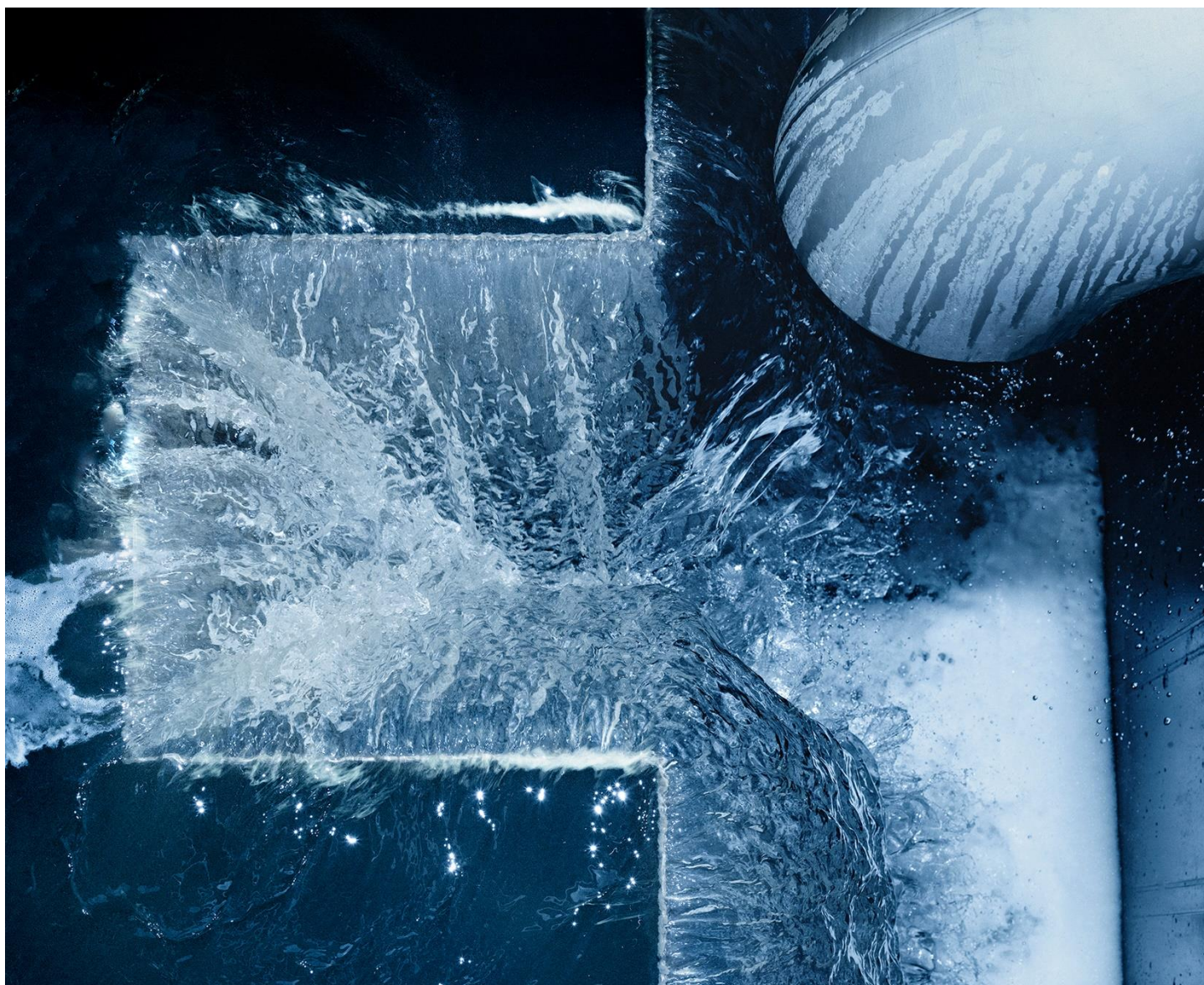


Rakkestad kommune

► **Utslippssøknad - Bodal rensesanlegg**

Oppgradert rensesanlegg fra 2029

Oppdragsnr.: 52209128 Dokumentnr.: RIM-01 Versjon: E06 Dato: 2024-12-15



Utslippssøknad - Bodal renseanlegg

Oppgradert renseanlegg fra 2029

Oppdragsnr.: **52209128** Dokumentnr.: **RIM-01** Versjon: **E06**

Utslippssøknad - Bodal renseanlegg

Oppgradert renseanlegg fra 2029

Oppdragsnr.: 52209128 Dokumentnr.: RIM-01 Versjon: E06

Oppdragsgiver: Rakkestad kommune
Oppdragsgivers kontaktperson: Terje Høidahl
Rådgiver: Norconsult Norge AS, Kjørboveien 22, NO-1337 Sandvika
Oppdragsleder: René Friedling
Fagansvarlig: Bjarne Paulsrud (prosess), Jon Arne Engan (VA), Leif Simonsen (Miljø)
Andre nøkkelpersoner: Ingrid Sjølander, Vilde Karlsen Løkken, Line Charlotte Mosbæk, Kjetil Sandem, Annlaug Meland og Marthe Murberg

E06	2024-12-15	Revidert søknad til godkjenning	insjo	bjapu	refri
B05	2024-12-11	Til kommentering av oppdragsgiver	insjo	bjapu	refri
E04	2024-04-30	For godkjenning hos Statsforvalter	marroe	bjapu, jaeng, anmel	refri
B03	2024-04-18	Til kommentering	marroe	bjapu, jaeng, anmel	
B02	2024-03-18	Til kommentering	marroe	bjapu, jaeng	
A01	2024-03-17	Egenkontroll og fagkontroll	marroe	bjapau, jaeng	
Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult Norge AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult Norge AS. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

► Sammendrag

Rakkestad kommune skal videreutvikle eksisterende Bodal avløpsrenseanlegg (Bodal RA) og har engasjert Norconsult for å utarbeide søknad til Statsforvalteren om tillatelse til utslipp etter forurensningsloven § 11.

Statsforvalteren i Oslo og Viken har varslet at Rakkestad kommune vil bli pålagt å søke ny utslippstillatelse og vedtatt at søknaden skal sendes Statsforvalteren innen 1.mai 2024. På vegne av Rakkestad kommune har Norconsult utarbeidet en søknad for oppgraderte Bodal RA (Norconsult oppdragsnr. 52209128, dok.nr, RIM-01) og en egen søknad for eksisterende anlegg frem til nye Bodal RA er i drift (Norconsult oppdragsnr. 52209128, dok.nr, RIM-02). Statsforvalterens saksnummer er 2022/3956.

Denne søknaden inneholder opplysninger om tettbebyggelsen, det oppgraderte renseanlegget, avløpsanlegget, utslipp og resipientvurderinger frem mot år 2040 iht. Statsforvalterens veiledning om innhold i søknader om tillatelse for avløpsanlegg på Statsforvalteren i Oslo og Vikens nettsider om avløp (Statsforvalteren i Oslo og Viken, u.d.). Versjon E06 er oppdatert iht. spørsmål om tettbebyggelsens størrelse og tilført belastning i maksuke i e-post datert 28. november 2024 fra Statsforvalteren. Endringene er markert med rød tekst.

Iht. den teoretiske metoden i NS 9426 (metode b), avsnitt 4.2), er forventet antall pe i tettbebyggelsen som sender avløpsvann til Bodal RA 13 099 pe i 2040. Ettersom metoden ikke samsvarer godt med faktiske målte verdier i innløpet på renseanlegget, er det valgt å justere tallet deretter. Det søkes derfor om en samlet ramme på 19 200 pe BOF₅ frem til år 2040.

I skisse- og forprosjektet ble ulike tekniske løsninger samt alternativer for ny utslippsledning utredet. Beregninger av restkapasitet mht. næringsstoffer og resipientvurderingene, klimagassutslipp per livsløpsfase, kostnadskalkyle og LCC-analyse konkluderte at fortsatt utslipp til Rakkestadelva med MBR er forventet å medføre:

- Fortsatt utslipp til en følsom resipient (teoretisk bidrag av tot-P ved omsøkte rensekrav vil være 1,8 % av totalbelastningen av fosfor i Rakkestadelva)
- Ingen endring av miljøtilstand i elva, jf. vedlegg 1 (men forbedring av utslipp av tot-N på ca. 36 kg/døgn fra år 2022 til 2040)
- Ingen nye inngrep i naturområder
- 6-7 ganger lavere klimagassutslipp sammenlignet med ny utslippsledning til Glomma
- Klart lavere kostnader for kommunen sammenlignet med utslippsledning til Glomma (over 300 MNOK høyere P50- og P85-kostnader å flytte utslippspunktet til Glomma sammenlignet med å beholde utslippspunktet i Rakkestadelva)

Ved å endre utslippspunkt fra Rakkestadelva til Glomma (som allerede mottar utslippet via Rakkestadelva) vil det medføre:

- Ingen endring i påvirkning på Glommas miljøtilstand, jf. vedlegg 2
- Minimal effekt på Rakkestadelvas miljøtilstand, men usikkert hvor stort bidrag som er fra øvrig avløpsnett og andre kilder
- Graving og bygging av flere km avløpsledning med tilhørende klimagassutslipp (6-7 ganger høyere enn ved å beholde dagens utslippspunkt i Rakkestadelva og over 300 MNOK høyere P50- og P85-kostnader)
- Inngrep i nye naturområder og mer matjord langs traséen for transportsystemet
- Økt energiforbruk til pumping av avløpsvannet ved drift av ledningen

Alternativet med fortsatt utslipp til Rakkestadelva (alt. D) og tradisjonell MBR kom betydelig bedre ut enn de andre mht. klimagassutslipp per livsløpsfase, kostnader, inngrep i natur og matjord og energiforbruk (Norconsult, 2023). Dette alternativet ble vurdert som mer økonomisk, sosialt og miljømessig bærekraftig sammenlignet med ny utslippsledning til Glomma.

Kommunestyret vedtok 15. februar 2024 å rehabilitere og utvide Bodal RA med fortsatt utslipp til Rakkestadelva.

Høyere rensegrader ved Bodal renseanlegg enn det som er omsøkt vil imidlertid ikke være tilstrekkelig til at Rakkestadelva når miljømålet «god tilstand» hverken for fosfor eller nitrogen, jf. vedlegg 2.

Rakkestadelvas teoretiske restkapasitet tyder på at bidraget av fosfor og nitrogen fra andre kilder enn Bodal RA har større effekt på miljøtilstanden enn fortsatt utslipp fra Bodal RA. Bodal RA vil derfor fortsatt ha utslipp til Rakkestadelva.

Tabell 1-1. Forslag til utslippskrav for Bodal avløpsrenseanlegg, inkl. overløp ved renseanlegget etter gjennomført prøvedriftperiode.

Parameter	Minimum renseseffekt/maks utløpskonsentrasjon	Maks utslipp (tonn/år)	Antall prøver
BOF ₅	80 % eller 25 mg/l	53	21 av 24 døgnblandprøver må overholde krav til minimum renseseffekt
KOF _{CR}	85 % eller 125 mg/l	80	21 av 24 døgnblandprøver må overholde krav til minimum renseseffekt
Tot-P	93 % eller 0,5 mgP/l*	1	24 døgnblandprøver
Tot-N	80 % eller 10 mgN/l*	11	24 døgnblandprøver
As,Cr,Cu,Ni,Zn,Pb,Cd og Hg	-	-	6 ukeblandprøver av utløpsvann

*Dersom disse konsentrasjonene implementeres i forurensningsforskriften, jf. forslag til nytt avløpsdirektiv.

Når denne søknaden er behandlet kan Rakkestad kommune starte detaljprosjekteringen av rehabilitert og utvidet avløpsrenseanlegg på Bodal.

Innhold

1	Innledning	9
1.1	Bakgrunn og føringer i vedtatte planer	10
2	Informasjon om anleggseier	12
2.1	Ansvarlig søker	12
2.2	Pe-ramme for søknaden	12
2.3	Fremdriftsplan	13
3	Lokalisering	14
3.1	Lokalisering av renseanlegg, ledningsnett og pumpestasjoner	14
4	Informasjon om tettbebyggelse	16
4.1	Berørte naboer	16
4.2	Planstatus	17
5	Renseanlegg, tettbebyggelse og utslipp	19
5.1	Informasjon om avløpsrenseanlegg innenfor tettbebyggelsen	19
5.2	Dimensjonerende verdier	19
5.3	Stofftilførsler	20
5.3.1	<i>Informasjon om tilførsel fra ulike kilder</i>	20
5.3.2	<i>Fremtidig tilførsler BOF₅ per år</i>	20
5.4	Kjemikalier og tanklagring	21
6	Opplysninger om avløpsnett	22
6.1	Type avløpsnett i tettbebyggelsen	22
6.2	Fornyingstakt for avløpsnett	24
6.3	Virkningsgrad	24
6.4	Overløp	25
6.4.1	<i>Tap gjennom driftsoverløp</i>	25
6.4.2	<i>Vurdering av alle overløp på avløpsnett, og utslipp i hvert enkelt utslippspunkt påvirker resipienten det urensede avløpsvannet føres til</i>	25
6.5	Utslippspunkter på avløpsnett	26
6.6	Fremmedvann	29
6.7	Tiltaksplan	31
6.8	Avløpsvann i overløp på avløpsnett siste fem år og vurdering av hvordan avløpsnett og utslipp blir påvirket av klimaendringer minst 20 år frem i tid	32
7	Utslipp til vann	34
7.1	Utslippspunkt	34
7.2	Vurdering av andre utslippspunkt	34
7.2.1	<i>Ny utslippsledning til Glomma, sør for utløpet av Rakkestadelva (skisseprosjekt)</i>	35
7.2.2	<i>Ny utslippsledning til Glomma, nord for utløpet av Rakkestadelva (alt. C1-a)</i>	36

7.2.3	<i>Ny utslippsledning ved Brekke kraftverk (alt. C1-b)</i>	36
7.2.4	<i>Fortsatt utslipp til Rakkestadelva (alternativ D i forprosjektet)</i>	36
7.3	Historiske innløps- og utslippsverdier	37
7.4	Fremtidige innløps- og utslippsverdier	38
7.5	Omsøkt rensekrav og grenseverdier	39
7.6	Overvåking av utslipp	39
8	Resipientvurdering	40
8.1	Rakkestadelva	40
8.2	Glomma	44
8.3	Ytre Oslofjord	45
8.4	Resipientundersøkelser	45
8.4.1	<i>Kartlegging av elvebunnen, funksjonsområder og biologisk mangfold</i>	45
8.4.2	<i>Brukerinteresser, naturvern, biologisk mangfold</i>	46
8.5	Utslipp fra Bodal renseanlegg	46
8.5.1	<i>Overvåkning av resipienter</i>	46
8.5.2	<i>Konklusjon fra miljørisikovurdering av utslippet</i>	46
9	Slam	48
9.1	Avløpslam	48
9.2	Septik slam	48
9.3	Biogass	48
9.3.1	<i>Generelt</i>	48
9.3.2	<i>BAT krav til biogassanlegg ved avløpsrenseanlegg</i>	48
10	Utslipp til luft	50
10.1	Luktutslipp	50
10.2	Utslipp av klimagasser	50
10.3	Beskrivelse og vurdering av støykilder	51
10.4	Grenseverdier for støy	51
11	Avfall	52
11.1	Ristgods og sand	52
11.2	Farlig avfall	52
12	Energi	53
12.1	Rakkestad kommunes energistyringssystem	53
12.1.1	<i>Energiforbruk og energisparing/-gjenvinning</i>	53
13	Forebyggende tiltak og beredskap ved ekstraordinære utslipp	54
14	Høring	55
15	Referanser	57

Vedlegg:

Vedlegg 1 - Estimat av restkapasitet med de omsøkte rensekravene

Vedlegg 2 – Resipientvurdering og estimat av restkapasitet, versjon J04 fra forprosjektrapport

Vedlegg 3 – Resultat fra undersøkelse av edelkrepsforekomst, Norconsult notat 2024

Vedlegg 4 – Bacheloroppgave med resultater fra sedimentundersøkelser, 2024

1 Innledning

Rakkestad kommune skal videreutvikle eksisterende Bodal avløpsrenseanlegg (Bodal RA) og har engasjert Norconsult for å utarbeide søknad til Statsforvalteren om tillatelse til utslipp etter forurensningsloven § 11.

På vegne av Rakkestad kommune har Norconsult utarbeidet en søknad for oppgraderte Bodal RA (Norconsult oppdragsnr. 52209128, dok.nr, RIM-01) og en egen søknad for eksisterende anlegg frem til nye Bodal RA er i drift (Norconsult oppdragsnr. 52209128, dok.nr, RIM-02). Statsforvalterens saksnummer er 2022/3956.

Versjon E06 er oppdatert iht. spørsmål om tettbebyggelsens størrelse og tilført belastning i maksuke i e-post datert 28. november 2024 fra Statsforvalteren. Endringene er markert med rød tekst.

Resultater fra undersøkelse av edelkrepsforekomst i Rakkestadelva og sedimentundersøkelser ble sendt Statsforvalteren i e-post datert 14. november 2024.

Gjennom skisse- og forprosjektet for Bodal RA er det tatt en rekke valg som er basert på ønsker og behov fra Rakkestad kommune ved en utbygging og oppgradering av Bodal renseanlegg.

På bakgrunn av dette, er det planlagt et renseanlegg som i høy grad oppfyller intensjonene fra skisseprosjektet:

- *Sirkulær økonomi* - er i høy grad allerede oppfylt ut fra det faktum at kommunen benytter store deler av det eksisterende anlegget. Dette er helt opplagt i forhold til prosessvalget (Membran bioreaktor, MBR) og at det eksisterende anlegget kan inngå som fullverdige prosesstrinn. Det er få endringer og tillegg som må gjøres, noe som gir stor besparelse både med hensyn til kostnader og klimagassutslipp
- *Fremtidsrettet prosess* - Aktivslamprosessen er mer enn 100 år gammel og uten sammenligning den mest anvendte prosess i verden. Prosessen har over tid gjennomgått en rekke optimaliseringer (nitrifikasjon/denitrifikasjon) som fortsatt holder prosessen moderne og optimal. Det gir en høy grad av sikkerhet for rensresultatene. Slamseparasjon har alltid vært det svakeste leddet i en biologisk prosess. Dels for at slammet, og dermed mikroorganismene som sørger for rensingen, skal bli i prosessen, og til dels vil slam i utløpet gi forhøyede verdier av både organisk stoff, nitrogen, fosfor, patogene mikroorganismer og virus. Derfor er membranteknologien et definitivt teknologisk fremskritt i forhold til biologiske renseprosesser og vil bety at den samlede prosess og renskapasitet er særdeles fremtidsrettet.
- *Fleksibilitet* - anlegget er designet med høy grad av fleksibilitet, både hva angår redundans, driftsmuligheter med omstilling av prosessene tilpasset aktuell hydraulisk og stoffmessig belastning, samt fremtidige prosesstiltak som eksempelvis ozonering for økt fjerning av medisinerester og andre miljøfremmede stoffer. Etablering av termofil drift av eksisterende råtnetank vil gi økt råtnetankkapasitet og en sikker hygienisering av slammet.

I eksisterende anlegg er forbehandlingsenheter, utjevningstank og forsedimentering i hovedsak beholdt uendret. Disse prosesstrinnene er i god stand og kapasiteten er god nok.

Forsedimenteringen vil normalt driftes uten bruk av fellingskemikalier dvs. som et rent mekanisk avskillingstrinn. Slambehandlingsprosessene vil fortsatt være i eksisterende anlegg.

Søknaden inneholder opplysninger om renseanlegget, avløpsanlegget, utslipp og resipientvurderinger iht. Statsforvalterens veiledning om innhold i søknader om tillatelse for avløpsanlegg på Statsforvalteren i Oslo og Vikens nettsider om avløp (Statsforvalteren i Oslo og Viken, u.d.).

1.1 Bakgrunn og føringer i vedtatte planer

Gjeldende utslippstillatelse for Bodal avløpsrenseanlegg er fra år 2018, med følgende rensekrav:

- 93 % fosfor (P)
- 85 % eller 125 mg/l kjemisk nedbrytbart, organisk stoff i vann (KOF)
- 80 % eller 25 mg/l organisk materiale som er lett biologisk nedbrytbart (BOF).

Våren 2019 gjennomførte Fylkesmannen i Østfold tilsyn på Bodal RA. Manglende oppnåelse av rensekrav iht. gjeldende utslippstillatelse ble registrert som avvik. Avvikene ble fra Fylkesmannen sin side fulgt opp med varsel om tvangsmulkt dersom ikke nødvendige tiltak for å rette avvikene ble gjennomført.

Rakkestad kommune har i perioden etter tilsynet i 2019 og frem til våren 2023 hatt dialog med Fylkesmannen i Østfold (nåværende Statsforvalteren i Oslo og Viken), for å komme frem til endelig løsning for å lukke avvikene. Det har i den samme perioden vært jobbet med prosjektering og tiltak ved Bodal RA for å komme frem til en løsning for fremtidig avløpsrensing i Rakkestad. Rakkestad kommune mottok høsten 2023 vedtak fra Statsforvalteren i Oslo og Viken med en forpliktende milepælsplan for tiltak. Det er knyttet tvangsmulkt til hver av milepælene.

Det ble gjennomført et prosjekt i 2020/2022 som hadde som mål å se på hvilke muligheter det var for å optimalisere nåværende Bodal avløpsrenseanlegg. Alle prosesser ved anlegget ble gjennomgått, optimalisert og prøvd ut over 1 år. Konklusjonen var at dette ikke var tilstrekkelige tiltak for å kunne oppnå rensekravene.

I perioden etter 2019 har norske myndigheter satt et stort fokus på tilstanden i norske vann og vassdrag, samt norske fjorder. For Rakkestad kommune sin del er tilstanden i Oslofjorden avgjørende. Denne er som kjent dårlig. Statsforvalteren i Oslo og Viken har varslet at de fleste kommuner på det sentrale Østlandsområdet vil få krav om å søke ny utslippstillatelse. I tillegg har de varslet at det vil bli stilt krav til nitrogenrensing.

Det ble så igangsatt et skisseprosjekt for å se på fremtidens avløpsløsning for Rakkestad kommune. Oppdraget i skisseprosjektet var som følger:

- Rehabilitering og utvidelse av Bodal avløpsrenseanlegg eller bygge nytt avløpsrenseanlegg.
- Se på ulike renseløsninger – tilpasset avløpsvannet i Rakkestad.
- Vurdere resipienten – sende ferdig rensset avløpsvann til Rakkestadelva eller grave utslippsledning til Glomma.

Konklusjonen i skisseprosjektet ble: rehabilitering og utvidelse av Bodal avløpsrenseanlegg – den absolutt mest gunstige økonomiske løsningen. Bærekraft er også lagt til grunn for avgjørelsen – klimagassutslipp, kostnader og belastninger i anleggets levetid. Renseløsningen som ble valgt er MBR – membran bioreaktor.

Vedrørende utslippssted av ferdig rensset avløpsvann så ble dette skjøvet til forprosjektet. Etter skisseprosjektet var ferdig ble det igangsatt forprosjektering av valgte løsning. Dette ble ferdigstilt 31.10.2023. Rakkestad kommune vet nå med stor grad av sikkerhet hvordan avviket på rensegrad kan lukkes og kostnadene knyttet til løsning. Prosjektering for rehabilitering og utbygging av Bodal RA for igangsetting innen 1. juni 2029 ble enstemmig vedtatt av kommunestyret ved behandling av saken 15. februar 2024 (sak 4/2024).

Statsforvalteren i Oslo og Viken har varslet at Rakkestad kommune vil bli pålagt å søke ny utslippstillatelse og vedtatt at søknaden skal sendes Statsforvalteren innen 1.mai 2024.

Når denne søknaden er behandlet kan Rakkestad kommune starte detaljprosjekteringen av rehabilitert og utvidet avløpsrenseanlegg på Bodal.

For å bidra til bærekraftsmålene i kommuneplanens samfunnsdel er følgende tiltak i kommuneplanens samfunnsdel 2022-2034 («slik gjør vi det»), vedtatt 27. januar 2022 relevante for videreutviklingen av Bodal RA (Rakkestad kommune, 2022):

- Gjennomføre tiltak som reduserer klimagassutslippene.
- Gjenbruk før nyanskaffelser og nybygg.
- **Tilfredsstillende avløpshåndtering.**
- Jobbe aktivt for en bærekraftig bruk og forvaltning av våre vann og vassdrag.

2 Informasjon om anleggseier

2.1 Ansvarlig søker

Navn på ansvarlig enhet	Rakkestad kommune v/ Bodal RA
Org.nr	945 372 281
Postadresse	Postboks 264, 1891 Rakkestad
Telefon	69 22 55 00
E-post	postmottak@rakkestad.kommune.no
Kontaktperson	Terje Høidahl
Telefon kontaktperson	46 94 38 06
E-post kontaktperson	terje.hoidahl@rakkestad.kommune.no

2.2 Pe-ramme for søknaden

Det søkes om ny tillatelse for utslipp av kommunalt avløpsvann fra Bodal RA frem til 2040.

Forventet antall pe i tettbebyggelsen som sender avløpsvann til Bodal RA vil i 2040 være 13 099 pe. Beregningene er gjort i henhold til NS 9426 *Bestemmelse av personekvivalenter (pe) i forbindelse med utslippstillatelse for avløpsvann*, metode b), avsnitt 4.2. Ifølge NS 9426 representerer dette tallet den gjennomsnittlige døgnbelastningen for maks ukentlig belastning gjennom året.

En skjønnsmessig vurdering tilsier imidlertid at metode b) ikke nødvendigvis representeres maksimale verdier, ettersom faktiske målinger av BOF₅ ved innløpet til Bodal renseanlegg er høyere. I beregning av tilført belastning til Bodal renseanlegg i 2040 er det derfor tatt høyde for forholdet mellom den teoretiske pe-tellingen (metode b)) og antall pe basert på faktiske målte BOF-verdier i innløpsvannet til Bodal renseanlegg i 2023 (metode a)). Da estimeres det at størrelsen på Bodal renseanlegg i maksuka vil være ca. 19 176 pe i 2040.

Det søkes dermed om en samlet ramme på 19 200 pe BOF₅, som vil være dekkende frem til 2040.

Pe-beregningene er nærmere beskrevet i avsnitt 5.2 og 5.3.

2.3 Fremdriftsplan

Statsforvalteren har vedtatt ny fremdriftsplan i vedtak (Statsforvalterens ref.: 2022/3956 datert 23. juni 2023). Iht. fremdriftsplanen under (Tabell 2-1) vil dermed nytt avløpsrenseanlegg stå klart 1. august 2029.

Tabell 2-1. Fremdriftsplan som er godkjent med vedtak av Statsforvalteren med varsel om tvangsmulkt.

Tiltak	Aktivitet	Frist	Målsetning for tiltak
T7	Utredning med avsluttende forprosjekt ferdigstilt	31.10.2023	
T8	Vedtak i kommunestyret om fremtidens løsning for avløpshåndteringen i Rakkestad kommune	1.4.2024	Vedtak om fortsatt drift av Bodal RA, utbygging av Bodal RA eller nytt anlegg for avløpsrensing basert på utredningen. Det er kommunevalg høsten 2023 og nytt kommunestyre må få konstituert seg og behandlet denne saken slik at fristen er forskjøvet til våren 2024
T9	Kontrakt skrevet med rådgiver for prosjektering av nye anlegg og planprosess	31.8.2024	Forutsatt at utbygging /nybygging er nødvendig og at dette er vedtatt av kommunestyret
T10	Planprosess ferdigstilt	1.4.2026	Reguleringsplan vedtatt
T11	Leverert søknad om ny tillatelse til drift av Bodal avløpsanlegg	31.4.2024	Søknad til Statsforvalter om ny tillatelse til drift av Bodal avløpsanlegg er sendt
T12	Igangsetting av utbygget eller nybygget Bodal renseanlegg	1.8.2029	Prøvedriftsperiode for utbygget eller nybygget Bodal renseanlegg er igangsatt

Kommunestyret i Rakkestad kommune vedtok 15. februar 2024 å bygge nye Bodal RA for å imøtekomme fristen om igangsetting av nytt renseanlegg innen 1. august 2029.

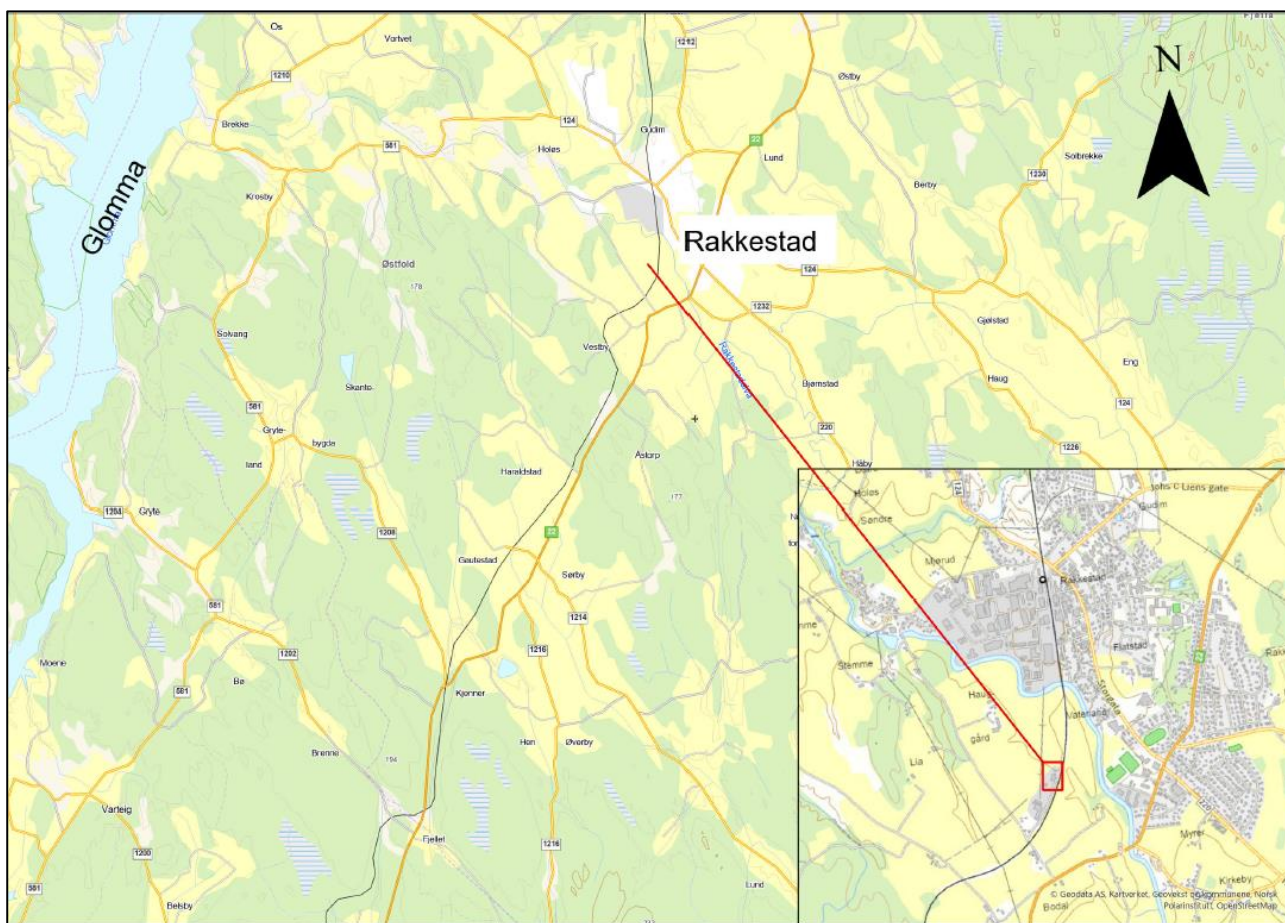
3 Lokalisering

Navn på anlegg	Bodal renseanlegg
Gnr./bnr.	112/16
Kommune:	Rakkestad
Adresse	Teglewerksveien 70, 1894 Rakkestad
Koordinater renseanlegg (UTM32)	Øst: 292280 Nord: 6592158
Koordinater Utslippspunkt (UTM32)	Øst: 292197 Nord: 6592661

3.1 Lokalisering av renseanlegg, ledningsnett og pumpestasjoner

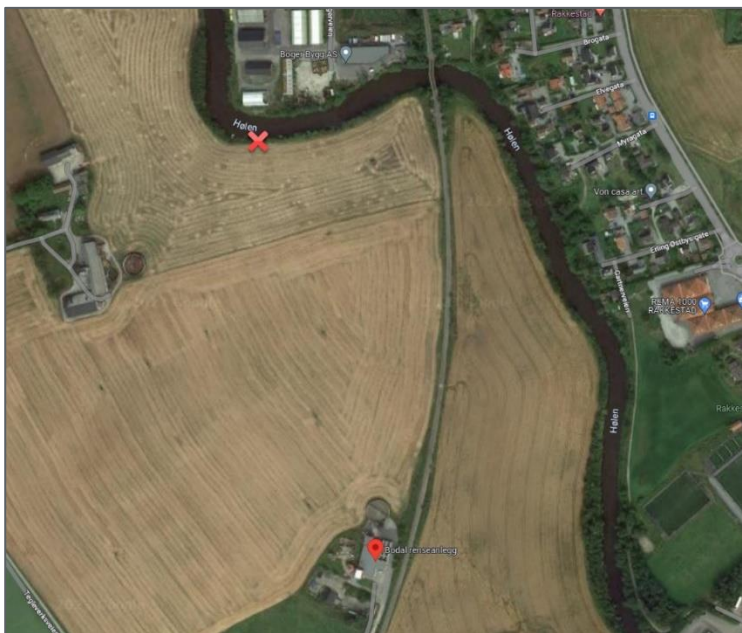
Avløpsrenseanlegget til Rakkestad kommune ligger i nedbørsfeltet til Glomma og Ytre Oslofjord.

Eksisterende Bodal renseanlegg ligger i Teglewerksveien 70 (gnr./bnr. 112/16) i Rakkestad kommune, sørøst for Rakkestad sentrum, jf. omtrentlig plassering i Figur 3-1.



Figur 3-1. Omtrentlig lokalisering av Bodal RA i Rakkestad kommune i Østfold (kartkilde: Geodata).

Dagens lokalisering av rensanlegget og trasé for utslippsledning til Rakkestadelva, ca. 440 m nord for Bodal rensanlegg skal videreføres, jf. Figur 3-2. Rensanlegget utvides noe mot vest og nord.



Figur 3-2. Lokaliseringen av Bodal RA er vist med rød nål, vest for jernbanelinja, og utslippspunktet i Rakkestadelva er vist med rødt kryss.

Avløpsnettet ligger i kommunen. Utslipp via overløp omtales nærmere under kapittel 6 om avløpsnettet.

4 Informasjon om tettbebyggelse

Anlegget mottar i dag avløpsvann fra Rakkestad kommune. Mer info om tettbebyggelsen er presentert i kap.5 om renseanlegg, tettbebyggelse og utslipp.

4.1 Berørte naboer

Beliggenheten til Bodal RA i forhold til nærmeste bebyggelse er vist i Figur 4-1. Avstanden fra renseanlegget til nærmeste bebyggelse, et næringsbygg i Tegleverksveien 42, er ca. 290 m i sørlig retning. Nærmeste boligbebyggelse ligger sør for næringsbygget i Tegleverksveien 42, er ca. 500 m i sydlig retning, dvs. til boligbebyggelsen i Tegleverksveien 34, 36 og 38.

I vest og nordlig retning er det dyrket mark. Øst for eiendommen går Østfoldbanen, østre linje i nord-sørlig retning.



Figur 4-1. Flyfoto som viser lokaliseringen av Bodal RA, vist med rød firkant, sør for Rakkestad sentrum, omgitt av dyrket mark. Øst for renseanlegget går Østfoldbanen østre linje. Nærmeste bebyggelse i Tegleverksveien synes sør for Bodal RA (kartkilde: Geodata).

4.2 Planstatus

Tiltaket ligger innenfor arealer avsatt til offentlig tjenesteyting, og er derfor i tråd med overordnet plan (kommuneplanen). Ettersom tiltaket er i tråd med kommuneplanens arealdel og derfor også i tråd med planmyndighetens intensjoner, anses det som tilstrekkelig grunnlag for at Statsforvalteren kan behandle utslippssøknaden. Det har vært renseanlegg på området i mange år, men det foreligger ingen reguleringsplan for anlegget. Utvidelsen av anlegget vil kunne utløse krav om detaljregulering jf. pbl. § 12-1. Ved utarbeidelse av søknaden har Norconsult vurdert at arealbruken har planmyndighetens samtykke, da arealene er vist som offentlig tjenesteyting i kommuneplan og det har vært et renseanlegg på stedet i lang tid.

Status i kommuneplanen

De berørte arealene er avsatt til tjenesteyting i kommuneplanens arealdel fra 2011. Nærliggende arealer som kan bli berørt under anleggsperioden er avsatt til forretning, LNFR spredt fritids- og næringsbebyggelse og jernbane. Kommuneplanens arealdel er under revidering, og forslag til ny kommuneplan lå ute på offentlig ettersyn med høringsfrist 25.august 2023. I den nye planen er felt for forretninger sørvest for renseanlegget fjernet, og det er lagt inn faresoner for kvikkleire. Denne faresonen vises ikke på kartet under pga. en feil i kommunens kartløsning, men hele det berørte arealet er innenfor faresonen. Forslag til ny kommuneplan er stort sett en videreføring av gjeldende plan.



Figur 4-2. T.v. utsnitt fra gjeldende kommuneplan (kilde: Arealplaner.no). T.h. utsnitt fra fremtidig kommuneplan (kilde: rakkestad.kommune.no).

Reguleringsplanstatus

Det er i dag ingen reguleringsplaner for de berørte arealene. For å gjennomføre tiltaket (utvidelse av Bodal RA), er detaljregulering av arealene i gang (vedtatt reguleringsplan ettersendes).

Plankrav

I utgangspunktet vil en fornyelse av renseanlegget utløse krav om reguleringsplan etter pbl. § 12-1 da tiltaket er å definere som «større bygge- og anleggstiltak og andre tiltak som kan få vesentlige virkninger for miljø og samfunn» jf. pbl § 12-1 annet ledd. Kommuneplanens arealdel (under rullering) sine bestemmelser §§ 4-1 og 4-2 reiser spørsmål om reguleringsplankrav, men tiltaket oppfyller ikke vilkår til å unngå plankrav i denne saken. Det er derfor igangsatt utarbeidelse av reguleringsplan.

Kart til høyre viser lokalisering av tiltaket. Tiltaket vil holde seg innenfor arealer avsatt til offentlig tjenesteyting i kommuneplanens arealdel. Utvidelsen av anlegget har et fotavtrykk på 740 m². Reguleringsplanen som skal utarbeides vil inkludere eksisterende renseanlegg på tomten, og den fremtidige fornyelsen av anlegget. Endelig forslag til løsning må vurderes opp mot gjeldende kommuneplan. Tomten har begrenset med plass, og gjennomføring av byggetiltaket med anleggsarealer vil trolig gå utover grensen som er avsatt til tjenesteyting.



Figur 4-3. Tiltak vist med kommuneplan.

5 Renseanlegg, tettbebyggelse og utslipp

5.1 Informasjon om avløpsrenseanlegg innenfor tettbebyggelsen

Bodal renseanlegg er et biologisk-kjemisk anlegg fra 1970-tallet. Anlegget har stor stoffbelastning fra nærliggende industri, og sliter med å oppfylle dagens rensekrav.

I 2024 har det blitt gjennomført et skisse- og forprosjekt for Rakkestad kommune hvor en fremtidig renseløsning har blitt vurdert. Det ble bestemt i forprosjektet at Rakkestad kommune skal utvide eksisterende Bodal renseanlegg med en renseløsning basert på membran bioreaktor (MBR). Det nye renseanlegget er dimensjonert for en kapasitet på $Q_{\text{middel}} = 70 \text{ m}^3/\text{h}$, $Q_{\text{dim}} = 140 \text{ m}^3/\text{h}$, $Q_{\text{maksdim}} = 250 \text{ m}^3/\text{h}$ og 1042 kg BOF₅/d.

I hovedsak skal eksisterende forbehandlingsenheter, utjevningstank og forsedimentering beholdes uendret. Det er i dag to linjer med innløpsrister og sand- og fettfang før vannet renner til utjevningstank. Videre er det to parallelle linjer gjennom forsedimentering, før vannet går inn i det nye biologiske trinnet og membran reaktoren. Anlegget må oppgraderes for å oppnå fremtidige rensekrav.

Slambehandlingen består av slamlager, mekanisk fortykker, råtnetank og avvanning.

Bodal renseanlegg mottar slam fra tre mindre anlegg i kommunen – Kirkeng, Østbygda og Rudskogen RA. Anlegget har også eget septik slammottak, utstyrt med rist og sandfang. Slam fra renseanlegget, samt septik slam og mottatt slam fra andre anlegg, behandles videre i råtnetankene som er en integrert del av renseanleggets slambehandling.

5.2 Dimensjonerende verdier

Tilrenningen til Bodal RA for perioden 2018-2022 er benyttet for å bestemme den hydrauliske belastningen på renseanlegget. Rakkestad kommune har opplyst at de i fremtiden ønsker å tilknytte Kirkeng og Rudskogen RA til Bodal RA. Tilrenningen til disse anleggene er derfor inkludert i den fremtidige belastningen. Dagens belastning og prognose for den fremtidige belastningen er vist i tabell 5-1.

Gjennomsnittlig belastning i BOF₅ (pe), basert på 24 døgnblandepøver i 2023, var 8 587 pe BOF₅. Iht. NS 9426, metode a) (avsnitt 4.1) antas det da at pe BOF₅ i gjennomsnittsdøgn i maksuken er 17 175 pe BOF₅. Dette beregnes ved å multiplisere gjennomsnittlige belastning med $f_{\text{maksfaktor}} = 2$.

Ved å oppjustere dette tallet med antatt økning i pe i tettbebyggelsen (metode b) i NS9624) kommer man frem til at forventet belastning i maksuken på Bodal renseanlegg i 2040 er 19 176 pe BOF₅. Pe-prognosene i tettbebyggelsen er videre beskrevet i neste avsnitt.

Tabell 5-1. Tilført belastning i maksuke og kapasitet i 2023, samt antatte verdier for 2040 ved Bodal RA.

	2023	2040
Gjennomsnittlig belastning i BOF ₅ (pe)	8 587	12 194
Tilført belastning i BOF ₅ (pe) i maksuke	17 175*	19 176**
Hydraulisk kapasitet, Q_{dim} (m ³ per time)	127	140
Hydraulisk kapasitet, Q_{maksdim} (m ³ per time)	227	250

*Gjennomsnittlig pe-belastning x $f_{\text{maksfaktor}} = 2$ (metode a) i NS 9426)

**Antatt tilført belastning basert på tilført belastning i 2023 (metode a) i NS 9426) oppjustert etter pe-prognoser for 2040 (metode b)).

5.3 Stofftilførsler

5.3.1 Informasjon om tilførsel fra ulike kilder

Kartlegging og beregning av tettbebyggelsens samlede størrelse i antall personekvivalenter (pe) er gjennomført etter metode b) beskrevet i kapittel 4.2 i Norsk Standard 9426. Funnene er oppsummert i tabell 5-2

I utregningene er det forutsatt at de fleste kildene bidrar nokså jevnt i løpet av året og at det ikke er én uke som utpeker seg med tanke på maksimalt utslipp. Unntaket vil muligens være påslipp fra industrien. Anlegget har i dag høy stoffbelastning fra nærliggende industri, og sliter med å oppfylle dagens rensekrav. I løpet av 2023 ble det derfor gjennomført testperioder hvor utslippet fra ulike industri i nærområdet ble analysert. I beregningene for utslipp fra industri er det tatt utgangspunkt i disse analyseresultatene.

Tabell 5-2. Beregnet tilført pe BOF₅ i maksuke (beregnet etter NS 9426, kapittel 4.2) i 2023 og 2040.

Kilde	Beregnet BOF ₅ (pe) i 2023	Beregnet BOF ₅ (pe) i 2040
Fast bosatte	4 941	5517
Skoleelever	60	67
Restauranter/kafeer	63	70
Forsamlingslokaler	10	11
Hotell/overnattingssteder	25	28
Sykehjem med eget vaskeri	84	94
Bo og behandlingssenter	43	48
Septik slam/slam fra andre anlegg	811	905
Idun Industri AS	4 466	4 987
Sentralvaskeriet Østlandet AS	801	894
Nortura/Ringstad	428	478
Sum	11 732	13 099

5.3.2 Fremtidig tilførsler BOF₅ per år

Forventet tilført BOF₅ pe i tettbebyggelsen som sender avløpsvann til Bodal RA, iht. NS 9426 (metode b) i kapittel 4.2, er presentert i tabell 5-3.

Forventet tilført BOF₅ pe hvor faktiske verdier i innløpet til renseanlegget i 2023 (metode a)) er oppjusterte i samsvar med pe-prognosene for 2040 (metode b)) er presentert i tabell 5-4.

Tabell 5-3. Årlige maksuke-verdier av forventet tilført BOF₅ pe i tettbebyggelsen som sender avløpsvann til Bodal RA

Forventet BOF ₅ pe i tettbebyggelsen (NS 9426, metode b))																	
2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039	2040
11732	11812	11893	11973	12054	12134	12214	12295	12375	12456	12536	12617	12697	12777	12858	12938	13019	13099

Tabell 5-4. Årlige maksuke-verdier av forventet tilført BOF₅ pe til Bodal RA

Forventet BOF ₅ pe ved Bodal renseanlegg (NS 9426, metode a) og b))																	
2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039	2040
17175	17293	17410	17528	17646	17764	17881	17999	18117	18234	18352	18470	18587	18705	18823	18941	19058	19176

5.4 Kjemikalier og tanklagring

Både ved eksisterende renseanlegg og ved planlegging av nytt biotrin er det tatt hensyn til kravene i kapittel 18 i forurensningsforskriften. Alle kjemikalier som oppbevares i tanker på over 2 m³ er også risikovurdert mhp. driftssituasjon; plassering og mengder, håndtering (daglig og ved eventuell lekkasje/evakuering) og overvåking. Større tanker er plassert eller bygd inn i fangdammer med egen våtvakt som varsler ved en eventuell lekkasje. Dette tiltaket, sammen med gode driftsprosedyrer, sikrer oss mot utilsiktet utslipp til resipient og direkte eksponering av kjemikalier for personell.

EX-sone i forbindelse med lagring og behandling av kjemikalier (ekstern karbonkilde) utstyres med nødventilasjon som aktiveres ved detektert lekkasje i rommet. Ved installasjon av varmpumpe med ammoniakk må nødventilasjon for dette rommet også etableres.

6 Opplysninger om avløpsnett

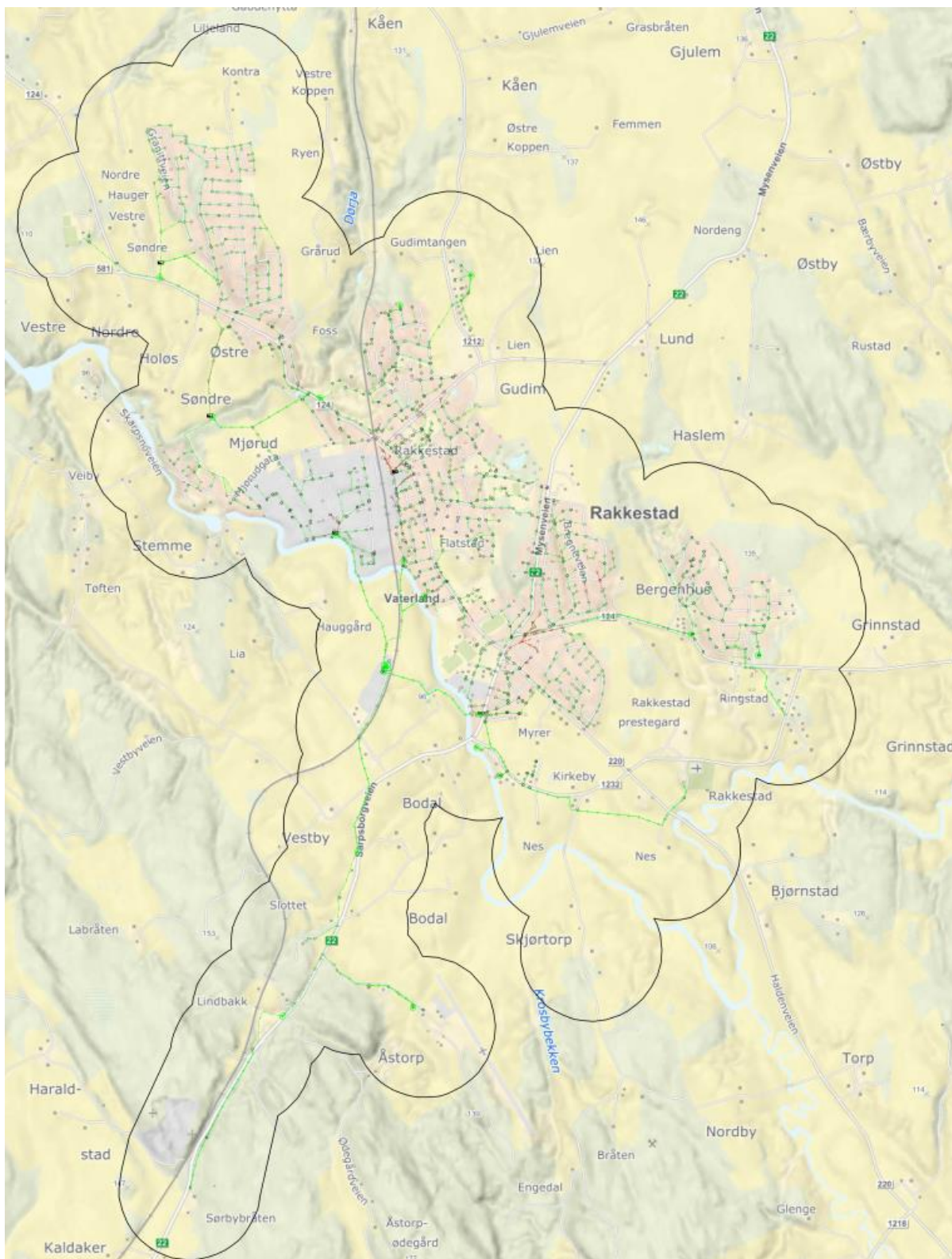
6.1 Type avløpsnett i tettbebyggelsen

I Rakkestad kommune består systemet for oppsamling, transport og rensing av avløpsvann (spillvann og overvann), før videreføring til resipient, av en blanding av felles- og separatsystemer.

I henhold til statistikk fra Rakkestad kommune, som er sendt inn i forbindelse med KOSTRA-rapporteringen for 2023, så har kommunen ca. 72 268 m med spillvannsførende avløpsnett, hvorav ca. 4 % er fellessystem. Det vil si at ca. 96 % av avløpsnett er separert.

Rakkestad kommune har 21 stk pumpestasjoner og kun to stk driftsoverløp (regnvannsoverløp) på fellessystemet. Driftsoverløpene vil bli faset ut i løpet av 2025.

Figur 6-1 viser utbredelsen av tettbebyggelsen til Bodal avløpsrenseanlegg inkl. avløpsnett. Som figuren viser er det en liten andel fellessystem igjen (ca. 4 %).



Figur 6-1 Geografisk utbredelse av tettbebyggelsen til Bodal avløpsrenseanlegg.

6.2 Fornyingsstakt for avløpsnett

Fornyingsstakt for kommunalt spillvannnett siste fem år er vist i prosent i figuren nedenfor.

	Andel fornyet kommunalt spillvannnett									
3016 Rakkestad	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	
Lengde kommunalt spillvannnett totalt (m)					66761	71180	71566	71583	72268	
Lengde fornyet kommunalt spillvannnett (m)					199	263	1353	1022	1011	
Andel fornyet kommunalt spillvannnett (prosent)					0,30	0,37	1,89	1,43	1,40	

Figur 6-2 Andel fornyet kommunalt spillvannnett for siste fem år i prosent (Rakkestad kommune, 2024).

6.3 Virkningsgrad

Rakkestad kommune har et samarbeid med Driftsassistansen i Viken (DaiV), for blant annet beregning av overløpsmengder på avløpsnett. Det er foreløpig ikke mengdemålere i overløp - kun måling av tid som det går avløpsvann i overløp og dette benyttes som grunnlag for beregning av mengder avløpsvann som har gått i overløp som beskrevet nærmere i det etterfølgende.

DaiV får overløpstider på pumpestasjoner og overløpssteder fra Rakkestad kommune, og har et regneark som estimerer volum på overløp basert på rørdiameter og antatt fyllingsgrad i rør ved overløpet. Fyllingsgraden er satt ut ifra dialog med ansatte på renseanlegget og representerer en antatt gjennomsnittlig fyllingsgrad. Dette er et grovt estimat, men gir sammenlignbare tall fra år til år på reduksjon eller økning. Etter at Rakkestad kommune har gjennomført flere separeringer og fjerning av overløp de siste årene, så har man sett en betydelig reduksjon i mengde overløp.

DaiV har gjort et overslag på hvor mange prosent overløpet på ledningsnett utgjør av det som blir tilført Bodal renseanlegg. Resultatene viser at ca. 98,1 % av avløpet kommer frem til avløpsrenseanlegget. Dette er ikke inkludert diffuse lekkasjer på ledningsnett. Det antas at dette vil utgjøre noen kubikkmeter, da det er gamle betongledninger, osv. på avløpsnett.

Ved Rakkestad kommune sin årlige rapportering for avløpsanlegg i Altinn for 2023, etter mal fra Miljødirektoratet, så rapporteres det at omfang av lekkasje, inkl. overløp, fra avløpsnett antas å være mindre enn 10 %.

Norconsult har utarbeidet et oppsett for vannområdet PURA (Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget) for beregning av forurensningstap fra spillvannsførende avløpsledninger per år basert på systemtype (separatsystem eller fellessystem) og alder på rørledninger.

Rakkestad kommune har fått tillatelse av PURA til å benytte samme metode (sjablongmessig beregning i et regneark) for beregning av forurensningstap per år fra lekkasjer fra spillvannsførende ledninger og i beregningen i det etterfølgende er det lagt til grunn tall for ledningsnett i Bodal avløpsanlegg som innrapportert til KOSTRA fra Rakkestad kommune. Det er gjort kvalifiserte antagelser der kommunens statistikk ikke inneholder alder og/eller systemtype for ledninger i samme oppsett som i beregningsarket.

Tiltaksområde	I kommune	Separat ledning før 1970(m)	Separat ledning 1970-2020 (m)	Separat ledning fra 2021 (m)	Felles før 1970(m)	Felles etter 1970(m)	Antall personer tilknyttet (PE på stoffbelastning)
Rakkestad elva	Rakkestad	20188	45123	3410	1432	1432	10921

Figur 6-3 Input i regnearket til PURA, for beregning av forurensningstap på ledningsnett.

Lekkasje ledningsnett		Totalt fosfor	Bio-P	Nitrogen
		kg/år	kg/år	kg/år
Tiltaksområde	I kommuner			
Rakkestadelva	Rakkestad	210	189	1572

Figur 6-4 Beregnet forurensningstap fra spillvannsførende ledninger i 2022 beregnet med PURA sin metodikk utarbeidet av Norconsult.

6.4 Overløp

6.4.1 Tap gjennom driftsoverløp

Tap gjennom driftsoverløp (regnvannsoverløp) rapporteres i forbindelse med den årlige rapporteringen for avløpsanlegg i Altinn, etter mal fra Miljødirektoratet, og er gjengitt i det etterfølgende.

2.2 Regnvannsoverløp

ID:	Sted:	Sone:	UTM øst:	UTM nord:	Resipient:	Antall tilfeller:	Antall timer:	m3 vann:	kg tot-P:
Foran PA9	Holøsåsen (driftsoverløp før P9)	33	291230	6594574	Holøsbekken	0	0	0	0
Foran PA4	Møllegata (driftsoverløp før P4)	33	292446	6593267	Rakkestadelven	11	442	13009	13

Figur 6-5 Driftsoverløp (regnvannsoverløp) i Rakkestad kommune (egenrapport for år 2023 til Statsforvalteren).

På avløpsnett (før renseanlegget) ble det i 2023 rapportert 13 009 m³ i overløp for driftsoverløp, ref. tabell ovenfor. I tillegg ble det rapportert 1 630 m³ nødoverløp ved pumpestasjonene på avløpsnett (før renseanlegget). Det betyr at driftsoverløp utgjør ca. 89 % av overløpet på avløpsnett (før renseanlegget).

På renseanlegget ble det i 2023 rapportert 21 156 m³ i overløp. Dersom man ser driftsoverløpet på avløpsnett i forhold til summen av alt overløp, så utgjør dette ca. 36 %.

6.4.2 Vurdering av alle overløp på avløpsnett, og utslipp i hvert enkelt utslippspunkt påvirker resipienten det urensede avløpsvannet føres til

Tap fra avløpsnett vil bestå av tap i form av overløp og tap i form av lekkasje fra avløpsnett. På Rakkestad kommune sitt avløpsnett er det både driftsoverløp (avlasting ved for stor tilføring til nettet – typisk ved stor nedbør og snøsmelting) og nødoverløp (avlasting hvis noe ikke fungerer som forutsatt – typisk stopp av avløpspumpestasjon).

Ved Rakkestad kommune sin årlige rapportering for avløpsanlegg i Altinn, etter mal fra Miljødirektoratet, så rapporteres overløpsmengder på avløpsnett ved regnvannsoverløp i fellessystemer og nødoverløp ved pumpestasjoner. I avsnittet ovenfor finnes en oversikt over regnvannsoverløp. Nedenfor følger en oversikt over nødoverløpene, som rapportert i Altinn 2023.

2.3 Nødoverløp

ID:	Sted:	Sone:	UTM øst:	UTM nord:	Resipient:	Antall tilfeller:	Antall timer:	m3 vann:	kg tot-P:
PA16	P16 Kåensveien	33	292977	6594333	Dørja	1	18	3	0
PA17	P17 Ravineveien	33	294037	6592191	Rakkestadelven	1	10,3	2	0
PA18	P18 Sæves/Gudim	33	292558	6594201	Dørja	0	0	0	0
PA19	P19 Åstorp	33	292273	6590223	Rakkestadelven	4	19,2	3	0
PA20	P20 Prestegårdsskogen	33	294402	6592038	Rakkestadelven	0	0	0	0
PA15	P15 Villastasjon	33	292770	6591665	Rakkestadelven	0	0	0	0
PA14	P14 Kirkeveien	33	292879	6591492	Rakkestadelven	1	1,7	0	0
PA12	P12 Bodal RA	33	292278	6592138	Rakkestadelven	0	0	0	0
PA11	P11 Kneppa	33	291531	6590242	Lokal bekk	0	0	0	0
PA10	P10 Vestby	33	292039	6591135	Lokal bekk	0	0	0	0
PA9	P9 Holøs v/gangvei	33	291218	6594479	Holøsbekken	0	0	0	0
PA6	P6 Dørja	33	292063	6593718	Dørja	6	108	16	0
PA5	P5 Betania	33	292548	6592544	Rakkestadelven	9	178	26	0
PA4	P4 Jernbanen	33	292450	6592754	Rakkestadelven	11	442	65	0,1
PA3	P3 Holøs v/elv	33	291444	6593667	Dørja	8	250	37	0
PA2	P2 Bentsen	33	292803	6591846	Rakkestadelven	12	723	862	0,9
PA1	P1 Industrifeltet	33	292079	6592936	Rakkestadelven	6	125	616	0,6

Figur 6-6 Nødoverløp i Rakkestad kommune (2023).

Det er også et overløp ved renseanlegget. Nedenfor følger en oversikt over overløpet ved renseanlegget, som rapportert i Altinn 2023.

4.1 Belastning

Tilført vannmengde og overløp :	Er vannmengden målt/beregnet?:	m ³ /år:	Kommentar:
Vannmengde ekskludert overløp, i m ³ /år	Ja	731941	
Vannmengde i overløp, i m ³ /år	Ja	21156	
Tilført organisk stoff i maksuken, jf. NS 9426:	pe:	Faktor benyttet:	
Tilført mengde til avløpsanlegget inkl. overløp, i pe	17174	2	

Figur 6-7 Overløp ved Bodal avløpsrenseanlegg (2023).

I avsnitt 6.5 er alle utslippspunkter koordinatfestet og resipienter listet opp.

6.5 Utslippspunkter på avløpsnett

Koordinater for regnvannsoverløp, nødoverløp, renseanlegget og overløpet på renseanlegget er rapportert forbindelse med årsrapporten fra 2023 til Altinn og er gjengitt i det etterfølgende. Resipient for utslippet ved renseanlegget er Rakkestadelva.

2.2 Regnvannsoverløp

ID:	Sted:	Sone:	UTM øst:	UTM nord:	Resipient:
Foran PA9	Holøsåsen (driftsoverløp før P9)	33	291230	6594574	Holøsbekken
Foran PA4	Møllegata (driftsoverløp før P4)	33	292446	6593267	Rakkestadelven

Figur 6-8 Lokalisering av regnvannsoverløp på avløpsnett (utklipp fra rapport til Statsforvalteren for år 2023).

