammen med data frembrakt av andre oppgaver) er det opprettet en dedikert PostGIS-database kalt `teotil3` på NIVAs dataplattform. Nye funksjoner er også lagt til TEOTIL3 for å effektivisere prosessen med å rense, laste opp og trekke ut data fra databasen. Dette gjør det enkelt å oppdatere sentrale deler av modellen i fremtiden (se avsnitt 4.1.3 for detaljer).

4.1.3. Ytterligere detaljer

Se [utviklingsnotatbøkene for Oppgave 2.1](#) for fullstendige detaljer om arbeidsgangen. Spesielt:

- [Notisbok 2.1a](#) trekker ut og standardiserer de historiske administrative grensene.
- [Notisbok 2.1b](#) renser, oppsummerer og kombinerer datasettene oppført i *Tabell 1* for å lage et oppdatert regine-datasett.
- [Notisbok 2.1c](#) definerer skjemaet for `teotil3`-databasen i PostGIS og laster opp det rensede regine-datasettet.

- [Notisbok 2.1d](#) demonstrerer en lett repeterbar arbeidsgang for behandling og opplasting av årlige datasett for TEOTIL3 (inkludert data relatert til andre oppgaver, som punktkilder osv.).

Funksjoner for å effektivisere og automatisere prosessen med å oppdatere TEOTIL3s kjernedatasett er inkludert i preprocessing-modulen. Se spesielt «docstrings» for følgende funksjoner:

- [read raw regine data](#)
- [summarise regine hydrology](#)
- [assign regines to administrative units](#)
- [assign regines to ospar regions](#)
- [calculate ar50 land cover proportions](#)
- [calculate nve regine lake areas](#)

I tillegg, er følgende funksjoner i TEOTIL3s input/output (io)-modul nyttige for å trekke ut og transformere de behandlede regine-datasettene:

- [get regine geodataframe](#)
- [geodataframe to geopackage](#)

4.2 Oppgave 2.2: Generere nedbørfelthierarki

4.2.1. Oppgavebeskrivelse

Skrive kode for å generere «tilgrensningsmatrisen» som kreves for å representere regine-nedbørfelthierarkiet i TEOTIL. Regines navnekonvensjon, som er definert av NVE, gir en grunnleggende nedbørfeltstruktur ved å sortere regine-IDer alfanumerisk. Imidlertid vil en mer sofistikert kode være nødvendig for å håndtere grensetilfeller og for å kontrollere at hierarkiet er hydrologisk rimelig. Funksjoner for å lette behandlingen vil bli lagt til input/output-modulen til TEOTIL.

4.2.2. Oppgavegjennomføring

Navnekonvensjonen som brukes for å tildele regine-koder er beskrevet av NVE (2021). Kort oppsummert er navnsetting basert på følgende regler:

- De tre første sifrene i regine-koden gitt før desimaltegnet spesifiserer vassdragsområdet (001 til 315).
- Hvert vassdragsområde er delt inn i nedbørfelt, sentralfelt, randfelt og kystfelt, som hver kan deles videre inn i delområder (og del-delområder osv.).
- Antall tegn etter desimaltegnet bestemmer «nivået» til nedbørfeltet.
- Et grunnleggende hierarki kan oppnås ved å sortere regine-kodene alfanumerisk. Kystfelt er tildelt kun numeriske koder, mens andre områder er tildelt en blanding av bokstaver og tall. Nedbørfelt indekseres med start fra utstrømmingen i oppstrøms retning og begynner med bokstaven «A».

Dette betyr at innenfor et gitt «nivå» kan navigering nedstrøms oppnås ved å jobbe bakover gjennom alfabetet og deretter ned gjennom tallene.

- Z og tallet 0 har spesiell betydning: Z representerer et helt hydrologisk delområde, mens 0 grupperer alle delfelt på samme nivå (dvs. XXX0 grupper XXX1, XXX2, ..., XXX9).
- I og O er utelatt fra regine-kodene for å unngå forveksling med 1 og 0.

Basert på disse reglene har TEOTIL3s `io`-modul en funksjon kalt `assign_regine_hierarchy` som bestemmer den hydrologiske rekkefølgen basert på regine-koder. Flyten i operasjonene til algoritmen er følgende:

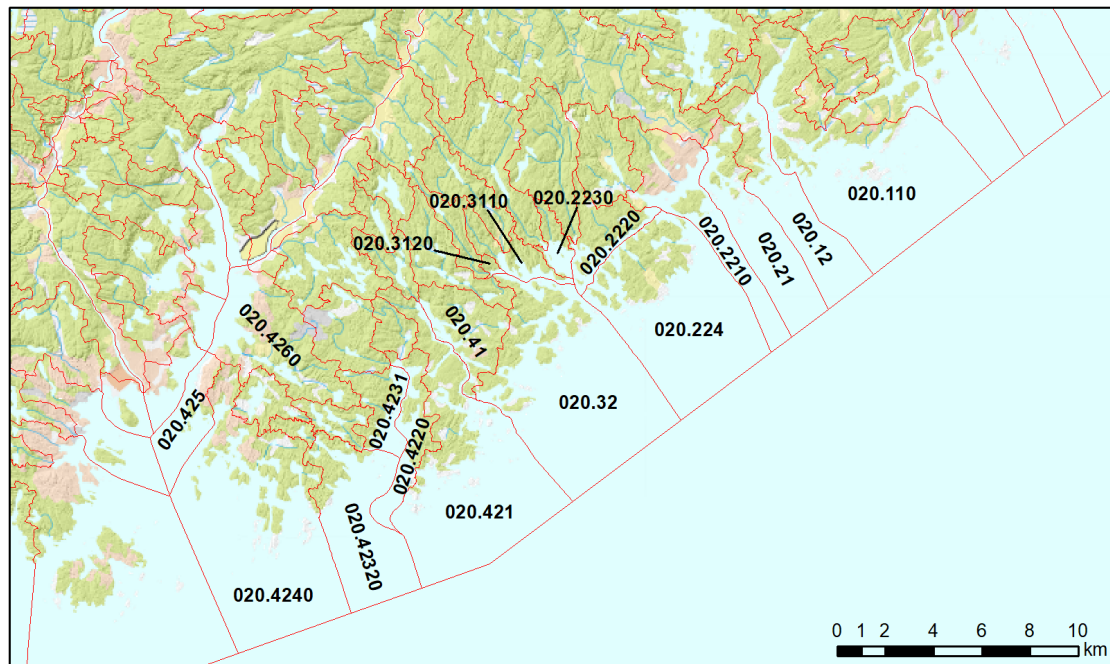
1. Skille vassdragsområdet fra resten av regine-koden.
2. For hvert vassdragsområde, sorter først kodene alfanumerisk, slik at nedstrøms reginefelt kommer øverst på listen. Deretter, for hver kode:
 - a. Søk i listen over mulige nedstrøms nedbørfelt for et passende treff (ved å bruke kriterier definert nedenfor). På grunn av den alfanumeriske sorteringen er mulige nedstrøms nedbørfelt alle de som er høyere på listen enn gjeldende nedbørfelt.
 - b. Begynn med å søke sekvensielt langs listen over mulige nedstrømskoder. Med andre ord, gjenta det siste tegnet i koden ved å jobbe bakover langs listen 0123456789ABCDEFGHIJKLMNOPQRSTUVWXYZ, og søke etter treff i reginefeltene over det gjeldende punktet i den sorterte listen. Dette stadiet av søket avsluttes ved 0.
 - c. Hvis ingen treff oppnås, avkort koden med ett tegn og gjenta søket. Fortsett å avkorte hvis igjen ingen treff oppnås.
 - d. Så snart noen treff blir funnet, stoppes søket og siste treff i listen over treff blir tilordnet som neste nedbørfelt nedstrøms (dvs. fra listen over sorterte treff, velg den på slutten, som vil være nærmest til målfeltet).

Testing indikerer at denne algoritmen reproduserer nøyaktig det nedbørfelthierarkiet som ble brukt i den forrige versjonen av TEOTIL. Imidlertid er det en rekke problemer og grensetilfeller i den gamle versjonen som har blitt forbedret i TEOTIL3. For eksempel, i den opprinnelige modellen ble kystfelt sortert i henhold til deres numeriske koder som beskrevet ved hjelp av algoritmen ovenfor. Dette er riktig i henhold til regine-navnekonvensjonen, men gir en urealistisk allokering av tilførsler i kystområder. For å illustrere dette viser *Figur 1* et utdrag fra vassdragsområde 020 mellom Kristiansand og Grimstad. I den originale TEOTIL modellen blir tilførslene rutet sekvensielt gjennom kystfelt (fra "oppstrøms" til "nedstrøms") som følger:

```
020.4260 > 020.425 > 020.4240 > 020.42320 > 020.4231 >  
020.4220 > 020.421 > 020.41 > 020.32 > 020.3120 > 020.3110 >  
020.224 > 020.2230 > 020.2220 > 020.2210 > 020.21 > 020.12 >  
020.110
```

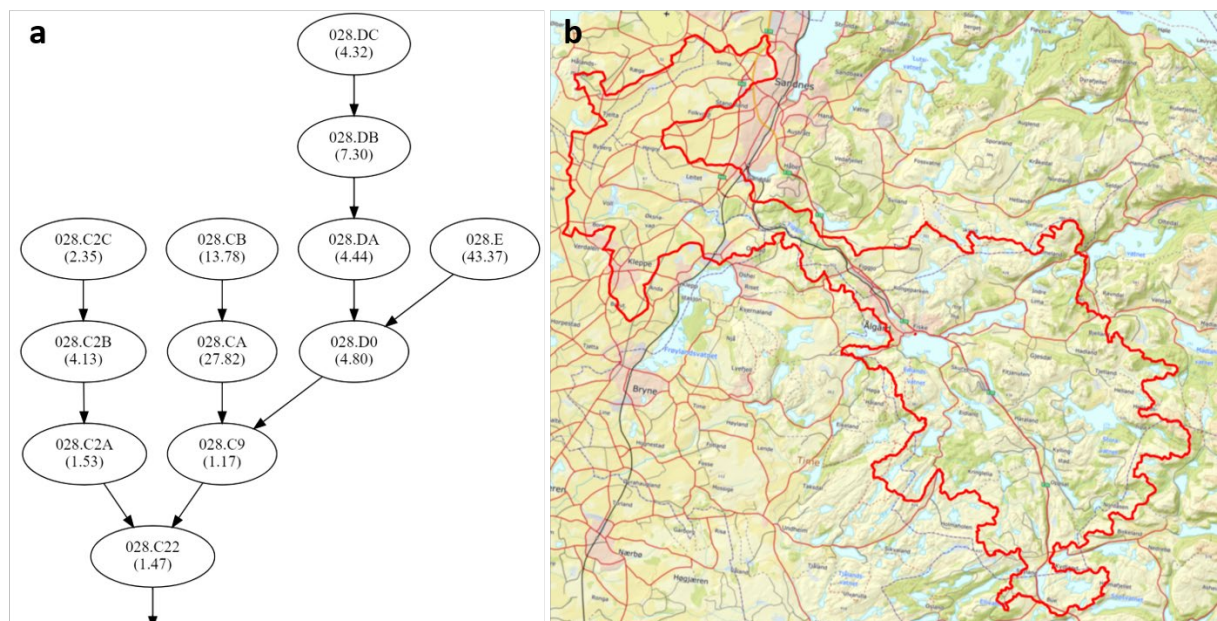
Dette gjenspeiler i liten grad realiteten siden nummereringen ikke reflekterer den dominerende strømningsretningen i kystnære områder. I stedet inkluderer TEOTIL3-funksjonen `assign_regine_hierarchy` et ekstra «nøkkelordargument», kalt `order_coastal`. Dette er satt med `True` som standard (for å matche oppførselen til den originale modellen), men ved å sette den

til `False` vil modellen tilordne hvert kystfelt direkte til det overordnede vassdragsområde, som er en mer hensiktsmessig løsning i de fleste tilfeller.



Figur 1. Kystreginefelt i vassdragsområdet 020.

Utdata fra `assign_regime_hierarchy` er en «tilgrensningsmatrise» som beskriver regine-nedbørfelthierarkiet. `vis`-modulen til TEOTIL3 inkluderer tilleggsfunksjoner som visualiserer dette nettverket på en intuitiv måte. *Figur 2* viser to eksempler fra vassdragsområde 028: et nettverksdiagram (a), og et nedbørfeltkart (b). Begge funksjonene inkluderer «nøkkelordargumenter» for å kontrollere om nedbørsfeltene skal spores oppstrøms eller nedstrøms fra det spesifiserte startfeltet.



Figur 2. Eksempelutdata fra (a) `vis.plot_network` og (b) `vis.plot_catchment`.

4.2.3. Ytterligere detaljer

[Notisbok 2.2](#) presenterer den nye algoritmen i detalj, inkludert sammenligning med hierarkiet brukt i den originale TEOTIL-modellen. [Issue #11](#) dokumenterer kjente grensetilfeller og begrensninger i både de gamle og nye algoritmene samt beskriver tilleggsalternativer tilgjengelig i TEOTIL3 for å minimere effektene deres. Den nye algoritmen anses å representere en betydelig forbedring sammenlignet med den forrige versjonen.

[Tutorial 2](#) gir en opplæring i hvordan man utforsker det oppdaterte regine-datasettet ved hjelp av TEOTIL3 – spesielt ved å bruke funksjonene i `vis`-modulen for å visualisere nedbørfelthierarkiet.

Innenfor kildekoden er følgende funksjoner relevante for denne oppgaven:

- [io.assign_regine_hierarchy](#)
- [vis.plot_network](#)
- [vis.plot_catchment](#)

4.3 Oppgave 2.4: Beregne oppholdstider

4.3.1. Oppgavebeskrivelse

NVEs innsjødybde database skal brukes til å utvikle en statistisk modell som beregner innsjøvolum. Standardtilnærmingen vil bruke en regresjon av gjennomsnittlig vann dybde mot innsjøarealet (som i den opprinnelige TEOTIL modellen). Ytterligere kovarierte parametere, slik som gjennomsnittlig helning og høyde, vil også bli utforsket for om mulig å lage en mer robust statistisk modell. Den tilpassede regresjonen vil bli brukt til å estimere innsjøvolum og dermed oppholdstid i innsjøer langs elvestrengen i hvert reginefelt. En Jupyter-notisbok som dokumenterer det statistiske grunnlaget vil bli lagt til TEOTIL3s dokumentasjon.

4.3.2. Oppgavegjennomføring

4.3.2.1. Innsjøvolumer

For å beregne retensjon av næringsstoffer trenger TEOTIL3 data på vannvolum og estimerer av oppholdstid for alle betydelige innsjøer i elvestrengen. Den opprinnelige og nye versjonen av modellen vurderer innsjøer med et overflateareal større enn 0,025 km² som betydelige. Av de 264 000 innsjøene i 2022-versjonen av NVEs innsjødatabase har rundt 55 000 et større overflateareal enn dette. Av disse har 393 gjennomsnittlig dybde- og volumanslag basert på målte batymetriske data i NVEs innsjødybde database. Dette dybde datasettet kan derfor brukes til å utvikle og teste statistiske modeller for å forutsi volumer for alle de 55 000 betydelige innsjøene.

Den opprinnelige TEOTIL-modellen estimerte innsjøvolum (V) i Mm³ (10⁶ m³) fra overflateareal (A) i km² ved å bruke ligningen

$$V = 1,8A^2 + 13A \quad (1)$$

En test av denne modellen opp mot innsjødybde-datasettet gir en justert R^2 på 74% med et standardavvik på prediksjonsfeilene (avviket mellom beregnet og målt verdi eller «root mean square error», RMSE) på 3464 Mm³. Regresjonsmodellen er imidlertid ikke gyldig fordi prediksjonsfeilene (residualene) har for stor forskjell i spredning (sterkt heteroskedastiske). Det er derfor nødvendig å prøve en annen tilnærming. Tre alternative modeller ble vurdert, hver bygget på den foregående

1. «Self-affine» overflater.
2. «Self-affine» overflater med innsjøform (sideforhold).
3. «Self-affine» overflater med sideforhold og terrengegenskaper.

Self-affine overflater har sin opprinnelse i fraktalgeometri og det er gode teoretiske grunner til å betrakte landskap som «self-affine». Dette innebærer at volumet av en fordypning vil være proporsjonal med overflatearealet av depresjonen opphevet i en eksponent (f.eks. Delaney et al., 2022; Milanese et al., 2019)

$$V = \beta_0 A^{\beta_1} \quad (2)$$

I denne sammenheng er parameteren β_1 relatert til Hurst-koeffisienten (H) som beskriver skaleringsforholdet mellom de vertikale og horisontale dimensjonene. Basert på denne teorien foreslo Cael et al. (2017) ligningen

$$V \propto A^{(1+H/2)} \quad (3)$$

For romlige skalaer som er relevante for innsjøer forventer Cael et al. at $H \approx 0,4 \pm 0,1$, det vil si at β_1 i ligning [2] skal være rundt 1,2.

Som med den metoden brukt i den forrige versjonen av TEOTIL-modellen (ligning [1]), krever «self-affine» tilnærmingen bare data for overflateareal og involverer to tilpassede parametere. Denne metoden har imidlertid et bedre fysisk grunnlag og gir en gyldig statistisk modell med en korrelasjon mellom simulert og målt dybde som har en justert R^2 på 90%² og en RMSE på 990 Mm³. Dette er en betydelig forbedring sammenlignet med den opprinnelige tilnærmingen. Videre er den tilpassede verdien av β_1 1,38, som er rimelig nær den teoretiske verdien på 1,2 fra Cael et al. (2017).

Deretter ble «self-affine»-tilnærmingen utvidet ved å legge til effekten av formen på innsjøen avledet fra innsjøarealet. Begrunnelsen for dette er en hypotese om at sideforhold (definert som forholdet mellom innsjølengde og bredde) kan være en nyttig indikator for gjennomsnittlig innsjødybde. Dette er basert på at for en gitt helning bør bredere innsjøer være dypere. På den annen side, i landskap som er sterkt påvirket av breprosesser kan lange smale innsjøer være dypere enn brede fordi de opptar dypt innskårne tidligere elvedaler. Uansett, sideforhold kan være en signifikant forklaringsvariabel (prediktor) for dybden på innsjøer.

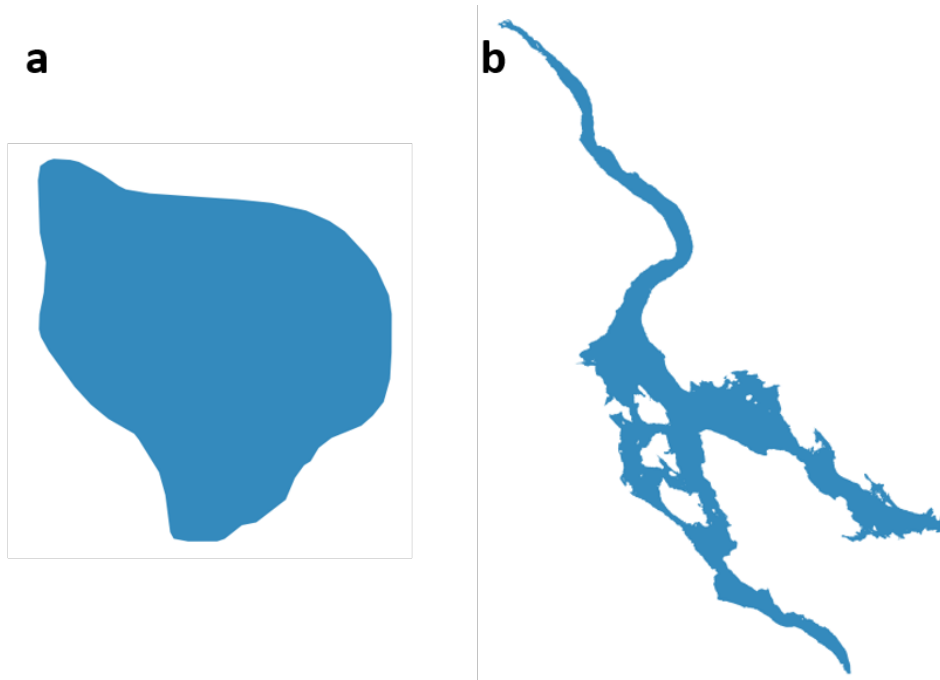
For vilkårlige former som innsjøer finnes det flere definisjoner av lengde og bredde, men en enkel og beregningseffektiv løsning er å modellere hver innsjø som et rektangel med samme omkrets og areal som den opprinnelige innsjøpolygonen. Dette gir en andregradsligning som kan løses til å gi

² Denne R^2 er ikke direkte sammenlignbar med R^2 for den opprinnelige metoden ettersom en modell er tilpasset loggerte data og en ikke. Imidlertid, er RMSE-verdiene direkte sammenlignbare.

$$w = \frac{P - \sqrt{P^2 - 16A}}{4} \quad (4)$$

$$l = \frac{P + \sqrt{P^2 - 16A}}{4} \quad (5)$$

Hvor l er lengde, w er bredde, P er omkrets og A er areal. Figur 3 viser innsjøene i dybde datasettet med laveste og høyeste sideforhold beregnet ved hjelp av denne metoden.



Figur 3. (a) Innsjøen med lavest sideforhold; (b) innsjøen med høyest sideforhold.

Ved å inkludere sideforhold som en ekstra prediktor i «self-affine»-modellen har korrelasjonen mellom simulerte og målte dybder en R^2 på 91% og en RMSE på 851 Mm³. Når det gjelder ytelse, representerer dette bare en liten økning i forklaringsverdien i forhold til «self-affine»-modellen alene. Imidlertid er sideforhold en svært signifikant prediktor ($p \approx 0$) og Akaike-informasjonskriteriet (AIC) for den kombinerte modellen er vesentlig lavere enn for «self-affine»-modellen i seg selv, noe som indikerer at det er verdt å inkludere sideforhold i modellen.

Til slutt ble den kombinerte «self-affine med sideforhold»-modellen utvidet til å inkludere terrengegenskaper i nærheten av innsjøene. Hypotesen er at topografien over vannet i området rundt en innsjø skal gjenspeile terrenget til innsjøbunnen (batymetrien). En åpenbar tilnærming er å bruke romlig analyse for å «buffre» hver innsjøpolygon med en viss avstand, b , for å lage en ring eller «smultring» rundt innsjøens yttergrenser. Terrengkarakteristikk innenfor denne bufferen kan deretter brukes til å estimere batymetriske egenskaper.

For bufringen bruker noen forfattere (f.eks. Sobek et al., 2011) en fast avstand for alle innsjøer, mens andre (f.eks. Heathcote et al., 2015) hevder at bufferavstanden bør være proporsjonal med innsjøstørrelsen, basert på en antakelse om at batymetrien til større innsjøer trolig er best representert av en tilsvarende stor del av landskapet rundt. For TEOTIL3 ble bufferavstanden valgt til å være 0,5 multiplisert med

innsjøbredden estimert ved bruk av ligning [4] (dvs. den kombinerte bufferbredden over begge sider er lik bredden av innsjøen).

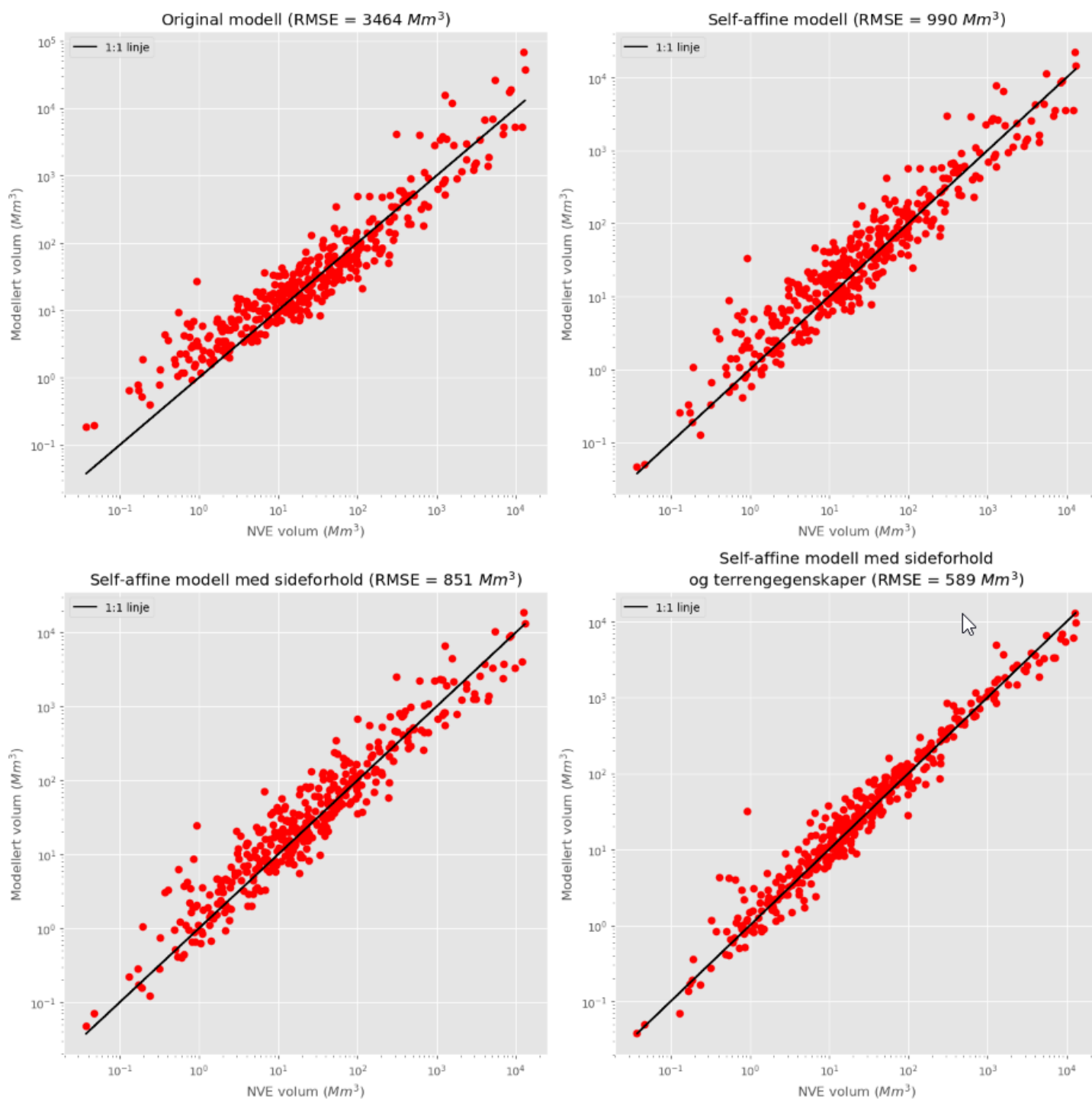
Egenskaper til terrenget innenfor bufferen for hver innsjø ble beregnet ved hjelp av «sonal statistikk» på topografisk kart med 10 m oppløsning (Digital Elevation Model, DEM) lastet ned fra hoydedata.no. Estimert statistikk inkluderer minimum, gjennomsnitt, maksimum, standardavvik, median og persentiler (25. og 75.) for både høyde (i meter) og helning (i grader). I tillegg ble gjennomsnittlig høydeendring (middeltopografien) i bufret sone beregnet som middelhøyde minus minimumshøyde (Heathcote et al., 2015). Begrunnelsen for dette er at middeltopografien i området rundt en innsjø kan være en god indikator for middeltopografien under overflaten (dvs. middeldybden).

«Best subsets»-regresjon basert på AIC ble brukt for å identifisere den beste kombinasjonen av terrengegenskaper. Den beste modellen inkluderte «self-affine» termen (A , i km²), sideforholdet (R , dimensjonsløs) og den gjennomsnittlige topografiske helningen innenfor bufferområdet (S , i grader). Ingen andre terrengegenskaper ble funnet å være nødvendige. Inkludert en korreksjon for skjevheter i tilbake-beregningen (tilbaketransformasjonsbias, α) blir den beste modellen

$$V = \alpha 10^{\beta_0} A^{\beta_1} R^{\beta_2} S^{\beta_3} \quad (6)$$

Hvor parameterne $\beta_0 \dots \beta_3$ har henholdsvis verdiene 0,20; 1,40; -0,17 og 0,98. For denne modellen, med $p \approx 0$ for alle prediktorer, er den justerte R^2 96% og RMSE er 589 Mm³.

Figur 4 viser beregningene fra hver modell mot NVE-målte volumer i innsjødybdebasen (merk log-aksene). Den opprinnelige modellen gir dårlig ytelse (i form av RMSE) og oppfyller ikke forutsetningene for regresjonen fordi residualene er heteroskedastiske. Den beste modellen er "self-affine med sideforhold og terrengegenskaper", som har en RMSE nesten seks ganger mindre enn den opprinnelige metoden. Denne modellen har blitt brukt til å estimere volumer for alle de 55 000 innsjøene i TEOTIL3-datasettet. I det endelige datasettet ble målte volumer fra dybdebasen brukt der de var tilgjengelig (393 innsjøer) og estimerte volumer ble brukt for resten.



Figur 4. Beregnede mot målte innsjøvolumer for fire modeller. Svarte streker viser 1:1-linjen. Legg merke til loggskalaen på alle akser.

4.3.2.2. Oppholdstider og hydrauliske belastninger for innsjøer

Oppholdstiden, τ_i eller «tau» (i år), for vann i innsjø i beregnes som

$$\tau_i = \frac{V_i}{\bar{q}_i} \quad (7)$$

Hvor V_i er innsjøvolumet (i m^3), beregnet som beskrevet ovenfor; og $\bar{q}_i$ er langsiktig gjennomsnittlig årlig vannføring fra innsjøen (i $\text{m}^3/\text{år}$). På tilsvarende måte beregnes hydraulisk belastning for innsjø i , H_i (i m), som

$$H_i = \frac{\bar{q}_i}{A_i} \quad (8)$$

Hvor A_i er innsjøarealet (i m^2). Oppholdstiden, τ , gir en indikasjon på tiden vannet bruker på å sirkulere i innsjøvolumet (et tredimensjonalt rom), mens den hydrauliske belastningen, H , gir en indikasjon på strømhastigheten gjennom en 2D-overflate, slik som innsjøens overflateareal eller grensesnitt mellom sediment og vann.

For å kunne kjøre TEOTIL3 modellen må en ha estimater for oppholdstiden og den hydrauliske belastningen for vannet i alle innsjøer langs hoved-elvestrengen innenfor hvert reginefelt. NVEs innsjødatabase inneholder ingen informasjon som beskriver verken posisjonen på elvestrengen eller middelvannføringen, men disse kan utledes ved hjelp av funksjoner lagt til TEOTIL3 som en del av Oppgavene 2.1 og 2.2 (avsnitt 4.1 og 4.2).

Regine-datasettet med oppdaterte avrenningsverdier for 1991 til 2020 (opprettet i Oppgave 2.1) ble trukket ut fra TEOTIL3-databasen og sendt til `assign_regine_hierarchy`-funksjonen fra Oppgave 2.2. Denne gir en representasjon av det hydrologiske nettverket i form av en Directed Acyclic Graph (DAG). TEOTIL3 ble deretter brukt til å akkumulere avrenning og nedbørfeltareal over nettverket, for på den måten å simulere (i) gjennomsnittlig årlig vannføring fra hvert reginefelt og (ii) det totale arealet oppstrøms for hvert reginefelt.

NVEs innsjødatabase inneholder beregninger av nedbørfeltarealet oppstrøms hver innsjø. Denne informasjonen kan brukes til å bestemme om en innsjø er en del av hoved-elvestrengen eller ikke: innsjøer med et oppstrøms-areal fra NVEs innsjødatabase som er større enn oppstrøms-arealet gitt for reginefeltet er lokalisert langs hovedstrengen, mens de med et oppstrøms-areal fra innsjødatabasen som er mindre enn oppstrøms-arealet for reginefeltet ligger langs sideelver. Denne tilnærmingen ble brukt til å identifisere rundt 34 000 «hovedstreng»-innsjøer (av totalt 55 000; avsnitt 4.3.2.1). For hver av disse innsjøene ble middelvannføring for 1991 til 2020 antatt å være lik middelvannføring fra utløpet av reginefeltet, estimert ved akkumulert avrenning over nedbørfelthierarkiet.

NVEs innsjødybdebase inneholder uavhengige målinger av oppholdstid for 332 innsjøer. *Figur 5* viser korrelasjonen av estimatene for oppholdstid fra TEOTIL3 opp mot de målte oppholdstidene fra NVE. Totalt sett er det en god korrelasjon mellom de to tilnærmingene (Pearsons og Spearmans korrelasjonskoeffisienter er begge rundt 0,9). I det endelige datasettet på 34 000 sjøer langs hovedstrengene, ble målte oppholdstider fra NVE brukt der tilgjengelig (332 innsjøer) og estimerte oppholdstider for resten.

4.3.3. Ytterligere detaljer

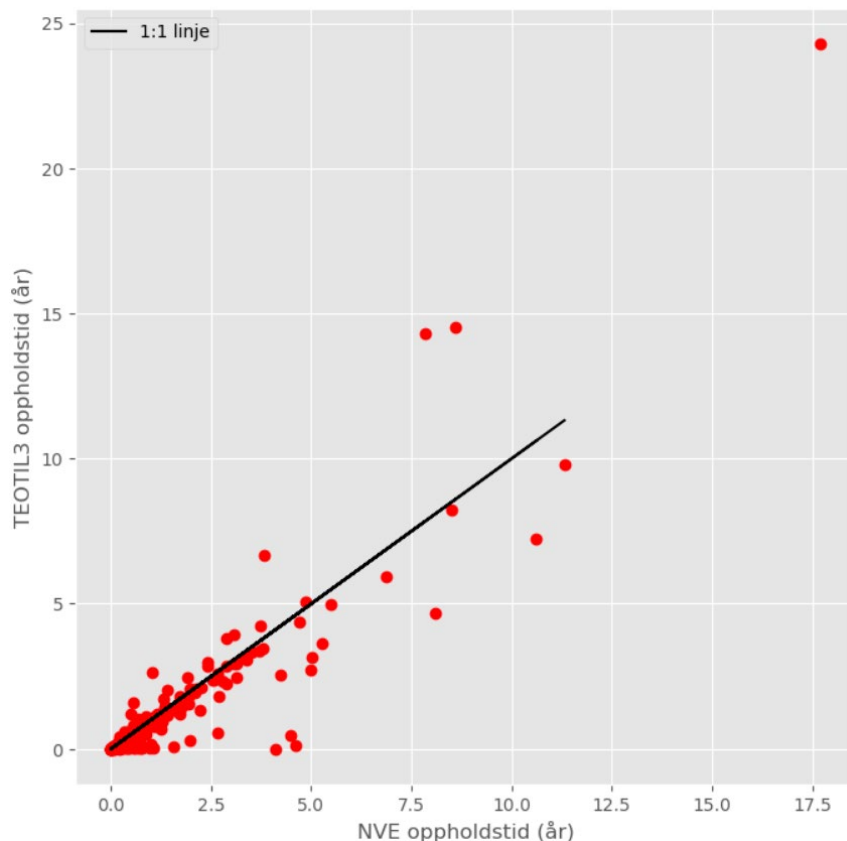
[Utviklingsnotatbøkene for Oppgave 2.4](#) gir alle detaljer om de romlige beregningene og statistiske metodene som er benyttet:

- [Notisbok 2.4a](#) anslår innsjøvolumer.

- [Notisbok 2.4b](#) estimerer langsiktig gjennomsnittlig vannføring for hver innsjø og beregner oppholdstider og hydrauliske belastninger.

Følgende datasett som er relevante for denne oppgaven er tilgjengelig på TEOTIL3-nettstedet:

- [lake_volume_characteristics_10m_dem.csv](#)
- [lake_volume_estimates_10m_dem.csv](#)
- [lake_residence_times_10m_dem.csv](#)



Figur 5. TEOTIL3 estimerte oppholdstider kontra NVE målte oppholdstider. Den svarte streken viser 1:1-linjen.

4.4 Oppgave 2.5: Estimere retensjonskoeffisienter

4.4.1. Oppgavebeskrivelse

Det vil bli satt sammen en database over innsjøer hvor både inn- og utløpstilførsler måles. Ved bruk av oppdaterte oppholdstider (Oppgave 2.4) vil retensjonen på skalaen til reginefelt estimeres ved å vurdere alle innsjøer langs hovedelvene i hvert nedbørfelt som seriekoblet. Retensjonskoeffisienter for alle parametere (DIN, TON, TDP, TPP, SS og TOC) vil være basert på Vollenweider (1975) konseptet, med parameterspesifikke koeffisienter som i utgangspunktet er hentet fra litteraturen og deretter tilpasset ved hjelp av observerte datasett.

For fraksjoner av N og P vil tilnærmingen som ble brukt i den opprinnelige TEOTIL-modellen for total N og P gi et utgangspunkt som ulike alternativer kan evalueres mot.

4.4.2. Oppgavegjennomføring

4.4.2.1. Modellering av retensjon og transmisjon

I følge Vollenweider (1975) er sammenhengen mellom innløps- og utløpskonsentrasjoner (C_{in} og C_{lake} , henholdsvis) for et ikke-flyktig stoff gitt av

$$C_{lake} = C_{in} \frac{1}{1 + \sigma\tau} \quad (9)$$

Der τ er vannets oppholdstid (i år) og σ er en førsteordens hastighetskonstant (år^{-1}) som representerer hastigheten på intern omsetning og tilbakeholdelse. Se [notisbok 2.5a](#) for en utledning av denne ligningen, samt Ahlgren et al. (1988) som gir en historisk oversikt. Brøken i ligning [9] kalles transmisjonsfaktoren, T , som er andelen av de innkommende næringsstoffene som går ut via innsjøens utløp.

$$T = \frac{1}{1 + \sigma\tau} \quad (10)$$

Andelen av næringsstoffer som holdes tilbake i innsjøen er retensjonsfaktoren, R .

$$R = 1 - T = \frac{\sigma}{\sigma + 1/\tau} \quad (11)$$

I praksis er omsetningshastigheten (σ) ikke konstant og faktorene som kontrollerer denne variasjonen er ikke godt forstått. En sentral utfordring ved modellering av transmisjon og retensjon er derfor å finne en passende representasjon for σ i ligningen [10], basert på kunnskap om prosesser som fjerner stoffet fra innsjøen.

For næringsstoffer som P og TOC kan partikkelfraksjonen være betydelig og permanente tap kan skje direkte fra vannsøylen (f.eks. på grunn av respirasjon/oksidasjon av organisk materiale). For disse parameterne er det derfor vanlig å modellere σ som funksjon av oppholdstiden, τ , fordi dette gir en indikasjon på hvor lang tid næringsstoffer bruker på å sirkulere i selve innsjøen. I de første artiklene til Vollenweider der fokus var på fosfor, ble en rimelig prediktor for σ funnet å være en sammenheng med τ

$$\sigma = \frac{1}{\tau^{0,5}} \quad (12)$$

Mange nyere studier med fokus på P generaliserer denne tilnærmingen og velger å modellere σ som $k\tau^m$ hvor k og m er tilpassede parametere. Ved å erstatte σ i ligning [10] med dette uttrykket gir

$$T = \frac{1}{1 + k\tau^{1+m}} \quad (13)$$

For N er hovedprosessen for permanent fjerning denitrifikasjon, som typisk krever anoksiske forhold. Anoksiske vann er sjeldne i de fleste norske innsjøer, så denitrifisering skjer vanligvis i sedimenter på innsjøbunnen. Av denne grunn er det ved modellering av N mer relevant å vurdere tiden vannet er i kontakt

med bunnsedimenter, i stedet for tiden som brukes på å sirkulere i vannsøylen. En vanlig tilnærming for N er å anta

$$\sigma = \frac{s}{\bar{z}} \quad (14)$$

der $\bar{z}$ er gjennomsnittsdypden til innsjøen og s kan tolkes som en «setningshastighet» med enheter på $\text{m} \cdot \text{år}^{-1}$. Ved å kombinere dette med ligningene [7] og [8] gir et alternativt uttrykk for transmisjonsfaktoren basert på hydraulisk belastning i stedet for oppholdstid.

$$T = \frac{1}{1 + s/H} \quad (15)$$

Denne versjonen av ligningen fungerer vanligvis bedre for N , fordi denitrifikasjonstap primært styres av reaksjoner over en 2D-overflate, og den romlige skalaen/dimensjonaliteten til denne overflaten er bedre representert av H enn τ (se avsnitt 4.3.2.2).

Oppsummert, gitt målte data for T , τ og H , ønsker vi vanligvis enten å:

1. Bruke ligning [10] og estimer σ direkte, eller
2. Modellere σ som funksjon av enten τ eller H (ligninger [13] eller [15]). Ligning [13] er best egnet for P og TOC , mens [15] er mer passende for N .

4.4.2.2. Underfraksjoner av N og P

I prinsippet er det rimelig å benytte Vollenweider-lignende tilnærminger for å modellere alle vannkvalitetsparametere av interesse i TEOTIL3. Det er imidlertid noen tilleggskriterier å ta hensyn til for N - og P -fraksjoner fordi vi også krever at summen av fraksjonene må være lik totalen (dvs. $\text{TOTN} = \text{DIN} + \text{TON}$ og $\text{TOTP} = \text{TPP} + \text{TDP}$). Generelt sett tar vi for oss massen til en "total" parameter, M_{tot} , som er summen av to fraksjoner, M_{sub1} og M_{sub2} . Ved innløpet til innsjøen

$$M_{tot} = M_{sub1} + M_{sub2} \quad (16)$$

og ved utløpet av innsjøen

$$T_{tot} M_{tot} = T_{sub1} M_{sub1} + T_{sub2} M_{sub2} \quad (17)$$

hvor T er transmisjonsfaktoren for hver parameter. Å dele på M_{tot} gir

$$T_{tot} = T_{sub1} \frac{M_{sub1}}{M_{tot}} + T_{sub2} \frac{M_{sub2}}{M_{tot}} \quad (18)$$

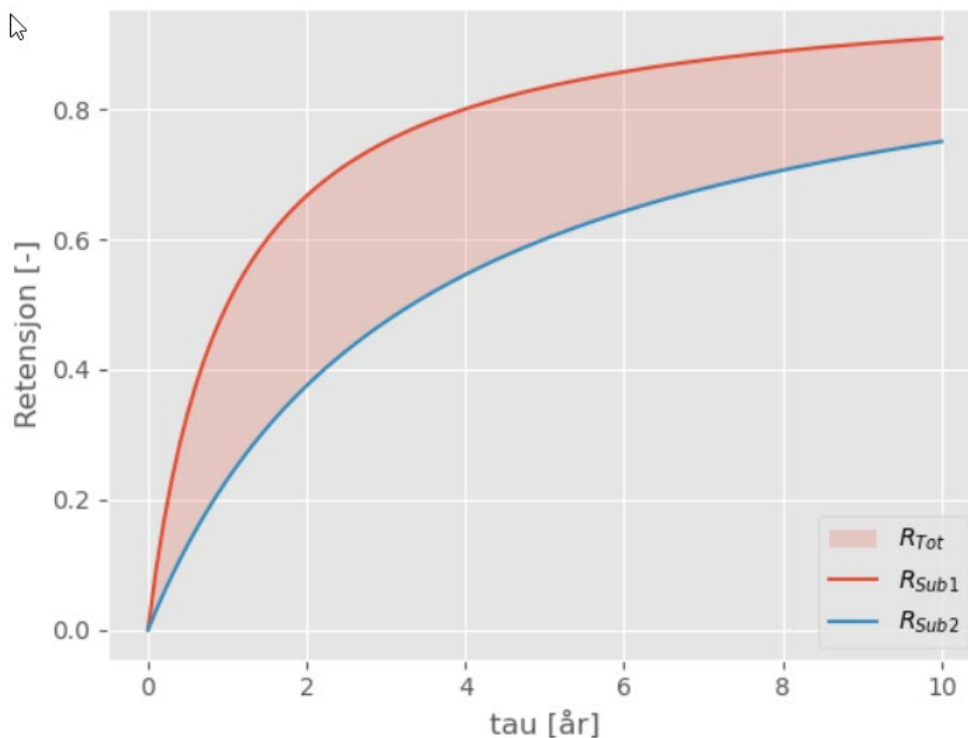
og omskrive andelen av underfraksjon 1 som utgjør M_{tot} som α gir

$$T_{tot} = \alpha T_{sub1} + (1 - \alpha) T_{sub2} \quad (19)$$

Med andre ord, prinsippet om **bevaring av masse** krever at transmisjonsfaktoren for den «totale» parameteren er en vektet sum av transmisjonsfaktorene til de to fraksjonene, der vektene er lik proporsjonene til hver fraksjon i innsjøen. Hvis Vollenweider-lignende tilnærminger brukes til å modellere

transmisjon og retensjon, er transmisjonsfaktorene (T) faktisk funksjoner av τ . Likevel, er prinsippet den samme: funksjonen $T_{tot}(\tau)$ er en vektet sum av funksjonene for de to fraksjonene (og det samme gjelder for retensjonsfunksjonen, $R_{tot}(\tau)$).

Betydningen av kriteriet om bevaring av masse er lettest å forklare visuelt. *Figur 6* viser generiske data, der fraksjon 1 holdes tilbake mer enn fraksjon 2. Området som er skyggelagt indikerer spennet av mulige verdier for retensjon av den «totale»-parameteren. For en hvilken som helst spesifikk verdi av τ bestemmes den nøyaktige verdien for R_{tot} (dvs. punktet innenfor den skraverte sonen) av de relative proporsjonene av M_{sub1} og M_{sub2} : hvis «totalen» for det meste består av fraksjon 1, vil den totale retensjonen være lik kurve for R_{sub1} ; hvis «totalen» er sammensatt av like proporsjoner av fraksjonene 1 og 2, vil kurven for R_{tot} ligge midt mellom kurvene for fraksjonene osv.



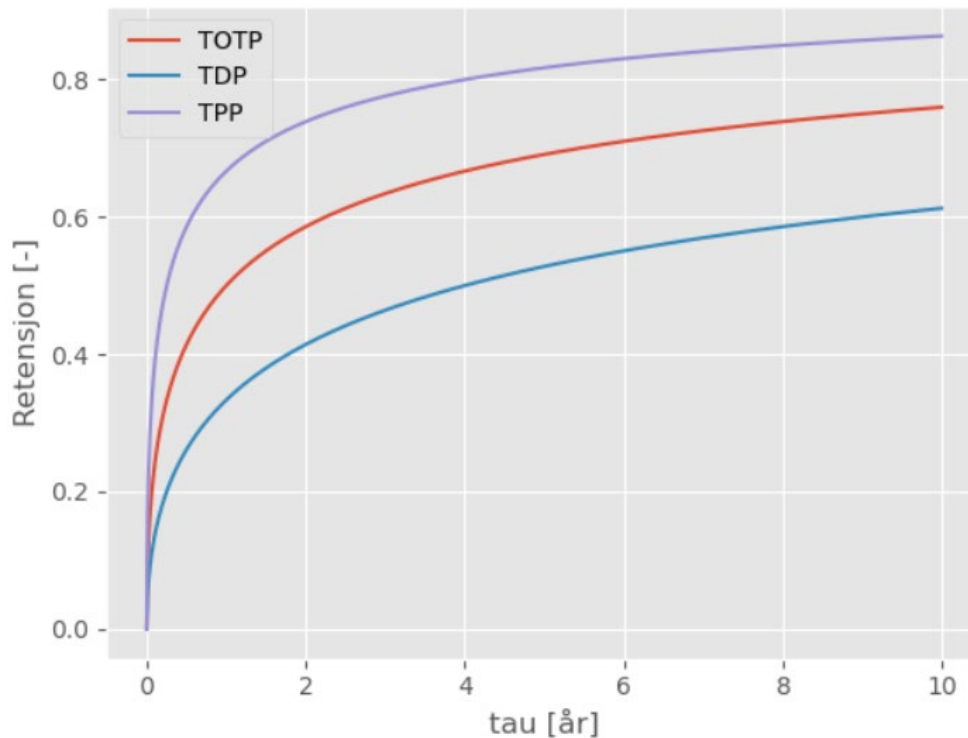
Figur 6. Hypotetiske retensjonskurver for en «total» parameter som er summen av to fraksjoner.

4.4.2.3. Retensjon og transmisjon av P

I en oversiktsartikkel av Brett og Benjamin (2008) evalueres flere metoder for modellering av transmisjon av TOTP. De fant at det beste var en «klassisk» Vollenweider-tilnærming i form av ligning [13] med $k = 1$ og $m = -0,5$. Dette er måten TOTP håndteres på i den originale TEOTIL-modellen.

For fraksjoner av P er litteraturen om TDP og TPP sparsom, men datasettet til Donald et al. (2015) gir et utgangspunkt. For TDP gir en modell i form av ligning [13] med $k = 0,5$ og $m = -0,5$ en rimelig tilpasning til dataene. Dessverre er dataene for TPP så usikre at de er ubrukelige, og det er lite informasjon tilgjengelig for TPP i litteraturen. Siden en stor andel av TPP er bundet til sedimenter, som fjernes raskt fra systemet når strømningshastigheten er lav, forventes retensjonen av TPP å være høy i innsjøer. Dette bekreftes av dataene for TOTP og TDP fra Donald et al. (2015), som viser at retensjon av TDP typisk er lavere enn for TOTP (og derfor må retensjon av TPP være høyere for å bevare massen; avsnitt 4.4.2.2).

Som en pragmatisk løsning modellerer TEOTIL3 TPP ved å bruke ligning [13] med $m = -0,5$ og k valgt slik at retensjonskurven for TOTP ligger omtrent midt mellom kurvene for TDP og TPP. Dette oppnås ved å sette $k = 2$ (Figur 7). Disse verdiene er ytterligere foredlet ved bruk av norske data under modellkalibrering (avsnitt 4.11.2.2).



Figur 7. Idealiserte retensjonskurver for P-fraksjoner. Merk at kurven for TOTP er her kun ment som illustrasjon: i modellen estimeres retensjonen av TOTP som en veid sum av underfraksjonene (avsnitt 4.4.2.2).

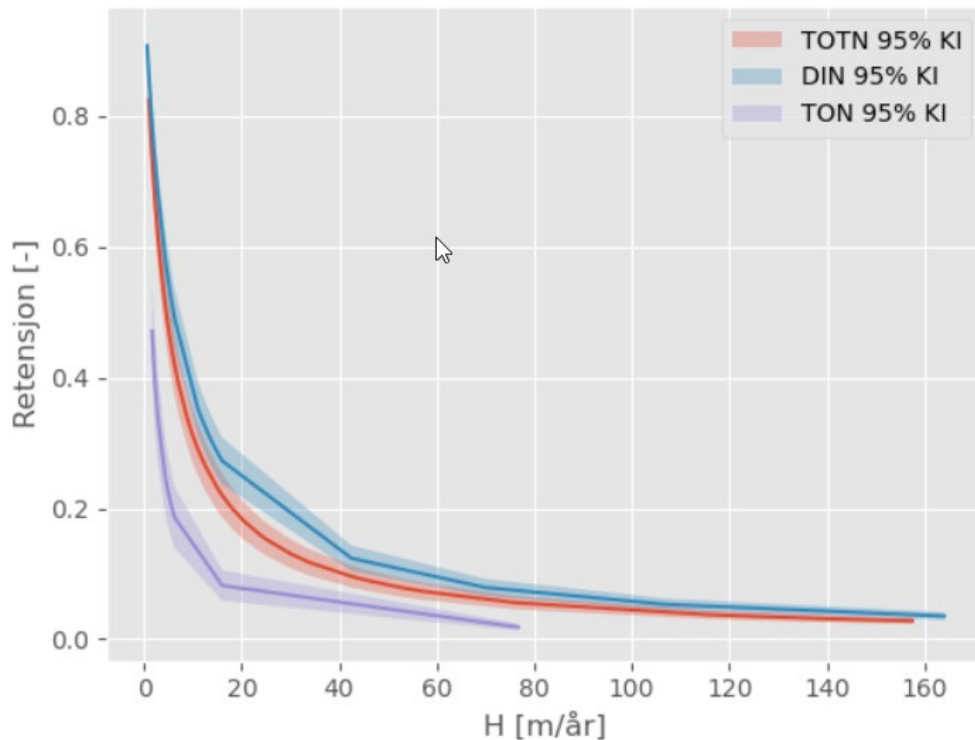
4.4.2.4. Retensjon og transmisjon av N

Den opprinnelige TEOTIL-modellen antok at retensjonen (R) av TOTN (R_{TOTN}) er tilnærmet lik $0,2R_{TOTP}$ med en justering for trofisk status, basert på arbeidet til Holtan (1991). Denne studien tar imidlertid kun for seg et lite antall innsjøer i sørøst Norge og forholdet mellom retensjonen av TOTN og TOTP er ikke stabilt selv for disse. Den opprinnelige tilnærmingen innebærer også at retensjon av TOTN alltid er lav, noe som ikke er realistisk.