2.3 Nødoverløp

ID:	Sted:	Sone:	UTM øst:	UTM nord:	Resipient:	Antall tilfeller:	Antall timer:	m3 vann:	kg tot-P:
PA16	P16 Kåensveien	33	292977	6594333	Dørja	1	18	3	0
PA17	P17 Ravineveien	33	294037	6592191	Rakkestadelven	1	10,3	2	0
PA18	P18 Sæves/Gudim	33	292558	6594201	Dørja	0	0	0	0
PA19	P19 Åstorp	33	292273	6590223	Rakkestadelven	4	19,2	3	0
PA20	P20 Prestegårdsskogen	33	294402	6592038	Rakkestadelven	0	0	0	0
PA15	P15 Villastasjon	33	292770	6591665	Rakkestadelven	0	0	0	0
PA14	P14 Kirkeveien	33	292879	6591492	Rakkestadelven	1	1,7	0	0
PA12	P12 Bodal RA	33	292278	6592138	Rakkestadelven	0	0	0	0
PA11	P11 Kneppa	33	291531	6590242	Lokal bekk	0	0	0	0
PA10	P10 Vestby	33	292039	6591135	Lokal bekk	0	0	0	0
PA9	P9 Holøs v/ gangvei	33	291218	6594479	Holøsbekken	0	0	0	0
PA6	P6 Dørja	33	292063	6593718	Dørja	6	108	16	0
PA5	P5 Betania	33	292548	6592544	Rakkestadelven	9	178	26	0
PA4	P4 Jernbanen	33	292450	6592754	Rakkestadelven	11	442	65	0,1
PA3	P3 Holøs v/ elv	33	291444	6593667	Dørja	8	250	37	0
PA2	P2 Bentsen	33	292803	6591846	Rakkestadelven	12	723	862	0,9
PA1	P1 Industrifeltet	33	292079	6592936	Rakkestadelven	6	125	616	0,6

Figur 6-9 Lokalisering av nødoverløp på avløpsnett (utklipp fra rapport til Statsforvalteren for år 2023).

1.2 Lokalisering

Anleggets UTM-koordinat i østlig retning, 1-7 siffer	292280
Anleggets UTM-koordinat i nordlig retning, 7 siffer	6592158
Utslippspunktets UTM-koordinat i østlig retning, 1-7 siffer	292197
Utslippspunktets UTM-koordinat i nordlig retning, 7 siffer	6592661

Figur 6-10 Lokalisering av Bodal avløpsrenseanlegg med utslippspunkt (utklipp fra rapport til Statsforvalteren for år 2023).

6.5.1.1 Resipientundersøkelser og tilstand i berørte resipienter

I egenrapport for år 2023 er det rapportert at fire resipienter er berørt av ev. utslipp ved overløp, jf. Tabell 6-1. Det er ikke alle overløp som hadde tilfeller med utslipp i år 2023 (Rakkestad kommune, 2024).

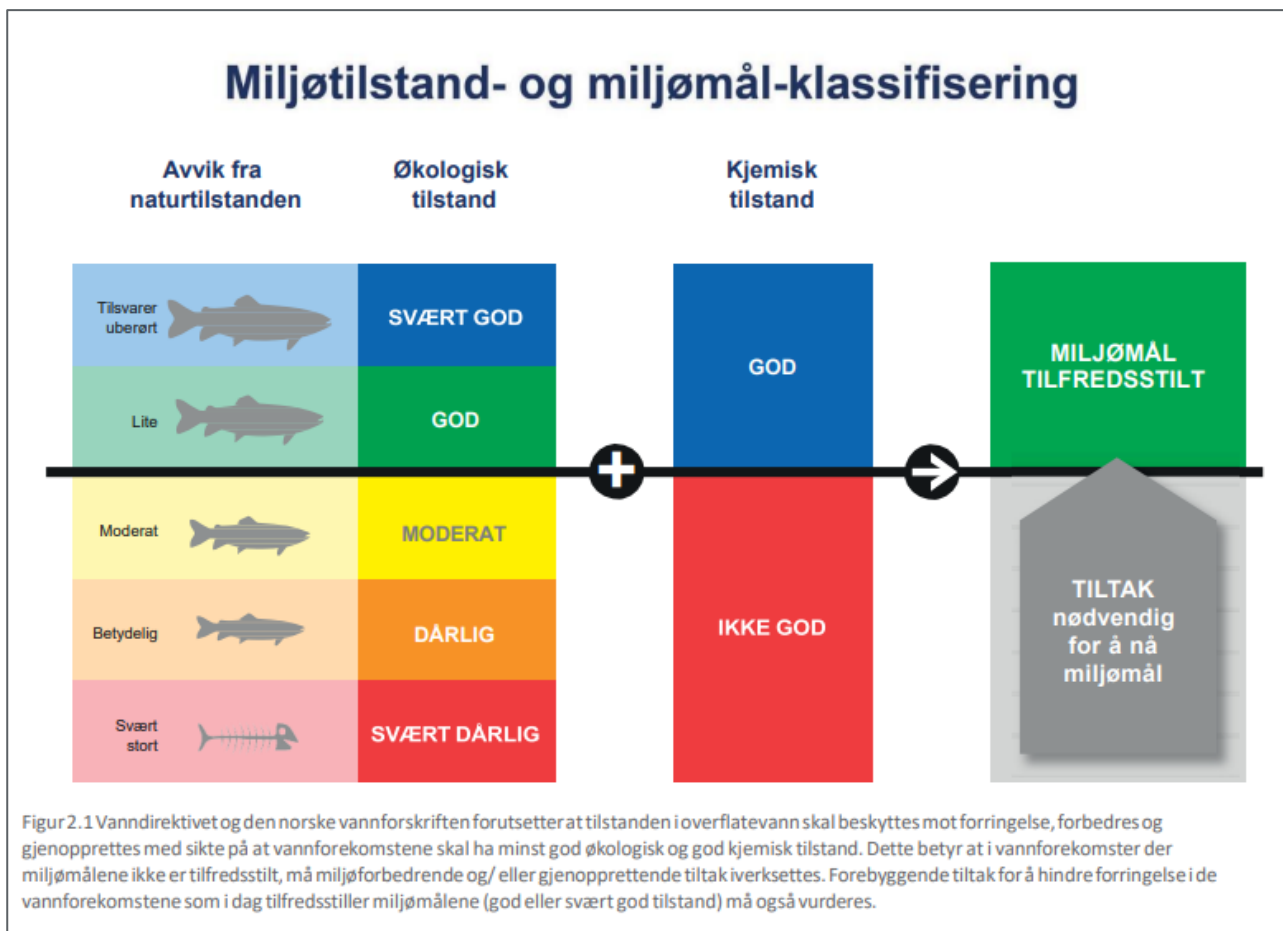
Tabell 6-1. Oversikt over berørte vannforekomster fra ev. overløp, dagens tilstand iht. Vann-nett (5. april 2024).

Vannforekomst	VannforekomstID	Type overløp	Økologisk tilstand	Kjemisk tilstand
Dørja	002-4848-R	Nødoverløp (4 stk)	Moderat	Udefinert
Holøsbekken (del av Sidebekker til Rakkestadelva)	002-3450-R	Nødoverløp (1 stk), regnvannsoverløp (1 stk)	Moderat	Udefinert
Rakkestadelva (Nedre deler av Rakkestadelva)	002-760-R	Nødoverløp (10 stk), regnvannsoverløp (1 stk)	Moderat	Dårlig
Lokal bekk ¹ ved P11 Kneppa og P10 Vestby	Ukjent	Nødoverløp (2 stk)	Ukjent	Ukjent

¹ Mindre lokal bekk, delvis lagt i rør, renner til Krosbybekken og Rakkestadelva oppstrøms Bodal RA.

På vegne av kommunen utfører også Driftsassistansen i Viken (DaiV) årlige kontroller med visuell undersøkelse og prøvetaking av resipienter som kan påvirkes av avløpsnett (Driftsassistansen i Viken (DaiV), 2023). Klasseinndelingen mht. miljøtilstand iht. veileder 02:2018 er vist i Figur 6-11. Resultatene fra analyser av fosfor (total fosfor) og nitrogen (total-nitrogen) og termokoliforme bakterier er presentert i Tabell

6-2 under og fargelagt iht. klassifiseringsveilederen for ferskvann 02:2018, jf. forklaring av klassifiseringen i Figur 6-11. Undersøkelsene er utført av Driftsassistansen i Viken (DaiV).



Figur 6-11. Utklipp fra klassifiseringsveilederen 02:2018 som viser fargelegging iht. miljøtilstand i resipienten (02:2018).

Tabell 6-2. Oversikt over resultater fra kommunens kontroll av resipienter i 2023 (gjennomsnitt), klassifisert iht. veileder 02:2018 og klassegrensene for vanntype elv, lavland, moderat kalkrik og humøs (LN8A, som tilsvarer R108) for alle bekkene, inkl. Rakkestadelva som ble omdefinert til R111 i 2023 (Driftsassistansen i Viken (DaiV), 2023).

Rakkestad resipeintkontroll 2023				/100 ml	µg/l P	µg/l N	mg/l C
Dato	Vannlokalitet-kode		TKB	Tot P	Tot N	TOC	
07.09.2023	1 002-50932	Tjernes - Oppstrøms renseanlegg	81	12	600	15	
07.09.2023	2 002-50933	Tjernes - nedstrøms renseanlegg	83	27	580	15	
18.09.2023	4 002-50935	Nedstrøms Kirkeng renseanlegg	1900	81	5600	12	
07.09.2023	11 002-50942	Oppstrøms P17 Ravinefeltet	87	21	3200	10	
07.09.2023	12 002-50943	Nedstrøms P17 Ravinefeltet	72	19	3200	9,8	
18.09.2023	13 002-50944	Sigevannskum nedlagt deponi	800	1000	74000	64	
18.09.2023	14 002-50945	Bekk nedstrøms nedlagt deponi	<1	120	8100	11	
18.09.2023	15 002-50946	Rakkestadelva Oppstrøms bekkeutløp	500	21	830	16	
07.09.2023	16 002-50947	Rakkestadelva Nedstrøms kirken	150	17	760	17	
07.09.2023	17 002-50948	Rakkestadelva Oppstrøms P14, Kirkeveien	41	20	1100	18	
18.09.2023	18 002-50949	Pumpestasjon P2, Bentzen	600	67	1400	16	
07.09.2023	21 002-50952	Rakkestadelva, oppstrøms utslippspunkt for Bodal RA	73	16	1100	17	
07.09.2023	22 002-50953	Rakkestadelva, nestrøms utslippspunkt Bodal RA	200	20	1200	17	
07.09.2023	23 002-50954	Rakkestadelva, nestrøms pumpestasjon P1, Industrifeltet	400	22	1300	17	
18.09.2023	24 002-50955	Dørja, Nedstrøms pumpestasjon P3 Holøs	8300	140	2000	11	
07.09.2023	27 002-50958	Nedstrøms pumpestasjon P16, Kåensveien	150	47	5000	5,3	
07.09.2023	28 002-31103	Kåensaga, under bru	2600	28	1600	14	
07.09.2023	29 002-50959	Holøsbekken, oppstrøms Holøsåsen	100	130	3400	15	
07.09.2023	30 002-50960	Holøsbekken, Nedstrøms Pumpestasjon P9, ved gangvei	2000	96	3300	12	
18.09.2023	31 002-50961	Holøsbekken, Utløp	600	23	1500	12	
07.09.2023	32 002-50962	Rakkestadelva, nedstrøms Mjørudfoss og Rakkestad sentrum	300	20	1200	17	
07.09.2023	33 002-50963	Rudskogen, Oppstrøms utslippspunkt renseanlegg	16	12	1600	20	
07.09.2023	34 002-50964	Rudskogen, nedstrøms utslippspunkt renseanlegg	300	23	1900	18	

Resultater fra kommunens årlige kontroll av berørte bekker i 2023 viser at det er behov for tiltak for å redusere påvirkningen fra avløpsnett, men også andre kilder som tilfører termotolerante koliforme bakterier (TKB), fosfor og nitrogen, da flere av parameterne er over grensen for god tilstand. Dette stemmer med påvirkningene og behov for tiltak som er registrert for de aktuelle vannforekomstene i Vann-Nett.

6.6 Fremmedvann

Andel fremmedvann (som ikke er sanitært eller industrielt avløpsvann) tilført til avløpsvannet og til Bodal renseanlegg i Rakkestad har også tidligere vært gjenstand for undersøkelser hvor det med bakgrunn i

innrapporterte tilførte stoff- og avløpsvannmengder til renseanlegget er beregnet at fremmedvannsandelen er stor.

Hydraulisk data og metodikk som beskrevet i VA/Miljø-blad nr. 123/2017 «Fremmedvann i avløpsledninger» (Lindholm O., 2017) er brukt for å beregne fremmedvannmengder i avløpssystemet.

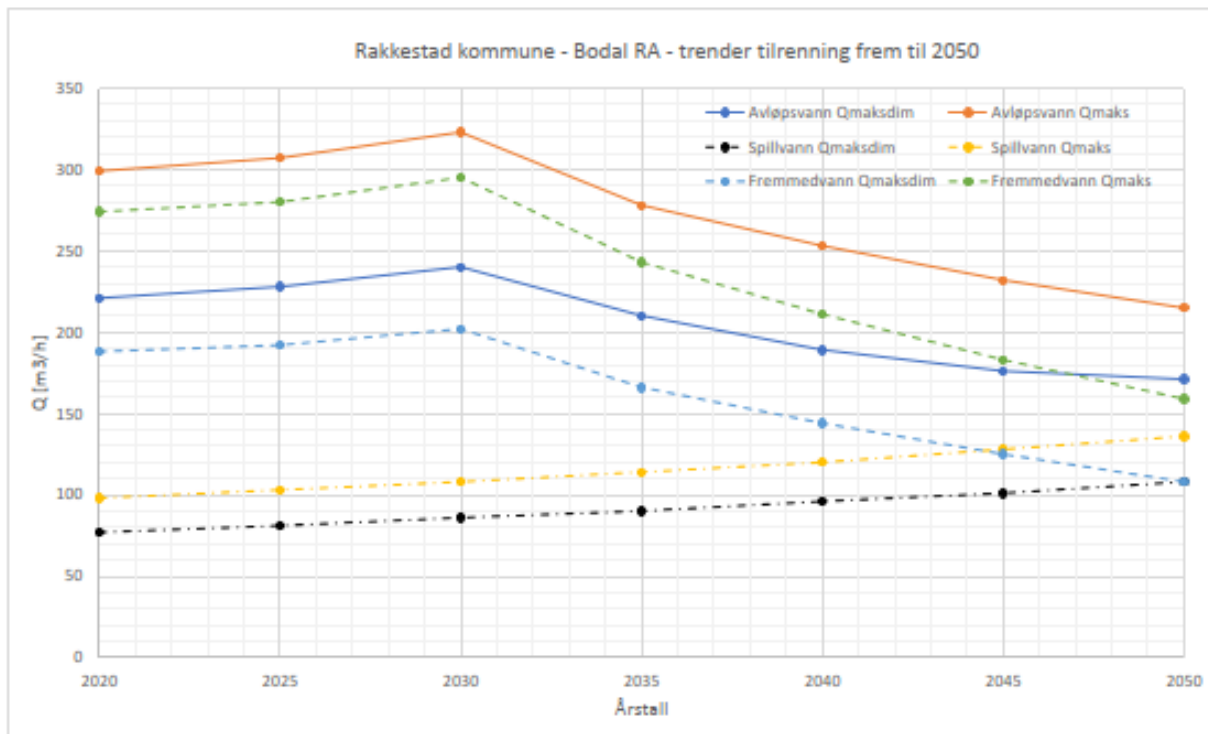
For året 2019 er andel spillvann og andel fremmedvann beregnet til henholdsvis 39 % og 61 %. For å kunne beregne forventet trend for fremmedvannmengder til Bodal renseanlegg tas det utgangspunkt i målinger fra 2019 og beregnede verdier for andel spillvann og fremmedvann i dette året. Dette fordi 2019 er det året med mest vann tilført i perioden 2018-2022, som er en periode med gode data og som inneholder både "tørre" og "våte" år med hensyn til nedbørsmengde. 2019 er også året med nest mest nedbør de siste 30 årene etter målinger fra Meteorologisk Institutt sin værstasjon i Sarpsborg. Et utgangspunkt i data fra 2019 vurderes derfor å gi et konservativt utgangspunkt for vurdering av fremmedvannmengder.

Det er laget en metodikk for analyse av trender for spillvann og fremmedvann. Dette ved å etablere en modell i et regneark for avløpsvannet sin sammensetning av spillvann og fremmedvann, som stemmer godt overens med målte vannmengder i året 2019.

Det er antatt at fremmedvannsandelen holder seg på 61 % (nivået i 2019) frem til og med 2030 og at den deretter avtar lineært til 40 % i 2050. Spillvannsproduksjonen antas å øke med befolkningsveksten, som settes til 1 % lineært for også å ta høyde for en økning i industripåslipp. Beregninger av trend frem til 2050 er vist i det etterfølgende. Som det kommer frem av figuren og tabellen nedenfor, så er Q_{maks} og $Q_{maksdim}$ for avløpsvann ikke det samme som Q_{maks} og $Q_{maksdim}$ for spillvann og fremmedvann summert. Dette fordi disse størrelsene i denne sammenhengen er uavhengige variable og det dermed er det svært liten sannsynlighet for at de to variable sine respektive fordelinger opptre samtidig (at deres fraktilkurver kan summeres).

Tabell 6-3: Trender for Q_{maks} og $Q_{maksdim}$ frem til 2050.

År	PE [stk.]	Andel	Avløpsvann	Avløpsvann	Spillvann	Spillvann	Fremmedvann	Fremmedvann
		fremmedvann [%]	$Q_{maksdim}$ [m ³ /h]	Q_{maks} [m ³ /h]	$Q_{maksdim}$ [m ³ /h]	Q_{maks} [m ³ /h]	$Q_{maksdim}$ [m ³ /h]	Q_{maks} [m ³ /h]
2020	6200	61 %	221	299	77	98	188	274
2025	6510	61 %	228	307	81	103	192	280
2030	6851	61 %	240	323	86	108	202	295
2035	7228	55 %	210	278	90	114	166	243
2040	7646	50 %	189	253	96	120	144	211
2045	8111	45 %	176	232	101	128	125	183
2050	8633	40 %	171	215	108	136	108	159



Figur 6-12 Trender for Q_{maks} og $Q_{maksdim}$ frem til 2050.

6.7 Tiltaksplan

Rakkestad kommune har en hovedplan for vann og avløp inkl. delplan for avløp 2015-2025. Dette er kommunens styrende dokument for avløpssektoren, og gir grunnlag for de overordnede politiske beslutningene.

Det er også utarbeidet en handlingsplan for vann og avløp 2020-2029, som beskriver og tidfester tiltakene som skal gjøres med avløpsanleggene, de estimerte kostnadene for tiltakene og konsekvensene for avløpsgebyret. Tiltakene er prioritert ut fra en avveining mellom behov for nye ledning, koordinering med sanering av utslitte vannledninger, separering av fellessystem og befolkningsutvikling inkl. utbygging av nye boligfelt. Hovedplanen revideres jevnlig ut fra utbyggingsprosjekter, akutte behov, endringer i økonomi gjennom årsbudsjettene eller økonomiske handlingsplaner og ev. nye myndighetskravet. Handlingsplanen er vist i figuren nedenfor.

Handlingsplan vann og avløp 2020 - 2029 Rakkestad kommune, tabell.

I følgende tabell er alle investeringstiltak i perioden 2020 - 2029 satt opp med kostnader per år fordelt mellom sektorene vann og avløp. Alle tall er i mill. kr.

	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	
Sanering vann og avløp											
Prestegårdsfeltet nord/Bergenhusområdet/Haldenveien/Griniveien	7	7	4	0,5							Vann
Prestegårdsfeltet nord/Bergenhusområdet/Haldenveien/Griniveien*	7	7	4	0,5							Avløp
Lyngb.f.Øst-Bregneveien, Lyngby allè							2				Vann
Lyngb.f.Øst-Bregneveien, Lyngby allè							2				Avløp
Hfmuseet videre til skoleveien/Furubakken			1								Vann
Hfmuseet videre til skoleveien/Furubakken			3								Avløp
Fladstad-Granveien-Skogveien (Skautun)				2							Vann
Fladstad-Granveien-Skogveien (Skautun)				2							Avløp
Andre oppgaver sanering VA			1	1			2				4 Vann
Andre oppgaver sanering VA			1	1			2				4 Avløp
Sanering Avløpsnett											
Opprydding septiktanker sentrum (Bl.a. Eidsbergvn)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5						Avløp
Møllergata/Jernbanegate*				5							Avløp
Opprydding AF Industriveien, Treveien osv (Bedriftsveien overført Grenseveien)						2					Avløp
Opprydding og kapasitet overvann område Storgata til P5 (Myragata)											4
Avløpsanlegg											
Oppgradering Kirkeng avløpsanlegg pga boligutbygging								4			Avløp
Nytt ventilasjonsanlegg og luftfjerning Bodal renseanlegg	3										Avløp
Vannbehandlingsanlegg											
Fladstad vannverk, vannbehandlingsanlegg	3	1			14	14					Vann
Fladstad vannverk, råvannspumpestasjon			0,5								Vann
Fladstad vannverk, inntaks og overføringsledninger				1							Vann
Oppgradering Kirkeng vannverk						3					Vann
Oppgradering Tjernes vannverk				0,5							Vann
Sander vannverk, vannbehandlingsanlegg		10	7								Vann
Større pumper Kirkeng trykkkningsstasjon			0,5								Vann
Sanering Vannledningsnett											
Utskifting av vannmålere hos abonnenter						2	3				Vann
Rehabilitering av høydebasseng, Haslem	0,5										Vann
Nvanlegg											
Kirkeveien - Elvenesveien					3						Vann
Kirkeveien - Elvenesveien					4						Avløp
Haslem Prestegårdsskogen, ringledning vannforsyning				3							Vann
Nytt boligfelt Kirkeng										5	Vann
Nytt boligfelt Kirkeng										5	Avløp
Overføringsledninger Rudskogen	1,5							4,5	7		Vann
Overføringsledninger Rudskogen	1,5							4,5	7		Avløp
Prestegårdsskogen Skoleveien/Fladstad, ringveien vannforsyning							3				Vann
	12	7,5	8,5	9	4,5	2	4	8,5	7	13	
	12	18	14	8	17	19	10	4,5	7	9	
	24	25,5	22,5	17,0	21,5	21	14	13	14	22	
	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	

* Fjerning av driftsoverløp med bakgrunn i krav fra Fylkesmannen

Figur 6-13 Handlingsplan for vann og avløp 2020-2029 for Rakkestad kommune.

Rakkestad kommune vil i forbindelse med rullering av neste tiltaksplan gjøre en overordnet vurdering av tilstanden på det kommunale avløpsnettet og planlegge for hvordan man fremover skal gjøre investeringer på avløpsnettet, for å sikre overholdelse av krav i tillatelse til drift av avløpsanlegg. Investeringene vil være spesifikke på de enkelte anleggsdeler og når de skal gjennomføres. Denne systematiske tilnærmingen og det strukturerte oppsettet for fornying av avløpsnettet vil sikre en forpliktende fremtidig forvaltning av avløpsnettet som vil være til enhver tid i tråd med gjeldende tillatelser og også være etterprøvbare slik at ansvarlig myndigheter kan følge opp at tiltak gjennomføres.

6.8 Avløpsvann i overløp på avløpsnettet siste fem år og vurdering av hvordan avløpsnettet og utslipp blir påvirket av klimaendringer minst 20 år frem i tid

En sammenstilling av mengder avløpsvann (m³) i overløp på avløpsanlegget de fem siste årene er hentet fra årsrapporteringen for avløpsdata til Statsforvalter og presentert i tabellen nedenfor.

Tabell 6-4 Oversikt over overløpsmengder siste fem år.

År	Overløp - Avløpsrenseanlegget [m ³ /år]	Overløp - Avløpsnett oppstrøms avløpsrenseanlegget [m ³ /år]	Overløp - Avløpsanlegget totalt [m ³ /år]
2019	28 643	88 667	117 310
2020	24 376	88 445	112 821
2021	9 338	40 738	50 076
2022	10 847	12 333	23 180
2023	21 156	14 639	35 795

Klimaendringer vil medføre hyppigere nedbør, mer intensiv nedbør og mer volumnedbør per år. Dette vil medføre at nedbøravhengig innlekking og infiltrasjon vil øke hvis det ikke gjennomføres ledningsfornyelse inklusive separering av avløpsnett. Ved økning i årlig ledningsfornyelse og ferdig separert avløpsnett reduseres den nedbøravhengige innlekkingen under nedbør og den nedbøravhengige infiltrasjonen i etterkant av nedbør betydelig. Det er spesielt innlekkingen som gir store vannføringer i avløpsnett og som er en utfordring i forbindelse med dimensjonering (fastsettelse av $Q_{maksdim}$) av fremtidens løsning for avløpsrensing.

Rakkestad kommune har satt seg mål om at ledningsfornyelse og separering avløp vil medføre en betydelig reduksjon av maksimale verdier for den nedbøravhengige innlekkingen og infiltrasjonen, samt redusert ikke nedbøravhengig infiltrasjon. Dette vil medføre at avløpsvannføring frem til renseanlegget på sikt reduseres, da effekten av disse tiltakene vil være betydelig større enn den forventede økningen i nedbørintensitet som følge av klimaendringer.

7 Utslipp til vann

7.1 Utslippspunkt

Utslipp av renset avløpsvann vil bli ført ut til Rakkestadelva via eksisterende utslippsledning. Renseanlegget har i dag et direkteutslipp av renset avløpsvann til Rakkestadelva (vannforekomstID 002-760-R) i tillegg til direkte og indirekte utslipp fra overløp.

Lokaliseringen av eksisterende renseanlegg og utslippspunkt, som tilsvarer omsøkt utslippspunkt til Rakkestadelva er vist i figur 7-1.



Figur 7-1. Omtrentlig plassering av dagens og omsøkt utslippspunkt i Rakkestadelva, vist med rød sirkel. Bodal renseanlegg er vist med rød firkant. Nord er opp i figuren.

Miljøtilstanden i Rakkestadelva og vurdering av påvirkningen ved fortsatt utslipp til elva er omtalt i kap. 8 Resipientvurdering.

7.2 Vurdering av andre utslippspunkt

I skisse- og forprosjektet ble det utført vurderinger og beregninger av ulike tekniske løsninger (inkl. renseteknologi) og fire alternativer for ny utslippsledning og utslippspunkt fra Bodal RA (Norconsult, 2023).

Bakgrunnen for å vurdere andre alternativer enn fortsatt utslipp til Rakkestadelva, var at dagens miljøtilstand mht. næringsstoffer ikke oppfyller miljømålet om god økologisk tilstand.

Alternative traséer og utslippspunkt som ble vurdert i skisse- og forprosjektet var:

- Ny utslippsledning til Glomma, sør for utløpet av Rakkestadelva (vurdert i skisseprosjekt)
- Ny utslippsledning til Glomma, nord for utløpet av Rakkestadelva (alt. C1-a i forprosjekt)
- Ny utslippsledning ved Brekke kraftverk (utløpet av Rakkestadelva til Glomma) (alt. C1-b i forprosjekt)
- Fortsatt utslipp til Rakkestadelva (alternativ D i forprosjekt)

Det ble utført beregninger av restkapasitet mht. fosfor og nitrogen for de to mulige resipientene, dvs. fortsatt utslipp til Rakkestadelva eller endret utslippspunkt til Glomma (vedlegg 1 – beregning av restkapasitet med de omsøkte rensekravene og vedlegg 2 – resipientvurdering versjon J04 fra forprosjektrapport).

Det er en teoretisk beregning med de inngangsverdiene som er gitt og den metoden som er benyttet. Det er mange variabler beregningen ikke fanger opp, men resultatene gir likevel et inntrykk av restresipientkapasiteten og effektene av Rakkestad kommunes renseanlegg på miljøtilstanden i Rakkestadelva med omsøkte rensekrav for tot-P og tot-N og beregnet hydraulisk belastning i 2040 (vedlegg 1) og de to vurderte resipientene med fremskrevet belastning fra Bodal RA i år 2050 fra forprosjektet (vedlegg 2).

I både skisse- og forprosjektet ble det konkludert at fortsatt utslipp til Rakkestadelva er forventet å medføre:

- Fortsatt utslipp til en følsom resipient
- Ingen endring av vannkvalitet i elva

Glomma mottar allerede utslippet fra Bodal RA via Rakkestadelva. Ved å endre utslippspunkt fra Rakkestadelva til Glomma vil det medføre:

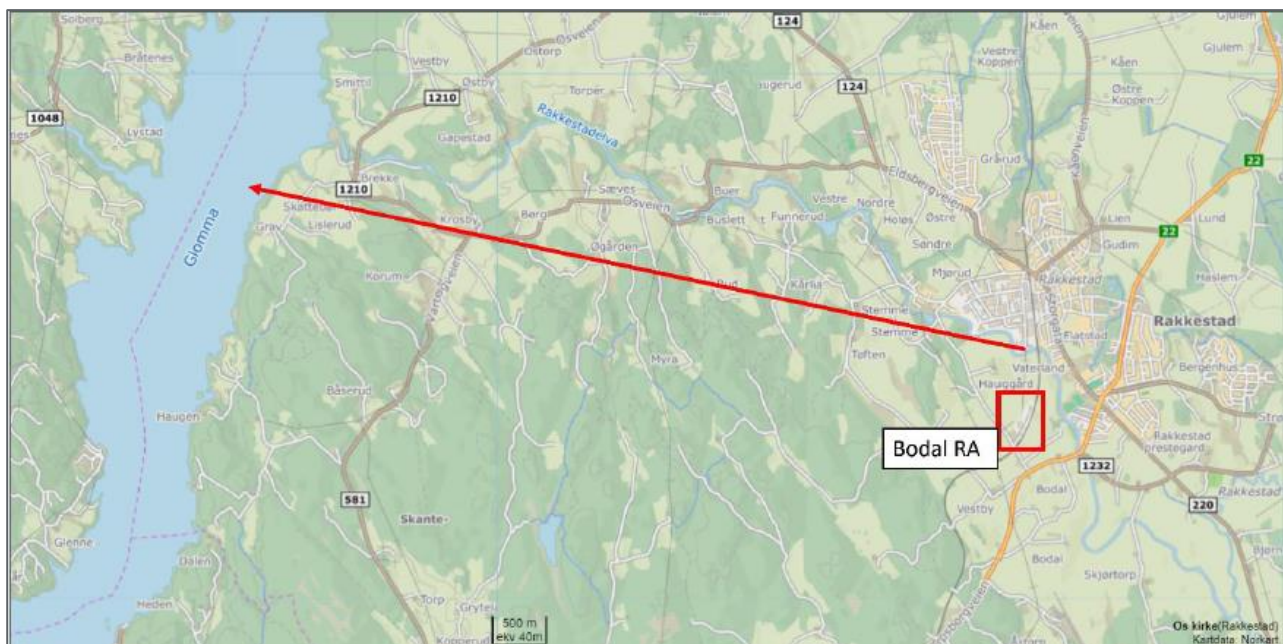
- Ingen endring i påvirkning på Glommas miljøtilstand
- Minimal effekt på Rakkestadelvas miljøtilstand, men usikkert hvor stort bidrag som er fra øvrig avløpsnett og andre kilder
- Graving og bygging av flere km avløpsledning med tilhørende klimagassutslipp
- Inngrep i naturområder langs traséen
- Økt energiforbruk til pumping av avløpsvannet ved drift av ledningen

I tillegg til resipientvurderingene i skisse- og forprosjektet, belyste forprosjektet andre aspekter som måtte legges til grunn i en kost-effektvurdering av hvor utslippspunktet skulle legges (Norconsult AS, 2023). Alternativet med fortsatt utslipp til Rakkestadelva (alt. D) og tradisjonell MBR kom bedre ut enn de andre mht. klimagassutslipp per livsløpsfase (kortere trasé gir mindre behov for rørmaterialer og anleggsarbeid) (Norconsult, 2023). Alternativene med utslippsledning til Glomma hadde 6-7 ganger høyere klimagassutslipp enn alternativet med fortsatt utslipp til Rakkestadelva.

Kommunestyret vedtok 15. februar 2024 å rehabilitere og utvide Bodal RA med fortsatt utslipp til Rakkestadelva.

7.2.1 Ny utslippsledning til Glomma, sør for utløpet av Rakkestadelva (skisseprosjekt)

I skisseprosjektet ble det først vurdert å legge utslippspunktet sør for utløpet av Rakkestadelva til Glomma. Av hensyn til mudderbanker og fuglearter av særlig stor forvaltningsinteresse (Miljødirektoratet, u.d.) ble utslippspunktet forkastet og det ble vurdert om utslippspunktet kunne legges nord for utløpet av Rakkestadelva i stedet.



Figur 7-2. Området i Glomma der det i skisseprosjektet ble vurdert å legge nytt utslippspunkt, vist med rød pil. Pilen går fra dagens (og omsøkt) utslippspunkt i Rakkestadelva til Glomma i vest. Beliggenheten til Bodal RA er vist med rød firkant (karkilde: Finn.no).

7.2.2 Ny utslippsledning til Glomma, nord for utløpet av Rakkestadelva (alt. C1-a)

Mulig konflikt med truede fugl- og lavarter, registrert forekomst av edelkreps i nedre deler av Rakkestadelva (oppstrøms foss som kan forhindre krepsepestsmitte), forekomst av kulturminner på land, mulig utfordrende geotekniske forhold (bratte skråninger mot Glomma) (Norconsult, 2023). Inngrep i matjord og naturområder langs traséen.

Betydelig høyere utslipp av klimagass per livsløpsfase (6-7 ganger høyere) og betydelig høyere kostnader (over 300 MNOK) sammenlignet med å benytte eksisterende utslippsledning til Rakkestadelva.

7.2.3 Ny utslippsledning ved Brekke kraftverk (alt. C1-b)

Ved å slippe rensed avløpsvann rett før inntaket til kraftverket vil ikke naturverdiene nedstrøms, inkl. mulig edelkreps, påvirkes nevneverdig. Det antas at elvearealer umiddelbart oppstrøms kraftverksinntaket har vesentlig dårligere habitatkvaliteter for edelkreps og øvrige akvatiske organismer, sammenlignet med øvrig elvestrekning opp- og nedstrøms. Dermed ble sannsynligheten for forekomster av edelkreps vurdert som lav. Det påpekes imidlertid at det ikke er utført egne ferskvannsbiologiske undersøkelser i forbindelse med skisse- og forprosjektet.

Det var andre aspekter ved å legge utslippsledningen helt til utløpet av Rakkestadelva som avgjorde at det i forprosjektet ble anbefalt å benytte eksisterende utslippsledning og utslippspunkt.

7.2.4 Fortsatt utslipp til Rakkestadelva (alternativ D i forprosjektet)

Resultatene fra bekkekontrollene frem til år 2023 tyder på at det er andre kilder som er av størst betydning for at ikke Rakkestadelva oppnår målet om god miljøtilstand (Driftsassistansen i Viken (DaiV), 2023). Det er særlig avrenning fra fulldyrket mark som antydes å være av størst betydning, når man ser på resultatene fra kommunens bekkekontroll samt det som er registrert i Vann-Nett. Ved å øke rensesgraden ved Bodal RA ble

det etter en helhetlig vurdering, ansett som mest bærekraftig å benytte eksisterende utslippsledning og utslippspunkt fremfor å legge ny utslippsledning til Glomma eller utløpet av Rakkestadelva (Norconsult, 2023).

Belastningen på resipienter nedstrøms Rakkestadelva, dvs. Glomma og Oslofjorden, vil ikke bli bedre ved å endre utslippspunktet fra dagens utslippspunkt. Se kap. 7.5 for redegjørelse for omsøkt rensekrav og utslippspunkt.

7.3 Historiske innløps- og utslippsverdier

Innløps- og utslippsmengder av fosfor, nitrogen og organisk stoff (BOF₅ og KOF) ved Bodal renseanlegg de siste ti årene er presentert i tabell 7-1 (tonn/år) og tabell 7-2 (kg/d).

Tabell 7-1. Innløps- og utløpsmengder av fosfor, nitrogen og organisk stoff (tonn/år) de siste ti årene.

	Tot-P (tonn/år)		Tot-N (tonn/år)		BOF ₅ (tonn/år)		KOF (tonn/år)	
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut
2012	0,24	0,028	2,33	2,08	15,5	1,73	38,3	6,48
2013	0,23	0,024	2,55	2,21	16,0	1,60	37,1	5,54
2014	0,20	0,017	2,33	2,09	14,9	1,40	35,2	4,72
2015	0,17	0,013	1,24	1,32	13,8	0,96	28,1	3,59
2016	0,22	0,022	1,68	1,55	16,4	1,36	35,2	5,18
2017	0,22	0,017	1,44	1,04	15,0	1,21	33,7	4,79
2018	0,23	0,018	1,56	1,02	18,7	1,32	38,1	4,18
2019	0,21	0,020	1,50	1,20	16,2	1,20	35,3	4,58
2020	0,21	0,033	1,51	0,07	15,4	2,33	31,9	6,48
2021	0,23	0,015	1,55	1,30	15,9	0,85	30,3	3,03
2022	0,20	0,013	1,49	1,02	12,6	0,96	25,6	2,72
2023	0,20	0,016	1,49	1,25	12,4	1,04	25,0	3,41

Tabell 7-2. Innløps- og utslippsmengder (årsmiddelverdier) av fosfor, nitrogen og organisk stoff (kg/d) de siste ti årene.

	Tot-P (kg/d)		Tot-N (kg/d)		BOF5 (kg/d)		KOF (kg/d)	
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut
2012	10,0	1,2	97	87	644	72	1595	270
2013	9,5	1,0	106	92	667	67	1545	231
2014	8,5	0,7	97	87	619	58	1467	197
2015	7,2	0,6	52	55	576	40	1169	150
2016	9,3	0,9	70	65	684	57	1467	216
2017	9,1	0,7	60	43	624	50	1405	200
2018	9,6	0,8	71	47	780	55	1587	174
2019	8,7	0,8	62	43	676	50	1470	191
2020	8,8	1,4	63	50	643	97	1329	270
2021	9,5	0,6	65	54	664	35	1264	126
2022	8,2	0,8	62	60	524	57	1065	160
2023	8,1	0,7	62	52	515	44	1043	142

7.4 Fremtidige innløps- og utslippsverdier

Tabell 7-3 gir en oversikt over tilførte mengder og utslipp av organisk stoff, fosfor og nitrogen i maksuken (den uken eller døgnet med høyest registrert stoff i innløpet) og gjennomsnittsuken i 2023 ved Bodal avløpsrenseanlegg.

I tabell 7-4 er tilførte stoffmengder og -utslipp estimert for 2040. De tilførte stoffmengdene i 2040 er beregnet ved å multiplisere gjennomsnittsverdier i innløpsvannet i år 2023 med prosentvis økning av pe i tettbebyggelsen frem til 2040. Maksuken er så beregnet ved å multiplisere den estimerte gjennomsnittsverdien i 2040 med en $f_{maksfaktor} = 2$, iht. NS9426.

Utslippene er beregnet ved å se på alternative renseeffekter, inkludert fremtidig omsøkt rensegrad per stoff.

Tabell 7-3. Tilført mengde og utslipp i 2023 i maksuke og gjennomsnittsuke

År	BOF ₅ (kg/d)		KOF _{CR} (kg/d)		Tot-P (kg/d)		Tot-N (kg/d)	
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut
2023 (maksuke ved prøvetaking)	936	147	1748	374	9,1	2,7	69	47
2023 (gjennomsnittsuke)	515	44	1043	142	8,1	0,66	62	52

Tabell 7-4. Estimerte mengder og utslipp i 2040 i maksuke og gjennomsnittsuke ved antatte rensegrader.

År	BOF ₅ (kg/d)		KOF _{CR} (kg/d)		Tot-P (kg/d)		Tot-N (kg/d)	
	Inn	Ut 80%	Inn	Ut 85%	Inn	Ut 93%	Inn	Ut 80%
2040 (maksuke)	1463	293	2927	439	44	3	293	59
2040 (gjennomsnittsuke)	732	146	1463	219	22	2	146	29

7.5 Omsøkt rensekrav og grenseverdier

I skisse- og forprosjektet ble det utført beregninger av restkapasiteten mht. fosfor og nitrogen for utslipp til Rakkestadelva. Ut fra utslippets påvirkning på resipienten, beregningene av restkapasitet i forprosjektet (vedlegg 2) og nye beregninger med omsøkte rensekrav (vedlegg 1), ble det satt høye renseeffekter, disse er vist i tabell 7-5. Høye rensegrader ved Bodal renseanlegg vil imidlertid ikke være tilstrekkelig til at Rakkestadelva når miljømålet «god tilstand» hverken for fosfor eller nitrogen.

Rakkestadelvas teoretiske restkapasitet tyder på at bidraget av fosfor og nitrogen fra andre kilder enn Bodal RA har større effekt på miljøtilstanden enn fortsatt utslipp fra Bodal RA. Bodal RA vil derfor fortsatt ha utslipp til Rakkestadelva.

Tabell 7-5. Forslag til utslippskrav for Bodal avløpsrenseanlegg, inkl. overløp ved renseanlegget, etter gjennomført prøvedriftsperiode.

Parameter	Minimum renseeffekt/maks utløpskonsentrasjon	Maks utslipp (tonn/år)	Antall prøver
BOF ₅	80 % eller 25 mg/l	53	21 av 24 døgnblandprøver må overholde krav til minimum renseeffekt
KOF _{CR}	85 % eller 125 mg/l	80	21 av 24 døgnblandprøver må overholde krav til minimum renseeffekt
Tot-P	93 % eller 0,5 mgP/l*	1	24 døgnblandprøver
Tot-N	80 % eller 10 mgN/l*	11	24 døgnblandprøver
As,Cr,Cu,Ni,Zn,Pb,Cd og Hg	-	-	6 ukeblandprøver av utløpsvann

*Dersom disse konsentrasjonene implementeres i forurensningsforskriften, jf. forslag til nytt avløpsdirektiv.

Det anses ikke som nødvendig å overvåke eller fjerne bakterier fra avløpsvannet, da det ikke er noen offentlige badeplasser eller drikkevannsinntak i Rakkestadelva rett nedstrøms utslippspunktet.

Årlige bekkeprøver viser at Rakkestadelva er belastet med hensyn på fosfor, men viser ingen reell forskjell i analyserte verdier oppstrøms og nedstrøms utslippspunkt for Bodal RA.

Planlagte saneringer for å fjerne overløpspunkt med urensset kloakk på ledningsnett skal fjerne betydelig mer fosfor fra Rakkestadelva enn et rensekrav på 93% for renseanlegget. Ut fra en kost/hytte vurdering, vil man få mest fosforfjerning fra Rakkestadelva ut fra hver krone investert ved å utbedre ledningsnettet i kommunen sammenlignet med høyere renseeffekter.

7.6 Overvåking av utslipp

Anlegget faller under forurensningsforskriftens kapittel 14, og siden anlegget er over 10 000 pe, vil det være krav til 24 kontrollprøver i året. Prøvedagene skal være representativt fordelt over året og uken, hvor maksimalt 3 av døgnblandprøvene kan være utenfor rensekravet mht. organisk stoff. For totalfosfor og totalnitrogen gjelder rensekravet som gjennomsnitt over året.

Overløp i pumpestasjoner estimeres.

DaiV setter opp årlig prøveplan for renseanleggene som er omfattet av akkreditert prøvetaking. Prøveplan har prøver jevnt fordelt ut over året, og fanger opp eventuelle systematiske variasjoner der det er forventet maksbelastning på faste tider av året. Alle ukedager er representert i prøveplanen.

Overvåking av resipienter beskrevet i kap. 8.5.1.

8 Resipientvurdering

8.1 Rakkestadelva

Denne delen av Rakkestadelva er registrert i Vann-Nett som «Nedre deler av Rakkestadelva», med vannforekomstID 002-760-R, heretter omtalt som Rakkestadelva.

Elva ligger i nedbørsfeltet for følsomme områder, jf. vedlegg 1 til forurensningsforskriften kap. 11. Nedbørsfeltet er på 462 km² og består i hovedsak av skog (66 %), jordbruk (26 %), og en mindre andel myr (3 %) og urbane områder (0,6 %) (NVE, 2023). Leirdekningsgraden er på ca. 38 % (NVE, 2023). Nasjonal vanntype for Rakkestadelva ble i juni 2023 satt til R111 – leirvassdrag av vannmyndighetene (Vann-nett, 2023).

Dagens miljøtilstand i elva er moderat økologisk tilstand (med høy presisjon) og dårlig kjemisk tilstand (Vann-nett.no, 2024), jf. Tabell 8-1. Samlet økologisk tilstand er moderat, da tilstanden til dårligste biologiske kvalitetselement er moderat (bunndyr og begroingsalger) (Vann-nett.no, 2024). Det er kun tilstand for PFOS og kvikksølv som er definert i Vann-Nett, i hhv. god tilstand for PFOS og dårlig tilstand for kvikksølv.

Tabell 8-1. Dagens miljøtilstand i Rakkestadelva (Vann-nett.no, 2024).

Økologisk tilstand		Kjemisk tilstand
Moderat		Dårlig
Tot-P	Tot-N	Kvikksølv CAS_7439-97-6
Moderat	Svært dårlig	Dårlig

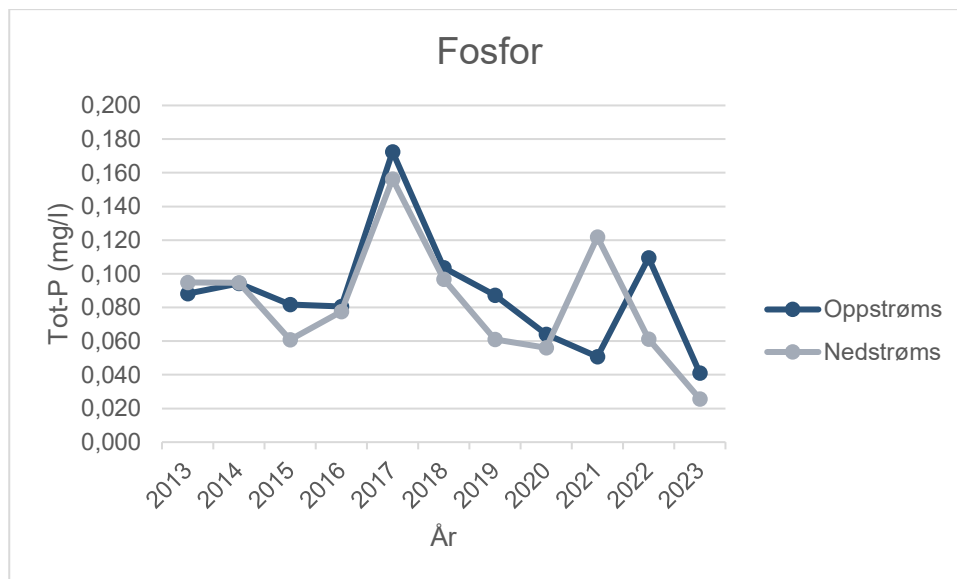
Rakkestadelva er i stor grad påvirket av diffus avrenning fra fulldyrket mark og punktutslipp fra regnvannsoverløp og i middels grad av diffus avrenning fra spillvannsløkkasje, spredt bebyggelse og punktutslipp fra Bodal renseanlegg (Vann-nett.no, 2024; Driftsassistansen i Viken (DaiV), 2023). Flere tiltak er gjennomført, startet eller planlagt for å redusere påvirkningen fra de nevnte kildene. En trendanalyse basert på gjennomsnittlige årskonsentrasjoner, justert for vannføringsnormaliserte tilførsler, fra 2006-2022 viste at tilførsler av fosfor, nitrogen og suspendert stoff ikke har endret seg signifikant siden år 2006 (NIBIO, 2022).

Kommunens årlige kontrollprøver av elva oppstrøms- og nedstrøms Bodal RA viser at Rakkestadelva er belastet med hensyn på total fosfor (tot-P) og nitrogen (tot-N), og det er noe økning i gjennomsnittsverdier per år for tot-N nedstrøms utslippspunkt for Bodal RA sammenlignet med oppstrøms, jf. resultater presentert i Tabell 8-2, Figur 8-1 og Figur 8-2.

Tabell 8-2. Resultater (gj.snitt av 6 prøver per år) fra kommunens kontrollprøver av Rakkestadelva oppstrøms og nedstrøms utslippspunktet fra Bodal RA fra år 2013-2023. Konsentrasjonen av total fosfor og total nitrogen er klassifisert og fargelagt iht. klassegrensene i tabell 7.9a) og tabell 7.10 i veileder 08:2018.

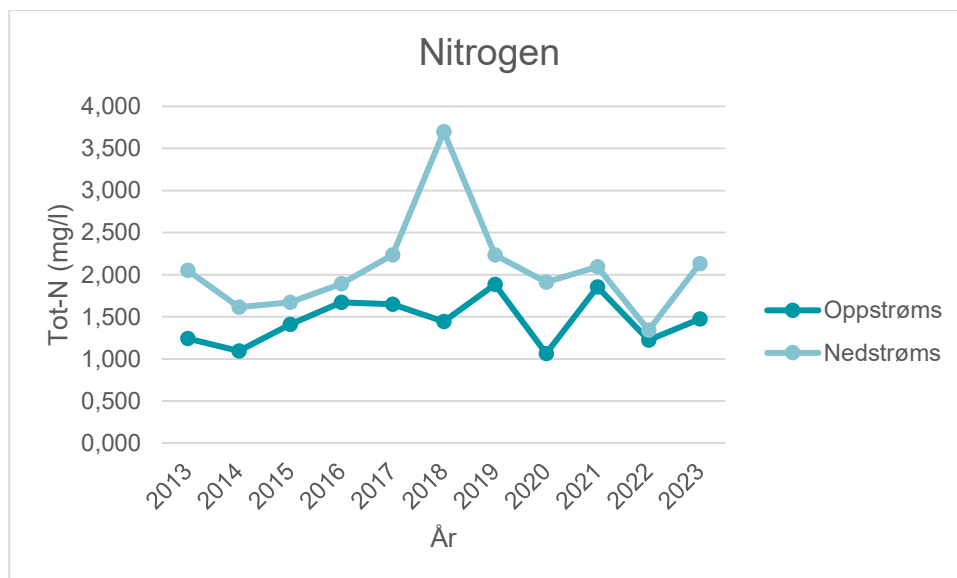
År	Stasjon	Total fosfor (ug/l)	Total nitrogen (ug/l)	Total organisk karbon (TOC/NPOC) (mg/l)	Termotolerante koliforme
2013	Oppstrøms	88,2	1243	13	238
	Nedstrøms	94,8	2050	14	1125
2014	Oppstrøms	94,3	1092	11,4	195
	Nedstrøms	94,7	1613	12,0	980
2015	Oppstrøms	81,7	1408	13,5	83
	Nedstrøms	60,8	1670	13,5	445
2016	Oppstrøms	80,5	1672	12,6	59
	Nedstrøms	77,5	1893	12,2	517
2017	Oppstrøms	172,5	1650	15,5	180
	Nedstrøms	156,3	2233	13,8	253
2018	Oppstrøms	103,7	1442	11,9	45
	Nedstrøms	96,7	3700	13,4	167
2019	Oppstrøms	87,3	1883	15,1	745
	Nedstrøms	61,0	2233	14,7	411
2020	Oppstrøms	64,0	1063	11,3	109
	Nedstrøms	56,0	1912	11,7	503
2021	Oppstrøms	50,7	1853	13,5	271
	Nedstrøms	121,8	2093	13,5	228
2022	Oppstrøms	109,5	1223	16,6	112
	Nedstrøms	61,2	1340	15,0	208
2023	Oppstrøms	41,0	1473	14,2	115
	Nedstrøms	25,7	2133	15,2	264

Resultatene fra analyser av tot-P i elva viser at gjennomsnittet av de seks årlige prøvene gjennom hvert år fra 2013-2023 er lavere nedstrøms Bodal RA for tot-P i alle år unntatt 2013, 2014 og 2021, jf. Figur 8-1



Figur 8-1. Gjennomsnittet av målt tot-P oppstrøms (mørk blå linje) og nedstrøms (grå linje) Bodal RA fra seks årlige prøvetakinger fra år 2013-2023. Prøvetakingen er utført av DaiV på vegne av Rakkestad kommune.

Resultatene fra analyser av tot-N i elva viser at gjennomsnittet av de seks årlige prøvene gjennom hvert år fra 2013-2023 er høyere nedstrøms Bodal RA for tot-N i alle år, jf. Tabell 8-2.



Figur 8-2. Gjennomsnittet av målt tot-N oppstrøms (mørk turkis linje) og nedstrøms (lys turkis linje) Bodal RA fra seks årlige prøvetakinger fra år 2013-2023. Prøvetakingen er utført av DaiV på vegne av Rakkestad kommune.

Gjennomsnittet per år påvirkes av enkeltmålinger gjennom året med høyere verdier av tot-P og tot-N enn normalt i året. Resultatet påvirkes i hovedsak av enkelte nedbørsrike år og perioder med mye nedbør og snøsmelting.

En gjennomgang av dataserien for nitrogen og fosfor viser at status i Vann-nett er basert på målinger fra 1985 og frem til år 2022. Det er vurdert at status i Vann-nett kan legges til grunn for vurderingene av Rakkestadelvas restkapasitet og vurdering av hvordan fortsatt utslipp til elva vil kunne virke inn på oppnåelse av miljømålene god økologisk og kjemisk tilstand innen år 2027. Beregning av restkapasitet og påvirkning mht. estimert hydraulisk belastning og utslipp fra Bodal RA frem mot år 2040 er lagt ved, jf. vedlegg 1.

Fosfor

Fosforbelastningen på Rakkestadelva er sammensatt av flere ting. Tabell 8-3 angir kjente estimater og resultater mht. fosforbelastningen oppgitt av DaiV i 2018.

Tabell 8-3. Kjente kilder og belastning av tot-P oppgitt av DaiV i 2018 (kg)

Kilde	Belastning på Rakkestadelva tot-P (kg)
Fosforbelastning jordbruk, beregnet i 2014 for Glomma sør, NIBIO gjorde oppdatert undersøkelse høst 2018, som ikke er inkludert i estimatet	13 800
Fosforbelastning skog / bakgrunn	Ikke kjent
Fosforbelastning Kirkeng renseanlegg (Degernes) (Gjennomsnitt 2010-2017)	22
Fosforbelastning Østbygda RA, (Gjennomsnitt 2010-2017)	1,8
Fosforbelastning spredt avløp	Ikke kjent
Fosforbelastning overløp fra pumpestasjoner/overløp-steder på ledningsnett. (Estimert ut i fra overløp-tider og sannsynlig fyllingsgrad i rør) 2017 tall	566
Diffus utlekking fra ledningsnett	Ikke kjent
Fosforbelastning Bodal RA, (gjennomsnitt 2010 – 2017)	380
SUM (eks. ukjente mengder fra spredt avløp og bakgrunn i 2018)	14 770

Med bakgrunn i totalbelastningen over (14 770 kg tot-P) og beregnet gjennomsnitt de siste 8 årene vil det teoretiske bidraget av tot-P fra Bodal RA ved 93 % rensing utgjøre ca. 1,8 % av fosforbelastningen på Rakkestadelva.

Beregningene (vedlegg 1) viser en liten økning i P-tilførsel (0,7 kg/d) fra Bodal RA fra år 2022 til 2040, med en rensesgrad på 93 %. Ved middelvannføring gir dette minimalt utslag i konsentrasjon i Rakkestadelva i 2040 (fra 102 µg/l i dag til 103 µg/l i år 2040) og ingen effekt mtp. tilfredsstillelse av miljømålet «god økologisk tilstand». Ved lavvannføring vil utslippet gi en konsentrasjon i Rakkestadelva på 116 µg/l tot-P.

Økologisk tilstand basert på tot-P vil være uendret fra dagens tilstand, dvs. over grensen for «moderat tilstand», på 60 µg/l tot-P for leirvassdrag med dekningsgrad på 38 %.

Nitrogen

I 2022 utgjorde det teoretiske bidraget av tot-N fra Bodal RA ca. 4 % ved middelvannføring og ca. 44 % ved lavvannføring.

Beregningene (vedlegg 1) viser at nitrogenrensing på 80 % ved Bodal RA vil gi en reduksjon i tilførsel av tot-N fra renseanlegget på ca. 36 kg/døgn fra 2022 til 2040. Ved middelvannføring er dette ganske lite av den samlede transporten av N i elva og reduksjonen av teoretisk N-konsentrasjon fra 2022 til 2040 er dermed ganske liten, jf. vedlegg 1. Utslippet fra Bodal RA vil ikke endre økologisk tilstand i Rakkestadelva mht. tot-N sammenlignet med dagens tilstand, dvs. «svært dårlig».

I forprosjektet ble det utført beregning av Rakkestadelvas restkapasitet for tot-P og tot-N frem mot år 2050. Beregningen viste at Rakkestadelva ikke ville nå miljømålet «god tilstand» hverken for fosfor (< 60 µg/l) eller nitrogen (< 775 µg/l) selv med høyere rensegrader enn det som er omsøkt, jf. beregningene av restkapasitet med rensegrader på 95 % tot-P og 90 % tot-N fra forprosjektet i vedlegg 2.

Resipientkontrollene, trendanalysen NIBIO har utført på resultatene fra bekkekontrollene samt beregningen av restkapasiteten kan tyde på at en vesentlig del av bidraget av næringsstoffer og bakterier kan komme fra andre kilder – og at miljøtilstanden i resipienten kan bedres ved andre tiltak enn oppgraderingen av Bodal RA alene. F.eks. tiltak rettet mot reduksjon av fremmedvann, lekkasjer og overløp fra avløpsnett, tiltak på andre renseanlegg i kommunen og tiltak mot erosjon i kantsoner og erosjon ved landbruk mv.

Mikrobiologisk kvalitet

Det er høye nivåer av koliforme bakterier og *E. Coli* i Rakkestadelva (NIBIO, 2022). Kilden er ikke identifisert, men kan tenkes å komme fra kommunale og private avløp/reanseanlegg eller husdyrhold og/eller husdyrgjødsel. Basert på beregningen av restkapasiteten, resipientkontroller og trendanalyse av målte konsentrasjoner i Rakkestadelva fra år 2000-2021 er det sannsynlig at andre tiltak også må gjennomføres for å bedre tilstanden i elva, f.eks. erosjonshindrende tiltak i landbruket, tiltak for å redusere lekkasje og overløp på avløpsnett m.m.

Behovet for desinfisering mht. mikrobiologisk kvalitet vil være lavere ved utslipp til Glomma sammenlignet med Rakkestadelva, da Glomma har stor resipientkapasitet.

8.2 Glomma

Rakkestadelva renner ut i Glomma i vest. Tiltak med effekt på Rakkestadelva vil ha effekt på Glomma.

Denne delen av Glomma er registrert som «Øvre deler av Glomma i Østfold» med vannforekomstID 002-4859-R, heretter omtalt som Glomma. Vanntypen er «svært stor, moderat kalkrik og humøs (nasjonal vanntype R108) (Vann-nett.no, 2024). Nedbørsfeltet er på 41 494 km² og består i stor grad av skog (50,3 %) og snaufjell (25,4 %). Andelen jordbruk i nedbørsfeltet er på 6,3 %. Andelen myr er på 6,3 % og urbane områder 0,5 % (NVE, 2023).

Glomma har stor teoretisk restkapasitet både for fosfor og nitrogen. Det skyldes hovedsakelig resipientens store vannføring.

Dagens miljøtilstand er moderat økologisk tilstand (med høy presisjon) der tilstanden for fisk er utslagsgivende. Tilstanden for totalt fosfor og totalt nitrogen er svært god. Kjemisk tilstand er god med middels presisjon (Vann-nett.no, 2024). Det er dammer, barrierer og sluser for vannkraftproduksjon som i stor grad påvirker tilstanden i resipienten. I tillegg til hydrologiske endringer som skyldes vannkraft, er det diffus avrenning fra dyrket mark som er registrert med middel påvirkningsgrad.

I Vann-nett er det registrert at det er planlagt eller startet flere tiltak for å redusere påvirkning fra diffus avrenning fra dyrket mark og vannføringsendring som skyldes vannkraft.

Tiltak med effekt på denne delen av Glomma vil kunne ha effekt på flere vannforekomster nedstrøms, bl.a. Ytre Oslofjord (Vann-nett.no, 2024).

For å vurdere restkapasiteten til Glomma, er det eutrofiparametere og særlig registrerte verdier av næringsstoffene nitrogen og fosfor som er interessant.

Ved rensegrader på 90 % ved Bodal RA for nitrogen og fosfor vil restutslippet til Glomma ha minimal påvirkning på restkapasiteten i denne elva sammenlignet med dagens situasjon. Tilstand i Glomma mht. fosfor og nitrogen vil være den samme dersom utslippet fra Bodal RA flyttes direkte til Glomma.

Det er ikke funnet målinger av mikrobiologisk kvalitet i Glomma. Ved Baterød vannverk i Sarpsborg er det utført målinger og det er opplyst at bakterienivået er varierende og høyere verdier ved flomhendelser (muntlig opplysninger til Rakkestad kommune fra Baterød VV). Det antas at nivåene er lavere enn i Rakkestadelva på grunn av Glommas størrelse.

8.3 Ytre Oslofjord

Ytre Oslofjord vil kunne påvirkes som følge av avløpsrenseanleggets beliggenhet i nedbørsfeltet til Oslofjorden og utslipp via Glomma og videre til Ytre Oslofjord (NIVA, 2022). Ved å rense nitrogen antas det at Bodal RAs betydning for tilstanden i Ytre Oslofjord vil bli noe bedre sammenlignet med i dag.

8.4 Resipientundersøkelser

Hydrografi

Det er ikke utført hydrografiske undersøkelser av Rakkestadelva.

Sediment

Glomma Sør har hatt et pågående prosjekt med kartlegging av miljøgifter i sediment i hovedløpet av Rakkestadelva oppstrøms og nedstrøms Bodal RA. Dette er en bacheloroppgave som ble levert i mai 2024 og ettersendt til Statsforvalteren i e-post datert 11. november 2024 (vedlegg 4).

Ved sedimentundersøkelsene utført i 2024 ble det påvist konsentrasjoner av sink, PAH og PCB som gjør at prøvestasjon 4 – Oppstrøms Bodal RA og prøvestasjon 5 - Nedstrøms dagens utslippspunkt fra Bodal RA ble klassifisert til ikke god kjemisk kvalitet jf. vedlagt rapport B24BIO04 (vedlegg 4). Det ble vurdert at det ikke var mulig å knytte forurensningen til dagens utslipp fra Bodal RA alene.

Vannkjemi

Se kap. 6.5.1.1, kap. 8.1 og Tabell 6-2. Oversikt over resultater fra kommunens kontroll av resipienter i 2023 (gjennomsnitt), klassifisert iht. veileder 02:2018 og klassegrensene for vanntype elv, lavland, moderat kalkrik og humøs (LN8A, som tilsvare R108) for alle bekkene, inkl. Rakkestadelva som ble omdefinert til R111 i 2023 . Ifølge Vann-Nett er det kvikksølv som er i dårlig tilstand (Vann-nett.no, 2024).

8.4.1 Kartlegging av elvebunnen, funksjonsområder og biologisk mangfold

Norconsult har utført undersøkelse av forekomst av edelkreps i august 2024, da Rakkestadelva er potensielt edelkrepsførende (Utmarksforvaltningen, 2022). Det var ikke mulig å utføre krepsefiske innen fristen for innsending av ny utslippssøknad (1. mai 2024) og resultatet ble ettersendt Statsforvalteren 11. november 2024. Det var usikkert om/mindre sannsynlig at det er forekomst av edelkreps i denne delen av Rakkestadelva basert på observasjoner av bunnforholdene m.m., men vurdert som nødvendig å undersøke for å oppfylle naturmangfoldlovens prinsipper om kunnskapsgrunnlag og føre-var, ref. §§ 8 og 9.

Vannområde Glomma Sør har utført undersøkelser av forekomst av edelkreps i Skiselva, oppstrøms Bodal som ikke er eldre enn to år. Sammen med Utmarksforvaltningen planlegger de i år å undersøke Dørja, samt Vatvetelva og Enessjøen med til sammen 125 teiner, dersom de får midler. Rapportene blir tilgjengelig på Vannområde Glomma Sør sine nettsider og kan ettersendes.

Det ble funnet en tynn bestand av edelkreps i Rakkestadelva ved Norconsults undersøkelse i 2024. Videreutviklingen av Bodal RA og forbedring av utslippet vil sannsynligvis ikke være tilstrekkelig til at denne isolert sett vil påvirke tetthet og forekomst av edelkreps, jf. vedlagt notat utarbeidet av Norconsult (vedlegg 3). Det er hovedsakelig inngrep i kantsone som vil ha betydning for forekomsten. Merk at eventuelle inngrep i kantsonen vil omfattes av søknader om tillatelse til inngrep i kantsonevegetasjon og/eller fysiske tiltak i vassdrag og er ikke den av utslippssøknaden for Bodal RA.

8.4.2 Brukerinteresser, naturvern, biologisk mangfold

Rakkestadelva er drikkevannskilde for Rakkestad, men vanninntaket er oppstrøms Bodal RA. Elva brukes også til rekreasjon.

Nedstrøms Bodal RA, der elva renner ut i Glomma, ligger Brekke kraftverk. Ellers er det ingen kjente brukerinteresser i Rakkestadelva nedstrøms Bodal RA som berøres av utslippet.

I Glomma er det drikkevannsutttak (Baterød VV), nedstrøms utløpet av Rakkestadelva, men på grunn av Glommas store kapasitet antas ikke vannkvaliteten å påvirkes nevneverdig (Norconsult, 2023).

Det har vært hendelser med fiskedød som følge av oksygenvinn i Rakkestadelva. Siste kjente periode med fiskedød var i 2002. Bedringen antas å skyldes omlegging av landbruket. Oksygen i elva er en del av kommunens overvåkingsprogram.

Etter gjennomgang av Naturbase, flyfoto og tidligere befaringer i området, er det ikke mistanke om biologisk mangfold som må hensyntas spesielt, unntatt tidligere registrert edelkrepsforekomst som skal undersøkes i krepsesongen 2024.

8.5 Utslipp fra Bodal renseanlegg

8.5.1 Overvåkning av resipienter

Rakkestad kommune driver resipientovervåking i en rekke større og mindre bekker med nedslagsfelt innenfor rekkevidden til det kommunale avløpsnett. Vannprøver tas ut en gang per år, og det har hovedsakelig blitt analysert for totalfosfor (Tot-P), totalnitrogen (Tot-N), totalt organisk karbon (TOC) og termotolerante koliforme bakterier (TKB) (Driftsassistansen i Viken (DaiV), 2023). I tillegg tas det prøver av elva oppstrøms og nedstrøms Bodal RA seks ganger per år (vår, sommer og høst). Oksygenivået undersøkes også, som en oppfølging av tidligere hendelser med oksygenvinn og fiskedød.

For Rakkestadelva vil utslippsverdiene overvåkes ved renseanlegget før utslipp samt oppstrøms og nedstrøms utslippet, i hhv. stasjon 21 og 22 i DaiVs undersøkelsesprogram (Driftsassistansen i Viken (DaiV), 2023).

8.5.2 Konklusjon fra miljørisikovurdering av utslippet

Fortsatt utslipp til Rakkestadelva fra Bodal RA, etter oppgradering av renseanlegget, vil gi liten endring av teoretiske konsentrasjoner av P og N i Rakkestadelva. Økologisk tilstand basert på tot-P og tot-N vil være lik som dagens tilstand (hhv. over grensen for god tilstand og svært dårlig).

Beregningene av Rakkestadelvas teoretiske restkapasitet tyder på at bidraget av fosfor og nitrogen fra andre kilder enn Bodal RA vil ha større effekt på miljøtilstanden enn høyere rensegrader og fortsatt utslipp fra Bodal RA (vedlegg 1). Dette støttes av DaiV i konklusjonen fra bekkebefaringene inkl. prøvetaking av fosfor, nitrogen og bakterier fra årene til og med 2023 (Driftsassistansen i Viken (DaiV), 2023).

Fortsatt utslipp til Rakkestadelva med MBR og omsøkte rensekrav er forventet å medføre:

- Fortsatt utslipp til en følsom resipient (teoretisk bidrag av tot-P ved omsøkte rensekrav vil være 1,8 % av totalbelastningen av fosfor i Rakkestadelva)
- Ingen endring av vannkvalitet i elva til tross for høyre rensegrad av tot-P og tot-N, jf. vedlegg 1 (men forbedring av utslipp av tot-N på ca. 36 kg/døgn fra år 2022 til 2040)
- Ingen nye inngrep i naturområder
- 6-7 ganger lavere klimagassutslipp sammenlignet med å endre utslippspunktet til Glomma
- Klart lavere kostnader for kommunen sammenlignet med utslippsledning til Glomma (over 300 MNOK høyere P50- og P85-kostnader å flytte utslippspunktet til Glomma sammenlignet med å beholde utslippspunktet i Rakkestadelva)

Glomma og Ytre Oslofjord mottar allerede utslippet fra Bodal RA som føres via Rakkestadelva. Ved å rense nitrogen vil Rakkestad kommune bidra til å redusere belastningen med nitrogen på Oslofjorden.

Behov for ytterligere undersøkelser

Resultatene fra undersøkelsene av edelkrepsforekomst vil ettersendes Statsforvalteren siste kvartal i 2024, da det ikke er mulig å gjennomføre undersøkelsene før tidligst i august 2024.

Rapport fra Glomma Sør sine sedimentundersøkelser i Rakkestadelva, som skal ferdigstilles i mai 2024, kan ettersendes.

9 Slam

9.1 Avløpslam

Slammet fra forsedimentering og ettersedimentering pumpes i dag til en fortykker (fortykker 1), som fungerer som en vanlig kontinuerlig gravitasjonsfortykker med skrapeverk i bunnen for fortykket slam og avdragsrenner for slamvann i toppen. Det fortykkede slammet pumpes videre til fortykker 2, som fungerer som en lagertank/utjevningstank før slammes pumpes batchvis til hygieniserings-anlegget. Det er ingen dekantering av slamvann fra denne fortykkeren, bare et nødoverløp nær toppen av tanken. Fortykker 2 har en strømsetter i bunnen for å holde slammet mest mulig homogent.

Bodal renseanlegg benytter i dag UTB-prosessen for å hygienisere slammet i henhold til kravene i gjødselvereforskriften. Hygieniseringsprosessen er kombinert med en råtnetank. Utråtnet slam bufres til et slamlager. Slammet avvannes så i en sentrifuge, og lagres i container før utkjøring til bønder i regionen.

I 2023 tok Bodal avløpsrenseanlegg imot til sammen 1 031 m³ slam fra Kirkeng, Rudskogen og Østbygda RA. Kommunen planlegger å fortsette mottak av slam fra ovennevnte renseanlegg i søkeperioden, dersom ikke noen av dem overfører avløpsvannet til Bodal RA.

Rejektvannet fra sentrifugen og dekanteringsvannet fra fortykker 1 samles opp i en rejektivannstank. Herfra pumpes slamvannet tilbake til innløpsrenna foran ristene, men nedstrøms innløpsprøvetakeren. Dette betyr at alt slamvann går ut i det store utjevningbassenget og blir godt blandet med innkommende avløpsvann der.

9.2 Septik slam

Bodal avløpsrenseanlegg tar også imot septikslam fra spredt avløp, slamavskillere/septiktanker og minirenseanlegg i Rakkestad kommune (totalt 5 172 m³ i 2023). Slammet behandles sammen med slam fra Bodal og andre eksterne renseanlegg.

9.3 Biogass

9.3.1 Generelt

Biogassanlegget ved Bodal RA er en integrert del av renseanlegget, hvor hensikten er å behandle slammet fra renseanlegget slik at det tilfredsstiller gjødselvereforskriftens krav til stabilisering og hygienisering av slam som skal brukes som en ressurs til gjødsel og jordforbedring på korndyrkingsarealer i regionen.

Biogassen fra råtnetanken blir i dag brent i en kjele for produksjon av varmt vann til oppvarming av prosessen og til byggoppvarming. Det finnes et gasslager som utjevner fluktuasjonene i tilførsel og forbruk, men anlegget har ingen gassfakkell for brenning av gass dersom kjelen er ute av drift.

9.3.2 BAT krav til biogassanlegg ved avløpsrenseanlegg

Størrelsen på råtnetanken ved Bodal avløpsrenseanlegg er 400 m³. Dersom vi med referanse til Norsk Vann sin Veileder for dimensjonering av avløpsrenseanlegg (Rapport 256/2020) forutsetter at maks belastning på tankene ved mesofil drift tilsvarer en minimum oppholdstid på 13 døgn (inkludert 10 % sikkerhet for årstidsvariasjoner), får vi følgende beregning:

Kapasitet på biogassanlegget = $400/13 = 31 \text{ m}^3/\text{d}$, eller når man regner med at volumvekt for vått slam er 1 tonn/m³, får vi en **kapasitet på 31 tonn slam/døgn**

Utslippssøknad - Bodal renseanlegg

Oppgradert renseanlegg fra 2029

Oppdragsnr.: **52209128** Dokumentnr.: **RIM-01** Versjon: **E06**

Dette tilsier at biogassanlegget (rånetanken) ved Bodal ligger under grensen for BAT-kravene i IE-direktivet for avfallsanlegg som er satt til **100 tonn avfall pr. døgn** når den eneste avfallshåndterings-aktiviteten er anaerob utråtning, slik det er ved Bodal.

10 Utslipp til luft

Det er ikke sannsynlig at nytt renseanlegg vil generere en økning i luktproblemer eller støy sammenlignet med i dag.

Bodal renseanlegg har luftfjerningsanlegg og skal dermed under normale driftsforhold ikke forårsake luktulempen hos naboer. Diffuse luktutslipp til luft ved mottak av septikslam ved Bodal renseanlegg kan imidlertid forekomme.

Historisk har det ikke kommet inn naboklager på lukt fra pumpestasjonene eller avløpsnett, noe som kan forklares av kort oppholdstid i nettet.

Nødutslipp av ikke forbrent biogass kan skje ved overtrykk i gass-systemet (sikkerhetsventilen på toppen av råtnetanken åpner) eller ved stans i begge varmekjelene. Slike hendelser kan medføre kortvarige utslipp av luktstoffer og metan.

10.1 Luktutslipp

Det er kun slampumper og eventuelle pumpesumper som vil ha behov for luktreduksjon, og det antas at et anlegg på om lag 1 500 m³/h basert på fotooksidasjon og kull vil være tilstrekkelig for nytt anlegg. Nytt kullfilter planlegges plassert utendørs sammen med eksisterende for å forenkle prosessen for skifte av kull. Det er foretrukket at vifte for luktreduksjonsanlegg plasseres innendørs sammen med fotooksidasjon, slik at man også enkelt kan gjenvinne eventuell varme fra systemet. Alternativt kan denne plasseres utendørs.

Tilstrekkelig støyskjerming må da etableres.

10.2 Utslipp av klimagasser

Det er ikke utført noen målinger av klimagassutslipp fra Bodal avløpsrenseanlegg.

Kommunen jobber med en rekke VA-tiltak, som separering av gammelt avløpsnett, sanering, fjerning av fremmedvann (inkl. overvannshåndtering), fjerning av driftsoverløp m.m. som vil bidra positivt mht. å redusere klimagassutslipp.

Klimagassberegning for Bodal renseanlegget viser at klimagassutslipp for utvidelse og renovering av eksisterende renseanlegg er beregnet til 4 200 tonn CO₂e. Det er kjemikalieforbruk i drift som står for det største klimagassutslippet for renseanlegget. Deretter er det produksjon av materialer som står for det nest største bidraget. Beregningsperioden er 24 år og utslippsfaktor for norsk elmiks er benyttet for driftsfasen. Ved det nye anlegget skal det føres opp solcellepanel på taket. Omleggingen til termofil slambehandling vil øke biogassproduksjonen med 30 %.

For de vurderte alternative utslippspunktene og ledningstraseene som ble vurdert i forprosjektet, har utvidelsen av eksisterende Bodal RA (alternativ D i forprosjektet) og tradisjonell MBR for Bodal RA de laveste klimagassutslippene. Alternativ D kom betydelig lavere ut enn øvrige alternativer for utslippsledning, da traseen er mye kortere enn for de andre alternativene til Glomma, noe som gir mindre behov for rørmaterialer og anleggsarbeid.

Klimagassutslipp per livsløpsfase for alternativene for ledningstrase viser at alternativ C1-a og C1-b ligger på ca. det samme utslippsnivået, med henholdsvis 2 060 og 1 990 tonn CO₂e. For begge alternativene er det materialproduksjon som står for det største klimagassutslippet, etterfulgt av utbygging og materialtransport.

Beregnete klimagassutslipp for utvidelsen av Bodal RA og fortsatt utslipp til Rakkestadelva er 310 tonn CO₂, og skiller seg dermed fra de to andre alternativene, som har 6-7 ganger høyere klimagassutslipp. For alternativ D er det materialproduksjon som står for det største klimagassutslippet.

Ved normal drift vil ikke biogass medføre klimagassutslipp. Det vil kun være ved ekstraordinære hendelser med stans av varmekjelene at uforbrent biogass kan medføre klimagassutslipp.

10.3 Beskrivelse og vurdering av støykilder

Den planlagte prosessen forventes ikke å medføre stor støybelastning på omgivelsene. Det største kilden til støy er:

- Blåsemaskiner, som etableres innendørs og med støyskjerming.
- Ventilasjonsanleggene
- Fakkell for avbrenning av overskuddsgass

Avløpsrensing og slambehandling er planlagt å skje innendørs ved det nye avløpsrensaneanlegget og den daglige driften vil ikke medføre støy som kan berøre naboer, etc.

Den eneste aktiviteten som vil innebære noe støy, er transport av kjemikalier inn til anlegget og transport av slam og sand/ristgods ut fra anlegget. Dette vil primært skje på dagtid innenfor normal arbeidstid.

10.4 Grenseverdier for støy

Det legges til grunn grenseverdier for «Industri med helkontinuerlig drift» i støyretningslinje T-1442 (2021):

Tabell 2 i T-1442 inneholder grenseverdier som angitt under:

Tabell 2: Anbefalte støygrenser ved planlegging av ny støyende virksomhet og bygging av boliger, helsebygg, fritidsboliger, skoler og barnehager. Alle grenseverdier gjelder innfallende lydtrykknivå. Forutsetninger for beregning av grenseverdiene er gitt i veiledning til retningslinjen.

Støykilde	Støynivå utenfor vinduer i rom med støyfølsomt bruksformål og på stille del av uteoppholdsareal	Støynivå utenfor soverom, natt kl. 23 - 07	Støynivå utenfor vinduer i rom med støyfølsomt bruksformål og på stille del av uteoppholdsareal dag og kveld, kl. 07 - 23	Støynivå utenfor vinduer i rom med støyfølsomt bruksformål og på stille del av uteoppholdsareal lørdager	Støynivå utenfor vinduer i rom med støyfølsomt bruksformål og på stille del av uteoppholdsareal søn-/helligdag
Industri med helkontinuerlig drift	Uten impulslyd: $L_{den} \leq 55$ dB Med impulslyd: $L_{den} \leq 50$ dB	$L_{night} \leq 45$ dB $L_{AFmax} \leq 60$ dB			

Alle støygrenser skal overholdes innenfor alle driftsdøgn.

Støygrensene gjelder all støy fra den ordinære driften av avløpsrensaneanlegg, inkludert intern transport på område til anleggene og lossing/lasting av råvare, slam etc. Støy fra bygg- og anleggsvirksomhet og fra ordinær persontransport er likevel ikke omfattet av grensene».

11 Avfall

Renseanlegget vil ikke få en betydelig økning i mengden avfall som må håndteres sammenlignet med i dag. Slam fra renseprosessen utgjør den største avfallsmengden. I tillegg vil det være behov for håndtering av avfall fra driften av anlegget, inkludert ev. kjemikalierester.

11.1 Ristgods og sand

Ristgods og sand blir vasket på anlegget og levert til hhv. forbrenning og deponi. I 2023 ble det bortkjørt 8 tonn ristgods. Den totale leveransen av sandholdig masse fra avløpssystemet var 12 tonn.

11.2 Farlig avfall

Det produseres lite avfall knyttet til drift av renseanlegget og avløpsnett. Batterier, lysstoffrør og annet farlig avfall leveres til godkjent mottak i kommunen.

12 Energi

Vannbåren varme distribueres via mengderegulert anlegg til nybygget og til kurser i fyrrommet i eksisterende bygg. Det settes av gulvplass i teknisk rom, samt stusser i røranlegg, for en fremtidig varmpumpe på 120 kW som henter ut varme fra rensset avløpsvann.

Eksisterende Bodal renseanlegg forsynes i dag fra nettstasjon sørøst på eiendommen. Nettstasjonen inneholder en stk. 630 kVA transformatorer 11 / 0,23 kV. Det legges det opp til 400 V TN-system for utvidelse av renseanlegget. Foreløpig effektbudsjett viser behov for en transformator i område 630 – 800 kVA, og videre detaljprosjektering vil avklare eksakt transformatorstørrelse.

Det skal etableres et kostnadseffektivt solcelleanlegg på tak av nytt bygg. Det er gjort innledende vurderinger som tilsier at det vil være mulig å etablere et solcelleanlegg med en merkeeffekt på ca. 72 kW, og som har en forventet energiproduksjon på ca. 54 000 kWh i året.

Det benyttes aerotempere i kombinasjon med vannbåren gulvvarme for oppvarming av prosessområdene.

Tilluftstemperatur på ventilasjon legges opp etter type rom, typisk 12 °C i bassenghall og tekniske rom og 21 °C i kontrollrom.

12.1 Rakkestad kommunes energistyringssystem

Rakkestad kommune har energistyringssystem for kommunale bygninger.

12.1.1 Energiforbruk og energisparing/-gjenvinning

Tabell 12-1 gir en oversikt over energiforbruket ved Bodal avløpsrenseanlegg og pumpestasjonene tilknyttet avløpsnett i 2022 og 2023.

Tabell 12-1. Energiforbruk ved Bodal avløpsrenseanlegg og pumpestasjoner på avløpsnett i 2022 og 2023

År	Energiforbruk kwh/år		
	Bodal avløpsrenseanlegg	Pumpestasjoner	Sum
2022	798 553	182 087	980 640
2023	702 620	216 982	919 602

13 Forebyggende tiltak og beredskap ved ekstraordinære utslipp

Kommunen har beredskapsplaner for håndtering av ekstraordinære utslipp ved Bodal RA samt overordnet beredskapsplan som dekker mer alvorlige hendelser som også kan ramme avløp, f.eks. store utslipp, svikt i kritisk infrastruktur, naturkatastrofer o.l. hvor det opprettes kriseledelse osv. Disse er under revidering, begge to.

Alle pumpestasjoner er fjernovervåket med alarm ved feilmeldinger og døgntkontinuerlig vakt.

14 Høring

Relevante høringsparter er listet opp under. Listen omfatter naboer og nærliggende virksomheter til renseanlegget og utslippsledningen. Eiendommer som grenser mot planområdet er inkludert. Rakkestad kommune er grunneier på eiendommene som ikke er listet opp under.

Under følger en liste med kontaktinformasjon til relevante høringsparter:

Berørt part

Berørt part	Postadresse	Gnr./bnr.
Egil Brattås	Tegleverksveien 34, 1894 Rakkestad	112/20
Sigurd A. Tangen	Tegleverksveien 36, 1894 Rakkestad	112/19
Yngve F. Andersen-Dahlstrøm	Tegleverksveien 38, 1894 Rakkestad	112/27
SIBO Eiendom AS	Tegleverksveien 42, 1894 Rakkestad	112/3

Interessenter

Bane NOR, postmottak@banenor.no

Direktoratet for samfunnsikkerhet og beredskap (DSB), Rambergveien 9, 3115 Tønsberg

DNT Indre Østfold, P.b. 629, Torget, 1833 Askim, indreostfold@dnt.no

DNT Nedre Glomma, Postboks 246, 1702 Sarpsborg, nedreglomma@dnt.no

Fiskeridirektoratet, Region sør, Postboks 185 Sentrum, 5804 Bergen, postmottak@fiskeridir.no

Fredrikstad kommune, Postboks 1405, 1602 Fredrikstad, postmottak@fredrikstad.kommune.no

Hvaler kommune, Storveien 32, 1680 Skjærhalden

Kystverket, Postboks 1502, 6025 Ålesund, post@kystverket.no

Nordsiden Kraft AS, Violgata 8, 1776, Halden

Naturvernforbundet i Østfold, Kirkegaten 31, 1632 Gamle Fredrikstad,
ledernaturvernforbundetostfold@gmail.com

Nedre Glomma Elveeierlag, c/o Torstein Maugesten, Maugestenveien 160, 1708 Sarpsborg

NJFF Østfold, ostfold@njff.no

Norges Vassdrags- og energidirektorat (NVE), Middelthuns gate 29, 0368 Oslo

Norsk Folkemuseum, avd. Norsk Maritim Museum, Postboks 720 Skøyen, 0214 Oslo

Oslofjordens Friluftsråd, Vaterlandsveien 23, 3470 Slemmestad, post@oslofjf.no

Østfold Bondelag v/ Rakkestad og Degernes bondelag, Løkenveien 4, 1881 Askim, ostfold@bondelaget.no

Utslippssøknad - Bodal renseanlegg

Oppgradert renseanlegg fra 2029

Oppdragsnr.: **52209128** Dokumentnr.: **RIM-01** Versjon: **E06**

Rakkestad og Degernes jegerforening, sv-kris3@online.no

Småkraft AS, Postboks 2389, Solheimsviken, 5824 Bergen, firmapost@smaakraft.no

Vannområde Glomma Sør, maria.bislingen@rakkestad.kommune.no

Østfold Energi, postmottak@ostfoldenergi.no

Østfold fylkeskommune, Postboks 220, 1702 Sarpsborg, post@viken.no

Ytre Oslofjord, Vestsidveien 2, 3403 LIER

15 Referanser

Driftsassistansen i Viken (DaiV). (2023). *Bekkebefaringer 2023, Rakkestad kommune.*

Miljødirektoratet. (u.d.). *Naturbase*. Hentet 02 28, 2023 fra
<https://geocortex02.miljodirektoratet.no/Html5Viewer/?viewer=naturbase>

NIBIO. (2022). *Trender i vannkvalitet i elver og innsjøer i Vannområde Glomma sør, trenger frem til 2021, NIBIO rapport nr. 127, vol. 8.*

NIVA. (2022). *Utredning av behovet for å redusere tilførselen av nitrogen til Ytre Oslofjord, rapport L.NR. 7723-2022.*

Norconsult. (2023). *Bodal renseanlegg, forprosjektrapport, PN7, dok.nr. RAP-PN7-1, J02.*

Norconsult AS. (2023). *Prosjektnotat 2 (PN2) - Behovsavklaring Bodal RA, NOT-VA-02, J02.*

NVE. (2023). *NEVINA*. Hentet 02 28, 2023 fra Nedbørsfelt-Vannføring-INdeks-Analyse:
<https://nevina.nve.no/>

NVE. (2023). *NEVINA*. Hentet 02 28, 2023 fra Nedbørsfelt-Vannføring-INdeks-Analyse:
<https://nevina.nve.no/>

Rakkestad kommune. (2022). *Kommuneplan for Rakkestad kommune 2022- 2034, Samfunnsdel, saksnr. 21/1600.*

Rakkestad kommune. (2024). *Egenkontrollrapport, årsrapport for avløpsdata, år 2023.*

Statsforvalteren i Oslo og Viken. (u.d.). *Søknad om tillatelse, avløp*. Hentet fra Statsforvalteren i Oslo og Viken: <https://www.statsforvalteren.no/nb/oslo-og-viken/miljo-og-klimatek/avlop/soknad-om-tillatelse/>

Utmarksforvaltningen. (2022). *Edelkrepsundersøkelser i Vannområdet Glomma Sør - Hæra og Skiselva, rapport 5.*

Vann-nett. (2023, 06 16). *Vann-nett.no*. Hentet fra Nedre del av Rakkestadelva: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/002-760-R>

Vann-nett.no. (2024, 03 24). Hentet 02 24, 2023 fra Nedre deler av Rakkestadelva, 002-760-R: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/002-760-R>

Vann-nett.no. (2024). Hentet 02 24, 2023 fra Glomma fra Vamma til Furuholmen, 002-4859-R: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/002-4859-R>

Vedlegg

Vedlegg 1

Estimat av restkapasitet med de omsøkte rensekravene

Resipientvurdering Rakkestadelva, utslipp fra Bodal RA i 2040

Rev. J06

Vannlokalitet - vannforekomst	R_elva Øvr	R_elva Øvr
Vanntype	R111	R111
	Leirvassdrag	Leirvassdrag
Stoff	P - total	N - total
Dagen konsentrasjon, iht. Vann-Nett oppdatert 03.04.2024	102 ug/l	2946 ug/l
Miljøsmål moderat/god (leirdekningsgrad 38 %)	60 ug/l	775 ug/l
Miljøsmål svært god/god (leirdekningsgrad 38 %)		550 ug/l
Avrenning		
Nedbørsfelt	463 km2	463 km2
Middelavrenning (Qn)	13,7 l/s*km2	13,7 l/s*km2
Middevannføring (uten vann gjennom RA)	6343,1 l/s	6343,1 l/s
Alminnelig lavvannsføring	1,2 l/s*km2	1,2 l/s*km2
Alminnelig lavvannsføring (uten vann gjennom RA)	555,6 l/s	555,6 l/s
Vannmende fra Bodal RA		
Vannføring gjennom RA - snitt 2022	1638 m3/d	1638 m3/d
Vannføring gjennom RA - snitt 2022	19,0 l/s	19,0 l/s
Overløp - snitt i 2022	12 m3/d	12 m3/d
Overløp - snitt i 2022	0,1 l/s	0,1 l/s
Sum vannføring fra RA	19,1 l/s	19,1 l/s
Samlet avrenning inkl. vann fra RA		
Middelvannføring. Naturlig i nedbørsfelt + RA	6362,2 l/s	6362,2 l/s
Alm. Lavvannføring. Naturlig i nedbørsfelt + RA	574,7 l/s	574,7 l/s
Dagens transport i Rakkestadelva		
Dagens transport middelvannføring	648944 ug/s	18743033 ug/s
Dagens transport middelvannføring	56,1 kg/d	1619,4 kg/d
Dagens transport alm. Lavvannføring	58619 ug/s	1693058 ug/s
Dagens transport alm. Lavvannføring	5,1 kg/d	146,3 kg/d

Tilførsel i 2022 fra Bodal RA

Inn i RA	5,8 mg/l	43,2 mg/l
Ut fra RA	0,5 mg/l	39,3 mg/l
Tilførsel til resipient gjennom RA	8,9 mg/s	745,1 mg/s
Tilførsel til resipient gjennom RA	8910,4 ug/s	745062,5 ug/s
Overløp (vannmengde overløp x innløpskonsentrasjon)	0,8 mg/s	6,0 mg/s
Overløp (vannmengde overløp x innløpskonsentrasjon)	805,6 ug/s	6000,0 ug/s
Sum tilførsel fra RA og overløp 2022	9716 ug/s	751063 ug/s
Sum tilførsel fra RA og overløp 2022	0,8 kg/dgn	64,9 kg/dgn
Prosent av total transport. Middelvannføring	1,5 %	4,0 %
Prosent av total transport. Lavvannføring	16,6 %	44,4 %

Tilførsel i 2040 fra Bodal RA

Estimert gjennomsnittlig belastning Bodal RA 2040	22 kg/dgn	146 kg/dgn
Rensegrad	93 %	80 %
Restutslipp til resipient	1,54 kg/dgn	29,2 kg/dgn
Restutslipp til resipient	17824 ug/s	337963 ug/s

Endret tilførsel til resipient fra RA 2022 til 2040

Endring fra 2022 til 2040	8108 ug/s	-413100 ug/s
Endring fra 2022 til 2040	0,7 kg/d	-35,7 kg/d

Ny konsentrasjon av P og N i resipient i 2040

Dagens transport - middelvannføring	648944 ug/s	18743033 ug/s
Ny tranport 2040 - middelvannføring	657052 ug/s	18329933 ug/s
Ny konsentrasjon i resipient ved middelvannføring	103 ug/l	2881 ug/l
	>God/moderat	Svært dårlig
Dagens transport - lavvannføring	58619 ug/s	1693058 ug/s
Ny tranport - lavvannføring	66727 ug/s	1279958 ug/s
Ny konsentrasjon i resipient ved lavvannføring, Vann-Nett	116 ug/l	2227 ug/l
Vurdering mot miljømål med restkapasitet iht. Vann-Nett	>God/moderat	Svært dårlig

Vurdering av resultater når ny konsentrasjon i Rakkestadelva ved middelvannsføring er 103 ug/l fosfor (tot-P) og 2 881 ug/l nitrogen (tot-N), og 116 ug/l tot-P og 2 227 ug/l tot-N ved lavvannsføring.

Fosfor

I 2022 utgjorde det teoretiske bidraget av tot-P fra Bodal RA ca. 1,5 % ved middelvannsføring og ca. 17 % ved lavvannsføring.

Det blir en liten økning (0,7 kg/d) i P-tilførsel fra Bodal RA fra 2022 til 2040, med en rensegrad på 93 %. Ved middelvannsføring gir dette minimalt utslag i konsentrasjon i Rakkestadelva i 2040, på 103 ug/l, sammenlignet med dagens konsentrasjon på 102 ug/l. Ved lavvannsføring vil utslippet gi en P-konsentrasjon i Rakkestadelva på 116 ug/l). Økologisk tilstand basert på tot-P vil være uendret fra dagens tilstand, dvs. over grensen for god/moderat tilstand, på 60 ug/l tot-P for leirvassdrag med dekningsgrad på 38 %.

Nitrogen

I 2022 utgjorde det teoretiske bidraget av tot-N fra Bodal RA ca. 4 % ved middelvannsføring og ca. 44 % ved lavvannsføring.

Nitrogenrensing på 80 % vil gi ca. 36 kg/døgn redusert tilførsel av N fra rensenalegget per døgn fra 2022 til 2040. Ved middelvannsføring er dette ganske lite av den samlede transporten av N i elva og reduksjonen av teoretisk N-konsentrasjon fra 2022 til 2040 er dermed ganske liten. Utslipet fra Bodal RA vil ikke endre tilstanden for tot-N sammenlignet med dagens tilstand (svært dårlig).

Redusert tilførsel av tot-N fra Bodal RA vil medføre at tilstanden for tot-N bedres fra dagens tilstand (svært dårlig) til en bedre tilstandsklasse (dårlig).

Konklusjon

Forbehold og forutsetninger

MERK: Dette er en teoretisk beregning med de inngangsverdiene som er gitt og den metoden som er benyttet. Det er mange variabler denne beregningen ikke fanger opp, men resultatene skal likevel gi et hovedinntrykk av effekten av de tiltakene som er foreslått, her effektene av Bodal RA i 2050. Dersom det kreves mer forståelse av effekt til forskjellige tider av året må man gå over til mer avanserte regneark eller modellering. Det vil likevel være utfordrende å modellere alle forhold herunder også fremtidige endringer i f.eks. landbruksdrift og andre påvirkninger i nedbørsfeltet.

Informasjon om regnearket

Beregningspunkter

- R_elv Øvr. Rakkestadelva ved dagens utløpspunkt ved/i Hølen

Nedbørsfeltdata er hentet fra NEVINA

Data om tilstand i vann er hentet fra Vann-nett den dagen arbeidet med aktuelt tema ble utført. Per 5. april 2024 ble dette hentet 3. april 2024. Målt konsentrasjon er fra 2022. Det kan være vesentlige usikkerheter med disse inngangsverdiene avhengig av hvor i elva hovedovervåkingen er gjort og hvilke verdier som er lagt til grunn for klassifiseringen i Vann-nett. Det er 11 stasjoner med data i Vannmiljø som potensielt kan inngå i klassifiseringen.

Bruk av konsentrasjonen i elva er basert på data fra Vann-nett og fanger ikke opp normale variasjoner gjennom året. Gjennom året kan konsentrasjonen av N og P i elva være lavere, da det kan være mindre avrenning fra bl.a. landbruk. På den annen side vil ev. påvirkning fra renseanlegg og andre konstante tilførsler få større betydning. Disse nyansene fanges ikke opp i beregningene som er utført.

Det er ikke tatt høyde for klimapåslag i samlet avrenning.

Beregningen legger til grunn samme vannmengde gjennom RA i 2040 som i 2022. Reelt kan det bli en økning, men det antas at økningen utgjør inntil noen få prosent i forhold til resipienten. Dette er langt innenfor usikkerheten i beregningene.

Middelvannføring/ Midlere vannføring	Q _N	m ³ /s	Midlere (gjennomsnittlig) vannføring i en gitt referanseperiode (som regel 30 år). Middelvannføringen bestemmes ut fra observasjoner i feltet eller ut fra avrenningskart for gjeldende normalperiode. Eventuelt kan man benytte den lengste tilgjengelige dataserien man vurderer kan være representativ for feltet.
---	----------------	-------------------	--

Data Vann-nett 2022 (målt)	119 ug/l	4070 ug/l
Gj.snitt DaiV målt 2018-2022	51 ug/l	2412 ug/l
Data snitt fra 2013-2019 (Vann-Nett)	84 ug/l	2223 ug/l
	29 ug/l	775 ug/l
	20 ug/l	550 ug/l

Nedbørsfelt

463 km2

463 km2



Vedlegg 2

Resipientvurdering og estimat av restkapasitet, versjon J04 fra forprosjektrapport

Resipientvurdering Bodal RA mot Rakkestadelva (fane 1 og 2) og Glomma (fane 3)

Rev. J03

Vannlokalitet - vannforekomst	R_elva Øvr	R_elva Øvr
Vanntype	R111	R111

Stoff	P - total	N - total
Dagens konsentrasjon, iht. Vann-Nett oppdatert 10.03.2023	87 ug/l	2850 ug/l
Miljøsmål moderat/god	60 ug/l	775 ug/l
Miljøsmål svært god/god		550 ug/l

Avrenning		
Nedbørsfelt	463 km2	463 km2
Middelavrenning (Qn)	13,7 l/s*km2	13,7 l/s*km2
Middevannføring (uten vann gjennom RA)	6343,1 l/s	6343,1 l/s
Alminnelig lavvannsføring	1,2 l/s*km2	1,2 l/s*km2
Alminnelig lavvannsføring (uten vann gjennom RA)	555,6 l/s	555,6 l/s

Vannmende fra Bodal RA		
Vannføring gjennom RA - snitt 2022	1638 m3/d	1638 m3/d
Vannføring gjennom RA - snitt 2022	19,0 l/s	19,0 l/s
Overløp - snitt i 2022	12 m3/d	12 m3/d
Overløp - snitt i 2022	0,1 l/s	0,1 l/s
Sum vannføring fra RA	19,1 l/s	19,1 l/s

Samlet avrenning inkl. vann fra RA		
Middelvannføring. Naturlig i nedbørsfelt + RA	6362,2 l/s	6362,2 l/s
Alm. Lavvannføring. Naturlig i nedbørsfelt + RA	574,7 l/s	574,7 l/s

Dagens transport i Rakkestadelva		
Dagens transport middelvannføring	551602 ug/s	18132262 ug/s
Dagens transport middelvannføring	47,7 kg/d	1566,6 kg/d
Dagens transport alm. Lavvannføring	49826 ug/s	1637887 ug/s
Dagens transport alm. Lavvannføring	4,3 kg/d	141,5 kg/d

Tilførsel i 2022 fra Bodal RA		
Inn i RA	5,8 mg/l	43,2 mg/l
Ut fra RA	0,5 mg/l	39,3 mg/l
Tilførsel til resipient gjennom RA	8,9 mg/s	745,1 mg/s
Tilførsel til resipient gjennom RA	8910,4 ug/s	745062,5 ug/s
Overløp (vannmengde overløp x innløpskonsentrasjon)	0,8 mg/s	6,0 mg/s
Overløp (vannmengde overløp x innløpskonsentrasjon)	805,6 ug/s	6000,0 ug/s
Sum tilførsel fra RA og overløp 2022	9716 ug/s	751063 ug/s
Sum tilførsel fra RA og overløp 2022	0,8 kg/dgn	64,9 kg/dgn
Prosent av total transport. Middelvannføring	1,8 %	4,1 %
Prosent av total transport. Lavvannføring	19,5 %	45,9 %

Tilførsel i 2050 fra Bodal RA		
Estimert belastning Bodal RA 2050	15 kg/dgn	103 kg/dgn
Rensegrad	95 %	90 %
Restutslipp til resipient	0,75 kg/dgn	10,3 kg/dgn
Restutslipp til resipient	8681 ug/s	119213 ug/s

Endret tilførsel til resipient fra RA 2022 til 2050		
Endring fra 2022 til 2050	-1035 ug/s	-631850 ug/s
Endring fra 2022 til 2050	-0,1 kg/d	-54,6 kg/d

Ny konsentrasjon av P og N i resipient i 2050		
Dagens transport - middelvannføring	551602 ug/s	18132262 ug/s
Ny transport 2050 - middelvannføring	550567 ug/s	17500413 ug/s
Ny konsentrasjon i resipient ved middelvannføring	87 ug/l	2751 ug/l

> God/Moderat

Svært dårlig

Dagens transport - lavvannføring	49826 ug/s	1637887 ug/s
Ny transport - lavvannføring	48791 ug/s	1006038 ug/s
Ny konsentrasjon i resipient ved lavvannføring, Vann-Nett	85 ug/l	1751 ug/l
Vurdering mot miljømål med restkapasitet iht. Vann-Nett	> God/Moderat	Dårlig

Vurdering av resultater når ny konsentrasjon i Rakkestadelva ved middelvannsføring er 87 ug/l fosfor (P) og 2 751 ug/l nitrogen (N), og 85 ug/l fosfor og 1 751 ug/l nitrogen ved lavvannsføring.

Fosfor

Det blir minimal reduksjon (- 0,1 kg/d) i P-tilførsel fra Bodal RA fra 2022 til 2050, selv med en rensegrad på 95 %. Ved middelvannføring gir dette ingen utslag i konsentrasjon i Rakkestadelva i 2050 sammenlignet med dagens konsentrasjon. Ved lavvannføring vil reduksjonen på 2 % gi noe reduksjon av P-konsentrasjonen i Rakkestadelva, men økologisk tilstand basert på tot-P vil være uendret fra dagens tilstand.

Nitrogen

I 2022 utgjorde det teoretiske bidraget av N fra Bodal RA ca. 2,9 % ved middevannføring og 32 % ved lavvannføring.

Nitrogenrensing på 90 % vil gi ca. 55 kg redusert tilførsel av N fra renseanlegget fra 2022 til 2050 per døgn. Ved middelvannføring er dette ganske lite av den samlede transporten av N i elva og reduksjonen av teoretisk N-konsentrasjon fra 2022 til 2050 er dermed ganske liten. Utslippet fra Bodal RA vil ikke endre tilstanden for tot-N sammenlignet med dagens tilstand (svært dårlig).

Redusert tilførsel fra Bodal RA vil gi relativt større effekt på teoretisk N-konsentrasjon i elva ved lavvannføring, og medføre tilstanden for tot-N bedres fra dagens tilstand (svært dårlig) til en bedre tilstandsklasse (dårlig).

Konklusjon

Fortsatt utslipp til Rakkestadelva fra Bodal RA, etter oppgradering av renseanlegget, vil gi liten endring av teoretiske konsentrasjoner av P og N i Rakkestadelva og økologisk tilstand basert på tot-P vil være lik som dagens tilstand (moderat).

Forbehold og forutsetninger

MERK: Dette er en teoretisk beregning med de inngangsverdiene som er gitt og den metoden som er benyttet. Det er mange variabler denne beregningen ikke fanger opp, men resultatene skal likevel gi et hovedinntrykk av effekten av de tiltakene som er foreslått, her effektene av Bodal RA i 2050. Dersom det kreves mer forståelse av effekt til forskjellige tider av året må man gå over til mer avanserte regneark eller modellering. Det vil likevel være utfordrende å modellere alle forhold herunder også fremtidige endringer i f.eks. landbruksdrift og andre påvirkninger i nedbørsfeltet.

Informasjon om regnearket

Beregningspunkter

- R_elv Øvr. Rakkestadelva ved dagens utløpspunkt ved/i Hølen
- Glomma. Glomma et lite stykke nedstrøms innløpet fra Rakkestadelva

Nedbørsfelldata er hentet fra NEVINA

Data om tilstand i vann er hentet fra Vann-nett den dagen arbeidet med aktuelt tema ble utført. Per 24.03.2023 ble dette hentet 24.03.2023. Målt konsentrasjon er fra 2022. Det kan være vesentlige usikkerheter med disse inngangsverdiene avhengig av hvor i elva hovedovervåkingen er gjort og hvilke verdier som er lagt til grunn for klassifiseringen i Vann-nett. Det er 11 stasjoner med data i Vannmiljø som potensielt kan inngå i klassifiseringen. Til sammenligning er gjennomsnittskonsentrasjoner målt årlig av DaiV fra 2018-2022 vist i dette arket for Rakkestadelva og brukt som anvendte inngangsverdier i ark 2 "Rakkestadelva DaiV målinger".

Bruk av konsentrasjonen i elva er basert på data fra Vann-nett og fanger ikke opp normale variasjoner gjennom året. Gjennom året kan konsentrasjonen av N og P i elva være lavere, da det kan være mindre avrenning fra bl.a. landbruk. På den annen side vil ev. påvirkning fra renseanlegg og andre konstante tilførsler få større betydning. Disse nyansene fanges ikke opp i beregningene som er utført.

Det er ikke tatt høyde for klimapåslag i samlet avrenning.

Beregningen legger til grunn samme vannmengde gjennom RA i 2050 som i 2022. Reelt kan det bli en økning, men det antas at økningen utgjør inntil noen få prosent i forhold til resipienten. Dette er langt innenfor usikkerheten i beregningene.

Rensegraden for P og N er satt til hhv. 95 % og 90 %, som er sannsynlig å få til med beste tilgjengelig teknologi, og for å vise effekten en høy rensegrad vil ha på miljøtilstanden basert på P og N.

Beregningen legger til grunn av avløpsvann til Bodal RA kommer utenfor nedbørsfeltet til Rakkestadelva. Om det likevel kommer fra samme felt er den prosentvise feilen langt innenfor feilmarginene i regnearket.

	R_elva Øvr. R108 P	R_elva Øvr. R108 N
Data Vann-nett 2022 (målt)	119 ug/l	4070 ug/l
Gj.snitt DaiV målt 2018-2022	51 ug/l	2412 ug/l
Data snitt fra 2013-2019 (Vann-Nett)	84 ug/l	2223 ug/l
	29 ug/l	775 ug/l
	20 ug/l	550 ug/l
Nedbørsfelt	463 km2	463 km2

Resipientvurdering Bodal RA mot Rakkestadelva DaiV

Vannlokalitet - vannforekomst	R_elva Øvr	R_elva Øvr
Vanntype	R11	R108

Stoff	P - total	N - total
Dagen konsentrasjon, iht. DaiV-rapport 2022	51 ug/l	2412 ug/l
Miljøsmål moderat/god	60 ug/l	775 ug/l
Miljøsmål svært god/god		550 ug/l

Avrenning		
Nedbørsfelt	463 km ²	463 km ²
Middelavrenning (Qn)	13,7 l/s*km ²	13,7 l/s*km ²
Middevannføring (uten vann gjennom RA)	6343,1 l/s	6343,1 l/s
Alminnelig lavvannsføring	1,2 l/s*km ²	1,2 l/s*km ²
Alminnelig lavvannsføring (uten vann gjennom)	555,6 l/s	555,6 l/s

Vannmende fra Bodal RA		
Vannføring gjennom RA - snitt 2022	1638 m ³ /d	1638 m ³ /d
Vannføring gjennom RA - snitt 2022	19,0 l/s	19,0 l/s
Overløp - snitt i 2022	12 m ³ /d	12 m ³ /d
Overløp - snitt i 2022	0,1 l/s	0,1 l/s
Sum vannføring fra RA	19,1 l/s	19,1 l/s

Samlet avrenning inkl. vann fra RA		
Middelvannføring. Naturlig i nedbørsfelt + RA	6362,2 l/s	6362,2 l/s
Alm. Lavvannføring. Naturlig i nedbørsfelt + RA	574,7 l/s	574,7 l/s

Dagens transport i Rakkestadelva		
Dagens transport middelvannføring	325744 ug/s	15345620 ug/s
Dagens transport middelvannføring	28,1 kg/d	1325,9 kg/d
Dagens transport alm. Lavvannføring	29424 ug/s	1386170 ug/s
Dagens transport alm. Lavvannføring	2,5 kg/d	119,8 kg/d

Tilførsel i 2022 fra Bodal RA		
Inn i RA	5,8 mg/l	43,2 mg/l
Ut fra RA	0,5 mg/l	39,3 mg/l
Tilførsel til resipient gjennom RA	8,9 mg/s	745,1 mg/s
Tilførsel til resipient gjennom RA	8910,4 ug/s	745062,5 ug/s
Overløp (vannmengde overløp x innløpskonse)	0,8 mg/s	6,0 mg/s
Overløp (vannmengde overløp x innløpskonse)	805,6 ug/s	6000,0 ug/s
Sum tilførsel fra RA og overløp 2022	9716 ug/s	751063 ug/s
Sum tilførsel fra RA og overløp 2022	0,8 kg/dgn	64,9 kg/dgn
Prosent av total transport. Middelvannføring	3,0 %	4,9 %
Prosent av total transport. Lavvannføring	33,0 %	54,2 %

Tilførsel i 2050 fra Bodal RA		
Estimert belastning Bodal RA 2050	15 kg/dgn	103 kg/dgn
Rensegrad	95 %	90 %
Restutslipp til resipient	0,75 kg/dgn	10,3 kg/dgn

Restutslipp til resipient	8681 ug/s	119213 ug/s
---------------------------	-----------	-------------

Endret tilførsel til resipient fra RA 2022 til 2050

Endring fra 2022 til 2050	-1035 ug/s	-631850 ug/s
Endring fra 2022 til 2050	-0,1 kg/d	-54,6 kg/d

Ny konsentrasjon av P og N i resipient i 2050

Dagens transport - middelvannføring	325744 ug/s	15345620 ug/s
Ny transport 2050 - middelvannføring	324709 ug/s	14713770 ug/s
Ny konsentrasjon i resipient ved middelvannfø	51 ug/l	2313 ug/l

Dagens transport - lavvannføring	29424 ug/s	1386170 ug/s
Ny transport - lavvannføring	28389 ug/s	754320 ug/s
Ny konsentrasjon i resipient ved lavvannføring	49 ug/l	1313 ug/l

Vurdering mot miljømål med restkapasitet iht **< God/Moderat** **Moderat**

Vurdering resultater når ny kons middelv P 51 ug/l og N 2313 ug/l, og lavvf P 49 ug/l og N 1313 ug/l.

Inngangsverdiene for dagens tilstand basert på gjennomsnitt fra de årlige bekkekontrollene fra 2018-2022 utført av DaiV for å sammenligne med restkapasitet basert på verdiene registrert i Vann-Nett.

Det er mindre gap mellom dagens tilstand og miljømål "god" for fosfor og nitrogen med antatt tilførsel fra Bodal RA i år 2050 sammenlignet med beregningene basert på dagens tilstand i Vann-Nett per 30.03.2023.

Fosfor

Det blir en svak teoretisk reduksjon i P-tilførsel fra Bodal RA fra 2022 til 2050. Ved middelvannføring gir dette minimalt utslag i konsentrasjon i Rakkestadelva i 2050, på - 2 ug/l.

Nitrogen

I 2022 utgjør det teoretiske bidraget av N fra Bodal RA 33 % ved middevannføring og 54 % ved lavvannføring.

Nitrogenrensing på 90 % vil gi 55 kg/døgn redusert tilførsel av N fra rensenlegget fra 2022 til

	R_elva Øvr. R108 P	R_elva Øvr. R108 N
Data Vann-nett 2022 (målt)	119 ug/l	4070
Gj.snitt DaiV målt 2018-2022 oppstrøms	51 ug/l	2412
Data snitt fra 2013-2019 (Vann-Nett)	84 ug/l	2223
	29 ug/l	775
	20 ug/l	550
Nedbørsfelt	463 km ²	463

Resipientvurdering Bodal RA mot Glomma

Vannlokalitet - vannforekomst	Glomma	Glomma
Vanntype	R108	R108

Stoff	P - total	N - total
Dagen konsentrasjon	10,3 ug/l	516,5 ug/l
Øvre klassegrense moderat/god	29 ug/l	775 ug/l
Miljømål svært god/god	20 ug/l	550 ug/l

Avrenning		
Nedbørsfelt	41494 km2	41494 km2
Middelavrenning (Qn)	16,8 l/s*km2	16,8 l/s*km2
Middevannføring (uten vann gjennom RA)	697099 l/s	697099 l/s
Alminnelig lavvannsføring	0,00963995 l/s*km2	0,00963995 l/s*km2
Alminnelig lavvannsføring (uten vann gjennom R)	400000 l/s	400000 l/s

Vannmende fra Bodal RA		
Vannføring gjennom RA - snitt 2022	1638 m3/d	1638 m3/d
Vannføring gjennom RA - snitt 2022	19,0 l/s	19,0 l/s
Overløp - snitt i 2022	12 m3/d	12 m3/d
Overløp - snitt i 2022	0,1 l/s	0,1 l/s
Sum vannføring fra RA	19,1 l/s	19,1 l/s

Samlet avrenning inkl. vann fra RA		
Middelvannføring. Naturlig i nedbørsfelt + RA	697118,3 l/s	697118,3 l/s
Alm. Lavvannføring. Naturlig i nedbørsfelt + RA	400019,1 l/s	400019,1 l/s

Dagens transport i Glomma		
Dagens transport middelvannføring	7180318 ug/s	360061601 ug/s
Dagens transport middelvannføring	620,4 kg/d	31109,3 kg/d
Dagens transport alm. Lavvannføring	4120197 ug/s	206609864 ug/s
Dagens transport alm. Lavvannføring	356,0 kg/d	17851,1 kg/d

Tilførsel i 2022 fra Bodal RA		
Inn i RA	5,8 mg/l	43,2 mg/l
Ut fra RA	0,5 mg/l	39,3 mg/l
Tilførsel til resipient gjennom RA	8,9 mg/s	745,1 mg/s
Tilførsel til resipient gjennom RA	8910,4 ug/s	745062,5 ug/s
Overløp (vannmengde overløp x innløpskonsent)	0,8 mg/s	6,0 mg/s
Overløp (vannmengde overløp x innløpskonsent)	805,6 ug/s	6000,0 ug/s
Sum tilførsel fra RA og overløp 2022	9716 ug/s	751063 ug/s
Sum tilførsel fra RA og overløp 2022	0,8 kg/dgn	64,9 kg/dgn
Prosent av total transport. Middelvannføring	0,1 %	0,2 %
Prosent av total transport. Lavvannføring	0,2 %	0,4 %

Tilførsel i 2050 fra Bodal RA		
Estimert belastning Bodal RA 2050	15 kg/dgn	103 kg/dgn
Rensegrad	90 %	90 %
Restutslipp til resipient	1,5 kg/dgn	10,3 kg/dgn
Restutslipp til resipient	17361 ug/s	119213 ug/s

Endret tilførsel til resipient fra RA 2022 til 2050		
Endring fra 2022 til 2050	7645 ug/s	-631850 ug/s
Endring fra 2022 til 2050	0,7 kg/d	-54,6 kg/d

Ny konsentrasjon av P og N i resipient i 2050

Dagens transport - middelvannføring	7180318 ug/s	360061601 ug/s
Ny transport 2050 - middelvannføring	7187964 ug/s	359429751 ug/s
Ny konsentrasjon i resipient ved middelvannføring	10 ug/l	516 ug/l
Dagens transport - lavvannføring	4120197 ug/s	206609864 ug/s
Ny transport - lavvannføring	4127842 ug/s	205978014 ug/s
Ny konsentrasjon i resipient ved lavvannføring	10 ug/l	515 ug/l
Vurdering av miljøtilstand	Svært god	Svært god

Vurdering resultater når ny konsentrasjon i Glomma ved middelvannføring er 10 ug/l fosfor (P) og 516 ug/l nitrogen (N), og 10 ug/l fosfor og 515 ug/l nitrogen ved lavvannføring.

Glomma er i svært god tilstand både for totalt fosfor og totalt nitrogen. Det er en teoretisk restresipientkapasitet på 35 ug/l nitrogen og 10 ug/l fosfor før klassegrensene for disse parameterne overskrides.

Fosfor

Ved middelvannføring og valgt lavvannføring, og en rensegrad på 90 % fosfor, vil konsentrasjon i resipient være på 10 ug/l og godt innenfor klassegrensen for "svært god tilstand".

Nitrogen

Ved middelvannføring og valgt lavvannføring, og en rensegrad på 90 % nitrogen vil teoretisk konsentrasjon i resipient være innenfor klassegrensen for "svært god tilstand" på 516 og 515 ug/l ved hhv. middel- og lavvannføring.

Konklusjon

Rensegrader på 90 % for nitrogen og fosfor vil ha minimal påvirkning på restkapasiteten i Glomma.

R_elva Ned R108 P	R_elva Ned R108 N	Glomma R108 P	Glomma R108 N
119 ug/l	4070 ug/l		
84 ug/l	2223 ug/l	## ug/l	516,9
29 ug/l	775 ug/l	29 ug/l	775
20 ug/l	550 ug/l	20 ug/l	550
463 km2	463 km2	## km2	41494

Forbehold og forutsetninger

MERK: Dette er en teoretisk beregning med de inngangsverdiene som er gitt og den metoden som er benyttet. Det er mange variabler denne beregningen ikke fanger opp, men resultatene skal likevel gi et hovedinntrykk av effekten av de tiltakene som er foreslått, her effektene av Bodal RA i 2050. Dersom det kreves mer forståelse av effekt til forskjellige tider av året må man gå over til mer avanserte regneark eller modellering. Det vil likevel være utfordrende å modellere alle forhold herunder også fremtidige endringer i f.eks. landbruksdrift og andre påvirkninger i nedbørsfeltet.

Informasjon om regnearket

Beregningspunkter

- R_elv Øvr. Rakkestadelva ved dagens utløpspunkt ved/i Hølen
- Glomma. Glomma et lite stykke nedstrøms innløpet fra Rakkestadelva

Nedbørsfeltdata er hentet fra NEVINA.

Data om tilstand i vann er hentet fra Vann-nett den dagen arbeidet med aktuelt tema ble utført. Per 28.02.2023 ble dette hentet 28.02.2023 for Glomma. Tidsserien er fra 2013 til 2017. Det kan være vesentlige usikkerheter med disse inngangsverdiene avhengig av hvor i elva hovedovervåkingen er gjort og hvilke verdier som er lagt til grunn for klassifiseringen av vann-nett. Det er 11 stasjoner med data i Vannmiljø som potensielt kan inngå i klassifiseringen.

Bruk av gjennomsnittskonsentrasjon i elva er basert på data fra Vann-nett og fanger ikke opp normale konsentrasjoner, men beregner f.eks. for alminnelig lavvannføring. Resipienten er et regulert vassdrag og lavvannsføringen på ca. 400 m³/s er hentet fra stasjon Sarpsfoss som er en av de nærmeste stasjonene. Konsentrasjonen av N og P i elva vil være lavere enn gjennomsnittet da det kan være mindre avrening fra bl.a. landbruk. På den annen side vil ev. påvirkning fra renseanlegg og andre konstante tilførsler få større betydning. Disse nyansene fanges ikke opp i beregningene som er utført.

Det er ikke tatt høyde for klimapåslag i samlet avrenning.

Beregningen legger til grunn samme vannmengde gjennom RA i 2050 som i 2022. Reelt kan det bli en økning, men det antas at økningen utgjør inntil noen få prosent i forhold til resipienten. Dette er langt innenfor utsikkerheten i beregningene.

Vedlegg 3

Resultat fra edelkrepsundersøkelse

Oppdragsgiver: **Rakkestad kommune**
Oppdragsnr.: **52209128** Dokumentnr.: **RIM-03**

Til: Rakkestad kommune / Statsforvalteren i Østfold, Buskerud, Oslo og Akershus
Fra: Norconsult Norge AS v/Kjetil Sandem
Dato: 2024-08-23

► Kartlegging av edelkreps i Rakkestadelva ved Bodal RA

Bakgrunn

Rakkestad kommune har engasjert Norconsult Norge AS til å bistå med videreutvikling av dagens avløpsrenselsøsning i kommunen og utarbeide søknad om utslippstillatelse for nye Bodal renseanlegg (Bodal RA). Utslipp av rensed avløpsvann vil bli ført ut til Rakkestadelva via eksisterende utslippsledning.

Edelkreps er påvist ved relativt nylige undersøkelser lenger opp i vassdraget, men uten at det er gjennomført undersøkelser i elvas hovedløp i nærheten av tiltaksområdet og videre nedstrøms mot utløpet til Glomma. For å styrke kunnskapsgrunnlaget er det derfor gjennomført en kartlegging av edelkreps i tiltaksområdet. Dette notatet oppsummerer resultatene fra undersøkelsen, samt at det gis en vurdering av hvordan nytt renseanlegg kan påvirke resipientens egnethet som leveområde for edelkreps. Notatet ettersendes som et supplement til utslippssøknaden.

Metode

Det ble satt 20 teiner på en strekning fra ca. 80 meter oppstrøms til 150 meter nedstrøms utslippspunktet, i perioden 8.-9. august 2024 (figur 1). Det ble benyttet spiralformede teiner med dobbel inngang og 12-14 mm maskevidde, som ble satt enkeltvis fra land med minst 5-10 meter avstand. Kyllingvinger ble benyttet som agn.

All kreps ble lengdemålt og kjønnsbestemt før de ble sluppet tilbake til fangststed. I tillegg ble hardhet på skallet notert.

Bestandsstørrelse er vurdert ut fra gjennomsnitt antall kreps i hver teine basert på kategorier vist i tabell 1.

Tabell 1. Kategorier for vurdering av krepsebestand basert på prøvefiske med teiner.