TEOTIL3 bruker i stedet datasettet fra Steingruber (2020), filtrert for å fokusere kun på de primært boreale innsjøer fra Norge, Sverige, Finland og Canada. Basert på disse dataene finner vi at de beste modellene bruker det hydrauliske belastningsprinsippet (ligning [15]), som forventet fra teorien. De estimerte setningshastigheter, s , for TON, TOTN og DIN er henholdsvis 1,4, 4,5 og 6 m.år⁻¹. Disse verdiene er i samsvar med prinsippet om bevaring av masse (dvs. $s_{TON} < s_{TOTN} < s_{DIN}$) og verdien for TOTN stemmer godt med medianen på 4,6 m.år⁻¹ estimert av Harrison et al. (2009) ved bruk av globale datasett. Videre passer de statistiske modellene dataene godt for DIN ($R^2 = 0.91$; $n = 28$) og TON ($R^2 = 0.74$; $n = 12$), og er tilstrekkelige for TOTN ($R^2 = 0.41$; $n = 82$).

Figur 8 viser de tilpassede retensjonskurvene for N sammen med deres 95% konfidensintervaller (KI). Kurvene er godt definert og linjen for TOTN ligger mellom kurvene for TON og DIN for alle verdiene av den

hydrauliske belastning, H , noe som er betryggende. Basert på disse kurvene virker det rimelig å bruke de best tilpassende Vollenweider-parameterne for DIN og TON, og så la retensjonskurven til TOTN ligge mellom disse to kurvene (som i Figur 11).



Figur 8. Retensjonskurver for N basert på data fra Steingruber (2020) for innsjøer i Fennoskandia og Canada. H , hydraulisk belastning; KI , konfidensintervall.

For de fleste norske innsjøer betyr høye hydrauliske belastninger at TEOTIL3s estimer av TOTN-retensjon vanligvis er lave og stort sett lik de som brukes i TEOTIL2. For eksempel for Mjøsa anslår den nye modellen at TOTN-retensjon er 19%, mot 13% i TEOTIL2. Basert på en vurdering av tilgjengelige overvåkingsdata virker estimatet fra den nye modellen mer pålitelig – se avsnitt 4.11.2.3 for en mer detaljert vurdering av Mjøsa.

Retensjonsestimater for TOTN er også lik for de andre store Østlandsinnsjøene som opprinnelig ble vurdert av Holtan (1991): for Storsjøen er TOTN-retensjonen 17% i TEOTIL3 og 14% i TEOTIL2; for Tyrifjorden er det 13% i TEOTIL3 og 12% i TEOTIL2; og for Øyeren er det 2% i begge modellene. Imidlertid er det noen innsjøer hvor TOTN-retensjon i den nye modellen er vesentlig høyere enn i TEOTIL2. Det mest ekstreme eksemplet er Femunden, som er en stor innsjø med lav hydraulisk belastning ($3,8 \text{ m}\cdot\text{år}^{-1}$). Her estimerer TEOTIL3 TOTN-retensjon på 52%, sammenlignet med 15% i TEOTIL2.

Datasettet til Steingruber (2020) viser tydelig at TOTN-retensjon kan overstige 50% for noen skandinaviske innsjøer som ikke kunne representeres i den gamle modellen. Forskjellene i TOTN-retensjon mellom TEOTIL2 og TEOTIL3 er kun store for en liten andel av innsjøer med lav hydraulisk belastning, men i disse tilfellene anses metoden som brukes av den nye modellen som mer robust enn den i TEOTIL2. Se avsnitt 4.4.2.8 for en mer detaljert sammenligning av retensjonsestimater på regine-nivå.

4.4.2.5. Retensjon og transmisjon av SS

I litteraturen om suspenderte faste stoffer (SS) blir retensjon vanligvis referert til som effektiviteten til sedimentasjonsfeller. Det er mange referanser om dette temaet – mest i ingeniørtidsskrifter med søkelys på reservoarsilting (oppbygging av sediment bak demninger) og sedimentering. Sedimentasjon og resuspensjon er de to dominerende antagonistiske prosessene som kontrollerer retensjonshastigheten av sedimenter. Siden disse primært er fysiske prosesser (snarere enn biologiske eller kjemiske) oppfører de seg likt over et bredt spekter av innsjøtyper og lokasjoner (klima osv.), noe som gjør det mulig å inkludere et bredere utvalg av datasett i gjennomgangen for TEOTIL3 enn det som var tilfelle for N, P og TOC.

Den klassiske tilnærmingen for modellering transmisjon av SS i innsjøer og reservoarer ble foreslått av Brune (1953). Denne modellen er av formen

$$T_{SS} = \frac{0,05\alpha}{\tau^{0,5}} \quad (20)$$

Hvor T_{SS} er transmisjonsfaktoren for SS, τ er innsjøens oppholdstid (i år) og α er en tilpasset parameter. Mange nyere studier bruker fortsatt denne ligningen. Imidlertid har denne modellen et problem ved at når oppholdstiden (τ) går mot 0, så vil T_{SS} gå mot uendelig. Det innebærer at denne ligningen vil forutsi transmisjonsfaktorer $T_{SS} > 1$ for innsjøer med kort oppholdstid (små verdier av τ). For å unngå dette problemet henviser Heinemarm (1981) til et alternativ formulert ved

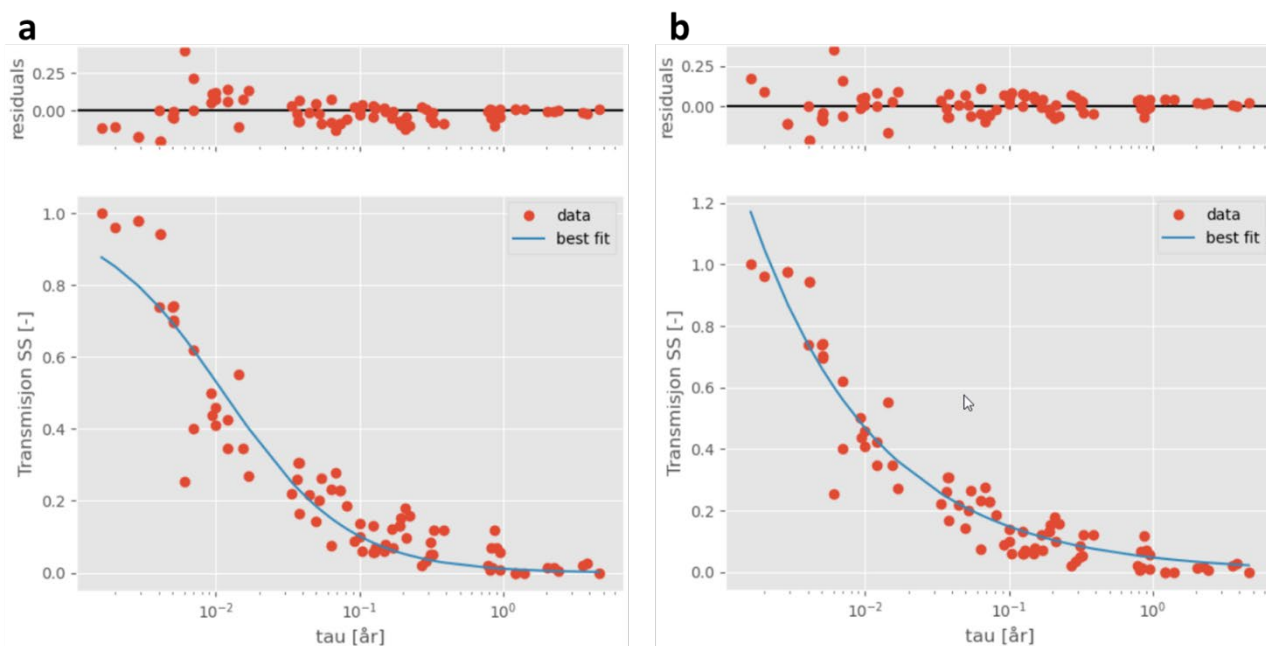
$$R_{SS} = \frac{\tau}{0,012 + 1,02\tau} \quad (21)$$

Hvor R_{SS} er retensjonsfaktoren for SS. Ved å tilnærme 1,02 til 1 kan ligning [21] omorganiseres til den "klassiske" Vollenweider-formen

$$T_{SS} = \frac{1}{1 + \sigma\tau} \quad (22)$$

Hvor $\sigma = \frac{1}{0,012} \approx 83$. Som forventet, henspiller dette på at SS fjernes svært raskt i innsjøsystemer.

En artikkel av Brune (1953) inneholder retensjonsdata for SS fra 40 store reservoarer og en artikkel av Heinemarm (1981) oppgir retensjonsdata for SS fra 20 mindre reservoarer. Vi har også lyktes i å finne en nyere artikkel fra Tan et al. (2019), som inkluderer SS retensjonsdata for ytterligere 20 reservoarer langs Yangtze-elven i Kina. Det kombinerte datasettet omfatter derfor data for 80 reservoarer lokalisert i USA og Kina. Figur 9 viser Vollenweider- og Brune-modeller tilpasset dette datasettet. Vollenweider-modellen har en R^2 på 90% og $\sigma \approx 90$, som er veldig lik den beste modellen foreslått av Heinemarm (1981). Brune-modellen har lavere AIC enn Vollenweider-modellen og R^2 som i tillegg er litt høyere (92%). Imidlertid vil Brune-modellen estimere transmisjonsverdier over 1 for verdier på $\tau < (0,05\alpha)^2$, som tilsvarer oppholdstider på omtrent 0,002 år (dvs. mindre enn en dag), for den best tilpassende modellen. Rundt 20% av innsjøene i det norske datasettet har kortere oppholdstid enn dette, så Brune-modellen vil i mange tilfelle ha behov for en manuell justering for å kunne brukes i TEOTIL3. Imidlertid begrenser det fysiske grunnlaget til Vollenweider transmisjonsfaktorer til maksimalt 1. I TEOTIL3 er Vollenweider-tilnærmingen valgt for SS siden ytelsen er akseptabel, metoden har et bedre fysisk grunnlag enn Brune, og den er også mer kompatibel med måten andre parametere håndteres på i modellen.

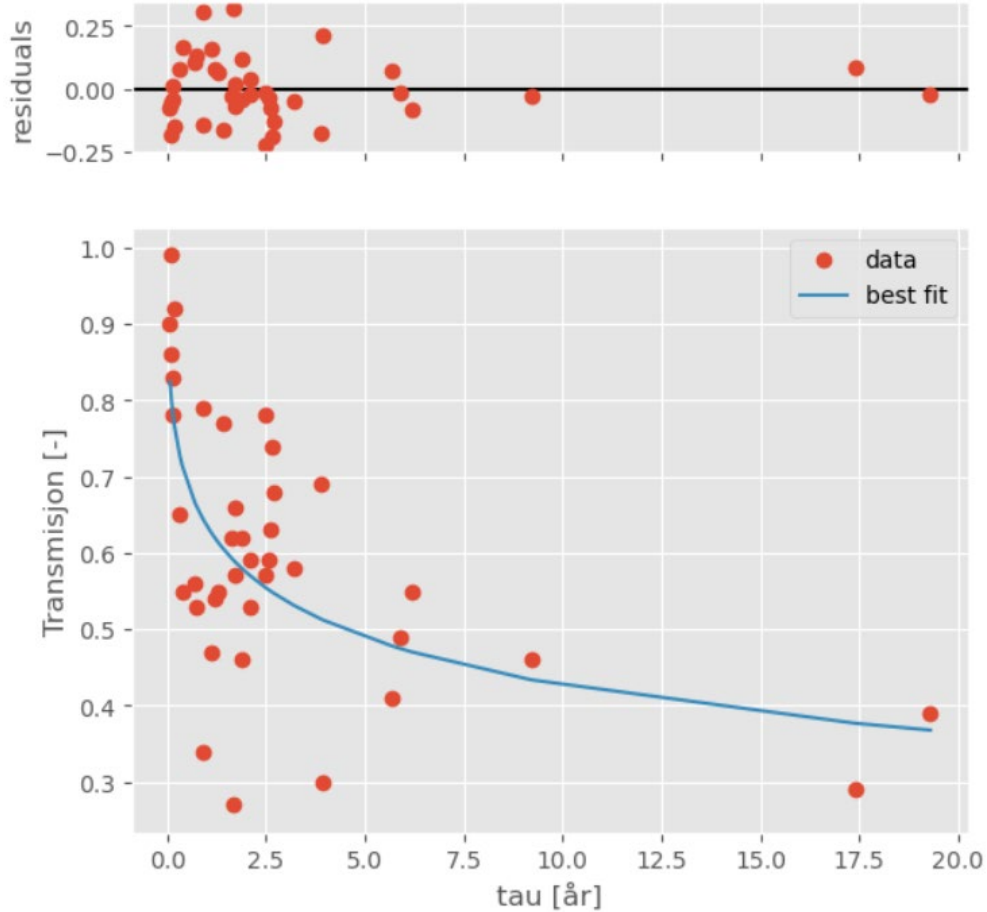


Figur 9. Vollenweider- og Brune-modeller for transmisjon av SS på tilpassede datasettet: (a) Vollenweider (1975); (b) Brune (1953).

4.4.2.6. Retensjon og transmisjon av TOC

Det er bred enighet i litteraturen om at vannets oppholdstid, spesielt i innsjøer, er en dominerende faktor som kontrollerer fjerning av organisk materiale ved fotooksidasjon og biologisk nedbrytning av TOC. Det er imidlertid svært få studier som bruker Vollenweider-tilnærminger for modellering av TOC-retensjon. Evans et al. (2017) studerte budsjetter for løst organisk karbon (DOC) i rundt 40 innsjøer i Fennoskandia og Canada. Dette datasettet har blitt brukt til å utlede en Vollenweider-type-relasjon for organisk materiale i TEOTIL3, under forutsetningen at partikulært organisk C (POC = TOC – DOC) utgjør kun en ubetydelig andel av TOC i norske innsjøer (Hindar et al., 2020). Dette innebærer at parameterne for DOC-retensjon kan brukes til å beregne TOC-retensjon.

Den best tilpassende Vollenweider-modellen for TOC er vist i *Figur 10* og har form av ligning [13] med $k = 0,6$ og $m = -0,6$. Dataene har mye støy, men modellen er likevel signifikant og har en justert R^2 på 45 %.



Figur 10. Transmisjonskurve for DOC ($\approx$ TOC) basert på Fennoskandiske og Kanadiske innsjødata fra Evans et al. (2017).

4.4.2.7. Oppsummering for innsjøretensjon

TEOTIL3 simulerer retensjon og transmisjon av næringsstoffene (N, P, C og SS) på innsjønivå ved å bruke Vollenweider-prinsippet. Basert på en litteraturgjennomgang og statistiske analyser av tilgjengelige datasett er relasjonene nedenfor valgt som utgangspunkt. Merk at disse ligningene har blitt ytterligere justert under modellkalibrering for bedre å matche norske datasett (se avsnitt 4.11.2.2).

- Transmisjon av TDP er modellert som

$$T_{TDP} = \frac{1}{1 + 0,5\tau^{0,5}} \quad (23)$$

- Transmisjon av TPP er modellert som

$$T_{TPP} = \frac{1}{1 + 2\tau^{0,5}} \quad (24)$$

- For å sikre kriteriet om bevaring av masse, modelleres transmisjon av TOTP som en vektet sum av ligninger [23] og [24]. Disse funksjonene er konstruert slik at typisk transmisjon for TOTP stort sett vil følge det veletablerte forholdet

$$T_{TOTP} = \frac{1}{1 + \tau^{0,5}} \quad (25)$$

- Transmisjon av DIN er modellert som

$$T_{DIN} = \frac{1}{1 + 6.0/H} \quad (26)$$

- Transmisjon av TON er modellert som

$$T_{TON} = \frac{1}{1 + 1.4/H} \quad (27)$$

- For å sikre kriteriet om bevaring av masse, modelleres transmisjon av TOTN som en vektet sum av ligninger [26] og [27]. Disse funksjonene er konstruert slik at typisk retensjon for TOTN stort sett vil følge forholdet

$$T_{TOTN} = \frac{1}{1 + 4.5/H} \quad (28)$$

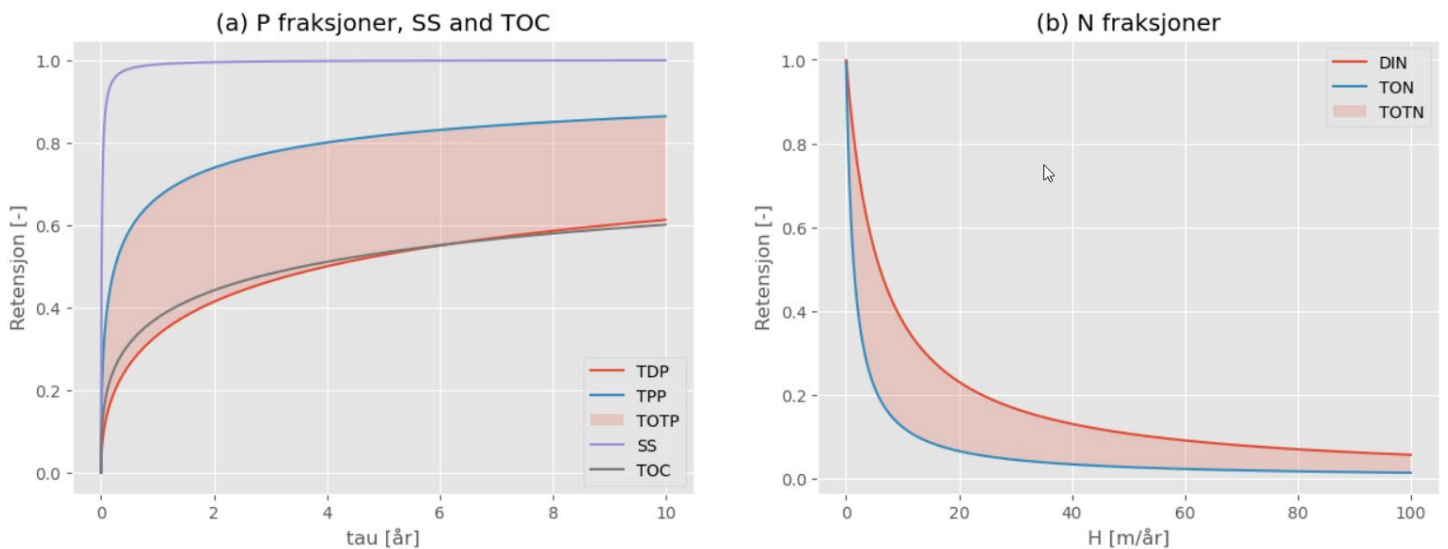
- Transmisjon av SS er modellert som

$$T_{SS} = \frac{1}{1 + 90\tau} \quad (29)$$

- Transmisjon av TOC er modellert som

$$T_{TOC} = \frac{1}{1 + 0.6\tau^{0.4}} \quad (30)$$

Disse kurvene, uttrykt i form av retensjon i stedet for transmisjon, er illustrert i Figur 11.



Figur 11. TEOTIL3 retensjonskurver for innsjøer: (a) P-fraksjoner, SS og TOC som en funksjon av oppholdstid, τ ; (b) N-fraksjoner som en funksjon av hydraulisk belastning, H .

4.4.2.8. Retensjon på regine-nivå

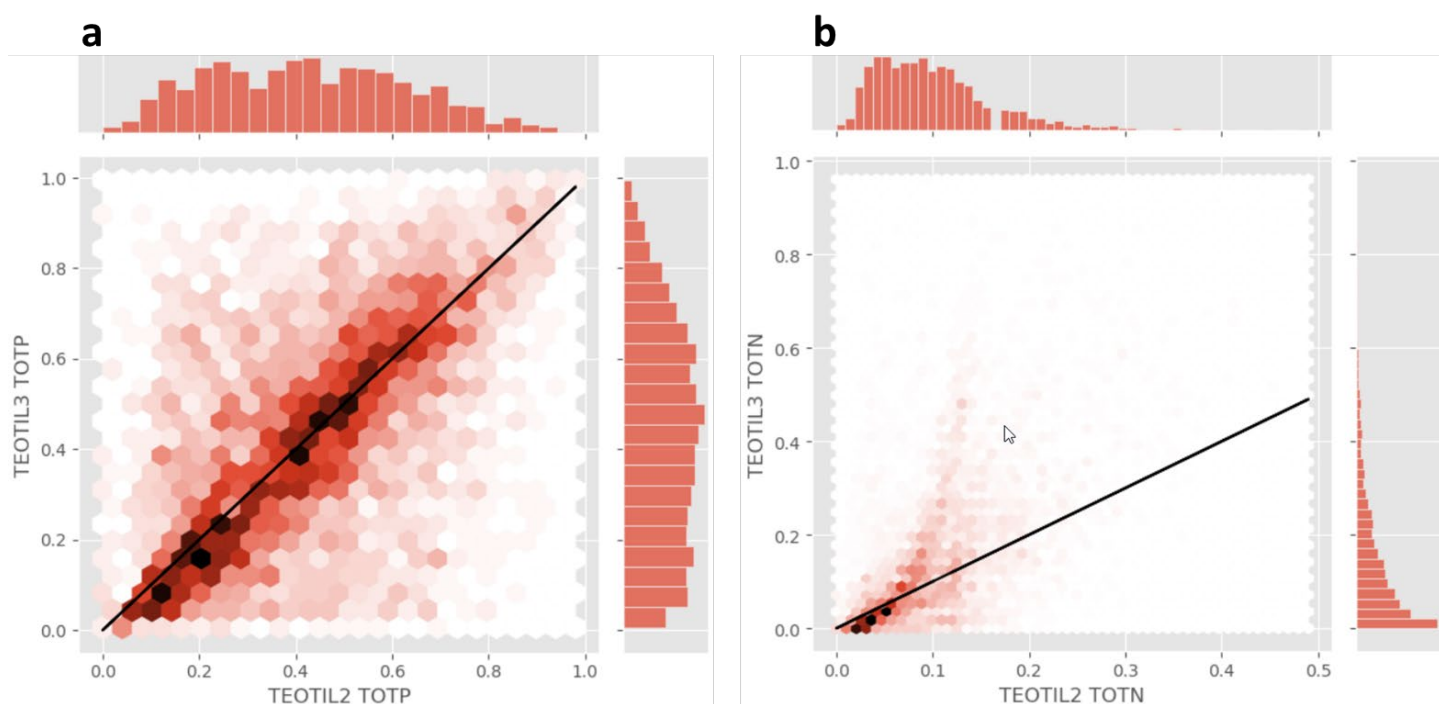
TEOTIL3s preprocessing-modul inkluderer funksjoner for å estimere retensjon av næringssalter på regine-nivå fra retensjon på innsjønivå ved å anta at alle innsjøene i hovedstrengen i hvert reginefelt er koblet i serie

$$T_c = \prod_{i=1}^n T_i \quad (31)$$

$$R_c = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - R_i) \quad (32)$$

Der T_c og R_c er henholdsvis transmisjonen og retensjonen for hele nedbørfeltet, og T_i og R_i er transmisjons- og retensjonskoeffisienter for i innsjøer langs hovedstrengen.

Figur 12 viser plott av retensjonsestimatene på regine-nivå for TOTP og TOTN fra den nye modellen (TEOTIL3) mot de fra den forrige versjonen av TEOTIL. Siden antallet regineenheter er stort, brukes «hexbin»-plott for å representere punkttetthet i stedet for å vise individuelle punkter på et spredningsplott. Figuren viser en klar sammenheng mellom gamle og nye verdier, men også en betydelig spredning – spesielt for TOTN, som er estimert med en annen tilnærming i den nye modellen. Merk også at disse plottene kun er illustrative, siden de bruker de idealiserte/typiske kurvene for TOTP og TOTN (henholdsvis ligninger [25] og [28], mens den sanne retensjonen for disse parameterne i den nye modellen er estimert som en vektet sum av underfraksjonene, og varierer derfor avhengig av kilden til næringsstoffene (avsnitt 4.4.2.2).



Figur 12. Hexbin-plott som korrelerer retensjonsestimater på regine-nivå i den forrige og nye versjonen av TEOTIL modellen. (a) TOTP og (b) TOTN. Svarte streker viser 1:1-linjen.

4.4.2.9. Tilførsler av næringsalter til kysten

En vanlig problemstilling for vannforvaltere som bruker TEOTIL-utdata er «Hvilken andel av parameter X når kysten fra et bestemt startsted». Eller mer konkret: hvis for eksempel, ett tonn DIN tilføres elvesystemet ved Hamar, hvor mye av dette når Oslofjorden? TEOTIL3 kan gi overordnede svar på slike spørsmål (fordi det inkluderer retensjon i innsjøer, men ikke i elver).

For å undersøke transmisjonsfaktorene i mer detalj ble funksjonen `assign_regime_hierarchy` (Oppgave 2.2) brukt til å konstruere et hydrologisk nettverk for hele det norske nedbørfeltsystemet. Retensjonsfaktorene på regime-nivå for hver parameter ble deretter «akkumulert» nedstrøms ved å bruke produktet i stedet for summen. Vi får dermed produsert et kart for hver parameter som viser andelen av hver inngangsfluks som når kystlinjen/norske grensen (Figur 13). Som ovenfor er kartene for TOTP og TOTN kun illustrative siden de bruker idealiserte retensjonskurver (henholdsvis ligning [25] og [28]). I den virkelige modellen vil retensjon av TOTN og TOTP avhenge av de relative andelen av fraksjonene til DIN & TON og TPP & TDP (avsnitt 4.4.2.2).

4.4.3. Ytterligere detaljer

Fullstendige detaljer om analysen finnes i [utviklingsnotatbøkene for Oppgave 2.5](#):

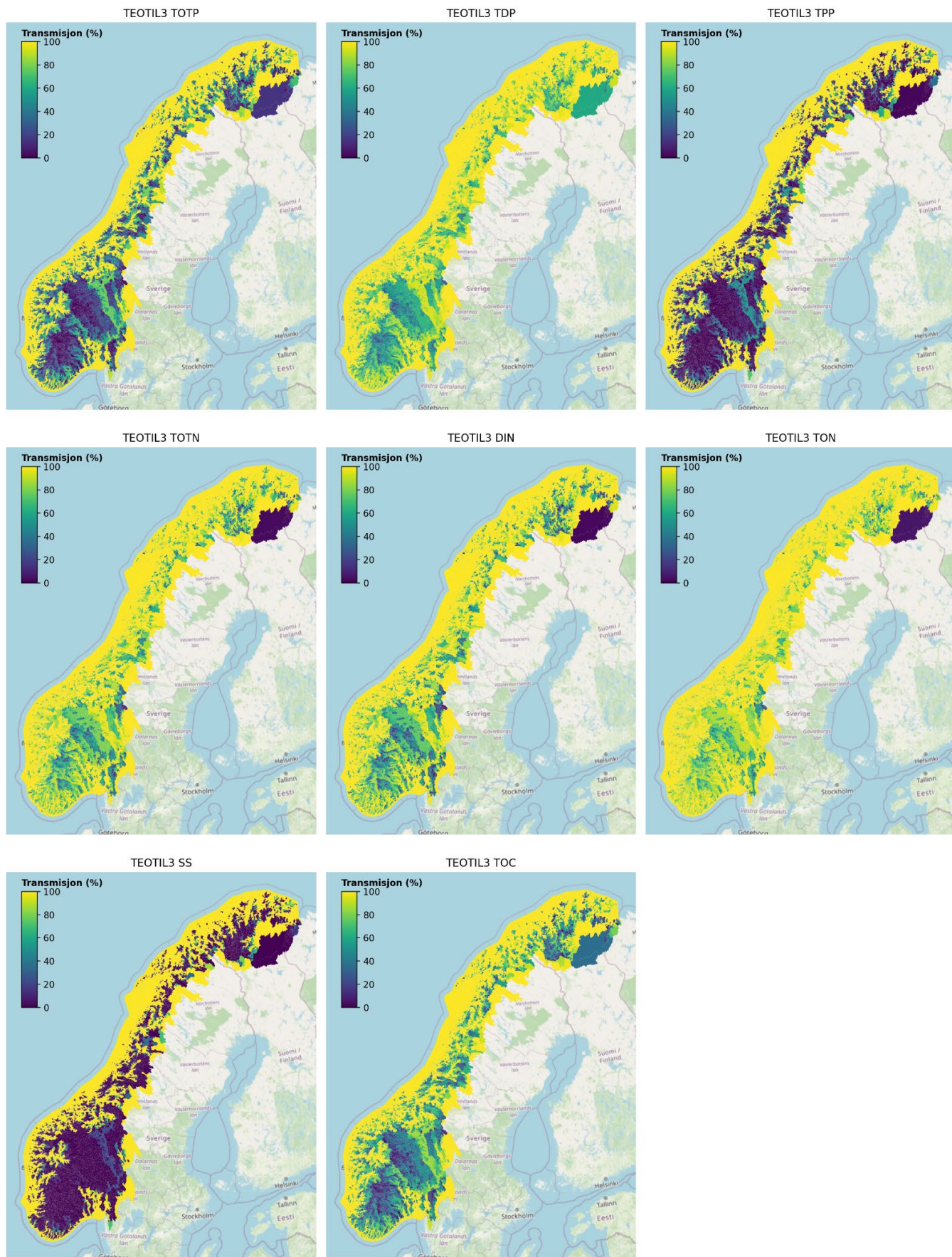
- [Notisbok 2.5a](#) gjennomgår litteraturen om retensjon på innsjønivå og utleder retensjons- og transmisjonskurver for hver parameter ved å bruke tilgjengelige datasett.
- [Notisbok 2.5b](#) aggregerer retensjonsestimatene på innsjønivå til regime-nivå og sammenligner resultatene for TOTN og TOTP med resultatene fra den gamle versjonen av TEOTIL.
- [Notisbok 2.5c](#) utforsker transmisjon av næringsstoffer til kystlinjen/norske grensen fra et hvilket som helst punkt i landet.
- [Notisbok 2.5d](#) estimerer retensjon av TOTN og TOTP i Mjøsa ved bruk av observerte data.

Følgende funksjoner i TEOTIL3-kildekoden er relevante for denne oppgaven:

- [preprocessing.calculate_lake_retention_vollenweider](#)
- [preprocessing.calculate_regime_retention](#)
- [preprocessing.assign_regime_retention](#)
- [io.get_retention_transmission_factors](#)

Følgende datasett er inkludert på TEOTIL3-nettstedet:

- [donald_etal_2015_retention_winnipeg.csv](#)
- [steingruber_2020_lake_N_budgets_updated.csv](#)
- [evans_2017_doc_retention_cleaned.csv](#)
- [regime_retention_transmission_10m_dem.csv](#)



Figur 13. Samlet transmisjon fra hvert reginefelt til kysten/Norgesgrensen, uttrykt i prosent.

4.5 Oppgave 2.6: Forbedre arbeidsflyten for jordbruket

4.5.1. Oppgavebeskrivelse

TEOTIL vil bli modifisert for å akseptere mer detaljerte inputdata fra jordbruksmodellene (underfraksjoner av N & P, SS og TOC). Den romlige fordelingen av jordbruksinputene i TEOTIL vil også bli forbedret, ved å erstatte dagens lenketabeller basert på «fylke-soner» med et enkelt romlig datasett. Dette vil gjøre modellen enklere å vedlikeholde, fordi endringer i fylkesgrenser ikke lenger vil påvirke jordbrukstilførslene i TEOTIL. Det vil også gjøre det mulig å tilordne jordbruksinputs til nedbørfelt mer presist.

4.5.2. Oppgavegjennomføring

De oppdaterte jordbruksmodellene utviklet av NIBIO produserer data med regine-oppløsning, som enkelt kan inkorporeres i den nye TEOTIL3-modellen så lenge NIVA og NIBIO bruker samme versjon av NVEs regine-datasett. For å gjøre det mulig å dele data konsekvent, har NIBIO foreslått en standard Excel-mal for utdata fra deres modeller. TEOTIL3s `preprocessing` modul inkluderer en funksjon kalt `read_raw_agri_data`, som forbereder data i malen for opplasting til TEOTIL3-databasen.

NIBIOs oppdaterte jordbruksmodeller simulerer totalt nitrogen, totalt fosfor, nitrat, fosfat, suspendert sediment og totalt organisk karbon. Disse kan enkelt konverteres til TEOTIL3 parametere ved å anta at nitrat $\approx$ DIN og fosfat $\approx$ TDP. De resterende TEOTIL-fraksjonene, TON og TPP, kan da estimeres ved forskjell med totalene.

En viktig endring i de nye jordbruksmodellene sammenlignet med tidligere er at de nå går i to moduser: **årlig tap**, som inkluderer mellomårlige variasjoner på grunn av værvariasjoner, og **risikotap**, som forutsetter en fast gjennomsnittlig avrenning for bedre å isolere effekten av jordbruksforvaltning. I de gamle jordbruksmodellene (brukt med TEOTIL2) var alle tapsestimater fra jordbruk risikobasert, noe som ikke er kompatibelt med hvordan tilførsler fra andre kilder estimeres i den nye TEOTIL. Som standard bruker TEOTIL3 årlige tapsberegninger fra de nye NIBIO-modellene. Funksjonen `make_input_file` i TEOTIL3 sin `io`-modul inkluderer imidlertid et nytt nøkkelordargument kalt `agri_loss_model`. Dette kan settes til enten «årlig» eller «risiko», noe som gjør det enkelt å bytte mellom jordbruksdataene som brukes av TEOTIL.

4.5.3. Ytterligere detaljer

Fullstendige detaljer om NIBIOs modelleringsarbeidsflyt for jordbruk vil bli gitt i en egen rapport. Ytterligere informasjon om håndtering av jordbruksdata i TEOTIL finnes i [utviklingsnotatboken for Oppgave 2.6](#). Excel-malen er tilgjengelig [her](#). Følgende funksjoner i TEOTIL3-kildekoden er også relevante:

- [preprocessing.read_raw_agri_data](#)
- [preprocessing.get_agri_names_dict](#)
- [preprocessing.convert_agri_units](#)
- [preprocessing.calculate_derived_agri_parameters](#)
- [io.get_annual_agriculture_data](#)

4.6 Oppgave 2.7: Arbeidsflyten for diffuse kilder unntatt jordbruk

4.6.1. Oppgavebeskrivelse

NIVAs eksisterende database over punktutslipp vil bli kombinert med datasettet fra 2019 over «1000 Innsjøer» (Hindar et al., 2020) for å identifisere innsjøer med liten eller ingen direkte menneskeskapt (antropogen) tilførsel. Dette datasettet vil bli ytterligere delt inn i to grupper («skog» og «fjell») basert på dominerende arealdekke, stort sett etter den opprinnelige TEOTIL arbeidsflyten. Romlig interpolering av disse datasettene (mulig ved bruk av «Normalised Difference Vegetation Index», NDVI, som en kovariant) vil gi oppdaterte konsentrasjonsbaserte eksportkoeffisienter for DIN, TON, TDP, TPP og TOC fra naturlig land.

For SS, vil koeffisienter for tap fra naturområder i utgangspunktet bli hentet fra Bogen (1996). Om mulig, vil det lages romlige og tidsvariable estimater ved bruk av regresjonsligninger utledet fra NVEs overvåkingsnettverk for sediment-transport.

Tapskoeffisienter fra byområder for alle parametere vil bli modifisert for å bruke den konsentrasjonsbaserte tilnærmingen til Åstebøl et al. (2012), i stedet for de arealbaserte koeffisientene som er i bruk i TEOTIL2.

For innsjøer vil atmosfærisk avsetning av N beregnes for hvert reginefelt ved bruk av de siste 5-årsmidler produsert av NILU. Deponering av P vil enten bli fastsatt til 15 kg/km²/år (basert på data fra Birkenes og Møsvatn), eller antatt å være null. Deponering av TOC og SS antas å være ubetydelig.

4.6.2. Oppgavegjennomføring

4.6.2.1. Romlig-variable koeffisienter

Naturlige bakgrunnstilførsler av N, P og TOC estimeres i TEOTIL3 ved å bruke konsentrasjonsbaserte koeffisienter som varierer i rom, men er statiske i tid. Vær oppmerksom på at simulerte bakgrunnstilførsler basert på disse koeffisientene imidlertid endres over tid på grunn av variasjoner i avrenning mellom år.

For å beregne romlig-variable koeffisienter brukte vi data fra den Nasjonale Innsjøundersøkelsen i 2019 (Hindar et al., 2020) som ble eksportert fra NIVAs database og behandlet for å matche variablene av interesse i TEOTIL3. DIN ble beregnet som nitrat + nitritt + ammonium og TON ble estimert som forskjellen mellom TOTN og DIN. For P ble fosfat (P-PO₄³⁻) antatt å være lik TDP, og TPP ble estimert som forskjellen mellom TOTP og TDP. Basert på disse antagelsene ble det produsert et komplett datasett for konsentrasjonene av N- og P-fraksjoner og C for 999 innsjøer over hele Norge.

Nedbørfeltgrenser for området oppstrøms for hvert prøvetakingssted ble utledet ved hjelp av hydrologiske prosesseringsverktøy tilgjengelig på NIVAs dataplattform. For å identifisere typiske næringskonsentrasjoner i avrenning fra naturlige landarealer, ble nedbørfeltene filtrert for å identifisere innsjøer som oppfyller følgende kriterier:

- Totalt oppstrøms areal < 50 km² (dvs. relativt små nedbørfelt).
- Ingen andre innsjøer > 2 km² i nedbørfeltet oppstrøms.

- Ingen betydelige menneskeskapte tilførsler (dvs. ingen by- eller jordbruksarealer og ingen punktkilder).

Av de 999 nedbørfeltene i det synoptiske datasettet har 900 et oppstrøms areal $< 50 \text{ km}^2$. Av disse, er det 7 med innsjøer $> 2 \text{ km}^2$ i nedbørfeltet oppstrøms, og 108 har samlet (by + jordbruk) arealdekning større enn 1 % i henhold til AR50. For å identifisere punktkilder ble NIVAs database over historiske utslipp (brukt av den gamle versjonen av TEOTIL) benyttet til å identifisere lokalitetene til all industri, akvakultur og renseanlegg som rapporterte utslipp i perioden fra 2010 til 2021. Ingen av disse var lokalisert i nedbørfeltene av interesse. Dette etterlater 785 «nesten uberørte» nedbørfelt som oppfyller kriteriene definert ovenfor.

Det avgrensede datasettet av naturlige innsjøer ble delt inn i to grupper: «hovedsakelig skog» og «hovedsakelig fjell», i henhold til hvilke AR50 arealdekket som utgjorde den største andelen av nedbørfeltet. Etter denne inndelingen var det 235 innsjøer i «skog»-datasettet og 550 i «fjell»-datasettet. Vannkjemidataene for hver gruppe ble deretter screenet for å identifisere åpenbare uteliggere som kunne føre til skjevheter i interpolasjonsprosedyren. 9 innsjøer hadde urimelig høye konsentrasjoner for enkelte parametere, og disse ble derfor fjernet fra datasettet.

Det rensede datasettet for DIN, TOTN, TDP, TOTP og TOC for «skog» og «fjell» ble romlig interpolert til et vanlig rutenett på $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ ved bruk av biharmonisk spline-interpolasjon, implementert i Verde-pakken for Python (Uieda, 2018). Ulike interpolasjonsmodeller ble evaluert ved å bruke 5-gangers kryssvalidering med R^2 som skåringsmetrikk. Denne tilnærmingen er mer robust enn den som ble benyttet i den tidligere versjonen av TEOTIL-modellen, som brukte Inverse Distance Weighting (IDW) med vilkårlige parameterverdier, etterfulgt av manuell justering.

Gjennomsnittsverdier av næringssalter for hver av de interpolerte rutenettene ble deretter beregnet for hvert reginefelt for å estimere typiske konsentrasjoner for hver fraksjon av næringsstoffene i avrenningen fra naturlige skog- og fjellområder. For å sikre konsistens (dvs. kriteriet om bevaring av masse) i det endelige resultatet på regine-nivå, ble TON og TPP beregnet som forskjellen mellom henholdsvis TOTN & DIN og TOTP & TDP. Kart som viser interpolerte konsentrasjoner på regine-nivå for naturlige skog- og fjellområder er vist i *Figur 14* til *Figur 16*.

4.6.2.2. Romlig statiske koeffisienter

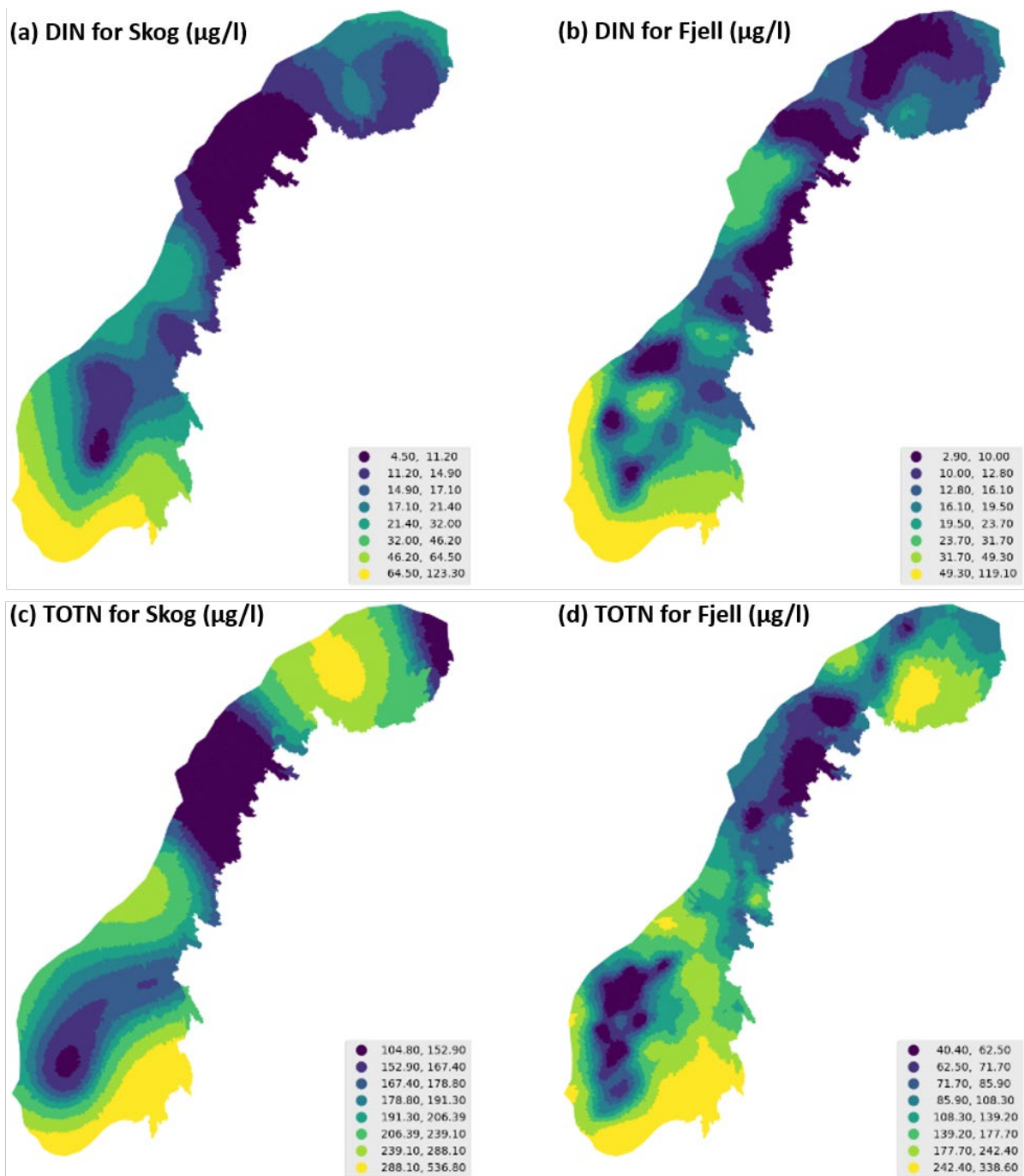
Tilførsler av næringsstoffer fra urbane områder i TEOTIL3 er basert på konsentrasjonsbaserte koeffisienter fra Åstebøl et al. (2012). Disse er romlig statiske, men tilførselen varierer over tid på grunn av endringer i avrenning. Inndata for bakgrunnsverdier for SS fra uberørte arealer (skog, fjell og breområder) bruker arealbaserte mediankoeffisienter utledet fra data i Bogen (1996) og Bloem et al. (2020), som er statiske i både rom og tid. *Tabell 2* viser koeffisientene som brukes av den nye modellen i skrivende stund (den [siste versjonen](#) er alltid tilgjengelig på TEOTIL3-nettsiden).

Åstebøl et al. (2012) oppgir separate estimater for konsentrasjoner av næringsstoffer i avrenning fra «Tett by ($> 50\%$ tette flater)» og «Åpen by ($< 50\%$ tette flater)». Landdekket AR50, som brukes av TEOTIL3, skiller ikke mellom disse arealtypene. Foreløpige tester antyder imidlertid at bruk av verdier for «Tett by» produserer urbane næringstilførsler av TOTN og TOTP som er vesentlig høyere enn de som er simulert av TEOTIL2. I den nye versjonen av modellen velges de beste verdiene innenfor variasjonsintervallet spesifisert av Åstebøl et al. basert på evaluering mot observerte tilførsler i byområder.

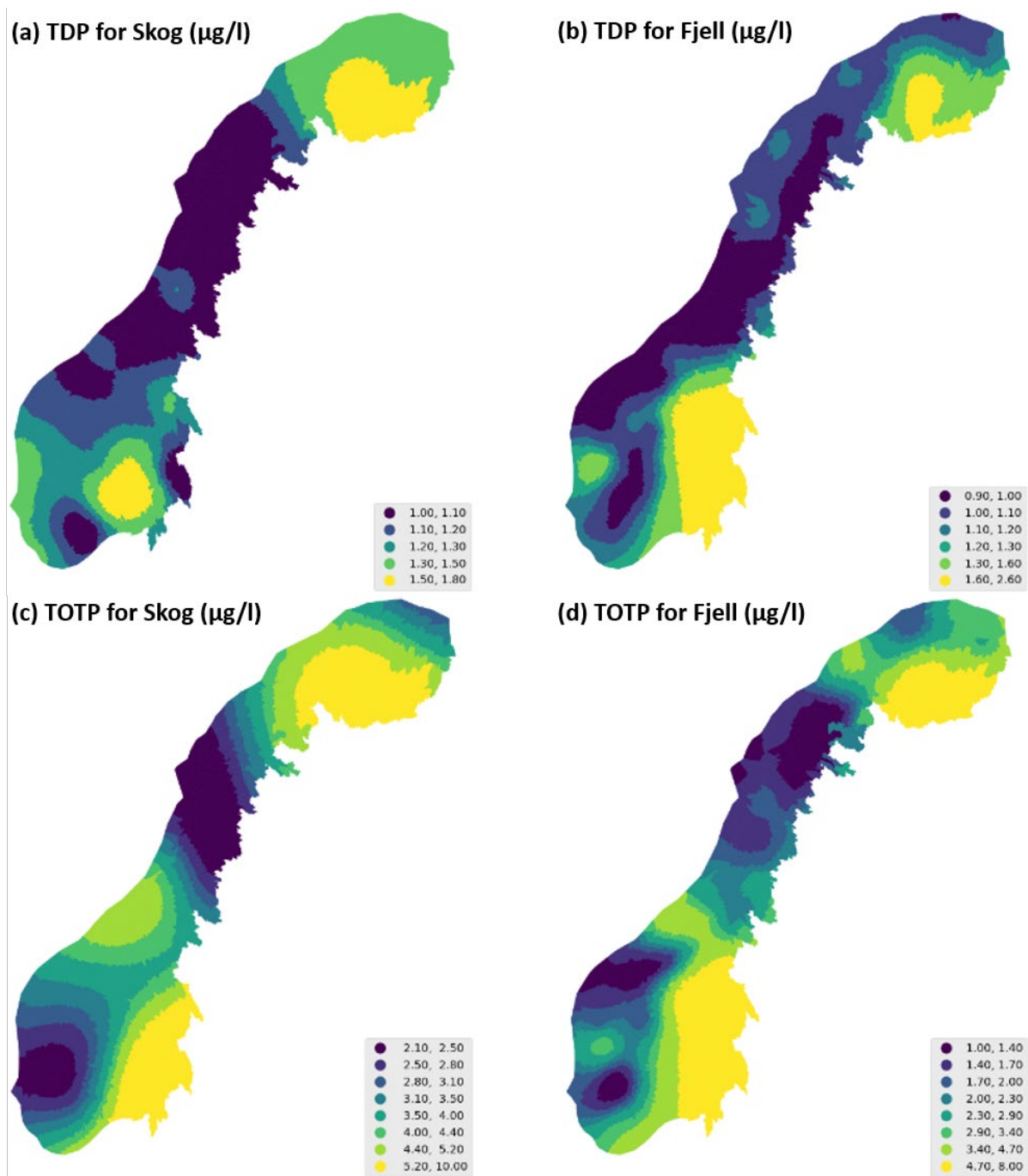
For SS er det innledet en dialog med NVE om tilgang til deres overvåkingsdata på SS siden det meste av dette er foreløpig ikke tilgjengelig. NVE har nedsatt en arbeidsgruppe for å undersøke muligheter for å gjøre deres data på SS lettere tilgjengelig, men i skrivende stund antas de beste estimatene for sediment-tilførsler fra uberørte areal typer i Norge å være de som er rapportert av Bogen (1996), til tross for at de er basert på svært få datapunkter. [Issue #17](#) sporer fremgang knyttet til tilgangen til NVEs SS-data, som til slutt vil kunne benyttes til å forbedre SS-koeffisientene i TEOTIL3.

Tabell 2. Romlig statistiske koeffisienter brukt i TEOTIL3.