Antall fangede kreps per teine per natt	
<0,5	Tynn bestand
0,5 – 2,5	Tynn til middels bestand
2,5 – 5	Høy bestand
>5	Svært høy bestand

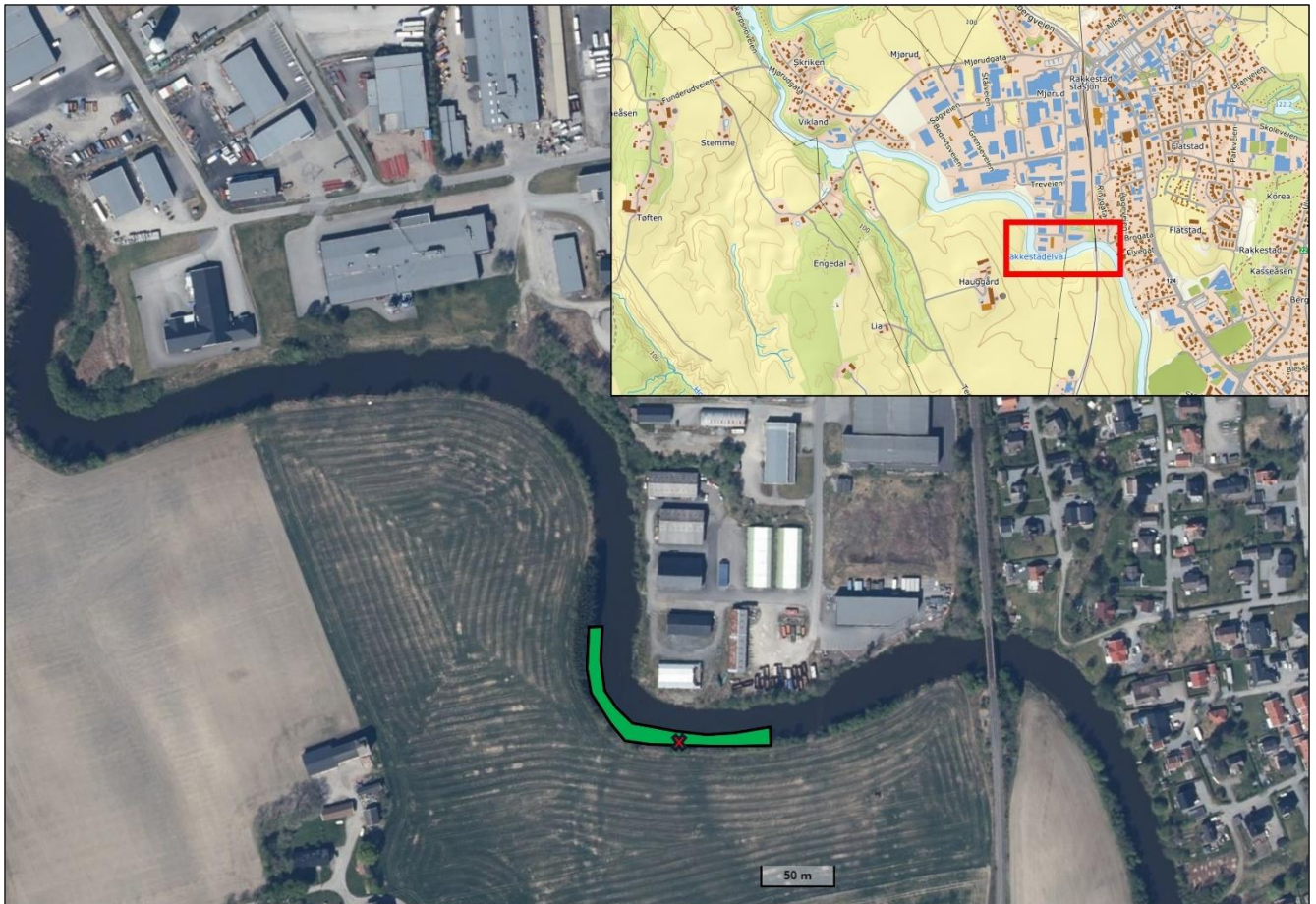
Alle teiner var desinfisert og tørket i forkant av prøvekrepsingen.

Det ble gjort en skjønsmessig vurdering av lokalitetens egnethet for kreps i forbindelse med prøvekrepsingen. Forholdene for visuell kartlegging var svært begrenset grunnet dårlig sikt og begrenset mulighet for vading i elvekanten. For bunntype kan det imidlertid grovt skilles mellom følgende kategorier:

- **Mykbunn** – bunnsstrat med fint sediment som er for løst til at krepsen kan grave huler

- **Hardbunn** – grus, sand- eller fast bunn (først og fremst leire) egnet for at kreps kan grave huler
- **Stenbunn** – fellesbetegnelse for bunn der substratet domineres av stein i ulike fraksjoner som gir skjul mellom steinene

I tillegg er gjerne faktorer som kantvegetasjon, dødt trevirke i elva etc. relevante faktorer for å vurdere habitat.



Figur 1. Kartleggingsområdet for edelkrepsundersøkelser høsten 2024 er vist med grønn skravur. Rødt kryss viser utslippspunktet fra Bodal renseanlegg til Rakkestadelva.

Eksisterende kunnskap om edelkreps i vassdraget

Det er så vidt Norconsult bekjent ikke gjennomført prøvekrepsering i Rakkestadelvas hovedløp. Imidlertid ble det gjennomført undersøkelser i blant annet Skiselva mellom Ertevatnet og Rakkestadelva i regi av Vannområde Glomma sør for Øyeren i 2022. Det ble totalt satt 30 teiner i elva, med en fangst på 73 individer (Aarseth Krøgenes, et al., 2022). Dette indikerer en middels bestandstetthet.

Under feltarbeidet ble Norconsult gjort oppmerksom av grunneier at edelkreps forekommer i relevant del av Rakkestadelva, og at det krepseres noe i området. Inntrykket fra lokalkjente (Haugaard, 2024) er at det er en tynn edelkrepsbestand i elva fra Haugaard kraftverk/Svaleveien og videre oppstrøms omtrent til områdene ved Bodalsbrua (RV22) / Rakkestad stadion, men at det derfra stedvis er høyere tettheter. Det ble i 2023 krepset med 5 teiner rett nedstrøms Haugaard kraftverk, og det ble her fanget to kreps. Haugaard var ikke

kjent med om edelkreps i dag finnes videre nedstrøms i Rakkestadelva. Det generelle inntrykket er at edelkrepsbestanden er mer robust jo lenger oppstrøms man kommer, men det presiseres at dette inntrykket er basert på punktvisse lokaliteter der det foregår krepsering og at noen av disse områdene kan ha økte tettheter som følge av blant annet sprengsteinfyllinger og/eller innslag av stein/fjell. Det skal også her nevnes at det den 14.-15. august 2024 ble fanget 27 edelkreps på 8 teiner som var fordelt i området fra Haugaard gård og videre oppstrøms forbi jernbanen mot Rakkestad stadion (Haugaard, 2024). Denne fangsten indikerer en høy bestand av edelkreps.

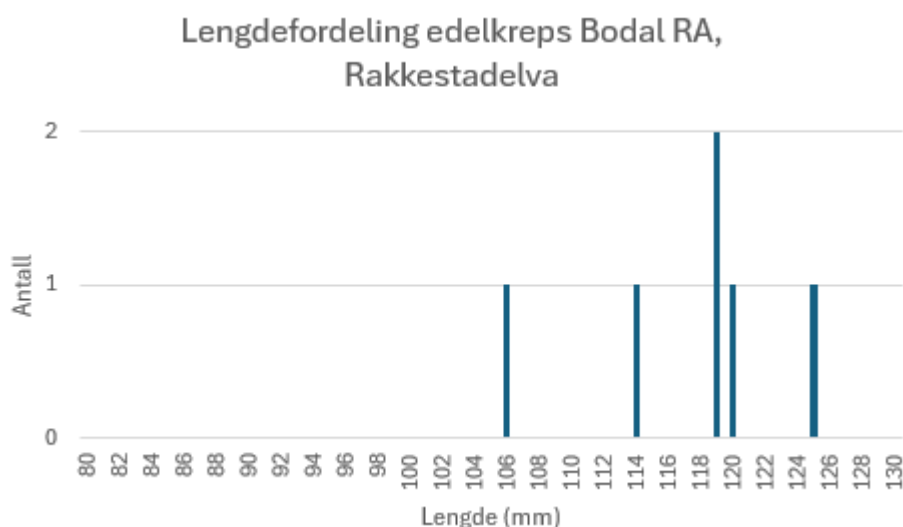
Det ble i 2020 påvist signalkreps i Glommas hovedløp ved Fossum i Askim (Sandem, 2020), oppstrøms Rakkestadelvas utløp i Glomma. Senere kartlegginger av signalkreps i elva har vist at signalkrepsen har økt både i romlig utbredelse og i tettheter (Sandem, 2023). Det må derfor antas at eventuelle edelkrepsbestander i Glommas hovedløp nedstrøms Fossum samt tilløpsbekker nedstrøms første vandringshinder vil gå tapt. Dammen ved Brekke er etter all sannsynlighet vandringshindrende for kreps, med forbehold om at dette ikke er undersøkt i felt. I så tilfelle vil det kun være en svært liten del av Rakkestadelva som vil være tilgjengelig for pestbærende signalkreps.

Resultater

Fangst

Det ble totalt fanget seks edelkrepser, hvilket gir en tetthet på 0,3 ind./teinedøgn. Fangsten indikerer en tynn bestand i kartleggingsområdet. Det ble fanget kreps på hele den kartlagte strekningen, og fangsten var relativt jevnt fordelt uten registrerte forskjeller i tetthet innad på strekningen. Det ble ikke fanget mer enn ett individ per teine.

Krepsen var gjennomgående av stor størrelse, og varierte fra 106-125 mm lengde med gjennomsnittslengde 117 mm (figur 2). Samtlige edelkreps var dermed godt over kjønnsmoden størrelse.



Figur 2. Lengdefordeling til den teinefangede edelkrepsen ved utslippspunkt til Bodal RA, august 2024.

Av de 6 krepserne var 3 hunnkreps, hvilket gir en andel hunnkreps på 0,5.

To av de fangede krepsene hadde antydning til mykt skall, men hadde ikke nylig gjennomført skallskifte. Resterende edelkreps hadde hardt skall. Som tidspunkt for krepsingen indikerer, vurderes fangbarheten under feltarbeidet til å være høy.

Av øvrig fangst ble det fanget én flire.

Habitatbeskrivelse

Rakkestadelva i tiltaksområdet er svært stilleflytende, og det er trolig sterkt sedimenterende forhold i elvesegmentet. Substrat i form av stein antas så godt som fraværende. Aktuelt edelkrepshabitat begrenses dermed til elvearealer med tilstrekkelig hard leire til at krepsen kan grave holer, alternativt i kombinasjon med død ved som i noe grad også bidrar til skjul.

Hele det befarte området har leirkanter som gir tilstrekkelige skjulmuligheter til at edelkreps kan forekomme (figur 3). Det er imidlertid uvisst om den tynne bestanden skyldes egnetheten til habitat (hardbunn vs bløtbunn), som sekundært påvirker blant annet predasjonsrisiko, eller om det er andre forhold som helt eller delvis er begrensende og tetthetsregulerende faktorer. Eksempelvis kan dette være knyttet til vannkjemiske forhold.

Det er et relativt høyt innslag av død ved i elvesenga. Dette vurderes å ha en positiv funksjon for livsmiljøet til edelkrepsen. Ellers er kantsonen mellom elva og dyrka relativt smal, men relativt intakt med stort innslag av høyere tresatt vegetasjon (figur 4). Kantsonen vurderes som svært viktig både for å binde jord/hindre avrenning, men også for livsmiljøet til edelkrepsen og øvrig vannmiljø gjennom skyggeeffekter og bidrag til alloktont materiale.



Figur 3. Leirkanter gir edelkrepsen mulighet til å grave "krepsehøler" som gir god beskyttelse mot predatorer.



Figur 4. Rakkestadelta ved tiltaksområdet.

Dagens og fremtidig situasjon i forhold til vannkvalitet

Gjeldende utslippstillatelse for Bodal avløpsrenseanlegg er fra år 2018, med følgende rensekrav:

- 93 % total fosfor (tot-P)
- 85 % eller 125 mg/l kjemisk nedbrytbart, organisk stoff i vann (KOF)
- 80 % eller 25 mg/l organisk materiale som er lett biologisk nedbrytbart (BOF).

Bodal RA renser iht. dagens utslippstillatelse, bortsett fra i perioder med mye fremmedvann. Ved normal driftssituasjon renses over 94 % tot-P. At dagens anlegg ikke tilfredsstillende dagens utslippstillatelse i perioder med mye fremmedvann, medfører bl.a. at kommunen risikerer innsigelser fra Statsforvalteren i plansaker med nye påkoblinger til avløpsnett.

Rakkestad kommune har satt seg mål om at ledningsfornyelse og separering avløp vil medføre en betydelig reduksjon av maksimale verdier for den nedbøravhengige innlekkingen og infiltrasjonen, samt redusert ikke-nedbøravhengig infiltrasjon. Dette vil medføre at avløpsvannføring frem til renseanlegget på sikt reduseres, da effekten av disse tiltakene vil være betydelig større enn den forventede økningen i nedbørintensitet som følge av klimaendringer.

I tidligere utarbeidet utslippssøknad og tillegg til utslippssøknad er det utført resipientvurderinger av Rakkestadelta samt en beskrivelse av forholdene i hovedløpet og relevante sidevassdrag (Norconsult Norge AS, 2024) (Norconsult Norge AS_(b), 2024). Hovedpunktene fra søknadene er gjengitt i det følgende.

Det er beskrevet at fire resipienter er berørt av eventuelle utslipp ved overløp, der samtlige resipienter med fastsatt tilstandskategori er vurdert å ha *moderat* økologisk tilstand. Tiltaksområdet omfatter vannlokalitet «Nedre deler av Rakkestadelta» med *moderat* økologisk tilstand og *dårlig* kjemisk tilstand. For parameter total-nitrogen tilsvarer registrerte verdier *svært dårlig* økologisk tilstand, mens for total-fosfor er tilstanden *moderat*.

Videre er det beskrevet at Rakkestadelva i stor grad er påvirket av diffus avrenning fra fulldyrka mark og punktutslipp fra regnvannsoverløp, samt i middels grad av diffus avrenning fra spillvannsløkke, spredt bebyggelse og punktutslipp fra Bodal renseanlegg. Resultater fra vannprøvetaking fra hhv. opp- og nedstrøms utslippspunktet til Bodal RA viser noe høyere konsentrasjoner av total-nitrogen nedstrøms utslippspunktet.

Oppgradering av renseanlegget er forventet å gi små endringer av teoretiske konsentrasjoner av fosfor og nitrogen i Rakkestadelva samlet sett, og at det i all hovedsak er øvrige bidrag av fosfor og nitrogen til vassdraget som vil være avgjørende for eventuelle endringer av miljøtilstanden. Eksempelvis er det i resipientvurderinger beregnet at fosforbelastning fra jordbruket bidrar med årlige tilførsler til Rakkestadelva på 13 800 kg, mens belastningen fra Bodal RA er beregnet til 380 kg. Imidlertid forventes det noe reduksjon av utslipp av total-nitrogen i rensevannet som følge av høyere rensegrad. Reduksjon av nitrogenkonsentrasjoner vil i første rekke kunne bidra til redusert eutrofiering i saltvann, da nitrogen er begrensende for eutrofiering i saltvann mens det i hovedsak er tilførsel av fosfor som er avgjørende for eutrofieringsgraden i ferskvannforekomster.

Det er videre opplyst om at bunnvannet i Rakkestadelva ved utslippspunktet periodevis kan ha svært lave oksygenkonsentrasjoner (Høidahl, 2024). Oversendte resultater fra tørkesommeren 2018, som må sies å representere det som kan karakteriseres som en ekstremperiode, viste svært sviktende oksygenforhold på dybder under ca. 1,5 meter (figur 5). Under mer normale forhold med høyere vannføring og sirkulering er imidlertid oksygennivåene tilfredsstillende og uten sjiktninger. Eksempel på dette er vist i oksygenmålinger fra september 2018 etter nedbørshendelse (figur 5).

2018		O2 dybdemeter					
DATO	Prøvepkt.	3 m.	2,5 m.	2 m.	1,5 m.	1 m.	0,5 m.
01-aug	Nedstrøms Grindstadfossen				0,11	8,48	8,32
"	Nordbybekken ca. 200 m inn.			0,13	0,42	6,01	8,27
"	Oppstrøms bekk fra Kopla.	0,22	0,06	0,04	2,15	8,69	8,66
"	Nedstrøms bekk fra Kopla.	0,13	0,06	0,04	5,12	8,66	8,71
"	Oppstrøms Elverhøi	0,30	0,07	0,04	4,52	10,79	10,87
"	Nedstrøms Jernbanebrua	0,17	0,01	0,01	2,69	7,00	8,06
"	Nedstrøms utløp Bodal.	0,08	0,04	0,02	2,52	4,42	6,15
"	Nedstrøms PA.1.	0,08	0,04	0,03	2,61	4,38	7,17
"	Oppstrøms Mjørudfossen.	0,12	0,04	0,03	2,13	6,27	9,72

2018		O2 dybdemeter					
DATO	Prøvepkt.	3 m.	2,5 m.	2 m.	1,5 m.	1 m.	0,5 m.
18-sep	Nedstrøms Grindstadfossen						
"	Nordbybekken ca. 200 m inn.						
"	Oppstrøms bekk fra Kopla.						
"	Nedstrøms bekk fra Kopla.						
"	Oppstrøms Elverhøi	7,65	7,67	7,73	7,76	7,80	7,81
"	Nedstrøms Jernbanebrua	7,52	7,48	7,48	7,51	7,55	7,59
"	Nedstrøms utløp Bodal.	7,44	7,43	7,46	7,48	7,50	7,48
"	Nedstrøms PA.1.	7,33	7,34	7,35	7,38	7,40	7,44
"	Oppstrøms Mjørudfossen.	7,25	7,05	7,00	6,99	7,01	7,04

Figur 5. Utdrag fra vannprøveresultater sommeren (t.v.) og høsten (t.h.) 2018 fra ulike lokaliteter i Rakkestadelva, tilsendt av Rakkestad kommune v/ Terje Høidahl. Figur til venstre viser situasjon med vedvarende lav vannføring, mens figur til høyre viser situasjonen etter regnvær og full omrøring. Oransje markering illustrerer prøvepunkt hhv rett opp- og nedstrøms utslippspunkt til Bodal RA.

Vurderinger

Det er ikke fastsatt noen absolutte grenseverdier for vannkjemiske parametere i forhold til overlevelse av edelkreps, men arten er kjent for å være relativt følsom for forurensning. I tillegg vil en verdi kunne påvirke en annen. Eksempelvis vil høye kalsiumkonsentrasjoner kunne motvirke den skadelige innvirkningen

jernioner kan ha, samt redusere forsureffekter. Spesielt er edelkreps en forsurefølsom organisme, og parametere som pH, vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC) og aluminium (i forbindelse med forsuresskader) kan være avgjørende for artens eksistens i et vassdrag. Edelkreps krever også en viss kalsiumkonsentrasjon i vannet grunnet skallskifte. I tillegg er det kjent at høy konsentrasjon av jernioner (Fe^{2+}) kan påvirke edelkreps negativt ved lavere oksygenopptak og økt sårbarhet mot sykdommer og/eller økt stress.

Edelkrepsen har relativt høye krav til oksygenkonsentrasjoner, og er ansett å være like ømfintlig for oksygenforhold som laksefisk. For høy tilførsel av næringsstoffer eller lett nedbrytbart materiale kan medføre oksygenvinn, og det er ved et fåtall studier (da det meste knyttet til edelkreps og vannkvalitet fokuserer på forsureproblematikk) undersøkt hvordan dette kan påvirke forekomst av edelkreps. Det er funnet negativ sammenheng mellom forekomst av edelkreps og konsentrasjoner av hhv. ammonium og nitritt, samt fravær av edelkreps i vann med forhøyet biologisk oksygenforbruk (Johnsen, et al., 2022). Det er også observert høy dødelighet i eutrofe innsjøer sommerstid (Nyström, 2002). Tilsvarende erfaringer er også gjort for andre arter av ferskvannskreps, der det er påvist dødelighet og endringer i habitatbruk i perioder med anoksiske forhold (McCarthy, et al., 2014). I sistnevnte undersøkelse ble det blant annet observert at kreps (*Euastacus armatud*) flyktet til elvebankene for å unngå den dårlige vannkvaliteten lenger ut i elvesenga. Det er videre oppgitt at edelkrepsen trives best med oksygenmengder over 5 mg/l, men at tålegrensen for overlevelse går ned til ca. 2 mg/l (Lindroth, 1950). Annen litteratur opererer med tålegrense i nøytralt vann på 3,2 mg/l (30% metning) (Järvenpää, et al., 1983). Oksygenmålinger fra 2018 viste at vann dypere enn ca. 1,5 meter hadde for lave oksygenverdier til at edelkreps kan eksistere.

I tillegg vil en endring av bunnsstrat fra hardbunn til bløtbunn svekke habitatkvaliteter og kan på sikt medføre reduserte edelkrepstettheter eller i ytterste konsekvens tapte bestander eller populasjoner.

Basert på tidligere resipientvurderinger forventes det ikke at vannkvaliteten endres tilstrekkelig til at denne isolert sett vil påvirke tetthet og forekomst av edelkreps. Enhver forbedring av vannkvalitet og reduksjon i diffus avrenning og punktutslipp må imidlertid vurderes som positivt for akvatiske organismer som er ømfintlige for vannkvalitet og/eller endringer i habitat, inkludert edelkreps. Oksygenvinn i bunnvannet må antas å kunne ha en negativ effekt ved at deler av det antatt tilgjengelige krepsehabitatet tidvis blir uegnet. Basert på inntrykk fra felt er det imidlertid trolig at leirkantene på siden av elva er blant det viktigste krepsehabitatet i tiltaksområdet, da det forventes at større deler av elvesenga i større grad består av bløtbunn/løst organisk materiale. Videre kan det heller ikke forventes at tiltaket vil påvirke oksygenverdiene i elva, men det er her viktig å påpeke at enhver reduksjon i utslipp og/eller diffus avrenning av næringsalter over tid vil kunne gjøre de vannkjemiske forholdene mer egnet for edelkreps.

Oppsummert må det sees som positivt at edelkrepsen forekommer i undersøkt del av Rakkestadelva, selv om tettheten på tiltaksområdet må karakteriseres som tynn. Ved eventuelt arbeid i kantsone i forbindelse med nytt renseanlegg eller drift/vedlikehold er det på generelt grunnlag viktig å begrense aktivitet/arealbeslag i størst mulig grad i elveløp med tilhørende kantsone, og dette aktualiseres ytterligere ved visshet om forekomst av edelkreps.

Funn av edelkreps i det begrensede området aktualiserer behov for økt kunnskap om edelkrepsen i vassdraget, da Rakkestadelva har vært og er betydelig påvirket av avrenning, punktutslipp og habitatfragmentering i form av flere dam-anlegg. Behovet for kunnskap blir ytterligere aktualisert siden det er kjent at signalkreps er innført i Glomma. Slike undersøkelser kan eksempelvis utføres i regi av vannområdet gjennom midler fra Miljødirektoratet/Statsforvalteren.

Oppdragsgiver: Rakkestad kommune

Oppdragsnr.: 52209128 Dokumentnr.: RIM-03

Kilder

Haugaard, Jostein. 2024. *Lokalkjent.* August 2024.

Høidahl, Terje. 2024. *Ingeniør VA, Rakkestad kommune.* August 2024.

Johnsen, S.I, et al. 2022. *Sammenhenger mellom vannkjemi og status for krepsebestander - litteraturgjennomgang, feltundersøkelser og potensielle tiltak. Delrapport 20.* s.l. : Svensk-norsk handlingsplan för sötvattenkräfter. Interreg Sverige-Norge, 2022.

Järvenpää, T, et al. 1983. *Effects of hypoxia on the haemolymph of the freshwater crayfish, Astacus astacus L., in neutral and acid water during the intermolt period.* s.l. : Freshwater Crayfish 5(1): 86-97 (1983), 1983.

Lindroth, A. 1950. *Reaction of crayfish on low oxygen pressure.* s.l. : Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 31, 1950.

McCarthy, B, et al. 2014. *Hypoxic blackwater event severely impacts Murray crayfish (Euastacus armatus) populations in the Murray River, Australia.* s.l. : Austral Ecology 39(5): 491-500, 2014.

Norconsult Norge AS. 2024. *Tillegg til utslippssøknad for Bodal renseanlegg - rensekrav frem til nytt anlegg er i drift.* s.l. : Norconsult Norge AS, 2024.

Norconsult Norge AS_(b). 2024. *Utslippssøknad - Bodal renseanlegg.* s.l. : Norconsult Norge AS, 2024.

Nyström, P. 2002. *Ecology.* s.l. : Biology of freshwater crayfish. Holdich, D.M. eds., Blackwell Science Ltd, Oxford. 192-235, 2002.

Sandem, K. 2023. *Kartlegging av signalkreps i Glomma ved Fossum, 2022.* s.l. : Norconsult AS, 2023.

—. **2020.** *Krepseundersøkelser i Glomma ved Fossum, Indre Østfold kommune, september 2020.* s.l. : Norconsult AS, 2020.

Aarseth Krøgenes, N og Greivstad, A.L. 2022. *Edelkrepseundersøkelser i Vannområder Glomma Sør - Hæra og Skiselva.* s.l. : Utmarksforvaltningen. Rapport 5 2022., 2022.

J01	2024-08-23	For bruk	Kjetil Sandem	Leif Simonsen	René Friedling
A01	2024-08-15	Til intern fagkontroll	Kjetil Sandem		
Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

Vedlegg 4

Resultat fra sedimentundersøkelse i Rakkestadelva

Bacheloroppgave

Miljøgifter i sedimenter fra Rakkestadelva

Linn Karina Stegen, 401

Elsa Lofthus Rosseland, 402

Cathrine Wattum, 403

Krista Quorning, 404

På vegne av Vannområde Glomma sør for Øyeren

Bachelorstudium i bioingeniørfag

Fakultet for helse, velferd og organisasjon

Høgskolen i Østfold, Fredrikstad

27.05.2024



Forord

I løpet av de siste månedene har vi som bachelorgruppe fått prøve oss innen mange ulike fagfelt, deriblant miljøkjemi, geologi, historie, samt satt oss inn i relevant lovverk. Det har vært krevende, men det har også vært givende og uhyre lærerikt. Vi ble utfordret til å benytte vår kompetanse som bioingeniørstudenter til å tilegne oss ny kunnskap og benytte den i praksis, samt til å utarbeide metodikk og rapport. Til tross for en stor arbeidsmengde, har vi som gruppe beholdt godt humør og kommunikasjon hele veien. Det gode samarbeidet har vært uvurderlig.

Vi vil benytte anledningen til å gi en stor takk til veilederne Hans Andreas Blom, Rudi Yi Xu og Maria Ystrøm Bislingen for oppfølging og enestående tilgjengelighet. For lån av båt, årer og motor vil vi takke Rakkestad kommune, og for tilrettelegging og veiledning i bruk av dette, vil vi takke Knut Olav Torp fra teknisk avdeling. Vi ønsker også å takke Jan Fredrik Arnesen ved Driftsassistansen i Viken IKS, for lån av Van Veen grabb under feltarbeidet, i tillegg til nyttige innspill til rapporten. Takk til frivillighetssentralen i Rakkestad for lån av flytevester, og til Anita-Cecilie Stegen og Torstein Aleksander Stegen for lån av gårds plass under feltarbeidet. For analysering av prøvematerialet vil vi takke Eurofins Environment Testing Norway AS. Uten omfattende hjelp og støtte fra alle dere, ville ikke gjennomførelsen av bachelorprosjektet vært mulig. Vi håper at du opplever oppgaven som like interessant og lærerik, som prosessen av å lage den var for oss.

God lesing!

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	V
1.0 Innledning	1
2.0 Teori	2
2.1 Sediment og sedimenttransport	2
2.2 Miljøgifter	2
2.2.1 Miljøgifter i fiskeundersøkelsen	4
2.2.2 Miljøgifter i ulike matrikser	5
2.2.3 Tungmetaller	5
2.2.3.1 Generelt om tungmetaller	5
2.2.3.2 Kadmium	6
2.2.3.3 Sink	6
2.2.3.4 Arsen	7
2.2.3.5 Kobber	7
2.2.3.6 Krom	8
2.2.3.7 Nikkel	8
2.2.3.8 Bly	9
2.2.3.9 Kvikksølv	9
2.2.4 Organiske miljøgifter	10
2.2.4.1 Generelt om organiske miljøgifter	10
2.2.4.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner	10
2.2.4.3 Polyklorerte bifenyler	11
2.2.4.4 Per- og polyfluoralkyl-stoffer	12
2.2.4.5 Organiske tinnforbindelser	12
2.2.4.6 Polybromerte difenyletere	13
2.2.5 Støtteparametere	14
2.2.5.1 Generelt om støtteparametere	14
2.2.5.2 Totalt organisk karbon	14
2.2.5.3 Kornstørrelse	14
2.2.5.4 Tørrstoff	15
2.3 Beliggenhet og lokalhistorie	15
2.3.1 Generelt om Rakkestad	16
2.3.2 Utviklingen av sentrumsområdet	17
2.3.3 Rakkestads industrihistorie	18
2.3.4 Kjøretøy og trafikk	19
2.3.5 Rakkestad flyplass	19
2.4 Den aktuelle vannforekomsten	20
2.4.1 Generelt om Rakkestadelva	20
2.4.2 Nedbørfelt knyttet til Rakkestadelva	21
2.4.3 Aktuelle grunnforhold for Rakkestadelva	22
2.4.4 Rakkestadelva som drikkevannskilde	23
2.4.5 Rakkestadelva som resipient for avløpsvann	23
2.5 Vannkvalitetsarbeid	24
2.5.1 Vannforskriften	24
2.5.2 Biologiske kvalitetselementer	26
2.5.3 Fysisk-kjemiske kvalitetselementer	26

2.5.4 Hydromorfologiske kvalitetselementer	27
2.5.5 Kvaliteten i Rakkestadelva	27
2.5.6 Vannområdet	28
2.5.7 Prioritetslisten.....	28
2.5.8 Miljøkvalitetsstandarder.....	29
2.6 Faktorer som kan påvirke sedimentering i elver	31
2.6.1 Vannføring, vannstand og flom	31
2.6.2 Erosjon	32
3.0 Metode.....	33
3.1 Valg av analytter og prøvetakingstidspunkt.....	33
3.2 Blandprøver	33
3.3 Prøvestasjoner.....	34
3.3.1 Prøvestasjon 1	36
3.3.2 Prøvestasjon 2	36
3.3.3 Prøvestasjon 3	37
3.3.4 Prøvestasjon 4	37
3.3.5 Prøvestasjon 5	38
3.3.6 Prøvestasjon 6	38
3.3.7 Prøvestasjon 7	39
3.4 Forhold under prøvetaking	39
3.5 Helse, miljø og sikkerhet.....	40
3.6 Fremgangsmåte	40
3.7 Resultatfremvisning og statistikk	43
4.0 Resultater	45
4.1 Analyseresultat for prøvestasjon 1.....	45
4.2 Analyseresultat for prøvestasjon 2.....	47
4.3 Analyseresultat for prøvestasjon 3.....	48
4.4 Analyseresultat for prøvestasjon 4.....	50
4.5 Analyseresultat for prøvestasjon 5.....	51
4.6 Konfidensintervall for utvalgte analyseresultater i sediment.....	52
4.7 Stolpediagram av støtteparametere i sediment	53
4.7.1 Stolpediagram av kornfordeling i sediment.....	54
4.8 Stolpediagram av organiske miljøgifter i sediment	55
4.8.1 Stolpediagram av PAH-forbindelsene i sediment.....	56
4.9 Stolpediagram av miljøgifter i sediment og fisk	57
5.0 Diskusjon	61
5.1 Bakgrunnskunnskap	61
5.2 Avvik fra planlagt utførelse	62
5.2.1 Avvik fra valgte prøvestasjoner	62
5.2.2 Avvik ved prøvestasjon 1	62
5.2.3 Endring av antall prøveuttak.....	63

5.3	<i>Metodesvakheter</i>	64
5.3.1	Valg av utstyr	64
5.3.2	Metodesvakheter ved prøvetaking	65
5.3.2.1	Plasseringen av prøvestasjonene	65
5.3.2.2	Plasseringen av prøvepunktene	65
5.3.2.3	Svakheter ved prøveuttakene	66
5.3.3	Metodesvakheter ved prøvebearbeidelse	68
5.3.3.1	Fjerning av større materiale og dekantering	68
5.3.4	Metodesvakheter ved tolkningen av resultatene	68
5.3.5	Manglende innsyn i analyseprosessen	70
5.4	<i>Feilkilder</i>	71
5.4.1	Feilkilder ved prøvestasjon 1	71
5.4.2	Kontaminering	72
5.4.4	Lekkasje fra båtmotor	73
5.4.5	Tap av finkornet materiale	73
5.4.6	Oppbevaring og levering av prøvene	74
5.5	<i>Tolkning av analysesvar</i>	76
5.5.1	Tungmetallene	76
5.5.2	De organiske miljøgiftene	77
5.5.3	Støtteparameterne	77
5.5.4	Prøvestasjon 1	79
5.5.5	Prøvestasjon 2	80
5.5.6	Prøvestasjon 3	80
5.5.7	Prøvestasjon 4	81
5.5.8	Prøvestasjon 5	81
5.6	<i>Sammenlikning av analyseresultater fra fisk og sediment</i>	82
5.7	<i>Vurdering av forurensningskilder</i>	85
5.7.1	Undersøkelsens sammenheng med lokalhistorie	85
5.7.2	Lokale kilder ved prøvestasjon 1	85
5.7.3	Lokale kilder ved prøvestasjon 2	86
5.7.4	Lokale kilder ved prøvestasjon 4 og 5	86
5.7.5	Langtransporterte utslipp	89
5.8	<i>Forslag til fremtidige undersøkelser av Rakkestadelva</i>	90
6.0	Konklusjon	91
	Litteraturliste	93
	Vedlegg	108

Sammendrag

Denne bacheloroppgaven ble gitt som oppdrag fra Vannområde Glomma sør for Øyeren gjennom Rakkestad kommune, og er en del av den kontinuerlige vannkvalitetsovervåkingen av vannforekomster tilhørende vannområdet. Oppgaven har som formål å undersøke den kjemiske tilstanden av Rakkestadelva, gjennom analysering for miljøgifter i sediment fra elven.

Sedimentprøver ble tatt ved bruk av Van Veen grabb, fra utvalgte steder langs Rakkestadelva. Prøvene ble analysert av Eurofins Environment Testing Norway AS. Analyseresultatene ble vurdert opp mot fastsatte grenseverdier for miljøgift i sediment fra vannforskriften, samt sett i sammenheng med funn i fisk fra Rakkestadelva i 2022 og mulige utslippskilder i en lokalhistorisk kontekst.

Det ble påvist forhøyede nivåer av flere ulike miljøgifter, med størst fokus på de miljøgiftene målt i konsentrasjoner som tilsvarer ikke god kjemisk kvalitet. Den sistnevnte kategorien inkluderte sink, PAH(16) og PCB(7). Det var en målbar forskjell i miljøgiftforekomster mellom prøvene fra de ulike stedene langs Rakkestadelva, med tre av fem prøver målt til kjemisk ikke god kvalitet, og to av fem målt til kjemisk god kvalitet. Analyseresultatene sett i sammenheng med mulige forurensningskilder og funn i fisk fra 2022, tyder på lokale utslipp av miljøgifter. Det oppfordres til videre undersøkelser for kartlegging av Rakkestadelvas tilstand.

1.0 Innledning

Vannområde Glomma sør for Øyeren (heretter Vannområde Glomma sør) har gjennom Rakkestad kommune gitt oss i oppdrag å undersøke den kjemiske tilstanden i deler av Rakkestadelva, gjennom analysering av miljøgifter i sediment. Oppdraget er en oppfølgingsoppgave etter en undersøkelse av miljøgifter i fisk fra elven utført i 2022 (heretter fiskeundersøkelsen), der det ble påvist forhøyede konsentrasjoner av enkelte miljøgifter (Fjeld og Vann AS, 2023). Oppdraget innebærer at vi skal velge hensiktsmessige analytter og steder for prøvetaking, utforme og gjennomføre metode for prøvetakingen, samt tolke resultatene i etterkant. Sedimentprøvene analyseres av Eurofins Environment Testing Norway AS (heretter Eurofins). Valg av analytter baserer seg på miljøgiftene som ble undersøkt i fiskeundersøkelsen samt en sammensatt vurdering av egnet matriks og mulige utslippskilder i Rakkestad. Sted for prøvetaking velges i området rundt Rakkestad sentrum basert på industrihistorie og kunnskap om mulige utslippskilder for miljøgifter, ettersom fiskeundersøkelsen antyder at det kan skyldes lokale utslipp (Fjeld og Vann AS, 2023, s. 10). Analyseresultatene vurderer vi etter fastsatte grenseverdier fra vannforskriften (Miljødirektoratet, 2020a).

Basert på oppdraget har vi utarbeidet problemstillingen «Undersøke den kjemiske tilstanden med hensyn på utvalgte miljøgifter i sediment fra Rakkestadelva ved bestemte prøvetakingspunkter, og se resultatene i sammenheng med lokalhistorisk kontekst og funn i fisk fra 2022». Problemstillingen er tredelt, som blir reflektert i tolkning av prøvesvarene, samt i den endelige konklusjonen. Det første aspektet vurderer miljøgiftkonsentrasjonene for hver enkelt prøve opp mot fastsatte grenseverdier, samt de ulike prøvene opp mot hverandre. I det andre aspektet skal resultatene fra denne undersøkelsen sees i sammenheng med resultatene fra fiskeundersøkelsen. Det siste aspektet vurderer resultatene opp mot lokalhistorien og mulige utslippskilder ut fra nåværende og tidligere potensielle kilder.

2.0 Teori

2.1 Sediment og sedimenttransport

Sediment benyttes i denne oppgaven som prøvemateriale ved analysing av miljøgifter. Det er derfor nødvendig med grunnleggende kunnskap om sediment som matriks, og dets relasjon til miljøgiftforekomster.

Sediment er løsmasser som består av både organiske og uorganiske partikler. Organismer, som dyr og planter, brytes ned og utgjør de organiske partiklene i sediment. De uorganiske partiklene deles inn i leire, silt, sand, grus og stein ut fra kornstørrelse (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022c). Miljøgifter binder seg hovedsakelig til finkornede sedimentmasser, som leire og silt (Gudmund, 2021). Påvisning av miljøgifter vil derfor i større grad la seg gjøre i finkornet sediment. Sediment som forflyttes i en elv kalles sedimenttransport (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022c). Sedimenttransport deles inn i bunnttransport, suspensjontransport og transport av oppløste materialer, hvorav de to sistnevnte er aktuelle ved forflytning av miljøgifter. Suspensjonstransport er forflytning av masser som leire, silt og finsand, som beveges av strømninger i vannet. Med oppløst materiale menes kjemiske forbindelser som transporteres løst i vannmassene (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022c). Lavere hastighet på vannet, vil kunne gi mer sedimentering av finkornede materialer, mens ved høyere hastighet på vannet vil det bli avsatt lite sediment (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022a)

2.2 Miljøgifter

Denne oppgaven har som formål å undersøke den kjemiske kvaliteten i Rakkestadelva, ved bruk av miljøgifter som parametere. For å kunne tolke analyseresultatene og forstå hva de forteller om Rakkestadelvas tilstand, er det nødvendig med grunnleggende

informasjon om miljøgifter og forurensning av dem. Det er også nødvendig med en forståelse av fiskeundersøkelsen, hvordan den vil være relatert til årets undersøkelse i sediment, samt en oversikt over de aktuelle miljøgiftene som ble analysert.

Klima- og miljøverndepartementet definerer miljøgifter som “lite nedbrytbare helse- og miljøfarlige kjemikalier som hopper seg opp i næringskjedene og miljøet” (Det kongelige miljøverndepartement, 2006). I praksis brukes begrepet om stoffer som er persistente, akkumulerer i natur og levende organismer, og/eller er skadelige for mennesker og miljø (Miljødirektoratet, 2024b). Det er ikke hvilke effekter stoffer har på levende vesener og natur spesifikt, men graden av den samlede negative påvirkningen over tid som avgjør om stoffene anses som miljøgifter (Hylland et al., 2010).

Selv om produksjonen av en miljøgift stanses, vil det ta lang tid før en ser effekten av tiltakene. Skadene kan være irreversible, derfor er bruk av mange miljøgifter i dag forbudt (Miljødirektoratet, 2024b). Den langsomme degraderingshastigheten, kombinert med mange av miljøgiftenes evne til å binde biologisk materiale, fører til at de også hopper seg opp i levende organismer; de bioakkumulerer (Hylland et al., 2010). For enkelte miljøgifter kan slik akkumulering forplante seg videre i næringskjeden (Langemyr, 2003, s. 94). Dette fenomenet kalles biomagnifisering, og beskriver enkelte miljøgifters økning i konsentrasjon oppover i næringskjeden (Institutt for biovitenskap, 2023).

Miljøgifter består av et bredt spekter av ulike kjemiske forbindelser, som alle varierer i degraderingshastighet, toksisitet, samt mekanisme for binding til og akkumulering i ulike materialer. Miljøgifter deles inn i organiske miljøgifter og tungmetaller, som skiller seg fra hverandre i forekomst og egenskaper i tillegg til å være grunnleggende ulike rent kjemisk (Finansdepartementet, 2009; Institutt for biovitenskap, 2022). Persistente

organiske miljøgifter (POP-er) er organiske miljøgifter som i tillegg til å degraderes langsomt, kan fraktes over store avstander og spres på kort tid (Husøy, 2023; Miljødirektoratet, 2024b). En kan også dele miljøgifter inn etter om de er fettløselige (lipofile) eller vannløselige (heretter hydrofile). Lipofile miljøgifter kan akkumulere i organismers fettvev, og er de eneste miljøgiftene som har evne til å biomagnifisere. Hydrofile miljøgifter vil kunne lagres i annet vev, som nyrer, muskler eller skjelett (Hylland et al., 2010). De vanligste eksponeringskildene til menneskelig opptak av miljøgifter er gjennom mat og innånding av forurenset luft (Husøy, 2023). Helseeffekten av miljøgiftene er like varierte som miljøgiftenes egenskaper for øvrig (Langemyr, 2003, s. 34–36).

Miljøgifter stammer fra ulike forurensningskilder, hovedsakelig fra jordbruk og industri. Noen miljøgifter dannes som biprodukt av produksjonsprosesser, mens andre inngår som del av et produkt. De kan slippes ut i miljøet under produksjonen, ved bruk av produktet, eller fra avfallet produkter blir til (Miljødirektoratet, 2024b). Noen miljøgifter, især POP-er, kan forflytte seg over store avstander (Finansdepartementet, 2009). Det kan derfor være utfordrende å vurdere hvor miljøgiftene stammer fra, og det finnes både lokale og langtransporterte utslipp (Langemyr, 2003, s. 84).

2.2.1 Miljøgifter i fiskeundersøkelsen

I 2022 ble det, på oppdrag fra Vannområde Glomma sør, analysert miljøgifter i fisk fra Rakkestadelva. Det ble fisket gjedde og abbor fra elven, og prøver av skinn, ryggmuskel og lever ble analysert hos Eurofins. Analyttene det ble analysert for var tungmetaller, utvalgte organiske miljøgifter og utvalgte plantevernmidler. Prøvesvarene ble vurdert opp mot grenseverdier for biota som er fastsatt i vannforskriften (Vannforskriften, 2021). Fiskeundersøkelsen konkluderte med forhøyet kvikksølvnivå, noe forhøyede konsentrasjoner av polybromerte difenyletere, og ikke tilfredsstillende konsentrasjoner

av polyklorerte bifenyler i fisk fra Skjørtrorp i Rakkestadelva. Funnene tyder på forurensning fra lokale utslippskilder (Fjeld og Vann AS, 2023).

2.2.2 Miljøgifter i ulike matrikser

Flere typer matrikser kan benyttes ved analyse av miljøgifter i en elv. I utgangspunktet benyttes vann, men sediment og biota kan også brukes (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018, s. 187). Matriksene har imidlertid varierende egnethet avhengig av hvilke analytter som skal undersøkes. Dessuten er det forskjellige egenskaper ved de ulike matriksene, som bør ta høyde for undersøkelsens hensikt. Vannprøver gir et kortsiktig perspektiv på utslipp, og konsentrasjoner i vannet kan svinge hyppig. Prøver fra sediment og biota vil gi et mer stabilt og langsiktig bilde av den kjemiske tilstanden i vannforekomsten. Prøver fra biota gir i tillegg informasjon om hvordan den kjemiske tilstanden påvirker økosystemet (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018, s. 187–192).

2.2.3 Tungmetaller

2.2.3.1 Generelt om tungmetaller

Tungmetaller er grunnstoffer med en massetetthet på minimum fem g/cm³ og omfatter omtrent 60 elementer i det periodiske system. Enkelte tungmetaller er livsnødvendige å innta for mennesker, mens andre er giftige i små eller større doser (Institutt for biovitenskap, 2022). Etersom tungmetaller er grunnstoffer vil de ikke brytes ned i miljøet, men kan bindes i ulike forbindelser. Løseligheten av og egenskapene til tungmetallene i ulike matrikser avhenger av forbindelsen den er bundet i, eller om den er i fri form. Generelt har tungmetaller spesielt god bindingsevne til jord og sediment sammenliknet med andre matrikser (Baird & Cann, 2005, s. 516). Det er naturlige forekomster av tungmetaller i jordskorpen, men de forekommer også som tungmetallforurensning gjennom utslipp fra industri og gruvedrift (Institutt for

biovitenskap, 2022). Tungmetallene som utgjør de største farene for helse og miljø er kadmium, arsen, kobber, bly og kvikksølv (Baird & Cann, 2005, s. 516).

2.2.3.2 *Kadmium*

Kadmium er et svært giftig tungmetall som akkumulerer i natur og organismer, når det forekommer som ion eller i kjemiske forbindelser (Baird & Cann, 2005, s. 517). Det binder seg særlig i nyrer og lever, og skilles meget langsomt ut av kroppen (Aune, 2007, s. 192). Opphopning av kadmium kan føre til nyreskade, benskjørhet og skjelettdeformasjon, samt mulig økt risiko for kreft (Folkehelseinstituttet, 2022a). Kadmium er en naturlig forekomst i jord, men forekommer også i utslipp fra metallindustri, stasjonær forbrenning og trafikk (Baird & Cann, 2005, s. 542–544; Lindholm, 2004, s. 9–10; Miljødirektoratet, 2023g). Forbud og strenge regelverk knyttet til kadmium i industri, i kombinasjon med opprydding av forurensede områder, har ført til en signifikant reduksjon av norske utslipp siden 2000. Det forekommer likevel fremdeles forhøyede nivåer av tungmetallet i vann og jord rundt gamle industriområder (Miljødirektoratet, 2023g).

2.2.3.3 *Sink*

Sink er et essensielt tungmetall som kun eksisterer i bundet tilstand i naturen (Hylland et al., 1998, s. 12). Tungmetallet fungerer som et viktig sporstoff, men kan like fullt bli skadelig i høye konsentrasjoner over lang tid. Sink blir ikke ansett som giftig i seg selv, men abnorme nivåer i pattedyr har vist å kunne gå negativt ut over immunforsvaret og metabolismen. Dessuten vil økt inntak av sink medføre redusert opptak av andre essensielle metaller, dermed kan kronisk forhøyet sink gi mangel på disse metallene. For mange vanddyr derimot, er sink derimot giftig og kan være dødelig (Hylland et al., 1998, s. 24–27). Tungmetallet benyttes som komponent i batterier, legeringer, gummi, maling og som korrosjonsbeskyttelse for andre metaller (Hylland et al., 1998, s. 11–13). I 1998 var legeringsproduksjon og dekkslitasje fra trafikk, i tillegg til noe bidrag fra

gruvedrift, anslått til å være de største kildene til sinkforurensning i luft og vann (Hylland et al., 1998, s. 14). Det har blitt målt forhøyede nivåer av sink og sinkholdige forbindelser i luft i byer og omkring industriområder for stålproduksjon og gruvearbeid (Kofstad & Pedersen, 2023).

2.2.3.4 Arsen

Arsen er et grunnstoff som inngår i mange kjemiske forbindelser, hvorav flere er giftige. Spesielt de uorganiske arsenforbindelsene er skadelige, både for vannlevende dyr og mennesker. Over tid kan disse forbindelsene føre til skader på lever og nervesystemet, nedsatt metabolisme, kreft og andre alvorlige sykdommer. Det er anslått at kun 10 til 20 prosent av arsenforbindelser i naturen er uorganiske. Arsenutslipp har mange kilder, deriblant metallfremstilling og glass- og kjemiindustri (Aune, 2007, s. 208–210). Den antatt største kilden til arsenforurensning er impregnering av treverk der impregneringsvæsken består av kobber, krom og arsen (heretter CCA-impregnering). Denne typen impregnering har vært forbudt i Norge siden 2002, men allerede eksisterende produkter kan frigjøre tungmetallene. Derfor er det fremdeles økte nivåer av arsen i miljøet, særlig i jord rundt impregnert treverk, til tross for en kraftig reduksjon i utslipp til luft fra industri siden 1990 (Miljødirektoratet, 2023e). Det kan forekomme høye nivåer av arsen i fisk, men forekomsten består i liten grad av uorganiske arsenforbindelser (Mattilsynet, 2023a).

2.2.3.5 Kobber

Kobber finnes i ulike former og forbindelser, og er et essensielt tungmetall hvor inntak i små konsentrasjoner er livsnødvendig for mennesker. Tungmetallet anses ikke som giftig, skilles relativt raskt ut av kroppen, og har mindre alvorlige langtidseffekter på helsen sammenliknet med andre tungmetaller. Et høyt inntak av kobber over tid kan likevel være skadelig, særlig ved underliggende leversykdommer. Kobber forekommer naturlig i miljøet, også i sediment, og har evne til å bioakkumulere i vanndyr (Aune,

2007, s. 210–211). Metallet er mye brukt som del av produkter i industri, i elektriske produkter, og i ulike legeringer (Pedersen, 2023). Det har vært en økning i kobberutslipp siden 1995, mye grunnet utslipp fra trafikk og økt bruk av bunnstoff og impregneringsmidler som inneholder betydelige konsentrasjoner av kobber (Lindholm, 2004, s. 9–10). Blant annet har CCA-impregnering i stor grad blitt erstattet av rene kobberholdige alternativer (Statens forurensningstilsyn, 2005).

2.2.3.6 Krom

Krom er et grunnstoff som finnes i mange ulike former i naturen, og giftigheten avhenger av tilstandsform. Treverdige krom er et viktig sporstoff, mens seksverdige krom er kreftfremkallende og kan påføre skade på arvematerialet og reproduksjonsevnen (Baird & Cann, 2005, s. 554–555). Krom benyttes i metallindustri, samt som komponent i en rekke ulike produkter som maling, plast, veimerking, fyrverkeri og kjølesystemer. Utslipp fra CCA-impregnert treverk regnes fremdeles som hovedkilden til kromforurensning, til tross for forbudet. Norske utslipp til luft har blitt kraftig redusert siden 1990, men det måles fremdeles forhøyede nivåer i vann og jord omkring CCA-impregnert treverk (Miljødirektoratet, 2023c).

2.2.3.7 Nikkel

Nikkel er et tungmetall som forekommer i naturen som del av ulike forbindelser, ofte i kombinasjon med andre metaller. Nikkel er et sporstoff for mennesker, og giftigheten er ikke sammenliknbar med andre tungmetaller som arsen og kadmium. Kronisk høyt inntak kan likevel medføre helseskade, i form av utvikling av sykdommer i hud, lunger og hjertet. Enkelte nikkelforbindelser øker også risikoen for utvikling av enkelte krefttyper ved langtidseksponering. Nikkel benyttes i legeringsmidler og belegg innen ulike industrier, som komponent i rustfritt stål og i enkelte batterier (Direktoratet for arbeidstilsynet, 2000). Nikkel har naturlige forekomster i jord og grunnvann, med stor variasjon i naturlige nivåer (Gates et al., 2024).

2.2.3.8 Bly

Bly er et tungmetall som er giftig for mennesker selv i små konsentrasjoner.

Tungmetallet opptrer i både organiske og uorganiske forbindelser, hvorav de sistnevnte dominerer innen menneskelig eksponering. Organiske blyforbindelser akkumuleres i fettvev, mens uorganiske blyforbindelser hopper opp i skjelett og bløtvev uten å metaboliseres av pattedyr (Aune, 2007, s. 196–197). Det skilles også langsomt ut av fisk (Miljødirektoratet, 2023f). Bly er svært helsefarlig og kan føre til skade på nervesystem, hjerte og nyrer, samt forstyrrelser på hemoglobinsyntesen. Det er spesielt farlig for gravide og små barn, og kan hemme utvikling samt føre til fosterskade. Tungmetallet har naturlige forekomster i jordskorpen, men har også mange menneskeskapt forurensningskilder som trafikk og industri, deriblant smelteverk. Bly har historisk blitt benyttet som komponent i mange produkter, hovedsakelig i bensin, men også i keramikkglasur, maling og ammunisjon (Aune, 2007, s. 196–198). Grunnet begrenset bruk og bevisst regulering har utslippet blitt kraftig redusert siden 1990 (Miljødirektoratet, 2023f). Bly kan fraktes over lange avstander (Mattilsynet, 2023b), og størstedelen av blyforurensning i dag kommer fra utenlandske utlipp (Miljødirektoratet, 2023f).

2.2.3.9 Kvikksølv

Kvikksølv er et svært giftig grunnstoff som forekommer i fri form, samt bundet i organiske og uorganiske forbindelser. Tungmetallet akkumulerer i organismer, men dets egenskaper og helseskadelige potensial for øvrig avhenger av tilstandsformen (Aune, 2007, s. 200–203). Uorganisk kvikksølv omdannes til metylkvikksølv i sedimenter og vann (Laugesen, 2024). Denne organiske kvikksølvforbindelsen tas lettere opp i fisk enn andre kvikksølvforbindelser, og er spesielt helseskadelig grunnet stor evne til å biomagnifisere (Aune, 2007, s. 200–203). Mennesket er høyt oppe i næringskjeden, og er derfor spesielt utsatt for inntak av større konsentrasjoner av kvikksølv. Høye nivåer i fisk er derfor særlig bekymringsverdig. Mattilsynet advarer mot inntak av stor

ferskvannsfisk grunnet høye konsentrasjoner av miljøgiften (Mattilsynet, 2024). Alle former for kvikksølv er giftig, både for liv i vann og for mennesker. Eksponering selv i små doser er skadelig for flere organer, samt nervesystemet og immunforsvaret (Miljødirektoratet, 2022d). Metylkkvikksølv har vært relatert til fosterskader, skade på arvematerialet, sterilitet og økt fare for spontanabort (Aune, 2007, s. 202). Bruk av kvikksølv i produkter er i dag strengt regulert i Norge, men tidligere ble det benyttet i tannfyllinger, termometere og i elektronisk utstyr (Kofstad et al., 2023). Utslipp av kvikksølv har blitt kraftig redusert i Norge siden 1990. Likevel blir det fremdeles målt forhøyede nivåer i sediment og fisk flere steder i Norge (Miljødirektoratet, 2022d).

2.2.4 Organiske miljøgifter

2.2.4.1 *Generelt om organiske miljøgifter*

Organiske miljøgifter er karbonholdige, og typisk også hydrogen- og halogenholdige, forbindelser som akkumulerer i miljøet. Halogengruppene gir dem giftige egenskaper, og flere av dem kan biomagnifisere (Finansdepartementet, 2009). Noen organiske miljøgifter er syntetisk fremstilt gjennom industri, mens andre dannes naturlig (Hylland et al., 2010). Organiske miljøgifter forurenses luft lokalt, og fraktes deretter med vind og nedbør til vann og natur, hvor det hoper opp i blant annet sediment. Videre kan de tas opp av organismer som planter og mennesker, og bioakkumulere i dem (Hylland et al., 2010, s. 14–15).

2.2.4.2 *Polysykliske aromatiske hydrokarboner*

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) inkluderer hundrevis av ulike organiske forbindelser, bygd opp av benzenringer. Det skiller mellom tyngre molekyler bestående av fire til seks benzenringer (heretter høymolekylære), og lettere molekyler bestående av to til tre benzenringer (heretter lavmolekylære) (Zhang et al., 2015, s. 6–7). De metaboliseres i fisk, hvilket forhindrer biomagnifisering av miljøgiften

(Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018, s. 188). Mange av PAH-forbindelsene er svært giftige, både for dyr og mennesker. De kan blant annet føre til kreft, skade på arvemateriale, fosterskader og påvirkning på immun- og reproduksjonssystemet. PAH er lipofile forbindelser som brytes svært langsomt ned i naturen, samt akkumuleres i sediment og fettvev til organismer. PAH er naturlige bestanddeler i tjære og råolje, men dannes også gjennom ufullstendig forbrenning av organisk materiale (Aune, 2007, s. 268–274). Som en hovedregel skiller det mellom petrogene og pyrogene kilder til PAH, altså om utslippene kan knyttes til olje og oljeprodukter eller til forbrenning av organisk materiale. Høymolekylære PAH-forbindelser relateres til petrogene utslippskilder, mens lavmolekylære PAH-forbindelser hovedsakelig stammer fra pyrogene kilder (Zhang et al., 2015, s. 6–7). Industri, veitrafikk og stasjonær forbrenning er de største kildene til PAH-forurensning. Utslipp av PAH-forbindelser har blitt kraftig redusert i Norge siden 2005, særlig grunnet forbedrede metoder innen aluminiumproduksjon. Dagens utslipp samt allerede eksisterende nivåer i naturen anses likevel fremdeles som et problem (Miljødirektoratet, 2022c).

2.2.4.3 Polyklorerte bifenyler

Polyklorerte bifenyler (PCB) er en type organiske klorforbindelser bestående av to benzenringer (Aune, 2007, s. 250), og inkluderer 209 varianter (Folkehelseinstituttet, 2022b). PCB er POP-er, og kan derfor fraktes over store avstander og hoppe opp i miljø langt unna utslippskilden (Miljødirektoratet, 2024b). De er fettløselige med stor evne til å biomagnifisere, og kan overføres fra mor til foster (Aune, 2007, s. 250–251). Gravide og foster er derfor særlig utsatte for skadevirkningen av miljøgiften, som inkluderer forstyrret hormonbalanse og immunsystem, økt kreftrisiko og forsinket utvikling av nervesystemet (Folkehelseinstituttet, 2022b). Enkelte PCB-forbindelser kan også redusere sædkvalitet og føre til fosterskade (Folkehelseinstituttet, 2018). PCB-forbindelser fremstilles syntetisk i industri, og har siden 1930 blitt benyttet i produkter som maling, elektrisk utstyr, overflatebehandling og plast. Bruk av PCB ble forbudt i 1980 (Aune, 2007, s. 251). Etter at forbudet ble innført har nivåene i norsk natur blitt

betraktelig redusert. Mesteparten av PCB i norsk natur skyldes i dag utenlandske utslipp, som et resultat av langtransporterte forurensninger (Miljødirektoratet, 2022b).

2.2.4.4 Per- og polyfluoralkyl-stoffer

Per- og polyfluoralkyl-stoffer (PFAS) er en gruppe med flere tusen organiske fluorholdige forbindelser, eksempelvis perfluoroktan-sulfat (PFOS). De kjemiske og fysiologiske egenskapene varierer mellom de ulike PFAS-ene. Et generelt fellestrekk er imidlertid at de er svært tungt nedbrytbare forbindelser som hopper opp i natur og organismer, og har evne til å biomagnifisere (Miljødirektoratet, 2023a). Flere PFAS-er er svært skadelige for både miljø og helse. Eksempelvis er PFOS, som er en POP, giftig å inhalere, påvirker immunforsvaret, kan gi fosterskader og er mulig kreftfremkallende (Hylland et al., 2010; Miljødirektoratet, 2016). PFAS-er dannes syntetisk og har blitt, og blir fremdeles, brukt i en rekke ulike produkter. Tekstilimpregnering, maling, brannslukningsskum og kjølemedier er blant produkter som inneholder PFAS-er. Især flyplassers bruk av brannskum har historisk vært en stor kilde til PFOS-utslipp. Målte nivåer av PFAS-er i norsk natur har sunket betraktelig siden 2009. Til tross for igangsatte tiltak i Norge forekommer fremdeles forhøyede nasjonale nivåer, både i vann, jord, biota, og sediment. Dette skyldes i hovedsak produksjon i mange andre land, og at mange PFAS-er kan fraktes over store avstander med vind. Det finnes også forbindelser som brytes ned til PFAS, såkalte PFAS-forløpere, hvilket kompliserer oppryddingsprosesser og overvåking av utslipp (Miljødirektoratet, 2023a).

2.2.4.5 Organiske tinnforbindelser

Tributyltinn (TBT) og dibutyltinn (DBT) er giftige organiske tinnforbindelser som brytes langsomt ned i miljøet (Hylland et al., 2010). Tinnforbindelsene har stor bindingsevne til sediment, er vist å kunne bioakkumulere i fisk, og er svært helsefarlig for både dyr og mennesker (Berge et al., 2006). Eksponering kan ha hormonforstyrrende virkning,

negative effekter på immunforsvaret og kan føre til fosterskader. Eksempler på stoffenes hormonforstyrrende egenskaper er imposex hos vanndyr, altså utvikling av feil kjønnsorganer, og sterilitet som et resultat av TBT- og DBT-forurensning i vann (Miljødirektoratet, 2023h). TBT ble tidligere benyttet i bunnstoff på båter, og DBT er et nedbrytningsprodukt av TBT (Hylland et al., 2010). Ny bruk av TBT har vært forbudt siden 2003 og totalforbud ble innført i 2008 (Schøyen, 2018). Etter forbudet har det vært en betraktelig nedgang i nivåer i naturen, samt tilfeller med imposex hos vanndyr, skjønt det fremdeles forekommer forhøyede nivåer i sediment omkring skipsverk og havner (Miljødirektoratet, 2023h).

2.2.4.6 Polybromerte difenyletere

Polybromerte difenyletere (PBDE) er en klasse bromerte flammehemmere, bygd opp av to fenylringer og varierende antall bromatomer (Folkehelseinstituttet, 2022c).

Miljøgiften deler mange likhetstrekk med PCB, både i struktur og egenskaper (Costa & Giordano, 2014). I likhet med PCB, kan det i teorien eksistere 209 PBDE-forbindelser, men mange av disse er ustabile og kun en håndfull benyttes kommersielt (Manø et al., 2008). PBDE er lipofile, og noen av dem er POP-er, kan binde sediment, samt biomagnifiseres oppover i næringskjeden (Baird & Cann, 2005, s. 403–404;

Vitenskapskomiteen for mattrygghet, 2005). Det er fremdeles usikkerhet rundt

helsefaren av PBDE hos mennesker. Forsøk viser at de kan gi nyre- og leverskade, hormonforstyrrelser i thyreoidea og nerveskader hos foster. Små barn er spesielt sårbare grunnet konsum av morsmelk (Vitenskapskomiteen for mattrygghet, 2005).

PBDE er syntetisk fremstilte forbindelser med flammehemmende egenskaper, og blir benyttet som tilsetning i mange ulike produkter for å gjøre dem motstandsdyktige mot brann (Costa & Giordano, 2014; Manø et al., 2008). De blir blant annet brukt i elektrisk utstyr, tekstiler og plast (Baird & Cann, 2005, s. 403). Utslipp fra produkter utgjør de største kildene til forurensning. I Norge har utslipp sunket betraktelig siden økte forbud og reguleringer fra 2006, men det forekommer fremdeles forhøyede nivåer i vann, fisk, samt i morsmelk (Miljødirektoratet, 2024a).

2.2.5 Støtteparametere

2.2.5.1 *Generelt om støtteparametere*

Støtteparametere analyseres for å komplementere analysesvarene, og fungerer som et hjelpemiddel for å se sammenheng og bidrar til vurderingen av dem. En støtteparameter kan eksempelvis fortelle om prøvens egnethet og sammensetning.

2.2.5.2 *Totalt organisk karbon*

Totalt organisk karbon (heretter TOC) viser til prosentandelen av organisk karbon i en prøve, hvilket er en essensiell bestanddel i organiske materialer. Det øverste laget av sediment består i stor grad av organisk materiale i ulike nedbrytningsstadier, hvilket kalles humus. Organisk karbon i sedimentet kan ha naturlige kilder, eksempelvis planter på land eller planter og dyr på elvebunnen. Menneskelig påvirkning kan også bidra til økt TOC, for eksempel biologiske restprodukter fra industrien (VanLoon & Duffy, 2005, s. 254–257). Andelen av humus i sedimentet påvirker dets egenskaper, deriblant bindingsevne til miljøgifter. Det organiske materialet har forskjellige funksjonelle grupper som blant annet kan bidra til kompleksdannelse med metaller (VanLoon & Duffy, 2005, s. 283–284). Grenseverdiene for sediment er tilpasset et nivå av organisk karbon på en prosent. Dette reflekterer generelle norske nivåer av organisk karbon, som er lavere enn i mange EU-land for øvrig (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018, s. 191).

2.2.5.3 *Kornstørrelse*

Kornstørrelse er et mål på partikkelstørrelsen i en sedimentprøve, hvilket benyttes for å kategorisere sediment og dets egenskaper. En skiller eksempelvis mellom leire med diameter på $<2 \mu\text{m}$, og silt med diameter på $2\text{--}63 \mu\text{m}$. Kornstørrelsen påvirker miljøgifters bindingsevne til sedimentet. Finkornet sediment som silt og leire egner seg best som prøvematriks ettersom det i hovedsak er i disse partiklene miljøgiftene binder

seg. Grovere sediment, innen kategoriene sand, grus og stein, vil være lite gunstig for å vurdere forurensningen (Bogner et al., 2010, s. 11; Direktoratgruppen vanddirektivet, 2018, s. 193).

2.2.5.4 Tørrstoff

Tørrstoff (heretter TS) refererer til det gjenværende materialet etter fordamping av vann fra en prøve (Det Norske Akademis ordbok, u.å.). Parameteren benyttes i forbindelse med vurdering av miljøgiftkonsentrasjoner blant annet i sedimentprøver. Sedimentet tørkes på laboratoriet slik at vannet fjernes fra prøvene i forkant av analysering, og TS bestemmes ved å se på endring av massen under tørkeprosessen (McDonald et al., u.å.). Prosentandelen av TS i en sedimentprøve kan slik relateres til mengden vann i en prøve, samt andelen av analyserbart prøvemateriale.

2.3 Beliggenhet og lokalhistorie

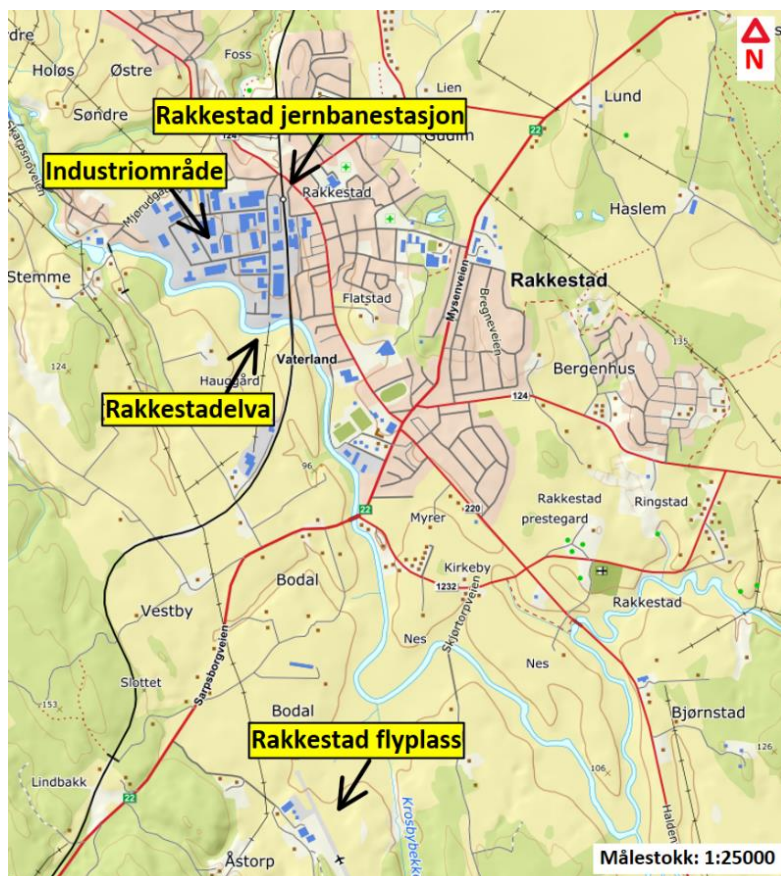
Som del av oppgaven skal funn av miljøgifter i Rakkestadelva relateres til mulige utslippskilder. For å kunne gjøre dette, er det nødvendig med grunnleggende kunnskap om Rakkestad og tilhørende lokalhistorie.

2.3.1 Generelt om Rakkestad

Rakkestad kommune ligger i Østfold fylke. Posisjonen til Rakkestad er vist i figur 1 som er et utklipp fra karttjenesten Norgeskart (Kartverket, u.å.). Kommunen består av både landlige grender og områder med tettbebyggelse. Både jordbruket og industrien er sentrale temaer i Rakkestads historie (Dehli, 1996, s. 175–177). Figur 2 er et modifisert kartutklipp fra Norgeskart som viser Rakkestad sentrum og nærliggende områder (Kartverket, u.å.).



Figur 1 er et kartutklipp som viser Rakkestads plassering i Norge. Rakkestad er markert med en posisjonspil.



Figur 2 er et modifisert kartutklipp som viser Rakkestad sentrum og Rakkestad flyplass. I utklippet er Rakkestad jernbanestasjon, industriområdet Rakkestad Næringspark sentrum, Rakkestadelva og Rakkestad flyplass markert. Tettbebygde områder er farget i brunt. Kartet er markert med målestokk, og har en nord-pil i hjørnet.

2.3.2 Utviklingen av sentrumsområdet

I Rakkestad begynte området rundt togstasjonen å tiltrekke seg både folk og industri etter at Smaalenenes østre toglinje ble satt i drift i 1882 (Dehli, 1996, s. 175–177). Gjennom 1900-tallet vokste et sentrumsområde frem. Andelen som arbeidet innen jordbruket hadde gjennomgått en sterk reduksjon, samtidig som andelen innen industri- og servicenæringene var i økning (Nordby, 2002, s. 162). Innen 1990 bodde over halvparten av Rakkestads innbyggere i områder regnet som tettbebyggede strøk, og i 2022 hadde andelen nådd 62 prosent (Nordby, 2002, s. 372–376; Statistisk sentralbyrå, u.å.).

Et slikt sentrumsområde fører med seg flere potensielle kilder til miljøgifter gjennom avrenning fra boligområder, trafikkerte veier og industriområder. Avrenningen og forekomsten av miljøgifter varierer fra sted til sted, ut fra faktorer som arealets utforming og aktiviteten i området (Åstebøl et al., 2012, s. 11). En rekke miljøgifter, eksempelvis sink, kobber, PAH og PCB, har tidligere blitt knyttet til avrenninger fra tettbebyggede områder i ulike undersøkelser utført i flere nordiske land (Lindholm, 2004, s. 12–21).

2.3.3 Rakkestads industrihistorie

Fra 1890-tallet ble flere industribedrifter av praktiske årsaker etablert i nærheten av jernbanestasjonen i Rakkestad, langs Rakkestadelva (Dehli, 1996, s. 183–184; Nordby, 2002, s. 390). I 1909 var det registrert 24 bedrifter (Dehli, 1996, s. 186), og antallet fordoblet seg innen 1970 (Nordby, 2002, s. 411). Det sentrale industriområdet omfattet et mangfold av industribedrifter innen ulike næringer, men blant de største av dem var bedrifter innen snekring, møbelproduksjon og annen treforedling (Nordby, 2002, s. 412). I løpet av 1980-tallet ble industriområdet ytterligere utvidet (Nordby, 2002, s. 434). Industriområdet som ble dannet i forbindelse med jernbanestasjonen, som i dag kalles Rakkestad Næringspark sentrum, er fremdeles et aktivt område med mange bedrifter (Rakkestad kommune, 2024).

Trevareindustrien har hatt en dominerende rolle i Rakkestads industrihistorie (Dehli, 1996, s. 268). En av bedriftene gikk i 1966 til innkjøp av moderne impregneringsutstyr. De impregnerte egne produkter, i tillegg til at de gjennomførte leieimpregnering for andre sagbruk (Nordby, 2002, s. 413). Fra 1950-årene og frem til et forbud ble innført i 2002, var det vanlig å benytte CCA-impregnering som inneholdt enkelte tungmetaller (Miljødirektoratet, 2023c). Det ble også benyttet kreosot, som blant annet inneholder PAH, til å behandle trevirke (Miljødirektoratet, 2023b). Industri kan på generell basis knyttes til utslipp av mange forskjellige miljøgifter (Miljødirektoratet, 2022a), som beskrevet i kapittel 2.2.

2.3.4 Kjøretøy og trafikk

De første personbilene ankom Rakkestad rundt 1912 (Dehli, 1996, s. 192), og flere av bygdas veier ble åpnet for biltrafikk gjennom de neste tiårene (Dehli, 1996, s. 307–309). Siden den gang har antall biler på veiene økt, og i 2022 var det registrert 5137 personbiler i Rakkestad. Omtrent 90 prosent av bilene ble drevet helt eller delvis av fossile brensler (Statistisk sentralbyrå, u.å.). Det har også foregått rutetransport med buss og varetransport med lastebil siden 1920-tallet (Dehli, 1996, s. 308–309). Landbrukskjøretøyene tok gradvis over hestens rolle innen jordbruket i løpet av 1900-tallet, og står sentralt i moderne gårdsdrift (Nordby, 2002, s. 228). Det er kjent at utslipp av miljøgifter kan knyttes til fossile brensler og trafikk generelt. Et eksempel på dette er hydrokarboner som PAH (Statens forurensningstilsyn, 2008, s. 10). Metaller som bly, sink, kobber og kadmium kan dessuten knyttes til drivstoff, korrosjon i kjøretøyets komponenter og slitasje på dekk, veibane og bremsebelegg (Lindholm, 2004, s. 9–10).

2.3.5 Rakkestad flyplass

Det ble bygget hangar, flyverksted og en flystripe på Åstorp i Rakkestad i 1971. Flystripen ble hovedsakelig benyttet av småfly som hadde gjennomgått reparasjon ved verkstedet. Videre ble det asfaltert rullebane på Åstorp og Rakkestad flyplass ble offisielt åpnet i 1999 (Nordby, 2002, s. 393–394). Flyplassens drift er i dag begrenset til maksimalt 5000 avganger per år og tillater kun forhåndsavtalte flygninger (Norrønafly-Rakkestad AS, 2023). Flyplassvirksomhet innebærer flere mulige forurensningskilder. Et eksempel kan være slukningsmidler knyttet til brannøvelser på flyplassens område (Miljødirektoratet, 2020b, s. 6). Tradisjonelt sett har brannskummet som har blitt benyttet på flyplasser inneholdt PFOS. slike slukningsmidler er ikke lenger lovlige, men forurensning fra tidligere bruk kan finnes i grunnen og sedimentet nær flyplasser (Jensen et al., 2016, s. 9, s.53). Et annet eksempel kan være risiko for lekkasje ved lagring av kjemikalier og drivstoff (Miljødirektoratet, 2020b, s. 6). Ved denne flyplassen lagres og benyttes blant annet drivstofftypen Avgas 100 LL (Norrønafly-Rakkestad AS,

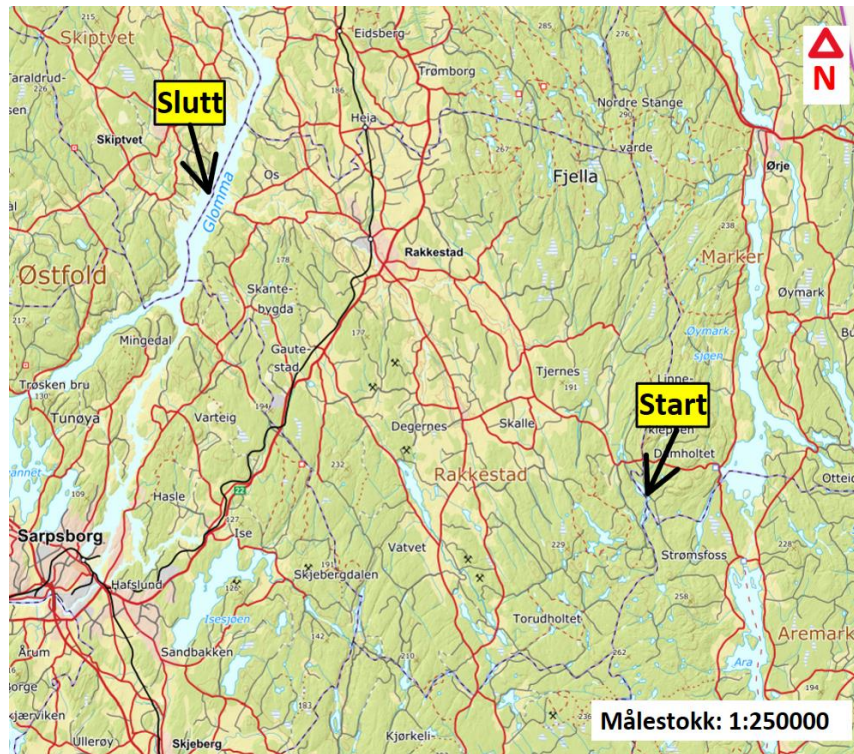
2024). Dette er flybensin med et blyinnhold på opp til 0,56 g/L (Aviation Fuelling Services Norway, u.å.).

2.4 Den aktuelle vannforekomsten

Vannforekomsten som undersøkes ved denne oppgaven er Rakkestadelva. Kunnskap om elvens geografiske plassering, bruk og egenskaper er nyttig som en kontekst for analysesvarene.

2.4.1 Generelt om Rakkestadelva

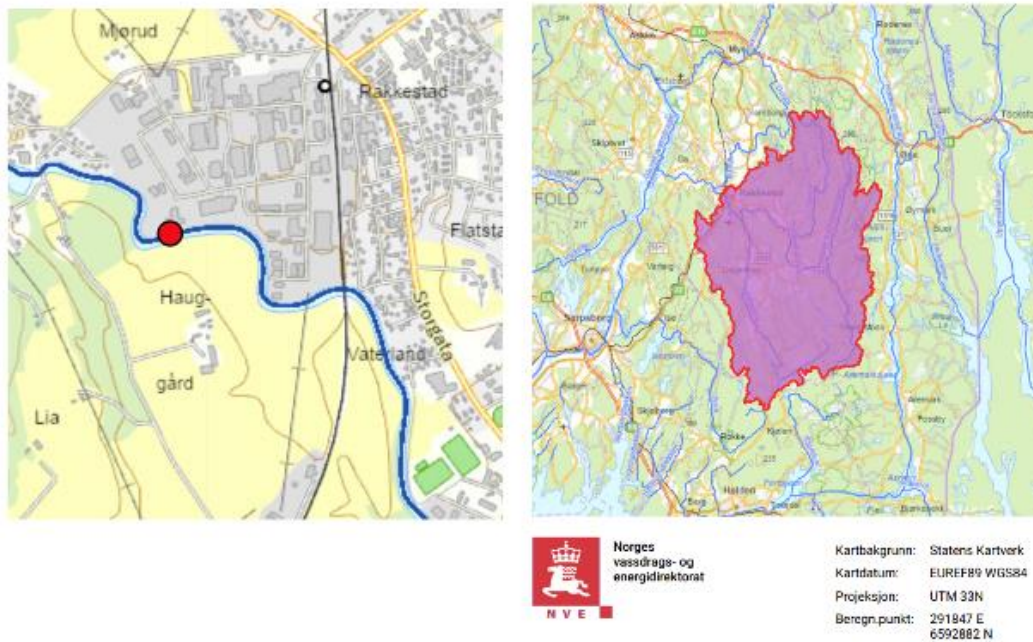
Rakkestadelva er et av de viktigste sidevassdragene til Glomma (Skarloff et al., 2018, s. 5), og er omtrent 41 km lang (Thorsnæs, 2024). Elven starter i den sørøstlige delen av Rakkestad kommune, nær grensen til Marker og Aremark, og renner ut i Glomma ved Brekke nordvest i Rakkestad (Thorsnæs, 2024). Starten og slutten på Rakkestadelva er vist i figur 3, som er et modifisert utklipp fra kartverkøyet Norgeskart (Kartverket, u.å.). Elven har flere ulike bruksområder. Den fungerer som drikkevannskilde og inngår i fire mindre vannkraftverk, i tillegg til at den benyttes den til fritidsfiske og andre rekreasjonsaktiviteter (Thorsnæs, 2024; Vannområde Glomma Sør, 2022).



Figur 3 er et modifisert kartutklipp som viser Rakkestad kommune, samt deler av tilgrensende kommuner. Starten og slutten på Rakkestadelva er markert. Kartet er markert med målestokk, og har en nord-pil i hjørnet.

2.4.2 Nedbørfelt knyttet til Rakkestadelva

Et nedbørfelt beskriver et avgrenset geografisk område med avrenning til en vannkilde (Glitre-vannverket, u.å.). Rakkestadelva har en rekke sidevassdrag, som fører til et stort geografisk område det kommer avrenning fra (Vannområde Glomma Sør, 2022). Som et resultat av dette, er det også forurensninger som kan avrenne til elven fra flere mulige forurensningskilder. Nedbørfeltet på 377 km² i Rakkestad omfatter skog, jordbruksområder, myr og urbane områder (Vannområde Glomma Sør, 2022). Rakkestadelvas nedbørfelt 002.AB0, er generert i verktøyet Nedbørfelt-vannføring-indeks-Analyse (NEVINA) i figur 4 (Norges vassdrags- og energidirektorat, u.å.-a).



Figur 4 viser nedbørfeltet for Rakkestadelva, markert i lilla. Nedbørfeltet er generert fra et punkt, markert i rødt, rett nedstrøms for det aktuelle prøvetakingsområdet for denne undersøkelsen. Nedbørfeltet er generert i NEVINA.

2.4.3 Aktuelle grunnforhold for Rakkestadelva

Nedre del av Rakkestadelva ligger under marin grense (Vannområde Glomma Sør, 2022). Den marine grensen kan variere fra 0-220 m.o.h. og representerer havnivået etter den siste istiden (Hauser, 2023a). Rakkestadelvas plassering under marin grense vil ha innvirkning på sedimentets sammensetninger, og medfører store andeler leire, ettersom dette har vært havbunn tidligere (Vannområde Glomma Sør, 2022). Stabil marin leire er saltholdig, som gir gode bindingsforhold for miljøgifter (Hauser, 2023b). Leirdekningsgrad definerer hvor stor prosentandel av nedbørfeltet som er belagt av marin leire (Direktoratsgruppen vanddirektivet, 2018, s. 115). Det genererte nedbørfeltet i figur 4, har en leirdekningsgrad på 31,6 prosent (Norges vassdrags- og energidirektorat, u.å.-a). Leirdekningsgraden i Rakkestadelva kan altså gi gode bindingsforhold, som kan påvirke Rakkestadelva.

2.4.4 Rakkestadelva som drikkevannskilde

Vannet i Rakkestadelva ble vurdert som drikkevannskilde gjentatte ganger tidlig på 1900-tallet, da sentrumsområdet hadde manglende vannforsyning. Det ble gjentatte ganger konkludert med at vannets kvalitet var dårlig og at vannet ville bli for kostbart å rense, før det til slutt ble tatt i bruk på tross av dette (Dehli, 1996, s. 345; Nordby, 2002, s. 209–211). Rakkestadelva er i dag med på å forsyne Rakkestads innbyggere med vann, og omtrent 4500 av innbyggerne er tilknyttet den offentlige vannforsyningen (Rakkestad kommune, 2019).

2.4.5 Rakkestadelva som resipient for avløpsvann

Avløpsnettet i Rakkestad er hovedsakelig utformet som et separatsystem (Rakkestad kommune, 2015, s. 4–11). Et separatsystem innebærer at avløpsvannet separeres ut fra opphav, altså ledes overvann og spillvann i adskilte ledningssystemer (Åstebøl et al., 2012, s. 10). Med overvann menes regnvann og smeltevann som legger seg på overflaten av bakken (Skaaraas et al., 2015, s. 7). En andel av dette vannet vil renne ned i overvannskummer som er en del av det kommunale avløpsnettet. Vannet som tilføres overvannssystemet regnes som rent, og skal derfor føres til en nærliggende resipient (Rakkestad kommune, 2015). Med spillvann menes både industrielt prosessvann og sanitært avløpsvann fra private husstander og annen bebyggelse (Skaaraas et al., 2015, s. 8). Bodal renseanlegg har som oppgave å rense spillvannet fra Rakkestad sentrum (Rakkestad kommune, 2015, s. 4).

Avløpsvann kan være en kilde til forurensning i vassdrag. Det er kjente utfordringer ved avløpsnettet i Rakkestad som kan bidra til dette, deriblant lekkasjer og feilkoblinger (Rakkestad kommune, 2015, s. 11–12). Dessuten kan store mengder vann i avløpssystemet føre til overløp ved pumpestasjonene, som innebærer at urensset spillvann blandes med overvannet og føres ut i resipienten. En kjent årsak til økt

mengde avløpsvann i Rakkestad er innlekking av fremmedvann som følge av gamle og utette rør (Rakkestad kommune, 2015, s. 4 og s. 13). Overvannet kan også bidra til forurensning av vassdrag. Avrenningen av overvann er større i tettbyggede strøk, grunnet redusert fordampning og tette flater som hindrer vannet i å infiltrere bakken (Skaaraas et al., 2015, s. 31). Dessuten har klimamessige forhold og hvilke forurensende menneskelige aktiviteter som foreligger i tilrenningsområdet innvirkning på graden av forurensning i overvannet (Åstebøl et al., 2012, s. 11).

2.5 Vannkvalitetsarbeid

Oppdraget vårt er del av vannkvalitetsovervåkning i Rakkestad kommune. Det er derfor nødvendig med grunnleggende kunnskap om faktorer som påvirker vannkvalitet samt lovverk relevant under vurdering av vannkvaliteten i relasjon til miljøgifter.

2.5.1 Vannforskriften

Vannforskriften er et lovverk som har til hensikt å beskytte og sørge for bærekraftig bruk av vannforekomstene. I dette arbeidet bidrar forskriften med retningslinjer for å sette miljømål. Den skal dessuten sikre gjennomgang av godkjente forvaltningsplaner og tiltaksprogrammer med seks års mellomrom (Vannforskriften, 2021, paragr. 1). Rakkestadelva defineres av vannforskriften (Vannforskriften, 2021, paragr. 3) som en vannforekomst, tilhørende kategorien overflatevann. Miljømålene for overflatevann omfatter arbeid som medvirker til oppnåelse og opprettholdelse av økologisk og kjemisk tilstand etter bestemte krav (Vannforskriften, 2021, paragr. 4). Den økologiske tilstanden i overflatevann rangeres på en femtrinnskala fra svært dårlig til svært god tilstand basert på biologiske, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer, som vist i tabell 1, inspirert fra et vedlegg i vannforskriften (Vannforskriften, 2021 Vedlegg V 1.2).

Tabell 1 er en oversikt over overordnet klassifisering av økologisk tilstand i elver, med de krav som er satt i vannforskriften for å oppfylle de ulike klassene. Betegnelsen i.a. kommuniserer at informasjonen ikke dekkes av vannforskriften.

Klassifisering av økologisk tilstand i elver					
Kvalitets- element	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Biologisk	Tilsvarende uberørte forhold, uten tegn til endring	Verdiene er svakt endret sammenliknet med uberørte forhold	Verdiene er betydelig endret sammenliknet med uberørte forhold	Omfattende endringer sammenliknet med uberørte forhold Forventede biologiske samfunn avviker vesentlig	Alvorlige endringer sammenliknet med uberørte forhold Fravær av forventede biologiske samfunn
Fysisk-kjemisk	Ingen, eller ubetydelige menneskeskapte endringer	Ulike parametere skal ligge innen fastsatte grenser, samt sikre at de biologiske kvalitets-elementene kan oppnås	Forhold som tilsvarende at de biologiske kvalitets-elementene kan oppnås	i.a.	i.a.
Hydro-morfologisk	Ingen, eller ubetydelige menneskeskapte endringer	Forhold som tilsvarende at de biologiske kvalitets-elementene kan oppnås	Forhold som tilsvarende at de biologiske kvalitets-elementene kan oppnås	i.a.	i.a.

2.5.2 Biologiske kvalitetselementer

De biologiske kvalitetselementene for elver innebærer sammensetningen og mengden av vannplanter og bunnlevende virvelløse dyr, samt aldersstruktur i fiskefaunaen (Vannforskriften, 2021 Vedlegg V 1.1), overordnet forklart i tabell 1. Sistnevnte kvalitetselement skyldes at mangel av enkelte aldersgrupper blant fiskeartene kan antyde svikt i forplantning. Dette kan oppstå som et resultat av menneskelig påvirkning på fysisk-kjemiske eller hydromorfologiske kvalitetselementer. For å opprettholde god økologisk kvalitet kan ikke vegetasjonen medføre forstyrrelser for vannforekomstens biota eller påvirke den fysisk-kjemiske kvaliteten i vannet og sedimentet. Bakterievekst skal heller ikke ha negativ påvirkning på vannforekomstens bunnvegetasjon. Med tanke på fiskefaunaen kan vannforekomsten oppnå god tilstand på tross av noe forstyrrelse i aldersstrukturen (Vannforskriften, 2021 Vedlegg V 1.2.1). Miljøgifter kan ha en indirekte påvirkning på biologiske kvalitetselementer. Dersom miljøgifteksponering fører til helseskade eller endring blant biomangfoldet vil det gå ut over den biologiske kvaliteten. Eksempelvis er imposex av vanddyr en følge av TBT-forurensning.

2.5.3 Fysisk-kjemiske kvalitetselementer

De fysisk-kjemiske kvalitetselementene er for elver basert på ulike forhold, overordnet forklart i tabell 1. Dette innebærer temperatur, oksygen og næringsstoffer i elven, i tillegg til ledningsevne og forsureningstilstand. Dessuten omfatter de forurensning fra alle prioriterte stoffer, inkludert miljøgifter, samt andre stoffer som er påvist i betydelige konsentrasjoner i elven (Vannforskriften, 2021 Vedlegg V 1.1). Ved svært god tilstand er forholdene tilsvarende uberørte eller svært lite påvirkede. Det er krav om at syntetiske forurensningsstoffer, eksempelvis PCB og PBDE, har konsentrasjoner under deteksjonsgrensene. Samtidig er det krav om at ikke-syntetiske forurensningsstoffer, som PAH og tungmetaller, har konsentrasjoner som kan regnes som normale under uberørte forhold (Vannforskriften, 2021 Vedlegg V 1.2.1). Påvirkning fra landbruket er blant de største på vassdragene i Norge, hvilket også gjelder for Rakkestadelva som er

omringet av landbruk. Fenomenet skyldes blant annet avrenning fra jordbruk (Miljødirektoratet, 2023d), som har redusert kvaliteten på leveforholdene til fisk i elvene (NMBU, 2023).

2.5.4 Hydromorfologiske kvalitetselementer

De hydromorfologiske kvalitetselementene er for elver basert på ulike forhold, overordnet forklart i tabell 1, og innebærer størrelse og variasjon på vannføringen, samt variasjon i bredde og dybde, herunder strukturen til elvebredden og elvebunnens struktur og sammensetning. I tillegg tas det hensyn til elvens kontinuitet, samt forbindelse mellom elv og grunnvannet (Vannforskriften, 2021 Vedlegg V 1.1).

Hydromorfologiske kvalitetselementer påvirkes ikke av miljøgifter, men bidrar til å svekke de biologiske kvalitetselementene ved manglende god tilstand. Dette medfører mer komplekse vurderinger av økosystempåvirkning ved funn som tilsier lavere økologisk tilstand. Rakkestadelva benyttes til å drive flere vannkraftverk (Rakkestad kommune, u.å.) med tilhørende demninger. Demningene kan bidra til endringer i strøm og vannføring, som kan svekke forholdene for fiskens gyting, og dermed redusere fiskebestanden (Vannkraft, u.å.). Bekkelukkinger er blant de fysiske endringene som påvirker den hydromorfologiske kvaliteten i elver (Miljødirektoratet, 2023d). Bare i Østfold fylke er det anslått at 1600 km med bekker er lukket siden 1960-tallet for å effektivisere jordbruket. Bekkelukking har redusert fiskens arealtilgjengelighet, samtidig som det resterende arealet har dårligere kvalitet generelt (NMBU, 2023).

2.5.5 Kvaliteten i Rakkestadelva

Det skilles mellom den sammensatte økologiske tilstanden og den kjemiske tilstanden i elven. Den førstnevnte omhandler de ulike kvalitetselementene og gir en samlet vurdering av elvens kvalitet. Den sistnevnte baserer seg på konsentrasjonen av ulike miljøgifter vurdert opp mot fastsatte grenseverdier, og elven rangeres til god eller ikke god kjemisk tilstand på bakgrunn av dem. Rakkestadelva har etter målinger fra 2023

blitt rangert til moderat økologisk tilstand og ikke god kjemisk tilstand. Det er imidlertid satt mål om oppnåelse av god økologisk og kjemisk tilstand innen 2027, og det er derfor iverksatt tiltak rettet mot dette. Tiltakene er særlig rettet mot å begrense den avrenning fra jordbruket, da dette er den største bidragskilden til Rakkestadelvas reduserte kvalitet. Elven hadde svært dårlig tilstand i forbindelse med avrenning fra jordbruksområder og moderat tilstand i forbindelse med begroingsalger og bunndyr (Vann-Nett, u.å.). Grunnet resultatene av kvikksølv i fiskeundersøkelsen fra 2022 ble den kjemiske tilstanden satt til ikke god (Fjeld og Vann AS, 2023). Elven fikk imidlertid god tilstand med henhold til PFOS da disse ikke ble påvist over grenseverdien i fisk (Vann-Nett, u.å.).

2.5.6 Vannområdet

Vannregioner deles inn i vannområder på nedbørfeltnivå (Vannforskriften, 2021, paragr. 23). Samtidig tas det hensyn til geografisk størrelse (Bislingen, M. Y., personlig kommunikasjon, 16. april 2024) og samfunnsmessige forhold, slik som allerede igangsatte samarbeid og tiltak. Vannforskriften (Vannforskriften, 2021, paragr. 23) legger til rette for at slik inndeling utføres forsvarlig og at vannforskriften blir fulgt med de mål som er satt for vannforekomstene. Det er Vannområde Glomma sør i samarbeid med Rakkestad kommune som overvåker vannkvaliteten i Rakkestadelva. Vannområdet ble opprettet i 2010, og er et samarbeid mellom åtte kommuner i Østfold (Vannområde Glomma sør, u.å.).

2.5.7 Prioritetslisten

Den norske prioritetslisten er en oversikt over kjemikalier som regnes som helse- og miljøskadelige, og som Norge prioriterer å redusere utslipp av. Denne oversikten inneholder i dag 81 stoffer, deriblant miljøgifter (Miljødirektoratet, u.å.). Den omtaler de ulike stoffenes helse- og miljørisiko, og dokumenterer utslipp av dem slik at utviklingen

overvåkes (Miljødirektoratet, 2003). Prioritetslisten blir oppdatert kontinuerlig, med forslag til addisjon av stoffer hvert år. Kriteriene som benyttes for å vurdere tillegg av stoffer omhandler stoffenes persistens, akkumuleringsevne, giftighet og tilsvarende bekymringsverdige egenskaper (Miljødirektoratet, u.å.). Kriteriene overlapper påfallende med definisjoner av miljøgifter selv, hvilket ikke etterlater tvil om miljøgifters relevans som prioriterte stoffer.

2.5.8 Miljøkvalitetsstandarder

Miljøkvalitetsstandardene, ofte referert til som environmental quality standards (EQS), er grenseverdier som er satt for å beskytte miljøet mot forurensninger. Det fastsettes ulike grenseverdier avhengig av type matriks, blant annet på grunn av miljøgifters varierende bindingsevne til matrikser (Vannforskriften, 2021 Vedlegg V).

Miljøkvalitetsstandardene gir en øvre grense for akseptabel konsentrasjon av miljøgifter i vann, sediment og biota med hensyn til effekter på helse og miljø. For sediment er grenseverdiene satt med hensikt å benyttes til finkornet sediment. I tillegg justeres grenseverdiene ut fra nasjonale nivåer for organisk karbon (Miljødirektoratet, 2020a).

Miljøkvalitetsstandardene er satt med bakgrunn av resultater fra økotoksikologiske tester som er utført på laboratorier. Det benyttes en sikkerhetsfaktor dersom det ikke foreligger nok data. Sikkerhetsfaktoren skal sikre beskyttelse for organismer som kan være mer følsomme sammenliknet med de det er testet på (Miljødirektoratet, 2020a). Grenseverdiene gjelder for konsentrasjonen av biotilgjengelige stoffer (Vannforskriften, 2021 Vedlegg VIII A). Samtidig baserer de seg på marine sedimenter, med unntak av noen spesifikke stoffer som har fått egne miljøkvalitetsstandarder for sedimenter i ferskvann (Miljødirektoratet, 2020a). Disse standardene er imidlertid ikke absolutte for sediment. Dersom grensene overskrides i sediment bør det foretas stedsspesifikke undersøkelser og risikovurderinger (Vannforskriften, 2021 Vedlegg VIII C).

Ved vurdering av miljøkvalitetsstandardene kan en ta hensyn til ulike faktorer som påvirker overvåkningsresultatene. Dette kan for eksempel innebære at en tar hensyn til bakgrunnskonsentrasjonen til metaller og metallforbindelser, dersom bakgrunnen er for høy til at det er mulig å overholde miljøkvalitetsstandarden (Vannforskriften, 2021 Vedlegg VIII E). Bakgrunnskonsentrasjonen betegner konsentrasjonen av miljøgifter som anses å være ved uberørte forhold, altså konsentrasjonen ved svært god tilstand (Miljødirektoratet, 2020a). Andre faktorer å ta hensyn til er fysisk-kjemiske kvalitetsparametere, eksempelvis vannets hardhet og pH, som påvirker biotilgjengeligheten til metallene (Vannforskriften, 2021 Vedlegg VIII E).

I forbindelse med grenseverdiene er det i tillegg utarbeidet et klassifiseringssystem som benyttes for å lettere skille mellom tilstanden i vannforekomstene.

Klassifiseringssystemet er rangert fra I til V, der I viser bakgrunnsnivået, altså tilstand ved uberørte forhold, og V omfatter vannforekomster med omfattende toksiske effekter, altså svært dårlig vannkvalitet. Klassifiseringssystemet har grenser for hvert nivå som samsvarer med de i vannforskriften (Miljødirektoratet, 2020a). Samtidig kan klassifiseringssystemet benyttes til å skille mellom god og ikke god kjemisk kvalitet, der bakgrunnsnivået og klassegrensen god tilsvarer god kjemisk tilstand, mens de resterende klassene tilsvarer ikke god kjemisk tilstand. Altså vil en lav tilstandsklasse tilsvare god kjemisk tilstand, og en høy tilstandsklasse tilsvarer ikke god kjemisk tilstand. Klassifiseringssystemet med tilhørende kjemisk tilstand er vist i tabell 2 (Miljødirektoratet, 2020a).

Tabell 2 illustrerer et klassifiseringssystem som skiller mellom påvirkning på organismer ut fra konsentrasjonene av miljøgifter som er målt i blant annet sediment. Tabellen er inspirert av Miljødirektoratets figur for klassifiseringssystem fra veileder M-608.

Klassifisering av kjemisk tilstand i elver				
God kjemisk tilstand		Ikke god kjemisk tilstand		
I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Klassegrensen er satt ved konsentrasjoner av miljøgifter som tilsvarer tilstand ved uberørte forhold	Klassegrensen er satt ved miljøgift-konsentrasjoner der det ikke er påvist toksiske effekter på organismer	Klassegrensen er satt ved miljøgift-konsentrasjoner der det er observert kroniske effekter på organismer ved langtids-eksponering	Klassegrensen er satt ved miljøgift-konsentrasjoner der det er observert akutt toksiske effekter på organismer ved korttids-eksponering	Klassegrensen er satt ved miljøgift-konsentrasjoner der det er observert omfattende toksiske effekter på organismer

2.6 Faktorer som kan påvirke sedimentering i elver

I denne oppgaven ble det tatt sedimentprøver fra elv til bruk som prøvemateriale i miljøgiftanalyser. Det var derfor nødvendig å ta høyde for faktorer som påvirker sedimentering i elven under gjennomføring av metoden, samt å ta med seg denne kunnskapen under vurdering av analyseresultatene.

2.6.1 Vannføring, vannstand og flom

I elver vil det være naturlige variasjoner i vannstand og vannføring. Vannføring oppgis oftest i m^3/s , og angir volumet av vann som beveger seg forbi et punkt i elven per

tidsenhet (Norges vassdrags- og energidirektorat, u.å.-b). Vannstand dreier seg om vannoverflatens høyde målt ved et bestemt punkt i vannforekomsten. Den påvirkes av forholdet mellom vannmengden som kan transporteres i elven og vannmengden som tilføres elven gjennom nedbør og snøsmelting (Bering, 2021, s. 10). Disse parameterne henger sammen, og på punktene hvor målestasjoner etableres vil de samvariere ut fra en vannføringskurve (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2023). Ved spesielt høy vannstand vil vannet oversvømme omkringliggende terreng som vanligvis ligger tørt, hvilket kalles flom (Bering, 2021, s. 10). Ut fra størrelse deles flom inn i ulike flomnivåer. Det laveste nivået kalles gult nivå eller middelflom, og er gjennomsnittet av den høyeste vannføringen som er målt hvert år. Videre finnes oransje nivå og rødt nivå, som omfatter større flommer med lenger gjentakelsesintervall (Norges vassdrags- og energidirektorat, u.å.-b). Som følge av økt vannstand og vannføring, vil sediment i større grad føres nedover i elven, og dermed påvirke fordelingen av finkornet sediment og eventuelle miljøgifter.

2.6.2 Erosjon

Erosjon i elver er en prosess der masser løsner og forflyttes ved hjelp av vannmassene (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022b). Det er flere faktorer som vil påvirke erosjon, blant annet vannføring og vannstand. Det finkornede sedimentet løsner fra elvebunnen grunnet mer erosjon ved høyere nivåer av disse faktorene. Høye strømningsforhold i elven vil på denne måten gi økt erosjon og mindre sedimentering. I yttersving vil det være høyere hastighet på vannet, mens det i innersving vil være lavere hastighet. Grunnet mindre erosjon i innersvinger vil det sedimentere mer, tilsvarende vil erosjonen føre til mindre sedimentering i yttersvingen (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022b). Ulik grad av sedimentering vil kunne påvirke forekomsten av miljøgifter (Gudmund, 2021).

3.0 Metode

3.1 Valg av analytter og prøvetakingstidspunkt

Miljøgiftene valgt som analytter i denne undersøkelsen tar utgangspunkt i de som ble analysert i fiskeundersøkelsen (Fjeld og Vann AS, 2023). Dette ble gjort for å komplementere funnene fra 2022, og dermed få et bredere innblikk i den kjemiske tilstanden i elven. Valg av analytter som ikke er med i fiskeundersøkelsen, baserer seg på vurderinger tatt ut fra miljøgiftenes ideelle matriks og mistenkte utslipp fra mulige forurensningskilder i området. Et krav til analyttene er at de regnes som klassiske miljøgifter, altså er de tungt nedbrytbare og akkumulerer i miljøet, slik at de vil kunne påvises i sediment. Begrunnelsen for valg av analytter er støttet opp av teori fra kapittel 2.2-2.4.

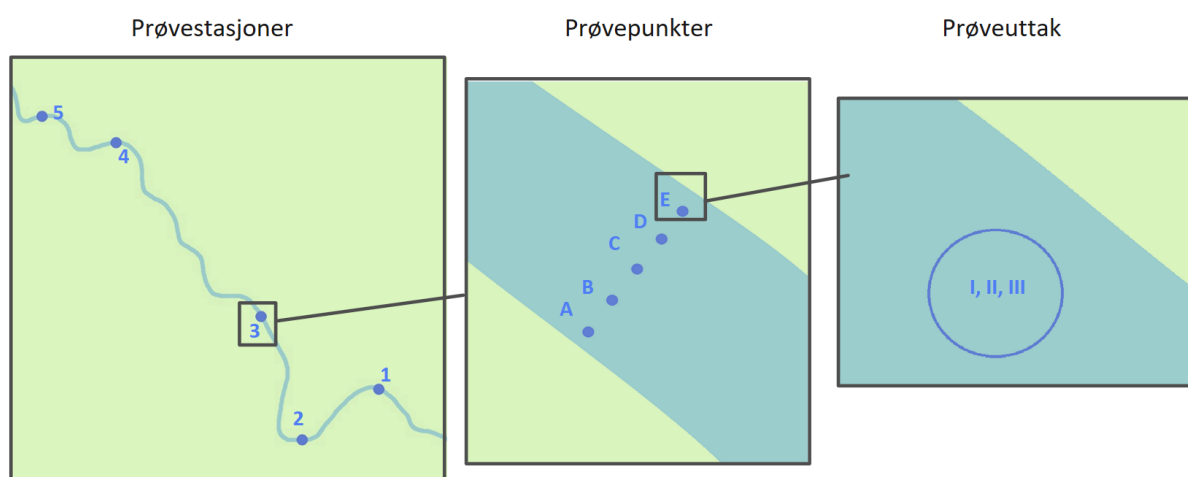
Prøvetakingstidspunktet ble valgt ut fra to hensyn. For det første kunne prøvetakingsforholdene påvirkes av vannstand, vannføring og flom, hvilket vil øke ved nedbør, som forklart i kapittel 2.1 og 2.6. Det ble derfor besluttet å ta prøvetakingen den 20.03.2024, ettersom det var meldt nedbør i etterkant av det aktuelle tidspunktet (Metrologisk institutt, 2024). For det andre forelå det et praktisk grunnlag for valget, i form av tidsbegrensning for arbeidet og ventetid på analyseresultatene.

3.2 Blandprøver

Ved hver av prøvestasjonene ble det tatt blandprøver, der prøvene tas fra flere punkter i elven og deretter blandes grundig sammen før analyse. Grunnlaget for dette metodevalget dreier seg både om kostnadsbesparelse, og om muligheten til å oppnå et mer representativt bilde av tilstanden ved hver prøvestasjon (Walsh et al., 1997, s. 3).

3.3 Prøvestasjoner

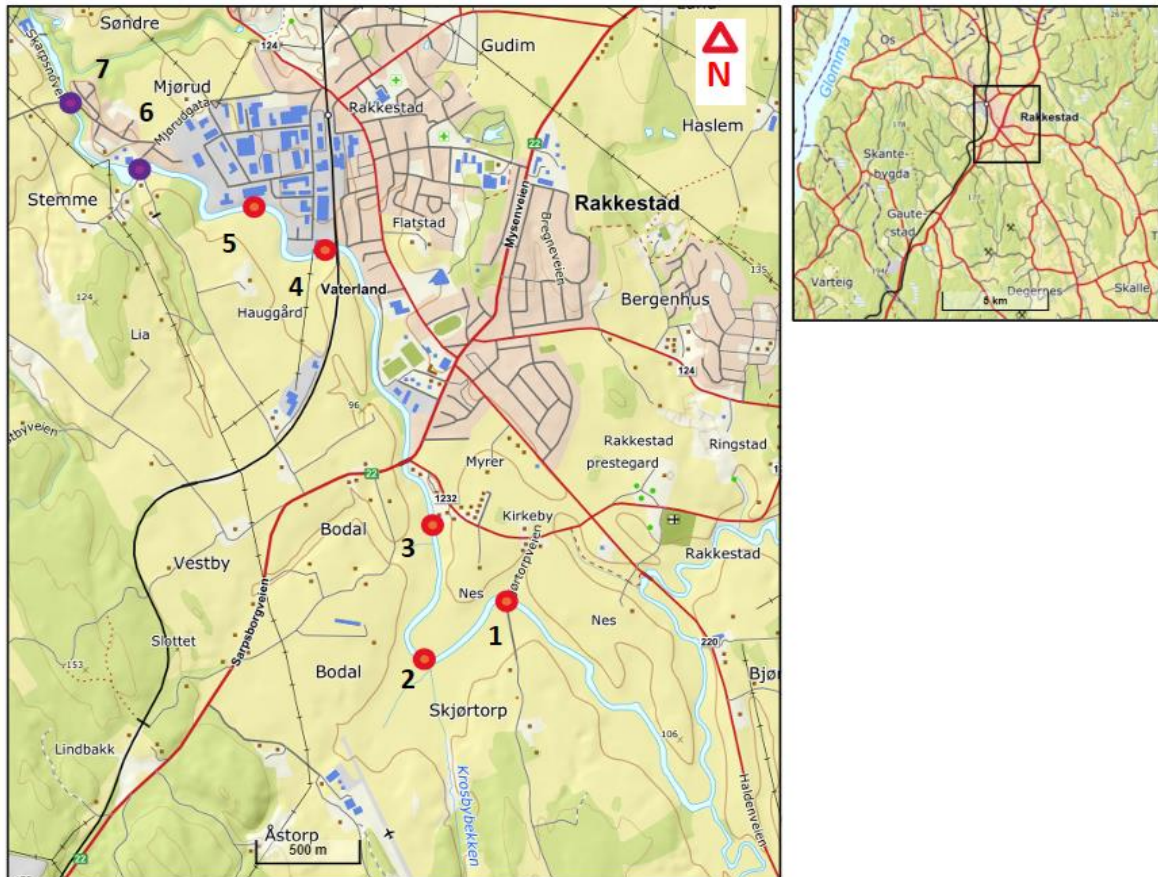
I denne rapporten benyttes begrepene prøvestasjon, prøvepunkt og prøveuttak for å skille mellom ulike nivåer av prøvetakingen, som illustrert i figur 5. Prøvestasjonene er områdene langs elven som er analysert for miljøgifter. Hver prøvestasjon består av prøvepunkter på tvers av elvens bredde, og hvert prøvepunkt består igjen av flere prøveuttak.



Figur 5 er en illustrasjon som viser de fem prøvestasjonene langs Rakkestadelva som det ble tatt prøver fra, de fem prøvepunktene på tvers av en prøvestasjon, og tre prøveuttak ved ett av prøvepunktene. Figuren er en visuell beskrivelse av begrepene prøvestasjoner, prøvepunkter og prøveuttak. Figuren er laget i dataprogrammet Windows Paint.

Det ble tatt to til tre prøveuttak per prøvepunkt, fem prøvepunkter per prøvestasjon og til sammen fem prøvestasjoner. Antallet prøveuttak ble vurdert under prøvetaking for å oppnå tilfredsstillende volum prøvemateriale, 2 L per prøvestasjon, etter Eurofins sine anbefalinger (personlig kommunikasjon, 12. mars 2024). Antallet prøvepunkter ble valgt for å sikre prøvematerialets representativitet for prøvestasjonen. Prøvestasjonene ble valgt ut fra mulige miljøgiftkilder i området rundt elven, for å kunne vurdere miljøgiftkonsentrasjoner opp mot resultatene i fiskeundersøkelsen (Fjeld og Vann AS, 2023) og for å ha et representativt utvalg av prøver oppstrøms til nedstrøms for Rakkestad sentrum. Begrunnelsen for valg av prøvestasjonene er støttet opp av teori fra

kapittel 2.2-2.4. Figur 6 viser en oversikt over de utvalgte prøvestasjonene. Figuren omfatter modifiserte utklipp fra karttjenesten Norgeskart (Kartverket, u.å.). Koordinatene for prøvestasjonene finnes i vedlegg 3, koordinatene baserer seg på karttjenesten Google Maps (Google LLC, u.å.).



Figur 6 viser to modifiserte kartutklipp. Et av utklippene er markert med prøvestasjonene i elven og en nord-pil, mens det til høyre viser et overordnet kart over Rakkestad. Prøvestasjonene er markert med tall i stigende rekkefølge, og er plassert fra lengst oppstrøms for Rakkestad sentrum til lengst nedstrøms. Lilla markering kommuniserer ikke-gjennomført prøvetaking, og rød markering kommuniserer gjennomført prøvetaking. Kartet for øvrig viser Rakkestadelva med nærliggende omgivelser, inkludert Rakkestad sentrum, markert i brunt, som ligger øst for Rakkestad Næringspark sentrum, markert i blått, og Rakkestad flyplass. Figuren består av utklipp fra Norgeskart og punktene er laget i Microsoft OneNote og Windows Paint.

3.3.1 Prøvestasjon 1

Prøvestasjon 1, vist i figur 7, ligger lengst oppstrøms for Rakkestad sentrum, og er plassert ved Skjørtoorp bro, som er trafikkert. I fiskeundersøkelsen ble det fisket fra blant annet Skjørtoorp (Fjeld og Vann AS, 2023), og det er derfor relevant å ta sedimentprøver fra broen for å sammenlikne resultatene. Samtidig var denne prøvestasjonen tiltenkt som referansestasjon for å kunne sammenlikne den kjemiske kvaliteten før sentrums- og industriområdet.



Figur 7 er et bilde tatt ved prøvestasjon 1 under feltarbeidet. Fotografi av Linn Karina Stegen.

Prøvestasjonen er omgitt av jordbruk på både nord- og sørsiden av elven.

3.3.2 Prøvestasjon 2

Prøvestasjon 2, vist i figur 8, er plassert ved munningen av Krosbybekken, som renner forbi Rakkestad flyplass, avbildet i figur 8. Prøvestasjonen er plassert i en sving i elven. Det er interessant å undersøke om Krosbybekken frakter med seg miljøgifter til Rakkestadelva fra flyplassen. Teori fra kapittel 2.3.5 omhandler grunnlaget for valg av denne prøvestasjonen.



Figur 8 er et bilde tatt ved prøvestasjon 2 under feltarbeidet. Fotografi av Rudi Yi Xu.

Prøvestasjonen er omgitt av jordbruk på både nord- og sørsiden av elven.

3.3.3 Prøvestasjon 3

Prøvestasjon 3, vist i figur 9, er inntakspunkt for drikkevannet i Rakkestad. Prøvestasjonen ble valgt for å undersøke om det er økt forekomst av miljøgifter ved inntakskilden for drikkevann. Kapittel 2.4.4 omhandler grunnlaget for valg av denne prøvestasjonen. Prøvestasjonen er ikke valgt på bakgrunn av kjente utslippskilder.



Figur 9 er et bilde tatt ved prøvestasjon 3 under feltarbeidet. Fotografi av Cathrine Wattum.

Den er omgitt av jordbruk på vestsiden, og bebyggelse på østsiden siden av elven.

3.3.4 Prøvestasjon 4

Prøvestasjon 4, vist i figur 10, ligger i nærheten av Rakkestad sentrum, i den sørlige enden av industriområdet. Oppstrøms for denne prøvestasjonen ligger utslippspunkt for overvann fra Rakkestad sentrum, og det er derfor relevant å undersøke om sedimentet er forurenset ved denne prøvestasjonen. Kapittel 2.3.2, 2.3.3 og 2.4.5 omhandler grunnlaget for valg av denne prøvestasjonen. Prøvestasjonen er omgitt av jordbruk på sørsiden, og industriområde på nordsiden av elven.



Figur 10 er et bilde tatt ved prøvestasjon 4 under feltarbeidet. Fotografi av Rudi Yi Xu.

3.3.5 Prøvestasjon 5

Prøvestasjon 5, vist i figur 11, befinner seg ved utslippspunkt for overvann fra sentrum og industriområdet, samt nedstrøms for utslippspunktet til Bodal renseanlegg. Dette, i tillegg til nærliggende industri, gjør det interessant å undersøke for forurensninger her. Kapittel 2.3.2, 2.3.3 og 2.4.5 omhandler grunnlaget for valg av denne prøvestasjonen. Av prøvestasjonene det ble gjennomført prøvetaking fra, ligger denne lengst nedstrøms. Prøvestasjonen er omgitt av jordbruk på sørsiden, og industriområde på nordsiden av elven.



Figur 11 er et bilde tatt ved prøvestasjon 5 under feltarbeidet. Fotografi av Krista Quorning.

3.3.6 Prøvestasjon 6

Prøvestasjon 6, vist i figur 12, er plassert ved et kraftverk med demning og en trafikkert bro, og ligger ved den nordvestlige enden av Rakkestad sentrum. Det fysiske skillet en demning utgjør i elven, gjør det interessant å ta prøver før og etter den. Kapittel 2.5.4 omhandler grunnlaget for valg av denne prøvestasjonen. På tross av en rekke forsøk, var ingen av prøveuttakene ved denne prøvestasjonen vellykkede.



Figur 12 er et bilde tatt ved prøvestasjon 6 under feltarbeidet. Fotografi av Linn Karina Stegen.

Prøvestasjonen er omgitt av jordbruk på sørsiden, og bebyggelse på nordsiden av elven.

3.3.7 Prøvestasjon 7

Prøvestasjon 7, vist i figur 13, befinner seg ved Stemme bro, som er trafikkert.

Prøvestasjonen ligger nedstrøms for Rakkestad sentrum samt en demning. Begge disse faktorene bidro til at denne prøvestasjonen ble valgt. Prøvetaking fra denne prøvestasjonen var ikke vellykket, grunnet mye strøm i elven.

Prøvestasjonen er omgitt av jordbruk på vestsiden, og skog samt noe bebyggelse på østsiden av elven.



Figur 13 er et bilde tatt ved prøvestasjon 7 under feltarbeidet. Fotografi av Cathrine Wattum.

3.4 Forhold under prøvetaking

Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) har en målestasjon i Rakkestadelva. Den befinner seg oppstrøms for prøvestasjonene i denne undersøkelsen, og ligger 10,6 km unna prøvestasjon 1 i luftlinje. Målestasjonen har navnet Stortorp og måler blant annet vannstanden, i tillegg til at vannføringen beregnes ut fra en vannføringskurve. Ved prøvetakingsdatoen 20.03.2024 var både vannstand og vannføring svakt forhøyet, sammenliknet med NVEs beregnede normalområde. I forkant av prøvetakingen var både vannstanden og vannføringen kraftigere forhøyet, hvilket kan ha påvirket sedimentering som beskrevet i kapittel 2.6. Begge parameterne nådde gult nivå, altså middelflom (Norges vassdrags- og energidirektorat, u.å.-b).

3.5 Helse, miljø og sikkerhet

I forkant av prøvetakingen ble det gjennomført en sikker jobb-analyse, som ligger vedlagt i vedlegg 2. Hensikten med dette var å sørge for at mulige farer ved prøvetakingen ble vurdert på forhånd, slik at uønskede hendelser kunne forebygges. Som resultat av denne analysen ble flytevester benyttet ved prøvetaking fra båt og refleksvester benyttet under prøvetaking ved trafikkerte veier. I tillegg ble spesielle hensyn og roller knyttet til andre mulige risikoelementer avklart. Sikker jobb-analysen ble godkjent av veilederne i forkant av feltarbeidet.

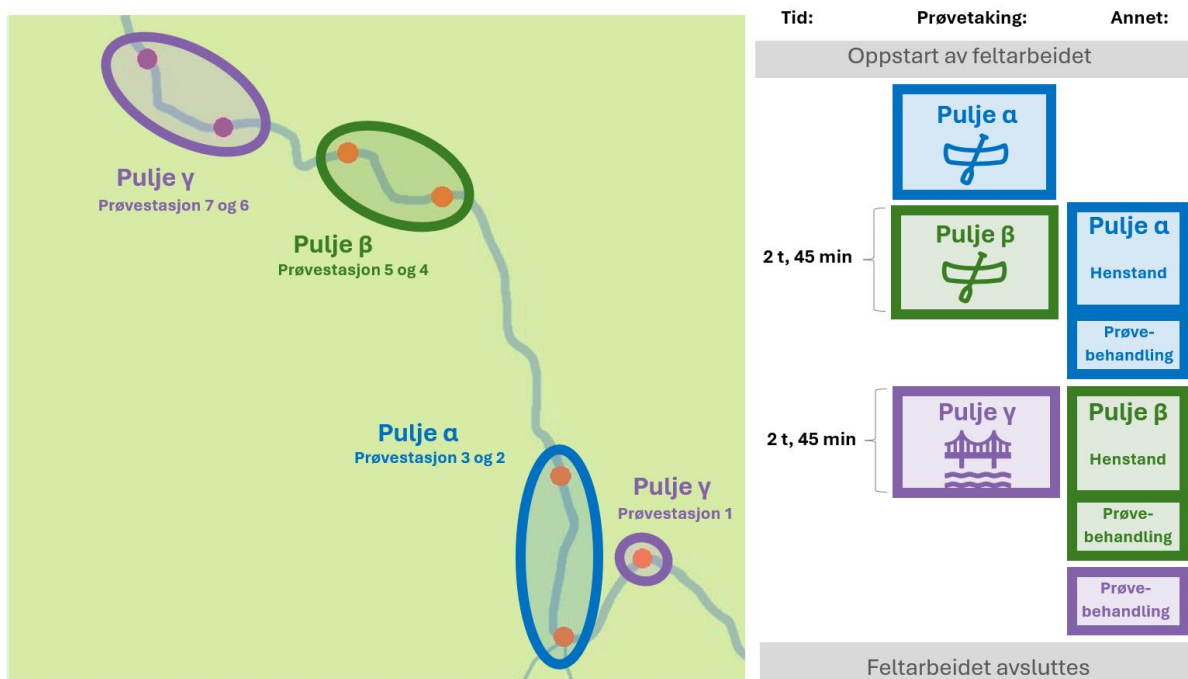
3.6 Fremgangsmåte

I forkant av feltarbeidet ble det utarbeidet en skriftlig plan og fremgangsmåte for utførelse av prøvetaking og bearbeidelse av prøvene. Fremgangsmåten ble videre revidert, med en prosedyre som sluttresultat. Prøvetaking og prøvebearbeidelse ble utført i henhold til denne prosedyren. Prosedyren er vedlagt som vedlegg 1.

For å dokumentere gjennomførelse av prøvetakingsprosessen ble det utarbeidet et feltskjema til utfylling ved prøvetaking for hver prøvestasjon, med kolonner til hvert prøvepunkt. Bemerkninger som utseende på og mengde av prøvemateriale, samt eventuelle utfordringer var blant feltene som skulle fylles ut. Feltskjemaet bidrar til økt reproduserbarhet for gjennomførelse av sedimentprøvetaking i elv. I tillegg bidrar den til en standardisert vurdering av hver prøvestasjon, med hensikt å redusere antall variabler ved tolkning av analysene. Utfylte feltskjemaer er vedlagt som vedlegg 3.

Ved sedimentprøvetaking vil det også følge med store materialer og vann i prøvene. Synlig organisk materiale og store uorganiske partikler ble fjernet fra prøven, slik vist i figur 15a. For å sikre prøvemateriale av tilfredsstillende volum ble det vurdert

nødvendig å dekantere prøvene etter henstand for å redusere vannmengden, slik vist i figur 15c. Dette ble gjort for å sikre at mest mulig av volumet som leveres til laboratoriet er sediment, slik at de hadde tilstrekkelig med TS til analysene. Prøvestasjonene ble fordelt i puljer for å effektivisere arbeidet og samtidig fordele prøvetaking og prøvebearbeidelse for å fastsette henstandstid. Dette er illustrert i figur 14.



Figur 14 er en oversikt over prøvestasjonene i Rakkestadelva med fargekodet markering rundt puljer som ble benyttet for å løse logistikken under prøvetaking og prøvebearbeidelse av sedimentprøvene. Illustrasjonen er laget i Microsoft Word og Windows Paint.

Rekkefølgen av prøvetaking fra prøvestasjonene ble utført fra nedstrøms til oppstrøms for hver pulje, mens rekkefølgen på puljene ble bestemt ut fra logistiske hensyn. Ved de to første puljene ble prøvetakingen gjennomført fra båt. Det ble benyttet årer for å forflytte båten mellom prøvepunktene, og påhengsmotor for å forflytte den mellom prøvestasjonene. Etter prøvetaking ble prøvematerialet fraktet i bokser til en nærliggende gårds plass (heretter base). Ved basen foregikk prøvebearbeidelse, som beskrevet i prosedyren vedlagt som vedlegg 1, og vist i figur 15. Tidsforbruket for

prøvetaking ved pulje β , på 2 timer og 45 minutter, tilsvarte henstandstiden for prøvene i pulje α og ble benyttet som en fastsatt henstandstid videre i feltarbeidet. Prøve satt til henstand er vist i figur 15b. Ved pulje γ skulle prøvetakingen gjøres fra bro, grunnet utfordringer ble kun prøvestasjon 1 benyttet. Prøvene fra både pulje α og pulje β ble fordelt på to 1 L prøveglass etter prøvebearbeidelsen. Prøven fra pulje γ ble derimot overført til ett 1 L prøveglass uten prøvebearbeidelse grunnet lite prøvevolum. Prøveglass klare for avlevering til laboratoriet er vist i figur 15d.