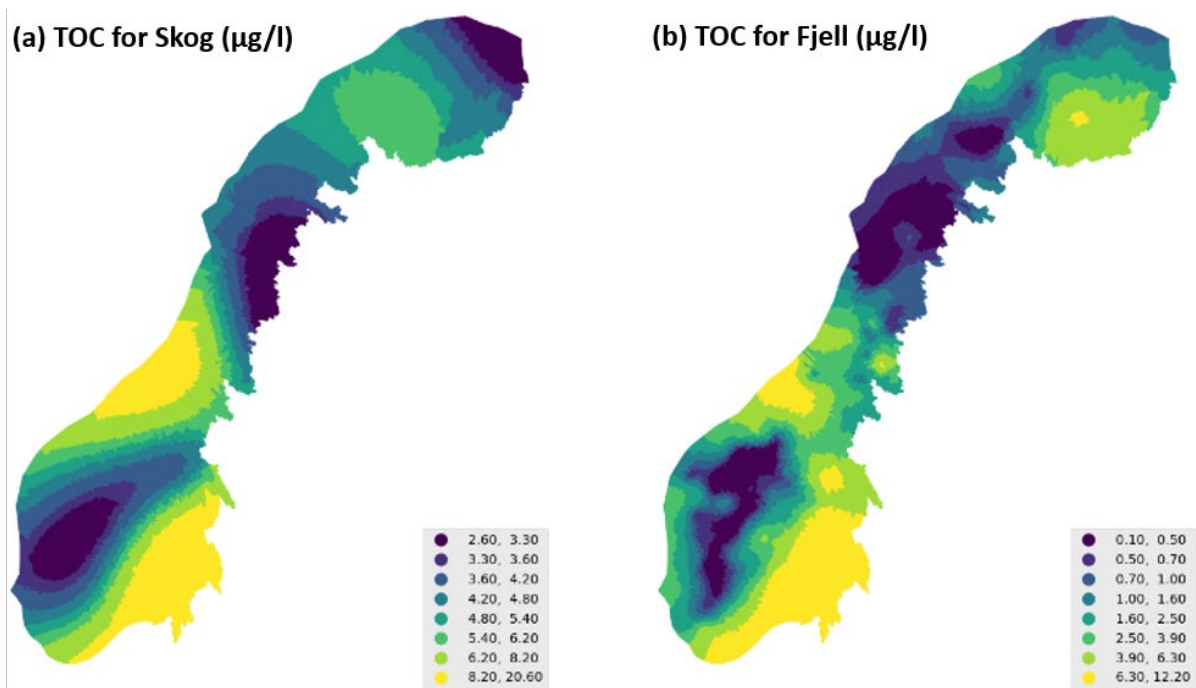
Koeffisient	Verdi	Enhet	Kilde
Urban TOTN	2000	µg/l	Åstebøl et al. (2012)
Urban DIN	1400	µg/l	Åstebøl et al. (2012)
Urban TON	600	µg/l	Åstebøl et al. (2012)
Urban TOTP	150	µg/l	Åstebøl et al. (2012)
Urban TDP	90	µg/l	Åstebøl et al. (2012)
Urban TPP	60	µg/l	Åstebøl et al. (2012)
Urban TOC	7000	µg/l	Åstebøl et al. (2012)
Urban SS	50	mg/l	Åstebøl et al. (2012)
Skog SS	1000	kg/km ²	Bloem et al. (2020)
Fjell SS	10000	kg/km ²	Bogen (1996)
Bre SS	130000	kg/km ²	Bogen (1996)



Figur 14. Konsentrasjoner av DIN og TON på regine-nivå i naturlig avrenning fra «skog» og «fjell» områder. Basert på data fra den nasjonale innsjøundersøkelsen i 2019 (Hindar et al., 2020).



Figur 15. Konsentrasjoner av TDP og TOTP på regine-nivå i naturlig avrenning fra «skog» og «fjell» områder. Basert på data fra den nasjonale innsjøundersøkelsen i 2019 (Hindar et al., 2020).

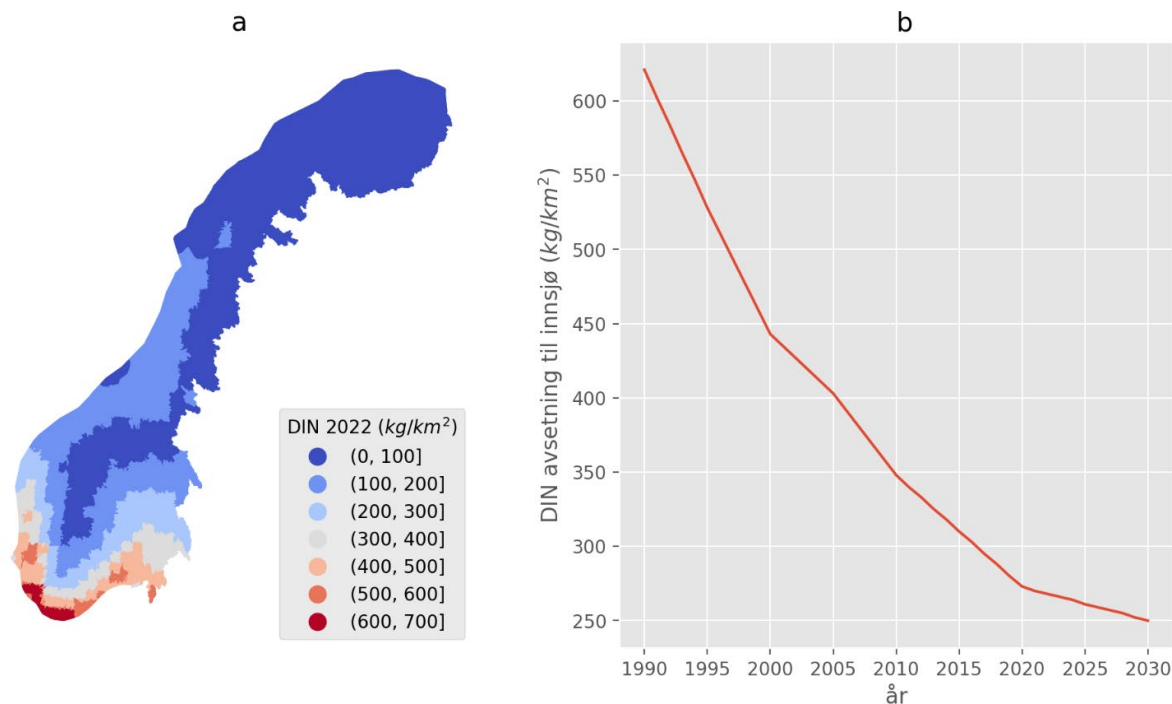


Figur 16. Konsentrasjoner av TOC på regine-nivå i naturlig avrenning fra «skog» og «fjell» områder. Basert på data fra den nasjonale innsjøundersøkelsen i 2019 (Hindar et al., 2020).

4.6.2.3. Rom- og tidsvarierende koeffisienter

Rom- og tidsvarierende koeffisienter er brukt i TEOTIL3 å representere de atmosfæriske avsetningene av N direkte til innsjøer. For P antas den atmosfæriske avsetningen å være neglisjerbar, mens den for N antas å omfatte kun DIN.

TEOTIL3 bruker simulerte data for atmosfærisk N-avsetning publisert av «The European Monitoring and Evaluation Program» (EMEP). NIVAs *critical_loads*-database inkluderer EMEP-simuleringer på et 0,1 x 0,1 grad rutenett for perioden fra 1880 til 2030 med 5 års intervaller. Disse dataene ble ekstrahert, re-projisert og kombinert med regine-datasettet fra Oppgave 2.1 for å estimere den totale DIN-avsetningen direkte til innsjøer i hvert reginefelt. EMEP-resultatene for hvert reginefelt med 5-års intervaller ble deretter lineært interpolert for å lage en årlig innsjøavsetningstidsserie for 1990 til 2030 for hver av de 24 000 regine-enhetene i det oppdaterte datasettet. *Figur 17* viser et eksempel på den gjennomsnittlige endringen i DIN på regine-nivå over rom og tid.



Figur 17. Eksempler på endring på regine-nivå av atmosfærisk tilførsel av DIN til innsjøer: (a) Gjennomsnittlig DIN-avsetning per reginefelt for 2022 (i kg/km²); (b) Endringer i avsetning over tid for regine 020.E, som inneholder Dale, i Sør-Midt-Norge. Basert på data fra EMEP.

4.6.3. Ytterligere detaljer

Full detalj er gitt i [utviklingsnotatbøkene for Oppgave 2.7](#):

- [Notisbok 2.7a](#) behandler vannkjemidata fra den nasjonale innsjøundersøkelsen i 2019 og identifiserer «nesten naturlige» innsjøer for videre analyse.
- [Notisbok 2.7b](#) utfører romlig interpolering av innsjøundersøkelsesdataene.
- [Notisbok 2.7c](#) vurderer de romlige statistiske koeffisientene for urbane områder og SS, og behandler EMEP-avsetningsdataene for å utlede rom-tid variable koeffisienter for DIN-tilførsler til innsjøer.

Følgende «issues» er relevante for denne oppgaven:

- [Issue #13](#): «Urban coefficients from Åstebøl et al. (2012)».
- [Issue #14](#): «SS fluxes from Bogen (1996)».
- [Issue #17](#): «Incorporate SS data from NVE».

Følgende datasett er inkludert på TEOTIL3-nettstedet:

- [spatially_variable_background_coefficients.csv](#)
- [spatially_static_background_coefficients.csv](#)
- [spatiotemporally_variable_background_coefficients.csv](#)

4.7 Oppgave 2.8: Arbeidsflyten for avløpsrensing og industri

4.7.1. Oppgavebeskrivelse

En litteraturgjennomgang vil bli foretatt for å identifisere typiske andeler av DIN, TON, TDP og TPP i avløp fra ulike typer kloakkrenseanlegg og industri. Typiske forhold mellom BOF og TOC for ulike anlegg vil også bli identifisert og brukt til å konvertere rapporterte utslipp av BOF til TOC (for samsvar med andre kilder).

TEOTIL-koden vil bli oppdatert for å gjøre nye modellparametere godt synlige og enkle å oppdatere (for eksempel innenfor en enkelt parameter-fil eller Excel arbeidsbok).

4.7.2. Oppgavegjennomføring

4.7.2.1. Avløpsrenseanlegg

I dataene for vannkvaliteten i utløpene fra avløpsrenseanlegg, som rapporteres årlig av SSB, er «store» renseanlegg (> 50 personekvivalenter; p.e.) delt inn i 10 kategorier basert på type behandling. En litteraturgjennomgang (Vedlegg A) er foretatt for å finne typiske andeler av N- og P-fraksjoner i det rensede avløpsvannet for hver behandlingstype, sammen med ligninger for omregning av rapporterte verdier for BOF5 og KOF til TOC (*Tabell 3*). SSB rapporterer foreløpig ikke statistiske estimater for utslipp av SS fra «store» renseanlegg, men TEOTIL3 kan inkludere SS fra renseanlegg i tilfeller der det overvåkes og rapporteres direkte til Miljødirektoratet.

I samarbeid med SSB er det gjort endringer i dataleveringen for å sikre at datasettene som sendes årlig til NIVA vil inkludere rensetypen for hvert anlegg, sammen med statistisk interpolerte estimater for utslipp av BOF5 og KOF (som ikke tidligere var inkludert).

For «små» renseanlegg (≤ 50 p.e.) blir dataene som leveres årlig av SSB aggregert til kommunenivå og delt inn i 13 kategorier etter rensetype. SSB produserer ikke estimater for SS for disse anleggene, så SS fra «spredte» avløp kan ikke inkluderes i TEOTIL3. For «små» avløpsanlegg eksisterer det lite målte data av N- og P-fraksjoner, men vi kan få et tilnærmet mål for andelen av hver fraksjon ved å matche behandlingstypene for «små» renseanlegg til «store» renseanlegg med sammenlignbare rensesmekanismer (Vedlegg B). Forslag til verdier for fordeling mellom fraksjonene av N og P fra «små» avløpsrenseanlegg, og for å konvertere BOF5 og KOF til TOC, er vist i *Tabell 4*.

4.7.2.2. Industri

Industriaktivitetene i Norge er kategorisert av Miljødirektoratet i henhold til «anleggsaktivitet», som definerer 29 brede klasser av industriell virksomhet. Utslippsdata for 26 av disse klassene, som ble rapportert til Miljødirektoratet i perioden fra 2010 til 2021, ble brukt for å estimere typiske andeler av N- og P-fraksjoner. Disse dataene ble også brukt til å utvikle ligninger for å beregne TOC fra BOF5 og KOF verdier (Vedlegg I). Forslag til verdier er vist i *Tabell 5*.

For noen klasser er dataene begrenset, og variasjonen mellom individuelle anlegg er høy. Av denne grunn må estimater av industrielle tilførsler for parametere som ikke er direkte målt (som underfraksjoner av N og P) tolkes med forsiktighet. Det er kun tre steder i datasettet (som representerer to klasser av "anleggsaktiviteter") som rapporterer data på fraksjoner av P. Det er også lite data å finne i litteraturen for P-fraksjoner i avløpsvann fra industri. Det har derfor ikke vært mulig å gi en meningsfull inndeling av

TOTP-fraksjoner for industriutslipp. I stedet forutsetter den nye modellen at TOTP fra industrien utgjør like andeler av TDP og TPP. Dette er ikke realistisk, men ved å tildele lik vekt til de to underfraksjonene i retensjonsberegningene oppnår en at retensjon av TOTP er stort sett som forventet (avsnitt 4.4.2.3). Resultater fra den nye modellen for TDP og TPP fra industri må imidlertid anses som spekulative.

Tabell 3. Faktorer som brukes til å estimere fraksjoner av N & P, og mengden TOC, i utslipp fra «store» renseanlegg for avløpsvann (> 50 p.e.). Andelene av N- og P-fraksjoner summerer til 1; faktorer for KOF og BOF5 brukes til å beregne TOC som vist i ligning [33].

Type renseanlegg	Nitrogen		Fosfor		Organisk stoff	
	DIN	TON	TPP	TDP	KOF	BOF5
Urenset avløpsvann	0,65	0,35	0,67	0,33	0,23	0,60
Mekanisk - slamavskiller	0,68	0,32	0,35	0,65	0,23	0,60
Mekanisk - sil, rist	0,68	0,32	0,55	0,45	0,23	0,60
Mekanisk	0,68	0,32	0,45	0,55	0,23	0,60
Kjemisk	0,72	0,28	0,87	0,13	0,33	0,90
Biologisk	0,88	0,13	0,56	0,44	0,38	1,80
Kjemisk-biologisk	0,90	0,10	0,87	0,13	0,32	1,80
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	0,76	0,24	0,55	0,45	0,32	1,80
Naturbasert	0,91	0,09	0,66	0,34	0,32	1,80
Annen rensing ³	0,76	0,24	0,61	0,39	0,29	1,20

Tabell 4. Faktorer som brukes til å estimere fraksjoner av N & P, og mengden TOC, i utslipp fra «små» renseanlegg for avløpsvann (≤ 50 p.e.). Andelen av N- og P-fraksjoner summerer til 1; faktorer for KOF og BOF5 brukes til å beregne TOC som vist i ligning [33].

Type renseanlegg	Nitrogen		Fosfor		Organisk stoff	
	DIN	TON	TPP	TDP	KOF	BOF5
Direkte utslipp	0,65	0,35	0,67	0,33	0,23	0,6
Slamavskiller	0,68	0,32	0,35	0,65	0,23	0,6
Infiltrasjonsanlegg	0,90	0,10	0,87	0,13	0,32	1,8
Sandfilteranlegg	0,87	0,13	0,56	0,44	0,38	1,8
Biologisk	0,87	0,13	0,56	0,44	0,38	1,8
Kjemisk	0,72	0,28	0,87	0,13	0,33	0,9
Biologisk og kjemisk	0,90	0,10	0,87	0,13	0,32	1,8
Tett tank for svartvann	0,20	0,80	0,35	0,65	0,23	0,6
Biologisk toalett	0,20	0,80	0,35	0,65	0,23	0,6
Konstruert våtmark	0,90	0,10	0,66	0,34	0,32	1,8
Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	0,30	0,70	0,66	0,34	0,38	1,8
Biologisk toalett, gråvannsfiler	0,30	0,70	0,66	0,34	0,38	1,8
Annen løsning ³	0,62	0,38	0,62	0,38	0,31	1,3

³ Andelene er basert på gjennomsnittsdato for andre behandlingstyper.

Tabell 5. Faktorer som brukes til å estimere fraksjoner av N og P, og mengden TOC, i utslipp fra industrianlegg. Andelen av N- og P-fraksjoner summerer til 1; faktorer for KOF og BOF5 brukes til å beregne TOC som vist i ligning [33].

Anleggsaktivitet	Nitrogen		Fosfor		Organisk stoff	
	DIN	TON	TPP	TDP	KOF	BOF5
Annen aktivitet	0,00	1,00	0,50	0,50	0,15	0,50
Avfallsforbrenning	1,00	0,00	0,50	0,50	0,20	0,50
Brannøvingsplass	0,50	0,50	0,50	0,50	0,20	0,50
Farlig avfall - behandling	1,00	0,00	0,50	0,50	0,23	0,30
Fiskeforedling	0,00	1,00	0,50	0,50	0,20	0,40
Flyplass	0,50	0,50	0,50	0,50	0,33	0,50
Forbrenningsanlegg for rene brensler	0,50	0,50	0,50	0,50	0,20	0,50
Fôrproduksjon	0,00	1,00	0,50	0,50	0,24	1,10
Gjenvinning av metall- og EE-avfall	0,50	0,50	0,50	0,50	0,20	0,50
Kjemisk industri	0,10	0,90	0,50	0,50	0,20	0,50
Kjemisk/elektrolytisk overflatebehandling	0,10	0,90	0,50	0,50	0,20	0,50
Krematorium	0,50	0,50	0,50	0,50	0,20	0,50
Mekanisk overflatebehandling og verft	0,50	0,50	0,50	0,50	0,20	0,50
Metallurgisk industri	0,50	0,50	0,50	0,50	0,20	0,50
Mineralsk industri, unntatt pukkverk	1,00	0,00	0,50	0,50	0,20	0,50
Næringsmiddelindustri, unntatt fiskeforedling	0,00	1,00	0,50	0,50	0,20	0,30
Olje- og gassvirksomhet på land	0,23	0,77	0,50	0,50	0,20	0,50
Plast- og glassfiberprodukter	0,50	0,50	0,50	0,50	0,20	0,50
Pukkverk	1,00	0,00	0,50	0,50	0,20	0,50
Skipsgjenvinning	0,50	0,50	0,50	0,50	0,20	0,50
Skyte- og øvingsfelt	0,50	0,50	0,50	0,50	0,20	0,50
Skytebaner	0,50	0,50	0,50	0,50	0,20	0,50
Tanklagring	0,50	0,50	0,50	0,50	0,20	0,50
Tekstil-, skinn- og tauprodukter	1,00	0,00	0,50	0,50	0,20	0,50
Treforedling	0,30	0,70	0,50	0,50	0,20	0,50
Vaskeri og renseri	0,50	0,50	0,50	0,50	0,20	0,50

4.7.2.3. Arbeidsgangen for databehandling

TEOTIL3s preprocessing-modul inkluderer funksjoner for å behandle de årlige datasettene for utslipp fra avløpsrenseanlegg og industri samt for å legge dem til TEOTIL3-databasen. Disse funksjonene identifiserer nye anlegg som ikke allerede er i databasen og fremhever mulig dupliserte verdier. I tillegg håndterer modulen enhetskonverteringer og fraksjoner av TOTN og TOTP, samt estimerer TOC fra BOF5 og KOF. Funksjonene forutsetter at rådatasettene fra SSB, Miljødirektoratet og Fiskeridirektoratet leveres i samme format som er brukt for TEOTIL2 siden 2013, men med noen mindre tillegg (som inkludering av BOF5 og KOF).

For å gjøre utslippsberegningene fra forskjellige typer punktkilder mer transparente, lagres modellparameterne som brukes for å fraksjonere N og P og for å estimere TOC i en [parameterfil](#) som ligger på TEOTIL3-nettstedet. Filen inkluderer andelen av DIN & TON og TPP & TDP for hver type punktkilde, sammen med parameterne *kof_frac* og *bof_frac* for å konvertere BOF5 og KOF til TOC. Disse parameterne brukes i ligningen

$$TOC = \beta \cdot OF \quad (33)$$

Hvor OF er et mål på oksygenforbruk (enten BOF5 eller KOF) og β er den tilsvarende parameteren fra parameterfilen (*kof_frac* eller *bof_frac*). I tilfeller hvor både BOF5 og KOF er rapportert for samme sted, brukes KOF fremfor BOF5, siden parameteren generelt er mer representativt for TOC.

TEOTIL3 leser automatisk verdier fra den nyeste versjonen av parameterfilen som fungerer som en vert på TEOTIL3 nettstedet, noe som gjør det enkelt å oppdatere modellen etter hvert som nye data blir tilgjengelige.

4.7.3. Ytterligere detaljer

Litteraturgjennomgangene og analysene utført av Christian Vogelsang gir grunnlaget for fordelingen mellom de forskjellige fraksjonene av N og P og for estimering av TOC fra rensset avløpsvann og industrianlegg. Fullstendige detaljer finnes i Vedlegg A til H (avløpsrenseanlegg) og Vedlegg I til K (industri).

Proessen med å utvide TEOTIL til å inkludere mer detaljerte beregninger av mengde av forskjellige fraksjoner av næringsstoffer i avløpsvann og industri er beskrevet i [utviklingsnotisbok 2.8](#). [Notisbok 2.1d](#) er også relevant, siden den viser den årlige arbeidsgangen for databehandling og beskriver filene og dataformatene som forventes fra eksterne dataleverandører hvert år.

Følgende funksjoner i TEOTIL3-kildekoden er relevante for denne oppgaven:

- [preprocessing.read raw large wastewater data](#)
- [preprocessing.read raw miljøgifter data](#)
- [preprocessing.read raw industry data](#)
- [preprocessing.read large wastewater and industry data](#)
- [preprocessing.read raw small wastewater data](#)
- [preprocessing.subdivide point source n and p](#)
- [preprocessing.estimate toc from bof kof](#)
- [io.get annual spredt data](#)
- [io.get annual point data](#)
- [io.assign spredt to regines](#)

Følgende datasett er inkludert på TEOTIL3-nettstedet:

- [point_source_treatment_types.csv](#)

4.8 Oppgave 2.9: Forbedre arbeidsflyten for akvakultur

4.8.1. Oppgavebeskrivelse

En kort litteraturgjennomgang vil bli foretatt for å identifisere typiske andeler av DIN & TON og TDP & TPP i utslipp fra akvakultur. Arbeidsflyten for TOTN og TOTP fra anlegg i sjøvann vil bli omkodet for å gjøre nøkkelparametere i modellen mer tydelige og enklere å oppdatere. Beregningen for TOC vil også bli gjennomført, som beskrevet i [avsnitt 6.2.4](#) i NIVA Rapport 7726-2022. SS er ikke inkludert for akvakultur.

4.8.2. Oppgavegjennomføring

4.8.2.1. Avklare beregninger for N og P

Akvakulturarbeidsflyten for TOTN og TOTP brukt i den opprinnelige TEOTIL-modellen er beskrevet i [avsnitt 3.3.6](#) i NIVA Rapport 7726-2022. Tilnærmingen tar for seg månedlige biomassedata fra åpent sjøanlegg som slipper ut direkte til kystvann. Denne metoden har ikke endret seg i den nye versjonen av modellen, men koden har blitt omstrukturert fordi justerbare parametere i den opprinnelige versjonen ikke var enkle å endre.

preprocessing-modulen til TEOTIL3 inkluderer en funksjon kalt `estimate_aquaculture_nutrient_inputs`, som utfører de fleste beregningene relatert til utslipp fra akvakultur i den oppdaterte modellen. Som standard gjelder denne funksjonen kun for oppdrett av laks og regnbueørret (art-IDer 71401 og 71101), men den kan enkelt utvides til å inkludere annen oppdrettsfisk om ønskelig. Alle parametere som benyttes i utslippsberegningene av N, P og C fra akvakultur er flyttet til en parameterfil kalt [aquaculture_productivity_coefficients.csv](#), som ligger som en vert på TEOTIL3-nettsiden. Den nye modellen leser parameterverdier, slik som typisk næringsinnhold i fôr og den nasjonale «Feed Conversion Ratio» (FCR), direkte fra den nyeste versjonen av denne filen. Dette sikrer at TEOTIL3 alltid vil bruke de nyeste koeffisientene, og at de er godt synlige.

4.8.2.2. Underfraksjoner av N og P

Broch og Ellingsen (2020) har beregnet utslipp av TOTN, TOTP og TOC, samt fraksjoner av N og P, fra norske oppdrettsanlegg av laks- og regnbueørret til sjøvann. Metoden de har benyttet er ikke identisk med den som brukes i TEOTIL3, men totalt sett er de to tilnærmingene compatible. Studiet deres viser at næringstilførsler fra akvakultur har en tydelig sesongvariasjon knyttet til endringer i biomasse, med en kraftig økning fra mai til en topp rundt august/september, for så å avta raskt i løpet av høsten og vinteren. Imidlertid forblir forholdene mellom forskjellige fraksjoner av N og P tilnærmet konstant gjennom året. Disse resultatene er aggregert for å få et sett med gjennomsnittlige andeler av N- og P-fraksjoner for alle oppdrettsanlegg til bruk i TEOTIL3:

- TOTN: 69% DIN og 31% TON.
- TOTP: 71% TPP og 29% TDP.

Disse fraksjonene er lagt til i filen [point_source_treatment_types.csv](#), som ligger som vert på TEOTIL3-nettsiden og brukes til å dele inn i fraksjoner av N og P fra punktkilder (avløpsrenseanlegg, industri og akvakultur).

4.8.2.3. Anslag for TOC

TOC-utslipp fra akvakultur er estimert basert på det totale årlige fôret som brukes av hvert oppdrettsanlegg. Metoden er basert på et studie av Gillibrand et al. (2002). Hvis data for fôrbruk ikke er tilgjengelig, kan dette i stedet estimeres fra produktivitetsdata og en antatt FCR. Beregningen forutsetter at karboninnholdet i fôret typisk er 49% og at 30% av dette skilles ut av fisk. Det antas videre at 3% av fôret går tapt (det vil si at det ikke bli konsumert). Utslipp av TOC fra akvakultur er dermed estimert som:

$$L_j^{TOC} = 0,49F_j(0,97 \times 0,3 + 0,03) \quad (34)$$

Hvor L_j^{TOC} er utslipp av TOC fra oppdrettsanlegg j , og F_j er massen av fôr som tilsettes årlig ved oppdrettsanlegg j .

Disse beregningene er implementert av funksjonen `calculate_aquaculture_toc_loss` i TEOTIL3s `preprocessing`-modul. Karboninnholdet i typisk fiskefôr (49% i ligning [34]), er en justerbar parameter med en standardverdi definert online i vertsfilen [aquaculture_productivity_coefficients.csv](#); andre koeffisienter i ligning [34] antas å være konstante.

4.8.3. Ytterligere detaljer

Fullstendige detaljer om de oppdaterte akvakulturberegningene er i [Notisbok 2.9](#). Den årlige arbeidsgangen for databehandling for akvakulturdatabehandling levert av Fiskeridirektoratet er beskrevet i [Notisbok 2.1d](#).

Innenfor TEOTIL3-kildekoden er følgende funksjoner relevante for denne oppgaven:

- [preprocessing.read_raw_aquaculture_data](#)
- [preprocessing.estimate_aquaculture_nutrient_inputs](#)
- [preprocessing.get_aquaculture_biomass_previous_month](#)
- [preprocessing.calculate_aquaculture_productivity](#)
- [preprocessing.calculate_aquaculture_n_and_p_loss](#)
- [preprocessing.calculate_aquaculture_toc_loss](#)
- [preprocessing.subdivide_point_source_n_and_p](#)
- [io.get_annual_point_data](#)

Følgende datasett er inkludert på TEOTIL3-nettstedet:

- [aquaculture_annual_copper_usage.csv](#)
- [aquaculture_productivity_coefficients.csv](#)
- [point_source_treatment_types.csv](#)

4.9 Oppgave 2.11: Detaljerte data for små anlegg

4.9.1. Oppgavebeskrivelse

Som standard bruker den nye modellen data på kommunenivå generert av SSB for å estimere input fra små avløpsrenseanlegg. SSB-datasettene er de beste som er tilgjengelige nasjonalt, men på enkelte områder kan det finnes mer detaljerte datasett.

Denne oppgaven vil lage en inputmal (f.eks. i Excel) der interessenter som Miljødirektoratet, Vannområder eller Statsforvalteren kan legge inn stedsspesifikke detaljer for små anlegg. Som et minimum må detaljer inkludere: en unik ID; geografiske koordinater for hvert anlegg; antall personer knyttet til anlegget; og anleggstype (dvs. rensesprinsipp, ved bruk av de samme kategoriene definert av SSB – se Tabell 4 i forprosjekt rapport).

Python-kode vil bli utviklet for å lese data fra malen og estimere stedsspesifikke utslipp av nitrogen og fosfor fra små anlegg basert på metoden som brukes av SSB. Disse estimatene kan deretter brukes i modellen i stedet for de aggregerte SSB-oppsummeringene for å gi bedre romlig oppløsning, hvis ønskelig.

Vær oppmerksom på følgende begrensninger for omfanget av denne oppgaven:

- SSB har foreløpig ingen metode for å estimere SS for små anlegg. For å forbli konsistent med nasjonal statistikk, vil denne oppgaven ikke forsøke å utvikle nye metoder for denne komponenten. Om ønskelig kan SSB utvide sin arbeidsflyt til å inkludere SS for små anlegg i de nasjonale datasettene, og disse metodene kan deretter inkluderes i TEOTIL. Metodeutvikling for SS krever en egen kontrakt mellom Miljødirektoratet og SSB. Som standard vil denne oppgaven fokusere på å forbedre den romlige oppløsningen av N- og P-utslipp fra små anlegg på en måte som er forenlig med nasjonal statistikk.
- Denne oppgaven inkluderer ikke timer for å finne og kompilere inndatasett. Miljødirektoratet (eller andre relevante myndigheter) er ansvarlig for å levere data ved bruk av en avtalt inndatamal.

For å unngå «dobbelttelling» av utslipp fra små anlegg, er det viktig å skille høyoppløselige data fra lokale myndigheter fra nasjonale data fra SSB. I praksis, for en enkelt TEOTIL-kjøring, betyr dette ett av følgende alternativer:

- Detaljerte data er tilgjengelige for hele interesseregionen (dvs. de nasjonale oppsummeringene fra SSB er ikke nødvendig).
- Det er ikke nødvendig med detaljerte simuleringer (dvs. de nasjonale oppsummeringene fra SSB kan brukes overalt).
- Detaljert data er tilgjengelig for en eller flere komplette kommuner. I dette tilfellet kan disse kommuner fjernes fra de nasjonale oppsummeringene og erstattes av de mer detaljerte datasettene.

Merk at det kan være vanskelig å bruke mer detaljerte data hvis de bare er tilgjengelig for deler av en kommune, siden det ikke er noen åpenbar måte å vite hvor mye for den nasjonale totalen for den kommunen som er representert i det detaljerte datasettet.

4.9.2. Oppgavegjennomføring

TEOTIL3 inkluderer allerede rutiner for «små» avløpsanlegg (< 50 p.e.) for å dele N og P, og for å konvertere BOF & KOF til TOC (*Tabell 4*). For denne oppgaven er TEOTIL3-databasen utvidet slik at tabellen `teotil3.point_source_locations` kan akseptere stedsspesifikke data for små avløpsanlegg, som behandles på samme måte som andre punktkilder («store» anlegg, osv.). I tillegg er det foreslått en Excel-inndatamal (tilgjengelig [her](#)) for organisasjoner som Miljødirektoratet for å levere nødvendig informasjon på anleggsnivå.

Hvis data for små avløpsanlegg leveres ved hjelp av den foreslåtte malen, vil TEOTIL3 utføre konsistente beregninger for både store og små anlegg ved å bruke de mest detaljerte dataene som er tilgjengelige for hver kommune. Det har imidlertid vist seg vanskelig å samle de nødvendige dataene for å fylle ut malen, noe som betyr at den nye funksjonaliteten ennå ikke er testet. Et mer praktisk alternativ kan være å bruke matrikkeldatabasen, som er nasjonalt og inneholder noe bygningsspesifikk informasjon relevant for små anlegg. Dessverre inkluderer ikke denne databasen verken renseprinsipp eller antall tilkoblede personer, som begge er nødvendige for å reprodusere SSBs arbeidsflyt. Informasjonen som er tilgjengelig i matrikkeldatabasen er generelt mindre detaljert, så de potensielle gevinstene i romlig oppløsning oppveies av økt usikkerhet i tilførselsestimatene og inkompatibilitet med arbeidsflyten for store anlegg.

Utdata fra TEOTIL3 bør så langt det er mulig være kompatibelt med offisiell statistikk publisert av SSB. Det er også ønskelig at næringstapsberegningene for små anlegg håndteres på en måte som er forenlig med arbeidsflyten for store anlegg.

Foreløpig er denne oppgaven uløst. I prinsippet er TEOTIL3 i stand til å utføre stedsspesifikke beregninger for små anlegg etter SSB-metodikken, men denne tilnærmingen virker urealistisk i praksis. Ytterligere samarbeid med Miljødirektoratet vil være nødvendig for å fullføre denne oppgaven.

4.9.3. Ytterligere detaljer

Ytterligere detaljer er tilgjengelig i [Notisbok 2.11a](#) og den foreslåtte Excel-malen er tilgjengelig [her](#). Følgende relevante datasett er inkludert på TEOTIL3-nettstedet:

- [point_source_treatment_types.csv](#)

4.10 Oppgave 2.12: Be om komplette historiske input-datasett

4.10.1. Oppgavebeskrivelse

Hovedleverandørene av data for den årlige TEOTIL modelleringen (NVE for vannføring; NIBIO for jordbruk; SSB for avløpsrensing; Miljødirektoratet for industri og Fiskeridirektoratet for akvakultur) vil bli bedt om å levere rensede, årlige dataserier for lengst mulig tidsperiode. Disse datasettene vil bli behandlet og lagt til TEOTIL3-databasen.

Det antas at data for vannføring (fra NVE) og industri (fra Miljødirektoratet) enkelt kan innhentes uten ekstra ressurser. Det er også håp om at Fiskeridirektoratet enkelt kan levere historiske data for perioden siden rapporteringssystemet ble endret til Altinn (tidligere datasett er kanskje ikke tilgjengelig). NIBIO vil bli bedt om å gi historiske simuleringer basert på deres nye modeller (finansiert av Landbruksdirektoratet)

og SSB vil bli bedt om å levere data i det nye formatet (inkludert BOF/KOF og renseprinsipp) for så mange år som mulig – trolig tilbake til 2008.

4.10.2. Oppgavegjennomføring

NIBIOs nye jordbruksmodeller kan ikke generere data før 2013, fordi de nødvendige jordbruksdatasettene ikke er tilgjengelige i et konsistent format. Siden det ikke gir mening å kjøre TEOTIL3 med ufullstendige data, legger dette begrensninger på perioden som kan simuleres av den nye modellen.

Et komplett sett med TEOTIL3-inndata er satt sammen for perioden fra 2013 til 2022. Dette inkluderer:

- Data fra de nye jordbruksmodellene utviklet av NIBIO.
- Oppdaterte og utvidede data fra SSB, inkludert detaljer om renseprinsipp og estimerer for tap av organisk materiale fra små og store avløpsanlegg.
- Et nytt datasett over industriutslipp fra Miljødirektoratet, inkludert utslippskoordinater (i tillegg til anleggskoordinater), som ikke tidligere var inkludert.
- Data tidligere levert av Fiskeridirektoratet for TEOTIL2.

De nye datasettene ble først kvalitetssjekket, for eksempel ved å screene for romlige koordinater utenfor Norge eller identifisere lokaliteter med urealistisk store avstander mellom anleggs- og utslippskoordinater. Det rensede datasettet ble deretter delt opp i årlige datafiler som matchet formatet forventet av TEOTIL3, og disse ble lastet opp ved hjelp av [standard arbeidsflyt](#) utviklet for Oppgave 2.1 (avsnitt 4.1).

Under behandlingen ble det gjort to viktige endringer i måten TEOTIL3 håndterer punktkildeutslipp sammenlignet med den gamle modellen. For det første bruker TEOTIL3 utslippskoordinater (når tilgjengelig) i stedet for anleggskoordinater for å bestemme hvor næringsstoffer tilføres det hydrologiske nettverket. I mange tilfeller er anleggs- og utslippskoordinatene de samme, men noen av de største renseanleggene har utslipp i betydelig avstand fra anleggsbygningen. TEOTIL2 brukte kun anleggskoordinater, som i noen tilfeller tildeler store tilførsler til feil reginefelt.

For det andre er de eneste industrianlegg som er inkludert i TEOTIL3 de med direkte utslipp til elvenettet (dvs. anlegg som ikke er tilknyttet kommunalnett). Den forrige versjonen TEOTIL inkluderte alle industrielle utslipp, noe som fører til en betydelig overestimering av industrielle tilførsler til enkelte områder. I stedet, i TEOTIL3, er industriområder som slipper ut til det kommunale nettverket ikke eksplisitt inkludert, fordi utslippene deres håndteres av avløpsrensesystemet. Men selv om den nye tilnærmingen er en forbedring sammenlignet med TEOTIL2, bemerkes det at industriutslipp til det kommunale nettverket kun vil inkluderes i avløpsdataene i TEOTIL3 dersom industrianlegget er koblet til et avløpsanlegg som overvåker dets utslipp. Der dette ikke er tilfelle, estimeres utslipp fra avløpsanlegg av SSB basert på antall tilkoblede personer, og disse beregningene inkluderer ikke korrigering for bidrag fra industrien. Som et resultat vil den nye versjonen av TEOTIL sannsynligvis underestimere industrielle bidrag (mens den gamle modellen overestimerte dem).

4.10.3. Ytterligere detaljer

Se [utviklingsnotatbøkene for Oppgave 2.12](#) for fullstendige detaljer om arbeidsgangen. Spesielt:

- [Notisbok 2.12a](#) omstrukturerer de historiske dataene og genererer årlige inndatafiler.
- [Notisbok 2.12b](#) utfører en kvalitetssjekk for urealistiske anleggs- og utslippskoordinater.
- [Notisbok 2.1d](#) laster opp de årlige datasettene til TEOTIL3-databasen.

4.11 Oppgave 2.15: Kalibrering, testing og dokumentasjon

4.11.1. Oppgavebeskrivelse

Simuleringer fra den nye modellen vil bli sammenlignet med observerte tilførsler og modellparametere justert for å forbedre simuleringsytelsen. Et observert datasett for Norges hovedvassdragsområder vil først bli satt sammen basert på data fra Elveovervåkingsprogrammet. Dette vil bli supplert med data fra andre nedbørfelt av interesse med overvåking av god kvalitet (f.eks. Mjøsa og Vansjø), for å teste om den nye modellen kan produsere akseptable simuleringer for en rekke romlige skalaer.

Alle koder vil bli grundig dokumentert og gjort offentlig tilgjengelig på GitHub. Dokumentasjon vil bli lagt til TEOTIL-nettstedet, inkludert eksempler som viser hvordan man kan laste ned og installere den oppdaterte modellen og grunnleggende veiledninger. Det vil bli laget Jupyter-notatbøker som beskriver hvert aspekt av utviklingsprosessen og som begrunner viktige beslutninger (som valg underbygget av statistiske analyser).

4.11.2. Oppgavegjennomføring

4.11.2.1. Simulerer vannføring

For å simulere elvetilførsler er det viktig at TEOTIL3 på en adekvat måte kan reprodusere årlig vannføring på regine-nivå. For å gjøre dette bruker modellen to nøkkeldatasett, begge levert av NVE:

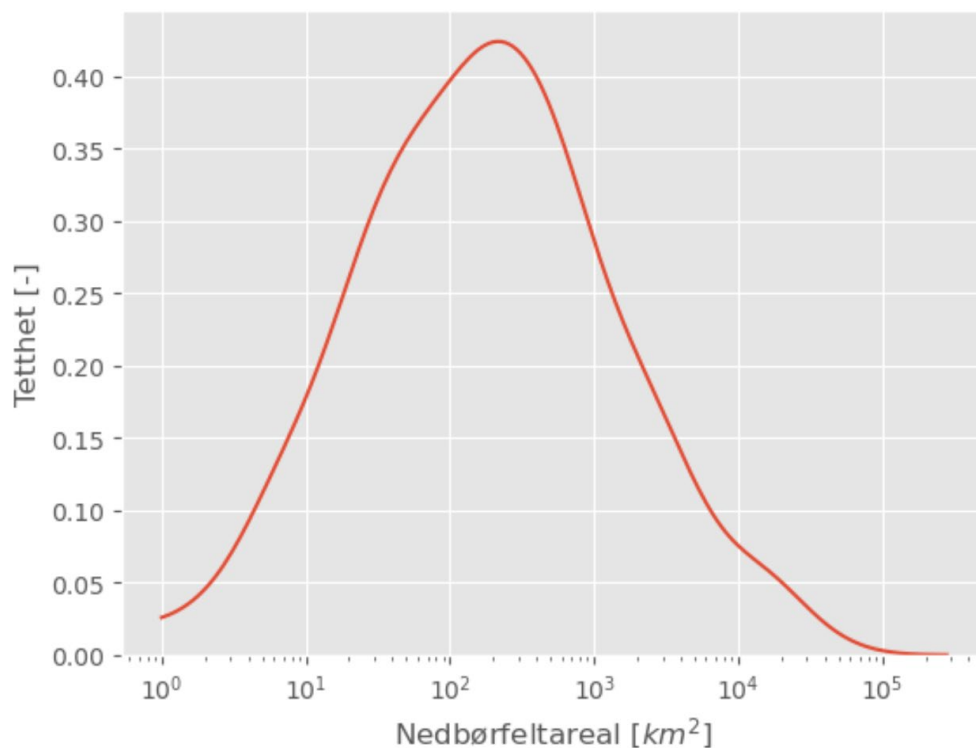
- Langsiktig (1991 til 2020) gjennomsnittlig årlig avrenning for hvert reginefelt, lastet ned og behandlet som en del av Oppgave 2.1 (avsnitt 4.1). Dette datasettet representerer *relative* romlige variasjoner i avrenning, som antas å forbli konstant over tid.
- Simuleringer av *absolutt* årlig avrenning for hvert vassdragsområde, som genereres hvert år av NVE og leveres til NIVA. Dette datasettet har grov romlig oppløsning, men fanger opp mellomårlege variasjoner i vannføring innenfor hvert vassdragsområde.

Ved å kombinere disse to datasettene er TEOTIL3 i stand til å simulere mellomårlege variasjoner i vannføring på regine-nivå.

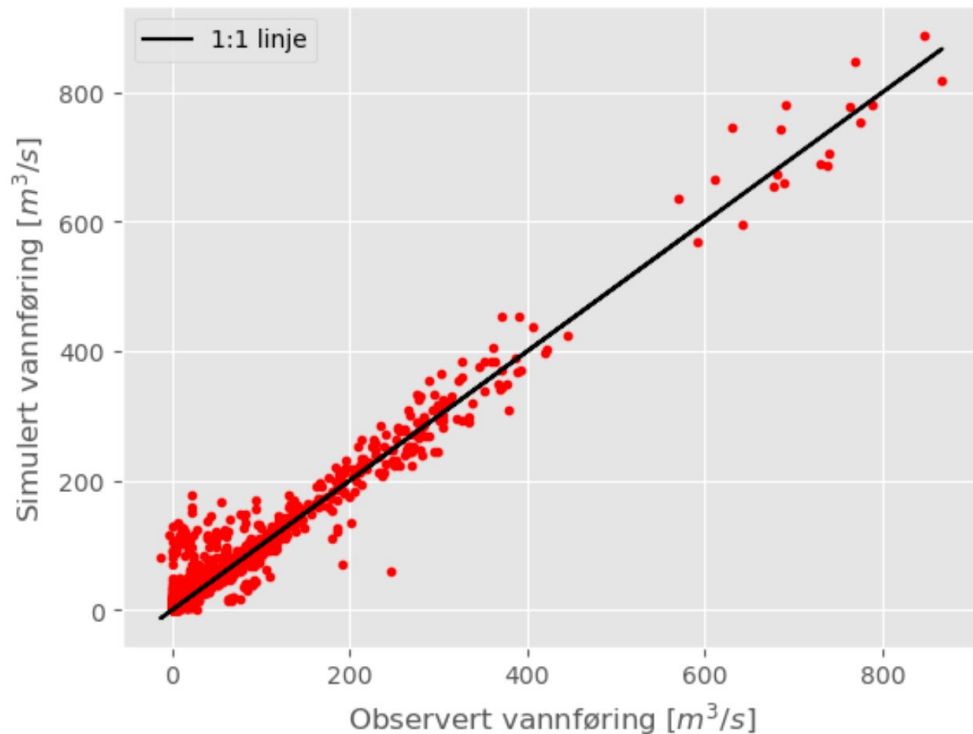
For å teste ytelsen til TEOTIL3s vannføringssimuleringer ble NVEs [HydAPI](#) brukt til å programmatisk laste ned alle offentlig tilgjengelig vannføringsdata for perioden 2013 til 2022. Observasjonene inkluderer data fra 489 stasjoner over hele Norge med et bredt spekter av nedbørfeltarealer (*Figur 18*). Totalt omfatter testdatasettet mer enn 4300 stasjons-år med data.

Hver stasjon i testdatasettet ble tildelt en regine-enhet basert på romlige koordinater og de årlige simuleringene på regine-nivå fra TEOTIL3 sammenlignet med observerte verdier. *Figur 19* viser simulerte versus observerte årlige vannføringer for hver stasjon. Modellen fungerer godt på tvers av en rekke romlige skalaer: den beste tilpasningslinjen på *Figur 19* har en helning på 1,0 og modellen kan forklare 96% av variansen i de observerte dataene. Ytterligere undersøkelser viser at de eneste vesentlige avvikene er i nedbørfelt som er sterkt regulert for vannkraft. Siden vannoverføringer for vannkraft ikke inngår i den årlige modelleringen på vassdragsområde-nivå av NVE, kan ikke TEOTIL3 forventes å prestere godt i disse nedbørfeltene.

Merk at den sanne ytelsen til TEOTIL3 ved simulering av vannføring sannsynligvis ikke er så god som antydnet av *Figur 19*, fordi NVE vil ha inkludert noen av testdataene i kalibreringen av sine egne hydrologiske modeller (som igjen gir årlige inputdata for TEOTIL3). Testdatasettet er derfor ikke helt uavhengig, noe som fordreier testen til fordel for TEOTIL3. Likevel gir sammenligningen en klar indikasjon på at vannføringsberegningene i TEOTIL fungerer som forventet, og at den nye modellen på en adekvat måte er i stand til å simulere vannføring på regine-nivå.



Figur 18. Fordeling av nedbørfeltarealer i testdatasettet for vannføring, jevnet ut ved bruk av «kjernetetthetsestimering» (kernel density estimation).



Figur 19. Simulert versus observert årlig vannføring for 489 stasjoner i perioden 2013 til 2022.

4.11.2.2. Kalibrering og simulering av vannkjemi

Simulerte elvetilførsler i TEOTIL3-modellen er følsomme for valg av retensjonsparametere. Oppgave 2.5 (avsnitt 4.1) utviklet statistiske modeller for disse parameterne basert på litteratordata, men for noen vannkjemivariabler er det betydelig usikkerhet i de tilpassede verdiene (dvs. at konfidensintervallene på noen retensjonsparametere er brede). For å tilpasse den nye modellen til norske forhold, ble retensjonsparametere for hver vannkjemivariabel kalibrert ved å sammenligne simulerte elvetilførsler med observerte data for en rekke nedbørfelt.

Kalibrering må utføres nøye, fordi ved å tillate vilkårlig store endringer i parameterverdiene er det generelt mulig å passe ethvert spesifikt kalibreringsdatasett godt, men på en måte som ikke vil generalisere til andre data (et statistisk problem kjent som «overtilpassing»). For å unngå overtilpassing ble retensjonsparametere estimert i Oppgave 2.5 brukt som utgangspunkt, og verdier ble kun tillatt å variere innenfor smale, fysisk plausible rammer (styrt av konfidensintervaller fra de statistiske analysene).

Kalibreringsdatasettet omfatter vannføring og vannkemiske overvåkingsdata samlet inn i perioden 2013 til 2022. Elveovervåkingsprogrammet består av cirka månedlig prøvetaking ved 19 stasjoner i middels til store nedbørfelt. Disse dataene ble supplert med data fra ytterligere 14 stasjoner lastet ned fra Vannmiljø i løpet av 2023 og behandlet av Phil Wallhead (NIVA) som del av et eget modelleringsprosjekt.

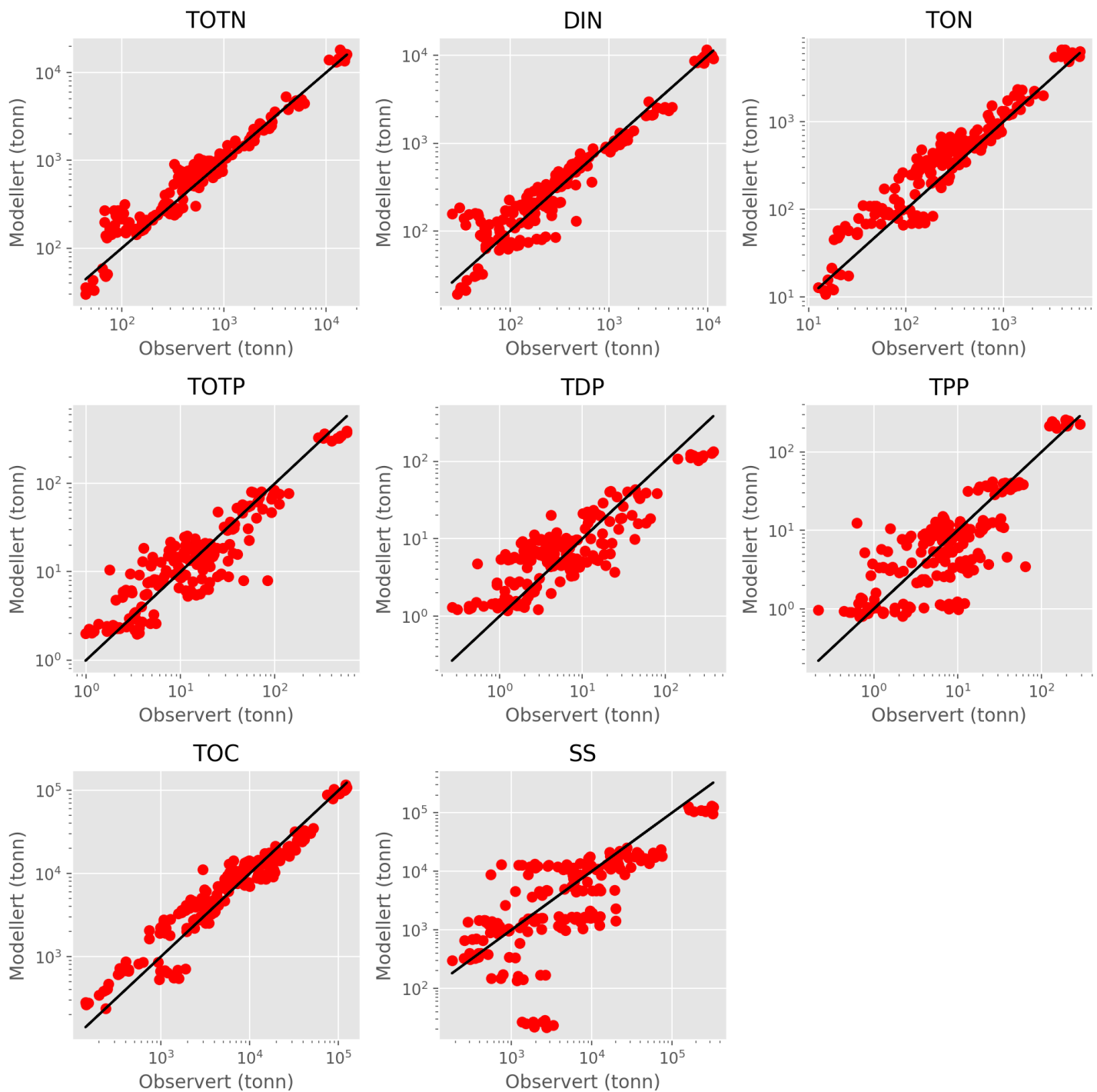
Kalibrering ble utført ved bruk av ikke-lineær minste kvadraters optimalisering (Levenberg-Marquardt-algoritme) implementert i Python-pakken LMFit (Newville et al., 2021). Fullstendige tekniske detaljer er gitt i [Notisbok 2.15d](#).