Som en generell anbefaling bør sedimentprøver oppbevares mørkt ved 4 °C (Batley & Simpson, 2013, s. 22). Prøveglassene med sedimentprøvene ble derfor oppbevart i kjølebag med kjøleelementer for å holde prøvene kalde frem til prøvehandtering av laboratoriet. Ved å holde sedimentprøvene nedkjølt forhindres degradering av stoffer i prøvene, og bakterievekst reduseres (Batley & Simpson, 2013). Dette ble hovedsakelig utført som en ekstra sikkerhet for kvaliteten på prøvene, ettersom analyttene som skulle analyseres ikke er spesielt sensitive med tanke på oppbevaring (Eurofins Environment Testing Norway AS, personlig kommunikasjon 12. mars 2024). Prøveglassene hadde bobleplast rundt seg for å ikke knuse under frakt. Prøvene ble levert til Eurofins med bil samme dag som prøvetakingen ble gjennomført.



Figur 15 viser rekkefølgen av utført prøvebearbeidelse. a) viser første steg i prøvebearbeidelsen, fjerning av stort materiale fra prøven. b) viser andre steg i prøvebearbeidelsen, henstand av prøvemateriale. c) Viser tredje steg i prøvebearbeidelsen, dekantering av prøve. d) Viser siste steg i prøvebearbeidelsen, fylte prøveglass med merking av prøvestasjon og laboratorie-ID. Fotografier av Krista Quorning.

3.7 Resultatfremvisning og statistikk

Analyseresultatene av miljøgiftene fra Eurofins, vedlagt i vedlegg 4-8, ble oppgitt i konsentrasjoner som hver tilsvarer en tilstandsklasse oppgitt av vannforskriften (Vannforskriften, 2021). Dette er valgt visualisert i resultatfremvisning av miljøgiftene, ved å illustrere analyseresultatene for hver prøvestasjon i fargekodede tabeller inspirert av Miljødirektoratet (Miljødirektoratet, 2020a). Hver miljøgift med oppgitt konsentrasjon er plassert i sin respektive tilstandsklasse, og samlet kjemisk tilstandsklasse til prøvestasjonen er oppgitt. Dette ble gjort for å gi et visuelt og

informativt bilde av de ulike prøvestasjonenes miljøgiftinnhold, og dets påvirkning på den kjemiske tilstanden.

For tungmetallene, TS og organisk karbon ble det oppgitt måleusikkerhet fra Eurofins. Måleusikkerheten oppgitt er beregnet til 95% usikkerhet, og beskriver størrelsen på variasjonen analysen kan ha (Eurofins, u.å.). Et 95% konfidensintervall (heretter KI) for disse parameterne ble beregnet ved å trekke fra og legge til måleusikkerheten for hvert enkelt analyseresultat. Disse KI-ene for analyseresultatene til analyttene fra hver prøvestasjon, ble så oppsatt i tabeller. KI ble i denne oppgaven benyttet for å gi ytterligere innsikt i analyseresultatenes betydning for prøvestasjonenes kjemiske tilstand, ved å bidra med mer nøyaktig informasjon om miljøgiftenes plassering innen tilstandsklassene.

4.0 Resultater

Tabell 3 til 12 viser analyseresultatene fra Eurofins, av miljøgifter og støtteparametere i sediment fra de fem prøvestasjonene, som ligger vedlagt som vedlegg 4-8.

Prøvestasjonene har hver sine tabeller, én med resultatene fra miljøgiftanalysene, og én med støtteparameterens analysesvar. Analyseresultatene for miljøgifter er delt inn i tilstandsklasser, basert på grenseverdier for miljøgift i sediment (Miljødirektoratet, 2020a). Analyseresultat for de organiske miljøgiftene PCB, PAH og PBDE oppgis som summeringer av analyseresultatene for forbindelsene innen gruppen. Antallet summerte analyseresultater oppgis i parentes bak miljøgiftens benevnelse. Av PFAS-forbindelsene var PFOS den eneste som ble detektert i noen av prøvene. Det er også den eneste av PFAS-ene som er omtalt i fiskeundersøkelsen fra 2022 (Fjeld og Vann AS, 2023). Det ble derfor valgt å oppgi analyseresultatet for PFOS i denne oppgaven, da summen av PFAS ved disse prøvestasjonene tilsvarer forekomsten av PFOS. Fullstendige analysesvar med alle forbindelser og undergrupper kan sees i analyserapporter fra Eurofins, vedlagt som vedlegg 4-8.

4.1 Analyseresultat for prøvestasjon 1

Miljøgiftresultatene for prøvestasjon 1 er vist i tabell 3. Den inneholder oppgitte prøvesvar fra Eurofins, sortert etter tilstandsklasse basert på grenseverdier fastsatt i vannforskriften (Miljødirektoratet, 2020a), samt prøvestasjonens sammenlagte kjemiske tilstand, fra vedlegg 4. Analyseresultatene for støtteparameterne er oppgitt i tabell 4.

Tabell 3 viser resultatene av analyserte miljøgifter i sediment fra prøvestasjon 1 i Rakkestadelva. De ulike tilstandsklassene miljøgiftene deles inn i, er oppført fargekodet i kolonnene i tabellen, inspirert fra veileder M-608.

Resultater fra miljøgiftanalyser i sediment fra Rakkestadelva, prøvestasjon 1					
Ikke Detekterbar / ikke kvantifiserbar	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
PAH(16) µg/kg	Arsen 8,5 mg/kg	Bly 37 mg/kg	Sink 170 mg/kg		
DBT <2,5 µg/kg	Krom 28 mg/kg	Kadmium 0,32 mg/kg			
PCB(7) µg/kg	Kvikksølv 0,029 mg/kg	Kobber 58 mg/kg			
PFOS <0,03 µg/kg	Nikkel 23 mg/kg				
PBDE(24) µg/kg					
TBT <2,5 µg/kg					
Klassifisering av kjemisk kvalitet: Ikke god					

Tabell 4 viser analysesvar for støtteparameterne i sediment fra prøvestasjon 1 i Rakkestadelva.

Resultater av støtteparameteranalyser i sediment fra Eurofins, prøvestasjon 1	
Tørrestoff % (TS)	43,3
Totalt organisk karbon % (TOC)	2,56
Kornstørrelse <2 µm	5,8
Kornstørrelse <63 µm	75,1

4.2 Analyseresultat for prøvestasjon 2

Miljøgiftresultatene for prøvestasjon 2 er vist i tabell 5. Den inneholder oppgitte prøvesvar fra Eurofins, sortert etter tilstandsklasse basert på grenseverdier fastsatt i vannforskriften (Miljødirektoratet, 2020a), samt prøvestasjonens sammenlagte kjemiske tilstand, fra vedlegg 5. Analyseresultatene for støtteparameterne er oppgitt i tabell 6.

Tabell 5 viser resultatene av analyserte miljøgifter i sediment fra prøvestasjon 2 i Rakkestadelva. De ulike tilstandsklassene miljøgiftene deles inn i, er oppført fargekodet i kolonnene i tabellen, inspirert fra veileder M-608.

Resultater fra miljøgiftanalyser i sediment fra Rakkestadelva, prøvestasjon 2					
Ikke Detekterbar / ikke kvantifiserbar	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
DBT <2,5 µg/kg	Arsen 3,8 mg/kg	Kadmium 0,31 mg/kg			
PCB(7) µg/kg	Bly 19 mg/kg				
PFOS <0,03 µg/kg	Kobber 14 mg/kg				
PBDE(24) µg/kg	Krom 26 mg/kg				
TBT <2,5 µg/kg	Kvikksølv 0,039 mg/kg				
	Nikkel 22 mg/kg				
	Sink 79 mg/kg				
	PAH(16) 53 µg/kg				
Klassifisering av kjemisk kvalitet: God					

Tabell 6 viser analysesvar fra støtteparameterne i sediment fra prøvestasjon 2 i Rakkestadelva.

Resultater av støtteparameteranalyser i sediment fra Rakkestadelva, prøvestasjon 2	
Tørrstoff % (TS)	42,9
Totalt organisk karbon % (TOC)	1,59
Kornstørrelse <2 µm	4,3
Kornstørrelse <63 µm	61,5

4.3 Analyseresultat for prøvestasjon 3

Miljøgiftresultatene for prøvestasjon 3 er vist i tabell 7. Den inneholder oppgitte prøvesvar fra Eurofins, sortert etter tilstandsklasse basert på grenseverdier fastsatt i vannforskriften (Miljødirektoratet, 2020a), samt prøvestasjonens sammenlagte kjemiske tilstand fra vedlegg 6. Analyseresultatene for støtteparameterne er oppgitt i tabell 8.

Tabell 7 viser resultatene av analyserte miljøgifter i sediment fra prøvestasjon 3 i Rakkestadelva. De ulike tilstandsklassene miljøgiftene deles inn i, er oppført fargekodet i kolonnene i tabellen, inspirert fra veileder M-608.

Resultater fra miljøgiftanalyser i sediment fra Rakkestadelva, prøvestasjon 3					
Ikke Detekterbar / ikke kvantifiserbar	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
DBT <2,5 µg/kg PCB(7) µg/kg PFOS <0,033 µg/kg PBDE(24) µg/kg TBT <2,5 µg/kg	Arsen 5,2 mg/kg Bly 20 mg/kg Kobber 12 mg/kg Krom 23 mg/kg Kvikksølv 0,031 mg/kg Nikkel 20 mg/kg Sink 82 mg/kg PAH(16) 74 µg/kg	Kadmium 0,3 mg/kg			
Klassifisering av kjemisk kvalitet: God					

Tabell 8 viser analysesvar for støtteparameterne i sediment fra prøvestasjon 3 i Rakkestadelva.

Resultater av støtteparameteranalyser i sediment fra Rakkestadelva, prøvestasjon 3	
Tørrstoff % (TS)	56,5
Totalt organisk karbon % (TOC)	1,79
Kornstørrelse <2 µm	6,0
Kornstørrelse <63 µm	69,9

4.4 Analyseresultat for prøvestasjon 4

Miljøgiftresultatene for prøvestasjon 4 er vist i tabell 9. Den inneholder oppgitte prøvesvar fra Eurofins, sortert etter tilstandsklasse basert på grenseverdier fastsatt i vannforskriften (Miljødirektoratet, 2020a), samt prøvestasjonens sammenlagte kjemiske tilstand fra vedlegg 7. Analyseresultatene av støtteparameterne er oppgitt i tabell 10.

Tabell 9 viser resultatene av analyserte miljøgifter i sediment fra prøvestasjon 4 i Rakkestadelva. De ulike tilstandsklassene miljøgiftene deles inn i, er oppført fargekodet i kolonnene i tabellen, inspirert fra veileder M-608. Nest nederste rad i tabellen er et grått felt med miljøgifter som er påviste, men som mangler grenseverdi nødvendig for klassifisering.

Resultater fra miljøgiftanalyser i sediment fra Rakkestadelva, prøvestasjon 4					
Ikke Detekterbar / ikke kvantifiserbar	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
PBDE(24) Mg/kg TBT <2,5 µg/kg	Arsen 3,7 mg/kg Krom 25 mg/kg Nikkel 22 mg/kg	Bly 26 mg/kg Kadmium 0,45 mg/kg Kobber 22 mg/kg Kvikksølv 0,46 mg/kg Sink 120 mg/kg PAH(16) 730 µg/kg PFOS 0,047 µg/kg		PCB(7) 47 µg/kg	
Mangler grenseverdi: DBT 4,6 µg/kg					
Klassifisering av kjemisk kvalitet: ikke god					

Tabell 10 viser analysesvar av støtteparameterne i sediment fra prøvestasjon 4 i Rakkestadelva.

Resultater fra støtteparameteranalyser i sediment fra Rakkestadelva, prøvestasjon 4	
Tørrstoff % (TS)	33,1
Totalt organisk karbon % (TOC)	1,96
Kornstørrelse <2 µm	5,4
Kornstørrelse <63 µm	72,3

4.5 Analyseresultat for prøvestasjon 5

Miljøgiftresultatene for prøvestasjon 5 er vist i tabell 11. Den inneholder oppgitte prøvesvar fra Eurofins, sortert etter tilstandsklasse basert på grenseverdier fastsatt i vannforskriften (Miljødirektoratet, 2020a), samt prøvestasjonens sammenlagte kjemiske tilstand fra vedlegg 8. Analyseresultatene for støtteparameterne er oppgitt i tabell 12.

Tabell 11 viser resultatene av analyserte miljøgifter i sediment fra prøvestasjon 5 i Rakkestadelva. De ulike tilstandsklassene miljøgiftene deles inn i, er oppført fargekodet i kolonnene i tabellen, inspirert fra veileder M-608. Nest nederste rad i tabellen er et grått felt med miljøgifter som er påviste, men som mangler grenseverdi nødvendig for klassifisering.

Resultater fra miljøgiftanalyser i sediment fra Rakkestadelva, prøvestasjon 5					
Ikke Detekterbar / ikke kvantifiserbar	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
DBT <2,5 µg/kg PFOS <0,036 µg/kg	Arsen 4,4 mg/kg Krom 32 mg/kg Nikkel 27 mg/kg	Bly 26 mg/kg Kadmium 0,52 mg/kg Kobber 21 mg/kg Kvikksølv 0,19 mg/kg TBT 2,6 µg/kg	Sink 140 mg/kg PAH(16) 3000 µg/kg PCB(7) 15 µg/kg		
Mangler grenseverdi: PBDE(24) 1,81 µg/kg					
Klassifisering av kjemisk kvalitet: Ikke god					

Tabell 12 viser analysesvar av støtteparameterne i sediment fra prøvestasjon 5.

Resultater av støtteparameteranalyser i sediment fra Rakkestadelva, prøvestasjon 5	
Tørrestoff % (TS)	39,0
Totalt organisk karbon % (TOC)	1,82
Kornstørrelse <2 µm	5,6
Kornstørrelse <63 µm	79,1

4.6 Konfidensintervall for utvalgte analyseresultater i sediment

Eurofins oppgitte måleusikkerhet for hvert analyserte tungmetall, samt for støtteparameterne TS og TOC, er benyttet til beregning av et KI på 95% konfidensnivå

for hvert enkelt analyseresultat, vedlagt som vedlegg 4-8. Tabell 13 viser en oversikt over KI-ene til analyseresultatene for tungmetallene. Tabellen inneholder informasjon om hva KI-ene vil si for usikkerheten av tungmetallenes tilstandsklassifisering, og hvorvidt usikkerheten kan være avgjørende for den endelige klassifiseringen av sedimentprøvenes kjemiske tilstand. Tabell 14 viser en oversikt over KI-ene for støtteparameterens analyseresultater, med informasjon om KI-ene som ligger høyest for den gitte støtteparameteren.

Tabell 13 viser 95% KI for hvert analyseresultat for tungmetallene. Grønne celler kommuniserer at KI overlapper med en lavere tilstandsklasse enn middelveiden er plassert i. Oransje celler kommuniserer at KI overlapper med en høyere tilstandsklasse enn middelveiden er plassert i. Celler uthevet med fet skrift kommuniserer at KI sitt overlapp medfører en annen kjemisk tilstandsklasse enn hva middelveiden er klassifisert som.

95% nivå konfidensintervall for prøvesvar av tungmetaller for de ulike prøvestasjonene					
Tungmetall	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 3	Stasjon 4	Stasjon 5
Arsen	[6,4 - 11]	[2,9 - 4,8]	[3,9 - 6,5]	[2,8 - 4,6]	[3,3 - 5,5]
Bly	[28 - 46]	[14 - 24]	[15 - 25]	[20 - 33]	[20 - 33]
Kadmium	[0,22 - 0,42]	[0,22 - 0,40]	[0,21 - 0,39]	[0,32 - 0,59]	[0,36 - 0,68]
Kobber	[44 - 73]	[11 - 18]	[9,0 - 15]	[17 - 28]	[16 - 26]
Krom	[18 - 36]	[17 - 35]	[15 - 31]	[16 - 34]	[21 - 43]
Kvikksølv	[0,023 - 0,035]	[0,031 - 0,047]	[0,025 - 0,037]	[0,368 - 0,552]	[0,152 - 0,228]
Nikkel	[17 - 29]	[17 - 28]	[15 - 25]	[17 - 28]	[20 - 34]
Sink	[128 - 213]	[59,3 - 98,8]	[61,5 - 103]	[90,0 - 150]	[105 - 175]

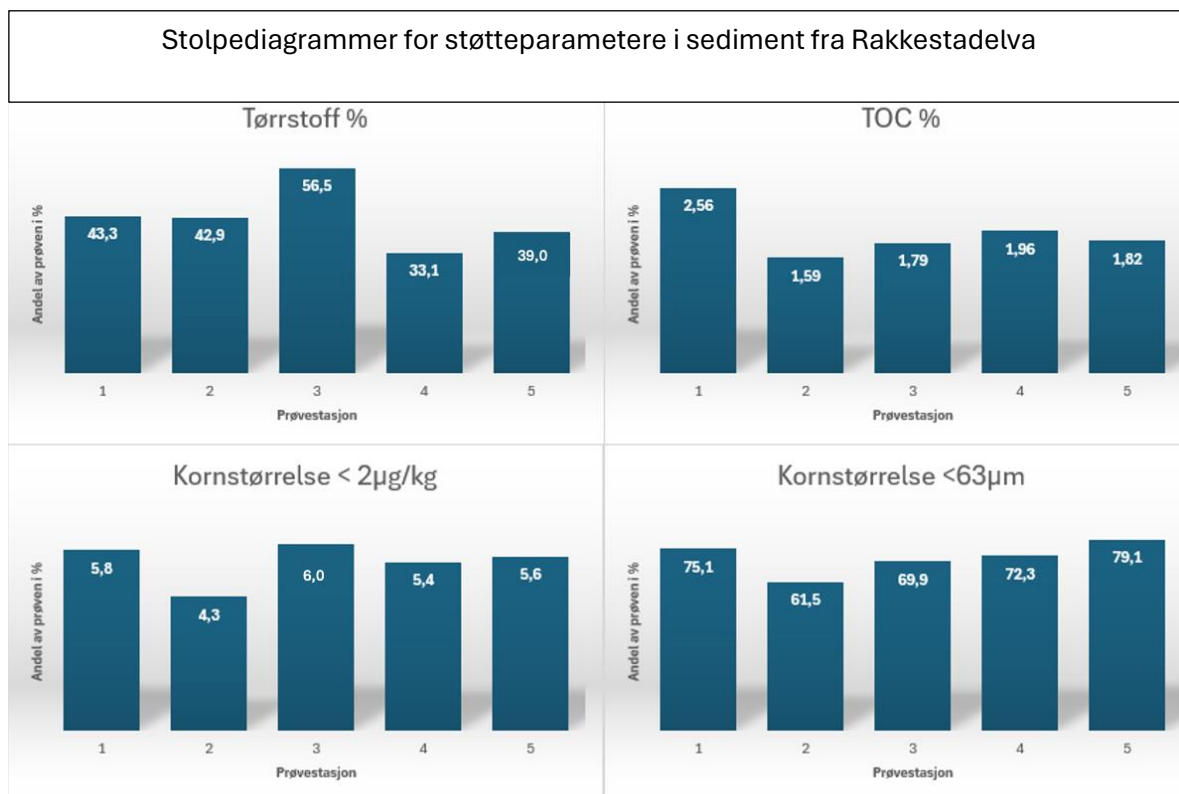
Tabell 14 viser 95% KI for analyseresultatene for TS og TOC. Celler uthevet med fet skrift kommuniserer at KI for den gitte støtteparameteren er høyere enn for de andre prøvestasjonene.

95% nivå konfidensintervall for prøvesvar av støtteparametere for de ulike prøvestasjonene					
Støtteparamete	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 3	Stasjon 4	Stasjon 5
Tørrstoff (%)	[39,0 - 47,6]	[38,6 - 47,2]	[50,9 - 62,2]	[29,8 - 36,4]	[35,1 - 42,9]
TOC (%)	[2,06 - 3,06]	[1,09 - 2,09]	[1,29 - 2,29]	[1,46 - 2,46]	[1,32 - 2,32]

4.7 Stolpediagram av støtteparametere i sediment

Analyseresultatene for støtteparameterne TS, TOC, samt de to klassene av kornstørrelse, er fremstilt som stolpediagrammer i figur 16. Dette for å visualisere og

kunne sammenlikne konsentrasjonene fra de ulike prøvene. Hver støtteparameter er representert i hvert sitt stolpediagram, med en stolpe for hver sedimentprøve fra Rakkestadelva. I figur 17 er kornfordelingen, med andel av silt, leire og grovkornet sediment, illustrert for de ulike prøvene.

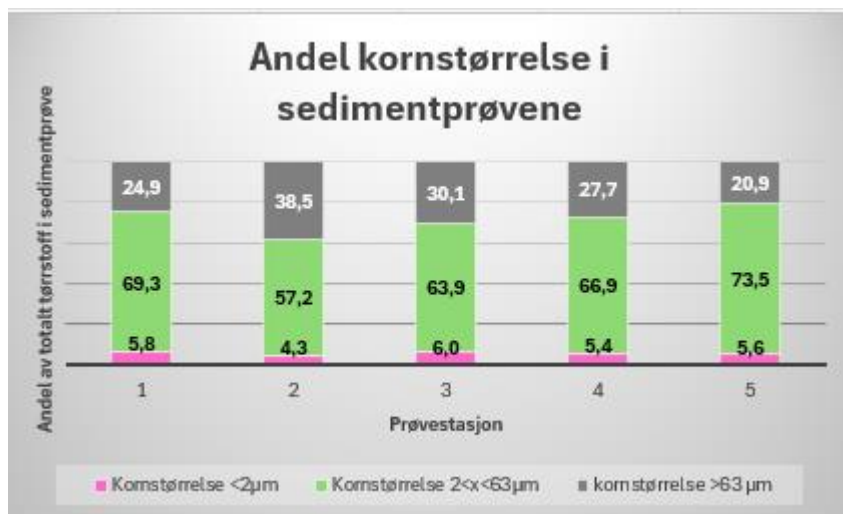


Figur 16 viser stolpediagrammer av støtteparametere målt i sediment fra Rakkestadelva. På x-aksen er de ulike sedimentprøvene nummerert med prøvestasjon. På y-aksen er konsentrasjonen av støtteparametere oppgitt i prosent for de ulike prøvene.

4.7.1 Stolpediagram av kornfordeling i sediment

Analyseresultatene for støtteparameteren kornstørrelse, er fremstilt som stolpediagrammer i figur 17, og viser andelen av leire, silt og grovkornet sediment illustrert for hver av prøvene. Dette for å visualisere og kunne sammenlikne andelen fra de ulike prøvene. Kornstørrelsen er representert i hvert sitt stolpediagram, med en stolpe for hver sedimentprøve fra Rakkestadelva.

Stolpediagram av sammensetningen av kornstørrelsene i sediment fra Rakkestadelva

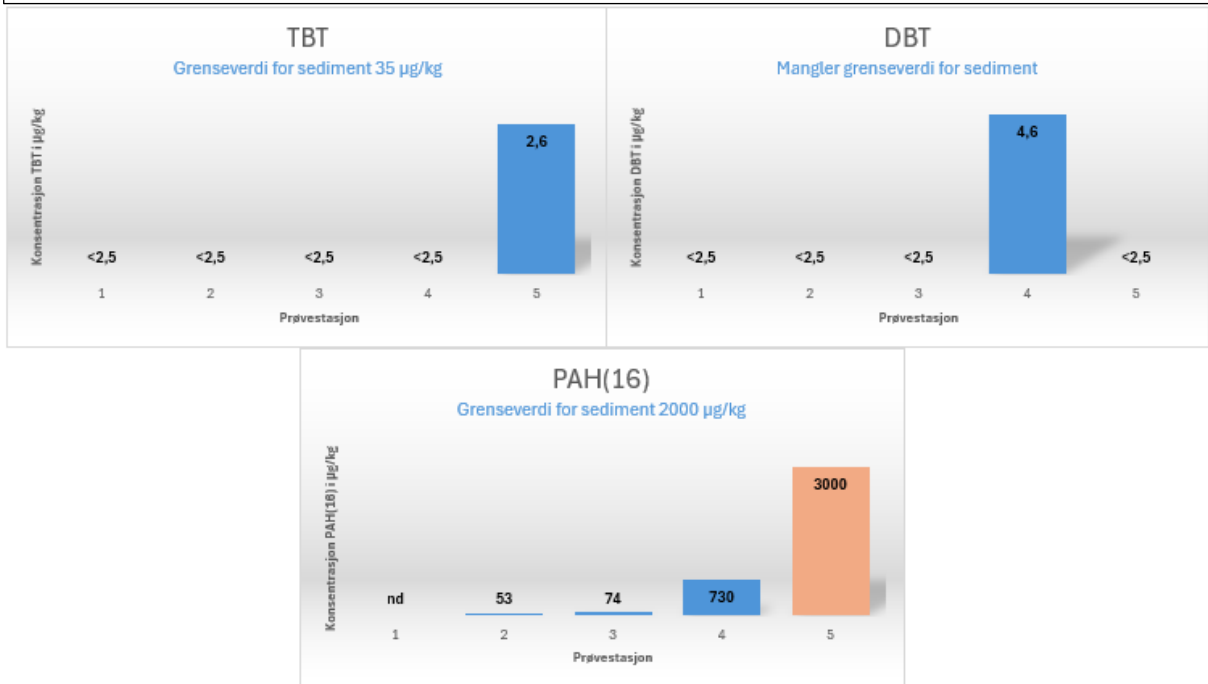


Figur 17 viser andelen av TS som består av ulike kornstørrelser i sedimentprøvene. Y-aksen viser andel av kornstørrelsen av totalt TS i prøven. Hver prøve fra de fem prøvestasjonene er representert som hver sin stolpe langs x-aksen, og stolpene er delt inn i fargekoder etter kornstørrelse.

4.8 Stolpediagram av organiske miljøgifter i sediment

Enkelte av de organiske miljøgiftene, TBT, DBT og PAH(16), ble kun analysert i sediment. Resultatene av disse analysene, analysert av Eurofins, er fremstilt i stolpediagrammer for å visualisere og kunne sammenlikne konsentrasjonene fra de ulike prøvene. Hver miljøgift er representert i hvert sitt stolpediagram i figur 18, hvor resultatene fra hver prøvestasjon er fremstilt i separate stolper, ved konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Grenseverdier for den aktuelle miljøgiften er spesifisert. Benyttede grenseverdier skiller mellom god og moderat tilstandsklasse.

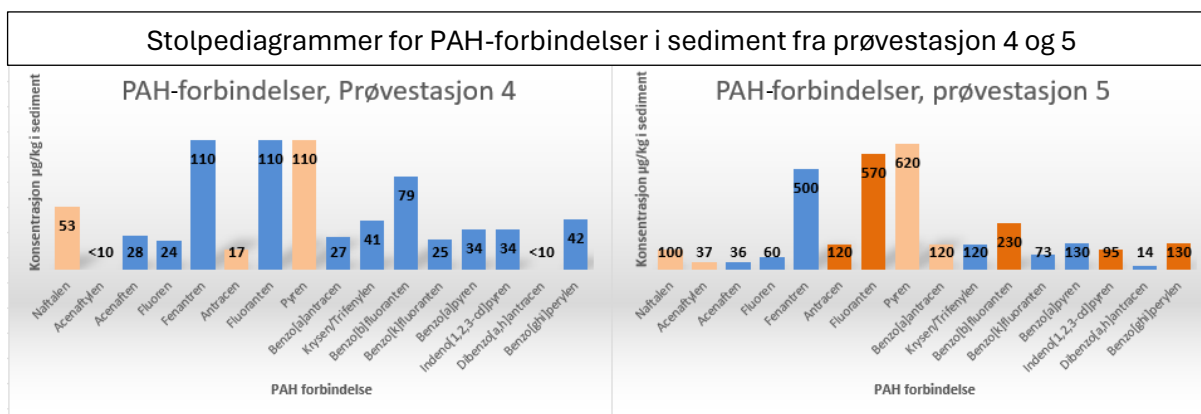
Stolpediagrammer for TBT, DBT og PAH(16) i sediment fra Rakkestadelva



Figur 18 viser stolpediagrammer av organiske miljøgifter i sediment uthentet fra Rakkestadelva. På x-aksen er de ulike sedimentprøvene nummerert etter prøvestasjon. På y-aksen er konsentrasjonen av miljøgiftene i de ulike prøvene, oppgitt i µg/kg. Stolpene er fargekodede, med blå stolper for sedimentprøvene, og oransje stolper for prøvene hvor konsentrasjonen overskrider oppgitt grenseverdi.

4.8.1 Stolpediagram av PAH-forbindelsene i sediment

Forekomsten av PAH(16) i prøvene fra prøvestasjon 4 og 5 er ytterligere illustrert i figur 19, med stolpediagrammer som viser konsentrasjonen av de ulike PAH-forbindelsene analysert. Stolpediagrammene illustrerer tilstandsklassifiseringen av hver enkelt forbindelse i de to prøvene basert på vannforskriftens grenseverdier (Miljødirektoratet, 2020a), og visualiserer forskjell i forekomst.



Figur 19 viser stolpediagrammer av ulike PAH-forbindelser i sediment fra prøvestasjon 4 og 5 i Rakkestadelva. På x-aksen er de ulike PAH-forbindelsene oppgitt med navn, representert som hver sin stolpe. På y-aksen er konsentrasjonen oppgitt i µg/kg. Stolpene er fargekodete etter tilstandsklasse av gjeldende PAH-forbindelse. Blå stolpe kommuniserer konsentrasjon som tilsvarer bakgrunn eller god tilstandsklasse. Lys oransje stolpe kommuniserer konsentrasjon som tilsvarer moderat tilstandsklasse. Mørk oransje stolpe kommuniserer konsentrasjon som tilsvarer dårlig tilstandsklasse.

4.9 Stolpediagram av miljøgifter i sediment og fisk

Flere av miljøgiftene ble både analysert i sediment i årets oppdrag, og i fiskeundersøkelsen fra 2022. Resultatene fra begge disse undersøkelsene, både analyser av sediment, vedlagt som vedlegg 4-8, og av fisk fra Skjørtpor i Rakkestadelva (Fjeld og Vann AS, 2023), er fremstilt i stolpediagrammer for å visualisere og kunne sammenlikne nivåene fra de ulike prøvene. Hver miljøgift er representert i hvert sitt stolpediagram, hvor resultatene fra hver prøvestasjon samt fra fiskeundersøkelsen fremstilles som separate stolper. Grenseverdier for den aktuelle miljøgiften er spesifisert. Benyttede grenseverdier skiller mellom god og moderat tilstandsklasse for sediment, oppgitt for tørrvekt. For fisk benyttes øvre grense for god tilstandsklasse for biota, oppgitt for våtvekt, der dette er kjent (Direktoratsgruppen vanddirektivet, 2018, s. 202). Tungmetallenes stolpediagrammer er vist i figur 20. For tungmetallene ble det i fiskeundersøkelsen oppgitt separate resultater fra analyse i lever og muskel (Fjeld og Vann AS, 2023), hvilket blir gjengitt i stolpediagrammene. Tilsvarende, er resultatene fra analyser av PFOS, PCB(7) og PBDE(24) i både sediment fra Rakkestadelva og fra fiskeundersøkelsen, fremstilt som stolpediagrammer i figur 21. Her er ikke resultatene

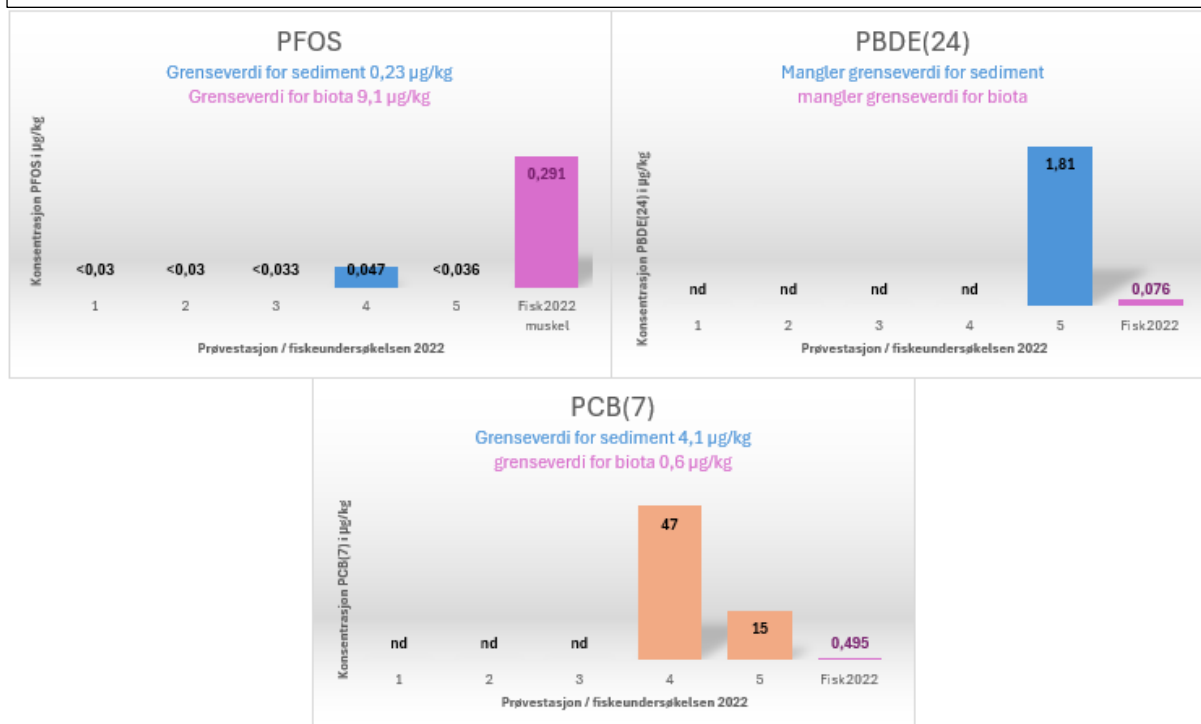
fra fiskeundersøkelsen separert i ulike prøvematerialer, basert på oppgitt informasjon fra fiskeundersøkelsen (Fjeld og Vann AS, 2023).

Stolpediagrammer for tungmetaller i sediment og fisk fra Rakkestadelva



Figur 20 viser stolpediagrammer av tungmetallforekomsten i sediment fra Rakkestadelva, og i fisk fra fiskeundersøkelsen. På x-aksen er de ulike sedimentprøvene nummerert med prøvestasjon, samt biotaprøvene delt inn etter lever og muskel. På y-aksen er konsentrasjonen av tungmetallet i de ulike prøvene oppgitt i mg/kg. Stolpene er fargekodete, med blå stolper for sedimentprøvene, lilla stolper for fiskeprøvene, og oransje stolper for prøvene hvor konsentrasjonen overskrider oppgitt grenseverdi.

Stolpediagram for PFOS, PBDE(24) og PCB(7) i sediment og fisk fra Rakkestadelva



Figur 21 viser stolpediagrammer av organiske miljøgifter i sediment fra Rakkestadelva, og i fisk fra fiskeundersøkelsen. På x-aksen er de ulike sedimentprøvene nummerert med prøvestasjon, samt biotaprøven fra fiskeundersøkelsen. På y-aksen er konsentrasjonen av miljøgiftene i de ulike prøvene oppgitt i µg/kg. Stolpene er fargekodete, med blå stolper for sedimentprøvene, lilla stolper for fiskeprøvene, og oransje stolper for prøvene hvor konsentrasjonen overskrider oppgitt grenseverdi.

5.0 Diskusjon

5.1 Bakgrunnskunnskap

Denne oppgaven omfatter en bred problemstilling som dekker flere ulike fagfelt. Som bioingeniørstudenter er en oppgave med fokus på miljøkjemi, vannkvalitet og tilhørende lovverk, lokalhistorie samt geologi, i stor kontrast med studiets fokusområder. Dette medbringer fordeler, slik som en bratt læringskurve i forbindelse med kunnskap om relevant teori for nevnte fagfelt, samt en større forståelse av nytten ved en bioingeniørfaglig tilnærming i forbindelse med ukjent arbeid. Samtidig har det sine ulemper å starte på et arbeid med manglende bakgrunnskunnskaper.

Oppstartsperioden besto i hovedsak av å innhente grunnleggende kunnskap om sentrale begreper og ulike aspekter ved oppgaven. For å danne et teoretisk grunnlag for feltarbeidet og utarbeidelse av rapporten ble en rekke litteraturreferanser innen ulike fagfelt benyttet. Det var derimot en utfordring å benytte faglitteratur, ettersom forutsetningene for å forstå innholdet i artiklene var begrensede. Samtidig var det en utfordring å finne fagartikler som omhandlet liknende problemstillinger som denne oppgaven. Det er forsøkt å finne geologiske data i Rakkestad om grunnforholdene, men det er tilsynelatende utført få av slike undersøkelser i området. Dette har ført til lite informasjon om grunnforholdene og dermed også om naturlige forekomster av grunnstoffer og forbindelser i grunnen, noe som kan svekke tolkningen av resultatene. Som et resultat av disse utfordringene ved litteratursøk, er det i hovedsak benyttet bøker og nettsider av anerkjente instanser.

For å bli kjent med prøvetakingsutstyret og opparbeide erfaring innen feltet i forkant av feltarbeidet, ble det gjennomført en øvelse av sedimentprøvetaking fra en brygge i Fredrikstad. Dette medvirket til en grundigere forståelse av hvordan grabben fungerer, hvordan prøvetakingen burde foretas og muliggjorde utvikling av en prosedyre, som ble brukt under feltarbeidet. Det var derimot ikke mulig å øve på prøvetaking fra båt i

forkant, som medførte noe usikkerhet under planleggelse av prøvetakingen. Det kan tenkes at det foreligger en variasjon mellom prøvetakingene knyttet til prøvestasjonene tidlig i utførelsen, sammenliknet med de senere prøvestasjonene, grunnet en bratt læringskurve underveis i feltarbeidet.

5.2 Avvik fra planlagt utførelse

5.2.1 Avvik fra valgte prøvestasjoner

Ved to av de planlagte prøvestasjonene oppsto det uforutsette utfordringer, og prøvetakingen ved disse lot seg dermed ikke gjennomføre. Prøvestasjon 6 lå ved en demning tilhørende ett av kraftverkene i Rakkestad, og det mistenkes støpt grunn under broen i tilknytning til dette. Ved gjentatte forsøk på prøveuttak med grabben, og fra begge sider av broen, ble det kun hentet opp vann og store steiner. Ved prøvestasjon 7 var det sterk strøm i elven, som vist i figur 13. Dette medførte både at grabben ikke nådde elvebunnen og at den lukket seg i kontakt med vannoverflaten. Under feltarbeidet ble det forsøkt å finne andre broer i nærheten av prøvestasjon 7, men det ble ikke funnet noen egnede alternativer. Prøvetaking fra båt ble ikke vurdert, ettersom demninger og strøm gjorde området uegnet til dette. Som følge av utfordringene foreligger det ikke analyseresultater fra prøvestasjon 6 og 7, og dermed mangler undersøkelsen grunnlag for å vurdere den kjemiske tilstanden nedstrøms for Rakkestad sentrum og industriområdet.

5.2.2 Avvik ved prøvestasjon 1

Ved prøvestasjon 1 var det utfordrende å få opp nok prøvemateriale grunnet mye bunnvegetasjon under broen. Dette førte til avvik fra prosedyre og la grunnlag for flere potensielle feilkilder. Det ble forsøkt prøvetaking fra begge sider av broen, gjennomført av ulike prøvetakere, men prøvetakingen forble utfordrende. Grabben lukket seg antakeligvis i møte med vegetasjon fremfor elvebunnen, som resulterte i lite uthenting

av sediment, og mye synlig organisk materiale. Den største andelen av de større organiske materialene ble fjernet fra prøven, hvilket etterlot et ytterligere begrenset volum prøvemateriale. Det ble besluttet å ikke dekantere denne prøven for å unngå ytterligere reduksjon i volum av prøvematerialet. Selv ved unngått dekantering var volumet av prøven halvert sammenliknet med prøvene fra de andre prøvestasjonene. Prøven inneholdt også betydelig mer vann, og potensielt mer finkornet sediment, noe som kan ha betydning for analyseresultatene.

Det ble forventet at analyseresultatet for TS av prøven fra prøvestasjon 1, ville være relativt lavere enn prøvene for øvrig. Prøvesvaret oppga derimot at den hadde den nest høyeste andelen TS blant de fem prøvene. Eurofins ble kontaktet for å få en forklaring på hvordan dette kunne ha forekommet, men det ble ikke mottatt noe svar. En forklaring kan være at laboratoriet har sett seg nødt til å utføre egen dekantering av prøven, i forkant av påbegynt analysering. Dette er imidlertid kun en teori.

5.2.3 Endring av antall prøveuttak

Underveis i feltarbeidet ble antallet prøveuttak justert ut fra forholdene i Rakkestadelva og tilgjengelig oppbevaringsplass for prøvematerialet. Det nødvendige antallet prøveuttak for å oppnå tilstrekkelig volum av sediment ble bestemt etter en øvelse med grabben i forkant av feltarbeidet. Sedimentet der øvelsen ble gjennomført var imidlertid svært forskjellig fra sedimentet i Rakkestadelva, og estimatet på fire til fem prøveuttak ved hvert prøvepunkt ble dermed ikke optimalt. Dette viste seg ved første prøvestasjon, som var prøvestasjon 3, da de to første prøvepunktene ga et større volum enn forventet. For å sikre at prøvematerialet fra de ulike prøvestasjonene ville få plass i plastboksene, ble det besluttet å redusere antallet prøveuttak fra hvert prøvepunkt til to til tre. For materialet som allerede var innsamlet, ble det derfor besluttet at halvparten skulle helles ut. Innholdet i plastboksen ble blandet sammen, og omtrent halvparten av det, vurdert på øyemål, ble helt ut i elven nedstrøms for prøvestasjon 3,

før prøvetaking ved de resterende prøvepunktene ble gjennomført med et justert antall prøveuttak. Det er en mulighet for at endringen kan ha påvirket volumet og sammensetningen av materialet fra de to aktuelle prøvepunktene ved prøvestasjon 3. Imidlertid var det stor variasjon i volum av prøvemateriale som ble innsamlet fra hvert prøvepunkt, grunnet naturlige forhold i elven. Grunnet denne variasjonen er reduksjonen av det innsamlede prøvematerialet ikke å anse som en feilkilde, ettersom volumet fra hvert prøvepunkt ikke ville variere mer i volum enn prøveuttakene for øvrig.

5.3 Metodesvakheter

5.3.1 Valg av utstyr

Det er mange hensyn å ta ved valg av materiale av utstyr som kommer i kontakt med prøvematerialet. Materialet må være så inert som mulig og ikke påvirke analyttene som ønskes analysert, men ulike forbindelser varierer i hva som vil påvirke dem. Organiske miljøgifter bør oppbevares i glassbeholdere (Batley & Simpson, 2013, s. 18), mens tungmetaller og uorganiske forbindelser bør oppbevares i plastmaterialer. Rustfritt stål er best egnet i direkte kontakt med sediment til analyse av organiske forbindelser (Batley & Simpson, 2013, s. 21). Etter en telefonsamtale med Eurofins ble det anbefalt å benytte færrest mulig materialer ved prøvetaking og -håndtering (Eurofins Environment Testing Norway, personlig kommunikasjon 12. mars 2024). Dette for å begrense omfanget og kompleksiteten av utstyrets potensielle påvirkning på prøvematerialet. Valg av utstyr bestod av et kompromiss mellom ideelt materiale for de ulike miljøgiftene. Det ble derfor valgt å benytte fargeløst plastmaterialer godkjent for matoppbevaring og -bruk, ettersom utstyr av plast var et bedre alternativ økonomisk sett. Glassbeholdere ble benyttet for oppsamling av prøvematerialet som ble avlevert til laboratoriet, og var laboratoriets egne. Bruk av flere typer materialer, i dette tilfellet glass og plast, er å regne som en metodesvakheter. Det kan ikke utelukkes at valgt utstyr og dets materiale kan ha påvirket analyseresultatene, gjennom kontakt med prøvematerialet, særlig med tanke på bruk av materialer som ikke er optimale for de

enkelte analytter. Faren for dette begrenses ved bevisst valg av materiale, bruk av få typer materiale, samt prøvenes relativt store volum som gjør dem robuste for påvirkning.

5.3.2 Metodesvakheter ved prøvetaking

5.3.2.1 Plasseringen av prøvestasjonene

Prøvestasjonene i denne undersøkelsen ble bevisst plassert ved områder som anses som interessante. Det innebærer at flere av prøvestasjonene ligger i umiddelbar nærhet til mulige utslippskilder. Flere av områdene representerer potensielle «hotspots», altså avgrensede områder som er mer forurenset enn elven for øvrig (Breedveld et al., 2015, s. 21). Dermed ble tilnærmingen i denne undersøkelsen rettet mot problemkartlegging og utslippskontroll, fremfor kartlegging av elvens tilstand som helhet (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018, s. 191). En slik seleksjon fører til et tap av objektivitet. Målinger av disse utvalgte prøvestasjonene vil kunne gi et feilaktig bilde av elvens generelle forurensningstilstand. I tillegg, er forflytting og avsetting av miljøgifter komplekst. Det er derfor utfordrende å vite hvor prøvestasjonen burde bli plassert i forhold til en mulig utslippskilde. Rakkestadelva kan bli påvirket av andre utslippskilder i området som det ikke er tatt prøver fra. Dette fører til at elven kan ha høyere konsentrasjoner av miljøgifter andre steder enn det som er detektert i denne undersøkelsen.

5.3.2.2 Plasseringen av prøvepunktene

Det ble tatt prøver fra fem prøvepunkter ved hver prøvestasjon, men plasseringen av prøvepunktene varierte og stiller som en metodesvakheter. Plasseringen av prøvepunktene ble bestemt ut fra øyemål ved hjelp av kjennemerker på hver side av elven. Variasjonen på elvens bredde førte til ulik avstand mellom prøvepunktene ved prøvestasjonene. Ved prøvetaking fra båt var det utfordrende å holde båten i ro. Spesielt på punktene i yttersving av elven, da det er størst strømhastighet der (Norges

vassdrags- og energidirektorat, 2022b), hvilket bidro til ytterligere utfordringer ved prøvepunkt plasseringen. Vannstanden ved prøvetakingsdatoen var noe forhøyet, som beskrevet i kapittel 3.1. Ved enkelte prøvestasjoner ble det observert at vegetasjon langs vannkanten lå under vann. Dermed er det en sjanse for å få med materiale i prøven som vanligvis ikke er en del av elvebunnen, grunnet prøvepunkter som plasseres for nært land. Altså, var det manglende nøyaktighet knyttet til prøvepunktene plassering, båten beveget seg underveis, og det var utfordrende å bestemme hvor elvebredden ved vannstand i normalområde, befant seg. Valget om fem prøvepunkter spredt utover hver prøvestasjon, er tatt for å øke blandprøvens representativitet for prøvestasjonen, hvilket en kan hevde at oppnås til tross for noe uunngåelig unøyaktighet og variasjon.

5.3.2.3 Svakheter ved prøveuttakene

Metoden for prøveuttakene har flere svakheter, deriblant grabben som er benyttet. For det første har grabben relativt lav vekt, som gjorde den utfordrende å benytte ved mye strøm i elven og ved hard elvebunn. For det andre var ikke grabben helt tett når den var lukket, som medførte lekkasje av vann som muligens fører med seg noe av det finkornede sedimentet i prøven. Ved enkelte prøveuttak satt steiner eller kvist seg fast i åpningen idet grabben lukket seg, hvilket økte lekkasjen. For det tredje har sedimentprøvens dybde betydning for tidsperspektivet. Dypere prøver representerer generelt sett forurensning av miljøgifter over en lengre tidsperiode enn overfladiske prøver gjør (Direktoratsgruppen vanddirektivet, 2018, s. 187–192). Det lot seg ikke gjøre å kontrollere hvor dypt i sedimentet prøvene ble tatt, og prøveuttakene kan dermed være hentet fra ulik dybde. Det kan for eksempel føre til en falsk variasjon mellom prøvestasjoner som i utgangspunktet har liknende konsentrasjoner av analyttene. Dette gjør prøvetakingen mindre konsistent, og kan gjøre prøvestasjonene mindre sammenliknbare.

Representativitet for prøvestasjonene ble forsøkt bevart ved prøveuttakene, som beskrevet i figur 5 og kapittel 3.2, men dette var utfordrende å oppnå i praksis. Prosesser som erosjon og sedimenttransport bidrar, som beskrevet i kapittel 2.1 og 2.6, til ujevn fordeling av sedimentet på elvebunnen. Det er dessuten store variasjoner i sammensetningen av sedimentet, i tillegg til at sedimentet i seg selv ikke er en homogen blanding. Dette medfører stor variasjon i volumet og sammensetningen ved hvert prøveuttak, hvilket kan ha betydning for hvor stor prosentandel hvert prøvepunkt utgjør av en blandprøve. Dette stiller som en svakhet, ettersom en blandprøve optimalt bør ha lik andel sediment fra hvert prøvepunkt, som medfører en mer representativ prøve. I praksis ble dette utfordrende å gjennomføre grunnet grabbens begrensninger samt variasjonen i elvebunnen. Standardisering av prøvetakingen kan fortsatt medføre prøver som ikke kan hevdes å være representative.

Underveis i feltarbeidet ble det gjort noen subjektive vurderinger som kan ha gjort prøveuttakene mindre standardisert. Definisjonen på hva som var et bomhugg ved prøvetaking var ikke avklart på forhånd, og ble vurdert ut fra skjønn underveis. Grensen mellom vellykket prøvetaking og bomhugg kunne være diffus i noen tilfeller, for eksempel dersom grabben kun inneholdt tilsvarende en til to spiseskjeer med sediment, eller dersom den hovedsakelig inneholdt planter og planterester. Manglende definisjon på hva et bomhugg var i forkant av prøvetakingen, kan ha ført til flere prøveuttak med oppsamlet materiale av varierende sammensetning, som kan ha påvirket analyseresultatene. Den subjektive vurderingen kan føre til en mindre standardisert prøvetaking og er dermed en metodesvakhet grunnet flere prøveuttak, som ikke ble regnet med.

5.3.3 Metodesvakheter ved prøvebearbeidelse

5.3.3.1 Fjerning av større materiale og dekantering

Metodene for både fjerning av synlig organisk materiale og større uorganisk materiale, samt dekantering av prøven, hadde uklare definisjoner og krevde subjektive vurderinger under gjennomførelsen. Nøyaktig hva større materiale innebar var ikke definert på forhånd, dermed var grensen mellom hva som skulle fjernes og beholdes uklar. Hvor mye vann som skulle dekanteres var utfordrende å forhåndsdefinere, grunnet variasjon av prøvevolum og sammensetning. Ved både fjerning av større materiale og dekantering ble det vurdert subjektivt ved hver prøve, hvorvidt prøven var tilstrekkelig bearbeidet. Disse aspektene ved metoden kan føre til variasjon i gjennomførelsen av prøvebearbeidelsen, og stiller slik som en metodesvakhet.

5.3.4 Metodesvakheter ved tolkningen av resultatene

Tolkningene og klassifiseringen av resultatene baserer seg på fastsatte grenseverdier for sediment, som er satt konservativt ut fra kunnskap om økotoksilogiske virkninger, med sikkerhetsfaktorer der manglende kunnskap forekommer (Miljødirektoratet, 2020a, s. 4). En slik tankegang kommer av føre-var-prinsippet, og er en tilnærming i tråd med den gjeldende lovfestede normen innen naturforvaltning (Naturmangfoldloven, 2009, paragr. 9). Gjennom sikkerhetsfaktorene kan grenseverdiene for lite undersøkte miljøgifter settes lavere enn nødvendig, som kan føre til unødvendige tiltak og ressursbruk.

Bakgrunnsnivået for miljøgifter med naturlig forekomst innebærer usikkerhet av flere årsaker. For det første vil forekomsten av miljøgiftene variere fra område til område. En annen usikkerhet innebærer at det kan være høye deteksjonsgrenser ved analysering av miljøgiftene. Samtidig er det manglende referansedata fra upåvirkede områder

(Miljødirektoratet, 2020a, s. 5). Usikkerheten i bakgrunnsnivået kan føre til at områder feilaktig anses som forurensede, eller at forurensning feilaktig tolkes som bakgrunn.

Grenseverdiene og klassegrensene for sediment er i hovedsak utarbeidet for marine sedimenter (Miljødirektoratet, 2020a, s. 3). På den ene siden kan en argumentere for at de ulike egenskapene til sedimentet i ferskvann og saltvann gjør grenseverdiene mindre nyttige for ferskvannssediment. På den andre siden kan det argumenteres for at sedimentet likner mer på marine sedimenter, slik beskrevet i kapittel 2.4.3.

Ved analyseresultatene foreligger det måleusikkerhet, som innebærer at en ikke kan garantere for at resultatet ligger nøyaktig på den oppgitte konsentrasjonen. Dette kan resultere i at miljøgiftene plasseres i feil tilstandsklasse og at vannforekomstens forurensningsgrad fremstår som høyere eller lavere enn den faktisk er. En annen svakhet ved analyseresultatene er at konsentrasjonene for de ulike miljøgiftene må nå et visst nivå før de lar seg detektere med en gitt sannsynlighet, grunnet analysenes begrensninger. Dette nivået kalles deteksjonsgrense (LOD) (Miljødirektoratet, 2021). Dermed finnes det et konsentrasjonsområde hvor en ikke kan si sikkert om miljøgiften er til stede i prøven. Dessuten foreligger det ulike kvantifiseringsgrenser (heretter LOQ) for analyttene. Konsentrasjonen av miljøgiftene må være høyere enn disse grensene for at de, med en gitt sannsynlighet, kan kvantifiseres (Miljødirektoratet, 2021).

Ved summering av flere ulike forbindelser kan det finnes lave konsentrasjoner for hver enkelt miljøgift, uten at disse lar seg kvantifisere. Da vil disse konsentrasjonene ikke bli med i beregningen, og kan bidra til en falsk for lav sum. Denne summeringen betegnes som ekskludert LOQ. I tillegg finnes det en annen måte å summere forbindelsene på, som tar høyde for at konsentrasjoner under LOQ kan finnes, selv om de ikke kan kvantifiseres. Summeringen som inkluderer LOQ viser den høyest mulige

konsentrasjonen av miljøgiften som kan være i en prøve, ved å summere verdien av kvantifiseringsgrensen for hver ikke-kvantifiserbare forbindelse sammen (Eurofins Environmental Testing Norway AS, personlig kommunikasjon, 6. mai 2024). Det er verdt å merke at hver forbindelses analyseresultat som summeres sammen for å oppgi én tallverdi, har en gitt måleusikkerheten. Det vil si at usikkerheten ved analysesvaret øker proporsjonalt med antall summeringer. Dette nødvendiggjør å få resultatene oppgitt med både ekskludert- og inkludert LOQ.

Hvilken av disse konsentrasjonene som egner seg å benytte, varierer ut fra undersøkelsens hensikt. Ved denne undersøkelsen, som er en undersøkelse av kjemisk kvalitet hvor ulike prøver sammenliknes, ble summen som ekskluderer LOQ benyttet der dette var aktuelt. Verdien baserer seg på de faktiske målbare konsentrasjonene, altså benyttes kun konsentrasjoner fra kvantifiserbare forbindelser. Dersom hensikten med undersøkelsen hovedsakelig er å beskytte økosystemet eller utrede skadeomfanget av akutte forurensninger, vil summen som inkluderer LOQ være et nyttig bilde av den verste mulige tilstanden i elven (Eurofins Environmental Testing Norway AS, personlig kommunikasjon, 6. mai 2024).

5.3.5 Manglende innsyn i analyseprosessen

Denne oppgaven omhandlet kun prøvetaking og -bearbeidelse, og ikke selve analyseringen av prøvene. Analysene ble utført eksternt, av Eurofins, som er et privat laboratorium som holder mange detaljer om analysemetodene skjult. Dette medfører manglende innsyn i hvordan laboratoriearbeidet ble gjennomført, hvilket er en svakhet for både forsøkets reproduserbarhet og for tolkningen av analyseresultatene. Hvorvidt det har forekommet preanalytiske feilkilder etter avlevering av prøver, samt analytiske eller postanalytiske feilkilder, foreligger det ikke informasjon om, og det kan dermed ikke bli tatt hensyn til under tolkning av analyseresultatene. Dette gjelder generelt for variasjonen på og svakhetene av analysene, som det ikke ble utlevert

informasjon om, men som kan påvirke analyseresultatene. Manglende kunnskap om analysene og deres metodeprinsipper, gir også dårlige forutsetninger til å forhindre preanalytiske feilkilder under feltarbeidet og frakt, ettersom det ikke er kunnskap om hvilke faktorer som vil kunne ha størst innvirkning på analysene. For å danne forståelse for analyseaspektet av oppgaven ble det forsøkt å gjennomføre en omvisning på det akkrediterte laboratoriet Eurofins, men ønsket ble avslått fra deres side. Det var dessuten utfordrende å få svar på spørsmål angående analyseprosessen i etterkant av utgitte prøvesvar; eksempelvis ved spørsmål tilknyttet analyseresultatene for prøvestasjon 1, omtalt i kapittel 5.2.2. Dette ga dårligere gjennomskiktighet av forsøket, hvilket svekker reproduserbarhet, medfører dårligere forutsetninger for å unngå preanalytiske feilkilder, samt er en svakhet under tolkning av analyseresultatene.

5.4 Feilkilder

5.4.1 Feilkilder ved prøvestasjon 1

Prøven fra prøvestasjon 1 skiller seg fra de andre på flere plan, og stiller som en feilkilde som svekker prøvens analyseresultater sammenliknbarhet med de resterende prøvestasjonene. Selve prøvetakingen ble gjennomført ulikt fra de andre, først og fremst ved at det er den eneste prøvestasjonen som ble tatt fra bro. Det var også utfordringer ved prøvetakingen, som medførte at gjennomføring ble utført av ulike prøvetakere med varierende antall prøveuttak per prøvepunkt. Dette reduserer repeterbarheten. Prøvematerialet i seg selv skilte seg fra de andre, i mengden organisk materiale og ved markant redusert volum. Som følge av det reduserte volumet, ble ikke prøvebearbeidelsen gjennomført etter prosedyre og prøven forble udekantert. Det kan tenkes at prøven inneholdt en høyere konsentrasjon av enkelte miljøgifter, ettersom potensielle miljøgifter i vannfase ikke ville gå tapt under dekantering. Dessuten kan det ha vært utfordrende for laboratoriet å analysere denne prøven grunnet det lave volumet, hvilket kan ha påvirket analyseresultatene. At både prøvetakingen,

prøvebearbeidelsen, og selve prøven skilte seg ut, utgjør en stor feilkilde ettersom oppgaven omhandler sammenlikning av miljøgiftkonsentrasjoner i ulike prøver.

Det uventede analyseresultatet av TS, vist i figur 16, for prøven utgjør en ytterligere feilkilde, ettersom det ikke er innsikt i hva som er gjort med prøven eller hvordan det kan ha påvirket analyseresultatene. Analyseresultatene fra prøven fra prøvestasjon 1 må derfor tolkes med varsomhet, især når de sammenliknes med andre prøver. Alle de nevnte variablene former lag av usikkerhet rundt de endelige analyseresultatene av prøven, som gjør det umulig å med sikkerhet spore uventede funn tilbake til en spesifikk feilkilde. Usikkerheten må tas høyde for ved tolkning av analyseresultatene fra prøvestasjon 1, spesielt ved sammenlikning av de andre prøvestasjonene.

5.4.2 Kontaminering

Kontaminering kan ha forekommet i flere ledd av feltarbeidet og kan ha påvirket prøvenes analyseresultater. Grabben kan ha medført «carry-over» fra en prøvestasjon til etterfølgende prøver. Den ble skylt i elven mellom hver prøvestasjon for å forsøke å forhindre «carry-over», men det var utfordrende å kontrollere at grabben ble tilstrekkelig skylt under feltarbeidet. Det er derfor mulig at rester fra en prøvestasjon kan ha vært til stede i grabben og påvirket prøven ved neste prøvestasjon. Prøvestasjon 1 var den det ble tatt prøve fra sist, som vist i figur 14, og prøven derfra var dermed mest sårbar for påvirkning av «carry-over». Denne prøvestasjonen ble derimot gjennomført i etterkant av de mislykkede forsøkene på prøvetaking fra prøvestasjon 6 og 7, som medførte at grabben ble skylt i flere omganger i forkant. Dette kan ha bidratt til forhindring av «carry-over».

I tillegg er prøvevolumene store, slik at det skal mer til før «carry-over» påvirker prøveresultatene, sammenliknet med prøver av mindre volum (Eurofins Environment

Testing Norway AS, personlig kommunikasjon, 12. mars 2024). Flere tiltak ble utført for å redusere muligheten for kontaminering for øvrig. Ett tiltak var å benytte nytt engangsutstyr for hver prøve ved prøvetaking og prøvebearbeidelse. Et annet tiltak var at prøvestasjonene som lå i nærheten av hverandre ble utført i en rekkefølge fra nedstrøms til oppstrøms, for å forhindre at sediment som ble oppvirvlet av prøvetakingen skulle forstyrre neste prøvestasjon.

5.4.4 Lekkasje fra båtmotor

Det ble observert lekkasje fra båtmotoren etter forflytting av båten mellom samtlige prøvestasjoner hvor båten ble benyttet, som førte til synlig bensin i elven under prøvetakingen. Det dreide seg tilsynelatende om noen få utslipp med en liten mengde bensin, som la seg på overflaten av vannet. Bensin består av hydrokarboner og har en lavere massetetthet enn vann (Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap, 2016; Skatvedt, u.å.), og vil derfor flyte. Bensin inneholder PAH-forbindelser, og kan dermed gi falskt forhøyede PAH-konsentrasjoner. En kjent PAH-forbindelse i bensin er benzo[a]pyren (Store norske leksikon, 2024), den målte konsentrasjonen av denne forbindelsen er imidlertid ikke spesielt forhøyet. Potensiell kontaminering av sedimentet er trolig begrenset, siden den hovedsakelig kan ha forekommet idet grabben med prøvemateriale bryter vannoverflaten.

5.4.5 Tap av finkornet materiale

Dekantering og transport av prøvene under feltarbeidet, kan ha ført til tap av finkornet materiale. Miljøgifter binder seg, som nevnt i kapittel 2.1 og 2.2.5.3, i hovedsak til finkornet materiale i sediment. Tap av dette kan derfor føre til falskt for lave konsentrasjoner av miljøgiftene. Ved dekantering av vann fra prøvene kan finkornede partikler løst i vannet ha fulgt med ved dekanteringen. Det er for eksempel ikke sikkert at henstandstiden var optimal, slik at partiklene i prøven ikke fikk sedimentere

tilstrekkelig innen dekanteringen ble startet. Tap av finkornet materiale kan også ha forekommet under transport fra prøvestasjon 2. Prøven fra prøvestasjon 2 ble båret over et jorde, til basen etter prøvetakingen. Løkkene til plastboksene var ikke helt tette og i dette tilfellet medførte det lekkasje under frakt. Den observerte lekkasjen så ut til å inneholde både vann og sediment, hvor finkornet materiale kan ha gått tapt.

5.4.6 Oppbevaring og levering av prøvene

Det kan oppstå ulike feilkilder knyttet til frakt og oppbevaring av sedimentprøver. En veiledende telefonsamtale med Eurofins informerte om at prøvematerialet samt analyttene som skulle analyseres for i denne undersøkelsen, ikke er spesielt sensitive. Oppbevaring av prøvene i kjølebag fra laboratoriet ville være tilstrekkelig, ifølge representanten fra Eurofins (Eurofins Environment Testing Norway AS, personlig kommunikasjon 12. mars 2024). Anbefalinger for optimal oppbevaring av de gjeldende analyttene ble derfor ikke undersøkt ytterligere, i forkant av prøvetakingen. I ettertid er det funnet informasjon som tilsier at fotoreaktive forbindelser, slik som PAH, bør lysbeskyttes (Batley & Simpson, 2013, s. 21). Dette ble ikke tatt høyde for under feltarbeidet, og det er også usikkert hvorvidt og i hvilken grad dette kan ha påvirket analyseresultatene. Om sollys under feltarbeidet har brutt ned PAH-forbindelser i prøven, kan det ha resultert i falsk lave analyseresultater. Et hensyn som derimot ble forsøkt tatt høyde for, var prøvenes temperaturbehov. Kjølebagene inneholdt kjøleelementer som bidro til å holde lav temperatur på prøvene, i tillegg til at lufttemperaturen ved prøvetakingsdatoen lå under den øvre anbefalingen på 4 °C (Batley & Simpson, 2013, s. 21; Metrologisk institutt & NRK, 2024). Lav temperatur forhindrer fordamping av flyktige stoffer samt bakterievekst i sedimentet (Batley & Simpson, 2013, s. 21). Etter avlevering av prøvene til Eurofins er det derimot usikkert hvilken temperatur prøvene ble oppbevart i, som potensielt kan være en feilkilde for analyseresultatene.

Planlegging av, samt tid for, avlevering av prøvene var også en utfordring, og ga grunnlag for at ulike feilkilder kunne gjøre seg gjeldende. Ideelt sett skulle alle prøvene leveres samtidig og før arbeidsdagen var over, slik at Eurofins kunne analysere dem samme dag. Dette var ikke gjennomførbart, grunnet tiden det tok å gjennomføre prøvetaking av samtlige prøvestasjoner. Avlevering av prøvene kunne i stedet gjennomføres på to måter. Prøvetakingen kunne utføres på én dag med avlevering til Eurofins etter arbeidsdagens slutt, slik at prøvene ble stående over natten før prøvebehandling på laboratoriet. Alternativt kunne prøvetakingen utføres over to dager og prøvene leveres på dagtid i to omganger, slik at de ble håndtert samme dag som prøvetaking ble gjennomført.

Ulempen med det førstnevnte alternativet var at prøvene hadde blitt stående over natten under ukontrollerte forhold og kunne slik danne en preanalytisk feilkilde som kunne ha påvirket analyttene i sedimentet på uvisse måter. Det andre alternativet ville gitt bedre preanalytiske forhold, men ville ha gått ut over gjennomførelsens repeterbarhet. Dette skyldes at de ulike prøvene ville ha blitt tatt og analysert på ulike dager, hvilket ville ha medført at prøvetaking og håndteringen uunngåelig ville variere i større grad. I vurderingen av slike avgjørelser, er det viktig å ta høyde for hva målet for forsøket er og hva en skal benytte analyseresultatene til. I dette tilfellet ble analyseresultatene fra de ulike prøvene sammenliknet med hverandre, og dermed ble god repeterbarhet prioritert. Ut fra anbefalinger fra Eurofins (personlig kommunikasjon, 12. mars 2024) samt grunnleggende tillitt til at de har egnede oppbevaringslokaler, ble det gjort en vurdering på at feilkilden i forlenget henstandstid ved laboratoriet ikke utveide fordelene ved å utføre prøvetakingen på samme dag.

5.5 Tolkning av analysesvar

5.5.1 Tungmetallene

Ved denne undersøkelsen ble det analysert for åtte tungmetaller, og for disse ble det detektert varierende nivåer. Tabell 3, 5, 7, 9 og 11 viser at de målte konsentrasjonene for tungmetallene arsen, nikkel og krom er klassifisert til bakgrunnsnivå for samtlige av prøvene. For målingen av nikkel ved prøvestasjon 5, viser imidlertid KI i tabell 13, at konsentrasjonen kan ligge innenfor tilstandsklassen god beregnet fra 95% konfidens. Konsentrasjonen av kadmium ligger over bakgrunnsnivå for samtlige prøver, men nivåene ligger like fullt innen det som klassifiseres som god kjemisk tilstand, se tabell 3, 5, 7, 9 og 11. Samtlige av prøvene kan med 95% sikkerhet hevdes å ha en konsentrasjon av kadmium over bakgrunnsnivå, ettersom ingen av KI-ene for analysesvarene til kadmium overlapper med grenseverdier for bakgrunnsnivåer, som vist i tabell 13. Analyseresultatet for kobber og bly tilsvarer bakgrunnsnivå for to av prøvene, og god tilstand i de resterende tre prøvene, som fremstilt i tabell 3, 5, 7, 9 og 11.

Konsentrasjonen av kvikksølv er klassifisert som bakgrunnsnivå for tre av prøvene, men som god for to av prøvene, se tabell 3, 5, 7, 9 og 11. Ved prøvestasjon 4 tilsier likevel KI for analyseresultatet til kvikksølv at konsentrasjonen, med 95% konfidens, ligger innenfor klassegrensen moderat, som tolket fra tabell 9 og 13 i sammenheng.

Konsentrasjonen av tungmetallet sink klassifiseres som moderat for to av prøven, god for en av prøven, og bakgrunnsnivå for de resterende to prøvene, slik fremvist i tabell 3, 5, 7, 9 og 11. Det er verdt å merke at KI på 95% nivå av analyseresultatene til sink for samtlige prøver, overlapper med grenseverdiene for andre tilstandsklasser, slik illustrert i tabell 13. Dette fører dermed til usikkerhet ved tilstandsklassifiseringen av sink i prøvestasjonene. Til tross for at forekomsten av sink i de ulike prøvene fremstår relativt variert, kan de ikke med 95% konfidens hevdes å tilhøre forskjellige tilstandsklasser. Det en kan hevde på 95% konfidensnivå, er at sinkkonsentrasjonen i prøvene fra prøvestasjon 2 og 3 ligger mellom bakgrunnsnivå og god, mens

analyseresultatene for prøvene fra prøvestasjon 1, 4 og 5 ligger mellom god og moderat.

5.5.2 De organiske miljøgiftene

Flere ulike organiske miljøgifter ble også undersøkt. De organiske miljøgiftene PBDE(24), DBT, TBT, og PFOS var kvantifiserbare i kun én prøve hver, og de to sistnevnte overskrider ikke øvre grenseverdier for tilstandsklassen god, se figur 18 og 21. Det må påpekes at det ikke er fastsatte grenseverdier fra vannforskriften for konsentrasjon av PBDE(24) eller DBT i sediment (Miljødirektoratet, 2020a). Med utgangspunkt i at de var kvantifiserbare i kun én av fem prøver fra Rakkestadelva, kan forekomsten likevel anses som relativt lav. Konsentrasjonen av PCB(7) er ikke detekterbar i tre av prøvene, slik fremvist i figur 21. For én av prøvene tilsvarer konsentrasjonen tilstandsklasse moderat, se tabell 11, og for én annen tilsvarer den tilstandsklassen dårlig, se tabell 9. Konsentrasjonen av PAH(16) var ikke detekterbar i én av prøvene, se tabell 3, og tilsvarte bakgrunnsnivå for to av prøvene, se tabell 5 og 7. For prøven fra prøvestasjon 4 klassifiseres konsentrasjonen som god, se tabell 9, mens PAH(16)-konsentrasjonen i prøven fra prøvestasjon 5 kvalifiserer til tilstandsklassen moderat, se tabell 11. Fem av de analyserte PAH-forbindelsene har en målt konsentrasjon i prøven fra prøvestasjon 5, som tilsvarer en enda høyere tilstandsklasse; dårlig. Dette gjelder for PAH-forbindelsene antracen, fluoranten, benzo[b]fluoranten, inden[1,2,3-cd]pyren, og benzo[ghi]perylene, som fremgår i figur 19.

5.5.3 Støtteparameterne

For samtlige prøver ble det analysert for tre ulike støtteparametere. Støtteparameteren TS varierte fra 33,1 til 56,5 prosent mellom de ulike prøvene, se figur 16. Det er altså en variasjon på opptil 23,4 prosent mellom andel tørt, analyserbart materiale i prøvene. Prøvene med lav TS inneholder mer vann, og vil dermed kunne inneholde høyere andel miljøgifter i vandig fase, sammenliknet med en prøve med større andel TS. Tolket fra

figur 17 vil prøven fra prøvestasjon 4 potensielt inneholde mest miljøgifter i vandig fase, og prøven fra prøvestasjon 5 kan inneholde minst, hvilket i så tilfelle ikke vil være representativt av den sanne forskjellen av forekomst i sedimentet tilhørende prøvestasjonene. Tabell 14 viser at KI på 95% nivå for TS i prøve 3 ikke overlapper med noen av de andre prøvenes KI. Dette betyr at denne prøven med stor sannsynlighet har høyere TS enn de andre prøvene.

Støtteparameteren TOC varierer mellom 1,59 og 2,56 prosent, se figur 16. For TOC overlapper KI-ene i samtlige prøver med hverandre, vist i tabell 14, hvilket forteller at det ikke med sikkerhet kan påstås å være variasjon i konsentrasjonen av totalt organisk karbon i prøvene. Alle fem prøvene har målt TOC høyere enn generelle norske nivåer, som beskrevet i kapittel 2.2.5.2, hvilket kan påvirke analyseresultatene slik at de kan bli mindre sammenliknbare med brukte grenseverdier. Høyere andel TOC tilsier en større andel organisk materiale i prøven, som kan påvirke bindingsevne og akkumulering av miljøgiftene som ble analysert.

Den tredje støtteparameteren det ble analysert for var kornstørrelse. Andelen av finkornet sediment <63 μm varierer fra 61,5 til 79,1 prosent i de ulike prøvene, og andelen <2 μm varierer fra 4,3 til 6,0 prosent, som vist i figur 16. Det er altså en forskjell på opptil 17,6 prosent for silt og 1,7 prosent for leire. Ved måling av miljøgifter, som hovedsakelig binder finkornet sediment, kan denne forskjellen påvirke analyseresultatene. Kornfordelingen for de ulike prøvene er vist i figur 17, som illustrerer forskjellen i andel finkornet og grovkornet sediment. Prøven med lavest andel finkornet sediment kan få lave nivåer av miljøgifter sammenliknet med de andre prøvene. Tilsvarende vil prøven med størst andel finkornet sediment kunne medføre forhøyede konsentrasjoner av miljøgifter.

5.5.4 Prøvestasjon 1

Prøven fra prøvestasjon 1 kvalifiserer til kjemisk tilstandsklasse ikke god, basert på målte konsentrasjoner av miljøgifter, se tabell 3. Prøven skiller seg fra de andre gjennom konsentrasjonen av tungmetallene arsen, bly, kobber og sink, som alle er forhøyede sammenliknet med de øvrige prøvestasjonenes prøveresultater, vist i figur 20. Ingen organiske miljøgifter er påvist i prøven fra prøvestasjon 1. Konsentrasjonen av sink, på 170 mg/kg TS, er den eneste som kvalifiseres til en tilstandsklasse høyere enn god, og det er denne analytten alene som resulterer i at prøvestasjonens kjemiske tilstand klassifiseres som ikke god, se tabell 3. Det er verdt å merke seg at KI til den målte konsentrasjonen av sink, oppgitt i tabell 13, tilsier at konsentrasjonen ikke med 95% sikkerhet kan hevdes å ligge over øvre grenseverdi for tilstandsklassen god. Det er kun en liten del av KI som overlapper med nedre grenseverdi for tilstandsklasse moderat, men det er like fullt en sjanse på 95% konfidensnivå for at prøven fra prøvestasjon 1 egentlig tilhører tilstandsklasse god.

Resultatene fra støtteparameteranalysene for prøvestasjon 1 vises i tabell 4. Prøven fra prøvestasjon 1 har en relativt høy TOC, hvilket muligens kan forklares av tilstedeværelsen av bunnvegetasjon som skapte utfordringer under prøvetakingen, samt den begrensede prøvebearbeidelsen som kan ha medført redusert fjerning av synlig organisk materiale. Det kan også tenkes at avrenning fra omkringliggende jordbruk kan ha påvirket parameteren. Avvikene i prosedyre for prøvebearbeidelse og redusert prøvemateriale medfører noe usikkerhet om analyseresultatene for prøven fra prøvestasjon 1. Støtteparameteren TS, og andelen finkornet sediment i prøven, var målt til å være gjennomsnittlig sammenliknet med de andre prøvene, se figur 16 og 17, til tross for manglende dekantering som beskrevet i kapittel 5.2.1. Prøven fra prøvestasjon 1 ble tatt etter prøvetakingen ved prøvestasjon 4 og 5 som omtalt i kapittel 3.6. Dette kombinert med at de to sistnevnte prøvestasjonene hadde de høyeste konsentrasjonene for flere av de ulike miljøgiftene, kan skape mistanke om at «carry-over» påvirket prøven fra prøvestasjon 1, slik beskrevet i kapittel 5.4.2.

Mistanken svekkes imidlertid av at det ikke var de samme miljøgiftene som var forhøyede i prøven, samt at enkelte av miljøgiftkonsentrasjonene var høyere ved prøvestasjon 1 enn ved prøvestasjon 4 og 5.

5.5.5 Prøvestasjon 2

Prøven fra prøvestasjon 2 kvalifiserer til kjemisk tilstandsklasse god, basert på målte konsentrasjoner av miljøgifter se tabell 5. PAH(16) og samtlige tungmetaller analysert, med unntak av kadmium, er målt til konsentrasjoner som tilsvarer bakgrunnsnivåer i sediment, som vist i tabell 5. Prøven fra prøvestasjon 2 skiller seg fra de andre i TOC og andel av finkornet sediment, som begge er lavere enn for prøvene fra prøvestasjonene for øvrig, vist i figur 16. Begge disse støtteparameterne kan relateres til målte konsentrasjoner av miljøgifter i prøven, og kan bidra til lavere analysesvar. TOC i prøven er like fullt over det som regnes som generelle normalnivåer i Norge, og KI overlapper noe med samtlige av KI-ene for TOC i de andre prøvene, se tabell 14. Den lave andelen av finkornet sediment kan potensielt ha sammenheng med lekkasjen som oppsto under frakt av prøven, som omtalt i kapittel 5.4.5.

5.5.6 Prøvestasjon 3

Prøven fra prøvestasjon 3 kvalifiserer til kjemisk tilstandsklasse god, basert på målte konsentrasjoner av miljøgifter, se tabell 7. Analyseresultatene av prøven fra prøvestasjon 3 likner påfallende på de av prøven fra prøvestasjon 2. PAH(16) og samtlige tungmetaller analysert, med unntak av kadmium, er målt til konsentrasjoner som tilsvarer bakgrunnsnivåer i sediment, som vist i tabell 7. Der den skiller seg fra prøven fra prøvestasjon 2, er ved analyseresultatene av støtteparameterne. Både TOC og kornfordelingen er lite forskjellige fra resten av prøvene for øvrig, men TS er høyere enn de andre prøvene, se figur 16. Mindre vann i prøven kan medføre lavere konsentrasjon av miljøgifter, ettersom mange av dem kan befinne seg i vannfasen av

sedimentet. En høy TS i prøven kan derfor relateres til lave konsentrasjoner av miljøgifter, sammenliknet med de andre prøvene.

5.5.7 Prøvestasjon 4

Prøven fra prøvestasjon 4 kvalifiserer til kjemisk tilstandsklasse ikke god, basert på målte konsentrasjoner av miljøgifter, se tabell 9. Prøven fra prøvestasjon 4 har påvist betydelige nivåer av flere miljøgifter. PCB(7) er den målte konsentrasjonen som utpeker seg kraftigst i forbindelse med tilstandsklassifiseringen, og er satt til dårlig, som vist i tabell 9. Dette er prøven med høyest målt konsentrasjon av PCB(7) og kvikksølv, se figur 20 og 21, og den eneste av de fem prøvene hvor PFOS og DBT er påvist over kvantifiseringsgrensen, vist i figur 18. Konsentrasjonen av kvikksølv i prøven klassifiseres som god, se tabell 9, men KI for analyseresultatet tilsier at det innen 95% konfidensnivå er mulig at konsentrasjonen overskrider nedre grenseverdi for tilstandsklassen moderat, illustrert i tabell 13. PAH(16) og sink er også påvist i nivåer som klassifiseres som over bakgrunnsnivåer, se tabell 9. Tre av de analyserte PAH-forbindelsene, Naftalen, Antracen og Pyren, er målt til konsentrasjoner som tilsier moderat tilstandsklasse, som fremstilt i figur 19. Prøven inneholder lavere TS enn de andre prøvene, vist i figur 16, hvilket i teorien kan medføre større innhold av miljøgifter i vandig fase, og resultere i høyere målte konsentrasjoner av disse miljøgiftene sammenliknet med de andre prøvene.

5.5.8 Prøvestasjon 5

Prøven fra prøvestasjon 5 kvalifiserer til kjemisk tilstandsklasse ikke god, basert på målte konsentrasjoner av miljøgifter, se tabell 11. Analyseresultatet av denne prøven er sammenliknbar med prøven fra prøvestasjon 4, da dette er prøvene med størst innhold av miljøgifter generelt, og de eneste med organiske miljøgifter påvist over bakgrunnsnivå, se tabell 9 og 11. Selv for de miljøgiftene hvor de målte konsentrasjonene klassifiserer til samme tilstandsklasse for alle prøvene, synes det å

være et gjentakende mønster med økende konsentrasjoner i takt med prøvenummerets stigning. Dette gjelder kun dersom en ser bort i fra flere av tungmetallene i prøven fra prøvestasjon 1, og er best demonstrert i forekomsten av kadmium, sink og PAH(16), vist i figur 18 og 20. Dette er prøven med høyest målt konsentrasjon av PAH(16), og den eneste av de fem prøvene hvor PBDE(24) og TBT er påvist over kvantifiseringsgrensen, vist i figur 18 og 21. PAH(16) er klassifisert som moderat i forekomst, se tabell 11, men flere av PAH-forbindelsene er likevel påvist i konsentrasjoner som klassifiseres som dårlig, vist i figur 19. Dette viser til en verre tilstand enn det som synliggjøres gjennom summeringen PAH(16). Den målte konsentrasjonen av sink klassifiseres til tilstandsklasse moderat, se tabell 11. Prøven fra prøvestasjon 5 inneholder den største andelen av finkornet sediment av prøvene som ble analysert, samt mindre TS enn prøvene fra de tre første prøvestasjonene, se figur 16. Begge disse støtteparameterne kan relateres til målte konsentrasjoner av miljøgifter i prøven, og i dette tilfellet vil de teoretisk kunne bidra til forhøyede nivåer sammenliknet med de andre prøvene.

5.6 Sammenlikning av analyseresultater fra fisk og sediment

Både årets undersøkelse av sediment og fiskeundersøkelsen (Fjeld og Vann AS, 2023) er oppdrag utført for å undersøke miljøgiftforurensning av Rakkestadelva. Resultatene fra undersøkelsene kan derfor sees i sammenheng med hverandre, og gi et større bilde av Rakkestadelvas tilstand. Måling av miljøgifter i sediment gir informasjon om grad av forurensning over tid, og gir grunnlag for en vurdering av den kjemiske tilstanden i elven. Analysing av miljøgifter i biota forteller noe om i hvilken grad forurensningen har påvirket det biologiske livet i elven, som kan relateres til helseskadeligheten for mennesker av forurensningene. Funn i fisk gir også et mer helhetlig innblikk i elvens tilstand, ettersom fisken beveger seg og akkumulerer miljøgifter jevnt fra hele elven. En sedimentprøve derimot, vil representere kun et spesifikt avgrenset område av elvebunnen. De ulike typene miljøgiftprøver kan slik benyttes til å fortelle om ulike aspekter av elvens tilstand. Resultatene fra de to undersøkelsene kan heller ikke direkte sammenliknes, grunnet ulikt prøvetakingstidspunkt og matriks. Samsvarende funn av

en miljøgift i begge undersøkelsene kan likevel bekrefte resultatene i denne oppgaven og dermed styrke konklusjonen, og ved å vurdere funnene i sammenheng kan en tilegne mer informasjon enn ved å vurdere resultatene hver for seg. Miljøgiftene som er omtalt i sammenheng med de to undersøkelsene, er de som er trukket frem som forhøyede under konklusjonen til fiskeundersøkelsen (Fjeld og Vann AS, 2023).

Kvikksølv ble målt til nivåer som overskrider vannforskriftens grenseverdier (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018, s. 202) i både lever og muskel i fiskeundersøkelsen (Fjeld og Vann AS, 2023), og ligger på grensen til å tilsvare dårlig tilstandsklasse i en av sedimentprøvene fra årets oppdrag, som tolket fra tabell 9 og 13 i sammenheng. Dette kan tyde på at elven og dets biologiske liv påvirkes av kvikksølvforurensning i større grad enn hva resultater fra sedimentundersøkelsen reflekterer. Dette kan tenkes å ha sammenheng med kvikksølvs kjente evne til å biomagnifisere, som forklart i kapittel 2.2.3.9, eller at fisken inntar kvikksølv fra andre kilder enn sediment. Dette viser til viktigheten av å undersøke for miljøgiftforurensning i ulike matrikser for å gi et bedre innblikk i forurensningens alvorlighetsgrad og potensiale for helseskadelighet.

Det ble målt noe forhøyede nivåer av PBDE(24) i fisk (Fjeld og Vann AS, 2023), samt kvantifiserbare nivåer av miljøgiften i en av fem prøvestasjoner i årets oppgave, som vist i figur 21. Både for biota og sediment mangler det fastsatte grenseverdier for inndeling av tilstandsklasse (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018; Miljødirektoratet, 2020a), hvilket gjør det utfordrende å si noe om alvorlighetsgraden av funnene. Like fullt kan en hevde at funn i sediment bekrefter funnene fra fiskeundersøkelsen og viser til miljøgiftens påvirkning på det biologiske livet. biomangfoldet. Med bakgrunn i den organiske miljøgiftens syntetiske opphav, som nevnt i kapittel 2.2.4.3, 2.2.4.4 og 2.2.4.6, kan en også anse de kvantifiserbare funnene som påvist forurensning.

Funnene av PCB(7) i fisk ble i fiskeundersøkelsen omtalt som forhøyede (Fjeld og Vann AS, 2023), skjønt konsentrasjonen av PCB(7) overskrider ikke grenseverdien fra vannforskriften (Direktoratsgruppen vanddirektivet, 2018, s. 202). I sediment ble det derimot målt konsentrasjoner som tilsvarer ikke god kjemisk kvalitet i to av prøvestasjonene, se tabell 9 og 11. Dette er et noe uventet funn med tanke på PCBs store evne til biomagnifisering, nevnt i kapittel 2.2.4.3. En kan påstå at det tyder på at PCB-forurensningen ikke påvirker det biologiske livet i tilsvarende omfang som sedimentprøvene tilsier, hvilket viser til en lavere alvorlighetsgrad av forurensningen. En kan ikke utelukke at variasjonen skyldes forskjell i tid, ved at det har vært en økning i forurensning siden fiskeundersøkelsen. Det er derimot ikke trolig, i konteksten av forbudet mot PCB siden 1980, nevnt i kapittel 2.2.4.3. Forskjellen kan også forklares ved at fisken gir et generelt bilde av elvens tilstand, og en konsentrert forurensning ved et begrenset område muligens i liten grad vil påvirke fisken som svømmer langs hele elven. At det ble påvist markant høyere nivåer i enkelte av prøvestasjonene i forhold til andre tyder på lokale utslipp, se figur 21, og lavere funn i fisk kan påstås å bekrefte denne påstanden.

Enkelte organiske miljøgifter ble analysert i sediment under årets oppdrag, uten at de ble analysert for i fiskeundersøkelsen. Dette inkluderer PAH(16), samt tinnforbindelsene TBT og DBT. For den førstnevnte ville det ikke ha vært hensiktsmessig å analysere for i biota, grunnet fiskens evne til å metabolisere miljøgiften, slik nevnt i kapittel 2.2.4.2. Eventuelle resultater fra fiskeundersøkelsen ville dermed vært misvisende som en indikator for Rakkestadelvas tilstand. TBT og DBT er derimot vist å ha evne til å akkumuleres i fisk, nevnt i kapittel 2.2.4.5, men Vannområde Glomma sør valgte likevel ikke å analysere de som del av fiskeundersøkelsen.

5.7 Vurdering av forurensningskilder

5.7.1 Undersøkelsens sammenheng med lokalhistorie

I fiskeundersøkelsen ble det antydnet lokale utslippskilder ved Rakkestadelva (Fjeld og Vann AS, 2023, s. 13). Plasseringen av prøvestasjonene i denne sedimentundersøkelsen ble derfor blant annet basert på mulige utslippskilder i aktuelle områder av elven. Grunnet miljøgiftenes persistens, ble det ansett som naturlig å vurdere utslippene i et historisk perspektiv. Denne undersøkelsen kan imidlertid kun benyttes til å antyde utslipp til Rakkestadelva, som videre har forurenset sedimentet ved de valgte prøvestasjonene. Eventuell forurensning i andre områder av elven er mulig, men omfattes ikke av undersøkelsen. Den kan dessuten ikke avkrefte forurensning knyttet til de mulige kildene for øvrig, til andre deler av miljøet, eller bekrefte opphavet til miljøgiftene som ble funnet i sedimentet.

5.7.2 Lokale kilder ved prøvestasjon 1

Prøvestasjon 1 er den eneste av prøvestasjonene som ligger under en trafikkert bro, hvor prøvetakingen ble gjennomført. Teori knyttet til kjøretøy og trafikk i Rakkestad finnes i kapittel 2.3.4 og konsentrasjonene som omtales for prøvestasjon 1 kan leses i tabell 3. Enkelte miljøgifter kan knyttes til trafikk og kjøretøy. Flere av analyttene som ble detektert i konsentrasjoner høyere enn bakgrunn, og som skilte den fra prøvene for øvrig, samsvarer med utslipp som kan forventes fra trafikk. Det gjelder bly, kadmium, kobber og sink, slik nevnt i kapittel 2.2.3.2, 2.2.3.3., 2.2.3.5 og 2.2.3.8. Denne prøvestasjonen hadde den høyeste forekomsten av sink, kobber og bly. Sink kan blant annet knyttes til partikler fra slitasje på dekk. En andel av partiklene vil lande på eller ved veibanen, og partiklene på veibanen kan videre forflytte seg gjennom oppvirvling og avrenning (Amundsen & Roseth, 2004, s. 16). Belegget i bremsesystemet hos kjøretøy er en kjent kilde til både bly og kobber (Lindholm, 2004, s. 9). Som følge av dette kan veitrafikken over broen foreslås som en mulig kilde til de detekterte tungmetallene. Trafikk kan også knyttes til PAH-utslipp, nevnt i kapittel 2.2.4.2, men analyseresultatene

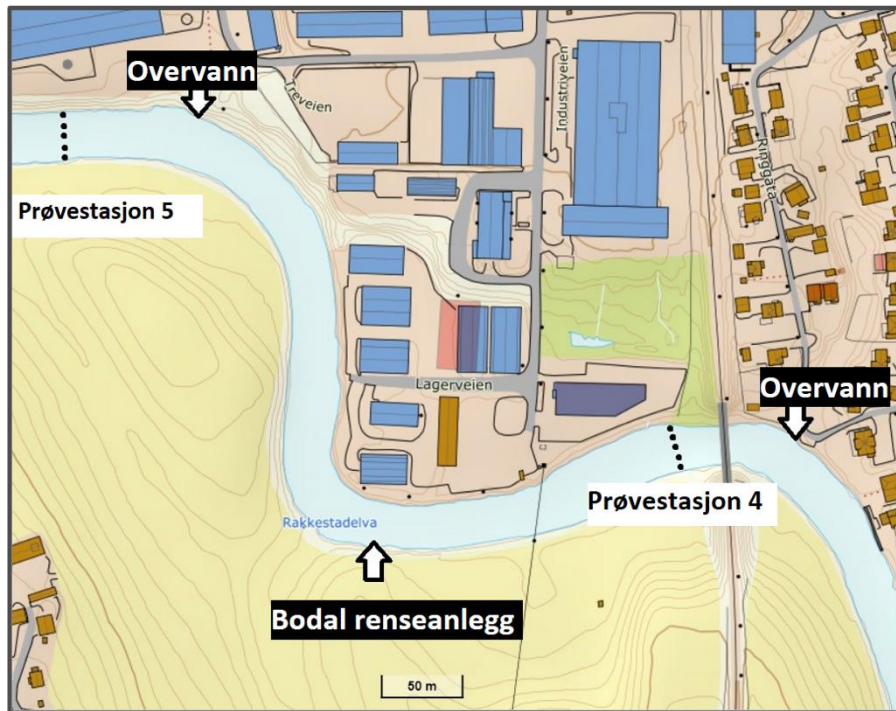
for denne prøvestasjonen gjenspeiler ikke dette, ettersom PAH-konsentrasjonen ikke er detekterbar.

5.7.3 Lokale kilder ved prøvestasjon 2

Prøvestasjon 2 ble valgt på bakgrunn av flyplassens potensiale som utslippskilde, spesielt med tanke på PFOS og bly, som omtalt i kapittel 2.3.5. Denne undersøkelsens resultater gir ikke grunnlag for å hevde slike utslipp til Rakkestadelva, ut fra konsentrasjonene vist i tabell 5. Det bør imidlertid legges til at denne prøvestasjonen, ut fra støtteparameterne som omtalt i kapittel 5.5.5, hadde egenskaper som kan bidra til lavere miljøgiftkonsentrasjoner.

5.7.4 Lokale kilder ved prøvestasjon 4 og 5

Plasseringen til prøvestasjon 4 og 5 ble satt med hensyn på industrien og sentrumsområdet som mulige utslippskilder, både direkte og via avløpsnett. Ved disse to prøvestasjonene ble det på generell basis detektert flere miljøgifter, og i høyere konsentrasjoner, sammenliknet med prøvestasjonene for øvrig, spesielt de organiske miljøgiftene. Rakkestadelva fungerer samtidig som resipient for kommunens avløpsnett, som beskrevet i kapittel 2.4.5. Utslippspunktet for Bodal renseanlegg, utslippspunkter for overvann (personlig kommunikasjon, Bislingen, M. Y., 18. april 2024), samt prøvestasjon 4 og 5, vises i det modifiserte kartutklippet fra Norgeskart i figur 22 (Kartverket, u.å.).



Figur 22 er et kartutklipp som er modifisert i Windows Paint og Microsoft OneNote. Utslippspunkter for overvann og Bodal renseanlegg er markert på utklippet, i tillegg til prøvestasjon 4 og 5. Nederst i utklippet vises kartets målestokk.

Spillvannet som ankommer Bodal renseanlegg renses før det slippes ut, men tall fra 2020 viser imidlertid at tre prosent av det gikk i overløp til resipienten (Statsforvalteren i Oslo og Viken, 2021). I tillegg til dette, kan de kjente problemene ved avløpsnett, som forklart i kapittel 2.4.5, bidra til spillvannlekkasjer. Det er dessuten målt svært høye konsentrasjoner av bly, kvikksølv og kobber i vannet som kommer inn til renseanlegget, og rester av dette finnes også i det ferdig rensede vannet (Statsforvalteren i Oslo og Viken, 2021). Ut fra disse opplysningene er det rimelig å vurdere utslippspunktet som en mulig kilde til miljøgifter. Dersom dette var tilfelle ville en forvente høyere konsentrasjoner ved prøvestasjon 5 som ligger nedstrøms for utslippspunktet, sammenliknet med prøvestasjon 4 som ligger oppstrøms for det. For de tre nevnte tungmetallene er det ikke tilfelle, se figur 20. Dette kan tyde på at en betydelig forurensningskilde for disse stoffene ikke befinner seg mellom de to prøvestasjonene. Samtidig kan det ikke utelukkes at konsentrasjoner for andre miljøgifter som er høyere ved prøvestasjon 5 enn ved prøvestasjon 4, som PAH og DBT, stammer herfra. Se figur

18. Måleresultatene fra prøvestasjon 4 og 5 kan heller ikke benyttes til å avkrefte hvorvidt miljøgiftutslipp fra renseanlegget til Rakkestadelva forekommer.

I forkant av både prøvestasjon 4 og 5 ligger utslippspunkter for overvann. De tette overflatene i tettbebyggede strøk, samt aktiviteten som foregår der, fører til avrenninger som potensielt inneholder miljøgifter. Sentrumsområdet kan dermed bidra til forurensning av elven, både gjennom overvannet og direkte utslipp av for eksempel PAH fra vedfyring, se kapittel 2.2.4.2.

Fra industrien ble impregnering av treverk antatt som en mulig forurensningskilde siden den dominerende industrinæringen i området har vært trevareindustri, se kapittel 2.3.3. Resultatene fra denne undersøkelsen antyder ikke samlet utslipp av de tre aktuelle tungmetallene i CCA-impregnering til elven. Impregnering med kreosot kan være en kilde til PAH, spesielt naftalen (Preuss et al., 2003, s. 3). Det ble påvist naftalen ved begge prøvestasjonene langs industriområdet, som vist i figur 19, og det er dermed mulig at kreosotimpregnering av treverk kan ha bidratt til de forhøyede PAH(16) nivåene ved disse prøvestasjonene generelt.

Siden PAH kan ha en rekke ulike opphav, se kapittel 2.2.4.2, kan det være nyttig å bruke fordelingen av de ulike PAH-forbindelsene for å indikere mulige kilder. Som vist i figur 19 har fenantren, fluoranten og pyren blitt målt til høyere konsentrasjoner enn de øvrige PAH-forbindelsene ved både prøvestasjon 4 og 5. Av disse er fenantren den eneste lavmolekylære, som relateres til pyrogene kilder, mens fluoranten og pyren er høymolekylære PAH-forbindelser, hvilket forbindes med petrogene kilder (Zhang et al., 2015, s. 6–7). Ved både prøvestasjon 4 og 5 er målte konsentrasjoner av de lavmolekylære PAH-forbindelsene også lavere på generell basis, sammenliknet med de høymolekylære. Altså er det påvist forekomster av begge formene, som kan tyde på flere ulike utslippskilder. Samtidig ser de høymolekylære PAH-forbindelsene ut til å

forekomme i høyere grad enn de lavmolekylære. Dette kan tyde på at petrogene kilder i større grad påvirker Rakkestadelva enn pyrogene kilder.

Selv om trevareindustrien har vært dominerende, har et mangfold av industribedrifter blitt drevet i området. Som omtalt i kapittel 2.3.3, har området rundt prøvestasjon 4 og 5 hatt industriaktivitet over mange år. Et stort utvalg miljøgifter kan knyttes til ulike former for industri, dermed kan industriområdet ha hatt påvirkning på miljøgiftkonsentrasjonene i elven. Miljøgiftene som ble funnet, med spesiell vektlegging på sink, PCB(7) og PAH, kan samsvare med slik påvirkning, men overlapper også med mulige forurensninger fra sentrumsområdet generelt. Både industrien og sentrumsområdet er svært sammensatte kilder å vurdere, se kapittel 2.3.2 og 2.3.3. Når disse to i tillegg kombineres, og kun noen få områder i elven er undersøkt, er det særlig utfordrende å trekke konklusjoner rundt utslippene. Høyere funn i prøvene fra disse prøvestasjonene kan imidlertid vise til forurensning fra industri og i nærområdet.

5.7.5 Langtransporterte utslipp

Miljøgifter kan også transporteres over lengre avstander, og trenger ikke å skyldes kun lokale utslipp, slik nevnt i kapittel 2.2. Overvåkningsprogrammer er etablert flere steder i Norge, for overvåkning av blant annet tungmetaller og organiske miljøgifter i både luft og nedbør. Flere av miljøgiftene som overvåkes har blitt sterkt redusert siden 1970- og 1980-tallet (Aas et al., 2012, s. 29–31). Grunnet stoffenes persistens i miljøet, som beskrevet i kapittel 2.2, kan også de eldre utslippene påvirke miljøet i dag. Det store nedbørfeltet til Rakkestadelva, vist i kapittel 2.4.2, fører i tillegg til at forurenset nedbør over et større område kan ha avrenning til elven. Det kan ikke utelukkes at en andel av miljøgiftene i Rakkestadelva stammer fra langtransporterte utslipp, men variasjonen mellom de ulike prøvestasjonene, tyder på utslipp fra lokale kilder.

5.8 Forslag til fremtidige undersøkelser av Rakkestadelva

Denne undersøkelsen gir et lite innblikk i Rakkestadelvas tilstand, men omfatter ikke alle aspekter ved den. I fremtidige undersøkelser kan landbrukets påvirkning være et interessant tema. Langs Rakkestadelvas bredder ligger store jordbruksområder. Det er et kjent problem at plantevernmidler, jord og næringsstoffer kan renne ut i elver og påvirke vannkvaliteten (Landbruksdirektoratet, u.å.). Et forslag til en fremtidig undersøkelse kan derfor være å kartlegge påvirkningen landbruket har på vannkvaliteten i Rakkestadelva, gjennom et annet utvalg av analytter enn dem som er inkludert i denne undersøkelsen. Det er i tillegg flere interessante problemstillinger som kan knyttes til Rakkestadelva som drikkevannskilde og som resipient for avløpsvann. Elvens problematiske fortid som kilde til drikkevann, nevnt i kapittel 2.4.4, kan gjøre det aktuelt å se nærmere på vannkvaliteten i Rakkestadelva i et folkehelseperspektiv. Som antydnet i kapittel 5.7, kan elvens kjemiske tilstand være påvirket av forurensning fra avløpsnett. Direkte målinger av konsentrasjonene av miljøgifter i overvann og rensset avløpsvann kunne dermed ha belyst dette temaet grundigere.

6.0 Konklusjon

Denne oppgaven innebar analysering for miljøgifter i sediment fra enkelte steder i Rakkestadelva, med mål om å klassifisere den kjemiske tilstanden i elven, si noe om mulige utslippskilder, samt se resultatene i sammenheng med en tidligere miljøgiftundersøkelse av fisk. Undersøkelsen er utført på vegne av Vannområde Glomma sør, og er ikke ment som en helhetlig kjemisk kartlegging av Rakkestadelva, siden den kun tar for seg et begrenset område og bevisst valgte prøvestasjoner. Det ble gjennomført prøvetaking fra fem prøvestasjoner, der prøvestasjon 1 avvek i gjennomførelse av prosedyren.

Det ble gjort funn av ulike miljøgifter ved samtlige prøvestasjoner, med variasjoner i konsentrasjon. Prøvestasjon 2 og 3 ble klassifisert til god kjemisk kvalitet, grunnet at ingen miljøgifter ble målt til over øvre grenseverdi for god kjemisk tilstand. Prøvestasjon 1 skiller seg ut, ved forhøyede konsentrasjoner av enkelte tungmetaller sammenliknet med de resterende prøvestasjonene. Det er likevel kun den forhøyede konsentrasjonen av sink som tilsvarer moderat tilstandsklasse, og resulterer i at prøvestasjon 1 klassifiseres til ikke god kjemisk kvalitet. Prøvestasjon 4 og 5 skiller seg ut med generelt flere funn og høyere konsentrasjoner av miljøgifter, spesielt med tanke på de organiske miljøgiftene. Det ble funnet forhøyede konsentrasjoner av PCB(7) ved prøvestasjon 4, som resulterte i at prøvestasjonen ble klassifisert til ikke god kjemisk kvalitet. Prøvestasjon 5 ble klassifisert til ikke god kjemisk kvalitet, grunnet forhøyede konsentrasjoner av sink, PAH(16) og PCB(7). Tre av fem prøvestasjoner ble dermed klassifisert til ikke god kjemisk kvalitet, mens de resterende to prøvestasjonene oppnådde god kjemisk kvalitet.

Funnene sett i sammenheng med fiskeundersøkelsen og lokale utslippskilder ga ytterligere informasjon om Rakkestadelvas kjemiske tilstand. Både denne

undersøkelsen og fiskeundersøkelsen viste forhøyede verdier av kvikksølv, PCB(7) og PBDE(24) (Fjeld og Vann AS, 2023). Grunnet funn av miljøgiftkonsentrasjoner over bakgrunnsnivå i de to ulike matriksene, styrkes konklusjonen om miljøgiftforurensning i Rakkestadelva. På grunnlag av mulige lokale utslippskilder var det forventninger til funn ved noen av prøvestasjonene. Høyere konsentrasjoner av miljøgifter ved prøvestasjon 4 og 5 sammenliknet med prøvestasjonene lengre oppstrøms, var forventet, grunnet nærhet til industriområdet og utslippspunkt fra avløp. Forskjellen i miljøgiftkonsentrasjoner mellom prøvestasjonene, tyder på lokale utslippskilder. Funnene ved prøvestasjon 1 var derimot noe uventede. Tungmetallene påvist i forhøyede konsentrasjoner ved denne prøvestasjonen kan relateres til trafikk, hvilket kan sees i sammenheng med nærliggende trafikkert bro. Det kan ikke utelukkes at feilkilder knyttet til prøvestasjon 1 kan ha påvirket analyseresultatene. Ved prøvestasjon 2 var det forventet funn tilknyttet miljøgifter fra Rakkestad flyplass. Denne prøvestasjonen viste imidlertid å ha god kjemisk tilstand, uten funn som skiller den fra prøvestasjonene for øvrig. Forurensning som følge av utslipp fra Rakkestad flyplass ble dermed ikke påvist i denne oppgaven.

Det ble gjort funn av miljøgifter over bakgrunnsnivå ved samtlige prøvestasjoner, og det kan dermed konkluderes med å være forurensning av miljøgifter i Rakkestadelva. Funnene tyder på lokale utslippskilder, og det ser ut til at menneskelig aktivitet i nærområdet kan ha påvirket elven. Det kan likevel ikke utelukkes at forurensninger kan ha blitt fraktet fra lengre avstander. Det oppfordres til videre undersøkelser av forurensning i Rakkestadelva, for videre kartlegging.

Litteraturliste

Amundsen, C. E., & Roseth, R. (2004). *Utslippsfaktorer fra veg til vann og jord i Norge.*

Statens vegvesen.

[https://www.vegvesen.no/globalassets/fag/fokusomrader/miljo-og-](https://www.vegvesen.no/globalassets/fag/fokusomrader/miljo-og-omgivelser/klima/forurensing/rap-utslippsfakt-sept-04.pdf)

[omgivelser/klima/forurensing/rap-utslippsfakt-sept-04.pdf](https://www.vegvesen.no/globalassets/fag/fokusomrader/miljo-og-omgivelser/klima/forurensing/rap-utslippsfakt-sept-04.pdf)

Aune, T. (2007). *Næringsmiddel toksikologi Tilsetningsstoffer, miljøgifter og naturlige toksiner (2.)*. HøyskoleForlaget.

Aviation Fuelling Services Norway. (u.å.). *Produkter*. AFSN.no. Hentet 11. april 2024,

fra <https://www.afsn.no/nb/produkter/>

Baird, C., & Cann, M. (2005). *Environmental Chemistry (3.)*. W.H. Freeman and Company.

Batley, G., & Simpson, S. (2013). *Sediment Quality Guidelines*.

https://doi.org/10.1007/978-94-007-5704-2_92

Berge, J. A., Amundsen, C. E., Eggen, T., Hylland, K., & Bøe, E. (2006). *Naturlig nedbrytning og biotilgjengelighet av tinnorganiske forbindelser i marine sedimenter*.

Bering, E. H. H. (2021). *En kvalitativ studie av flomsignal i Opo-vassdraget, Vestland fylke*. <https://bora.uib.no/bora-xmlui/handle/11250/2786410>

<https://bora.uib.no/bora-xmlui/handle/11250/2786410>

Bogner, C., Gaul, D., Kolb, A., Schmiedinger, I., & Huwe, B. (2010). *Investigating flow mechanisms in a forest soil by mixed-effects modelling*.

Breedveld, G., Ruus, A., Bakke, T., Kibsgaard, A., & Arp, H. P. (2015). *Risikovurdering av forurenset sediment*. Miljødirektoratet.

<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m409/m409.pdf>

f

Costa, L. G., & Giordano, G. (2014). *Polybrominated Diphenyl Ethers*.

<https://www.sciencedirect.com/topics/earth-and-planetary-sciences/pbde>

Dehli, M. (1996). *Rakkestads historie: Bygdehistorien 1837-1940, bind III*.

Bygdebokkomiteen, Rakkestad kommune.

Det kongelige miljøverndepartement. (2006). *Sammen for et giftfritt miljø—*

Forutsetninger for en tryggere fremtid. 113.

Det Norske Akademis ordbok. (u.å.). *Tørrstoff*. Hentet 5. mai 2024, fra

<https://naob.no/ordbok/t%C3%B8rrstoff>

Direktoratet for arbeidstilsynet. (2000). *Grunnlag for fastsettelse av administrativ*

norm for nikkel og nikkelforbindelser.

Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap. (2016, februar 3). *Temaveiledning*

om oppbevaring av farlig stoff. [https://www.dsb.no/lover/farligestoffer/farlige-stoffer/veiledning-til-forskriftene/temaveiledning-om-](https://www.dsb.no/lover/farligestoffer/farlige-stoffer/veiledning-til-forskriftene/temaveiledning-om-oppbevaring-av-farlig-stoff/)

[oppbevaring-av-farlig-stoff/](https://www.dsb.no/lover/farligestoffer/farlige-stoffer/veiledning-til-forskriftene/temaveiledning-om-oppbevaring-av-farlig-stoff/)

Direktoratsgruppen vanndirektivet. (2018). *Veileder 2:2018, Klassifisering av*

miljøtilstand i vann. Miljødirektoratet.

<https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/>

Eurofins. (u.å.). *Generell informasjon—Måleusikkerhet innen kjemisk analyse*. Hentet

13. mai 2024, fra <https://www.eurofins.no/om-oss/kvalitet/maaleusikkerhet/>

Finansdepartementet. (2009, juni 22). *NOU 2009: 16* [NOU]. Regjeringen.no; regjeringen.no. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nou-2009-16/id568044/>

Fjeld og Vann AS. (2023). *Miljøgifter i fisk fra Tunevannet og Rakkestadelva*. https://www.glomma-sor.no/wp-content/uploads/2024/02/Notat_miljøgifter-Tunevannet-og-Rakkestadelva_2022.pdf

Folkehelseinstituttet. (2018, november 21). *Dioksiner og dl-PCB*. Folkehelseinstituttet. <https://www.fhi.no/kl/miljogifter/fakta/dioksiner-og-dl-pcb-faktaark/>

Folkehelseinstituttet. (2022a, mars 22). *Kadmium i mat og miljø*. Folkehelseinstituttet. <https://www.fhi.no/kl/miljogifter/fakta/kadmium-i-mat-og-miljo--faktaark/>

Folkehelseinstituttet. (2022b, april 12). *PCB-forbindelser som ikke er dioksinlignende*. Folkehelseinstituttet. <https://www.fhi.no/kl/miljogifter/fakta/pcb-forbindelser-som-ikke-er-dioksinlignende/>

Folkehelseinstituttet. (2022c, november 7). *Bromerte flammehemmere og helseeffekter*. Folkehelseinstituttet. <https://www.fhi.no/kl/miljogifter/fakta/fakta-om-bromerte-flammehemmere/>

Gates, A., Jakubowski, J. A., & Regina, A. C. (2024). Nickel Toxicology. I *StatPearls*. StatPearls Publishing. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK592400/>

Glitre-vannverket. (u.å.). Hva er et nedbørfelt? • Glitrevannverket. *Glitrevannverket*.

Hentet 12. april 2024, fra <https://www.glitre.no/nyheter/sporsmal/hva-er-et-nedborfelt/>

Google LLC. (u.å.). *Google Maps*. Hentet 20. mars 2024, fra

<https://www.google.com/maps/>

Gudmund, L. (2021, februar 26). *Lite forurensning på sjøbunnen i Stavanger*.

Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/nyheter/2021/februar/lite-forurensning-pa-sjobunnen-i-stavanger>

Hauser, C. (2023a, juni 2). Hva er marin grense? *Romerike Geoteknikk AS*.

<https://geoteknikk.no/fagstoff/hva-er-marin-grense/>

Hauser, C. (2023b, juni 2). Hva er marin leire? *Romerike Geoteknikk AS*.

<https://geoteknikk.no/fagstoff/hva-er-marin-leire/>

Husøy, T. (2023, oktober 12). *Miljøgifter og helse*. Folkehelseinstituttet.

<https://www.fhi.no/he/folkehelse rapporten/miljo/miljogifter/>

Hylland, K., Arnesen, R. T., Bakke, T., Bakketun, Å., Iversen, E., Lindstrøm, E.-A.,

Tobiesen, A., Aanes, K. J., & Bækken, T. (1998). *Sink i ferskvann—Kjemi, tilførsler og biologiske effekter*.

Hylland, K., Erikson, B., Gade, A. L., & Hedstein, A. (2010). Et Norge uten miljøgifter.

departementenes servicesenter informasjonsforvaltning, 131.

Institutt for biovitenskap. (2022, februar 26). *Tungmetaller*.

<https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/t/tungmetaller.html>

Institutt for biovitenskap. (2023, februar 23). *Bioakkumulering*.

<https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/b/bioakkumulering.html>

Jensen, J. G. B., Gravem, F., Været, L., Søvik, M.-L., Halvorsen, E., Kaasa, H., & Kvisle, V. (2016). *Alta Lufthavn- Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota*. Avinor AS. https://avinor.no/globalassets/_konsern/miljo-og-samfunn/pfos/rapporter/2016-alta-undersokelser-av-pfas-i-jord-vann-og-biota.pdf

Kartverket. (u.å.). *Norgeskart*. Hentet 29. april 2024, fra

<https://www.norgeskart.no/#!?project=norgeskart&layers=1002&zoom=3&lat=7197864.00&lon=396722.00>

Kofstad, P. K., & Pedersen, B. (2023). Sink. I *Store norske leksikon*. <https://snl.no/sink>

Kofstad, P. K., Pedersen, B., Kaland, T., & Allkunne. (2023). Kvikksølv. I *Store norske leksikon*. <https://snl.no/kvikks%C3%B8lv>

Landbruksdirektoratet. (u.å.). *Avrenning og vannmiljø*. Landbruksdirektoratet. Hentet 7. mai 2024, fra <https://www.landbruksdirektoratet.no/nb/jordbruk/miljo-og-klima/avrenning-og-vannmiljo>

Langemyr, A. (2003). *Reduser! Om helse- og miljøfarlige kjemikalier*. tiden norsk forlag AS.

Laugesen. (2024). *Kunnskapsinnhenting – metylkvikksølv i sedimenter. 2014*.

Lindholm, O. (2004). *Miljøgifter i overvann fra tette flater*. Statens forurensingstilsyn. <https://niva.brage.unit.no/niva->

xmlui/bitstream/handle/11250/212323/4775_200dpi.pdf?sequence=2&isAllo
wed=y

Manø, S., Herzke, D., & Schlabach, M. (2008). *Nye miljøgifter i luft*.

Mattilsynet. (2023a, september 25). *Arsen*. Mattilsynet.

<https://www.mattilsynet.no/mat-og-drikke/uonskede-stoffer-i-mat/miljogifter/ulike-typer-miljogifter/arsen>

Mattilsynet. (2023b, september 25). *Bly*. Mattilsynet.

<https://www.mattilsynet.no/mat-og-drikke/uonskede-stoffer-i-mat/miljogifter/ulike-typer-miljogifter/bly>

Mattilsynet. (2024, januar 12). *Ferskvannsfisk og kvikksølvforurensing*. Mattilsynet.

<https://www.mattilsynet.no/mat-og-drikke/forbrukere/ferskvannsfisk-og-kvikksolvforurensing>

McDonald, S. J., Frank, D. S., Ramirez, J. A., Wang, B., Brooks, J. M., & International,

T.-B. (u.å.). *DRY WEIGHT DETERMINATION OF SEDIMENTS*. Hentet 5. april 2024, fra <https://www.tdi->

[bi.com/analytical_services/environmental/NOAA_methods/Sediment%20Dry%20Weight.pdf](https://www.tdi-bi.com/analytical_services/environmental/NOAA_methods/Sediment%20Dry%20Weight.pdf)

Metrologisk institutt. (2024, mars 15). *Langtidsvarsel for Rakkestad*.

<https://www.yr.no/nb/værvarsel/daglig-tabell/1-48055/Norge/Østfold/Rakkestad/Rakkestad>

Metrologisk institutt, & NRK. (2024, mars 20). *Historiske værdata for Rakkestad som*

graf—20. Mars 2024. Yr. <https://www.yr.no/nb/historikk/graf/1-48055/Norge/Østfold/Rakkestad/Rakkestad?q=2024-03-20>

Miljødirektoratet. (u.å.). *Den norske prioritetslista*. Miljødirektoratet/Norwegian

Environment Agency. Hentet 3. mai 2024, fra

<https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/kjemikalier/prioritetslista/>

Miljødirektoratet. (2003). *Prioriterte miljøgifter: Status i 2003 og utslippsprognoser*.

Miljødirektoratet. (2016). *POP-er—Persistente organiske miljøgifter*.

<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M571/M571.pdf>

Miljødirektoratet. (2020a). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og*

biota—Revidert 30.10.2020.

<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m608/m608.pdf>

f

Miljødirektoratet. (2020b). *Veileder for kravstilling til flyplasser*.

[https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1662/m1662.](https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1662/m1662.pdf#:~:text=Denne%20veilederen%20er%20utarbeidet%20for,aktuelle%20sp)

[pdf#:~:text=Denne%20veilederen%20er%20utarbeidet%20for,aktuelle%20sp](https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1662/m1662.pdf#:~:text=Denne%20veilederen%20er%20utarbeidet%20for,aktuelle%20sp)
[redningsveier%20og%20anbefalte%20kravstillinger.](https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1662/m1662.pdf#:~:text=Denne%20veilederen%20er%20utarbeidet%20for,aktuelle%20sp)

Miljødirektoratet. (2021, juni 10). *Utslippskontroll: Forventninger til industrien*.

<https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/forurensning/industri/for-naringsliv/forventninger-til-industriens-utslippskontroll/>

Miljødirektoratet. (2022a, juli 7). *Miljøindikator 4.2.4: Utslipp av utvalgte*

prioritetslistestoffer fra landbasert industri. Miljøstatus.

<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/miljomal/forurensning/miljomal-4.2/miljoindikator-4.2.4>

Miljødirektoratet. (2022b, juli 27). *Polyklorerte bifenyler (PCB)*. Miljøstatus.

<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/polyklorerte-bifenyler-pcb/>

Miljødirektoratet. (2022c, september 1). *Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)*. Miljøstatus.

<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/polysykliske-aromatiske-hydrokarboner-pah/>

Miljødirektoratet. (2022d, oktober 12). *Kvikksølv og kvikksølvforbindelser*. Miljøstatus.

<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/kvikksolv-og-kvikksolvforbindelser/>

Miljødirektoratet. (2023a, januar 4). *Perfluorerte stoffer (PFOS, PFOA og andre PFAS-er)*. Miljøstatus.

<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/perfluorerte-stoffer-pfos-pfoa-og-andre-pfas-er/>

Miljødirektoratet. (2023b, februar 2). *Kreosot—Spørsmål og svar*.

<https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/kjemikalier/kreosot-sporsmal-svar/>

Miljødirektoratet. (2023c, mars 24). *Krom og kromforbindelser*. Miljøstatus.

<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/krom-og-kromforbindelser/>

Miljødirektoratet. (2023d, september 11). *Påvirkninger på elv, innsjø, kyst og hav*.

Miljødirektoratet/Norwegian Environment Agency.

<https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/vann-hav-og-kyst/pavirkninger-vann/>

Miljødirektoratet. (2023e, oktober 20). *Arsen og arsenforbindelser*. Miljøstatus.

<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/arsen-og-arsenforbindelser/>

Miljødirektoratet. (2023f, oktober 20). *Bly og blyforbindelser*. Miljøstatus.

<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/bly-og-blyforbindelser/>

Miljødirektoratet. (2023g, oktober 20). *Kadmium og kadmiumforbindelser*.

Miljøstatus.

<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/kadmium-og-kadmiumforbindelser/>

Miljødirektoratet. (2023h, oktober 20). *TBT og andre organiske tinnforbindelser*.

Miljøstatus.

<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/tbt-og-andre-organiske-tinnforbindelser/>

Miljødirektoratet. (2024a, februar 8). *Bromerte flammehemmere*.

<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/bromerte-flammehemmere/>

Miljødirektoratet. (2024b, mars 11). *Miljøgifter*. Miljøstatus.

<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/>

Naturmangfoldloven. (2009). *Lov om forvaltning av naturens mangfold*

(*naturmangfoldloven*)—Kapittel I. Formål og virkeområde mv. - Lovdata (LOV-

2022-06-17-64). Lovdata. https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100/KAPITTEL_1#KAPITTEL_1

NMBU. (2023, juni 9). *Slipp bekkene fri—Det er høst og gytetid!*

<https://www.nmbu.no/nyheter/slipp-bekkene-fri-det-er-host-og-gytetid>

Nordby, G. (2002). *Rakkestads historie: Bygdehistorien 1940-2000, bind IV.*

Bygdebokkomiteen, Rakkestad kommune.

Norges vassdrags- og energidirektorat. (u.å.-a). *NEVINA*. Hentet 8. mai 2024, fra

<https://nevina.nve.no/>

Norges vassdrags- og energidirektorat. (u.å.-b). *Stortorp*. Sildre. Hentet 24. april

2024, fra

https://sildre.nve.no/station/2.633.0?2.633.0.1001_period=P1Y&2.633.0.1001_res=0&2.633&2.633.0_tab=2

Norges vassdrags- og energidirektorat. (2022a, juni 24). *Erosjon og*

sedimenttransport. <https://www.nve.no/vann-og-vassdrag/vannets-kretsloep/erosjon-og-sedimenttransport/>

Norges vassdrags- og energidirektorat. (2022b, juni 24). *Erosjonsprosesser*.

<https://www.nve.no/vann-og-vassdrag/vannets-kretsloep/erosjon-og-sedimenttransport/erosjonsprosesser/>

Norges vassdrags- og energidirektorat. (2022c, juni 24). *Sedimenttransport*.

<https://www.nve.no/vann-og-vassdrag/vannets-kretsloep/erosjon-og-sedimenttransport/sedimenttransport/>

Norges vassdrags- og energidirektorat. (2023). *Etablering av hydrologisk*

vannføringstasjon: 3 Prinsipp for vannstand/vannføring.

- <https://veiledere.nve.no/etablering-av-hydrologisk-vannforingsstasjon/3prinsipp-for-vannstand-vannforing/>
- Norrønafly-Rakkestad AS. (2023). *Driftshåndbok- Rakkestad Flyplass, ENRK*.
https://www.enrk.net/images/Driftsh%C3%A5ndbok_rev_2023-01-20_Del_1_av_2_-_Operativt.pdf
- Norrønafly-Rakkestad AS. (2024, mars 1). *Practical info, fuel*. ENRK.net.
<https://www.enrk.net/index.php?location=practical>
- Pedersen, B. (2023). Kobber. I *Store norske leksikon*. <https://snl.no/kobber>
- Preuss, R., Angerer, J., & Drexler, H. (2003). Naphthalene—An environmental and occupational toxicant. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 76(8), 556–576. <https://doi.org/10.1007/s00420-003-0458-1>
- Rakkestad kommune. (u.å.). *Mangfold og samhold*. Hentet 12. april 2024, fra
<https://img5.custompublish.com/getfile.php/3575685.1865.tqftpvecet/Rakkestad.pdf?return=www.rakkestad.kommune.no>
- Rakkestad kommune. (2015). *Hovedplan vann og avløp—Delplan avløp 2015-2025*.
<https://www.rakkestad.kommune.no/kommunedelplaner.176780.no.html>
- Rakkestad kommune. (2019). *Informasjon om vann og avløp i Rakkestad kommune*.
<https://img5.custompublish.com/getfile.php/4609457.1865.siziabaumpmplp/Informasjon+om+vann+og+avl%C3%B8p+i+Rakkestad+kommune.pdf?return=www.rakkestad.kommune.no>
- Rakkestad kommune. (2024, juni 27). *Industriområder*.
<https://www.rakkestad.kommune.no/industriomraader.326136.no.html>

- Schøyen, M. (2018, november 28). *Miljøgiftforbud virker: Kjønnsforstyrrede purpursnegler er friskmeldte*. Niva.
<https://www.niva.no/nyheter/miljogiftforbud-virker-kjonnststyrrede-purpursnegler-er-friskmeldte>
- Skarloff, T., Bechmann, M., & Turtumøygard, S. (2018). *Lokal tiltaksplan for Rakkestadelva*. Norsk institutt for bioøkonomi.
https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2578309/NIBIO_RAPPORT_2018_4_145.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Skatvedt, R. (u.å.). *Densitet målinger*. <https://nfogm.no/wp-content/uploads/2014/02/RS-Densitet-artikkel-NFOGM.pdf>
- Skaaraas, H., Hansen, A.-J., Riise, E., Stenersen, J., Refling, D., Johansen, R., Hjelle, H., Ebeltoft, M., Skofteland, H., Kipperberg, G., Drevsjø, L. P., Lindemann, I. H., Junker, E., Berg, H., Høgvold, D. O., Flesjø, K., & Nicholls, M. (2015). *Overvann i byer og tettsteder- som problem og ressurs*. Utredningsutvalget for håndtering av overvann i tettbebyggelser.
<https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nou-2015-16/id2465332/sec2?q=overvann>
- Statens forurensningstilsyn. (2005). *Prioriterte miljøgifter: Status i 2005 og utslippsprognoser*.
- Statens forurensningstilsyn. (2008). *Utslipp fra bensin- og dieselmotorer. Miljø- og helsekonsekvenser*. Miljødirektoratet.