Den mest oppdaterte versjonen av de kalibrerte retensjonsparametere (brukt som standard i TEOTIL3) er lagret i funksjonen [preprocessing.assign_regime_retention](#). Ved å sammenligne de

kalibrerte retensjonsparameterne med de fra litteraturanalsen utført i Oppgave 2.5 (avsnitt 4.1), er hovedeffektene av kalibrering:

- Retensjon av TDP avtar (parameter k i ligning [13] endres fra 0,5 til 0,2 under kalibrering), mens det for TPP øker (parameter k i ligning [13] endres fra 2 til 3). Typisk retensjon for TOTP forblir uendret.
- Retensjon av DIN, TON og TOTN øker alle litt (for alle tre øker parameteren s i ligning [15] med ca. $1,5 \text{ m}\cdot\text{år}^{-1}$). Gitt fordelingen av hydrauliske belastninger for alle 35 000 innsjøer i TEOTIL3-databasen, er den samlede effekten av kalibrering å øke gjennomsnittlig DIN-retensjon i innsjøer fra 4,7% til 5,8%; gjennomsnittlig TON-retensjon fra 1,4% til 2,7%; og gjennomsnittlig TOTN-retensjon fra 3,8% til 4,7%.
- Retensjon av TOC avtar (parameter k i ligning [13] endres fra 0,6 til 0,4 under kalibrering). Den samlede effekten er at gjennomsnittlig TOC-retensjon for innsjøer i TEOTIL3-databasen reduseres fra 11,6% til 8,3% under kalibrering.
- Retensjon av SS avtar. Retensjonsparametere for SS estimert i Oppgave 2.5 ved bruk av litteraturdata er primært basert på reservoar, som sannsynligvis har høyere retensjon enn naturlige systemer. Det er derfor ikke overraskende at retensjonen reduseres under kalibrering. Imidlertid er de «optimale» kalibrerte parameterne for SS ikke fysisk plausible, noe som tyder på at kalibreringsprosedyren også prøver å kompensere for utelatelse andre steder i modellen. I TEOTIL3 er estimator av SS-tap basert på faste koeffisienter med begrenset evidensgrunnlag (avsnitt 4.6.2.2), så det er ikke overraskende at modellen presterer dårlig for denne parameteren sammenlignet med de andre. For SS er parameteren s i ligning [15] endret fra $90 \text{ m}\cdot\text{år}^{-1}$ til $60 \text{ m}\cdot\text{år}^{-1}$. Dette er ikke den «optimale» verdien som oppnås under kalibrering, men anses å være den minste verdien som er rimelig gitt den statistiske analysen ved bruk av litteraturdata (se [notisbok 2.5a](#) for detaljer). Den samlede effekten er at gjennomsnittlig SS-retensjon for innsjøer i TEOTIL3-databasen reduseres fra 48,5% til 42,5%.

Figur 20 viser den generelle ytelsen til den kalibrerte modellen ved simulering av årlige næringstilførsler. Legg merke til log-aksene, som gjør det lettere å vise resultater for nedbørfelt av ulike størrelse. Ytelsen er akseptabel for de fleste parametere. R^2 -verdier er vist i *Tabell 6*. Som nevnt ovenfor er ytelsen for SS relativt dårlig. Resultatene for TOC og nitrogen er gode, selv om det er noe som tyder på at simulert TON er litt for høy. Resultater for P er også akseptable, men modellen har en tendens til å overvurdere TDP-tilførsler i små nedbørfelt og undervurdere dem i store. Dette problemet kunne ikke løses under kalibrering ved å justere retensjonsparameterne, noe som kan tyde på problemer eller utelatelse andre steder i modelleringskjeden. For eksempel inkluderer ikke TEOTIL3 retensjon i elver, og for små nedbørfelt uten innsjøer kan dette føre til en overestimert tilførsel. Motsatt kan store elver som Glomma lagre betydelige mengder næringsstoffer, som kan remobiliseres og transporteres under stormhendelser. TEOTIL3 forsøker ikke å simulere slike prosesser, men den generelt gode ytelsen totalt sett tyder på at de viktigste aspektene er inkludert.



Figur 20. Modellert versus observert årlige tilførsler for hver parameter simulert av TEOTIL3. Legg merke til log-aksene.

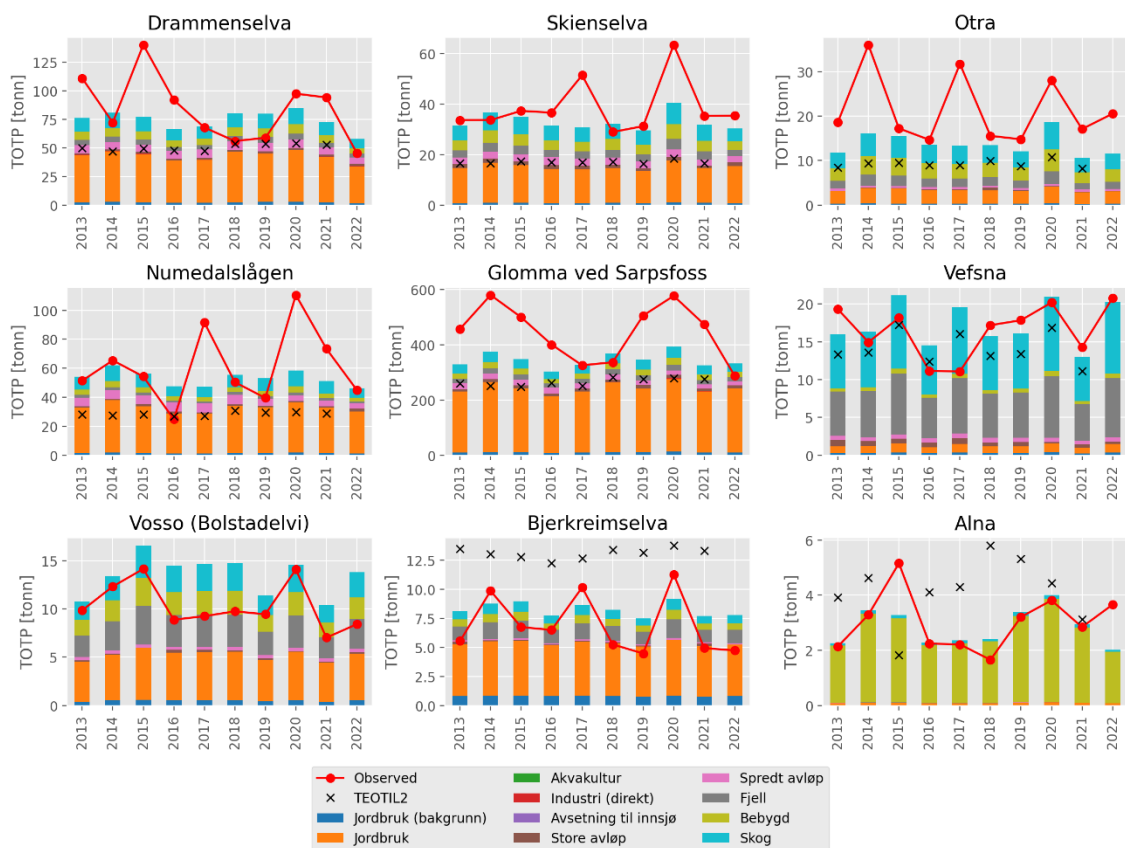
Tabell 6. Kalibreringsytelse for TEOTIL3.

Parameter	R ²
TOTN	0.97
DIN	0.97
TON	0.86
TOTP	0.89
TDP	0.62
TPP	0.84
TOC	0.95
SS	0.60

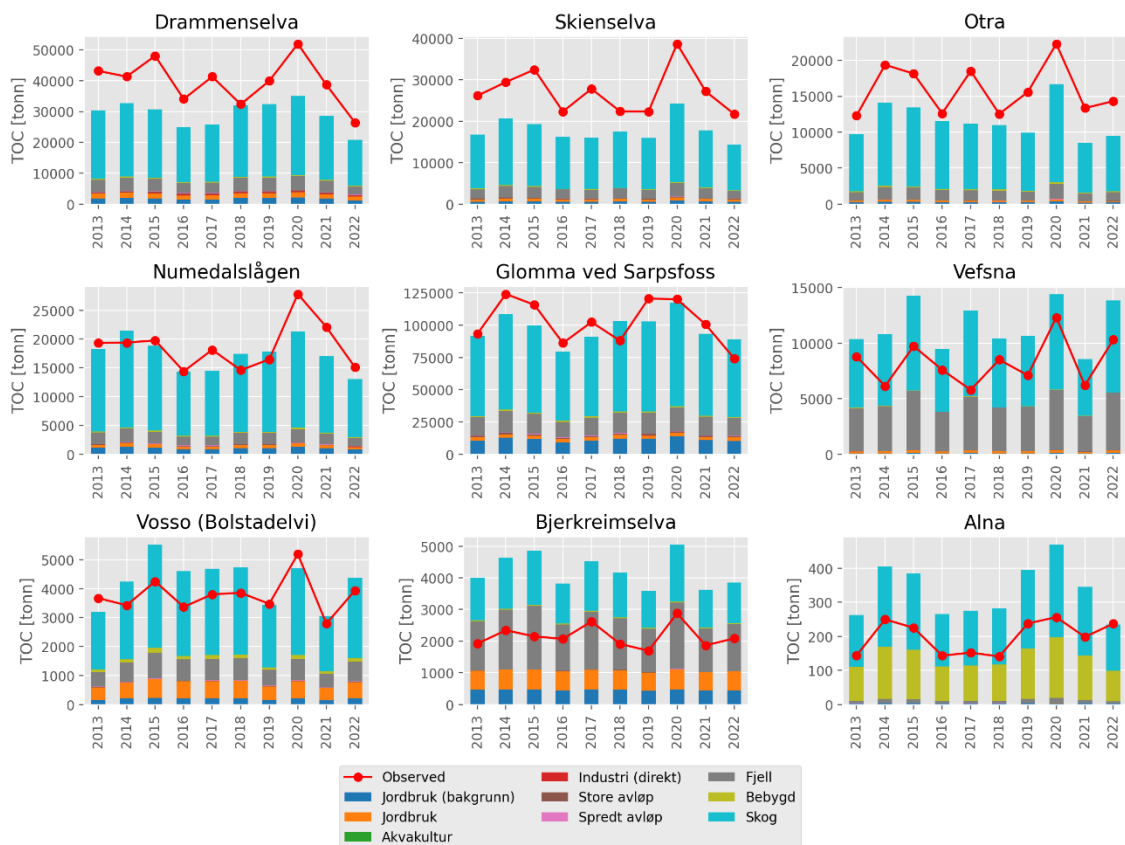
Figur 21 til Figur 24 sammenligner simulerte og observerte tilførsler for 9 elver fra testdatasettet. Røde linjer viser observerte tilførsler basert på data innsamlet av Elveovervåkingsprogrammet og rapportert årlig til OSPAR; stablede stolper viser de simulerte tilførsler fra den nye TEOTIL3-modellen, delt i henhold til kilden; og svarte kryss viser simulerte verdier fra den gamle TEOTIL2-modellen (der tilgjengelig). Resultatene fra TEOTIL3 er lik resultatene fra TEOTIL2, men den nye modellen presterer gjennomgående bedre totalt sett. Videre simulerer den nye modellen separate fraksjoner av N og P (DIN, TON, TDP og TPP; plott ikke vist) i tillegg til SS og TOC. Det faktum at disse to uavhengige arbeidsflytene gir lignende resultater for TOTN og TOTP er betryggende.



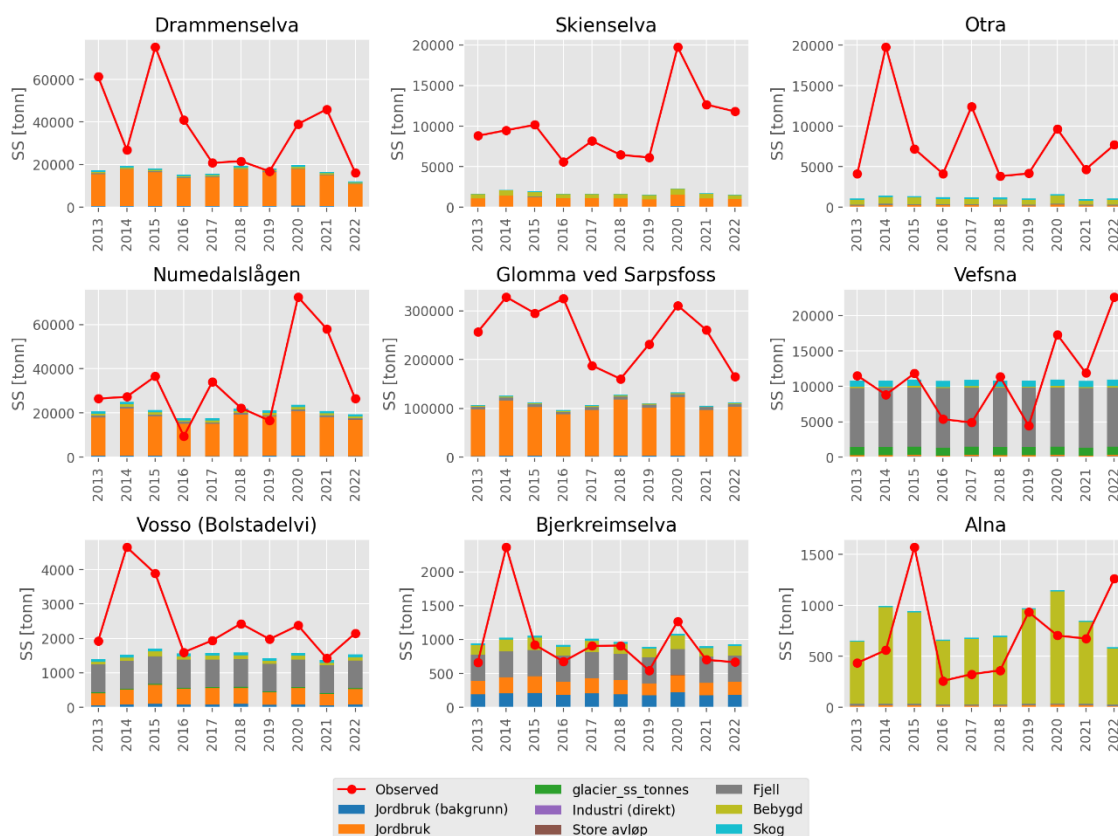
Figur 21. Simulerte versus observerte tilførsler av TOTN for et utvalg elver i Elveovervåkingsprogrammet.



Figur 22. Simulerte versus observerte tilførsler av TOTP for et utvalg elver i Elveovervåkingsprogrammet.



Figur 23. Simulerte versus observerte tilførsler av TOC for et utvalg elver i Elveovervåkingsprogrammet.



Figur 24. Simulerte versus observerte tilførsler av SS for et utvalg elver i Elveovervåkingsprogrammet.

4.11.2.3. Eksempel: Mjøsa (elvetilførsler og retensjon)

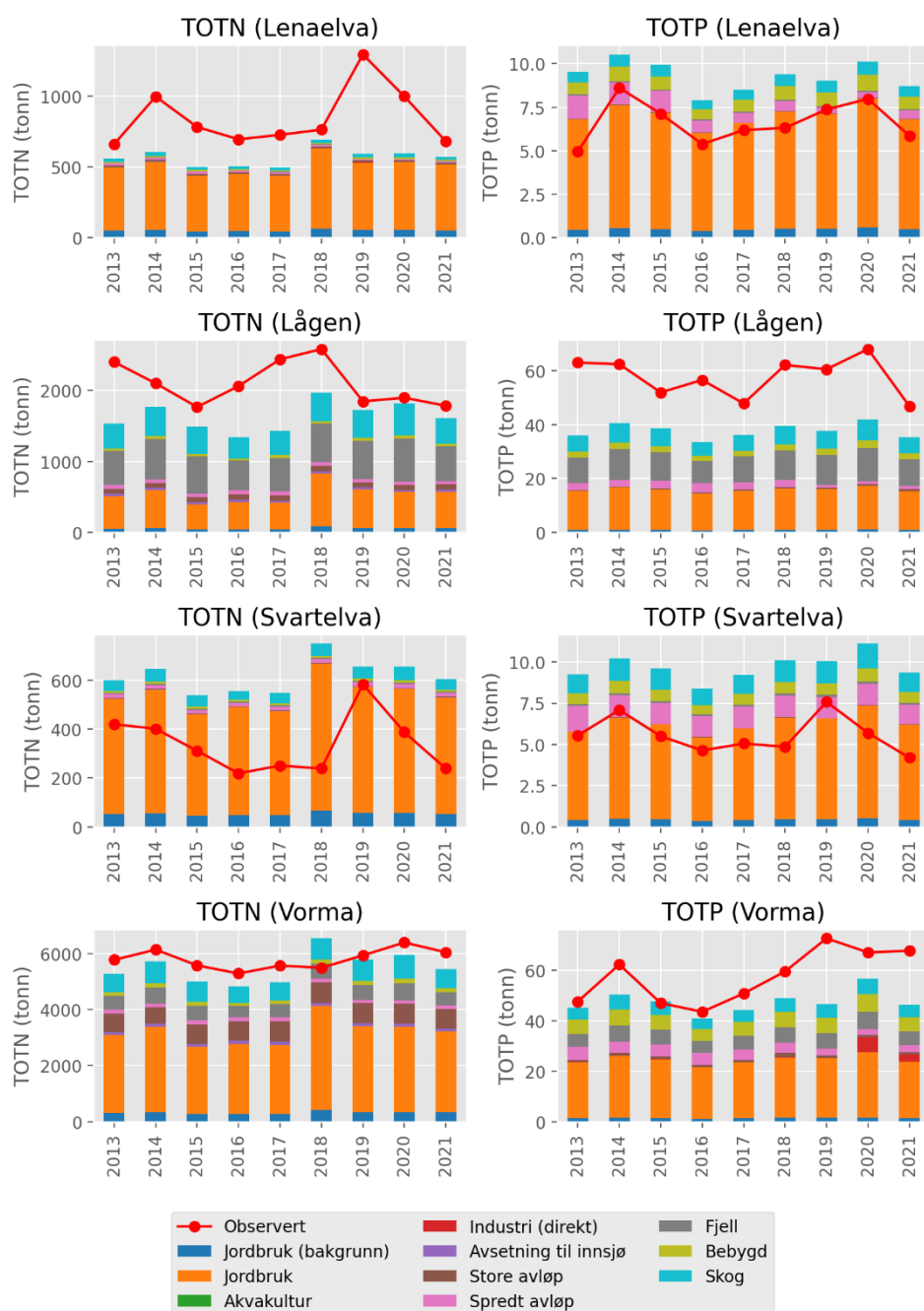
Detaljert overvåking av TOTN- og TOTP-konsentrasjoner er tilgjengelig for flere elver rundt Mjøsa, inkludert hovedtilløpet Lågen og hovedutløpet Vorma. Disse dataene ble ikke inkludert i kalibreringsdatasettet (avsnitt 4.11.2.2) og gir derfor en uavhengig test av den kalibrerte modellen.

Mjøsa er den største innsjøen i Norge, og dimensjonene avviker betydelig i forhold til andre innsjøer i NVEs innsjødatabase. Nøyaktig estimering av retensjon for Mjøsa ved bruk av TEOTIL3 er derfor utfordrende og gir en interessant test av retensjonsberegningene i den nye modellen. Mjøsa er også høyt prioritert fra et vannforvaltningsperspektiv – både når det gjelder å forbedre vannkvaliteten lokalt og for å forstå innsjøens rolle i forbindelse med retensjon og transport av næringsstoffer med Glommavassdraget til Oslofjorden.

Et datasett med overvåkede TOTN- og TOTP-konsentrasjoner for elver rundt Mjøsa er tidligere satt sammen av Jan-Erik Thrane (NIVA). Datasettet inkluderer 6 av de viktigste innløpselvene, pluss hovedutløpet. Rådataene ble først gjennomgått for å fjerne store uteliggere og deretter koblet til nærliggende NVE-stasjoner for å estimere vannføring og beregne TOTN- og TOTP-tilførsler for hver stasjon. Ytterligere tilførsler fra uovervåkede sideelver ble estimert ved å areal-skalere tilførsler fra nærliggende overvåkede nedbørfelt. Tilførsel av N fra atmosfærisk avsetning direkte på innsjøoverflaten ble også inkludert, basert på data fra EMEP (se avsnitt 4.6.2.3). Ved å sammenligne total estimert tilførsel av N og P til Mjøsa med utløpstilførsel målt ved Vorma i perioden 2010 til 2021, ble retensjonen av TOTN estimert til 25% og TOTP til 60%.

Ved bruk av TEOTIL3 for perioden 2013 til 2022 er simulert retensjon i Mjøsa 19% for TOTN og 64% for TOTP, noe som stemmer rimelig godt med estimatene basert på overvåkingsdata (spesielt gitt usikkerheten i alle disse estimatene). Til sammenligning antok den gamle TEOTIL2-modellen 13% retensjon for TOTN og 65% for TOTP, det vil si litt dårligere enn estimatene fra den nye modellen.

Figur 25 viser simulerte tilførsler fra den nye modellen sammenlignet med overvåkede tilførsler for tre av hovedelvene som renner ut i Mjøsa (Lågen, LENAELVA og SVARTELVA) pluss utløpet ved Vormå. Modellens ytelse er rimelig for både N og P, selv om det viser at modellen undervurderer tilførslene ved Lågen litt og overvurderer dem i Svartelva (kanskje fordi jordbruksstilførsel er for høy).



Figur 25. Simulerte versus observerte tilførsler av TOTN and TOTP for fire elver i Mjøs-området.

4.11.2.4. Eksempel: Vansjø (avlastningsbehov)

TEOTIL3 kan brukes til raskt å utføre første-ordens estimater av avlastningsbehov for å oppnå vannkvalitetsmål i alle reginefelt av interesse. Det må imidlertid vises varsomhet med hensyn til modellens usikkerheter (avsnitt 4.11.2.6), spesielt når målområdet er lite (< 100 km²).

For innsjøer er estimater av avlastningsbehov i TEOTIL3 underbygget av retensjonsmodellene utviklet i Oppgave 2.5 (avsnitt 4.4). Ved å legge til grunn at innsjøens vannmasser er godt blandet, slik at næringsstoffkonsentrasjonen er jevnt fordelt, er utløpskonsentrasjonen lik innsjøkonsentrasjonen. Den årlige næringstilførselen fra utløpet kan da estimeres ved å multiplisere innsjøkonsentrasjonen med den årlige vannføringen. Hvis målkonsentrasjonen (f.eks. for god økologisk tilstand – Good Ecological Status, GES – under Vannforskriften) er C , er den maksimale årlige tilførselen fra innsjøen i henhold til målet, F_{out}^{GES} , gitt av

$$F_{out}^{GES} = V_{ann} \cdot C \quad (34)$$

Der V_{ann} er den årlige vannmengden. Videre, hvis retensjonen av næringsstoffer i innsjøen er R , kan den maksimale tilførselen av næringsstoffer inn i innsjøen ved GES beregnes som

$$F_{in}^{GES} = \frac{F_{out}^{GES}}{1 - R} \quad (35)$$

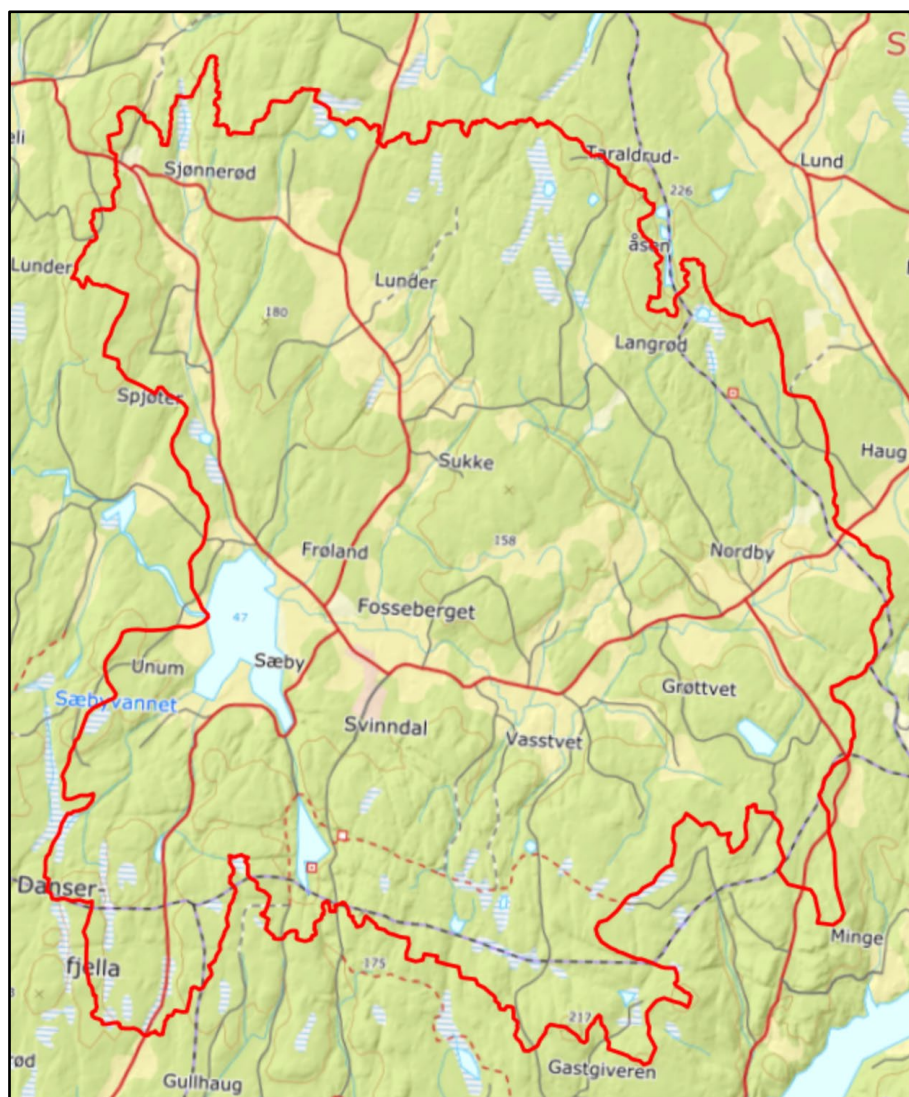
TEOTIL3 kan deretter brukes til å estimere dagens tilførsler til reginefeltet (inkludert oppstrøms tilførsler), F_{mod} , og avlastningsbehovet, A , som differansen

$$A = F_{mod} - F_{in}^{GES} \quad (36)$$

For å teste denne tilnærmingen ble den kalibrerte modellen brukt for flere delnedbørfelt i Morsa/Vansjø-området (oppstrøms fra Moss). Dette området blir aktivt forvaltet for å forbedre vannkvaliteten, og flere tidligere studier har vurdert avlastningsbehovet i detalj. Det gir dermed en god anledning til å evaluere TEOTIL3. Som et utgangspunkt sammenligner *Tabell 7* gjennomsnittskonsentrasjoner simulert av TEOTIL3 over perioden fra 2017 til 2022 med målte konsentrasjoner fra www.vann-nett.no i den samme perioden. De målte konsentrasjonene brukes til å definere dagens vannkvalitetsstatus under Vannforskriften, og totalt sett overensstemmer TEOTIL3-simuleringene godt med de observerte konsentrasjonene.

Tabell 7. Modellerte versus observerte simuleringer for tre innsjøer i Vansjøområdet for perioden 2017 til 2022.

Catchment	Parameter	TEOTIL3	VannNett
Sæbyvannet	TOTN (µg/l)	1166	1058
	TOC (mg/l)	14	11
	TOTP (µg/l)	28	30
Mjær	TOTN (µg/l)	716	551
	TOC (mg/l)	9	8
	TOTP (µg/l)	15	17
Vanemfjorden (vestre Vansjø)	TOTN (µg/l)	1110	921
	TOC (mg/l)	9	8
	TOTP (µg/l)	24	22



Figur 26. Svinndalselva nedbørfeltet oppstrøms Sæbyvannet, øst for Vansjø.

Figur 26 viser et av disse nedbørfeltene, Sæbyvannet, mer detaljert. Sæbyvannet er et lite vann (1,5 km²) øst for Vansjø med et oppstrømsareal på 94 km². Tilførsler av næringsstoffer i dette området er dominert av jordbruk og utløpet av innsjøen tilsvarende reginefelt 003.B1B, noe som gjør det enkelt å modellere med TEOTIL3. Figur 27 viser et skjermbilde av output fra modellens beregninger av avlastningsbehov, hvor brukeren har spesifisert en målkonsentrasjon for TOTP på 16 µg/l (øvre terskel for GES i denne innsjøen iht. Vannforskriften) og perioden av interesse er satt fra 2017 til 2022 (blå boks). Modellen estimerer først gjennomsnittlige konsentrasjoner og tilførsler for perioden av interesse basert på estimerte tilførsler til nedbørfeltene oppstrøms og simulert retensjon i det hydrologiske nettverket (oransje boks). Den gir også en oppsummering av de viktigste næringsstoffkildene i denne perioden (grønn boks) og gir til slutt et estimat for avlastningsbehovene som er nødvendig for å nå målet (rød boks). I følge TEOTIL3 var gjennomsnittlig årlig TOTP-tilførsel til Sæbyvannet mellom 2017 og 2022 2745 kg, og den årlige reduksjonen som kreves for å oppnå GES er 1139 kg (42%). Til sammenligning estimerte en studie av Vannregion Glomma i 2014 TOTP-tilførslene til Sæbyvannet i 2012 til 2913 kg og avlastningsbehovet for GES til 1647 kg. Gitt forbedringene i vannkvaliteten som har skjedd i Sæbyvannet siden 2012 (dagens konsentrasjon er lavere enn den som er oppgitt i Vannregion Glomma-rapporten), synes disse anslagene å være forenlige med TEOTIL3-resultatene. Gitt usikkerheten i arbeidsflyten for modellering og

beregningene for avlastningsbehov, virker det dessuten rimelig å konkludere med at gjennomsnittlige årlige TOTP-tilførsler til Sæbyvannet er i størrelsesorden 2,5 til 3 tonn per år, mens maksimum for GES er mer som 1.5 tonn per år. Reduksjoner på litt over 1 tonn per år er derfor rimelige mål for avbøtende tiltak.

Selected regine:	003.B1B.
Selected parameter:	TOTP.
Time period:	2017 to 2022.
Concentration for GES:	16 ug/l.
The regine contains 1 lake(s):	
vatnLnrs:	[295]
Estimated mean outflow concentration(s) (2017-2022):	
TOTP_ug/l	28.3
TDP_ug/l	9.6
TPP_ug/l	18.6
Estimated mean annual outflow flux(es) (2017-2022):	
TOTP_kg	1437
TDP_kg	492
TPP_kg	945
Source apportionment for outflow TOTP:	
Agriculture (%)	75.3
Wood (%)	15.1
Agriculture-background (%)	4.8
Urban (%)	2.6
Spredt (%)	1.6
Large-wastewater (%)	0.4
Upland (%)	0.3
Maximum outflow flux for GES (kg/yr)	841
Transmission factor (weighted) for TOTP	0.52
Maximum inflow flux for GES (kg/yr)	1607
Estimated inflow flux 2017-2022 (kg/yr)	2745
Load reduction target for GES (kg/yr)	1139 (41.5%)

Figur 27. Eksempelberegninger av avlastningsbehov for Sæbyvannet ved bruk av TEOTIL3.

4.11.2.5. Sammenligning med TEOTIL2

Resultater fra TEOTIL3 er generelt sammenfallende med TEOTIL2, men med noen viktige forskjeller. TEOTIL2 simulerer bare TOTN og TOTP, med inngangsdata tilgjengelig fra 1990 til i dag. TEOTIL3 simulerer fraksjoner av N og P (DIN, TON, TDP, TPP), samt SS og TOC. Tilgjengeligheten av konsistente inputdata begrenser imidlertid TEOTIL3 til perioden fra 2013 til i dag.

Som beskrevet i avsnitt 4.2 inkluderer TEOTIL3 mer realistisk ruting av tilførsler i kystsonen, som retter opp flere svakheter i den gamle modellen ved små romlige skalaer. Videre, i TEOTIL3, legges punktkilder fra industri og "store" avløpsanlegg til det hydrologiske nettverket basert på utslippskoordinater (der tilgjengelig), mens den gamle modellen brukte anleggskoordinater overalt. TEOTIL3-tilnærmingen er mer realistisk, og endringen utgjør en betydelig forskjell for lokale næringsstoffbudsjetter i enkelte reginefelt – for eksempel der et avløpsanlegg nær kysten slipper ut direkte til sjø. TEOTIL3 inkluderer også kun industrianlegg med direkte utslipp til det hydrologiske nettverket, mens TEOTIL2 inkluderte alle

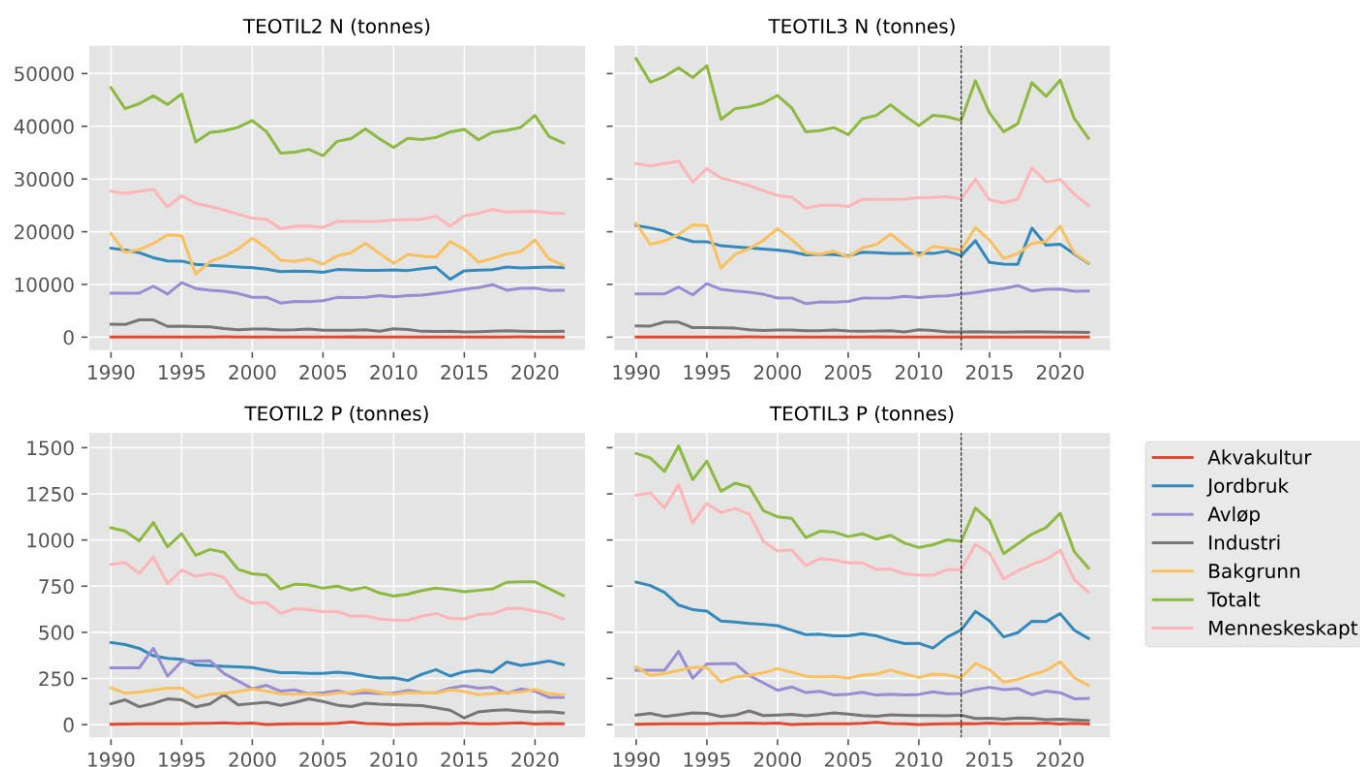
industriutslipp. TEOTIL3-tilnærmingen er bedre, men vil føre til underestimering av totale industritilførsler i tilfeller der industrianlegg er koblet til avløpsanlegg som ikke overvåker utslippene deres (avsnitt 4.10).

For diffuse kilder varierer urbane flukser i TEOTIL3 nå fra år til år i henhold til avrenning og i de fleste områder er de høyere enn tidligere simulert av TEOTIL2. Ytelsen til TEOTIL3 er generelt bedre enn TEOTIL2 i byområder (f.eks. Alna – se *Figur 21* og *Figur 22*), men de nye koeffisientene kan trenge ytterligere justering ettersom modellen brukes mer utbredt.

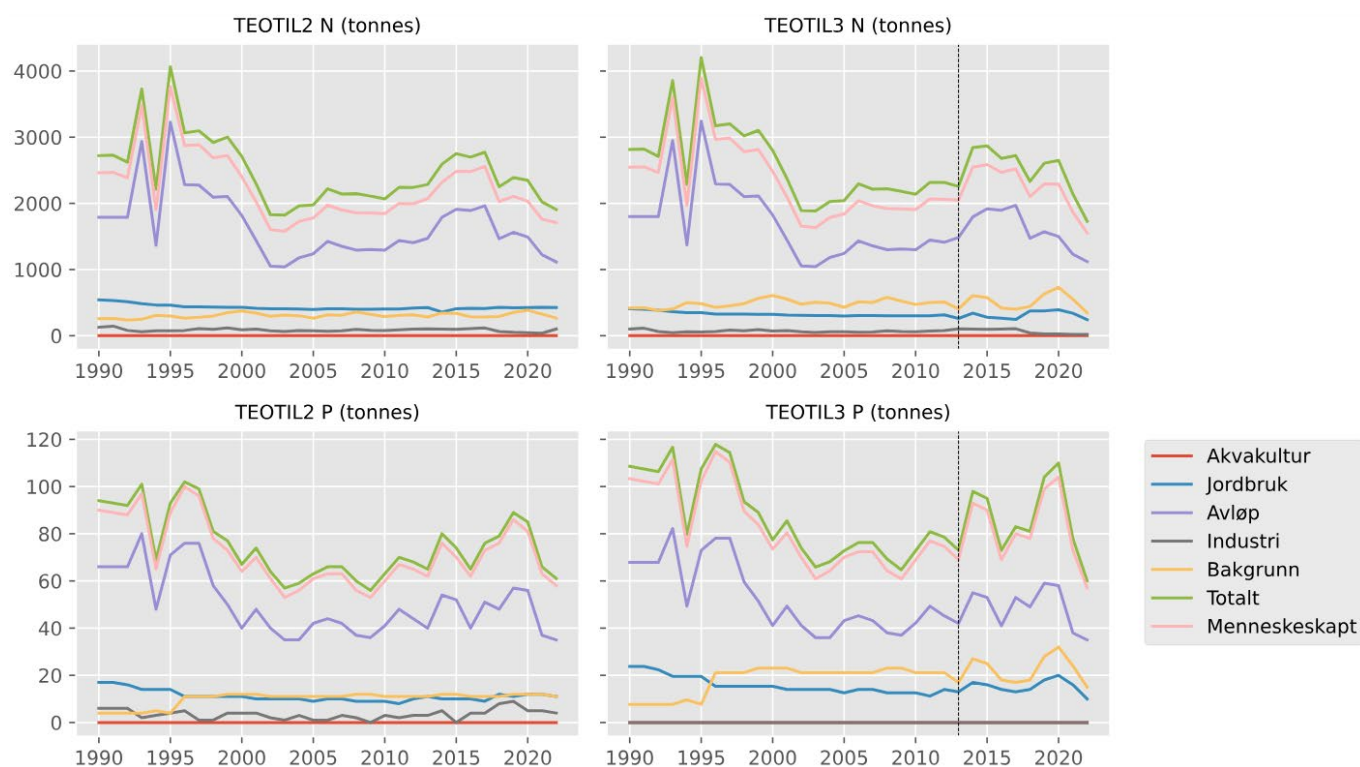
Den største endringen i inputdataene i TEOTIL3 er at jordbrukstilførsler nå estimeres på regine-nivå basert på de oppdaterte jordbruksmodellene som er utviklet av NIBIO. Detaljer om NIBIO-arbeidsflyten er presentert i en [egen rapport](#), men samlet sett er simulerte jordbrukstap fra de nye NIBIO-modellene høyere enn de som tidligere ble brukt i TEOTIL2. På nasjonal skala har jordbrukstapene av både N og P i NIBIO-modellene økt med en faktor på rundt 1,6. En del av dette skyldes forbedret romlig oppløsning av NIBIO-modellene, som nå simulerer jordbruk i områder som ikke tidligere ble inkludert i TEOTIL2. En annen faktor er at de nye NIBIO-modellene simulerer «årlige» tap (dvs. inkludert variasjoner drevet av mellomårlige værvariasjoner), mens den gamle NIBIO-metodikken antok fast årlig avrenning basert på langsiktige gjennomsnitt (avsnitt 4.5). Som et resultat er jordbrukstilførsler i TEOTIL3 vanligvis større og mer variable enn i TEOTIL2. For TOTP har det tidligere blitt bemerket at TEOTIL2 har en tendens til å undervurdere tilførsler, så økningen i jordbruks-P forbedrer generelt modellens ytelse sammenlignet med observerte data.

Ved å sammenligne utdata fra TEOTIL3 med TEOTIL2 for perioden fra 2013 til 2022, er det mulig å utvikle korreksjonsfaktorer for å utvide TEOTIL3-serien tilbake til 1990. *Figur 28* og *Figur 29* viser TEOTIL2 og utvidete TEOTIL3-resultater for perioden fra 1990 til 2022. Plottene er presentert på samme måte som i TEOTIL2-årsrapportene (f.eks. Sample, 2021) der «bakgrunn»-kategorien omfatter naturlige tilførsler fra skog, fjell og jordbruksarealer, pluss tilførsler fra urbane områder og direkte avsetning til innsjøer. Svarte vertikale linjer på TEOTIL3-plottene (høyre paneler) markerer 2013, som er det første året den nye modellen kan kjøres. Data på TEOTIL3-plottene før 2013 er skalert basert på sammenligning med TEOTIL2-resultater. For perioden etter 2013, legg merke til økningen i jordbrukstap simulert av TEOTIL3, og også den økte variabiliteten. Bakgrunnstapene øker også og blir mer variable – mest på grunn av økte bakgrunnstap i jordbruket simulert av de nye NIBIO-modellene. Tilførsler fra industri er også lavere på TEOTIL3-plottene, som beskrevet ovenfor.

Samlet sett kan resultatene fra den nye modellen kobles til resultatene fra den gamle modellen uten en åpenbar trinnendring, bortsett fra for jordbruk (og enhver kategori som inkluderer jordbruk), der simulerte tilførsler øker betydelig.



Figur 28. Modellresultater for Skagerrak (Svenskegrensen til Lindesnes) for TEOTIL2 (venstre paneler) og TEOTIL3 (høyre paneler). TEOTIL3-resultater før 2013 er skalert til TEOTIL2-resultater basert på overlappingsperioden (2013 til 2022).



Figur 29. Modellresultater for Indre Oslofjord (nord for Drøbak) for TEOTIL2 (venstre paneler) og TEOTIL3 (høyre paneler). TEOTIL3-resultater før 2013 er skalert til TEOTIL2-resultater basert på overlappingsperioden (2013 til 2022).

4.11.2.6. Veiledning for effektiv bruk av modellen

TEOTIL3 forsøker å simulere hovedfaktorene som kontrollerer elvetilførsler i Norge. Modellen er spesielt utviklet for å støtte vannforvaltning og oppløsningen i både rom og tid er valgt for å kunne svare på overordnede problemstillinger knyttet til f.eks. tiltaksplanlegging. Det er imidlertid ikke intensjonen med TEOTIL3 å simulere næringsstofftap og transportprosesser i detalj, og modellen er derfor ikke ment å erstatte mer detaljert modellering i områder av spesiell interesse for vannforvaltning. Snarere gjør modellen det enkelt for beslutningstakere å beregne første-ordens næringsstoffbudsjetter, som kan brukes som utgangspunkt for videre diskusjon og undersøkelser.

TEOTIL3 har som mål å finne et pragmatisk kompromiss mellom kompleksitet og beregningsytelse. For å bruke modellen effektivt, er det viktig å forstå de viktigste svakhetene, utelatelsene og kildene til usikkerhet i modelleringsarbeidsflyten:

- **Vannføring.** De årlige vannføringssimuleringene i TEOTIL3 er underbygget av hydrologisk modellering utført av NVE. NVEs modell tar ikke hensyn til vannoverføringer mellom nedbørfelt, for eksempel knyttet til drikkevannsforsyning eller vannkraftproduksjon. Slike overføringer kan være lokalt betydelige og vil påvirke ytelsen til TEOTIL3 i enkelte områder. Videre tar ikke TEOTIL3s årlige vannbalanse hensyn til variasjoner innen året i nedbørintensitet, for eksempel kortvarige stormer eller tørkehendelser. Av denne grunn kan ikke modellen fullt ut reproducere den naturlige variasjonen i de observerte dataene – spesielt for partikkelparametere som TPP og SS, som mobiliseres under stormer.
- **Punktkilder** («store» avløpsanlegg, industri og akvakultur) kan lokaliseres nøyaktig basert på anleggs- eller utløpskoordinater, så deres usikkerhet er uavhengig av romlig skala (i motsetning til enkelte diffuse kilder, hvor usikkerheten blir større ettersom interesseområdet blir mindre – se nedenfor). Estimer av TOTN og TOTP fra industri og avløpsanlegg er relativt robuste, siden de enten er basert på direkte måling eller på statistisk interpolasjon fra SSB. Estimer for TOC og for fraksjoner av N og P er mindre sikre, fordi de er basert på begrensede data (se vedlegg).
- **Diffuse kilder** (bebyggd, jordbruk, spredt avløp, naturlig bakgrunn og atmosfærisk avsetning) har usikkerhet som er skalaavhengig. For eksempel bruker standard beregninger for spredte avløp og noen deler av NIBIOs oppdaterte arbeidsflyt for jordbruksmodellering data aggregert til kommunenivå, slik at allokering av spredt avløp og jordbrukstilførsler til skalaer mindre enn kommunenivå må behandles med forsiktighet. Tilsvarende fanger ikke de romlige interpolasjonsrutinene som brukes til å estimere bidrag fra naturlig bakgrunn («fjell» og «skog») og atmosfærisk avsetning opp hele spekteret av lokale detaljer, noe som gjør dem mer usikre i små nedbørfelt (< ~100 km²).
- **Retensjon.** TEOTIL3 vurderer ikke retensjon i elver eller bekker. Retensjon i innsjøer er modellert ved å bruke en tilnærming som ignorerer vannsøylestratifisering og forutsetter enkel inn- og utstrømningsdynamikk. Selv om dette fungerer som en første tilnærming, er det kanskje ikke egnet for å simulere retensjon i innsjøer med kompleks batymetri eller hydrologi (for eksempel innsjøer med flere bassenger med forskjellig oppholdstid). Brukere bør være spesielt forsiktige ved å bruke TEOTIL3 i små nedbørfelt uten betydelige innsjøer, fordi i slike nedbørfelt vil modellen ikke inkludere noe retensjon av næringsstoffer. I realiteten kan imidlertid retensjon i små, førsteordens bekker og grøfter ha lokal betydning. Som et resultat vil TEOTIL3 ha en tendens til å overvurdere tilførslene i disse områdene.

Selv om TEOTIL3 har potensiale til å bli brukt til å simulere reginefelt av alle størrelser, antyder evalueringen presentert i avsnitt 4.11.2.2 at modellen fungerer best for middels til store nedbørfelt (100 til 1000 kvadratkilometer). Følgende generelle retningslinjer gjelder for alle mulige anvendelser av TEOTIL3, men er spesielt viktige når området av interesse er lite (mindre enn noen få hundre kvadratkilometer):

1. Sjekk inndataene for å identifisere de dominerende kildene i interesseområdet. [Notebook 2.15c](#) kan brukes til å raskt generere et interaktivt kart som viser næringsstoffkilder i et hvilket som helst vassdragsområde. Hvis de dominerende kildene er spredt avløp eller jordbruk, husk at usikkerheten kan bli stor i små nedbørfelt.
2. Bruk modellen til å simulere tilførsler og årlig vannføringsveide gjennomsnittskonsentrasjoner for parameteren(e) av interesse, men om mulig, sammenlign verdiene med tilgjengelige overvåkingsdata. Lignende verdier (f.eks. som i *Tabell 7*) bidrar til å bygge tillit til modellens ytelse.
3. Hvis simulerte og observerte verdier er vesentlig forskjellige, bør man først vurdere om overvåkingsdataene er robuste. Hvis de er det, undersøk TEOTIL3-inndatasettene for å identifisere årsaken til forskjellene. Vær oppmerksom på at selv i tilfeller der noen aspekter av TEOTIL3-resultater er urealistiske, kan andre deler av modellen fortsatt være nyttige. For eksempel, i et lite nedbørfelt dominert av spredt avløp, kan TEOTIL3s simuleringer av næringsstofftilførsler være upålitelige. Imidlertid kan retensjonskomponenten til TEOTIL3 fortsatt brukes til å estimere avlastningsbehov ved å bruke tilgjengelige overvåkingsdata.
4. Evaluer TEOTIL3-resultater og alle observerte data i sammenheng med deres tilhørende usikkerhet. For eksempel innebærer beregningene av avlastningsbehov for Sæbyvannet, illustrert i *Figur 27*, at en reduksjon på 1139 kg TOTP per år er nødvendig for å oppnå GES. En rimelig praktisk tolkning av dette tallet er at «omtrent ett tonn» TOTP bør fjernes for å bringe Sæbyvannet nær GES. Den sanne avlastningen som kreves er sannsynligvis mellom 600 og 1700 kg ($\pm 50\%$). Viktigere er at den sanne verdien nesten helt sikkert er i størrelsesorden 1000 kg. I mange tilfeller vil denne informasjonen alene være nok til å avgjøre om det er mulig å oppnå GES ved hjelp av tiltakspakker.

4.11.2.7. Kode og dokumentasjon

Alle aspekter ved modellutviklingen er dokumentert på TEOTIL3-nettstedet (<https://nivanorge.github.io/teotil3/>), som ligger på GitHub. [Utviklingsnotatbøkene](#) gir kode- og datavisualisering for hver oppgave, og en serie med [introduksjonsveiledninger](#) er også tilgjengelig. I fremtiden vil nettsiden også brukes til å presentere resultater fra bruk av modellen – for eksempel casestudier eller andre prosjekter.

[TEOTIL3-kildekoden](#) og mange av [kjerneinndatasettene](#) er offentlig tilgjengelig på GitHub. Noen inndatasett anses som sensitive og er ikke offentlig tilgjengelige, fordi de ble innhentet av NIVA under en lisens som utelukker datadeling. Selve modellen er kodet i Python og kan installeres ved hjelp av `pip` (en pakkebehandling for Python). Merk at modellen har noen ikke-Python-avhengigheter for geospasial prosessering (GDAL, PROJ etc.) som må installeres separat og konfigureres først.

Målet med TEOTIL3 er å tilby et transparent, repeterbart og godt dokumentert modelleringsverktøy for å støtte vannforvaltning. Alle som er interessert i modellen oppfordres til å engasjere seg i utviklingsprosessen, enten via [diskusjonstavlen](#) eller ved å opprette nye «[issues](#)» eller «[pull requests](#)».

4.11.3. Ytterligere detaljer

Fullstendige detaljer om modellkalibrering, testing og sammenligning finnes i [utviklingsnotatbøkene for Oppgave 2.15](#):

- [Notisbok 2.15a](#) sammenligner TEOTIL2 versus TEOTIL3 resultater på regine-nivå.
- [Notisbok 2.15b](#) sammenligner TEOTIL3-resultater mot observerte vannføringsdata fra NVE og observerte kjemidata fra Vannmiljø og Elveovervåkingsprogrammet.
- [Notisbok 2.15c](#) kan brukes til raskt å generere interaktive kart som viser tilførsel av næringsstoffer til alle reginefelt av interesse. Denne notatboken er et nyttig utgangspunkt for enhver bruk av TEOTIL3.
- [Notisbok 2.15d](#) gir koden som brukes for å kalibrere TEOTIL3 mot observerte elvetilførsler (avsnitt 4.11.2.2). Kalibreringsresultater for hver parameter lagres i «[calibration](#)» mappen på GitHub.
- [Notisbok 2.5d](#) (del av Oppgave 2.5) bruker observerte data for å estimere retensjon av TOTN og TOTP i Mjøsa.
- [Notisbok 2.15e](#) anvender TEOTIL3 på nedbørfelt rundt Mjøsa og sammenligner modellerte tilførsler og retensjon med de som er basert på observerte data (fra notisbok 2.5d).
- [Notisbok 2.15f](#) anvender TEOTIL3 til Hålandsvatnet, et svært lite nedbørfelt (~6 km²) nær Stavanger. TEOTIL3 er ikke egnet for å simulere nedbørfelt i denne skalaen, men resultatene er interessante fra et evalueringsperspektiv.
- [Notisbok 2.15g](#) presenterer eksempler fra Morsa/Vansjø nedbørfeltet, inkludert hvordan man kan bruke TEOTIL3 for å estimere avlastningsbehov.
- [Notisbok 2.16](#) utvider TEOTIL3 tidsserier for TOTN og TOTP tilbake til 1990 ved å skalere til resultater fra TEOTIL2 for perioden før 2013. Plott produseres for de samme regionene (vannregioner, forvaltningsplanområder etc.) som tas i betraktning i tidligere TEOTIL2 årsrapporter (f.eks. Sample, 2021).

5 Konklusjon

Alle aspekter ved TEOTIL-modellen har blitt oppdatert, utvidet og forbedret. Modellen er fullstendig omkodet og en ny database opprettet for å lagre input- og output-datasett. TEOTIL3 er konseptuelt lik tidligere versjoner, men alle input-datasett har blitt oppdatert og hvert trinn i arbeidsflyten gjennomgått og re-designet basert på nyeste kunnskap og publiserte overvåkingsdata.

I tillegg til TOTN og TOTP, simulerer TEOTIL3 fraksjoner av N og P (DIN, TON, TDP og TPP), samt TOC og SS. Modellen simulerer kildefordelte tilførsler av disse parameterne med årlig oppløsning fra 2013 til i dag. Den oppdaterte modellen inkluderer tilførsel av næringsstoffer fra følgende kilder:

- Naturlige bakgrunnsstilførsler fra skog- og fjell-områder (TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP, TOC og SS; breområder er også inkludert for SS).
- Atmosfærisk avsetning direkte til innsjøer (kun DIN).
- Tilførsler fra urbane områder (TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP, TOC og SS).
- Statistisk interpolerte utslipp fra små avløpsrenseanlegg (såkalt «spredt avløp»; TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP og TOC; SS er ikke inkludert).
- Statistisk interpolerte utslipp fra store avløpsrenseanlegg (TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP og TOC; SS er inkludert der det rapporteres direkte). Lekkasje og overløp fra kommunalt nett er ikke inkludert.
- Direkte utslipp fra industri rapportert til Miljødirektoratet (TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP, TOC og SS).
- Tilførsler fra akvakultur (laks og regnbueørret) i åpne merdanlegg i sjøvann (TOTN, DIN, TON, TOTP, TDP, TPP og TOC; SS er ikke inkludert).

I tillegg simulerer modellen også årlig vannføring.

TEOTIL3 er designet for å være kompatibel med nye jordbruksmodeller utviklet parallelt av NIBIO (Kværnø *et al.*, 2024). De nye jordbruksdataene er mer detaljerte enn tidligere og inkluderer også endringer drevet av årlige værvariasjoner (som ikke var tilgjengelig i tidligere versjoner av NIBIOs jordbruksdata).

Testing viser at den nye modellen konsekvent er bedre enn TEOTIL2 til å simulere tilførsler av TOTN og TOTP. Ytelse sammenlignet med observerte data viser også tilstrekkelig presisjon for TOC og for fraksjoner av N og P (selv om usikkerheten kan være stor for noen kilder). Simuleringer av SS er mindre pålitelige og bør betraktes som provisoriske inntil videre.

TEOTIL3-modellen er åpen kildekode og alle aspekter av utviklingsprosessen er repeterbare og grundig dokumentert på [TEOTIL3-nettstedet](#). TEOTIL3 bygger på og utvider den tidligere versjonen av modellen, ved at den beholder kjernekonseptene, enkelheten og fleksibiliteten som har gjort TEOTIL populær blant norske vannforvaltere i nesten tre tiår. Den nye versjonen av modellen deler mange av styrkene og begrensningene til den gamle versjonen, men alle endringene som er gjort gjør TEOTIL3 mer robust og transparent enn tidligere versjoner. Vi håper at TEOTIL3 innfrir forventningene og viser seg å bli enda mer populær blant vannforvaltere enn tidligere versjoner av modellen.

6 Referanser

- Ahlgren I, Frisk T, Kamp-Nielsen L. 1988. *Empirical and theoretical models of phosphorus loading, retention and concentration vs. lake trophic state*. Hydrobiologia **170**, 285–303. doi:10.1007/BF00024910.
- Åstebøl SO, Kjølholt J, Hvitved-Jacobsen T, Berg G, Saunes H. 2012. *Beregning av forurensing fra overvann*. COWI rapport A029838/137924.
- Bloem E, Bechmann M, Clarke N, Skarbøvik E. 2020. *Cultivation of new land: Effects on water quality*. NIBIO Rapport **6** (59).
- Bogen J. 1996. *Erosion and sediment yield in Norwegian rivers*. Erosion and Sediment Yield: Global and Regional Perspectives (Proceedings of the Exeter Symposium, July 1996). IAHS publication **236** (1996).
- Brett MT og Benjamin MM. 2008. *A review and reassessment of lake phosphorus retention and the nutrient loading concept*. Freshwater Biology **53** 194–211. doi:10.1111/J.1365-2427.2007.01862.X.
- Broch OJ og Ellingsen I. 2020. *Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av utslipp av organisk materiale og næringssalter fra havbruk*. SINTEF rapport 2020:00342.
- Brune GM. 1953. *Trap efficiency of reservoirs*. EOS Transactions of the American Geophysical Union **34** 407–418. doi:10.1029/TR034I003P00407.
- Cael BB, Heathcote AJ, Seekell DA. 2017. *The volume and mean depth of Earth's lakes*. Geophysical Research Letters **44** 209–218. doi:10.1002/2016GL071378.
- Delaney C, Li X, Holmberg K, Wilson B, Heathcote A, Nieber J. 2022. *Estimating Lake Water Volume With Regression and Machine Learning Methods*. Frontier in Water **4** 56. doi:10.3389/FRWA.2022.886964/BIBTEX.
- Donald DB, Parker BR, Davies JM, Leavitt PR. 2015. *Nutrient sequestration in the Lake Winnipeg watershed*. Journal of Great Lakes Research **41** 630–642. doi:10.1016/J.JGLR.2015.03.007.
- Evans CD, Futter MN, Moldan F, Valinia S, Frogbrook Z, Kothawala DN. 2017. *Variability in organic carbon reactivity across lake residence time and trophic gradients*. Nature Geoscience **10** 832–835. doi:10.1038/ngeo3051.
- Gillibrand PA, Gubbins MJ, Greathead C, Davies IM. 2002. *Scottish Executive locational guidelines for fish farming: predicted levels of nutrient enhancement and benthic impact*. Scottish Fisheries Research Report number 63.
- Harrison JA, Maranger RJ, Alexander RB, Giblin AE, Jacinthe PA, Mayorga E, Seitzinger SP, Sobota DJ, Wollheim WM. 2009. *The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs*. Biogeochemistry **93** 143–157. doi:10.1007/S10533-008-9272-X/TABLES/4.
- Heathcote AJ, Giorgio PA, Prairie YT. 2015. *Predicting bathymetric features of lakes from the topography of their surrounding landscape*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **72** 643–650. doi:10.1139/CJFAS-2014-0392/ASSET/IMAGES/CJFAS-2014-0392IEQ7.GIF.
- Heinemarm HG. 1981. *A new sediment trap efficiency curve for small reservoirs*. Journal of the American Water Resources Association **17** 825–830. doi:10.1111/J.1752-1688.1981.TB01304.X.
- Hindar A, Garmo Ø, Austnes K, Sample JE. 2020. *Nasjonal innsjøundersøkelse 2019*. NIVA rapport 7530-2020.
- Holtan H. 1991. *Forurensningene i Glomma 1989-1990: Forurensningsbudsjett, forurensningsgrad, vurderinger og prognoser*. NIVA rapport 2546-1991.
- Kværnø S, Fischer F, Bechmann M. 2024. *AGRITIL - Nutrient loss model for agriculture - Modelling soil, organic carbon, nitrogen and phosphorus losses from Norwegian agricultural areas to water*. NIBIO rapport 10/43/2024.
- Milanese E, Brink T, Aghababaei R, Molinari JF. 2019. *Emergence of self-affine surfaces during adhesive wear*. Nature Communications **10** 1–9. doi:10.1038/s41467-019-09127-8.
- Newville M, Otten R, Nelson A, Ingargiola A, Stensitzki T. 2021. *Lmfit: non-linear least-square minimization and curve-fitting for Python*. Zenodo. doi:10.5281/ZENODO.11813
- NVE. 2021. *Innføring i REGINEs inndelingssystem*. Tilgjengelig på nett:

- <https://www.nve.no/media/2297/regines-inndelingssystem.pdf>
- Sample JE. 2021. *Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2021: tabeller, figurer og kart*. Miljødirektoratet rapport M-2438.
- Sobek S, Nisell J, Fölster J. 2011. *Predicting the depth and volume of lakes from map-derived parameters*. *Inland Waters* **1** 177–184. doi:10.5268/IW-1.3.426.
- Steingruber SM. 2020. *Improved empirical models for predicting nitrogen retention in lakes and reservoirs*. *Ecological Modelling* **416** 108853. doi:10.1016/J.ECOLMODEL.2019.108853.
- Tan G, Chen P, Deng J, Xu Q, Tang R, Feng Z, Yi R. 2019. *Review and improvement of conventional models for reservoir sediment trapping efficiency*. *Heliyon* **5** 9. doi:10.1016/J.HELİYON.2019.E02458
- Uieda L. 2018. *Verde: Processing and gridding spatial data using Green's functions*. *Journal of Open Source Software* **3** 957. doi:10.21105/JOSS.00957.
- Vannregion Glomma, 2014. *Lokal tiltaksanalyse for Vannområde Morsa*. Tilgjengelig på nett: <https://morsa.org/wp-content/uploads/2012/08/Tiltaksanalyse-Morsa-versjon-24.06.2014-med-signatur-Reidar.pdf>
- Vollenweider RA. 1975. *Input-output models*. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* **37** 53–84. doi:10.1007/BF02505178.

7 Vedlegg A: Kommunalt avløpsvann

Litteraturgjennomgang av Christian Vogelsang

Avløpsrenseanleggene rapporterer årlig inn til Miljødirektoratet konsentrasjoner av BOF_5^4 , KOF^5 , suspendert stoff (SS), total-nitrogen og total-fosfor i prøver tatt av innløpsvannet (ubehandlet avløpsvann) og utløpsvannet (renset avløpsvann) sammen med behandlet vannmengde og vannmengde i overløp per døgn under hver enkelt prøvetaking. I mange tilfeller er innrapporteringen ufullstendig og dette påvirker den videre beregningen av tilført mengde og samlet utslipp som Miljødirektoratet sender over til NIVA for bruk i TEOTIL (se avsnitt 9).

De årlige utslippene fra avløpsrenseanleggene av BOF_5 og KOF skal nå omregnes til TOC, total-nitrogen skal omregnes til løst uorganisk nitrogen (DIN) og totalt organisk nitrogen (TON) og total-fosfor skal omregnes til samlet løst fosfor (TDP) og totalt partikulært fosfor (TPP).

7.1 Kjemisk sammensetning av urensset kommunalt avløpsvann

Tabell 8 oppsummerer konsentrasjonene av BOF_5 , KOF , total-nitrogen og total-fosfor i innløpet til norske avløpsrenseanlegg på bakgrunn av innrapporterte data til Miljødirektoratet for perioden 2016-2021. En relativt stor andel av de innrapporterte verdiene synes å være svært urealistisk høye eller lave og langt utenfor de forventede konsentrasjonsintervallene gitt av Tchobanoglous m.fl. (2003), Henze et al. (2002) og Ødegaard (2019) (se *Tabell 9*) og disse verdiene er derfor utelatt fra statistikken her⁶.

Med tanke på utslipp til miljøet er innløpsprøvene relevante for alle renseanlegg med direkte utslipp, overløp på renseanleggene og ute på ledningsnettet og lekkasjer på ledningsnettet. Per i dag er det kun direkte utslipp og overløp på renseanleggene som er inkludert i TEOTIL. Som det fremgår av *Tabell 10* var omtrent 2% av befolkningen tilknyttet store og mellomstore anlegg (>50 PE) tilknyttet anlegg med direkte (urensset) utslipp. Det er bare et mindretall av disse anleggene som har oppgitt vannmengdene de har mottatt i løpet av året, slik at i statistikken fra Miljødirektoratet utgjør disse kun ca. 0,2% av utslippene (se *Tabell 11*). I SSB sine estimater for utslipp fra avløpssektoren bruker de et flatt estimat på 5% av alt avløpsvann lekker ut på vei til renseanleggene (Berge og Onstad (2021). Staalstrøm m.fl. (2021) antok en lekkasjeprosent på 10% for alle ledningsnett uten rapporterte tall.

⁴ NS-EN-1899-1/-2: Standard test som angir det biologisk oksygenforbruket over 5 døgn.

⁵ NS-ISO-6060: KOF_C ; kjemisk oksygenforbruk ved bruk av kaliumdikromat.

⁶ 13% >350 mg BOF_5/L og 11% < 60 mg BOF_5/L av 35 342 innrapporterte verdier for BOF_5 , 15% >800 mg KOF/L og 5% < 120 mg KOF/L av 30 535 innrapporterte verdier for KOF , 5% > 80 mg N/L og 5% < 12 mg N/L av 9 862 innrapporterte verdier for total N og 5% > 14 mg P/L og 6% < 1,8 mg P/L av 35 995 innrapporterte verdier for total P. Årsaken til store avvik kan være misforståelser mht. benevninger ved rapportering.

Tabell 8. Oppsummering av innrapporterte konsentrasjoner av BOF5, KOF, total-nitrogen og total-fosfor i innløpet til norske avløpsrenseanlegg på bakgrunn av innrapporterte data til Miljødirektoratet for perioden 2016-2021.

Parameter	Enhet	Alle innløpsprøver				Alle overløpsprøver			
		#	Snitt ± SD	Median	10/90-pers.	#	Snitt ± SD	Median	10/90-pers.
BOF5	mg O/L	21 913	179±76	170	82/290	1 428	155±74	139	73/270
KOF	mg O/L	21 349	421±177	405	190/680	1 576	349±177	310	150/629
BOF5/KOF	-	27 652	0,403±0,130	0,389	0,26/0,56	1 849	0,377±0,129	0,364	0,23/0,54
Totalt N	mg N/L	8 292	42±16	39	22/65		33±16	29	16/56
Total P ²	mg P/L	23 044	5,9±2,7	5,5	2,7/9,8		4,9±2,3	4,4	2,4/8,0

Tabell 9. Typiske konsentrasjoner i urensset avløpsvann. Ødegaard (2019) har angitt typiske konsentrasjoner under tørrvær og under mye nedbør ved norske avløpsrenseanlegg, der øvre grense i hvert tilfelle gjelder for gode ledningsnett (liten innlekking/lekkasje), mens nedre grense gjelder for dårlige ledningsnett. Konsentrasjoner eller korrelasjoner som er beregnet av oss på bakgrunn av verdiene angitt i tabellen er markert med lyseblå bakgrunn. dKOF = løst KOF, iKOF = inert KOF, TKN = totalt Kjeldahl nitrogen (organisk N+ NH₄), OP = organisk fosfat, o-P = orto-fosfat, IP = uorganisk fosfat, PP = polyfosfat

Parameter	Enhet	Tchobanoglous m.fl. (2003)			Henze et al. (2002)				Ødegaard (2019)	
		Høy	Moderat	Lav	Høy	Moderat	Lav	Veldig lav	Tørrvær	Mye nedbør
TOC	mg C/L	260	140	80	250	180	110	70	-	-
BOF5	mg O/L	350	190	110	350	250	150	100	120-200	60-150
TOC:BOF5	mg C/mg O	0,743	0,737	0,727	0,714	0,720	0,733	0,700	-	-
dBOD5	mg O/L	-	-	-	140	100	60	40	-	-
KOF	mg O/L	800	430	250	740	530	320	210	240-400	120-300
BOF5:KOF	-	0,438	0,442	0,440	0,473	0,472	0,469	0,476	-	-
TOC:KOF	mg C/mg O	0,325	0,326	0,320	0,338	0,340	0,344	0,333	-	-
dKOF	mg O/L	-	-	-	300	210	130	80	-	-
iKOF	mg O/L	-	-	-	180	130	80	50	-	-
Totalt N	mg N/L	70	40	20	80	50	30	20	24-40	12-30
TKN	mg N/L	-	-	-	80	50	30	20	-	-
NH ₄	mg N/L	45	25	12	50	30	18	12	-	-
NO ₃	mg N/L	0	0	0	0,5	0,5	0,5	0,5	-	-
NO ₂	mg N/L	-	-	-	0,1	0,1	0,1	0,1	-	-
DIN	-	0,643	0,625	0,600	0,625	0,600	0,600	0,600	-	-
Totalt organisk N	mg N/L	25	15	8	30	20	12	8	-	-
TON	-	0,357	0,375	0,400	0,375	0,400	0,400	0,400	-	-
Total P	mg P/L	12	7	4	14	10	6	4	3,6-6,0	1,8-4,5
OP	mg P/L	4	2	1	4	3	2	1	-	-
o-P	mg P/L	-	-	-	10	7	4	3	-	-
IP	mg P/L	9	5	3	-	-	-	-	-	-
PP	mg P/L	-	-	-	0	0	0	0	-	-
TDP	-	-	-	-	-	0,700	0,667	0,750	-	-
TPP	-	0,250	0,286	0,250	0,286	0,300	0,333	0,250	-	-

Tabell 10. Antall tilknytning til store og mellomstore renseanlegg (>50 PE) etter renseprinsipp i 2020.

Kilde: Berge og Onstad (2021).

Type renseanlegg	Antall tilknyttet	Andel tilknyttet
Direkte utslipp	92 059	2,0 %
Mekanisk	900 787	19,2 %
Biologisk	418 681	8,9 %
Kjemisk	1 088 841	23,2 %
Kjemisk-biologisk	1 961 038	41,9 %
Annet renseprinsipp	222 155	4,7 %

Tabell 11. Gjennomsnittlige vannmengder inn til renseanlegg etter renseprinsipp og mengder i overløp på renseanleggene basert på innrapporterte verdier for årene 2016-2021. N angir antall renseanlegg som har rapportert inn hhv. vannmengder i innløpet og i overløp i løpet av perioden.

Renseprinsipp	Vannmengde i innløp			Vannmengde overløp		
	m ³ /døgn	N	Andel	m ³ /døgn	N	Andel i overløp
Mekanisk - slamavskiller	2 700	11	0,16 %	0	0	0,00 %
Mekanisk - sil, rist	243 881	79	14,8 %	528	16	0,22 %
Kjemisk	500 694	161	30 %	30 058	68	6,0 %
Biologisk	56 461	36	3,4 %	551	7	0,98 %
Kjemisk-biologisk	321 610	262	19,5 %	6 120	57	1,90 %
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	508 445	6	31 %	6 849	4	1,35 %
Naturbasert	1 927	19	0,12 %	13	1	0,67 %
Direkte utslipp (urenset)	3 757	4	0,23 %	3	1	0,08 %
Annen rensing	11 810	4	0,72 %	338	2	2,9 %

7.1.1. Urenset avløpsvann: Korrelasjonene TOC:KOF og TOC:BOF

Renseanleggene rapporterer som sagt ikke inn TOC til Miljødirektoratet, og det er heller ikke vanlig å måle på TOC i avløpsvann i andre land heller. Alle renseanlegg som må tilfredsstille sekundærrensekravet i forurensningsforskriften (§14-2b) skal analysere både på KOF og BOF5, mens anleggene som må tilfredsstille primærrensekravet (§14-2a) trenger i utgangspunktet kun å analysere for BOF5 (i tillegg til SS). For å kunne gi akseptable estimater av tilførslene av TOC fra hvert enkelt anlegg må man derfor finne en egnet omregningsfaktor mellom KOF og TOC og BOF og TOC som vil kunne brukes på utslipp fra alle avløpsrenseanlegg. Det foreligger imidlertid svært lite data å bygge disse omregningsfaktorene på, både nasjonalt og internasjonalt.

Ved direkte kontakt med de 14 største avløpsrenseanleggene i Norge (kapasitet $\geq 85\,000$ PE) fviste det seg at seks av disse anleggene hadde TOC-data tilgjengelig med samtidige målinger av KOF og BOF på prøver tatt i tidsrommet 1995-2022. Av disse var det kun to anlegg (ØRA og Veas) som fortsatt i 2022 foretok TOC-målinger.

Tabell 12 viser en sammenstilling av korrelasjonene TOC:KOF, TOC:BOF og BOF:KOF i innløpet til hvert av anleggene og samlet for alle anleggene:

Tabell 12. Sammenstilling av korrelasjonene TOC:KOF, TOC:BOF og BOF:KOF i **innløpet** til seks av de største norske avløpsrensaneanleggene i perioden 1995-2022. Antall målepunkter, medianverdi, snittverdi med standardavvik og 10- og 90-persentilen er gitt, samt regresjonskoeffisienten (R^2) og stigningstallet (k) for lineærtilpasning av dataene. Fargekodingen indikerer sterk korrelasjon ($R^2 > 0,8$), moderat korrelasjon ($R^2 = 0,6-0,8$) og svak korrelasjon ($R^2 < 0,6$). Kilde: Oversendte data fra hvert enkelt anlegg.

	Innløp						
	TOC:KOF						
	HØRA	ØRA	LARA	Flesland	Holen	Veas*	ALLE data
Antall	29	66	22	146	137	113	514
Median	0,13	0,26	0,20	0,10	0,08	0,22	0,13
Snitt	0,14	0,25	0,18	0,11	0,09	0,22	0,15
Standardavvik	0,06	0,06	0,07	0,04	0,07	0,04	0,08
R^2	0,65	0,68	0,71	0,62	0,42	0,67	0,42
k	0,091	0,227	0,169	0,096	0,053	0,206	0,136
10-persentil	0,11	0,17	0,09	0,07	0,05	0,17	0,07
90-persentil	0,17	0,33	0,25	0,15	0,13	0,27	0,26
	TOC:BOF						
	HØRA	ØRA	LARA	Flesland	Holen	Veas	ALLE data
Antall	75	66	68	146	137	115	608
Median	0,25	0,60	0,34	0,21	0,20	0,51	0,31
Snitt	0,28	0,61	0,34	0,24	0,23	0,52	0,35
Standardavvik	0,13	0,18	0,10	0,10	0,13	0,14	0,19
R^2	0,47	0,77	0,75	0,56	0,31	0,50	0,39
K	0,126	0,508	0,289	0,171	0,097	0,340	0,238
10-persentil	0,18	0,45	0,25	0,14	0,12	0,36	0,14
90-persentil	0,43	0,85	0,43	0,37	0,41	0,66	0,61
	BOF:KOF						
	HØRA	ØRA	LARA	Flesland	Holen	Veas	ALLE data
Antall	29	66	22	147	138	111	513
Median	0,56	0,41	0,69	0,48	0,42	0,44	0,45
Snitt	0,59	0,42	0,69	0,48	0,44	0,43	0,46
Standardavvik	0,13	0,06	0,11	0,16	0,18	0,08	0,15
R^2	0,75	0,88	0,95	0,74	0,68	0,29	0,75
k	0,725	0,448	0,780	0,455	0,392	0,272	0,471
10-persentil	0,47	0,35	0,58	0,29	0,26	0,34	0,30
90-persentil	0,78	0,50	0,79	0,61	0,58	0,51	0,61

*) Tallene fra Veas inkluderer både døgn- og ukeblandprøver (nedfrosset for hvert døgn). Det er marginal forskjell mellom disse.

TOC:KOF: Medianverdien og snittverdien er relativt lik for hvert anlegg, men mellom de ulike anleggene er det stor forskjell i denne korrelasjonen. Regresjonskoeffisienten for lineærtilpasning⁷ (R^2) av dataene fra hvert enkelt anlegg ligger i området 0,7 for fem av de seks anleggene og indikerer at det er en relativt sterk korrelasjon, men samlet sett er korrelasjonen relativt svak ($R^2 = 0,42$). Dette indikerer at det er faktorer som påvirker korrelasjonen mellom TOC og KOF ulikt ved de forskjellige anleggene.

TOC:BOF: Også her er medianverdien og snittverdien relativt lik for hvert enkelt anlegg, men her er forskjellen mellom de enkelte anleggene enda større. For to av anleggene (ØRA og LADE) var det en relativt sterk korrelasjon mellom TOC og BOF ($R^2 = 0,75-0,77$), men for de andre anleggene og alle dataene samlet sett var korrelasjonen relativt svak. Også her synes det å være andre viktige faktorer som spiller inn.

BOF:KOF: Denne korrelasjonen er tatt med her fordi den forteller hvor mye av det kjemiske oksygenforbruket som er relativt lett tilgjengelig for biologisk omsetning. Denne andelen lå på 41-48% i innløpet til fire av de seks anleggene og på hele 60-70% ved de to anleggene i Trondheim. Ladehammeren renseanlegg (LARA) mottar store mengder organisk stoff fra næringsmiddelindustrien i området, noe som forklarer den store andelen BOF der. For fem av seks anlegg var det en moderat til sterk korrelasjon mellom BOF og KOF ($R^2 = 0,75-0,95$), men for Veas (Norges største renseanlegg) var denne korrelasjonen svak ($R^2 = 0,29$).

7.1.1.1. Faktorer som påvirker korrelasjonen – analysemetode for TOC

Metodene som benyttes til å bestemme TOC i prøvene kan, i denne sammenheng, deles inn i de som driver av uorganisk karbon før videre oksidering av det organiske stoffet (følger NS-EN 1484:1997) og de som direkte oksiderer det organiske stoffet og bestemmer dette sammen med det uorganiske stoffet som totalt karbon (følger ISO 8245:1999). Ved sistnevnte metodegruppe må det korrigeres for uorganisk karbon for å få TOC. Ulempen ved den førstnevnte metodegruppen er at flyktige organiske forbindelser (typisk de med lav vannløselighet og lavt kokepunkt, f.eks. hydrokarboner) også lett drives av sammen med det uorganiske karbonet og blir dermed ikke med i TOC-bestemmelsen. Hvor stor andel av de flyktige forbindelsene som drives av er blant annet avhengig av deres egenskaper og hvilken pH og temperatur avdrivingen skjer ved (Hovind 2010). Tidligere var det også vanlig å bruke UV-bestråling kombinert med våtkjemisk oksydasjon med peroksodisulfat til å oksidere det organisk bundne karbonet, men dette ga redusert oksidering av det partikkelbundne materialet (Hovind 1991). I dag benytter stort sett alle kommersielle laboratorier katalytisk forbrenning ved bestemmelse av TOC (Bryntesen 2022), noe som gir en betydelig bedre nedbrytning av også partikulært bundet organisk karbon⁸.

Så langt vi har fått brakt på det rene ble NS-EN 1484 benyttet for bestemmelse av TOC i alle prøvene fra de seks renseanleggene. Jo eldre analysene er (LARA og HØRA), desto større sannsynlighet er det at de ble oksidert med UV-peroksodisulfatmetoden, men vi vet for sikkert at også prøvene fra Flesland og Holen (2017-2021) ble oksidert med denne metoden. På prøvene fra Veas og ØRA ble det benyttet katalytisk forbrenning.

Tabell 13 viser median- og snittkonsentrasjonene av TOC, KOF og BOF i innløpsprøvene til de samme seks renseanleggene omtalt ovenfor. Konsentrasjonene av TOC i prøvene fra Holen var veldig mye lavere enn de fra de øvrige renseanleggene, men avløpsvannet her var også veldig tynt. Generelt lå alle TOC-verdiene

⁷ Er et mål på hvor del av variasjonen i den ene parameteren som skyldes variasjon i den andre parameteren.

⁸ Vedlegg E viser resultater fra siste ringtest på industriavløpsvann (Bryntesen 2022) der de fleste laboratoriene leverte resultater innenfor akseptable grenser for både BOF5 (76%), KOF (92%) og TOC (86%).

lavt i forhold til måleverdiene for KOF og BOF. Dette indikerer en svakhet ved metodene som ble benyttet til å bestemme TOC-konsentrasjonen. TOC-verdiene ved Holen og Flesland skiller seg ut ved å være spesielt lave (ca. 25-27% av forventet verdi basert på KOF- og BOF-verdiene). Herfra ble det også analysert for KOF og BOF på filtrerte prøver. Ved Holen, som hadde de laveste TOC-verdiene, var andelen løst BOF (dBOF) i snitt ikke mer enn 25% og andelen løst KOF (dKOF) var ca. 30%; forventet andel for begge er ca. 40% (se Tabell 9), noe de var i prøvene fra Flesland. Hvis det ikke ble benyttet katalytisk forbrenning på prøvene fra Holen og Flesland, kan det forventes en betydelig underestimering av TOC-innholdet på grunn av ufullstendig oksidering av partikkelbundet karbon.

Tabell 13. Median- og snittkonsentrasjonene av TOC, KOF og BOF i innløpsprøvene fra de seks avløpsrenseanleggene. Nederst i tabellen er forventet konsentrasjon i innløpsprøver til kommunale avløpsrenseanlegg basert på internasjonal litteratur. Fargekodingen i bakgrunnen indikerer hvor tynt avløpsvannet er basert på den forventet konsentrasjonen for hver enkelt parameter ved veldig sterk fortynning (veldig lav), sterk fortynning (lav), moderat fortynning (moderat) og ingen fortynning (høy). Det er angitt hvor stor andel medianverdien for TOC avviker fra medianverdiene for KOF og BOF basert på de angitte konsentrasjonsintervallene for KOF og BOF⁹.

Renseanlegg	Data- periode	TOC			KOF		BOF	
		Median	Snitt	Av forventet	Median	Snitt	Median	Snitt
		mg C/L	mg C/L	%	mg O/L	mg O/L	mg O/L	mg O/L
HØRA	1995-2003	40	44	39%	280	274	150	156
ØRA	2020-2022	92	98	56-99%	390	389	160	164
LARA	2002-2004	77	80	49%	440	416	230	239
Flesland	2017-2021	37	45	27%	420	438	180	208
Holen	2017-2021	16	17	25%	205	214	86	92
Veas	2021-2022	79	79	65%	379	367	161	158
ALLE RA	-	47	55	43%	330	346	150	164
Forventet konsentrasjon (Tchobanoglous m.fl. 2003, Henze m.fl. 2002)								
Veldig lav	-	70			210		100	
Lav	-	80-110			250-320		110-150	
Moderat	-	140-180			430-530		190-250	
Høy	-	250-260			740-800		350	

På begynnelsen av 1980-tallet og begynnelsen av 1990-tallet ble det gjennomført noen studier for å finne korrelasjoner mellom BOF5:TOC og KOF:TOC med tanke på å gå over til å rapportere renseanleggenes utslipp av TOC i stedet for av BOF5 og KOF (Hovind og Paulsrud 1983, Hovind 1990, 1991, Tveiten 1991, Ødegaard 1992) (se Tabell 14). På denne tiden ble det benyttet UV/peroksodisulfat-metoden brukt i TOC-analysen, og snitt- og medianverdiene for TOC i disse studiene lå i samme område som de fra de seks renseanleggene angitt i Tabell 13. Også disse her antydte KOF- og BOF-verdiene at vesentlig høyere TOC-verdier kunne vært forventet.

⁹ Det er regnet ut hvor langt medianverdiene til KOF og BOF lå unna middelverdien i konsentrasjonsintervallet (i %) ($\Delta\overline{KOF}$, $\Delta\overline{BOF}$). Det ble gjort tilsvarende for medianverdien til TOC ut fra middelverdien i konsentrasjonsintervallet som svarte til mediankonsentrasjonen som KOF og BOF var på ($\Delta\overline{TOC}$), og så ble det samlede avviket fra forventet TOC-verdi ($\Delta\overline{TOC}_{KOF,BOF}$) beregnet ut fra forholdet mellom $\Delta\overline{TOC}$ og snittet av $\Delta\overline{KOF}$ og $\Delta\overline{BOF}$: $\Delta\overline{TOC}_{KOF,BOF} = \frac{\Delta\overline{TOC}}{(\Delta\overline{KOF} + \Delta\overline{BOF})/2}$

Tabell 14. Korrelasjoner mellom TOC, KOF og BOF5 i innløpet (urenset avløpsvann) basert på målte verdier ved norske renseanlegg 1980- og 1990-tallet.

Parameter	Enhet	Hovind og Paulsrud (1983)		Hovind (1990)		Ødegaard (1992)
		Snitt ± sd (N=24-25)	Median	Snitt ± sd (N=54)	Median	Snitt ± sd (N=183-1193 ¹⁰)
TOC	mg C/L	50 ± 38	39	78 ± 62	62	77 ± 46
KOF	mg O/L	295 ± 204	240	386 ± 268	350	418 ± 244
TOC:KOF	mg C/mg O	0,177 ± 0,062	0,159	0,205 ± 0,048	0,201	0,183
BOF	mg O/L	123 ± 99	100	145 ± 122	122	167 ± 95
TOC:BOF	mg C/mg O	0,474 ± 0,231	0,431	0,639 ± 0,290	0,578	0,459
BOF/KOF	-	0,408 ± 0,158	0,159	0,349 ± 0,106	0,343	0,400

7.1.1.2. Faktorer som påvirker korrelasjonen – avløpsvannets sammensetning

Sammensetningen av avløpsvannet påvirker naturlig nok korrelasjonene TOC:KOF og TOC:BOF, og denne sammensetningen er gitt av tilførselene til ledningsnett og prosesser som skjer under transporten til avløpsrenseanlegget.

Renseanlegget på Ladehamneren (LARA) mottar veldig store påslipp av lett omsettelig organisk stoff fra næringsmiddelbedrifter, og BOF:KOF-forholdet var på ca. 70% og langt høyere enn ved de øvrige anleggene (41-56%; *Tabell 12*). Ved LARA har de også analysert på filtrerte prøver (dKOF, dBOF og DOC), og DOC utgjorde i snitt 80% av TOC, mens dKOF utgjorde 52% av KOF og dBOF 64% av BOF.

Som det fremgår av *Tabell 8*, som oppsummerer måleverdier fra alle renseanleggene med innrapporterte verdier i perioden 2016-2021, var snittkonsentrasjonene av KOF og BOF i innløpsprøver lavere når disse ble tatt mens det gikk avløpsvann i overløp enn under normale forhold. Samtidig var BOF:KOF-forholdet relativt stabilt (gikk litt ned). Ved Veas var det imidlertid en markant økning i BOF5:KOF-forholdet i prøver tatt under overløp; fra $0,45 \pm 0,16$ til $0,53 \pm 0,18$ (medianverdien gikk fra 0,44 til 0,51). Veas har et ganske langt og omfattende ledningsnett oppstrøms. Det er ikke utenkelig at økningen i BOF:KOF-forholdet skyldes den kortere oppholdstiden på ledningsnett under kraftig nedbør og dermed kortere tid for det lett omsettelige stoffet å omsettes biologisk under transporten i ledningsnett.

7.1.1.3. Korrelasjonene TOC:KOF og TOC:BOF – Samlet vurdering og konklusjon

Det er foreliggende altfor lite pålitelig data til å utarbeide robuste korrelasjoner mellom TOC og KOF og mellom TOC og BOF i innkommende avløpsvann til norske store og mellomstore avløpsrenseanlegg. Basert på tilgjengelige målinger synes det å være store forskjeller i de angitte korrelasjonene mellom de ulike anleggene, men det er vanskelig å anslå i hvilken grad dette skyldes analytiske svakheter eller reelle forskjeller.

Korrelasjonen BOF:KOF beskriver hvor stor andel av det kjemiske oksygenforbruket som er knyttet til relativt lett omsettelig organisk stoff. Snittverdien for alle anleggene med innrapporterte data til

¹⁰ 820 TOC-verdier

Miljødirektoratet var på $0,40 \pm 0,13$, mens 10- og 90-persentilene var på hhv. 0,26 og 0,56 (se *Tabell 8*). Av de seks avløpsrenseanleggene med TOC-data var BOF:KOF-forholdet ved LARA og HØRA klare uteliggere med snittverdier på hhv. 0,59 og 0,69. Videre var, som nevnt, TOC-verdiene ved Holen og Flesland spesielt lave.

Hvis data fra disse fire anleggene (LARA, HØRA, Holen og Flesland) holdes utenom blir det naturlig nok et svært begrenset dataomfang igjen (kun fra Veas og ØRA), men dette er kanskje det mest representative utvalget med tilgjengelige data. De samlede korrelasjonene for disse to anleggene er oppsummert i *Tabell 15* og *Figur 30*.

Den samlede snittverdien for BOF:KOF fra disse to anleggene var $0,42 \pm 0,07$, noe som er innenfor usikkerheten i snittverdien på $0,40 \pm 0,13$ i perioden 2016-2021 for alle norske renseanlegg med innrapporterte verdier.

TOC:KOF

Median- og snittverdien for TOC:KOF var på hhv. 0,23 og $0,23 \pm 0,05$, noe som er noe høyere enn tilsvarende verdier for studiene fra 1980- og 1990-tallet (0,16-0,21; *Tabell 14*), men betydelig lavere enn verdiene på 0,32-0,34 fra internasjonal litteratur (*Tabell 9*). Datapunktene i *Figur 30* antyder at TOC:KOF-forholdet kan være noe høyere ved høye KOF-konsentrasjoner, men dette er ingen signifikant trend (data ikke vedlagt).

Det anbefales å skaffe et bredere datagrunnlag for å sette opp en sterkere korrelasjon mellom TOC og KOF, men inntil dette er på plass anbefales det å benytte et forholdstall på 0,23.

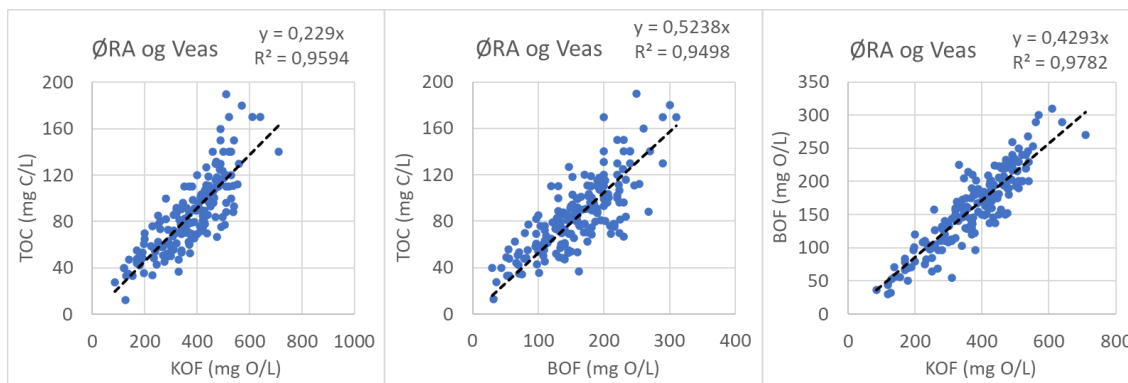
TOC:BOF

Median- og snittverdien for TOC:BOF var på hhv. 0,55 og $0,56 \pm 0,16$, noe som er vesentlig høyere enn resultatene presentert av Hovind og Paulsrud (1983) og Ødegaard (1992), men noe lavere enn de presentert av Hovind (1990) (se *Tabell 14*) og betydelig lavere enn verdiene på 0,70-0,74 fra internasjonal litteratur (*Tabell 9*).

Igjen anbefales det å skaffe et bredere datagrunnlag for å sette opp en sterkere korrelasjon mellom TOC og BOF, men inntil dette er på plass anbefales det å benytte et forholdstall på 0,6.

Tabell 15. Korrelasjoner mellom TOC, KOF og BOF5 i innløpet (urenset avløpsvann) basert på målte verdier ved Veas og ØRA for perioden 2020-2022. Kilde: Oversendte data fra hvert enkelt anlegg.

	TOC:KOF	TOC:BOF	BOF:KOF
	mg C/mg O	mg C/mg O	-
Antall målinger	171	175	172
Median	0,23	0,55	0,43
Snitt	0,23	0,56	0,42
stdev	0,05	0,16	0,07
10-persentil	0,17	0,37	0,34
90-persentil	0,31	0,75	0,50



Figur 30. Sammenstilling av korrelasjonene TOC:KOF, TOC:BOF og BOF:KOF i innløpet til ØRA og Veas i perioden 2020-2022. Korrelasjonen er angitt med tvungen passing gjennom origo. Kilde: Oversendte data fra hvert enkelt anlegg.

7.1.2. Urenset avløpsvann: Fordelingen mellom DIN og TON av totalt nitrogen

Norske renseanlegg rapporterer kun inn total-nitrogen til Miljødirektoratet, og det er primært de store anleggene med kjemisk eller kjemisk biologisk rensing som rapporterer inn resultater for denne parameteren (22% av alle anleggene som har rapportert inn innløpsdata i perioden 2016-2021) (se *Tabell 28*). Fordelingen mellom løst uorganisk nitrogen (DIN) og totalt organisk nitrogen (TON) vil variere avhengig av bidraget fra ulike kilder: spillvann fra husholdninger (sanitært avløpsvann)¹¹ og hoteller og restauranter, industrielt avløpsvann (prosessavløp¹²), innlekkingsvann (infiltrasjonsvann fra grunnen og nedbøravhengig innlekking¹³) og overvann (regnvann og smeltevann) fra gater, veier og andre overflater. Også avrenningen fra avfallsdeponier kan utgjøre en betydelig andel av nitrogenbelastningen i det kommunale avløpsvannet. En del anlegg mottar også mye septikk fra spredt avløp, noe som øker andelen partikulært bundet nitrogen. Konsentrasjonene av ulike forbindelser i det kommunale avløpsvannet vil derfor variere både med lokalitet og i tid.

I Staalstrøm m. fl. (2022) ble fordelingen mellom ulike former for nitrogen i urensset avløpsvann estimert for alle anleggene med utslipp i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord (*Tabell 16*). En forenkling av denne til å kun skille mellom DIN og TON er vist i *Tabell 17* der følgende sammenheng er brukt:

$$\text{DIN} = f_{\text{NH}_4} + f_{\text{NO}_3}$$

$$\text{TON} = f_{\text{DON}} + f_{\text{PN}} = f_{\text{bDON}} + f_{\text{iDON}} + f_{\text{bPN}} + f_{\text{iPN}}$$

Det er forventet at det aller meste av nitrogenet i det partikulære materialet er knyttet til proteiner og nukleinsyrer, og altså av organisk karakter.

Som det går fram av *Tabell 17* er DIN estimert til 0,65 og TON til 0,35 i avløpsvann uten septikmottak. Dette er også mest relevant når det er snakk om overløp og lekkasjer på ledningsnett, da septikmottaket

¹¹ Spillvann fra husholdninger oppstår ved bruk av vann til alminnelige formål (matlaging, vask, oppvask, bad, klosett osv.) i husholdningen. Tilsvarende avløpsvann fra institusjoner, sykehus, skoler, servicevirksomhet og industrier er også inkludert i dette begrepet.

¹² Kjølevann og annet ikke forurenset avløpsvann skal i så stor utstrekning det er praktisk gjennomførbart, separeres fra annet avløpsvann og ikke ledes inn på kommunale spillvannsledninger.

¹³ Ledes inn på separat spillvannsledning på grunn av feilkobling av sluk, taknedløp, drenering og overvann fra utette kummer.

naturlig nok skjer på renseanlegget og i perioder der anlegget ikke er hydraulisk overbelastet. Disse verdiene er i brukbart samsvar med verdier oppgitt i internasjonal litteratur (DIN = 0,60-0,64; TON = 0,36-0,40) (Tabell 9).

Tabell 16. Tentativ forventet fordeling mellom ulike nitrogenformer i ubehandlet avløpsvann. Fordelingen mellom de ulike formene i ubehandlet avløpsvann er hentet fra Østerhus (1992). f_{NH_4} : løst uorganisk ammonium/ammoniakk; f_{NO_3} : løst uorganisk nitrat; f_{DON} : løst og kolloidalt organisk nitrogen; f_{bDON} : løst og kolloidalt biotilgjengelig organisk nitrogen; f_{iDON} : løst og kolloidalt inert organisk nitrogen; f_{PN} : partikulært nitrogen; f_{bPN} : partikulært biotilgjengelig nitrogen og f_{iPN} : partikulært inert nitrogen. Utdrag fra Staalstrøm m. fl. (2022).

Type renseanlegg	Løst og kolloidal fraksjon					Partikulær fraksjon		
	f_{NH_4}	f_{NO_3}	f_{DON}	f_{bDON}	f_{iDON}	f_{PN}	f_{bPN}	f_{iPN}
u/septikmottak	0,65	0,00	0,10	0,07	0,03	0,25	0,21	0,04
m/septikmottak	0,58	0,00	0,07	-	-	0,35	-	-

Tabell 17. Forenklet versjon av Tabell 16 der alle løste uorganiske fraksjoner er slått sammen ($f_{NH_4} + f_{NO_3} = DIN$) og alle organiske fraksjoner er slått sammen ($f_{DON} + f_{PN} = TON$).

Type renseanlegg	DIN	TON
u/septikmottak	0,65	0,35
m/septikmottak	0,58	0,42

7.1.3. Urenset avløpsvann: Fordelingen mellom TDP og TPP av totalt fosfor

Norske renseanlegg rapporterer kun inn total-fosfor til Miljødirektoratet, men det store flertallet av anlegg gjør til gjengjeld dette (87% av alle anleggene som har rapportert inn innløpsdata i perioden 2016-2021). Snittkonsentrasjonen av totalt fosfor i innløpet til norske renseanlegg lå på ca. 6 mg P/L (Tabell 8), noe som tilsvarer tynt avløpsvann (lav konsentrasjon) angitt hos Henze m.fl. (2002) (Tabell 9). I slikt avløpsvann har Henze m.fl. (2002) angitt at andelen løst fosfor (TDP) er 0,67, og den partikulære andelen (TPP) er dermed 0,33¹⁴. I en spansk studie (Dueñas m.fl. 2003) var fordelingen omtrent omvendt; 2/3 partikulært, 1/3 løst (som fosfat), men her var totalkonsentrasjonen betydelig høyere – ca. 13 mg P/L og tilsvarte høy konsentrasjon hos Henze m.fl. (2002). I en australsk studie (Mbamba m.fl. 2016), hvor de validerte en modell som så på skjebnen til fosfor gjennom et biologisk renseanlegg, utgjorde partikulært fosfor ca. 60% av total-fosforen, mens løst fosfor (som orto-fosfat) utgjorde de resterende 40%.

Det er ikke funnet noen data som beskriver fordelingen mellom løst og partikulært fosfor i typisk norsk kommunalt avløpsvann. Men for at de observerte rensegradene skal gi mening (se avsnitt 7.2.3), er det antatt at fordelingen mellom løst og partikulært fosfor i det gjennomsnittlige norske avløpsvannet er som følger:

- TDP = 33%
- TPP = 67%

¹⁴ Skillet mellom løst og partikulært bundet fosfor vil nødvendigvis være eksperimentelt bestemt av porestørrelsen på filteret som brukes ved analysen. Det er ikke angitt hvilken porestørrelse som er lagt til grunn hos Henze m.fl. (2002), men det er grunn til å anta at det er 0,45 μm .

7.2 Kjemisk sammensetning av behandlet kommunalt avløpsvann

I perioden 2016-2021 har 2767 store og mellomstore avløpsrenseanlegg (>50 PE) rapportert inn utslippstall til Miljødirektoratet. *Tabell 18* viser fordelingen mellom ulike renseprinsipp benyttet ved anleggene, den gjennomsnittlige kapasiteten og den gjennomsnittlige behandlet vannmengde for hvert renseprinsipp. Anleggene som ligger under begrepene «urensset», «annen rensing» og «ukjent» er utelatt i de videre vurderingene.

Mekanisk behandling (primærrensing):

Hensikten her er primært å fjerne suspendert materiale (SS), men det fjernes samtidig også noe BOF. Dette er første trinn ved all avløpsvannbehandling, men på mange anlegg er dette også eneste rensetrinn (*Tabell 18*). Ved et stort antall mindre primærrenseanlegg er fjerningen av SS basert på sedimentering i en slamavskiller. Forventet rensegrad er her 40-50% for SS og 20-30% for BOF5 (Ødegaard 2019). Gjennomsnittlig rensegrad ved disse renseanleggene basert på innrapporterte verdier (*Tabell 19*) ligger faktisk vesentlig høyere; 73% for SS med en 10- og 90-persentil på hhv. 42% og 99% og 63% for BOF5 med en 10- og 90-persentil på hhv. 31% og 91%. Men legg merke til at kun 10-17 av over 1000 anlegg (<2%) har rapportert inn tilstrekkelig med tall til å bestemme fjerningen (se også under). Større primærrenseanlegg (>10 000 PE) benytter gjerne finsiling (≤ 500 µm lysåpning) for å fjerne SS, mens små anlegg gjerne benytter grovsiling (500-2000 µm lysåpning). Forventet rensegrad på finsilanlegg er 30-50% for SS og 15-20% for BOF5, mens den på grovsilanlegg er 10-20% for SS og 5-10% for BOF5 (Ødegaard 2019). I de innrapporterte dataene skilles det ikke mellom finsil- og grovsilanlegg, men dataene antyder at den gjennomsnittlige rensegraden ligger i øvre del eller høyere enn de som er forventet; 41% for SS med en 10- og 90-persentil på hhv. 6% og 64% og 33% for BOF5 med en 10- og 90-persentil på hhv. 13% og 49% (*Tabell 19*).

Tabell 18. Oversikt over store og mellomstore avløpsrenseanlegg som har rapportert inn til Miljødirektoratet i perioden 2016-2021 fordelt etter benyttet renseprinsipp ved hvert enkelt anlegg. Gjennomsnittlig kapasitet og gjennomsnittlig behandlet vannmengde per døgn ved de anleggene der disse dataene er tilgjengelig.

Renseprinsipp	# anlegg	Snitt kapasitet (PE)	Snitt vannmengde (m ³ /d)
Mekanisk – slamavskiller ¹	1 043	321	245
Mekanisk – sil, rist	234	4 877	3 087
Kjemisk	200	9 227	3 091
Biologisk	81	3 707	1 568
Kjemisk-biologisk	348	4 053	1 223
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	6	222 233	84 741
Naturbasert	121	456	101
Urenset	345	458	939
Annen rensing	43	1 016	2 953
Ukjent	347		1 593
Totalt	2 768		

1) Inkluderer fire anlegg angitt som «mekanisk», men hvor det mangler unntatt kapasitet (gjennomsnittskapasitet 314 PE).

Tabell 19. Observerte rensegrader for SS ved store og mellomstore avløpsrenseanlegg i rapporteringsperioden 2016-2021: Median- og snittverdi for anleggene (N) med innrapporterte data, samt 10- og 90-persentilene. Forventede rensegrader basert på norske dimensjoneringskriterier (Johannessen m.fl., (2020) og rensegrader benyttet for å beregne utslippsmengder ved avløpsanlegg som ikke har oppgitt utslippstall (Miljødirektoratet, 2020)

Renseprinsipp	SS						
	N	Median	Snitt	10-p.	90-p.	$r_{dim,SS}$	r_{SS}
Mekanisk – slamavskiller	10	72 %	73 %	42 %	99 %	35-55%	-
Mekanisk – sil, rist	93	48 %	41 %	6 %	64 %		
Kjemisk	64	88 %	79 %	55 %	95 %	80-90%	-
Biologisk	30	78 %	69 %	38 %	95 %	80-90%	-
Kjemisk-biologisk	82	88 %	84 %	64 %	97 %	85-95%	-
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	2	99 %	97 %	96 %	99 %	90-95%	-
Naturbasert	5	87 %	76 %	52 %	93 %	-	-

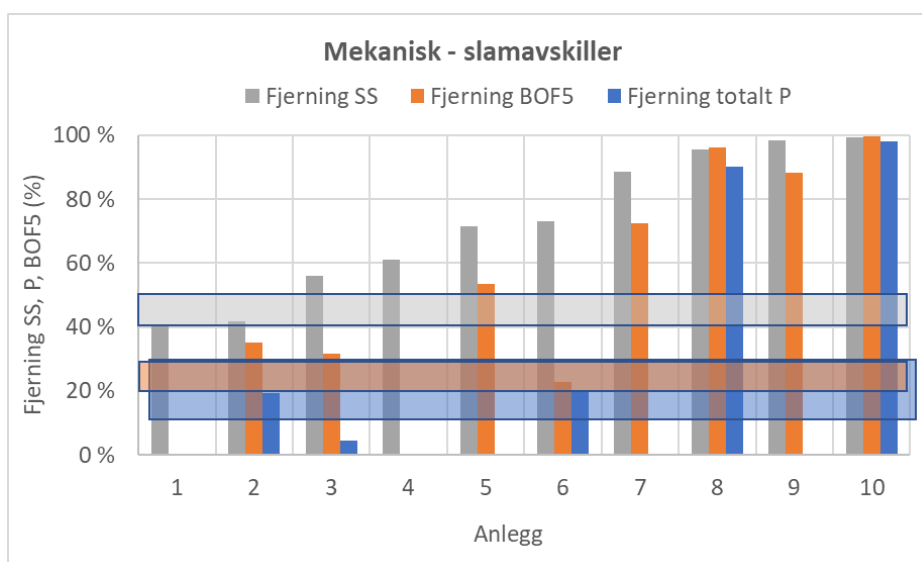
Tabell 20. Observerte rensegrader for BOF5 og KOF ved store og mellomstore avløpsrenseanlegg i rapporteringsperioden 2016-2021: Median- og snittverdi for anleggene (N) med innrapporterte data, samt 10- og 90-persentilene. Forventede rensegrader basert på norske dimensjoneringskriterier (Johannessen m.fl., (2020) og rensegrader benyttet for å beregne utslippsmengder ved avløpsanlegg som ikke har oppgitt utslippstall (Miljødirektoratet, 2020)

Renseprinsipp	BOF5							KOF						
	N	Median	Snitt	10-p.	90-p.	$r_{dim,BOF}$	r_{BOF}	N	Median	Snitt	10-p.	90-p.	$r_{dim,KOF}$	r_{BKOF}
Mekanisk – slamavskiller	17	67 %	63 %	31 %	91 %	15-25%	20%	5	51 %	65 %	39 %	97 %	-	-
Mekanisk – sil, rist	92	32 %	33 %	13 %	49 %			30	36 %	33 %	9 %	53 %		
Kjemisk	147	73 %	72 %	58 %	86 %	70-80%	75%	125	75 %	73 %	65 %	85 %	-	-
Biologisk	48	86 %	77 %	45 %	96 %	80-90%	90%	32	77 %	68 %	36 %	91 %	-	-
Kjemisk-biologisk	242	93 %	89 %	74 %	98 %	80-95%	95%	209	88 %	85 %	73 %	94 %	-	-
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	6	96 %	95 %	91 %	99 %	>95%	-	6	93 %	92 %	88 %	95 %	-	-
Naturbasert	21	95 %	84 %	53 %	99 %	-	85%	16	90 %	83 %	71 %	97 %	-	-

Tabell 21. Observerte rensegrader for totalt N og totalt P ved store og mellomstore avløpsrenseanlegg i rapporteringsperioden 2016-2021: Median- og snittverdi for anleggene (N) med innrapporterte data, samt 10- og 90-persentilene. Forventede rensegrader basert på norske dimensjoneringskriterier (Johannessen m.fl., (2020) og rensegrader benyttet for å beregne utslippsmengder ved avløpsanlegg som ikke har oppgitt utslippstall (Miljødirektoratet, 2020)

Renseprinsipp	Totalt N							Totalt P						
	N	Median	Snitt	10-p.	90-p.	r _{dim,N}	r _N	N	Median	Snitt	10-p.	90-p.	r _{dim,P}	r _P
Mekanisk – slamavskiller	0	-	-	-	-	5-15%	15%	7	54 %	52 %	13 %	93 %	10-30%	15%
Mekanisk – sil, rist	6	9 %	7 %	1 %	13 %			43	12 %	12 %	1 %	24 %		
Kjemisk	40	10 %	7 %	-7 %	22 %	20-35%	20%	163	93 %	89 %	75 %	97 %	80-95%	90%
Biologisk	8	36 %	35 %	6 %	61 %	20-35%	20%	42	49 %	49 %	4 %	95 %	25-45%	30%
Kjemisk-biologisk	44	23 %	28 %	9 %	53 %	20-35%	25%	256	93 %	88 %	71 %	98 %	80-95%	95%
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	6	73 %	74 %	71 %	78 %	70-90%	-	6	95 %	95 %	93 %	97 %	90-95%	-
Naturbasert	4	49 %	56 %	40 %	77 %	-	20%	18	93 %	74 %	12 %	99 %	-	75%

Figur 31 viser fjerningen av SS, BOF5 og totalt P ved hvert av de 10 renseanleggene med slamavskiller som hovedbehandlingstrinn. Med unntak av anlegg nr. 6 var uventet høy fjerning av SS fulgt av også svært høy fjerning av BOF5 og totalt P. Det er grunn til å anta at dette er såkalte primærfellingsanlegg som bruker fellingskjemikalier til å bedre fjerningen av fosfor og partikulært organisk stoff og dermed er feilrapporterte. Det er dermed grunn til å holde på den forventede fjerningen av både SS og BOF5 ved anleggene med slamavskiller.



Figur 31. Observert fjerning av SS, BOF5 og totalt P ved de 10 avløpsrenseanleggene (av totalt 1 043) med slamavskiller som hovedbehandling ved anlegget og som har rapportert inn nok data til å beregne fjerningen av SS. De horisontale barene angir forventet område for fjerningen av SS (grå), BOF5 (oransje) og total P (blå) med slamavskiller.

Kjemisk behandling:

Ved kjemisk behandlingsanlegg tilsettes det koagulanter (typisk Fe- eller Al-baserte) for å felle ut løst fosfor og destabilisere kolloidalt organisk materiale, som flokkulerer til større aggregater om fjernes enten ved sedimentering eller flotasjon. I tillegg til det oppnås en veldig god fjerning av fosfor (forventet rensegrad på 80-95%) fanges det opp en betydelig andel av det relativt lett omsettelige organiske stoffet (forventet rensegrad for BOF på 70-80%), noe som stemmer relativt godt med de observerte rensegradene ved den relativt store andelen av de kjemiske renseanleggene som hadde innrapportert tilstrekkelig med måleverdier (se hhv. Tabell 21 og Tabell 20).

Biologisk behandling:

Ved biologisk behandling blir alt det organisk stoffet som lar seg bryte ned fjernet på et biologisk rensetrinn og tatt ut som biologisk slam. Forventet rensegrad for både BOF og SS er på 80-90%, mens den for totalt P ikke er høyere enn 25-40%. De observerte rensegradene er som forventet for BOF5, men noe svakere for SS (snitt på 69% og median på 78%), men en del høyere for totalt P (snitt og median på 49%) (Tabell 19-Tabell 27).

Kjemisk-biologisk behandling:

For å sikre god fjerning av både fosfor og lett omsettelig organisk stoff er det mange renseanlegg som kombinerer kjemisk og biologisk behandling. Her finnes det mange ulike prosessutforminger, men her ser vi på alle samlet. Forventet rensegrad for både BOF5 og totalt P er på 80-95%, og 85-95% for SS, og snitt- og medianverdiene fra renseanleggene med innrapporterte verdier ligger i øvre del av disse områdene for både BOF5 og totalt P og nedre del for SS (*Tabell 19-Tabell 27*).

Kjemisk-biologisk behandling med nitrogenfjerning:

Ingen av behandlingsmetodene angitt ovenfor fjerner nitrogen effektivt siden det meste av nitrogenet foreligger som NH_4^+ i innløpet (se *Tabell 9*). Per nå er det kun seks kommunale avløpsrenseanlegg som gjør dette i Norge, og dette er kjemisk-biologiske anlegg som har nitrogenfjerning integrert i det biologiske rensetrinnet¹⁵ med en observert rensegrad for totalt N på 70+% (*Tabell 21*).

Naturbasert rensing

Dette er små anlegg basert på biofiltrering ved at vannet først går gjennom en slamavskiller og deretter infiltreres i grunnen gjennom stedlige eller tilførte masser eller går gjennom en konstruert våtmark. Man oppnår god rensing på de fleste parametere (*Tabell 19-Tabell 21 og Tabell 27*).

7.2.1. Etter avløpsvannbehandling: Korrelasjonene TOC:KOF og TOC:BOF

Tabell 22 oppsummerer korrelasjonene TOC:KOF, TOC:BOF og BOF:KOF i utløpet fra hvert av de syv største norske avløpsrenseanleggene basert på tilgjengelige data fra perioden 1995-2022. Dataene er også vist i avsnitt 12 (Vedlegg F). Anleggene er sortert etter type behandling ved anlegget. Ved Veas har de et regnvannsrenseanlegg (RVR) med kjemisk behandling av den delen av det innkommende avløpsvannet som overskrider den hydrauliske kapasiteten på hovedanlegget. Det vil derfor typisk være svært tynt avløpsvann som går inn på RVR.

I *Tabell 23* og *Figur 32* er de absolutte endringene i snittkorrelasjonene TOC:KOF og TOC:BOF mellom innløpet og utløpet ved hvert av de samme renseanleggene vist. Det er naturlig å anta at denne endringen skyldtes renseprosessene på hvert enkelt anlegg. *Tabell 23* viser også hva korrelasjonene ville vært for utløpet hvis den tilsvarende antatte korrelasjonen i innløpet (0,23 for TOC:KOF og 0,6 for TOC:BOF; se avsnitt 7.1.1.3) ble lagt til grunn. Videre viser *Tabell 23* rensegraden for KOF og BOF i perioden med TOC-data og hvilken persentil av alle renseanleggene med innrapporterte data og samme type rensing denne rensegraden ville tilhørt i perioden 2016-2021.

7.2.1.1. Mekaniske renseanlegg

Av de syv renseanleggene er det kun HØRA som er et mekanisk renseanlegg. I utslippet fra HØRA var det svake korrelasjoner mellom både TOC og KOF og mellom TOC og BOF. Siden det ikke foregår noen oksidering under mekanisk behandling av avløpsvannet, er det kun endringer som skyldes den fysiske fjerningen av stoffer som i utgangspunktet vil kunne endre korrelasjonene. Som *Tabell 23* viser skjedde det ingen markant endring i verken TOC:KOF-forholdet eller i TOC:BOF-forholdet mellom innløpet og

¹⁵ Både Bekkelaget renseanlegg og Veas fjerner i tillegg ammonium fra rejeftvannet fra slamavvanningen for å redusere N-belastningen på anleggene: På Bekkelaget renseanlegg gjør de dette med en anammox-basert (biologisk) prosess, mens Veas stripper av ammoniumet som ammoniakk som deretter kondenseres som ammoniumnitrat i en kjemisk-fysisk prosess.

utløpet. Den gjennomsnittlige renseeffekten for KOF og BOF på anlegget i perioden med TOC-målinger (2001-2003) var omtrent lik (6-7%; *Tabell 23*) og stammer fra perioden da anlegget var et finsilanlegg. Gjennomsnittlig rensegrad for KOF og BOF for alle finsilanleggene med innrapportert verdier i perioden 2016-2021 var betydelig bedre enn dette (33%; *Tabell 20*), og tilsvarte 3-6-persentilen av alle mekaniske anlegg (*Tabell 23*), så det er ikke gitt at resultatene fra HØRA er helt representative for denne typen renseanlegg. Samtidig var den prosentvise gjennomsnittsfjerningen av KOF og BOF tilsynelatende like både på HØRA i perioden 2001-2003 (*Tabell 23*) og for alle mekaniske anlegg med innrapporterte verdier for 2016-2021 (inkludert anlegg med slamavskilling/primærsedimentering; *Tabell 20*). **Det anbefales derfor å benytte et forholdstall på 0,23 for TOC:KOF og et forholdstall på 0,6 for TOC:BOF i utløp fra mekaniske renseanlegg.**

Tabell 22. Sammenstilling av korrelasjonene TOC:KOF, TOC:BOF og BOF:KOF i **utløpet** fra syv av de største norske avløpsrenseanleggene i perioden 1995-2022. Antall målepunkter, medianverdi, snittverdi med standardavvik og 10- og 90-persentilen er gitt, samt regresjonskoeffisienten (R^2) og stigningstallet (k) for lineærtilpasning av dataene. Fargekodingen indikerer sterk korrelasjon ($R^2 > 0,8$), moderat korrelasjon ($R^2 = 0,6-0,8$) og svak korrelasjon ($R^2 < 0,6$). Kilde: Oversendte data fra hvert enkelt anlegg.

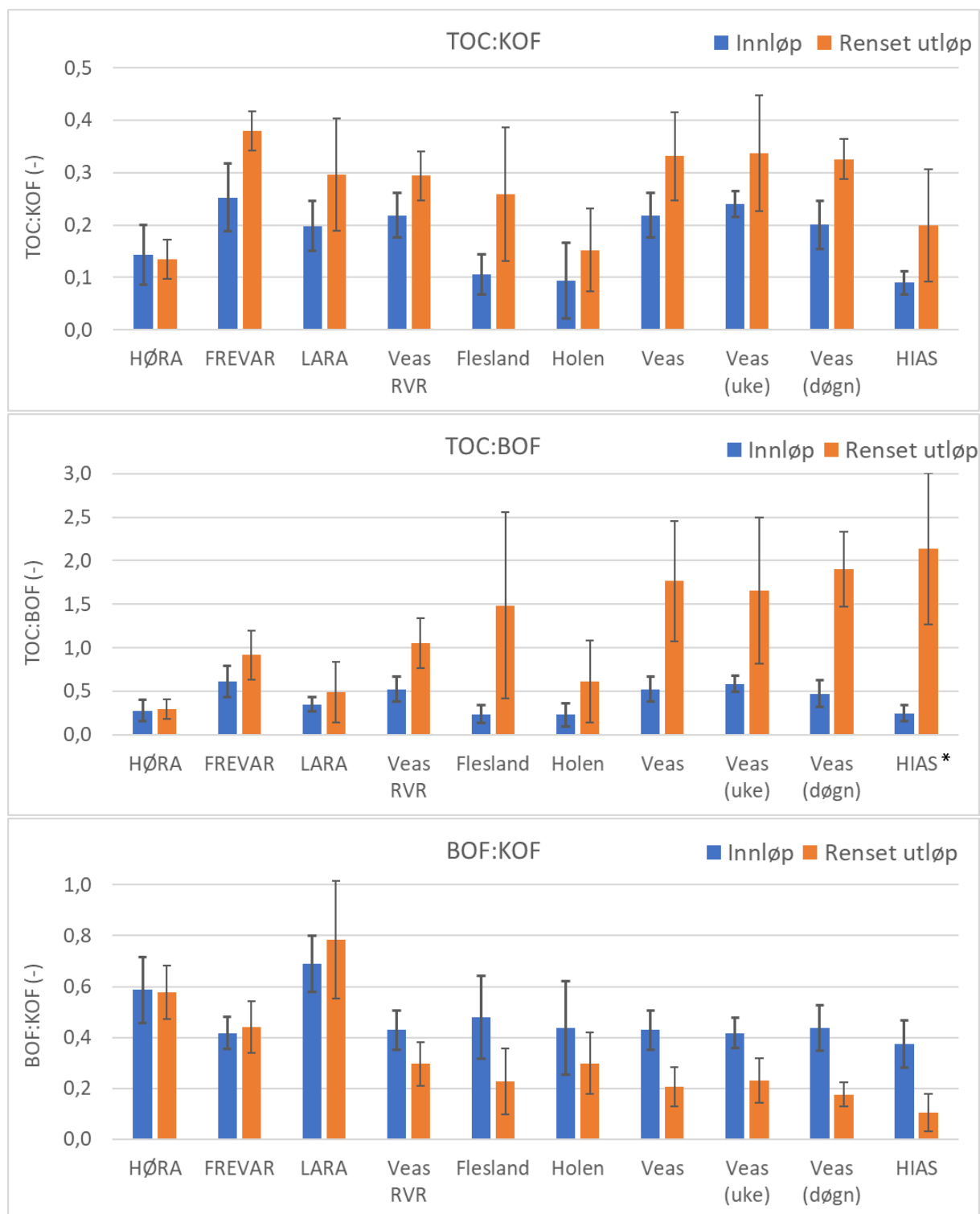
Renseanlegg:	HØRA	ØRA	LARA	Veas RVR	Flesland	Holen	Veas**	HIAS*
Type rensing:	Mekanisk	Kjemisk			Biologisk	Kjemisk-biologisk		
TOC:KOF								
Antall	29	66	22	157	147	138	116	57
Median	0,13	0,38	0,32	0,30	0,25	0,15	0,33	0,16
Snitt	0,13	0,38	0,30	0,29	0,26	0,15	0,33	0,20
Standardavvik	0,04	0,04	0,11	0,05	0,13	0,08	0,08	0,11
R²	0,431	0,919	0,982	0,860	0,142	0,151	0,067	0,248
k	0,094	0,359	0,327	0,249	0,086	0,034	0,041	0,043
10-persentil	0,10	0,33	0,22	0,23	0,13	0,06	0,27	0,11
90-persentil	0,18	0,43	0,37	0,35	0,33	0,24	0,37	0,32
TOC:BOF								
Antall	75	66	68	157	147	138	115	57
Median	0,27	0,82	0,44	1,00	1,30	0,55	1,70	2,00
Snitt	0,30	0,92	0,49	1,05	1,49	0,61	1,77	2,14
Standardavvik	0,11	0,28	0,35	0,29	1,07	0,47	0,69	0,87
R²	0,419	0,840	0,934	0,801	0,097	0,087	0,301	0,186
K	0,154	0,548	0,383	0,627	0,147	0,069	0,333	0,340
10-persentil	0,19	0,70	0,36	0,76	0,39	0,19	1,14	1,16
90-persentil	0,46	1,21	0,60	1,39	2,81	1,02	2,44	3,25
BOF:KOF								
Antall	29	66	22	157	147	138	114	57
Median	0,56	0,44	0,74	0,29	0,20	0,29	0,20	0,08
Snitt	0,58	0,44	0,78	0,30	0,23	0,30	0,21	0,11
Standardavvik	0,10	0,10	0,23	0,09	0,13	0,12	0,08	0,07
R²	0,778	0,806	0,970	0,742	0,508	0,721	0,157	0,033
k	0,610	0,563	0,811	0,330	0,347	0,314	0,104	0,020
10-persentil	0,50	0,31	0,65	0,21	0,11	0,17	0,13	0,04
90-persentil	0,70	0,58	0,89	0,38	0,35	0,43	0,30	0,23

*) Fra HIAS foreligger det DOC-data, ikke TOC-data. **) Veas er et biologisk-kjemisk renseanlegg med særskilt nitrogenfjerning. Tallene fra Veas inkluderer både døgn- og ukeblandprøver (nedfrosset for hvert døgn). Det er marginal forskjell mellom disse.

Tabell 23. Endring i snittkorrelasjonene TOC:KOF og TOC:BOF mellom innløpet og utløpet ved seks av de største norske avløpsrenseanleggene i perioden 1995-2022, justert korrelasjon for utløpet med utgangspunkt i antatt korrelasjon i innløpet (0,23 for TOC:KOF og 0,6 for TOC:BOF; se avsnitt 7.1.1.3), samt gjennomsnittlig justert korrelasjon for utløpet fra renseanleggene med samme type rensing. Gjennomsnittlig KOF- og BOF-fjerning ved hvert av anleggene i perioden og hvilken persentil av alle renseanleggene med innrapporterte data og samme type rensing denne rensesgraden ville tilhørt i perioden 2016-2021.

Renseanlegg:	HØRA	FREVAR	LARA	Veas RVR	Flesland	Holen	Veas	HIAS*
Type rensing:	Mekanisk	Kjemisk			Biologisk	Kjemisk-biologisk		
TOC:KOF								
Endring innløp – utløp	-0,01	0,13	0,10	0,08	0,15	0,06	0,11	0,11
Justert utløp	0,22	0,36	0,33	0,31	0,38	0,29	0,34	0,34
Juster utløp snitt	0,22	0,33			0,38	0,32		
Snitt KOF-fjerning	6,3%	72%	54%	-	81%	64%	90%	84%
Persentil samme type rensing (2016-21)	6%	33%	8%	-	59%	4%	58%	28%
TOC:BOF								
Endring innløp – utløp	0,02	0,30	0,14	0,53	1,25	0,39	1,24	1,89
Justert utløp	0,6	0,9	0,7	1,1	1,8	1,0	1,8	2,5
Juster utløp snitt	0,6	0,9			1,8	1,8		
Snitt BOF-fjerning	6,8%	71%	40%	-	92%	77%	96%	96%
Persentil samme type rensing (2016-21)	3,0%	39%	2%	-	64%	13%	66%	75%

*) Fra HIAS foreligger det DOC-data, ikke TOC-data.



Figur 32. De gjennomsnittlige korrelasjonene TOC:KOF, TOC:BOF og BOF:KOF i innløpet og i rensed utløp fra hvert av de seks rensanleggene hvor det har vært tilgjengelig TOC-data fra perioden 1995-2022. HIAS* er lagt til, men har det kun vært tilgjengelig data for løst organisk karbon (DOC). Usikkerhetsmarkørene angir standardavviket for snittet i hver korrelasjon. Kilde: Oversendte data fra hvert enkelt anlegg.

7.2.1.2. Kjemiske renseanlegg

For alle de tre kjemiske renseanleggene var det sterke korrelasjoner både mellom TOC og KOF og mellom TOC og BOF ($R^2 = 0,80-0,98$) (se *Tabell 22*). Median- og snittverdiene for TOC:KOF lå i området 0,29-0,38 (verdiene fra LARA og Veas RVR var relativt like; 0,29-0,32). Det var større forskjell mellom de tre anleggene for forholdet TOC:BOF, der median- og snittverdiene lå på hhv. 0,82 og $0,92 \pm 0,28$ for ØRA, 0,44 og $0,49 \pm 0,35$ for LARA og 1,00 og $1,05 \pm 0,29$ for Veas RVR.

Det er grunn til å holde måleverdiene fra LARA utenom her. Som diskutert i avsnitt 7.1.1.2 var tilførselene av BOF til LARA betydelig større enn det som er vanlig til norske avløpsrenseanlegg. I tillegg er TOC-dataene fra denne perioden noe usikre da det var mer vanlig å benytte UV/ peroksidisulfat-metoden til å oksidere det organiske stoffet, noe som kan ha medført ufullstendig oksidering av det partikkelbundne stoffet. Det kan imidlertid være at dette hadde mindre betydning på prøvene etter kjemisk renset avløpsvann med lite partikler.

I *Figur 33* er TOC plottet mot KOF og BOF for hvert enkelt anlegg (delfigurene til venstre) og for ØRA og Veas RVR sammen (delfigurene til høyre). Utslippskonsentrasjonene av både KOF og BOF var betydelig større ut fra LARA enn ut fra ØRA og Veas RVR, noe som primært skyldes den store andelen løst (ca. 90%, data ikke vist) lett omsettelig organisk stoff som ikke lar seg fjerne ved kjemisk felling. Det var god korrelasjon mellom TOC og KOF og mellom TOC og BOF for alle målepunktene fra ØRA og Veas RVR samlet ($R^2 = 0,87-0,90$). Som det går fram av *Figur 32* økte TOC:KOF-forholdet og TOC:BOF-forholdet signifikant (én-faktor Anova) mellom innløpet og utløpet for alle de tre renseanleggene (i gjennomsnitt 35-50% for TOC:KOF og 40-101% for TOC:BOF; se avsnitt 13 (Vedlegg G).

De lineære tilpasningskurvene går ikke naturlig gjennom origo. Med såpass god korrelasjon, dog også her svært begrenset med data, vil det være aktuelt å benytte ligningen for lineært tilpasning ved omregning fra KOF [mg /L] til TOC [mg C/L] og fra BOF [mg /L] til TOC [mg C/L] for kjemiske renseanlegg:

$$TOC = 0,36 \cdot KOF - 2,7 \quad [1]$$

$$TOC = 0,65 \cdot BOF + 6,7 \quad [2]$$

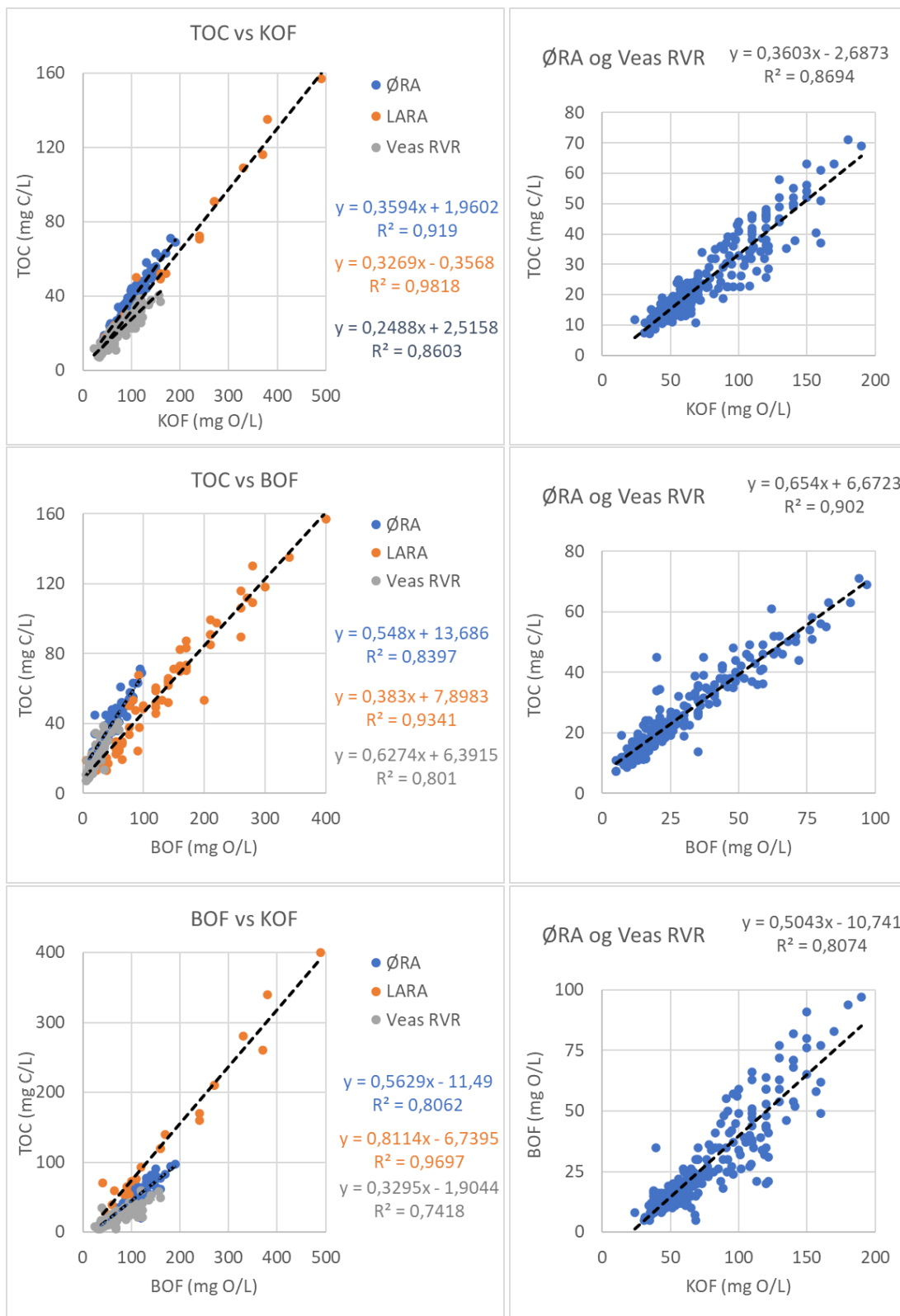
Ettersom KOF-analysen har lavere usikkerhet enn BOF-analysen anbefales det å benytte ligning 1 fremfor ligning 2 ved estimering av TOC, hvis både KOF- og BOF-data er tilgjengelig. Alternativt kan TOC også beregnes ut fra snittverdiene for de justerte forholdene mellom TOC og KOF og mellom TOC og BOF i utløpet fra kjemiske renseanlegg gitt i *Tabell 23*:

$$TOC = 0,33 \cdot KOF \quad [3]$$

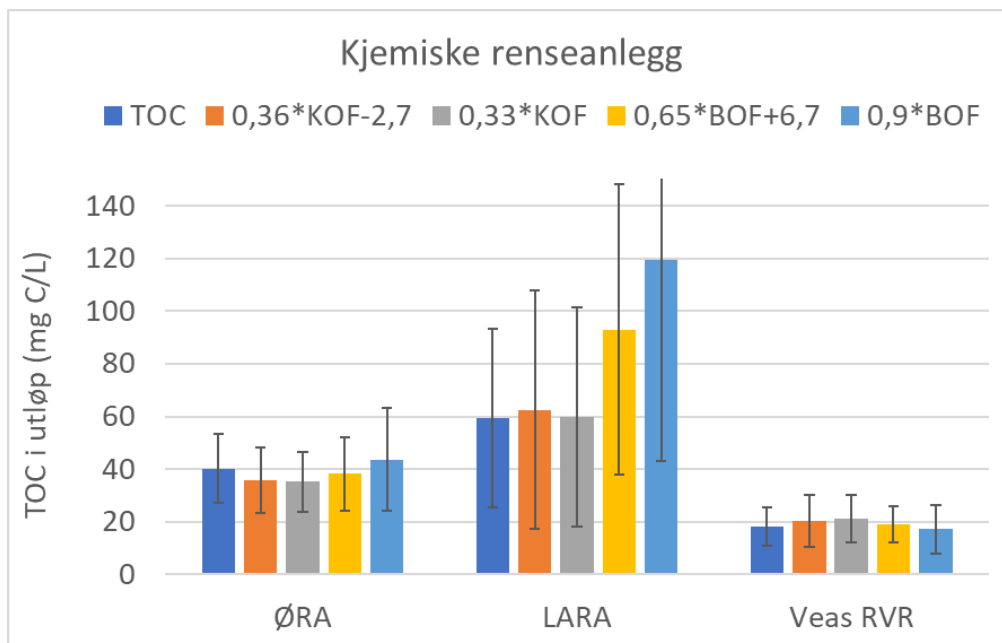
$$TOC = 0,9 \cdot BOF \quad [4]$$

Som det går fram av *Figur 34* ga alle de fire ligningene tilnærmet samme gjennomsnittlige TOC-estimat som gjennomsnittet av de målte TOC-verdiene for ØRA og Veas RVR, men for LARA ble TOC-verdiene basert på BOF betydelig overestimert. Når de samme fire korrelasjonene ble brukt sammen med innrapporterte KOF- og BOF-data fra alle de kjemiske renseanleggene i perioden 2016-2021, ga ligningene 1-3 ganske like snitt- og medianverdier, mens ligning 4 ga et betydelig høyere estimert snitt og en noe høyere medianverdi enn disse.

Det anbefales å benytte ligning 1 eller ligning 3 til å estimere TOC-konsentrasjonen i utløpet fra kjemiske renseanlegg hvis KOF-data er tilgjengelig. Hvis kun BOF-data er tilgjengelig anbefales det å benytte ligning 2.



Figur 33. TOC, KOF og BOF i utløpet fra ØRA, LARA og Veas RVR, samt korrelasjonene TOC:KOF, TOC:BOF og BOF:KOF for de sammenstilte data i utløpene fra ØRA og Veas RVR. Kilde: Oversendte data fra hvert enkelt anlegg.



Figur 34. Gjennomsnittlig målt TOC-konsentrasjon i utløpene fra de kjemiske renseanleggene ØRA, LARA og Veas RVR og gjennomsnittlig estimert TOC-konsentrasjon i utløpene basert på to ulike korrelasjoner mellom TOC og KOF ($0,36 \cdot \text{KOF} - 2,7$ og $0,33 \cdot \text{KOF}$) og to ulike korrelasjoner mellom TOC og BOF ($0,65 \cdot \text{BOF} + 6,7$ og $0,9 \cdot \text{BOF}$). KOF- og BOF-verdiene er de samme som ble brukt til å utarbeide de respektive korrelasjonene. Usikkerhetsmarkørene angir standardavviket for gjennomsnittsverdiene.

Tabell 24. Estimert gjennomsnittlig (med standardavvik) og median TOC-konsentrasjon i utløpet fra kjemiske renseanlegg basert på to ulike korrelasjoner mellom TOC og KOF og to ulike korrelasjoner mellom TOC og BOF med bruk av innrapporterte KOF- og BOF-data i perioden 2016-2021.

Korrelasjon for estimering av TOC	TOC (mg C/L)	
	Median	Snitt
$0,36 \cdot \text{KOF} - 2,7$	29,7	$36,3 \pm 32,0$
$0,33 \cdot \text{KOF}$	29,7	$35,8 \pm 29,3$
$0,65 \cdot \text{BOF} + 6,7$	31,4	$37,2 \pm 25,9$
$0,9 \cdot \text{BOF}$	34,2	$42,3 \pm 35,9$

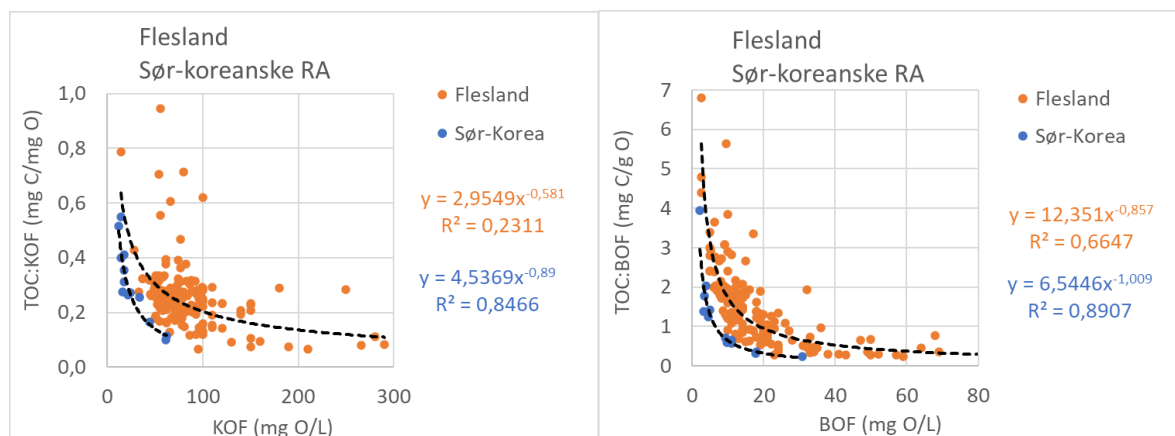
Eldre data

Tveiten (1991) fant at TOC i utløpet fra kjemiske renseanlegg kunne beregnes med formelen $\text{TOC} = 0,29 \cdot \text{KOF} - 6,5$. En sammenstilling av dataene fra de kjemiske renseanleggene presentert av Hovind og Paulsrud (1983) ga $\text{TOC} = 0,24 \cdot \text{KOF} + 0,6$ ($R^2 = 0,78$), mens tilsvarende for dataene presentert av Hovind (1990) ga $\text{TOC} = 0,31 \cdot \text{KOF} + 2,1$ ($R^2 = 0,86$) (data ikke presentert). Alle disse vil gi systematisk lavere TOC-verdier enn ligningene 1-3 anbefalt her og skyldes sannsynlig i hovedsak at det var benyttet TOC-analyser i studiene som underestimerte de reelle TOC-verdiene (se diskusjonen i avsnitt 7.1.1.1).

7.2.1.3. Biologiske renseanlegg

Det var svært svake korrelasjoner mellom både TOC og KOF og mellom TOC og BOF for det eneste anlegget med tilgjengelige data som har biologisk rensing (Flesland) (Tabell 22). Samtidig var det en signifikant (én-faktor Anova) økning i korrelasjonene TOC:KOF og TOC:BOF mellom innløpet og utløpet for anlegget (Tabell 23 og Figur 32; i gjennomsnitt 144% for TOC:KOF og 522% for TOC:BOF; se avsnitt 13 (Vedlegg G). På grunn av den biologiske oksideringen av organisk stoff under den biologiske behandlingen er det forventet at både BOF- og KOF-verdiene reduseres gjennom renseanlegget, men siden ikke alt det organiske stoffet som blir oksidert ikke blir fullstendig mineralisert til CO₂ (og vann, NH₄ osv.), vil forholdet mellom karbon (TOC) og rest-KOF og rest-BOF øke. Avhengig av graden av mineralisering, som igjen er avhengig av blant annet fordelingen mellom ulike typer organisk stoff som kommer inn til renseanlegget, oppholdstiden for både vannet og det biologiske slammet (slamalderen) og temperaturen i avløpsvarmet, vil fordelingen mellom TOC og KOF og mellom TOC og BOF kunne variere betydelig mellom ulike anlegg. Figur 35 sammenligner dataene fra Flesland med data fra 13 sør-koreanske renseanlegg etter biologisk behandling. Resultatene indikerer at en vesentlig større andel av det biologisk omsettbare organiske stoffet blir fullstendig mineralisert ved de sør-koreanske renseanleggene. Medianrensegradene for BOF og KOF ved Flesland var relativt like gjennomsnittene for de sør-koreanske renseanleggene; hhv. 92% og 81% mot 94% og 89%, men de sør-koreanske renseanleggene oppnådde 91% TOC-fjerning (snitt), mens Flesland ikke oppnådde mer enn 8% TOC-fjerning (median). Figur 35 viser også at TOC:BOF-forholdet varierte betydelig med BOF-konsentrasjonen; ved høy BOF var TOC:BOF-forholdet alltid lavt, og ved lav BOF var det alltid høyt. Det var en moderat sterk korrelasjon hvis datapunktene ble tilpasset med en potensfunksjon, noe som indikerer at denne funksjonen kan brukes til å gi et noe bedre estimat for TOC ved biologiske renseanlegg:

$$\frac{TOC}{BOF} = 12,351 \cdot BOF^{-0,857} \rightarrow TOC = 12,351 \cdot BOF^{0,143} \quad [5]$$



Figur 35. Korrelasjonen TOC:KOF plottet mot KOF (venstre) og korrelasjonen TOC:BOF plottet mot BOF (høyre) i utslippsprøver fra Flesland og fra 13 sør-koreanske renseanlegg etter biologisk behandling (før kjemisk felling). Det er benyttet en potensfunksjon for å tilpasse punktene. Kilde: Oversendte data fra Flesland renseanlegg og Yang m.fl. (2014).

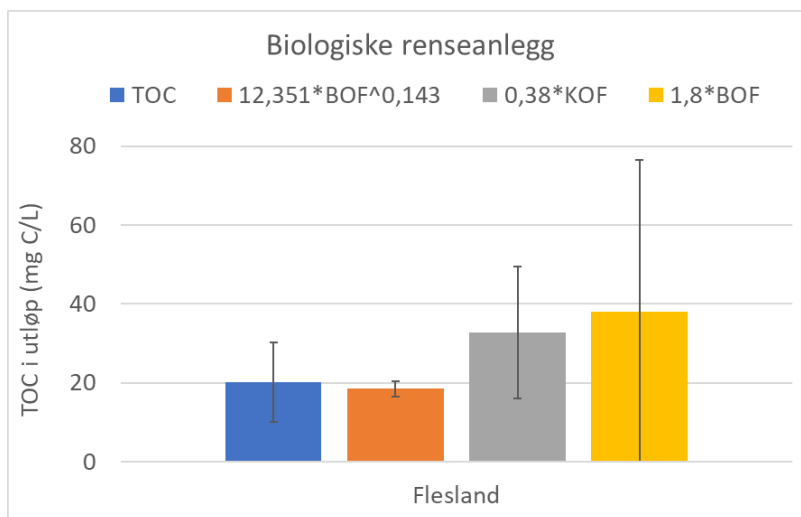
Alternativt kan TOC også beregnes ut fra det justerte forholdene mellom TOC og KOF og mellom TOC og BOF i utløpet fra Flesland gitt i *Tabell 23*:

$$TOC = 0,38 \cdot KOF \quad [6]$$

$$TOC = 1,8 \cdot BOF \quad [7]$$

Som det går fram av *Figur 36* ga ligning 5 omtrent samme gjennomsnittlige TOC-estimat som gjennomsnittet av de målte TOC-verdiene (selv om statistisk analyse [enkelt-faktor Anova og Student-t] antyder at de er forskjellige; $p = 0,04$), mens de to andre korrelasjonene ga vesentlig høyere gjennomsnittlige TOC-konsentrasjoner og større usikkerheter i snittet. Når de samme tre korrelasjonene ble brukt sammen med innrapporterte KOF- og BOF-data fra alle de biologiske renseanleggene i perioden 2016-2021, ga ligning 5 betydelig lavere gjennomsnittlige TOC-konsentrasjoner enn de to andre, samtidig som snitt- og median-konsentrasjonene var relativt like (*Tabell 25*).

Det er svært begrenset med data å basere TOC-estimatene på, men inntil mer data foreligger anbefales det å benytte ligning 5 til å estimere TOC-konsentrasjonen i utløpet fra biologiske renseanlegg hvis BOF-data er tilgjengelig. Hvis kun KOF-data er tilgjengelig anbefales det å benytte ligning 6.



Figur 36. Gjennomsnittlig målt TOC-konsentrasjon i utløpet fra det ene biologiske renseanlegget med tilgjengelige TOC-data (Flesland) og gjennomsnittlig estimert TOC-konsentrasjon i utløpet basert på to ulike korrelasjoner mellom TOC og BOF ($12,351 \cdot BOF^{0,143}$ og $1,8 \cdot BOF$) og én korrelasjon mellom TOC og KOF ($0,38 \cdot KOF$). KOF- og BOF-verdiene er de samme som ble brukt til å utarbeide de respektive korrelasjonene. Usikkerhetsmarkørene angir standardavviket for gjennomsnittsverdiene.

Tabell 25. Estimert gjennomsnittlig (med standardavvik) og median TOC-konsentrasjon i utløpet fra kjemiske renseanlegg basert på to ulike korrelasjoner mellom TOC og KOF og to ulike korrelasjoner mellom TOC og BOF med bruk av innrapporterte KOF- og BOF-data i perioden 2016-2021.

Korrelasjon for estimering av TOC	TOC (mg C/L)	
	Median	Snitt
$12,351 \cdot BOF^{0,143}$	16,9	$17,3 \pm 2,7$
$0,38 \cdot KOF$	21,3	$28,3 \pm 28,5$
$1,8 \cdot BOF$	16,2	$34,8 \pm 25,9$

7.2.1.4. Kjemisk-biologiske renseanlegg

Også for Holen og Veas med kjemisk-biologisk rensing var det svært svake korrelasjoner mellom både TOC og KOF og mellom TOC og BOF (Tabell 22). Men som for det biologiske renseanlegget (Flesland) var det også for disse anleggene en signifikant (én-faktor Anova) økning i korrelasjonene TOC:KOF og TOC:BOF mellom innløpet og utløpet (Tabell 23 og Figur 32; i gjennomsnitt 52-63% for TOC:KOF og 165-238% for TOC:BOF; se avsnitt 13, Vedlegg G). Ved Veas var tallene basert både på døgn- og ukeblandprøver, og det var relativt marginale forskjeller mellom disse. Ved HIAS økte disse korrelasjonene i tilsvarende grad fra innløpet til utløpet, men med DOC i stedet for TOC.

Også her kan TOC beregnes ut fra snittverdiene (data fra HIAS inkludert) for de justerte forholdene mellom TOC og KOF og mellom TOC og BOF i utløpet fra de kjemisk-biologiske renseanleggene gitt i Tabell 23:

$$TOC = 0,32 \cdot KOF \quad [8]$$

$$TOC = 1,8 \cdot BOF \quad [9]$$

Hvis forholdet TOC:KOF plottes mot KOF-verdien gir dette en noe sterkere korrelasjon hvis punktene tilpasses med en potensfunksjon (power-funksjon) (Figur 37). Det er tydelig at det er de høye KOF-verdiene i utløpet fra Holen som er bestemmende for korrelasjonen for KOF-verdier i området 60–300 mg O/L. Som diskutert over (avsnitt 7.1.1.1) var TOC-konsentrasjonene i innløpet til Holen (og Flesland) mye lavere enn i innløpet til de øvrige renseanleggene og at dette muligvis kunne være knyttet svakheter ved metoden som var benyttet til å analysere for TOC. Men på grunn av lavere andel partikkelbundet organisk stoff i utløpet (48% av KOF) sammenlignet med i innløpet (68% av KOF) kan analysen hatt mindre betydning. Samtidig var det tydelig at andelen løst KOF i utløpet ble lavere ved KOF-verdier over ca. 100 mg O/L, og for disse prøvene kan muligvis analysemetoden hatt betydning.

Når Holen-dataene ble utelatt (kun Veas-data) var korrelasjonen bedre, samtidig med at uteliggerne i datasettet tilsa at en potensfunksjon ga best tilpasning til dataene.

Data fra HIAS var også tilgjengelig, men kun for løst organisk karbon (DOC), ikke TOC. Når HIAS-dataene ble sammenstilt med Veas-dataene ga de samlede dataene en sterk korrelasjon mellom TOC og KOF ($R^2 = 0,85$) (Figur 37). Siden dataene fra HIAS var for DOC kan det naturligvis være at korrelasjonen TOC:KOF var betydelig underestimert, spesielt for høye KOF-verdier (jfr. diskusjonen for Holen over). Det anbefales likevel å benytte ligningen for denne kurvetilpasningen til å estimere TOC hvis kun KOF-data er tilgjengelig på grunn av den sterke korrelasjonen:

$$\frac{TOC}{KOF} = 5,1445 \cdot KOF^{-0,76} \rightarrow TOC = 5,1445 \cdot KOF^{0,24} \quad [10]$$

De høyre delfigurene i *Figur 37* viser forholdet TOC:BOF plottet mot BOF. Hvis dataene tilpasses med en potensfunksjon er korrelasjonen relativt sterk selv med målepunktene for Holen inkludert ($R^2 = 0,79$ både med og uten Holen-dataene). Når HIAS-dataene inkluderes er korrelasjonen fortsatt relativt sterk, men litt svakere. Det anbefales derfor inntil mer data er tilgjengelig å bruke korrelasjonen som også inkluderer HIAS-dataene til å estimere TOC i utløpet fra kjemisk-biologiske renseanlegg hvis BOF-data er tilgjengelig:

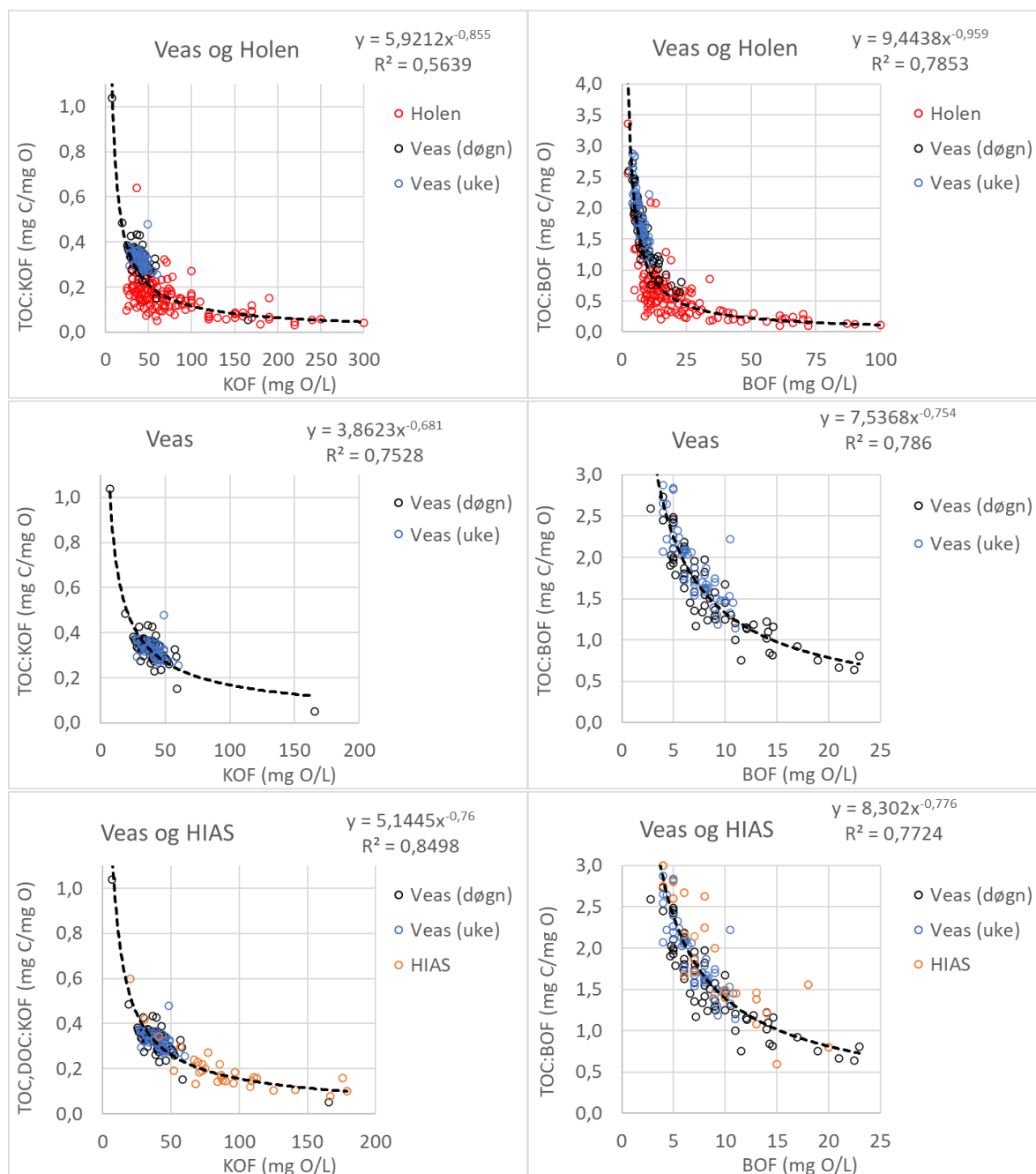
$$\frac{TOC}{BOF} = 8,302 \cdot BOF^{-0,776} \rightarrow TOC = 8,302 \cdot BOF^{0,224} \quad [11]$$

Som det går fram av *Figur 38* ga ligningene 10 og 11 omtrent samme gjennomsnittlige TOC-estimat som gjennomsnittet av de målte TOC-verdiene fra renseanleggene (med et mulig unntak for Holen), også med relativt lave standardavvik. De to andre korrelasjonene (ligningene 8 og 9) ga vesentlig høyere standardavvik og tidvis betydelig overestimerte TOC-gjennomsnitt. Når de samme fire korrelasjonene ble brukt sammen med innrapporterte KOF- og BOF-data fra alle de kjemisk-biologiske renseanleggene i perioden 2016-2021, ga ligningene 10 og 11 betydelig lavere gjennomsnittlige TOC-konsentrasjoner enn de to andre, samtidig som snitt- og median-konsentrasjonene var relativt like (*Tabell 26*). De estimerte median-konsentrasjonene med ligningene 8 og 9 var imidlertid i samme område som de estimert med ligningene 10 og 11.

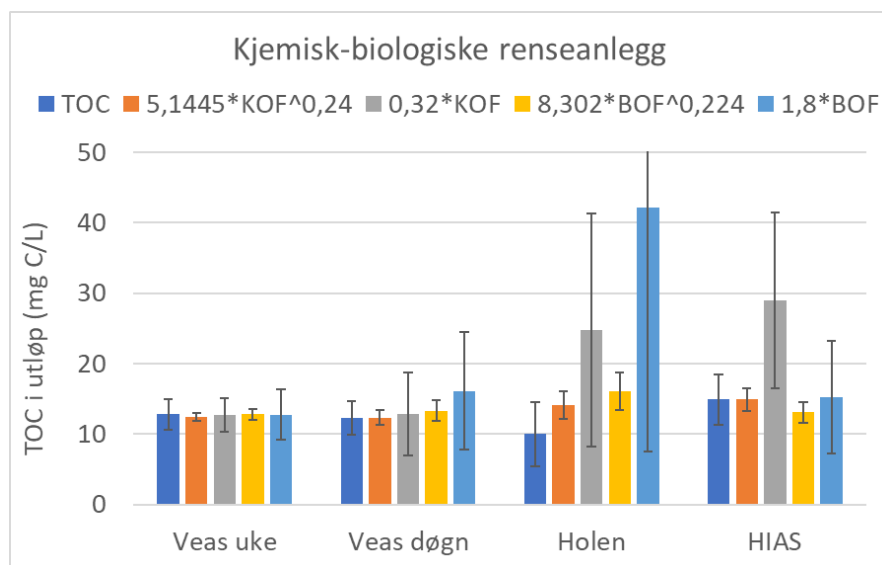
Det er svært begrenset med data å basere TOC-estimatene på, men inntil mer data foreligger anbefales det å benytte ligning 10 til å estimere TOC-konsentrasjonen i utløpet fra kjemisk-biologiske renseanlegg hvis KOF-data er tilgjengelig. Hvis kun BOF-data er tilgjengelig anbefales det å benytte ligning 11.

Tabell 26. Estimert gjennomsnittlig (med standardavvik) og median TOC-konsentrasjon i utløpet fra kjemisk-biologiske renseanlegg basert på to ulike korrelasjoner mellom TOC og KOF og to ulike korrelasjoner mellom TOC og BOF med bruk av innrapporterte KOF- og BOF-data i perioden 2016-2021.

Ligning	Korrelasjon for estimering av TOC	TOC (mg C/L)	
		Median	Snitt
10	$5,1445 \cdot KOF^{0,24}$	12,6	$13,0 \pm 2,4$
11	$8,302 \cdot BOF^{0,224}$	12,8	$13,6 \pm 3,7$
8	$0,32 \cdot KOF$	13,4	$19,6 \pm 23,4$
9	$1,8 \cdot BOF$	12,6	$30,1 \pm 12,6$



Figur 37. Korrelasjonen TOC:KOF plottet mot KOF (venstre delfigurer) og korrelasjonen TOC:BOF plottet mot BOF (høyre delfigurer) i utslippsprøver fra Veas og Holden (øverst), fra Veas (midtre) og fra Veas og HIAS (nederst). **NB:** DOC-data og ikke TOC-data fra HIAS. Det er benyttet en potensfunksjon for å tilpasse punktene. Kilde: Oversendte data fra hvert enkelt anlegg.



Figur 38. Gjennomsnittlig målt TOC-konsentrasjon i utløpene fra de kjemiske-biologiske renseanleggene Veas (ukebland- og døgnblandprøver), Holen og HIAS (kun DOC-data) og gjennomsnittlig estimert TOC-konsentrasjon i utløpene basert på to ulike korrelasjoner mellom TOC og KOF ($5,1445 \cdot KOF^{0,24}$ og $0,32 \cdot KOF$) og to ulike korrelasjoner mellom TOC og BOF ($8,302 \cdot BOF^{0,224}$ og $1,8 \cdot BOF$). KOF- og BOF-verdiene er de samme som ble brukt til å utarbeide de respektive korrelasjonene. Usikkerhetsmarkørene angir standardavviket for gjennomsnittsverdiene.

7.2.1.5. Naturbasert rensing

Det foreligger ingen data for TOC i utløpet fra naturbasert renseanlegg. Ut fra oppnådd rensegrad ved disse anleggene er det mest nærliggende å benytte korrelasjonene mellom TOC og KOF og TOC og BOF utarbeidet for kjemisk-biologiske renseanlegg; hhv. ligning 10 og ligning 11.

7.2.2. Renset avløpsvann: Fordelingen mellom DIN og TON av totalt nitrogen

Fordelingen mellom DIN og TON i utslippet fra renseanleggene er avhengig av forventet rensegrad for disse to formene for nitrogen. Tabell 38 i avsnitt 14 (Vedlegg H) er hentet fra Staalstrøm m.fl. (2022) og viser forventet fordeling mellom ulike nitrogenformer i utslippet fra renseanlegg med ulik type rensing basert på rapporterte rensegrader ved alle renseanleggene i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord i perioden 2016-2019. Følgende føringer ble lagt til grunn for fordelingen:

- Ved mekanisk rensing er det deler av den partikulære fraksjonen som fjernes, og denne ble antatt å utgjøre 20% av partikulært N.
- Ved kjemisk rensing vil det meste av den partikulære fraksjonen¹⁶ og deler av den kolloidale fraksjonen fjernes, men på bakgrunn av den observerte rensegraden på kun ca. 10% ved kjemiske renseanlegg ble det kun lagt til grunn en 40% reduksjon i partikulært N ved kjemiske renseanlegg. Merk at dette gjelder renseanleggene som ikke har eget biogassanlegg; ved anleggene med eget

¹⁶ Østerhus (1992) fant at andelen av total-nitrogen som var partikkelbundet i utløpet fra de kjemiske renseanleggene var <2%, men denne andelen hadde nok vært en del høyere om et membranfilter med 0,45 µm porestørrelse og ikke et GF/C-filter (1,2 µm) hadde blitt brukt som skille mellom partikulær og løst fraksjon.

biogassanlegg vil andelen DIN i utslippet kunne bli vesentlig høyere (90% vil kunne være en grei antagelse) enn på de øvrige mekaniske anleggene uten eget biogassanlegg.

- For biologiske renseanlegg er det lagt inn en forventet fjerning på 28% total-nitrogen (snittet av forventet intervall; 20-35%).
- Ved kjemisk-biologisk rensing uten særskilt nitrogen-rensing vil noe ammonium fanges opp i biomassen og noe løst organisk nitrogen vil benyttes av mikroorganismene.
- Ved kjemisk-biologisk rensing med særskilt N-fjerning vil en betydelig del av løst ammonium bli oksidert biologisk til nitrat, som igjen helt eller delvis blir omsatt biologisk til N₂-gass.

Tabell 27 viser en forenklet versjon av Tabell 38 der alle løste uorganiske nitrogenformer er slått samme til DIN ($f_{\text{NH}_4} + f_{\text{NO}_3}$) og alle de øvrige formene av nitrogen er slått sammen til TON ($f_{\text{DON}} + f_{\text{PN}}$).

Tabell 27. Forenklet versjon av Tabell 38 der alle løste uorganiske fraksjoner er slått sammen ($f_{\text{NH}_4} + f_{\text{NO}_3} = \text{DIN}$) og alle organiske fraksjoner er slått sammen ($f_{\text{DON}} + f_{\text{PN}} = \text{TON}$).

Type renseanlegg	DIN	TON
Mekanisk	0,68	0,32
Kjemisk	0,72	0,28
Biologisk	0,88	0,13
Kjemisk-biologisk	0,90	0,10
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	0,76	0,24
Naturbasert	0,91	0,09

Tabell 28 er en oppdatert versjon av Tabell 37 i avsnitt 14 (Vedlegg H) der de forventete rensegradene er basert på innrapporterte tallverdier ved alle renseanlegg i Norge i perioden 2016-2021. Det er her ikke tatt hensyn til om renseanlegget har eget biogassanlegg eller ikke. De forventede rensegradene er relativt like for alle typer renseanlegg med unntak av de biologiske renseanleggene. Her var tallmaterialet svært begrenset tidligere (kun 3 veldig små anlegg). De nye estimatene ligger i øvre område av hva som er forventet N-fjerning ved biologisk renseanlegg (20-35%) (Johannessen m.fl., 2020). Vi ser det derfor ikke nødvendig å justere fordelingen mellom DIN- og TON-fraksjonene gitt i Tabell 27.

Tabell 28. Oversikt over observert renseeffekt for total-nitrogen ved alle renseanlegg i Norge som har rapportert inn både innløps- og utløpsverdier for total-nitrogen i perioden 2016-2021.

Type renseanlegg	# anlegg	Vannmengde snitt (m ³ /d)	Rensegrad (%)			
			Median	Snitt	Min	Maks
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	6	84 806	73 %	74 %	70 %	80 %
Kjemisk-biologisk	44	3 887	23 %	28 %	-16 %	94 %
Biologisk	8	1 303	36 %	35 %	0 %	86 %
Kjemisk	40	8 202	10,4 %	7,3 %	-53 %	38 %
Naturbasert	4	64	49 %	56 %	38 %	89 %
Mekanisk - sil, rist	6	623	8,6 %	7,5 %	0 %	14 %
Mekanisk - slamavskiller	0	-	-	-	-	-

7.2.3. Renset avløpsvann: Fordelingen mellom TDP og TPP av totalt fosfor

Det er som nevnt tidligere kun totalt fosfor som blir målt i utløpet fra renseanleggene, og dette gjelder også internasjonalt. Det foreligger derfor svært få direkte målinger på totalt løst fosfor (TDP) og totalt partikulært fosfor (TPP) i utløpet fra renseanlegg. Det følgende er derfor primært basert på en antatt fordeling mellom TDP og TPP i innløpet til renseanleggene, forventet gjennomsnittlig rensegrad for total-fosfor og mekanismene som gir disse rensegradene.

Det er ikke forventet at noe løst fosfor skal fjernes på mekaniske renseanlegg, men siden det er observert rensegrader på hhv. 52% og 26% for total-fosfor og 73% og 41% for SS for slamavskillere og siler/riste (se *Tabell 29*), er det antatt at 67% av total-fosfor foreligger på partikulær form og resterende på løst form. Det er videre forventet at andelen partikulært fosfor som blir fjernet tilsvarer andelen av SS som fjernes på renseanlegget. Andelen løst fosfor som fjernes er bestemt ut fra hvor mye som må fjernes for å gi observert rensegrad for total-fosfor. Fjerningen av partikulært fosfor på de kjemiske renseanleggene måtte justeres opp noe (fra 79% til 84%) for at det skulle gå opp. Forventet rensegrad og endelig fordeling mellom TPP og TDP i utløpet er oppsummert i *Tabell 29*.

Tabell 29. Oversikt over observert renseeffekt for total-fosfor ved alle renseanlegg i Norge som har rapportert inn både innløps- og utløpsverdier for total-fosfor i perioden 2016-2021.

Type renseanlegg	Forventet rensegrad (snitt)				Andel i utløpet	
	SS	total-P	TPP	TDP	TPP	TDP
Mekanisk - slamavskiller	73 %	52 %	73 %	0 %	35 %	65 %
Mekanisk - sil, rist	41 %	26 %	41 %	0 %	55 %	45 %
Kjemisk	79 %	89 %	84 %	95 %	87 %	13 %
Biologisk	69 %	56 %	69 %	50 %	56 %	44 %
Kjemisk-biologisk	84 %	88 %	84 %	95 %	87 %	13 %
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	97 %	95 %	97 %	95 %	55 %	45 %
Naturbasert	76 %	74 %	76 %	75 %	66 %	34 %

7.3 Oppsummering kommunalt avløp

De kommunale avløpsrenseanleggene rapporterer i noe ulike grad inn til Miljødirektoratet konsentrasjonene av KOF, BOF, total-nitrogen og total-fosfor i innløpet og i utløpet, men ingen rapporterer inn konsentrasjonene av TOC, DIN (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-), TON (løst og partikulært nitrogen), TPP (partikulært fosfor) eller TDP (løst fosfor).

For å utarbeide korrelasjoner mellom TOC og KOF og mellom TOC og BOF for ubehandlet avløpsvann og for rensed avløpsvann fra ulike typer renseanlegg ble de 14 største norske avløpsrenseanleggene spurt om måledata der disse ble målt på de samme prøvene. Syv av anleggene hadde dette fra deler av perioden 1995-2022 (ett anlegg kun DOC i stedet for TOC), men på grunn av analytiske svakheter knyttet til TOC-analysen brukt til å analysere prøvene fra flere av renseanleggene var datagrunnlaget for svakt til å kunne bygge opp sterke korrelasjoner mellom TOC og KOF og mellom TOC og BOF. Det var kun for utslippet fra kjemiske renseanlegg der disse korrelasjonene tilsynelatende var sterke. Sannsynligvis hadde de analytiske

svakhetene størst betydning for innløpsprøvene med store mengder partikler til stede. Resultatene er oppsummert i *Tabell 30*.

Fordelingen mellom DIN og TON og mellom TPP og TDP er basert på typiske fordelinger i urensset kommunalt avløpsvann, teoretiske vurderinger av mekanismene som styrer renseprosessene sammen med observerte rensegrader fra renseanleggene. Resultatene er oppsummert i *Tabell 30*.

Ettersom ingen av renseanleggene rapporterer inn konsentrasjonene av TOC, DIN, TON, TPP eller TDP til Miljødirektoratet vil det kunne være stor forskjell mellom de reelle og disse teoretiske korrelasjonene både i innløpet og i utløpet ved hvert enkelt renseanlegg. Men det er grunn til å anta at disse forskjellene utjevnes noe når man betrakter et lengre tidsrom (over ett helt år) og alle anlegg i et større nedbørsfelt sammen.

Tabell 30. Oppsummering av korrelasjoner mellom TOC (mg C/L) og KOF (mg O/L) og BOF (mg O/L), samt andelen DIN og TON av total-nitrogen og TPP og TDP av total-fosfor i urensset avløpsvann og i utslippet fra ulike typer avløpsrenseanlegg.

Type renseanlegg	Organisk stoff	Nitrogen		Fosfor	
	TOC (mg C/L)	DIN	TON	TPP	TDP
Urenset avløpsvann	Pri. 1: $TOC = 0,23 \cdot KOF$ Pri. 2: $TOC = 0,6 \cdot BOF$	0,65	0,35	0,67	0,33
Mekanisk - slamavskiller		0,68	0,32	0,35	0,65
Mekanisk - sil, rist		0,68	0,32	0,55	0,45
Kjemisk	Pri.1a: $TOC = 0,33 \cdot KOF$ Pri. 1b: $TOC = 0,36 \cdot KOF - 2,7$ Pri. 2: $TOC = 0,65 \cdot BOF + 6,7$	0,72	0,28	0,87	0,13
Biologisk	Pri .1.: $TOC = 12,351 \cdot BOF^{0,143}$ Pri. 2.: $TOC = 0,38 \cdot KOF$	0,88	0,13	0,56	0,44
Kjemisk-biologisk	Pri. 1: $TOC = 5,1445 \cdot KOF^{0,24}$ Pri. 2: $TOC = 8,302 \cdot BOF^{0,224}$	0,90	0,10	0,87	0,13
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning		0,76	0,24	0,55	0,45
Naturbasert		0,91	0,09	0,66	0,34

8 Vedlegg B: Spredt avløp

Litteraturgjennomgang av Christian Vogelsang

Avløp fra spredt bebyggelse skiller seg fra normalt kommunalt avløpsvann ved at det primært inneholder avløp fra husholdningene og at det langt mindre omfattende ledningsnett (dvs. kortere transporttid) fram til renseanlegget og dermed skjer mindre med avløpsvannet på veien (det kan likevel være store lekkasjetap og innlekking av fremmedvann). Samtidig vil både avløpsmengde og konsentrasjoner variere mye mer enn ved større renseanlegg, siden toppbelastningene i mye mindre grad vil bli utjevnet. Noe utjevning vil renseanleggene dog ha på grunn av slamavskilleren i forkant av den videre rensingen (for de anleggene som har ytterligere rensetrinn).

Ettersom det ikke foreligger noen data for TOC, DIN, TON, TPP eller TDP i utløpet fra denne typen renseanlegg anbefales det at beregningene av TOC og fordelingene mellom de ulike N- og P-fraksjonene baseres seg på vurderingene gjort for utslipp fra kommunale avløpsrenseanlegg i avsnitt 7.2 ut fra forventede rensegrader for hhv. BOF, total-nitrogen og total-fosfor fra de ulike typen renseanlegg i spredt avløp.

Oppsamling av svartvann i tett tank eller biologisk toalett er vanlig mange steder, slik at det kun er gråvannet som behandles i eget renseanlegg eller slippes mer eller mindre urensset ut (evt. etter å ha passert en slamavskiller). Dette gråvannet har en helt annen karakter enn det samlede avløpsvannet, da det ikke inneholder toalettavløpet. Selv om toalettavløpet kun utgjør ca. 25% av vannvolumet bidrar det med det aller meste av nitrogenet (ca. 90%) og fosforen (ca. 75%) og ca. 60% av KOF og BOF i husholdningsavløpet (Jönsson m.fl. 2005).

De forventede rensegradene er angitt på bakgrunn av at det antas at renseanleggene i spredt avløp er riktig dimensjonert for belastningen de mottar, at de får tilstrekkelig driftsoppfølging og at de skiftes ut når forventet levealder er passert. Dette er forutsetninger man vet ikke gjelder veldig mange steder, sannsynligvis for mesteparten av anleggene. Så lenge eventuelle overskridelser av forventet rensegrad ikke blir dokumentert, har TEOTIL heller ingen måte å korrigere for dette.

8.1 Beregning av TOC

Tabell 31 viser forventet rensegrad for BOF ved ulike rensemetoder som blir benyttet i spredt bebyggelse sammen med typen kommunalt renseanlegg som kan forventes å gi tilnærmet samme rensegrad fordi renseprinsippet som er lagt til grunn vil være relativt lik. I mangel av bedre dokumentasjon anbefales det at korrelasjonene mellom TOC og KOF og mellom TOC og BOF utarbeidet for de kommunale avløpsrenseanleggene (se avsnitt 7.2.1) benyttes også her på de respektive rensemetodene brukt i spredt avløp – se *Tabell 32*. For løsninger med kildeseparering der svartvannet samles opp eller ikke bidrar med utslipp (tett tank for svartvann eller biologisk toalett) vil utslippet være bestemt av hvordan det resterende gråvann håndteres. De to aktuelle tilfellene å vurdere er kun slamavskilling før utslipp og slamavskiller etterfulgt av et biologisk filter (gråvannsilter). Det er antatt at korrelasjonene mellom TOC og KOF og mellom TOC og BOF etter behandling av gråvann vil samsvare med de ut fra hhv. slamavskiller og ut fra biologisk behandlet kommunalt avløpsvann.

Tabell 31. Forventet rensegrad for BOF¹⁷ ved ulike rensemetoder (benevnning brukt av Miljødirektoratet) benyttet i spredt bebyggelse, samt forventet og observert rensegrad ved kommunale renseanlegg som forventes å ha tilsvarende rensing.

Rensemetode	Spredt avløp	Kommunale renseanlegg		
	Forventet rensegrad BOF	Type anlegg	Forventet rensegrad BOF	Observert rensegrad BOF (median, snitt)
Slamavskiller	20-30%	Mekanisk – slamavskiller Mekanisk – sil, rist	15-25%	67%, 63% 32%, 33%
Minirensesanlegg, kjemisk	50-70%	Kjemisk	70-80%	73%, 72%
Minirensesanlegg, biologisk	>90%	Biologisk	80-90%	86%, 77%
Minirensesanlegg, biologisk/kjemisk	90%	Kjemisk-biologisk	85-95%	93%, 89%
Minirensesanlegg, biologisk/kjemisk m/etterpolering	90-95%	Kjemisk-biologisk	85-95%	93%, 89%
Sandfilteranlegg	>90%	Biologisk	80-90%	86%, 77%
Infiltrasjonsanlegg	>90%	Naturbasert	85%	95%, 84%
Konstruert våtmark	>90%	Naturbasert	85%	95%, 84%
Tett tank (for alt avløpsvann) ¹	100%	-	-	-
Kildeseparering, kun slamavskilling av gråvann: • Tett tank for svartvann • Biologisk toalett	40-75%	Mekanisk – slamavskiller Mekanisk – sil, rist	15-25%	67%, 63% 32%, 33%
Kildeseparering med rensing av gråvann: • Tett tank for svartvann, gråvannsfiler • Biologisk toalett, gråvannsfiler	95%	Biologisk	80-90%	86%, 77%

¹⁷ Hentet fra avlop.no (oktober 2022): <https://www.nibio.no/tema/miljo/mindre-avlop/rense-losninger>

Tabell 32. Foreslåtte korrelasjoner mellom TOC (mg C/L) og KOF (mg O/L) og BOF (mg O/L) for beregning av TOC i utslipp fra ulike rensemetoder benyttet for spredt avløp.

Rensemetode	Organisk stoff
	TOC (mg C/L)
Urenset avløpsvann Slamavskiller	Pri. 1: $TOC = 0,23 \cdot KOF$ Pri. 2: $TOC = 0,6 \cdot BOF$
Minirenseanlegg, kjemisk	Pri.1a: $TOC = 0,33 \cdot KOF$ Pri. 1b: $TOC = 0,36 \cdot KOF - 2,7$ Pri. 2: $TOC = 0,65 \cdot BOF + 6,7$
Minirenseanlegg, biologisk	Pri .1.: $TOC = 12,351 \cdot BOF^{0,143}$ Pri. 2.: $TOC = 0,38 \cdot KOF$
Minirenseanlegg, biologisk/kjemisk Minirenseanlegg, biologisk/kjemisk m/etterpolering Infiltrasjonsanlegg Konstruert våtmark	Pri. 1: $TOC = 5,1445 \cdot KOF^{0,24}$ Pri. 2: $TOC = 8,302 \cdot BOF^{0,224}$
Tett tank for svartvann, kun slamavskilling av gråvann Biologisk toalett, kun slamavskilling av gråvann	Pri. 1: $TOC = 0,23 \cdot KOF$ Pri. 2: $TOC = 0,6 \cdot BOF$
Tett tank for svartvann, gråvannsfiler Biologisk toalett, gråvannsfiler	Pri .1.: $TOC = 12,351 \cdot BOF^{0,143}$ Pri. 2.: $TOC = 0,38 \cdot KOF$

8.2 Fordeling mellom DIN og TON

Tabell 33 viser forventet rensegrad for total-nitrogen ved ulike rensemetoder som blir benyttet i spredt bebyggelse sammen med typen kommunalt renseanlegg som kan forventes å gi tilnærmet samme rensegrad fordi renseprinsippet som er lagt til grunn vil være relativt lik. I mangel av bedre dokumentasjon anbefales det at forholdet mellom DIN og TON utarbeidet for de kommunale avløpsrenseanleggene (se avsnitt 7.2.2) benyttes også her på de respektive rensemetodene brukt i spredt avløp – se

Tabell 33. I mangel av mer relevante renseanleggstyper å sammenligne med er det antatt at fordelingen mellom DIN og TON i utslippet fra sandfilteranlegg og infiltrasjonsanlegg vil samsvare med utslippet fra hhv. biologiske og kjemisk-biologiske renseanlegg.

For kildeseparert husholdningsavløp, der alt svartvannet enten samles i tett tank eller det benyttes biologisk toalett uten (nevneverdig) avrenning, vil kun gråvannet måtte håndteres. I gråvann er fordelingen mellom DIN og TON omtrent motsatt av det den er i samlet husholdningsavløp; DIN utgjør ca. 20% og TON ca. 80% i gråvann, mens DIN utgjør ca. 80% og TON ca. 20% i husholdningsavløp (Jönsson m.fl. 2005).

Slamavskilt gråvann: Ca. 50% av total-nitrogenet er partikkel-bundet, og det vil være en viss andel av denne fraksjonen som vil fjernes over slamavskilleren. Observerte N-fjerning og SS-fjerning på mekaniske anlegg med sil/rist, antyder at ca. 20% av partikkelbundet N blir fjernet fra kommunalt avløpsvann.

Observert SS-fjerningen over slamavskillere er noe bedre (73% mot 41% i snitt), og justert for dette kan det antas at 36% av partikulært N i gråvannet blir fjernet på slamavskillere. DIN-andelen er imidlertid fortsatt ca. 20% og TON-andelen ca. 80%. Samlet sett blir rensegraden for total-nitrogen i gråvannet over slamavskilleren ca. 20%.

Tabell 33. Forventet renseeffekt for total-nitrogen benyttet av Miljødirektoratet til å estimere utslipp fra spredt avløp (Berge og Sæther, 2019) og forventet renseeffekt for de samme rensemetodene slik disse var presentert på avlop.no¹⁸ per desember 2020 (fjernet senere). Disse rensegradene fordrer at renseanlegget er riktig dimensjonert og blir adekvat fulgt opp driftsmessig.

Rensemetode	Spredt avløp		Kommunale renseanlegg				
	Forventet rensegrad		Type anlegg	Forventet rensegrad tot-N	Observert rensegrad tot-N (median, snitt)	DIN	TON
	Mildir ²	avlop.no				%	%
Slamavskiller	5%	5-10%	Mekanisk – slamavskiller Mekanisk – sil, rist	5-15%	- 9%, 7%	68%	32%
Minirensanlegg, kjemisk	15%	20%	Kjemisk	20-35%	10%, 7%	72%	28%
Minirensanlegg, biologisk	10%	20-40%	Biologisk	20-35%	36%, 35%	88%	13%
Minirensanlegg, biologisk/kjemisk	15%	20-40%	Kjemisk-biologisk	20-35%	23%, 28%	90%	10%
Minirensanlegg, biologisk/kjemisk m/etterpolering	-	20-40%	Kjemisk-biologisk	20-35%	23%, 28%	90%	10%
Sandfilteranlegg	15%	20-50%	(Biologisk)	-	36%, 35%	88%	13%
Infiltrasjonsanlegg	20%	30-50%	(Kjemisk-biologisk)	-	23%, 28%	90%	10%
Konstruert våtmark	50%	>50%	Naturbasert	-	49%, 56%	90%	10%
Tett tank (for alt avløpsvann) ¹	100%	100%	-	-	-	-	-
Kildeseparering + slamavskilling gråvann: - Tett tank for svartvann - Biologisk toalett	90% 75%	90%	-	-	-	20%	80%
Kildeseparering + filtrering gråvann: - Tett tank for svartvann, gråvannsfiler - Biologisk toalett, gråvannsfiler	90% 80%	95%	-	-	-	30%	70%

- 1) Avløpsvann tett tank leveres til renseanlegg og inngår dermed i beregningene av utslipp fra disse anleggene.
- 2) Rensegradene ble satt opp i samråd med Bioforsk (nå NIBIO) i 2005.

¹⁸ <https://www.nibio.no/tema/miljo/mindre-avlop/rekse-losninger>

Biofiltrert gråvann: Gråvannsfileret er forventet å fjerne minst 25% av total-nitrogenet i gråvannet (Hensel m.fl. 2007), noe som indikerer at det primært vil være ytterligere partikkelbundet N som vil fjernes. Hvis det antas at 76% av SS fjernes på biofilteret (tilsvarende naturbasert rensing; *Tabell 19*) og tilsvarende andel av partikkelbundet N, blir fjerningen av total-nitrogen over biofilteret på ca. 40% og andelen DIN blir ca. 30%, mens andelen TON blir ca. 70%.

8.3 Fordeling mellom TDP og TPP

Tabell 34 viser forventet rensegrad for total-fosfor ved ulike rensemeteroder som blir benyttet i spredt bebyggelse sammen med typen kommunalt renseanlegg som kan forventes å gi tilnærmet samme rensegrad fordi renseprinsippet som er lagt til grunn vil være relativt lik. I mangel av bedre dokumentasjon anbefales det at forholdet mellom TDP og TPP utarbeidet for de kommunale avløpsrenseanleggene (se avsnitt 7.2.3) benyttes også her på de respektive rensemeterodene brukt i spredt avløp – se *Tabell 34*. I mangel av mer relevante renseanleggstyper å sammenligne med er det antatt at fordelingen mellom TDP og TPP i utslippet fra sandfilteranlegg og infiltrasjonsanlegg vil samsvare med utslippet fra hhv. biologiske og kjemisk-biologiske renseanlegg.

Slamavskilt gråvann: Ca. 60% av total-fosforen i gråvannet er partikkel-bundet, og det vil være en viss andel av denne fraksjonen som vil fjernes over slamavskilleren. Dette tilsvarer også omtrent andelen i urensset kommunalt avløpsvann (avsnitt 7.1.3), så det er antatt at andelen TPP og TDP i utløpet fra slamavskillere som behandler gråvann vil være tilsvarende de som behandler kommunalt avløpsvann (*Tabell 34*).

Biofiltrert gråvann: Gråvannsfileret er forventet å fjerne minst 75% av total-fosforen i gråvannet (Hensel m.fl. 2007), noe som indikerer at det også vil være en del av den løste fosforen som også vil fjernes. I mangel av mer relevante renseanleggstyper å sammenligne med er det antatt at fordelingen mellom TPP og TDP i utslippet fra gråvannsfileret vil samsvare med utslippet fra naturbaserte renseanlegg.

Tabell 34. Forventet renseeffekt for total-nitrogen benyttet av Miljødirektoratet til å estimere utslipp fra spredt avløp (Berge og Sæther, 2019) og forventet renseeffekt for de samme rensemetodene slik disse var presentert på avlop.no¹⁹ per desember 2020 (fjernet senere). Disse rensegradene fordrer at renseanlegget er riktig dimensjonert og blir adekvat fulgt opp driftsmessig.

Rensemetode	Spredt avløp		Kommunale renseanlegg				
	Forventet rensegrad		Type anlegg	Forventet rensegrad tot-N	Observert rensegrad tot-N (median, snitt)	TPP	TDP
	Mildir ²	avlop.no				%	%
Slamavskiller	5%	5-10%	Mekanisk – slamavskiller	10-30%	54%, 52%	35%	65%
Minirensanlegg, kjemisk	90%	90%	Kjemisk	80-95%	93%, 89%	87%	13%
Minirensanlegg, biologisk	15%	15-60% ⁴	Biologisk	25-45%	49%, 49%	56%	44%
Minirensanlegg, biologisk/kjemisk	90%	90%	Kjemisk-biologisk	80-95%	93%, 88%	87%	13%
Minirensanlegg, biologisk/kjemisk m/etterpolering	-	90-95%	Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	90-95%	95%, 95%	55%	45%
Sandfilteranlegg	15%	0-80% ³	(Biologisk)	-	49%, 49%	56%	44%
Infiltrasjonsanlegg	75%	>90%	(Kjemisk-biologisk)	-	93%, 88%	87%	13%
Konstruert våtmark	90%	>90%	Naturbasert	75%	93%, 74%	66%	34%
Tett tank (for alt avløpsvann) ¹	100%	100%	-	-	-	-	-
Kildeseparering + slamavskilling gråvann: - Tett tank for svartvann - Biologisk toalett	75% 75%	80% 80%	Mekanisk – slamavskiller	10-30%	54%, 52%	35%	65%
Kildeseparering + filtrering gråvann: - Tett tank for svartvann, gråvannsfiler - Biologisk toalett, gråvannsfiler	90% 90%	95% -	Naturbasert	75%	93%, 74%	66%	34%

- 1) Avløpsvann tett tank leveres til renseanlegg og inngår dermed i beregningene av utslipp fra disse anleggene.
- 2) Rensegradene ble satt opp i samråd med Bioforsk (nå NIBIO) i 2005.
- 3) Avhengig av filtermaterialets fosforbindingsegenskaper.
- 4) Biologiske minirensanlegg som er optimalisert for fosforrensing kan rense opptil 60 % fosfor

¹⁹ <https://www.nibio.no/tema/miljo/mindre-avlop/rense-losninger>

9 Vedlegg C

Miljødirektoratets beregning av årlige tilførsler og årlige utslipp fra store avløpsrenseanlegg

Litteraturgjennomgang av Christian Vogelsang

Metode – "Vektet stoffmengde * 365". Ved fullstendig rapportering beregner Miljødirektoratet mengden i innløpet ($m_{innløp,i}$) til renseanlegget, mengden i overløp ($m_{overløp,i}$) og mengden i renset utslipp ($m_{utløp,i}$) ved hver enkelt prøvetaking i :

$$m_{innløp,i} = k_{innløp,i} \cdot q_{innløp,i} \cdot 0,001 \quad [1]$$

$$m_{overløp,i} = k_{innløp,i} \cdot q_{overløp,i} \cdot 0,001 \quad [2]$$

$$m_{utløp,i} = k_{utløp,i} \cdot q_{innløp,i} \cdot 0,001 \quad [3]$$

m_i : stoffmengde i prøvetakingsperiode i [kg stoff/d]

q_i : vannmengde i prøvetakingsperiode i [m³/d]

k_i : konsentrasjon i prøvetakingsperiode i [mg/L]

0,001: Faktor for å få samme benevnning

Den årlige tilførte mengden ($M_{tilført,år}$) blir beregnet ved å legge sammen behandlet mengde og mengde i overløp og dividere med antallet prøver som er tatt og multiplisere med 365 (ligning 4), mens det årlige utslippet blir beregnet ved legge sammen mengde i behandlet utløp og mengde i overløp (ligning 5):

$$M_{tilført,år} = \left(\frac{\sum_{i=1}^n m_{innløp,i}}{n} + \frac{\sum_{i=1}^n m_{overløp,i}}{n} \right) \cdot 365 \cdot 0,001 \text{ [tonn/år]} \quad [4]$$

$$M_{utslipp,år} = \left(\frac{\sum_{i=1}^n m_{utløp,i}}{n} + \frac{\sum_{i=1}^n m_{overløp,i}}{n} \right) \cdot 365 \cdot 0,001 \text{ [tonn/år]} \quad [5]$$

Metode – "Kombinert". Ved manglende rapportering av overløpsvolum ved hver enkelt prøvetaking, men der samlet vannvolum i overløp over året er gitt, blir mengden i overløp beregnet ut fra et vektet gjennomsnitt av enkeltanalysenes konsentrasjonsverdi for innløpet.

$$M_{overløp,år} = \overline{K_{innløp,vektet}} \cdot Q_{overløp,år} \cdot 0,001 \text{ [tonn/år]} \quad [6]$$

$$\overline{K_{innløp,vektet}} = \frac{\sum_{i=1}^n k_{innløp,i} \cdot q_{innløp,i}}{\sum_{i=1}^n q_{innløp,i}}$$

Metode – "Middelkonsentrasjon og årsvannmengde". Ved manglende rapportering av vannvolum ved hver enkelt prøvetaking, men der samlet behandlet vannmengde og samlet vannmengde i overløp er rapportert, blir gjennomsnittskonsentrasjonen i innløpet/utløpet benyttet sammen med årsvannmengden til å beregne årlig tilført mengde og årlig utslippsmengde:

$$M_{tilført,år} = \overline{K_{innløp}} \cdot (Q_{innløp,år} + Q_{overløp,år}) \cdot 0,001 \text{ [tonn/år]} \quad [7]$$

$$M_{utslipp,år} = (\overline{K_{utløp}} \cdot Q_{innløp,år} + \overline{K_{innløp}} \cdot Q_{overløp,år}) \cdot 0,001 \text{ [tonn/år]} \quad [8]$$

Der det mangler data for å benytte noen av de ovenfor nevnte beregningsmetodene blir årlig tilført mengde beregnet ut fra teoretisk persondøgnutslipp og antall personer tilknyttet (ligning 8), mens det årlige utslippet blir beregnet ut fra mengde i innløpet og antatt renseeffekt (se Tabell 1) ut fra benyttet renseprinsipp ved anlegget (ligning 9):

$$M_{\text{tilført, år}} = I_{\text{tilk}} \cdot P_{\text{døgn, utslipp}} \cdot 365/10^6 + F_{\text{tilk}} \cdot P_{\text{døgn, utslipp}} \cdot 4 \cdot 60/10^6 \quad [9]$$

$$M_{\text{utslipp, år}} = M_{\text{tilført, år}} \cdot \left(\frac{1-RE}{100}\right) \quad [10]$$

I_{tilk} : Innbyggere tilknyttet

F_{tilk} : Fritidsboliger tilknyttet

4 · 60: Standard antall personer og overnattingsdøgn på en fritidsbolig

10⁶: Omregning av mengder til tonn

$P_{\text{døgn, utslipp}}$: Persondøgnutslipp; 12,0 g TOT-N /d, 1,8 g TOT-P/d og 60 g BOF5/d

Tabell 35. Renseeffekter benyttet av Miljødirektoratet til å beregne utslipp fra renseanlegg hvor det **ikke** er rapportert inn nok data til å beregne utslippet med de tre foran omtalte metodene ("Vektet stoffmengde * 365", "Kombinert" eller "Middelkonsentrasjon og årsvannmengde").

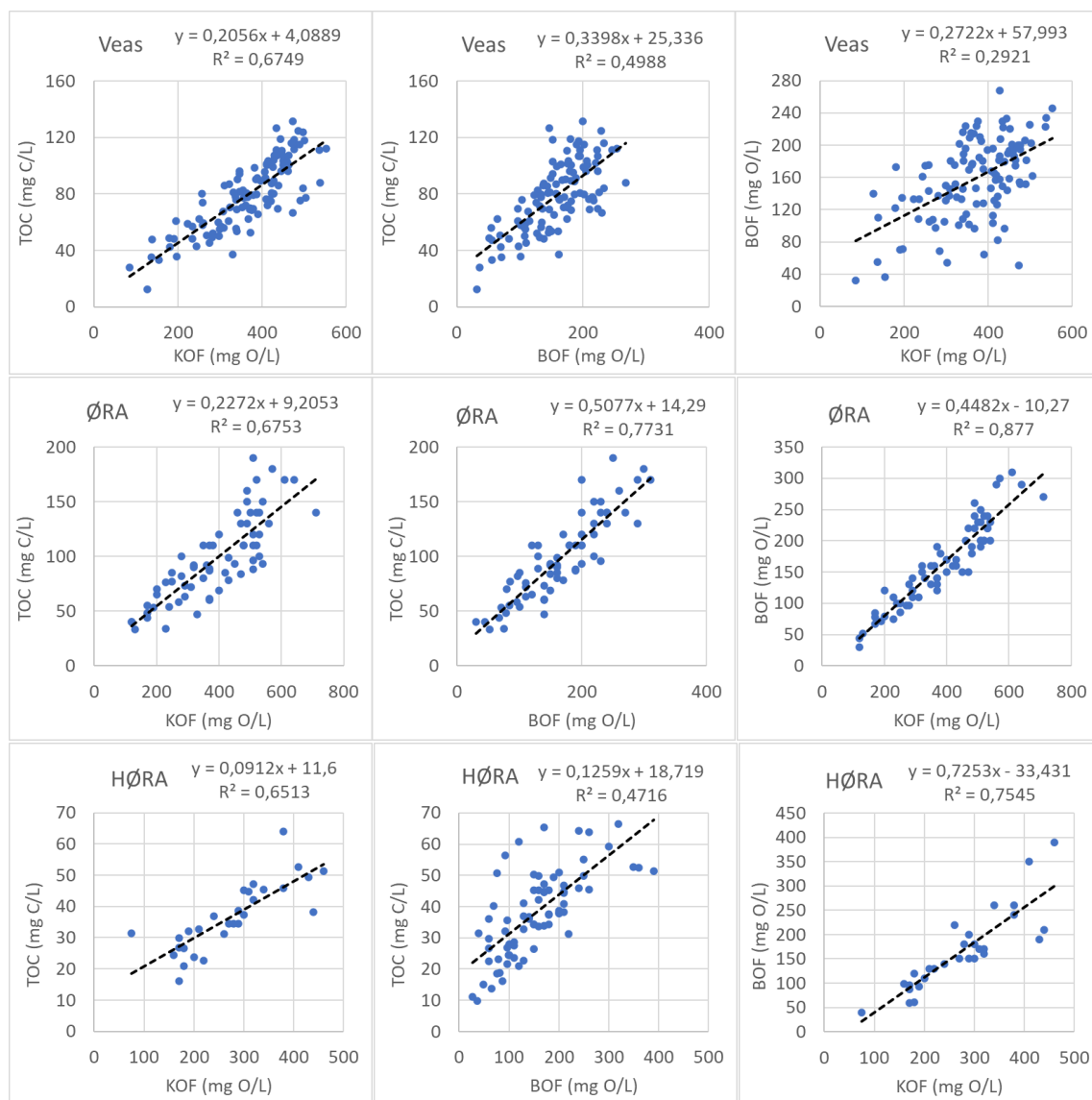
Type renseprinsipp	TOT-P (%)	TOT-N (%)	BOD5 (%)
Mekanisk – slamavskiller	15	15	20
Mekanisk – sil/rist	15	15	20
Kjemisk	90	20	75
Biologisk	30	20	90
Kjemisk-biologisk	95	25	95
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning*	-	-	-
Naturbasert	75	20	85
Annen rensing	75	20	85

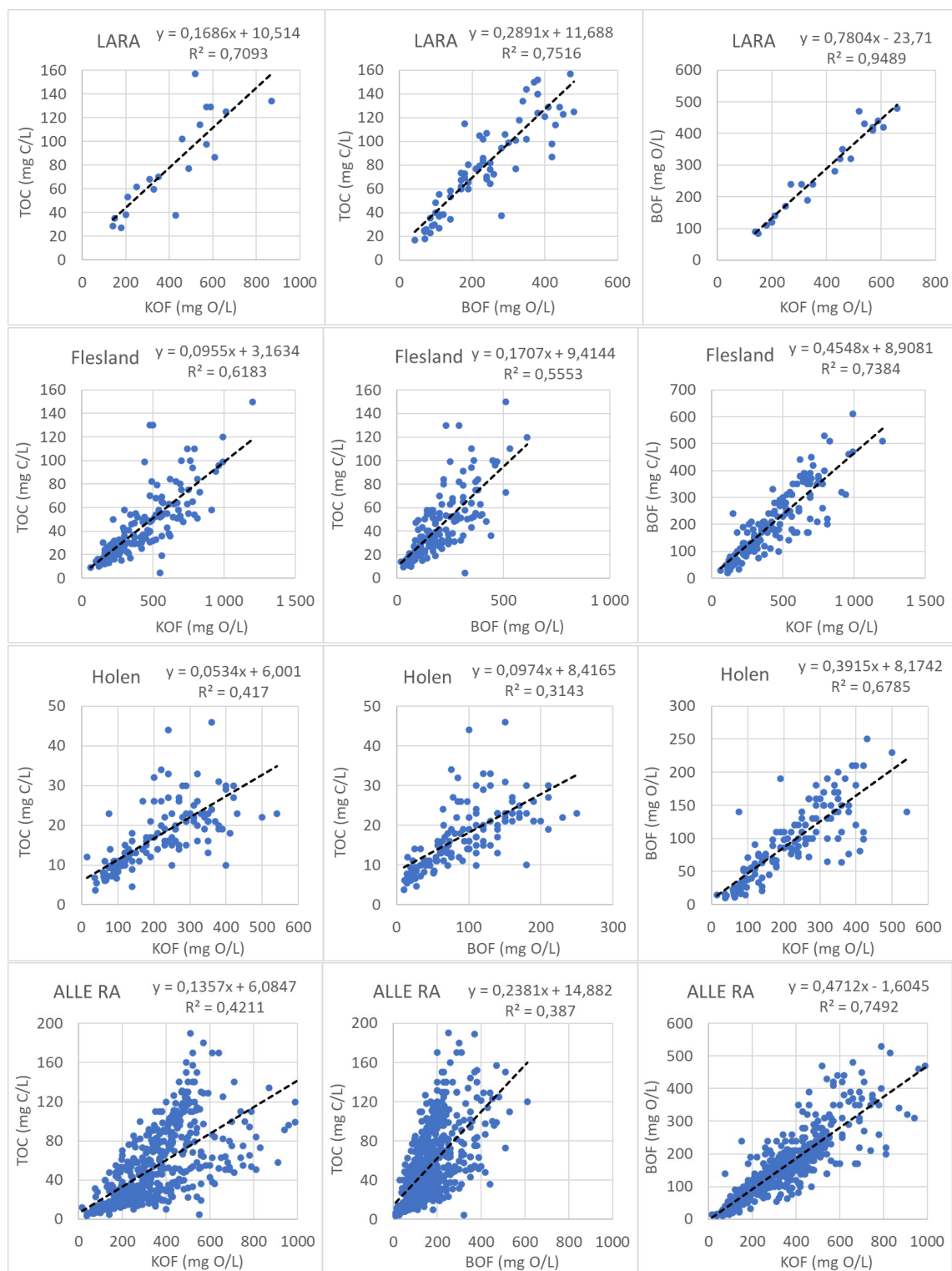
*) Alle disse anleggene vil ha rapportert inn fullt datasett.

10 Vedlegg D

Korrelasjonene TOC:KOF, TOC:BOF og BOF:KOF i innløpet til avløpsrenseanleggene

Litteraturgjennomgang av Christian Vogelsang





Figur 39. Sammenstilling av korrelasjonene TOC:KOF, TOC:BOF og BOF:KOF i innløpet til syv av de største avløpsrenseanleggene i Norge i perioden 1995-2022. Kilde: Oversendte data fra hvert enkelt anlegg.

11 Vedlegg E

Resultater fra ringtest på industriavløpsvann

Litteraturgjennomgang av Christian Vogelsang

Tabell 36. Resultater fra sammenlignende laboratorieprøving på industriavløpsvann (Bryntesen 2022).

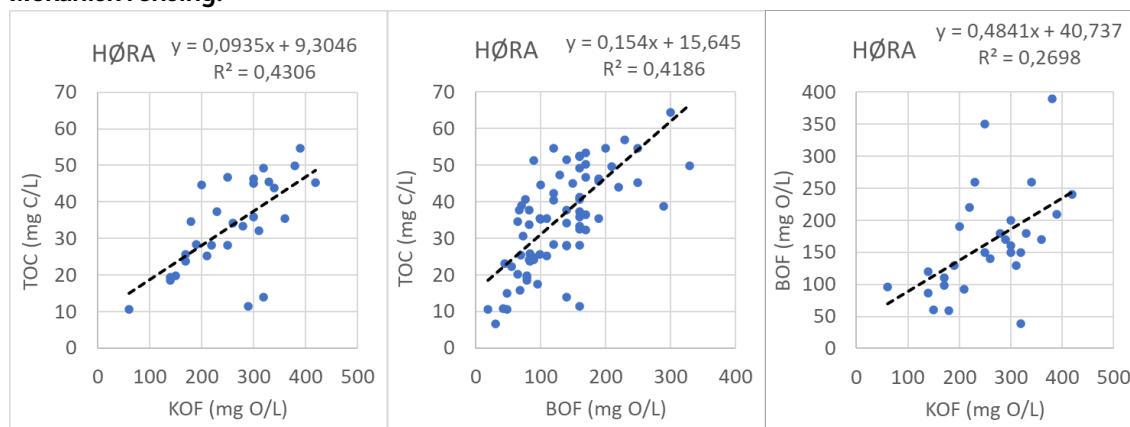
Parameter	Metode	# lab	Prøve 1				Prøve 2			
			median	Snitt	SD	Rel. feil	median	Snitt	SD	Rel. feil
KOF _{Cr} (mg O/L; lav verdi) Akseptgr.: 20%	Sann verdi	-	174				189			
	Alle samlet	32	178	180	16	3,2%	191	194	15	2,4%
	Kyvette/fotometri	20	176	176	13	1,4%	191	191	12	1,0%
	NS-ISO 6060	5	181	181	11	3,8%	194	194	12	2,6%
	Annen metode	3		202		15,8%		214		13,2%
	NS-ISO 15705	3	175	175	11	0,6%	186	188	7	-0,4%
	Kyvette/titrimetri	1		211		21,3%		219		15,9%
KOF _{Cr} (mg O/L; høy verdi) Akseptgr.: 15%	Sann verdi	-	1178				1272			
	Alle samlet	34	1180	1186	35	0,6%	1272	1277	39	0,4%
	Kyvette/fotometri	21	1176	1178	30	0,0%	1267	1266	33	-0,4%
	NS-ISO 6060	5	1205	1205	48	2,3%	1289	1300	46	2,2%
	Annen metode	4	1214	1211	14	2,8%	1312	1309	19	2,9%
	NS-ISO 15705	3	1157	1157	28	-1,8%	1263	1246	33	-2,1%
	Kyvette/titrimetri	1	1229	1229		4,3%		1349		6,1%
BOF5 (mg O/L; lav verdi) Akseptgr.: 20%	Sann verdi		116				126			
	Alle samlet	13	119	113	13	-2,5%	128	121	14	-3,6%
	NS-EN ISO 5815-1	7	119	110	14	-5,6%	128	119	16	-5,5%
	NS 4758	3	122	119	13	2,3%	131	128	9	1,9%
	NS-EN 1899-1, elektrode	2		118		1,7%		122		-3,6%
	Annen metode	1		112		-3,4%		118		-6,3%
BOF5 (mg O/L; høy verdi) Akseptgr.: 15%	Sann verdi		826				892			
	Alle samlet	12	835	796	84	-3,6%	889	853	90	-4,4%
	NS-EN ISO 5815-1	7	843	811	95	-1,8%	915	856	102	-4,0%
	NS 4758	3	835	814	66	-1,5%	930	900	61	0,9%
	NS-EN 1899-1, elektrode	1		716		-13,3%		776		-13,0%
	Annen metode	1		718		-13,1%		768		-13,9%
TOC (mg C/L; lav verdi) Akseptgr.: 10%	Sann verdi		68,9				74,7			
	Alle samlet	18	68,1	68,6	2,9	-0,5%	74,1	74,7	3,3	-0,1%
	Katalytisk forbrenning	16	68,1	68,7	3,1	-0,3%	74,4	74,8	3,5	0,2%
	Annen metode	2		67,7		-1,8%		73,2		-2,0%
TOC (mg C/L; høy verdi) Akseptgr.: 10%	Sann verdi		471				509			
	Alle samlet	18	471	471	19	0,0%	506	506	20	-0,6%
	Katalytisk forbrenning	16	471	471	20	-0,1%	506	506	21	-0,6%
	Annen metode	2		473		0,4%		507		-0,5%

12 Vedlegg F

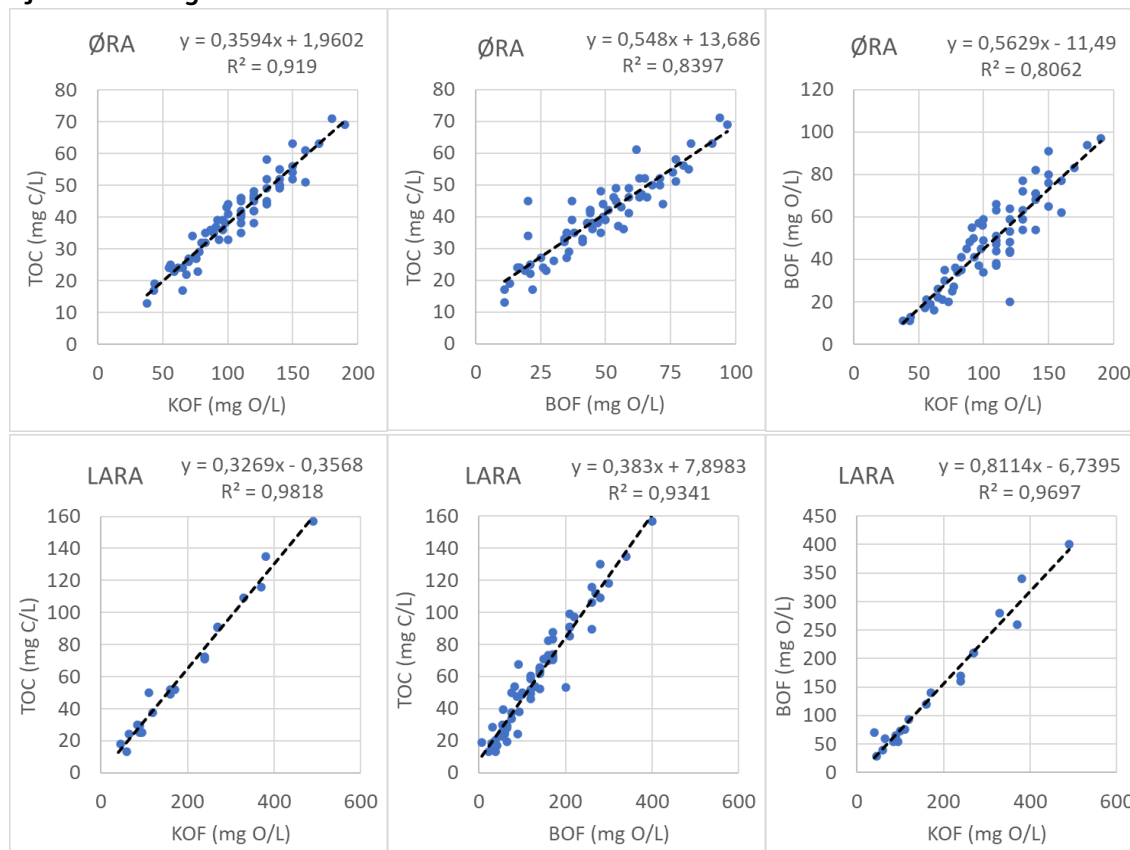
Korrelasjonene TOC:KOF, TOC:BOF og BOF:KOF i utløpet fra avløpsrenseanleggene

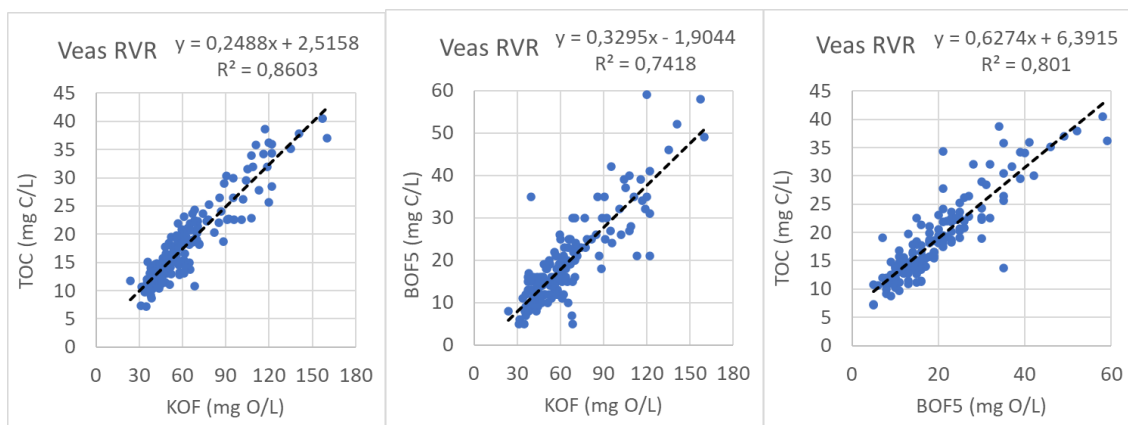
Litteraturgjennomgang av Christian Vogelsang

Mekanisk rensing:

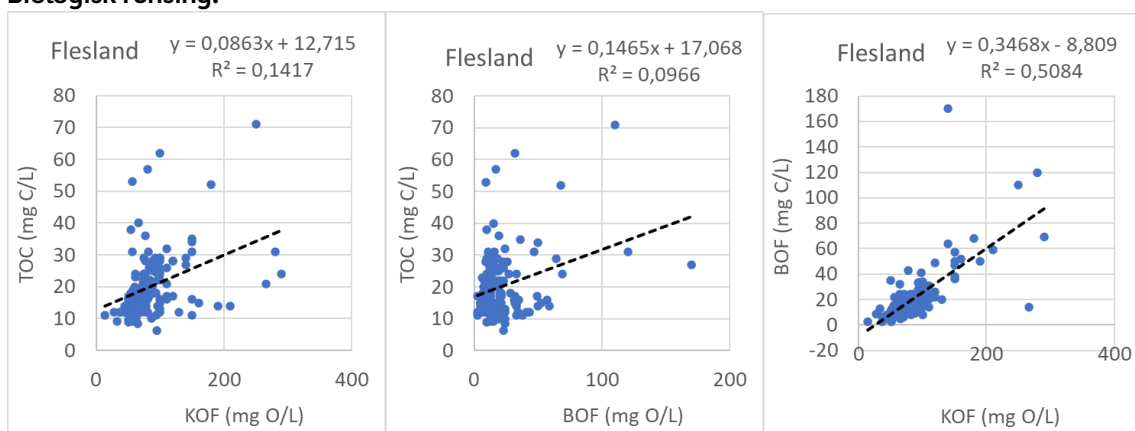


Kjemisk rensing:

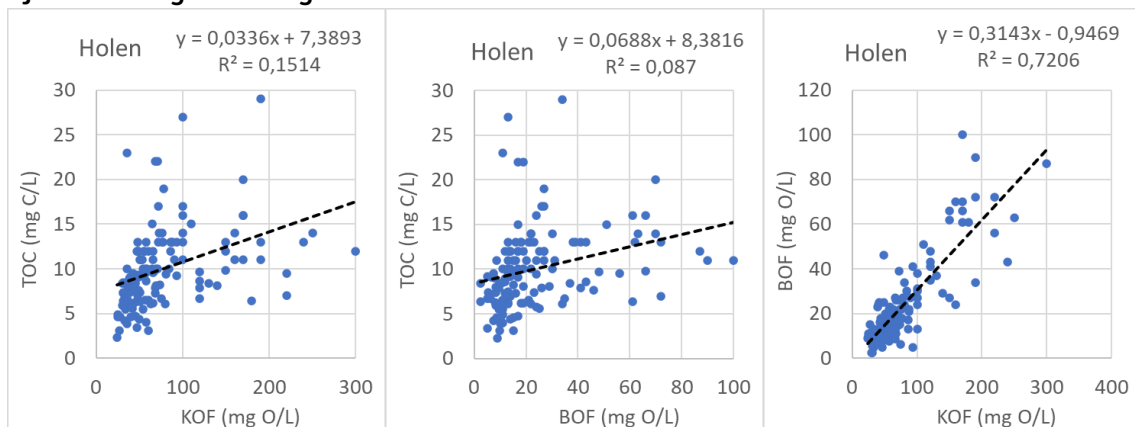


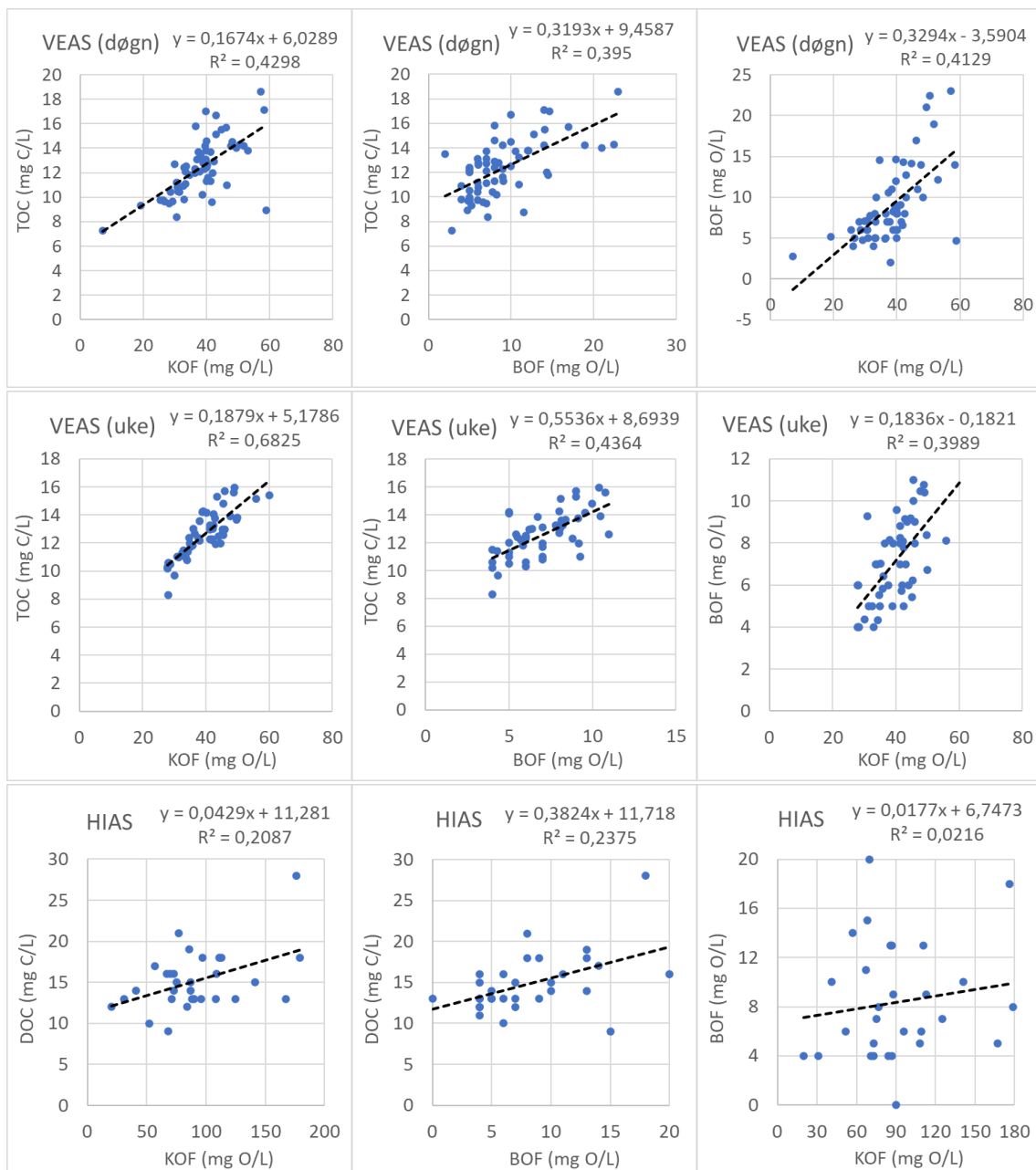


Biologisk rensing:

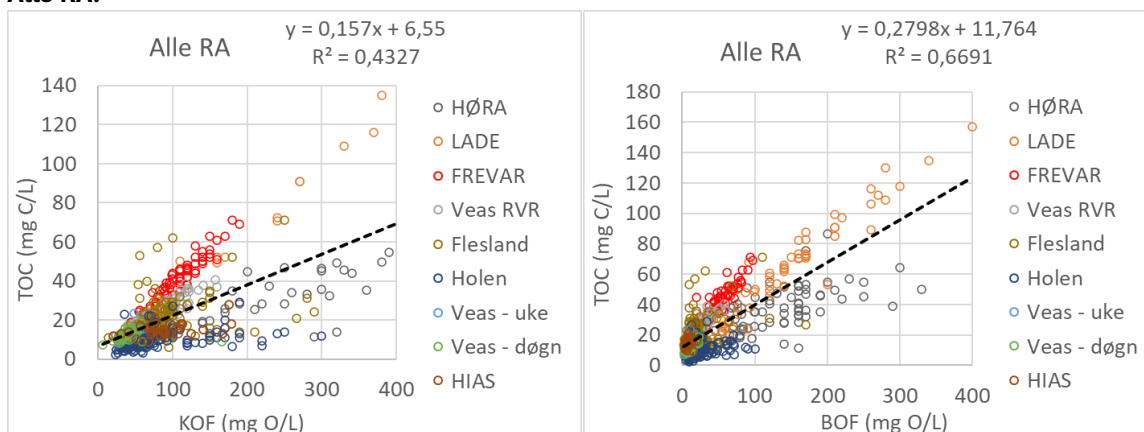


Kjemisk Biologisk rensing:





Alle RA:



13 Vedlegg G

Gjennomsnittlige korrelasjoner (TOC:KOF, TOC:BOF, BOF:KOF) i innløp og utløp

Litteraturgjennomgang av Christian Vogelsang

		TOC:KOF									DOC: KOF
		HØR A	FREVA R	LAR A	Veas RVR	Flesland	Hole n	Veas	Veas (uke)	Veas (døgn)	HIAS
Innløp	Snitt	0,14	0,25	0,20	0,22	0,11	0,09	0,22	0,24	0,20	0,09
	Standard avvik	0,06	0,06	0,05	0,04	0,04	0,07	0,04	0,02	0,05	0,02
Utløp	Snitt	0,13	0,38	0,30	0,29	0,26	0,15	0,33	0,34	0,33	0,20
	Standard avvik	0,04	0,04	0,11	0,05	0,13	0,08	0,08	0,11	0,04	0,11
Relativ endring		-6 %	50 %	49 %	35 %	144 %	63 %	52 %	40 %	63 %	122 %
		TOC:BOF									DOC: BOF
		HØR A	FREVA R	LAR A	Veas RVR	Flesland	Hole n	Veas	Veas (uke)	Veas (døgn)	HIAS
Innløp	Snitt	0,28	0,61	0,35	0,52	0,24	0,23	0,52	0,58	0,47	0,25
	Standard avvik	0,13	0,18	0,08	0,14	0,10	0,13	0,14	0,09	0,16	0,09
Utløp	Snitt	0,30	0,92	0,49	1,05	1,49	0,61	1,77	1,66	1,90	2,14
	Standard avvik	0,11	0,28	0,35	0,29	1,07	0,47	0,69	0,83	0,43	0,87
Relativ endring		7 %	50 %	40 %	101 %	522 %	165 %	238 %	184 %	301 %	760 %
		BOF:KOF									
		HØR A	FREVA R	LAR A	Veas RVR	Flesland	Hole n	Veas	Veas (uke)	Veas (døgn)	HIAS
Innløp	Snitt	0,59	0,42	0,69	0,43	0,48	0,44	0,43	0,42	0,44	0,37
	Standard avvik	0,13	0,06	0,11	0,08	0,16	0,18	0,08	0,06	0,09	0,09
Utløp	Snitt	0,58	0,44	0,78	0,30	0,23	0,30	0,21	0,23	0,18	0,11
	Standard avvik	0,10	0,10	0,23	0,09	0,13	0,12	0,08	0,09	0,05	0,07
Relativ endring		-2 %	5 %	14 %	-31 %	-52 %	-32 %	-52 %	-45 %	-60 %	-72 %

14 Vedlegg H

Observert rensegrad for nitrogen ved norske renseanlegg og fordeling mellom ulike N-former i behandlet avløpsvann

Litteraturgjennomgang av Christian Vogelsang

Tabellene under er hentet fra Staalstrøm m.fl. (2022).

Tabell 37. Oversikt over observert renseeffekt for total-nitrogen ved renseanlegg i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord som har rapportert både innløps- og utløpsverdier for total-nitrogen i perioden 2016-2019. Snittverdier for innløp (konsentrasjon og vannmengde) og utløp (konsentrasjon) ved hvert enkelt renseanlegg i perioden er lagt til grunn for rensegradene.

Type renseanlegg	# anlegg	Vannmengde snitt (m³/d)	Rensegrad total-N (%)				
			Median	Snitt	Stdev	Min	Maks
Alle renseanlegg							
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	3	27 340	76 %	76 %	4,4 %	72 %	81 %
Kjemisk-biologisk	25	4 596	26 %	28 %	15,2 %	0,2 %	65 %
Biologisk	3	28	61 %	55 %	35 %	17 %	86 %
Kjemisk	32	9 478	11,4 %	8,3 %	15,9 %	-47 %	31 %
Naturbasert	3	68	62 %	62 %	28 %	34 %	89 %
Renseanlegg uten eget biogassanlegg							
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	2	35 649	-	76 %	-	72 %	81 %
Kjemisk-biologisk	24	3 918	27 %	31 %	13,7 %	8,3 %	65 %
Biologisk	3	28	61 %	55 %	35 %	16,6 %	86 %
Kjemisk	21	5 277	12,7 %	14,7 %	7,8 %	3,1 %	31 %
Naturbasert	3	68	62 %	62 %	28 %	34 %	89 %
Renseanlegg med eget biogassanlegg							
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	1	10 722	76%	76 %	-	-	-
Kjemisk-biologisk	3	9 571	9,0 %	6,9 %	6,0 %	0,2 %	11,6 %
Kjemisk	11	17 499	2,8 %	-3,9 %	20 %	-47 %	15,2 %

Tabell 38. Tentativ forventet fordeling mellom ulike nitrogenformer i behandlet avløpsvann. Fordelingene i rensset avløpsvann er utledet fra forventet fjerning med de ulike rensemetodene. f_{NH_4} : løst uorganisk ammonium/ammoniakk; f_{NO_3} : løst uorganisk nitrat; f_{DON} : løst og kolloidalt organisk nitrogen; f_{bDON} : løst og kolloidalt biotilgjengelig organisk nitrogen; f_{iDON} : løst og kolloidalt inert organisk nitrogen; f_{PN} : partikulært nitrogen; f_{bPN} : partikulært biotilgjengelig nitrogen og f_{iPN} : partikulært inert nitrogen.

Type renseanlegg	Løst og kolloidal fraksjon					Partikulær fraksjon		
	f_{NH_4}	f_{NO_3}	f_{DON}	f_{bDON}	f_{iDON}	f_{PN}	f_{bPN}	f_{iPN}
Mekanisk*	0,68	0,00	0,11	0,07	0,03	0,21	0,17	0,04
Kjemisk (forventet)	0,90	0,00	0,06	0,03	0,03	0,04	0,01	0,03
Kjemisk (observert)	0,72	0,00	0,11	0,08	0,03	0,17	0,14	0,02
Biologisk	0,88	0,00	0,06	0,03	0,03	0,07	0,04	0,03
Kjemisk-biologisk	0,90	0,00	0,06	0,03	0,03	0,04	0,01	0,03
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	0,76		0,15	0,08	0,08	0,08	0,00	0,08
Naturbasert	0,75	0,16	0,06	0,03	0,03	0,03	0,00	0,03

*) Alle ulike typer mekaniske renseanlegg, inkludert de med kun slamavskiller, er antatt å gi denne fordelingen mellom nitrogenformene i utslippet. Også betegnelsen «Annen rensing» er antatt å falle innunder denne kategorien.

15 Vedlegg I: Industrianlegg

Litteraturgjennomgang av Christian Vogelsang

15.1 Kategorisering av industrianlegg

Av de 329 industrianleggene med direkte utslipp til resipient (dvs. ekskludert anlegg med utslipp til kommunalt ledningsnett) som har rapportert inn utslippstall i perioden 2010-2021 var det 216 anlegg som hadde rapportert inn tall for organisk stoff, 121 anlegg som hadde rapportert inn tall for nitrogen og 132 anlegg som hadde rapportert inn tall for fosfor. Fordelingen mellom ulike typer organiske analyser, nitrogen-analyser og fosfor-analyser som ble rapportert inn fra disse anleggene og det samlede antallet målepunkter for hver analyse er vist i *Tabell 39*.

Men siden utslippene er svært avhengig av hva slags aktiviteter som til enhver tid pågår ved de ulike interne prosesslinjene inne på det enkelte anlegg, hvordan generert avfall/biprodukter håndteres og hva slags rensetekniske tiltak som er iverksatt, vil sammensetningen av det endelige utslippet kunne variere betydelig mellom ulike typer industrianlegg og over tid ved hvert enkelt anlegg. Hvert enkelt anlegg har ansvar for å etablere et overvåkingsprogram med representativ prøvetaking som fanger opp alle sentrale variasjoner i utslippene slik at det endelige utslippsestimatet gir et korrekt kvantitativt bilde av utslippene.

Det kan forventes mindre variasjoner mellom industrianlegg som har tilnærmet like aktiviteter. I Europa benyttes NACE²⁰ for å kategorisere ulike økonomiske aktiviteter i statistiske sammenhenger. De 329 industrianleggene nevnt over er fordelt på 75 unike NACE-kategorier (se også Vedlegg J). Av disse er det 45 kategorier som inkluderer kun ett industrianlegg og kun 23 kategorier som inkluderer tre eller flere anlegg, noe som gjør at det er vanskelig å få noe statistisk grunnlag for å etablere representative korrelasjoner mellom TOC og KOF/BOF, mellom total-nitrogen og ulike N-former og mellom total-fosfor og løst og partikulært fosfor. Men hovedutfordringen er at det er svært få av disse anlegg som har oppgitt tilstrekkelig med data for å kunne regne ut disse korrelasjonene.

Tabell 39. Oversikt over antall industrianlegg (og antall måleverdier) med direkte utslipp til resipient som hadde innrapportert utslipp av ulike parametere for organisk stoff, nitrogen og fosfor i perioden 2010-2021.

	Organisk stoff					Nitrogen				Fosfor	
	BOF5	BOF7	KOF	dKOF	TOC	N-tot	NH4-N	NH3	NO3-N	P-tot	Orto-P
Antall anlegg	76	32	132	1	62	107	17	8	1	131	3
Antall måleverdier	493	217	998	1	476	978	162	42	1	987	22

²⁰ Nomenclature of Economic Activities

15.2 Korrelasjoner mellom TOC og KOF og BOF

Median- og snittverdier for korrelasjonene mellom TOC og KOF og mellom TOC og BOF (både BOF5 og BOF7) basert på alle de tilgjengelige utslippsdataene fra norske industrianlegg med direkte utslipp til resipient i perioden 2010-2021 er vist i *Tabell 40*. For korrelasjonen TOC:KOF var det kun 10 industrianlegg med til sammen 58 måleverdier som bidro til median- og snittverdiene der både median og snitt lå på 0,22 mg C/mg O.

Tabell 41 viser lå forholdet mellom TOC og KOF i utslippet fra alle industrianleggene med tilstrekkelig innrapporterte data uavhengig av anleggsaktivitet i dette sjiktet.

På grunn av et svært begrenset datatilfang anbefales det derfor å benytte en korrelasjonsfaktor på 0,2 mg C/mg O for TOC:KOF:

$$TOC = 0,2 \cdot KOF \quad [1]$$

For korrelasjonen mellom TOC og BOF er det mulig å basere estimatene på data både for BOF5 og BOF7, selv om det kun var BOF7-data fra kun tre anlegg. BOF7 gir normalt en litt høyere BOF-verdi på grunn av den noe lengre tiden den biologiske omsetningen får lov til å bruke, som dermed vil gi et noe lavere TOC:BOF-forhold. Når alle tilgjengelige data ble sett på samlet, ga dette en medianverdi 0,48 mg C/mg O for TOC:BOF5 og på 0,44 mg C/mg O for TOC:BOF7 (*Tabell 40*). Snittverdien for TOC:BOF5 var litt høyere (0,55 mg C/mg O), mens den var lik medianverdien for TOC:BOF7. Men ser man på dataene fra hvert enkelt anlegg varierte disse betydelig, selv om det var vanskelig å se noen naturlig forklaring eller et mønster i denne variasjonen (*Tabell 41*). Det er også slik at BOF er en mer krevende parameter å måle på, slik at usikkerheten i analysen er betydelig større enn for KOF. Det vil derfor også være å foretrekke å bruke KOF-verdier til å bestemme TOC fremfor BOF ved estimering av TOC.

På grunn av et svært begrenset datatilfang anbefales det derfor å benytte en korrelasjonsfaktor på 0,5 mg C/mg O for TOC:BOF:

$$TOC = 0,5 \cdot BOF \quad [2]$$

Det er noen flere industrianlegg som har rapportert både KOF og BOF, slik at det er mulig å differensiere noe mellom ulike anleggsaktiviteter på bakgrunn av typiske BOF:KOF-forhold (*Tabell 45*). For noen anleggsaktiviteter kan forholdet mellom BOF og KOF brukes til å gi et noe bedre estimat av TOC (se *Tabell 43*), men for de fleste anleggstypene er det ikke grunnlag for å benytte BOF:KOF-forholdet, med mindre man har dette for det spesifikke anlegget:

$$\frac{BOF}{KOF} = x$$

$$TOC = 0,2 \cdot \frac{BOF}{x} \quad [3]$$

Tabell 40. Median- og snittverdier med standardavvik for ulike korrelasjoner mellom TOC, KOF og BOF basert på alle tilgjengelige utslippsdata²¹ fra norske industrianlegg med direkte utslipp til resipient i perioden 2010-2021.

	Enhet	Organisk stoff				
		TOC:KOF	TOC:BOF5	TOC:BOF7	BOF5:KOF	BOF7:KOF
# anlegg	-	10	9	3	30	10
# måleverdier	-	58	36	20	154	75
Median	mg C/mg O	0,22	0,48	0,44	0,46	0,47
Snitt	mg C/mg O	0,22 ± 0,11	0,55 ± 0,35	0,44 ± 0,11	0,46 ± 0,20	0,44 ± 0,29

Tabell 41. Snittverdier med standardavvik for korrelasjonene TOC:KOF og TOC:BOF for hvert enkelt anlegg (kun anleggsaktivitets- og NACE-kategori angitt) med tilstrekkelig innrapporterte data for perioden 2010-2021.

Anleggsaktivitet	NACE	Snitt ± SD	
TOC:KOF			
Fiskeforedling	Produksjon av saltfisk, tørrfisk og klippfisk	10.201	0,13
	Frysing av fisk, fiskefileter, skalldyr og bløtdyr	10.202	0,18±0,05
		10.202	0,23±0,05
		10.202	0,23±0,05
	Slakting, bearbeiding og konservering av fisk og fiskevarer ellers	10.209	0,19±0,21
10.209		0,22±0,01	
Fôrproduksjon	Produksjon av fôrvarer til husdyrhold	10.910	0,24±0,01
Annen aktivitet	Produksjon av andre organiske kjemiske råvarer	20.140	0,15±0,07
Farlig avfall – behandling	Sortering og bearbeiding av avfall for materialgjenvinning	38.320	0,23±0,05
Flyplass	Andre tjenester tilknyttet lufttransport	52.230	0,33±0,02
TOC:BOF5			
Fiskeforedling	Produksjon av saltfisk, tørrfisk og klippfisk	10.201	0,19
	Frysing av fisk, fiskefileter, skalldyr og bløtdyr	10.202	0,48±0,06
		10.202	0,76
		10.202	0,31±0,10
		10.202	0,65±0,14
Fôrproduksjon	Produksjon av fôrvarer til husdyrhold	10.910	1,58±0,18
Farlig avfall – behandling	Sortering og bearbeiding av avfall for materialgjenvinning	38.320	0,49±0,06
		38.320	0,46±0,09
Fiskeforedling	Slakting, bearbeiding og konservering av fisk og fiskevarer ellers	10.209	0,42±0,02
TOC:BOF7			
Fiskeforedling	Frysing av fisk, fiskefileter, skalldyr og bløtdyr	10.202	0,43±0,11
Farlig avfall - behandling	Sortering og bearbeiding av avfall for materialgjenvinning	38.320	0,48±0,11
		38.320	0,39±0,10

²¹ Opplagt feilaktige tall ble utelatt; ekstremverdier og BOF:KOF-forhold >1,2.

Tabell 42. Snittverdier med standardavvik for korrelasjonene BOF5:KOF og BOF7:BOF for hvert enkelt anlegg (kun anleggsaktivitets- og NACE-kategori angitt) med tilstrekkelig innrapporterte data for perioden 2010-2021.

Anleggsaktivitet	NACE	Snitt ± SD
BOF5:KOF		
Næringsmiddelindustri, unntatt fiskeforedling	Bearbeiding og konservering av kjøtt	10.110 0,60
		10.110 0,60±0,21
	Bearbeiding og konservering av poteter	10.310 0,70±0,11
	Bearbeiding og konservering av frukt og grønnsaker ellers	10.390 0,73±0,06
	Samlet	0,66±0,24
Fiskeforedling	Produksjon av matfisk, bløtdyr, krepsdyr og pigghuder i hav- og kystbasert akvakultur	03.211 0,44±0,11
	Frysing av fisk, fiskefileter, skalldyr og bløtdyr	10.201 0,70
		10.202 0,22
		10.202 0,48±0,03
		10.202 0,51±0,23
		10.202 0,45±0,10
		10.202 0,52±0,11
		10.202 0,45±0,09
		10.202 0,30
		10.202 0,46±0,10
		10.202 0,49±0,07
		10.202 0,36±0,03
		10.202 0,49±0,08
	Slakting, bearbeiding og konservering av fisk og fiskevarer ellers	10.209 0,08±0,00
		10.209 0,42±0,06
		10.209 0,46±0,11
		10.209 0,20±0,07
		10.209 1,08±
		10.209 0,62±
	Samlet	0,46±0,37
Fôrproduksjon	Produksjon av fôrvarer til husdyrhold	10.910 0,18±0,00
		10.910 0,15±0,01
	Produksjon av rå fiskeoljer og fett	10.411 0,21±0,07
	Samlet	0,18±0,10
Annen aktivitet	Innsamling av ikke-farlig avfall	38.110 0,39±0,06
Farlig avfall - behandling	Sortering og bearbeiding av avfall for materialgjenvinning	38.320 0,69±0,01
		38.320 0,76±0,24
	Samlet	0,72±0,24
Kjemisk industri	Produksjon av farmasøytiske preparater	21.200 0,07±0,07
BOF7:KOF		
Næringsmiddelindustri, unntatt fiskeforedling	Produksjon av meierivarer	10.510 0,41±0,07
	Bearbeiding og konservering av fjørfekjøtt	10.120 0,69±0,10
	Bearbeiding og konservering av poteter	10.310 0,46
	Samlet	0,52±0,12

Anleggsaktivitet	NACE		Snitt ± SD
Fiskeforedling	Frysing av fisk, fiskefileter, skalldyr og bløtdyr	10.202	0,39±0,11
	Slakting, bearbeiding og konservering av fisk og fiskevarer ellers	10.209	0,79±0,18
	Samlet		0,59±0,21
Fôrproduksjon	Produksjon av rå fiskeoljer og fett	10.411	0,24±0,03
	Produksjon av rå fiskeoljer og fett	10.411	0,02±0,00
	Samlet		0,13±0,03
Farlig avfall - behandling	Sortering og bearbeiding av avfall for materialgjenvinning	38.320	0,47±0,08
Kjemisk industri	Produksjon av farmasøytiske råvarer	21.100	0,61±0,08
	Produksjon av farmasøytiske preparater	21.200	0,03±0,02
	Samlet		0,32±0,09

Tabell 43. BOF-baserte korrelasjoner for beregning av TOC i utslippet fra ulike typer anleggsaktiviteter, hvis KOF-verdier ikke er tilgjengelig. For noen få anleggsaktiviteter kan forholdet mellom BOF og KOF gi et bedre estimat for TOC, men for de fleste anleggstypene er det ikke grunnlag for å benytte BOF:KOF-forholdet, med mindre man har dette for det spesifikke anlegget.

Anleggsaktivitet	BOF:KOF	TOC
Annen aktivitet	-	0,5·BOF
Farlig avfall - behandling	0,72	0,3·BOF
Fiskeforedling	0,46	0,4·BOF
Flyplass	-	0,5·BOF
Forbrenningsanlegg for rene brenslers	-	0,5·BOF
Fôrproduksjon	0,18	1,1·BOF
Kjemisk industri	-	0,5·BOF
Metallurgisk industri	-	0,5·BOF
Mineralsk industri, unntatt pukkverk	-	0,5·BOF
Næringsmiddelindustri, unntatt fiskeforedling	0,66	0,3·BOF
Olje- og gassvirksomhet på land	-	0,5·BOF
Plast- og glassfiberprodukter	-	0,5·BOF
Tekstil-, skinn- og tauprodukter	-	0,5·BOF
Treforedling	-	0,5·BOF
Vaskeri og renseri	-	0,5·BOF

15.3 DIN og TON i utslipp

Utslippene av nitrogen fra industrianleggene er i all hovedsak rapportert inn i form av total-nitrogen (se *Tabell 39*), men selv om 17 av de 121 anleggene hadde rapportert inn verdier for NH₄-N, var det kun 5 av disse anleggene som også hadde rapportert inn total-nitrogen. For NH₃-N og NO₃-N var det rapportert inn enda mindre data. Dette gir begrenset mulighet til å benytte de innrapporterte dataene til å estimere fordelingen mellom DIN og TON i utslippet fra de ulike anleggskategoriene. Industrianleggene med rapporterte utslipp av nitrogen fordelte seg på 49 ulike NACE-kategorier, men bare for 6 av disse var det mulig å gi grove estimater basert på innrapporterte data (se *Tabell 44*).

Staalstrøm m.fl. (2022) så på fordelingen mellom ulike nitrogenformer i utslipp fra ulike typer industrier i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord på bakgrunn av direkte kontakt med de største utslippseierne (Vedlegg K). I *Tabell 44* er disse også lagt til grunn for en ytterligere angivelse av forventede verdier for DIN og TON i utslipp fra ulike NACE-kategorier.

Verdiene angitt i *Tabell 44* må anses som veldig prelimnære da det foreligger svært begrenset med data for å gi noenlunde sikre estimer for DIN og TON.

Tabell 44. Antatte DIN- og TON-verdier for ulike typer anleggsaktiviteter og NACE-kategorier med kort angivelse av vurderingsgrunnlaget.

Anleggsaktivitet	NACE		Vurderingsgrunnlag	DIN	TON
Annen aktivitet	Lasting og lossing	52.240	Tilgjengelige data	0,0015	1,0
Avfallsforbrenning	Behandling og disponering av ikke-farlig avfall	38.210	Alt organisk utbrent	1,0	0,0
Farlig avfall - behandling	Behandling og disponering av farlig avfall	38.220	NH ₄ i sigevann	1,0	0,0
	Sortering og bearbeiding av avfall for materialgjenvinning	38.320	NH ₄ i sigevann	1,0	0,0
Fiskeforedling	Frysing av fisk, fiskefileter, skalldyr og bløtdyr	10.202	Organisk opphav	0,0	1,0
	Innenriks sjøfart med gods	50.202			
	Produksjon av matfisk, bløtdyr, krepsdyr og pigghuder i hav- og kystbasert akvakultur	03.211			
	Produksjon av næringsmidler ikke nevnt annet sted	10.890			
	Produksjon av saltfisk, tørrfisk og klippfisk	10.201	Organisk opphav	0,0	1,0
	Slakting, bearbeiding og konservering av fisk og fiskevarer ellers	10.209	Organisk opphav (blodvann)	0,0	1,0
Førproduksjon	Produksjon av fôrvarer til husdyrhold	10.910	Organisk opphav	0,0	1,0
Kjemisk industri	Produksjon av andre organiske kjemiske råvarer	20.140			
	Produksjon av basisplast	20.160	Staalstrøm m.fl. (2022)	0,1 ²²	0,9
	Produksjon av eksplosiver	20.510	Bruk av salpeter	1,0	0,0
	Produksjon av farmasøytiske preparater	21.200	Tilgjengelige data	0,05±0,01	0,95
	Produksjon av farmasøytiske råvarer	21.100	Overføring 21.200	0,05	0,95
	Produksjon av kjemiske produkter ikke nevnt annet sted	20.590			
	Produksjon av raffinerte oljer og fett	10.413	Organisk opprinnelse	0,0	1,0
	Produksjon av rå fiskeoljer og fett	10.411	Organisk opprinnelse	0,0	1,0

²² Basert på tall fra Dynea, Lillestrøm fabrikker

	Utleie av egen eller leid fast eiendom ellers	68.209			
Kjemisk/elektrolytisk overflatebehandling	Produksjon av pumper og kompressorer ellers	28.130			
	Produksjon av spesialmaskiner ikke nevnt annet sted	28.990			
Metallurgisk industri	Produksjon av ferrolegeringer	24.102			
Mineralsk industri, unntatt pukkverk	Bryting av ikke-jernholdig malm ellers	07.290			
	Bryting av kalkstein, gips og kritt	08.112	Staalstrøm m.fl. (2022)	1,0	0,0
	Produksjon av andre uorganiske kjemikalier	20.130			
	Produksjon av gipsprodukter for bygge- og anleggsvirksomhet	23.620			
	Produksjon av gjødsel, nitrogenforbindelser og vekstjord	20.150	Staalstrøm m.fl. (2022)	1,0	0,0
	Produksjon av ikke-metallholdige mineralprodukter ikke nevnt annet sted	23.990			
Næringsmiddelindustri, unntatt fiskeforedling	Bearbeiding og konservering av fjørfekjøtt	10.120	Organisk opphav (blodvann)	0,0	1,0
	Bearbeiding og konservering av frukt og grønnsaker ellers	10.390			
	Bearbeiding og konservering av kjøtt	10.110	Organisk opphav (blodvann)	0,0	1,0
	Produksjon av homogeniserte matprodukter og diettmat	10.860			
	Produksjon av kjøtt- og fjørfevarer	10.130			
Olje- og gassvirksomhet på land	Engroshandel med drivstoff og brensel	46.710	Tilgjengelige data	0,21±0,13	0,79
	Produksjon av raffinerte petroleumsprodukter	19.200	Tilgjengelige data	0,28±0,19	0,72
	Utvinning av naturgass	06.200	Tilgjengelige data	0,21±0,22	0,79
	Utvinning av råolje	06.100	06.200	0,2	0,8
Plast- og glassfiberprodukter	Produksjon av gummiprodukter ellers	22.190			
Pukkverk	Utvinning fra grus- og sandtak, og utvinning av leire og kaolin	08.120	Primært fra sprengnings-Arbeider (NH ₄)	1,0	0,0
Tekstil-, skinn- og tauprodukter	Beredning av lær, og beredning og farging av	15.110			

	pelsskinn				
	Engroshandel med tekstiler og utstyrsvarer	46.410	Tilgjengelige data	1,0	0,0
Treforedling	Produksjon av andre trevarer og varer av kork, strå og flettematerialer	16.290			
	Produksjon av bølgepapp og emballasje av papir og papp	17.210			
	Produksjon av finerplater og andre bygnings- og møbelplater av tre	16.210			
	Produksjon av papir og papp	17.120	Staalstrøm m.fl. (2022)	0,1 ²³	0,9
	Produksjon av papirmasse	17.110	Staalstrøm m.fl. (2022)	0,5 ²⁴	0,5
	Saging, høvling og impregnering av tre	16.100			
Vaskeri og renseri	Vaskeri- og renserivirksomhet	96.010			

²³ Basert på tall fra Norske Skog Saugbrugs

²⁴ Basert på tall fra Borregaard AS avd. spesialcellulose

16 Vedlegg J

Oversikt over antall anlegg og antall måleverdier etter NACE-kategori

Litteraturgjennomgang av Christian Vogelsang

Tabell 45. Oversikt over antall anlegg innenfor angitte NACE-kategorier (og Miljødirektoratets kategoriinndeling av anleggsaktiviteter) med **direkte utslipp til lokal resipient** i perioden 2010-2021 og med innrapporterte data (samlede antall målinger) for organisk stoff (TOC, KOF, BOF), nitrogen (total-nitrogen, NH₄, NH₃, NO₃) og fosfor (total-fosfor, orto-fosfat).

Anleggsaktivitet	NACE		Org. Stoff		Nitrogen		Fosfor	
			# anl.	# data	# anl.	# data	# anl.	# data
Annen aktivitet	20.140	Produksjon av andre organiske kjemiske råvarer	5	55	4	48	6	42
	21.200	Produksjon av farmasøytiske preparater	1	4	2	5	2	3
	38.110	Innsamling av ikke-farlig avfall	1	1	0	0	1	0
	41.109	Utvikling og salg av egen fast eiendom ellers	1	9	0	0	1	9
	52.240	Lasting og lossing	0	0	1	4	1	2
Avfallsforbrenning	38.210	Behandling og disponering av ikke-farlig avfall	0	0	1	12	1	0
Farlig avfall - behandling	36.000	Uttak fra kilde, rensing og distribusjon av vann	0	0	0	0	1	11
	38.120	Innsamling av farlig avfall	2	10	0	0	2	0
	38.220	Behandling og disponering av farlig avfall	4	44	1	1	4	17
	38.320	Sortering og bearbeiding av avfall for materialgjenvinning	12	71	4	18	14	3
	43.120	Grunnarbeid	1	1	0	0	1	0
	78.200	Utleie av arbeidskraft	1	12	0	0	1	0
Fiskeforedling	03.211	Produksjon av matfisk, bløtdyr, krepsdyr og pigghuder i hav- og kystbasert akvakultur	5	56	4	27	5	27
	10.201	Produksjon av saltfisk, tørrfisk og klippfisk	3	35	2	17	3	18
	10.202	Frysing av fisk, fiskefileter, skalldyr og bløtdyr	18	173	9	63	18	63
	10.209	Slakting, bearbeiding og konservering av fisk og fiskevarer ellers	27	408	19	143	28	140

Anleggsaktivitet	NACE		Org. Stoff		Nitrogen		Fosfor	
			# anl.	# data	# anl.	# data	# anl.	# data
	10.890	Produksjon av næringsmidler ikke nevnt annet sted	1	4	1	2	1	2
	46.381	Engroshandel med fisk, skalldyr og bløtdyr	1	3	0	0	1	0
	50.202	Innenriks sjøfart med gods	1	3	1	3	1	3
Flyplass	52.230	Andre tjenester tilknyttet lufttransport	3	23	0	0	3	0
	84.220	Forsvar	0	0	0	0	1	1
Forbrenningsanlegg for rene brenslers	35.114	Produksjon av elektrisitet fra naturgass	1	5	0	0	1	0
	35.119	Produksjon av elektrisitet ellers	0	0	0	0	1	4
Fôrproduksjon	10.411	Produksjon av rå fiskeoljer og fett	4	32	3	16	4	16
	10.910	Produksjon av fôrvarer til husdyrhold	10	102	4	30	10	20
Kjemisk industri	10.413	Produksjon av raffinerte oljer og fett	4	24	1	3	4	0
	10.860	Produksjon av homogeniserte matprodukter og diettmat	2	30	2	16	2	21
	20.160	Produksjon av basisplast	5	50	1	12	5	12
	20.300	Produksjon av maling og lakk, trykkfarger og tetningsmidler	2	17	0	0	2	0
	20.410	Produksjon av såpe og vaskemidler, rense- og polermidler	1	12	0	0	1	0
	20.510	Produksjon av eksplosiver	1	12	1	12	1	0
	20.590	Produksjon av kjemiske produkter ikke nevnt annet sted	3	43	1	12	3	11
	21.100	Produksjon av farmasøytiske råvarer	1	24	1	12	1	0
	46.733	Engroshandel med fargevarer	1	4	0	0	1	0
	68.209	Utleie av egen eller leid fast eiendom ellers	1	10	1	2	3	4
Kjemisk/elektrolytisk overflatebehandling	25.110	Produksjon av metallkonstruksjoner og deler	0	0	0	0	3	35
	25.500	Smiing, stansing og valsing av metall, og pulvermetallurgi	0	0	0	0	1	1
	25.610	Overflatebehandling av metaller	0	0	0	0	1	10
	25.620	Bearbeiding av metaller	0	0	0	0	1	1
	25.940	Produksjon av bolter og skruer	0	0	0	0	1	12
	26.510	Produksjon av måle-, kontroll- og navigasjonsinstrumenter	0	0	0	0	1	1
	28.130	Produksjon av pumper og kompressorer ellers	0	0	1	6	1	0

Anleggsaktivitet	NACE		Org. Stoff		Nitrogen		Fosfor	
			# anl.	# data	# anl.	# data	# anl.	# data
	28.990	Produksjon av spesialmaskiner ikke nevnt annet sted	0	0	1	2	1	0
	29.200	Produksjon av karosserier og tilhengere	0	0	0	0	1	3
	29.320	Produksjon av andre deler og annet utstyr til motorvogner	0	0	0	0	3	9
Metallurgisk industri	24.102	Produksjon av ferrolegeringer	3	23	5	28	5	6
	24.421	Produksjon av primæraluminium	1	12	0	0	1	0
	24.422	Produksjon av halvfabrikater av aluminium	1	9	0	0	2	12
Mineralsk industri, unntatt pukkverk	07.290	Bryting av ikke-jernholdig malm ellers	1	4	1	12	1	12
	08.112	Bryting av kalkstein, gips og kritt	0	0	4	23	4	0
	20.120	Produksjon av fargestoffer og pigmenter	1	12	0	0	1	0
	20.130	Produksjon av andre uorganiske kjemikalier	6	40	2	23	7	19
	20.150	Produksjon av gjødsel, nitrogenforbindelser og vekstjord	0	0	2	24	2	24
	23.140	Produksjon av glassfibrer	1	27	0	0	1	0
	23.410	Produksjon av keramiske husholdningsartikler og dekorasjonsgjenstander	1	12	0	0	1	0
	23.520	Produksjon av kalk og gips	1	2	0	0	1	0
	23.620	Produksjon av gipsprodukter for bygge- og anleggsvirksomhet	1	9	1	9	1	0
	23.990	Produksjon av ikke-metallholdige mineralprodukter ikke nevnt annet sted	2	12	1	6	2	10
Næringsmiddelindustri, unntatt fiskeforedling	01.479	Annet fjørfehold	1	12	0	0	1	12
	10.110	Bearbeiding og konservering av kjøtt	8	86	2	14	9	21
	10.120	Bearbeiding og konservering av fjørfekjøtt	5	42	2	12	5	37
	10.130	Produksjon av kjøtt- og fjørfevarer	1	12	1	12	1	12
	10.310	Bearbeiding og konservering av poteter	4	51	0	0	4	39
	10.390	Bearbeiding og konservering av frukt og grønnsaker ellers	1	2	1	2	1	4
	10.412	Produksjon av andre uraffinerte oljer og fett	1	12	0	0	1	0
	10.510	Produksjon av meierivarer	8	107	0	0	9	46
	10.520	Produksjon av iskrem	1	3	0	0	1	0

Anleggsaktivitet	NACE		Org. Stoff		Nitrogen		Fosfor	
			# anl.	# data	# anl.	# data	# anl.	# data
	10.850	Produksjon av ferdigmat	1	12	0	0	1	0
	11.050	Produksjon av øl	2	2	0	0	2	0
	88.994	Varig tilrettelagt arbeid	1	13	0	0	1	0
Olje- og gassvirksomhet på land	06.100	Utvinning av råolje	1	12	1	12	1	12
	06.200	Utvinning av naturgass	4	37	4	69	4	21
	19.200	Produksjon av raffinerte petroleumsprodukter	1	12	1	24	1	12
	46.710	Engroshandel med drivstoff og brensel	1	18	1	36	1	12
Plast- og glassfiberprodukter	22.190	Produksjon av gummiprodukter ellers	1	4	1	4	1	0
Pukkverk	08.120	Utvinning fra grus- og sandtak, og utvinning av leire og kaolin	0	0	2	8	2	0
Tekstil-, skinn- og tauprodukter	13.100	Bearbeiding og spinning av tekstilfibrer	1	12	0	0	1	0
	13.200	Veving av tekstiler	1	3	0	0	1	0
	13.921	Produksjon av utstyrsvarer	1	12	0	0	1	0
	14.140	Produksjon av undertøy og innertøy	1	12	0	0	1	0
	15.110	Beredning av lær, og beredning og farging av pelsskinn	2	13	1	4	2	4
	46.410	Engroshandel med tekstiler og utstyrsvarer	1	3	1	10	1	5
	46.421	Engroshandel med klær	1	4	0	0	1	0
	77.400	Leasing av immateriell eiendom og lignende produkter, unntatt opphavsrettsbeskyttede verker	1	2	0	0	1	2
Treforedling	16.100	Saging, høvling og impregnering av tre	1	18	1	10	1	10
	16.210	Produksjon av finerplater og andre bygnings- og møbelplater av tre	3	28	3	26	3	26
	16.290	Produksjon av andre trevarer og varer av kork, strå og flettematerialer	1	2	1	1	1	1
	17.110	Produksjon av papirmasse	5	73	5	52	5	52
	17.120	Produksjon av papir og papp	10	82	9	78	10	78
	17.210	Produksjon av bølgepapp og emballasje av papir og papp	1	11	1	2	1	2

Anleggsaktivitet	NACE		Org. Stoff		Nitrogen		Fosfor	
			# anl.	# data	# anl.	# data	# anl.	# data
	46.761	Engroshandel med papir og papp	1	4	0	0	1	0
Vaskeri og renseri	88.993	Arbeidstrening for ordinært arbeidsmarked	1	8	0	0	1	0
	96.010	Vaskeri- og renserivirksomhet	2	22	1	5	2	17

18 Vedlegg L

Tilleggsreferanser til vedlegg

- Berge G og Sæther MS. 2019. *Kommunale avløp 2019: Ressursinnsats, gebyrer, utslipp, rensing og slamdisponering*. SSB-rapport 2020/52, ISBN 978-82-587-1251-7, 108 sider.
- Bryntesen T. 2022. *Sammenlignende laboratorieprøving (SLP) – Industriavløpsvann SLP 2262*. NIVA-rapport 749-2022. 62 sider + vedlegg.
- Hensel GR, Kähler JC og Yri AW. 2007. *Biologisk filter for rensing av gråvann fra bolig eller hytte*. Bioforsk TEMA, 2(29), 2007, 4 sider.
- Henze M, Harremoës P, la Cour Jansen J, Arvin E. 2002. *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*, 3rd ed., Springer, ISBN 3-540-42228-5.
- Hovind H og Paulsrud B. 1983. *Sammenligning og tilpasning av metoder: TOC ved utslippskontroll av organisk stoff fra kommunale renseanlegg*. NIVA-rapport 1486, 21 sider.
- Hovind H. 1990. *Bestemmelse av organisk stoff i avløpsvann*. NIVA-rapport 2386, 86 sider.
- Hovind H. 1991. *Bestemmelse av organisk stoff ved drifts- og utslippskontroll*. NIVA-rapport 2544, 36 sider.
- Hovind H. 2010. *Sammenligning av kjemisk oksygenforbruk og totalt organisk karbon i industrielt avløpsvann*. NIVA-rapport 6069-2010, 50 sider.
- Jönsson H, Baky A, Jeppsson U, Hellström D, Kärrman E. 2005. *Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model*. Chalmers University of Technology, Urban Water Report 2005:6, ISSN 1650-3791, 52 pages.
- Mbamba CK, Flores-Alsina X, Batstone DJ, Tait S. 2016. *Validation of a plant-wide phosphorus modelling approach with minerals precipitation in a full-scale WWTP*. Water Research, **100** p. 169-183.
- Staalstrøm A, Walday M, Vogelsang C, Frigstad H, Borgersen G, Albretsen J, Naustvoll LJ. 2022. *Utredning av behovet for å redusere tilførselen av nitrogen til Ytre Oslofjord*. NIVA-rapport 7723-2022. 244 sider.
- Tchobanoglous G, Burton FL, Stensel HD. 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Metcalf & Eddy, Inc. 4th Ed, McGraw-Hill, ISBN 0-07-112250-8.
- Tveiten. 1991. *Beregning av sammenheng mellom KOF og TOC*. Seljord, juni 1991. Referert til av Ødegaard (1992).
- Yang L, Shin HS, Hur J. 2014. *Estimating the Concentration and Biodegradability of Organic Matter in 22 Wastewater Treatment Plants Using Fluorescence Excitation Emission Matrices and Parallel Factor Analysis*, Sensors 2014, **14** p. 1771-1786. doi:10.3390/s140101771.
- Ødegaard H. 1992. *Norwegian experiences with chemical treatment of raw wastewater*. Water Science and Technology **25** (12) p. 255-264.
- Ødegard H. 2019. *Vann- og avløpsteknikk*. Norsk Vann, e-bokutgave, ISBN 978-82-414-0418-4.
-



Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.