<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2438/ta2438.pdf>

Statistisk sentralbyrå. (u.å.). *Kommunefakta, Rakkestad*. Hentet 19. mars 2024, fra

<https://www.ssb.no/kommunefakta/rakkestad>

Statsforvalteren i Oslo og Viken. (2021, mai 28). *Tilbakemelding på*

egenkontrollrapportering for avløpssektoren for rapporteringsåret 2020—

Rakkestad kommune.

[https://www.statsforvalteren.no/contentassets/c419378eacaf4ffda639f3b14](https://www.statsforvalteren.no/contentassets/c419378eacaf4ffda639f3b148bb37e0/rakkestad-kommune.pdf)

[8bb37e0/rakkestad-kommune.pdf](https://www.statsforvalteren.no/contentassets/c419378eacaf4ffda639f3b148bb37e0/rakkestad-kommune.pdf)

Store norske leksikon. (2024). Benzopyren. I *Store norske leksikon*.

<https://snl.no/benzopyren>

Thorsnæs, G. (2024, februar 19). *Rakkestadelva*. Store norske leksikon.

<https://snl.no/Rakkestadelva>

VanLoon, G. W., & Duffy, S. J. (2005). *Environmental chemistry: A global perspective*

(2nd ed.). University Press.

Vannforskriften. (2021). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen* (FOR-2024-02-14-

277). Lovdata. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>

Vannkraft: Bedrer forholdene for fisken. (u.å.). Hentet 12. april 2024, fra

[https://www.statkraft.com/Presserom/nyheter-og-](https://www.statkraft.com/Presserom/nyheter-og-pressemeldinger/2020/vannkraft-bedrer-forholdene-for-fisken/)

[pressemeldinger/2020/vannkraft-bedrer-forholdene-for-fisken/](https://www.statkraft.com/Presserom/nyheter-og-pressemeldinger/2020/vannkraft-bedrer-forholdene-for-fisken/)

Vann-Nett. (u.å.). *Nedre deler av Rakkestadelva -002-760-R*. Hentet 4. april 2024, fra

<https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/002-760-R>

- Vannområde Glomma sør. (u.å.). | *Om Glomma sør*. Hentet 31. mars 2024, fra <http://www.glomma-sor.no/om-glomma-sor/>
- Vannområde Glomma Sør. (2022). *Rakkestadelva*. https://www.glomma-sor.no/wp-content/uploads/2022/11/Glomma_sor-Rakkestad.pdf
- Vitenskapskomiteen for mattrygghet. (2005). Risikovurdering av PBDE. *VKM Report*. <https://vkm.no/risikovurderinger/alle vurderinger/risikovurderingavpbde.4.645b840415d03a2fe8f14499.html>
- Walsh, M. E., Collins, C. M., Bailey, R. N., & Grant, C. L. (1997). *Composite Sampling of Sediments Contaminated with White Phosphorus*. Cold Regions Research and Engineering Laboratory. <https://erdc-library.erd.c.dren.mil/jspui/bitstream/11681/11835/1/SR-97-30.pdf>
- Zhang, G., Pan, Z., Wang, X., Mo, X., & Li, X. (2015). Distribution and accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the food web of Nansi Lake, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(4), 173. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4362-4>
- Aas, W., Manø, S., Solberg, S., Yttri, K. E., Skjelkvåle, B. L., Skancke, L. B., Garmo, Ø. A., Høgåsen, T., Fjellheim, A., Halvorsen, G. A., Schartau, A. K., Jensen, T. C., Walseng, B., Saksgård, R., Hesthagen, T., Andreassen, K., Timmermann, V., Clarke, N., Framstad, E., ... Nygård, T. (2012). *Overvåking av langtransporterte forurensninger 2011-Sammendragsrapport*. Klima- og forurensningsdirektoratet.
- Åstebøl, S. O., Kjølholt, J., Hvitved-Jacobsen, T., Berg, G., & Saunes, H. (2012). *Beregning av forurensning fra overvann*. Klima- og forurensningsdirektoratet.

<https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/vann-hav-og-kyst/for-myndigheter/overvannshandtering/kartlegg-fare-for-forurensning-og-tiltaksbehov>

Vedlegg

Vedlegg 1: Prosedyre for prøvetaking, i elv med Van Veen grabb, og bearbeidelse av sediment

Vedlegg 2: Skjema, sikker jobb-analyse

Vedlegg 3: Feltskjemaer

Vedlegg 4: Analyserapport fra Eurofins, prøvestasjon 1

Vedlegg 5: Analyserapport fra Eurofins, prøvestasjon 2

Vedlegg 6: Analyserapport fra Eurofins, prøvestasjon 3

Vedlegg 7: Analyserapport fra Eurofins, prøvestasjon 4

Vedlegg 8: Analyserapport fra Eurofins, prøvestasjon 5

Vedlegg 1: Prosedyre for prøvetaking, i elv med Van Veen grabb, og bearbeidelse av sediment

Prosedyre for prøvetaking, i elv med Van Veen grabb, og bearbeidelse av sediment

1.0 Endringer siden forrige versjon

Prosedyren omarbeidet med henhold på struktur og innhold.

2.0 Hensikt

Prosedyren skal sikre korrekt prøvetaking og bearbeidelse av sediment.

3.0 Omfang

Prosedyren gjelder prøvetaking av sediment i elv med Van Veen grabb og bearbeidelse av prøvematerialet. Prøvetakingen innebærer både sedimentuttak fra båt og bro, og kan overføres til prøvetaking fra ulike plattformer. Bearbeidelse av sedimentprøvene kan benyttes uavhengig av prøvetakingsplattform.

4.0 Målgruppe og ansvar

Prosedyren gjelder for bioingeniørstudenter ved HiØ til bruk i bacheloroppgave B24BIO04.

5.0 Definisjoner

Sediment beskriver i denne sammenheng løsmasser i elvebunnen. Det består av uorganisk og organisk materiale. De uorganiske partiklene deles videre inn etter størrelse i kategoriene leire, silt, sand, grus og stein (Noregs vassdrags- og energidirektorat, 2022).

Utarbeidet av:

Krista Quorning
Linn Karina Stegen
Elsa Lofthus Rosseland
Cathrine Wattum
Utarbeidet dato:
19/3-2024

Revidert av:

Krista Quorning
Linn Karina Stegen
Elsa Lofthus Rosseland
Cathrine Wattum

Revidert dato:
20/5-2024

Versjonsnummer:
2/2

Gjelder fra: 20/5-2024

Side 1 av 6

Van Veen grabb (grabb) er prøvetakingsutstyr som i denne sammenheng benyttes ved sedimentprøvetaking av det øverste sedimentlaget på elvebunnen (Jensen et al., 2022).

I denne prosedyren benyttes prøvestasjon om geografisk plassering i elven, prøvepunkt om plassering i elvas bredde og prøveuttak om antall hugg med grabben ved hvert prøvepunkt.

6.0 Grunnlagsinformasjon

6.1 Eksterne referanser

Jensen, H. K. B., Bjarnadóttir, L. R., Wiberg, D. H., Wangesten, J., & Bellec, V. (2022, august 4). *Nytt redskap for prøvetaking*. Mareano - samler kunnskap om havet.

<https://www.mareano.no/nyheter/nyheter-2019/nytt-redskap-for-provetaking>

Noregs vassdrags- og energidirektorat. (2022, juni 24). *Sedimenttransport*.

<https://www.nve.no/vann-og-vassdrag/vannets-kretsloep/erosjon-og-sedimenttransport/sedimenttransport/>

Norges geologiske undersøkelse. (u.å.). *Utstyr for prøvetaking av havbunnen*. Hentet 15. april 2024, fra <https://www.ngu.no/geologisk-kartlegging/utstyr-provetaking-og-observasjon-av-havbunnen>

6.2 Metodeprinsipp

6.2.1 Prøvetaking

Van Veen grabben består av to skuffer som samler sediment i kontakt med elvebunnen. Skuffene lukkes mot hverandre og holder sedimentet inne i grabben frem til manuell åpning av grabben (Norges geologiske undersøkelse, u.å.), vist i figur 1.

Utarbeidet av:

Krista Quorning
Linn Karina Stegen
Elsa Lofthus Rosseland
Cathrine Wattum

Utarbeidet dato:
19/3-2024

Revidert av:

Krista Quorning
Linn Karina Stegen
Elsa Lofthus Rosseland
Cathrine Wattum

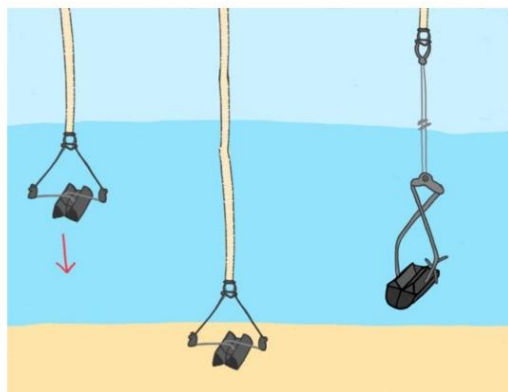
Revidert dato:
20/5-2024

Versjonsnummer:

2/2

Gjelder fra: 20/5-2024

Side 2 av 6



Figur 1 viser Van Veen Grabb sin mekanisme. Figuren er laget i Freeform med inspirasjon fra egne fotografier av prøvetakingsutstyret.

6.2.2 Prøvebearbeidelse

Prøvematerialet dekanteres for overflødig vann etter prøvetaking, med hensikt å forhindre fjerning av unødige mengder finkornede partikler. Henstandstid for sedimentering må fastsettes for å redusere antall variabler som påvirker sedimentprøvene. I forkant av henstand fjernes store partikler og synlig organisk materiale fra prøvene. Prøvene hensettes i fastsatt henstandstid slik at vann blir adskilt fra sediment. Overflødig vann fjernes fra resterende prøvemateriale.

6.2.3 Dybdemåling

Dybden av vannet blir målt ved hvert prøveuttak ved bruk av tauet på Van Veen grabben. Under forberedelser blir tauet konstruert om til et målebånd, ved at det markeres med elektrisk tape for hver 25. cm. Dybden ved prøveuttaket avleses ved å telle markeringene under prøvetaking, og fastslås ved å runde av til nærmeste markering når grabben har lukket seg i elvebunnen. Grabbens egne lengde i lukket tilstand må legges til, og eventuell avstand mellom vannoverflate og avlesningspunkt på tauet må trekkes fra. Dybden benyttes for å øke repeterbarhet og reproducerbarhet.

Utarbeidet av:
 Krista Quorning
 Linn Karina Stegen
 Elsa Lofthus Rosseland
 Cathrine Wattum
Utarbeidet dato:
 19/3-2024

Revidert av:
 Krista Quorning
 Linn Karina Stegen
 Elsa Lofthus Rosseland
 Cathrine Wattum
Revidert dato:
 20/5-2024
Versjonsnummer:

2/2

Gjelder fra: 20/5-2024

Side 3 av 6

7.0 Materiale

7.1 Utstyr til forberedelse

- Tommestokk
- Elektrikertape i ulike farger
- Klistrelapper
- Tusj

7.2 Prøvetakingsutstyr

- Telefon med Google Maps
- Van Veen Grabb
- Arbeidshansker med CE-merking
- Plastbokser av ufarget plast, egnet til matoppbevaring
- Plastskjeer av ufarget plast, egnet til mat
- Feltskjema
- Tusj

7.3 Prosesseringsutstyr

- Salatbestikk i ufarget plast, egnet til matbehandling
- Telefon med tidtaker
- Pasteurpipetter og sprøyter i ufarget plast
- Prøveglass
- Klistrelapper
- Tusj
- Lystett kjølebag
- Kjøleelementer

Utarbeidet av:
Krista Quorning
Linn Karina Stegen
Elsa Lofthus Rosseland
Cathrine Wattum
Utarbeidet dato:
19/3-2024

Revidert av:
Krista Quorning
Linn Karina Stegen
Elsa Lofthus Rosseland
Cathrine Wattum
Revidert dato:
20/5-2024
Versjonsnummer:
2/2

Gjelder fra: 20/5-2024

Side 4 av 6

8.0 Arbeidsbeskrivelse

8.1 Fremgangsmåte

8.1.1 Forberedelser

1. Plasser tauet som er festet til grabben på gulvet ved siden av en tommestokk.
2. Marker tauet i fargekoder med elektrikertape med 25 cm mellomrom mellom hver tapebit. Det markeres med ulike farger ved 25 cm, 50 cm, 75 cm og hver hele meter for lettere avlesning.
3. Merk plastboksene med klistrelapper tilhørende hver prøvestasjon.

8.1.2 Prøvetaking

1. Bestem festepunkt på land for å sikre prøvetaking fra fem ulike punkter på linje over elven.
2. Fastsett koordinater fra begge sider av elven ved hjelp av telefon med Google Maps, og noter i feltskjema.
3. Bestem punkt for prøvetaking. Benytt arbeidshansker. Senk grabben i åpen posisjon til den når elvebunnen. Bemerkt dybde når grabben har lukket seg, og noter dybden i feltskjema.
4. Hev grabben og overfør sedimentet til merket plastboks. Bruk plasticskje for fullstendig tømning av grabben. Bemerkt observasjoner ved sedimentet, slik som mengde og type prøvemateriale, og noter observasjonene i feltskjema.
5. Gjenta punkt 3-4 til ønsket antall prøveuttak er oppnådd.
6. Forflytt til neste prøvepunkt ved prøvestasjonen.
7. Gjenta punkt 3-6 for hvert prøvetakingspunkt ved hver prøvestasjon.

Utarbeidet av:
Krista Quorning
Linn Karina Stegen
Elsa Lofthus Rosseland
Cathrine Wattum
Utarbeidet dato:
19/3-2024

Revidert av:
Krista Quorning
Linn Karina Stegen
Elsa Lofthus Rosseland
Cathrine Wattum
Revidert dato:
20/5-2024
Versjonsnummer:
2/2

Gjelder fra: 20/5-2024

Side 5 av 6

8.1.3 Prøvebearbeidelse

1. Frakt plastboksene med sedimentprøvene og plasser på et stabilt underlag.
2. Fjern store steiner, samt gress og kvist fra prøvematerialet med salatbestikk i ufarget plast.
3. Bland sedimentprøvene med salatbestikket i to minutter, til prøvematerialet er jevnt blandet.
4. Hensett til sedimentering i standardisert tid. Benytt en tidtaker for å sikre standardisert sedimenteringstid.
5. Etter henstandstiden, fjern vann fra toppen av prøven med pasteurpipetter og sprøyter. Utfør dekanteringen varsomt, for å hindre blanding av sediment og væske.
6. Bland sammen prøvematerialet grundig, til homogen blanding, ved bruk av salatbestikk i ufarget plast.
7. Overfør sedimentprøvene til tilhørende prøveglass, og marker glassene med klistrelapper som identifiserer de ulike prøvene.

- **SLUTT PÅ PROSEDYRE** -

Utarbeidet av:
Krista Quorning
Linn Karina Stegen
Elsa Lofthus Rosseland
Cathrine Wattum
Utarbeidet dato:
19/3-2024

Revidert av:
Krista Quorning
Linn Karina Stegen
Elsa Lofthus Rosseland
Cathrine Wattum
Revidert dato:
20/5-2024
Versjonsnummer:
2/2

Gjelder fra: 20/5-2024

Side 6 av 6

Vedlegg 2: Skjema, sikker jobb-analyse

SIKKER JOBB-ANALYSE (SJA)				
Prosjekt navn: Miljøgifter i sedimenter i Rakkestadelva	Prosjekt nr: B24BIO04	Prosjekt ansvarlig:	Møte ansvarlig:	Møte dato: 12/3-24
Kort beskrivelse av aktiviteten: Feltarbeid til bacheloroppgave			Aktivitet ansvarlig:	
SJA gjennomføres på grunn av? (sett en eller flere kryss)				
<input type="checkbox"/> Arbeidet som skal utføres avviker fra prosedyren eller plan. <input checked="" type="checkbox"/> Arbeidet eller prosedyren er ny eller ukjent. <input checked="" type="checkbox"/> Medlemmene i arbeidsgruppen har ikke jobbet sammen før. <input checked="" type="checkbox"/> Medlemmene har ikke erfaring med utstyrene som skal brukes i arbeidet. <input type="checkbox"/> Forutsetningene har endret (f.eks. tilgjengelig tid, rekkefølge av oppgaver, andre aktiviteter utføres i nærheten). <input type="checkbox"/> Ulykker eller uønskede hendelser har skjedd før med denne prosedyren, forsøk eller arbeid. <input type="checkbox"/> Annet (MÅ spesifisere): 				

Elementer i oppgaven eller arbeid er vi bekymret for?	Hva kan gå galt? (Farer)	Har vi kontroll på faren?			Tiltak	Ansvarlig
		Ja	Delvis	Nei		
En student kan ikke svømme	Drukning		X		Flytevest, være i båt på grunnere punkter, tilsyn fra land	De på land
Dårlig vær	Kantring av båten			X	Flytevest, tilsyn fra land, varmt tøy/skift	De på land

Side 1 av 2

Elementer i oppgaven eller arbeid er vi bekymret for?	Hva kan gå galt? (Farer)	Har vi kontroll på faren?			Tiltak	Ansvarlig
		Ja	Delvis	Nei		
Prøvetaking i ustabil båt	Kantring av båten		X		Øve/testkjøre med båten før prøvetakingen	De som er i båten
Høyere fart med motor på båten	Kantring av båten		X		Øve/testkjøre med båten før prøvetakingen	De som er i båten
Ikke kjent med båtmotoren fra før	Ukontrollert håndtering		X		Ta med årer i båten, ha tilsyn fra land	Alle
Miste utstyret	Utstyret kan falle i vannet og forsvinne	X			Binde fast utstyr som må benyttes i båten/ved elva	Alle
Biltrafikk ved prøvetakingspunktene på bro	Påkjørsel		X		Refleksvest, studenter som holder utkikk på hver side av broen	De som holder utkikk på broen

Deltagere på analysen og underskrift

Rolle	Navn (I BLOKKBOKSTAVER)	Dato/signatur
Leder	LINN KARINA STEGEN	12/3-24 Linne Karina Stegen
Vernombud	RUDI YI XU	12/3-24 Rudi Yi Xu
Andre deltagere	CATHRINE WATTUM	12/3-24 Cathrine Wattum
Andre deltagere	ELSA LOFTHUS ROSSELAND	12/3-24 Elsa Lofthus Rosseland
Andre deltagere	KRISTA QUORNING	12/3-24 Krista Quorning

Side 2 av 2

Vedlegg 3: Feltskjemaer

Prøvestasjon 1: Skjørtp bro

Punkter	a	b	c	d	e
Dybde (meter)	3,75	4,25	4,25	4,25	3,75-4,0
Tidspunkt for prøvetaking	18:40	18:38	18:10	18:20	18:27
Antall bomhugg	2	2	4	1	2
Koordinater	59.407001, 11.3564401				59.4071536, 11.3565095
Snittkoordinat	59.4070773, 11.3564748				
Mengde prøvemateriale (lite, moderat, mye)	Lite	Lite	Lite	Lite	Lite
Utseende (farge, lukt, tekstur)	Glass, kvist	Kongler og kvist	Gjørmete med kvist og gress	Kvister og litt løst sediment	Sandete, løst
Antall prøveuttak	1	1	1	1	1
Kantsone	Vegetasjonsbelte på ca. 1 meter på begge sider av elven				
Kjennemerke for å holde rett linje over elven	Stolpene på rekkverket til broen.				
Eventuelle utfordringer	Grabben satte seg fast i bunn.				
Andre kommentarer	Mye vegetasjon i bunn, ikke nok prøvemateriale til mer enn én vandig prøve.				

Prøvestasjon 2: Krosbybekken

Punkter	a	b	c	d	e
Dybde (meter)	1,75-2,0	3,5-3,75	4,25	3,5-3,75	1,75-2,25
Tidspunkt for prøvetaking	11:05	11:22	11:06	11:19	11:14
Antall bomhugg	0	0	0	2	0
Koordinater	59.4042447, 11.3499907				59.4044244, 11.3499358
Snittkoordinat	59.4043346, 11.3499633				
Mengde prøvemateriale (lite, moderat, mye)	Lite	Lite	Lite	Lite-mye	Lite
Utseende (farge, lukt, tekstur)	Leire, gress, kvister	Fast leire, pinne, stein	Leire	Sandete leire, gress, kvister og blader	Leire og blader
Antall prøveuttak	3	3	3	3	3
Kantsone	Ingen kantsone ved punkt a. 5 meter skogvekst ved punkt e.				
Kjennemerke for å holde rett linje over elven	Gressstust på den ene siden av vannet og et tre på den andre siden av vannet.				
Eventuelle utfordringer	Finpartiklene forsvant under prøvetaking ved lekkasje fra grabben. Fikk ikke nok prøvemateriale - måtte ta ekstra uttak Ble fortsatt lite prøvemateriale etter ekstra uttak. Vanskelig å fjerne kvister og andre store partikler fra prøven. Grabben satte seg fast under prøvetaking ved punkt 3, fikk opp lite materiale, så regnet denne som bom.				
Andre kommentarer	Bensinlekkasje fra motoren på båten? Noe av prøvematerialet skulpet ut av boksen under frakt til basen.				

Prøvestasjon 3: Inntakspunkt for drikkevann

Punkter	a	b	c	d	e
Dybde (meter)	3,0-3,25	4,0	4,25-4,75	4,25	3,0-3,25
Tidspunkt for prøvetaking	09:05	09:36	09:29	09:40	09:20
Antall bomhugg	0	0	0	0	1
Koordinater	59.4105480, 11.3494835				59.4105383, 11.349706
Snittkoordinat	59.4105432, 11.3496371				
Mengde prøvemateriale (lite, moderat, mye)	Mye	Moderat	Moderat-mye	Moderat-mye	Lite
Utseende (farge, lukt, tekstur)	Grå leire	Leire	Sand, grus	Leire, grus, sand og gress	Oransje småstein
Antall prøveuttak	2	2	2	2	2
Kantsone	Vegetasjonsbelte på 5 meter ved punkt a. Ingen kantsone ved punkt e.				
Kjennemerke for å holde rett linje over elven	Et tre og en bryggekant				
Eventuelle utfordringer	Merke på tau som forteller dybde flyttet litt på seg. Vanskelig prøvetaking ved punkt 5, måtte flytte båten litt lenger bort for å få prøvemateriale.				
Andre kommentarer	Punkt 1 ble tatt 4 prøver av pga. original plan, men helte ut halvparten pga. volum, slik at vi hadde plass til prøvemateriale fra de andre prøvetakingspunktene.				

Prøvestasjon 4: Sørlig ende av industriområdet

Punkter	a	b	c	d	e
Dybde (meter)	2,5-2,75	4,25	4,25-4,5	3,0-3,25	1,5
Tidspunkt for prøvetaking	14:19	14:49	14:27	14:40	14:37
Antall bomhugg	3	0	2	3	0
Koordinater	59.4214966, 11.3397605		59.4217048, 11.3395254		
Snittkoordinat	59.4216007, 11.3396439				
Mengde prøvemateriale (lite, moderat, mye)	Lite-moderat	Moderat-mye	Lite-mye	Lite	Moderat
Utseende (farge, lukt, tekstur)	Løs leire, kvister	Sand, fast leire	Fast leire, sand, illeluktende	Løst sediment, kvister	Kvister, løs leire
Antall prøveuttak	2	2	2	2	2
Kantsone	Ca. 2 meter vegetasjonsbelte ved punkt a. Smalt vegetasjonsbelte ved punkt e.				
Kjennemerke for å holde rett linje over elven	En trapp og et tre.				
Eventuelle utfordringer					
Andre kommentarer	Skje som allerede var brukt ved en annen prøvetakingsstasjon ble brukt. Skylt i vannet før den ble benyttet.				

Prøvestasjon 5: Utslippspunkt for overvann

Punkter	a	b	c	d	e
Dybde (meter)	2,75	4,0-4,75	4,5-4,75	2,5-2,75	1,5-1,75
Tidspunkt for prøvetaking	13:15	13:52	13:19	13:31	13:23
Antall prøveuttak					2
Koordinater	59.4230932, 11.3339203		59.4232987, 11.3338100		
Snittkoordinat	59.4231960, 3338652				
Mengde prøvemateriale (lite, moderat, mye)	Lite-moderat	Moderat	Lite	Lite	Lite
Utseende (farge, lukt, tekstur)	Løs leire, ekkelt, gress	Fast leire	Fast leire	Fast og sandete leire	Fast leire
Antall grabber	2	2	2	2	2
Kantsone	1 meter med skogvekst ved punkt a. Ingen kantsone ved punkt e.				
Kjennemerke for å holde rett linje over elven	Et tre og en stubbe.				
Eventuelle utfordringer	Leiren i bunnen av elva var så fast at grabben slet med å få med seg prøvemateriale.				
Andre kommentarer	Grabben løsnet fra tauet. Måtte feste tauet til grabben på nytt.				

Vedlegg 4: Analyserapport fra Eurofins, prøvestasjon 1



Rakkestad kommune
Postboks 264
1891 RAKKESTAD
Attn: Maria Bislingen

**Eurofins Environment Testing Norway
(Moss)**

F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
miljo@etn.eurofins.no

AR-24-MM-030355-01

EUNOMO-00411637

Prøvemottak: 21.03.2024
Temperatur:
Analyseperiode: 21.03.2024 07:00 -
11.04.2024 11:32

Referanse: Sedimentanalyser
Rakkestadelva

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2024-03210193	Prøvetakingsdato:	20.03.2024		
Prøvetype:	Ferskvannssedimenter	Prøvetaker:	Krista Quorning		
Prøvemerkning:	Stasjon 1	Analysestartdato:	21.03.2024		
	1.1(s2195202)				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
d) Tørrstoff	43.3	%	0.1	10%	SS-EN 12880:2000 mod.
d) Arsen (As) Premium LOQ					
d) Arsen (As)	8.5	mg/kg TS	1	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Bly (Pb)	37	mg/kg TS	1	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Kadmium (Cd)	0.32	mg/kg TS	0.021	30%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Kobber (Cu)	58	mg/kg TS	1	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Krom (Cr)	27	mg/kg TS	1	35%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Kvikksølv (Hg)	0.029	mg/kg TS	0.021	20%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Nikkel (Ni)	23	mg/kg TS	1	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Sink (Zn)	170	mg/kg TS	4.6	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) PAH(16) Premium LOQ					

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 5

AR-001 v 155

d) Naftalen	<10 µg/kg TS	10	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Acenaftylen	<10 µg/kg TS	10	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Acenaften	<10 µg/kg TS	10	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Fluoren	<10 µg/kg TS	10	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Fenantren	<10 µg/kg TS	10	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Antracen	<4.6 µg/kg TS	4.6	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Fluoranten	<10 µg/kg TS	10	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Pyren	<10 µg/kg TS	10	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[a]antracen	<10 µg/kg TS	10	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Krysen/Trifenylen	<10 µg/kg TS	10	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[b]fluoranten	<10 µg/kg TS	10	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[k]fluoranten	<10 µg/kg TS	10	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[a]pyren	<10 µg/kg TS	10	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Indeno[1,2,3-cd]pyren	<10 µg/kg TS	10	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Dibenzo[a,h]antracen	<10 µg/kg TS	10	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[ghi]perylene	<10 µg/kg TS	10	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Sum PAH(16) EPA	nd		SS-ISO 18287:2008, mod
d) PCB(7) Premium LOQ			
d) PCB 28	<0.50 µg/kg TS	0.5	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 52	<0.50 µg/kg TS	0.5	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 101	<0.50 µg/kg TS	0.5	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 118	<0.50 µg/kg TS	0.5	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 153	<0.50 µg/kg TS	0.5	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 138	<0.50 µg/kg TS	0.5	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 180	<0.50 µg/kg TS	0.5	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) Sum 7 PCB	nd		SS-EN 16167:2018+AC:2019

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 2 av 5

AR-001 v 155

			9 mod.	
a)	Tributyltinn (TBT)	<2.5 µg/kg tv	2.5	XP T 90-250
a)	Tributyltinn-Sn (TBT-Sn)	<2.0 µg Sn/kg TS	2	XP T 90-250
a)	Dibutyltinn (DBT)	<2.5 µg/kg tv	2.5	XP T 90-250
a)	Dibutyltinn-Sn (DBT-Sn)	<2.0 µg Sn/kg tv	2	XP T 90-250
a)	Monobutyltinn (MBT)	<2.5 µg/kg tv	2.5	XP T 90-250
a)	Monobutyltinn kation	<2.0 µg Sn/kg tv	2	XP T 90-250
c)*	4:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	<0.030 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	6:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	<0.030 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	8:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	<0.10 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	HPFHpA (7H-Perfluorheptansyre)	<0.10 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PF-3,7-DMOA (Perfluor-3,7-dimetyloktansyre)	<0.50 µg/kg TS	0.5	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDA (Perfluordekansyre)	<0.10 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFBA (Perfluorbutansyre)	<0.10 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFBS (Perfluorbutansulfonat)	<0.030 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDoDA (Perfluordodekansyre)	<0.10 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFTrDA (Perfluortridekansyre)	<0.10 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDS (Perfluordekansulfonat)	<0.030 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHpA (Perfluorheptansyre)	<0.030 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHpS (Perfluorheptansulfonat)	<0.030 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHxA (Perfluorheksansyre)	<0.030 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHxDA (Perfluorheksansyre)	<0.030 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHxS (Perfluorheksansulfonat)	<0.030 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFNA (Perfluoronansyre)	<0.030 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFOA (Perfluoroktansyre)	<0.030 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFOS (Perfluoroktansulfonat)	<0.030 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFOSA (Perfluoroktansulfonamid)	<0.10 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFPeA (Perfluorpentansyre)	<0.030 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFTeDA (Perfluortetradekansyre)	<0.030 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFUnDa (Perfluorundekansyre)	<0.10 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFPeS (Perfluorpentansulfonat)	<0.10 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFNS (Perfluoronansulfonat)	<0.20 µg/kg TS	0.2	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFUnDS (Perfluorundekansulfonat)	<1.0 µg/kg TS	1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDoDs (Perfluordodekansulfonat)	<1.0 µg/kg TS	1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFTrDS (Perfluortridekansulfonat)	<1.0 µg/kg TS	1	DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum PFAS4 inkl. 1/2 LOQ	<0.060 µg/kg TS		DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum PFAS 4 eksl. LOQ	nd		DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum PFAS inkl. 1/2 LOQ	<2.5 µg/kg TS		DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum oppgitte PFAS eksl. LOQ	nd		DIN 38414-14 mod.
a)	Kornstørrelse <2 µm	5.8 % TS	1	Internal Method 6
a)	Kornstørrelse < 63 µm	75.1 %	0.1	Internal Method 6
a)* Pretest - TBT,DTB,MBT				
a)*	Injeksjon	blank value/Imported		GC-MS/MS
b) PBDE(24)				
b)	2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonaBDE (BDE-206)	< 0.583 µg/kg tv		Internal Method 1
b)	2,2',3,3',4,4',5,6,6'-NonaBDE (BDE-207)	< 0.583 µg/kg tv		Internal Method 1
b)	2,2',3,3',4,4',6,6'-OktaBDE (BDE-197)	< 0.292 µg/kg tv		Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4',5,5',6-OktaBDE (BDE-196)	< 0.292 µg/kg tv		Internal Method 1

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Målesikkerhet
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Målesikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om målesikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.



b)	2,2',3',4,4',5,6'-HeptaBDE (BDE-183)	< 0.146 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4',5'-HeksaBDE (BDE-138)	< 0.0875 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4',6,6'-HeptaBDE (BDE-184)	< 0.146 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4'-PentaBDE (BDE-85)	< 0.0583 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',5,5'-HeksaBDE (BDE-153)	< 0.0875 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',5,6'-HeksaBDE (BDE-154)	< 0.0875 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',5-PentaBDE (BDE-99)	< 0.0583 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',6-PentaBDE (BDE-100)	< 0.0583 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4'-TetraBDE (BDE-47)	< 0.0292 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,5'-TetraBDE (BDE-49)	< 0.0292 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4-TriBDE (BDE-17)	< 0.0146 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3,3',4,4',5',6'-HeptaBDE (BDE-191)	< 0.146 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3,3',4,4',5-HeksaBDE (BDE-156)	< 0.0875 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3',4,4',6-PentaBDE (BDE-119)	< 0.0583 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3',4,4'-TetraBDE (BDE-66)	< 0.0292 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3',4',6-TetraBDE (BDE-71)	< 0.0292 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,4,4'-TriBDE (BDE-28)	< 0.0146 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	3,3',4,4',5-PentaBDE (BDE-126)	< 0.0583 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	3,3',4,4'-TetraBDE (BDE-77)	< 0.0292 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	DekaBDE (BDE-209)	< 1.46 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	sum HeptaBDEs (inkl. LOQ)	0.438 µg/kg tv	0,109		Internal Method 1
b)	Sum av analysert NonaBDEs (eks. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum av analysert NonaBDEs (inkl. LOQ)	1.17 µg/kg tv	0,292		Internal Method 1
b)	Sum av analysert OctaBDEs (eks. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum av analysert OctaBDEs (inkl. LOQ)	0.583 µg/kg tv	0,146		Internal Method 1
b)	Sum av analysert TriBDEs (eks. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum av analysert TriBDEs (inkl. LOQ)	0.0292 µg/kg tv	0,00729		Internal Method 1
b)	Sum BDE (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum BDE (inkl. LOQ)	4.46 µg/kg tv	1,12		Internal Method 1
b)	sum HeptaBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum HexaBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum HexaBDEs (inkl. LOQ)	0.350 µg/kg tv	0,0875		Internal Method 1
b)	sum PentaBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum PentaBDEs (inkl. LOQ)	0.292 µg/kg tv	0,0729		Internal Method 1
c)*	Sum PFAS SLV 11 inkl. 1/2 LOQ	<0.24 µg/kg TS			DIN 38414-14 mod.
b)	PBDE(24)				
b)	sum TetraBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum TetraBDEs (inkl. LOQ)	0.146 µg/kg tv	0,0365		Internal Method 1
a)	Totalt organisk karbon (TOC)				
a)	Totalt organisk karbon	2.56 % C	0.1	0.504	NF EN 15936 - Méthode B
a)	Totalt organisk karbon (TOC)	25600 mg C/kg TS	1000	5035	NF EN 15936 - Méthode B

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a)* Eurofins Analyses pour l'Environnement France (S1), 5, rue d'Otterswiller, F-67700, Saverne
a) Eurofins Analyses pour l'Environnement France (S1), 5, rue d'Otterswiller, F-67700, Saverne COFRAC TESTING 1-1488,
b) Eurofins GfA Lab Service GmbH (Hamburg), Neuländer Kamp 1a, D-21079, Hamburg DIN EN ISO/IEC 17025:2018 Dakks D-PL-14629-01-00,
c)* Eurofins Food & Feed Testing Sweden (Lidköping), Sockerbruksg 3, port 2, 531 40, Lidköping
d) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125,

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.



Kopi til:

Håvard Hornnæs (fmshho@statsforvalteren.no)

Moss 11.04.2024

Kjetil Sjaastad

Kjetil Sjaastad
Kundeveileder (ASM)

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen

LOQ: Kvantifiseringsgrense

MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Vedlegg 5: Analyserapport fra Eurofins, prøvestasjon 2



Rakkestad kommune
Postboks 264
1891 RAKKESTAD
Attn: Maria Bislingen

Eurofins Environment Testing Norway
(Moss)

F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
miljo@eth.eurofins.no

AR-24-MM-030356-01

EUNOMO-00411637

Prøvemottak: 21.03.2024
Temperatur:
Analyseperiode: 21.03.2024 07:00 -
11.04.2024 11:32

Referanse: Sedimentanalyser
Rakkestadelva

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2024-03210196	Prøvetakingsdato:	20.03.2024		
Prøvetype:	Ferskvannssedimenter	Prøvetaker:	Krista Quorning		
Prøvemerkning:	Stasjon 2 2.1 (s2195204) og 2.2 (s2195203)	Analysestartdato:	21.03.2024		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
d) Tørrstoff	42.9	%	0.1	10%	SS-EN 12880:2000 mod.
d) Arsen (As) Premium LOQ					
d) Arsen (As)	3.8	mg/kg TS	1	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Bly (Pb)	19	mg/kg TS	1	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Kadmium (Cd)	0.31	mg/kg TS	0.021	30%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Kobber (Cu)	14	mg/kg TS	1	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Krom (Cr)	26	mg/kg TS	1	35%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Kvikksølv (Hg)	0.039	mg/kg TS	0.021	20%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Nikkel (Ni)	22	mg/kg TS	1	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Sink (Zn)	79	mg/kg TS	4.7	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) PAH(16) Premium LOQ					

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 5

AR-001 v 155

d) Naftalen	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Acenaftylen	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Acenaften	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Fluoren	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Fenantren	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Antracen	<4.6 µg/kg TS	4.6		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Fluoranten	18 µg/kg TS	10	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Pyren	13 µg/kg TS	10	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[a]antracen	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Krysen/Trifenylen	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[b]fluoranten	22 µg/kg TS	10	40%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[k]fluoranten	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[a]pyren	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Indeno[1,2,3-cd]pyren	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Dibenzo[a,h]antracen	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[ghi]perylen	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Sum PAH(16) EPA	53 µg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod
d) PCB(7) Premium LOQ				
d) PCB 28	<0.50 µg/kg TS	0.5		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 52	<0.50 µg/kg TS	0.5		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 101	<0.50 µg/kg TS	0.5		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 118	<0.50 µg/kg TS	0.5		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 153	<0.50 µg/kg TS	0.5		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 138	<0.50 µg/kg TS	0.5		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 180	<0.50 µg/kg TS	0.5		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) Sum 7 PCB	nd			SS-EN 16167:2018+AC:2019

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen

LOQ: Kvantifiseringsgrense

MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 2 av 5

AR-001 v 155

			9 mod.
a)	Tributyltinn (TBT)	<2.5 µg/kg tv	2.5 XP T 90-250
a)	Tributyltinn-Sn (TBT-Sn)	<2.0 µg Sn/kg TS	2 XP T 90-250
a)	Dibutyltinn (DBT)	<2.5 µg/kg tv	2.5 XP T 90-250
a)	Dibutyltinn-Sn (DBT-Sn)	<2.0 µg Sn/kg tv	2 XP T 90-250
a)	Monobutyltinn (MBT)	<2.5 µg/kg tv	2.5 XP T 90-250
a)	Monobutyltinn kation	<2.0 µg Sn/kg tv	2 XP T 90-250
c)*	4:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	<0.030 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	6:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	<0.030 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	8:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	<0.10 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	HPFHpA (7H-Perfluorheptansyre)	<0.10 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PF-3,7-DMOA (Perfluor-3,7-dimetyloktansyre)	<0.50 µg/kg TS	0.5 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDA (Perfluordekansyre)	<0.10 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFBA (Perfluorbutansyre)	<0.10 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFBS (Perfluorbutansulfonat)	<0.030 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDoDA (Perfluordodekansyre)	<0.10 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFTrDA (Perfluortridekansyre)	<0.10 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDS (Perfluordekansulfonat)	<0.030 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHpA (Perfluorheptansyre)	<0.030 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHpS (Perfluorheptansulfonat)	<0.030 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHxA (Perfluorheksansyre)	<0.030 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHxDA (Perfluorheksansyre)	<0.030 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHxS (Perfluorheksansulfonat)	<0.030 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFNA (Perfluoronansyre)	<0.030 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFOA (Perfluoroktansyre)	<0.030 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFOS (Perfluoroktansulfonat)	<0.030 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFOSA (Perfluoroktansulfonamid)	<0.10 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFPeA (Perfluorpentansyre)	<0.030 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFTeDA (Perfluortetradekansyre)	<0.030 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFUnDa (Perfluorundekansyre)	<0.10 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFPeS (Perfluorpentansulfonat)	<0.10 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFNS (Perfluoronansulfonat)	<0.20 µg/kg TS	0.2 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFUnDS (Perfluorundekansulfonat)	<1.0 µg/kg TS	1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDoDs (Perfluordodekansulfonat)	<1.0 µg/kg TS	1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFTrDS (Perfluortridekansulfonat)	<1.0 µg/kg TS	1 DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum PFAS4 inkl. 1/2 LOQ	<0.060 µg/kg TS	DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum PFAS 4 eksl. LOQ	nd	DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum PFAS inkl. 1/2 LOQ	<2.5 µg/kg TS	DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum oppgitte PFAS eksl. LOQ	nd	DIN 38414-14 mod.
a)	Kornstørrelse <2 µm	4.3 % TS	1 Internal Method 6
a)	Kornstørrelse < 63 µm	61.5 %	0.1 Internal Method 6
a)* Pretest - TBT,DTB,MBT			
a)*	Injeksjon	blank value/Imported	GC-MS/MS
b) PBDE(24)			
b)	2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonaBDE (BDE-206)	< 0.539 µg/kg tv	Internal Method 1
b)	2,2',3,3',4,4',5,6,6'-NonaBDE (BDE-207)	< 0.539 µg/kg tv	Internal Method 1
b)	2,2',3,3',4,4',6,6'-OktaBDE (BDE-197)	< 0.270 µg/kg tv	Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4',5,5',6-OktaBDE (BDE-196)	< 0.270 µg/kg tv	Internal Method 1

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Målesikkerhet
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Målesikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om målesikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

b)	2,2',3',4,4',5,6'-HeptaBDE (BDE-183)	< 0.135 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4',5'-HeksaBDE (BDE-138)	< 0.0809 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4',6,6'-HeptaBDE (BDE-184)	< 0.135 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4'-PentaBDE (BDE-85)	< 0.0539 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',5,5'-HeksaBDE (BDE-153)	< 0.0809 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',5,6'-HeksaBDE (BDE-154)	< 0.0809 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',5-PentaBDE (BDE-99)	< 0.0539 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',6-PentaBDE (BDE-100)	< 0.0539 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4'-TetraBDE (BDE-47)	< 0.0270 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,5'-TetraBDE (BDE-49)	< 0.0270 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4-TriBDE (BDE-17)	< 0.0135 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3,3',4,4',5',6'-HeptaBDE (BDE-191)	< 0.135 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3,3',4,4',5'-HeksaBDE (BDE-156)	< 0.0809 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3',4,4',6-PentaBDE (BDE-119)	< 0.0539 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3',4,4'-TetraBDE (BDE-66)	< 0.0270 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3',4',6-TetraBDE (BDE-71)	< 0.0270 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,4,4'-TriBDE (BDE-28)	< 0.0135 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	3,3',4,4',5-PentaBDE (BDE-126)	< 0.0539 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	3,3',4,4'-TetraBDE (BDE-77)	< 0.0270 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	DekaBDE (BDE-209)	< 1.35 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	sum HeptaBDEs (inkl. LOQ)	0.405 µg/kg tv	0,101		Internal Method 1
b)	Sum av analysert NonaBDEs (eks. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum av analysert NonaBDEs (inkl. LOQ)	1.08 µg/kg tv	0,270		Internal Method 1
b)	Sum av analysert OctaBDEs (eks. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum av analysert OctaBDEs (inkl. LOQ)	0.539 µg/kg tv	0,135		Internal Method 1
b)	Sum av analysert TriBDEs (eks. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum av analysert TriBDEs (inkl. LOQ)	0.0270 µg/kg tv	0,00674		Internal Method 1
b)	Sum BDE (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum BDE (inkl. LOQ)	4.13 µg/kg tv	1,03		Internal Method 1
b)	sum HeptaBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum HexaBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum HexaBDEs (inkl. LOQ)	0.324 µg/kg tv	0,0809		Internal Method 1
b)	sum PentaBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum PentaBDEs (inkl. LOQ)	0.270 µg/kg tv	0,0674		Internal Method 1
c)*	Sum PFAS SLV 11 inkl. 1/2 LOQ	<0.24 µg/kg TS			DIN 38414-14 mod.
b)	PBDE(24)				
b)	sum TetraBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum TetraBDEs (inkl. LOQ)	0.135 µg/kg tv	0,0337		Internal Method 1
a)	Totalt organisk karbon (TOC)				
a)	Totalt organisk karbon	1.59 % C	0.1	0.314	NF EN 15936 - Méthode B
a)	Totalt organisk karbon (TOC)	15900 mg C/kg TS	1000	3139	NF EN 15936 - Méthode B

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a)* Eurofins Analyses pour l'Environnement France (S1), 5, rue d'Otterswiller, F-67700, Saverne
a) Eurofins Analyses pour l'Environnement France (S1), 5, rue d'Otterswiller, F-67700, Saverne COFRAC TESTING 1-1488,
b) Eurofins GfA Lab Service GmbH (Hamburg), Neuländer Kamp 1a, D-21079, Hamburg DIN EN ISO/IEC 17025:2018 Dakks D-PL-14629-01-00,
c)* Eurofins Food & Feed Testing Sweden (Lidköping), Sockerbruksg 3, port 2, 531 40, Lidköping
d) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125,

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.



Kopi til:

Håvard Hornnæs (fmshho@statsforvalteren.no)

Moss 11.04.2024

Kjetil Sjaastad

Kjetil Sjaastad
Kundeveileder (ASM)

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Vedlegg 6: Analyserapport fra Eurofins, prøvestasjon 3



Rakkestad kommune
Postboks 264
1891 RAKKESTAD
Attn: Maria Bislingen

**Eurofins Environment Testing Norway
(Moss)**

F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
miljo@eth.eurofins.no

AR-24-MM-030357-01

EUNOMO-00411637

Prøvemottak: 21.03.2024
Temperatur:
Analyseperiode: 21.03.2024 07:00 -
11.04.2024 11:32

Referanse: Sedimentanalyser
Rakkestadelva

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2024-03210197	Prøvetakingsdato:	20.03.2024		
Prøvetype:	Ferskvannssedimenter	Prøvetaker:	Krista Quorning		
Prøvemerkning:	Stasjon 3 3.1 (s2195192) og 3.2 (s2195191)	Analysestartdato:	21.03.2024		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
d) Tørrstoff	56.5	%	0.1	10%	SS-EN 12880:2000 mod.
d) Arsen (As) Premium LOQ					
d) Arsen (As)	5.2	mg/kg TS	0.8	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Bly (Pb)	20	mg/kg TS	0.8	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Kadmium (Cd)	0.30	mg/kg TS	0.016	30%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Kobber (Cu)	12	mg/kg TS	0.8	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Krom (Cr)	23	mg/kg TS	0.8	35%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Kvikksølv (Hg)	0.031	mg/kg TS	0.016	20%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Nikkel (Ni)	20	mg/kg TS	0.8	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Sink (Zn)	82	mg/kg TS	3.5	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) PAH(16) Premium LOQ					

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 5

AR-001 v 155

d) Naftalen	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Acenaftylen	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Acenaften	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Fluoren	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Fenantren	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Antracen	<4.6 µg/kg TS	4.6		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Fluoranten	16 µg/kg TS	10	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Pyren	12 µg/kg TS	10	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[a]antracen	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Krysen/Trifenylen	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[b]fluoranten	25 µg/kg TS	10	40%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[k]fluoranten	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[a]pyren	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Indeno[1,2,3-cd]pyren	10 µg/kg TS	10	35%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Dibenzo[a,h]antracen	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[ghi]perylen	11 µg/kg TS	10	40%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Sum PAH(16) EPA	74 µg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod
d) PCB(7) Premium LOQ				
d) PCB 28	<0.50 µg/kg TS	0.5		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 52	<0.50 µg/kg TS	0.5		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 101	<0.50 µg/kg TS	0.5		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 118	<0.50 µg/kg TS	0.5		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 153	<0.50 µg/kg TS	0.5		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 138	<0.50 µg/kg TS	0.5		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 180	<0.50 µg/kg TS	0.5		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) Sum 7 PCB	nd			SS-EN 16167:2018+AC:2019

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 2 av 5

AR-001 v 155

			9 mod.	
a)	Tributyltinn (TBT)	<2.5 µg/kg tv	2.5	XP T 90-250
a)	Tributyltinn-Sn (TBT-Sn)	<2.0 µg Sn/kg TS	2	XP T 90-250
a)	Dibutyltinn (DBT)	<2.5 µg/kg tv	2.5	XP T 90-250
a)	Dibutyltinn-Sn (DBT-Sn)	<2.0 µg Sn/kg tv	2	XP T 90-250
a)	Monobutyltinn (MBT)	<2.5 µg/kg tv	2.5	XP T 90-250
a)	Monobutyltinn kation	<2.0 µg Sn/kg tv	2	XP T 90-250
c)*	4:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	<0.033 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	6:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	<0.033 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	8:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	<0.11 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	HPFHpA (7H-Perfluorheptansyre)	<0.11 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PF-3,7-DMOA (Perfluor-3,7-dimetyloktansyre)	<0.55 µg/kg TS	0.5	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDA (Perfluordekansyre)	<0.11 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFBA (Perfluorbutansyre)	<0.11 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFBS (Perfluorbutansulfonat)	<0.033 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDODA (Perfluordodekansyre)	<0.11 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFTrDA (Perfluortridekansyre)	<0.11 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDS (Perfluordekansulfonat)	<0.033 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHpA (Perfluorheptansyre)	<0.033 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHpS (Perfluorheptansulfonat)	<0.033 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHxA (Perfluorheksansyre)	<0.033 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHxDA (Perfluorheksansyre)	<0.033 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHxS (Perfluorheksansulfonat)	<0.033 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFNA (Perfluoronansyre)	<0.033 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFOA (Perfluoroktansyre)	<0.033 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFOS (Perfluoroktansulfonat)	<0.033 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFOSA (Perfluoroktansulfonamid)	<0.11 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFPeA (Perfluorpentansyre)	<0.033 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFTeDA (Perfluortetradekansyre)	<0.033 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFUnDa (Perfluorundekansyre)	<0.11 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFPeS (Perfluorpentansulfonat)	<0.11 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFNS (Perfluoronansulfonat)	<0.22 µg/kg TS	0.2	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFUnDS (Perfluorundekansulfonat)	<1.1 µg/kg TS	1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDODs (Perfluordodekansulfonat)	<1.1 µg/kg TS	1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFTrDS (Perfluortridekansulfonat)	<1.1 µg/kg TS	1	DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum PFAS4 inkl. 1/2 LOQ	<0.066 µg/kg TS		DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum PFAS 4 eksl. LOQ	nd		DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum PFAS inkl. 1/2 LOQ	<2.7 µg/kg TS		DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum oppgitte PFAS eksl. LOQ	nd		DIN 38414-14 mod.
a)	Kornstørrelse <2 µm	6.0 % TS	1	Internal Method 6
a)	Kornstørrelse < 63 µm	69.9 %	0.1	Internal Method 6
a)* Pretest - TBT,DTB,MBT				
a)*	Injeksjon	blank value/imported		GC-MS/MS
b) PBDE(24)				
b)	2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonaBDE (BDE-206)	< 0.571 µg/kg tv		Internal Method 1
b)	2,2',3,3',4,4',5,6,6'-NonaBDE (BDE-207)	< 0.571 µg/kg tv		Internal Method 1
b)	2,2',3,3',4,4',6,6'-OktaBDE (BDE-197)	< 0.286 µg/kg tv		Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4',5,5',6-OktaBDE (BDE-196)	< 0.286 µg/kg tv		Internal Method 1

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Målesikkerhet
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Målesikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om målesikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

b)	2,2',3',4,4',5,6'-HeptaBDE (BDE-183)	< 0.143 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4',5'-HeksaBDE (BDE-138)	< 0.0857 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4',6,6'-HeptaBDE (BDE-184)	< 0.143 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4'-PentaBDE (BDE-85)	< 0.0571 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',5,5'-HeksaBDE (BDE-153)	< 0.0857 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',5,6'-HeksaBDE (BDE-154)	< 0.0857 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',5-PentaBDE (BDE-99)	< 0.0571 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',6-PentaBDE (BDE-100)	< 0.0571 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4'-TetraBDE (BDE-47)	< 0.0286 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,5'-TetraBDE (BDE-49)	< 0.0286 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4-TriBDE (BDE-17)	< 0.0143 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3,3',4,4',5',6'-HeptaBDE (BDE-191)	< 0.143 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3,3',4,4',5-HeksaBDE (BDE-156)	< 0.0857 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3',4,4',6-PentaBDE (BDE-119)	< 0.0571 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3',4,4'-TetraBDE (BDE-66)	< 0.0286 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3',4',6-TetraBDE (BDE-71)	< 0.0286 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,4,4'-TriBDE (BDE-28)	< 0.0143 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	3,3',4,4',5-PentaBDE (BDE-126)	< 0.0571 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	3,3',4,4'-TetraBDE (BDE-77)	< 0.0286 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	DekaBDE (BDE-209)	< 1.43 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	sum HeptaBDEs (inkl. LOQ)	0.428 µg/kg tv	0,107		Internal Method 1
b)	Sum av analysert NonaBDEs (eks. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum av analysert NonaBDEs (inkl. LOQ)	1.14 µg/kg tv	0,286		Internal Method 1
b)	Sum av analysert OctaBDEs (eks. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum av analysert OctaBDEs (inkl. LOQ)	0.571 µg/kg tv	0,143		Internal Method 1
b)	Sum av analysert TriBDEs (eks. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum av analysert TriBDEs (inkl. LOQ)	0.0286 µg/kg tv	0,00714		Internal Method 1
b)	Sum BDE (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum BDE (inkl. LOQ)	4.37 µg/kg tv	1,09		Internal Method 1
b)	sum HeptaBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum HexaBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum HexaBDEs (inkl. LOQ)	0.343 µg/kg tv	0,0857		Internal Method 1
b)	sum PentaBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum PentaBDEs (inkl. LOQ)	0.286 µg/kg tv	0,0714		Internal Method 1
c)*	Sum PFAS SLV 11 inkl. 1/2 LOQ	<0.26 µg/kg TS			DIN 38414-14 mod.
b) PBDE(24)					
b)	sum TetraBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum TetraBDEs (inkl. LOQ)	0.143 µg/kg tv	0,0357		Internal Method 1
a) Totalt organisk karbon (TOC)					
a)	Totalt organisk karbon	1.79 % C	0.1	0.353	NF EN 15936 - Méthode B
a)	Totalt organisk karbon (TOC)	17900 mg C/kg TS	1000	3530	NF EN 15936 - Méthode B

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a)* Eurofins Analyses pour l'Environnement France (S1), 5, rue d'Otterswiller, F-67700, Saverne
a) Eurofins Analyses pour l'Environnement France (S1), 5, rue d'Otterswiller, F-67700, Saverne COFRAC TESTING 1-1488,
b) Eurofins GfA Lab Service GmbH (Hamburg), Neuländer Kamp 1a, D-21079, Hamburg DIN EN ISO/IEC 17025:2018 Dakks D-PL-14629-01-00,
c)* Eurofins Food & Feed Testing Sweden (Lidköping), Sockerbruksg 3, port 2, 531 40, Lidköping
d) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125,

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

**Rapportkommentar:**

-PFAS: Kvantifiseringsgrensen er økt på grunn av høyt vanninnhold i prøven.

Kopi til:

Håvard Hornnæs (fmshho@statsforvalteren.no)

Moss 11.04.2024

Kjetil Sjaastad
Kundeveileder (ASM)

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 5 av 5

AR-001 v 155

Vedlegg 7: Analyserapport fra Eurofins, prøvestasjon 4



Rakkestad kommune
Postboks 264
1891 RAKKESTAD
Attn: Maria Bislingen

**Eurofins Environment Testing Norway
(Moss)**

F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
miljo@etn.eurofins.no

AR-24-MM-030358-01

EUNOMO-00411637

Prøvemottak: 21.03.2024
Temperatur:
Analyseperiode: 21.03.2024 07:00 -
11.04.2024 11:32

Referanse: Sedimentanalyser
Rakkestadelva

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2024-03210198	Prøvetakingsdato:	20.03.2024		
Prøvetype:	Ferskvannssedimenter	Prøvetaker:	Krista Quorning		
Prøvemerkning:	Stasjon 4	Analysestartdato:	21.03.2024		
	4.1 (s2195198) og 4.2 (s2195199)				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
d) Tørrstoff	33.1	%	0.1	10%	SS-EN 12880:2000 mod.
d) Arsen (As) Premium LOQ					
d) Arsen (As)	3.7	mg/kg TS	1.4	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Bly (Pb)	26	mg/kg TS	1.4	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Kadmium (Cd)	0.45	mg/kg TS	0.027	30%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Kobber (Cu)	22	mg/kg TS	1.4	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Krom (Cr)	25	mg/kg TS	1.4	35%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Kvikksølv (Hg)	0.46	mg/kg TS	0.027	20%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Nikkel (Ni)	22	mg/kg TS	1.4	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Sink (Zn)	120	mg/kg TS	6	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) PAH(16) Premium LOQ					

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 5

AR-001 v 155

d) Naftalen	53 µg/kg TS	10	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Acenaftylen	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Acenaften	28 µg/kg TS	10	40%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Fluoren	24 µg/kg TS	10	35%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Fenantren	110 µg/kg TS	10	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Antracen	17 µg/kg TS	4.6	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Fluoranten	110 µg/kg TS	10	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Pyren	110 µg/kg TS	10	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[a]antracen	27 µg/kg TS	10	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Krysen/Trifenylen	41 µg/kg TS	10	35%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[b]fluoranten	79 µg/kg TS	10	40%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[k]fluoranten	25 µg/kg TS	10	40%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[a]pyren	34 µg/kg TS	10	35%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Indeno[1,2,3-cd]pyren	34 µg/kg TS	10	35%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Dibenzo[a,h]antracen	<10 µg/kg TS	10		SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[ghi]perylen	42 µg/kg TS	10	40%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Sum PAH(16) EPA	730 µg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod
d) PCB(7) Premium LOQ				
d) PCB 28	<0.50 µg/kg TS	0.5		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 52	1.9 µg/kg TS	0.5	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 101	7.4 µg/kg TS	0.5	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 118	2.7 µg/kg TS	0.5	30%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 153	13 µg/kg TS	0.5	45%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 138	11 µg/kg TS	0.5	50%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 180	11 µg/kg TS	0.5	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) Sum 7 PCB	47 µg/kg TS		25%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 2 av 5

AR-001 v 155

			9 mod.
a)	Tributyltinn (TBT)	<2.5 µg/kg tv	2.5 XP T 90-250
a)	Tributyltinn-Sn (TBT-Sn)	<2.0 µg Sn/kg TS	2 XP T 90-250
a)	Dibutyltinn (DBT)	4.6 µg/kg tv	2.5 XP T 90-250
a)	Dibutyltinn-Sn (DBT-Sn)	2.3 µg Sn/kg tv	2 0.76 XP T 90-250
a)	Monobutyltinn (MBT)	6.4 µg/kg tv	2.5 XP T 90-250
a)	Monobutyltinn kation	4.3 µg Sn/kg tv	2 1.50 XP T 90-250
c)*	4:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	<0.041 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	6:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	<0.041 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	8:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	<0.14 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	HPFHpA (7H-Perfluorheptansyre)	<0.14 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PF-3,7-DMOA (Perfluor-3,7-dimetyloktansyre)	<0.67 µg/kg TS	0.5 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDA (Perfluordekansyre)	<0.14 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFBA (Perfluorbutansyre)	<0.14 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFBS (Perfluorbutansulfonat)	<0.041 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDoDA (Perfluordodekansyre)	<0.14 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFTrDA (Perfluortridekansyre)	<0.14 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDS (Perfluordekansulfonat)	<0.041 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHpA (Perfluorheptansyre)	<0.041 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHpS (Perfluorheptansulfonat)	<0.041 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHxA (Perfluorheksansyre)	<0.041 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHxDA (Perfluorheksansyre)	<0.041 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHxS (Perfluorheksansulfonat)	<0.041 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFNA (Perfluoronansyre)	<0.041 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFOA (Perfluoroktansyre)	<0.041 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFOS (Perfluoroktylsulfonat)	0.047 µg/kg TS	0.03 ± 36% DIN 38414-14 mod.
c)*	PFOSA (Perfluoroktansulfonamid)	<0.14 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFPeA (Perfluorpentansyre)	<0.041 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFTeDA (Perfluortetradekansyre)	<0.041 µg/kg TS	0.03 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFUnDa (Perfluorundekansyre)	<0.14 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFPeS (Perfluorpentansulfonat)	<0.14 µg/kg TS	0.1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFNS (Perfluoronansulfonat)	<0.27 µg/kg TS	0.2 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFUnDS (Perfluorundekansulfonat)	<1.4 µg/kg TS	1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDoDs (Perfluordodekansulfonat)	<1.4 µg/kg TS	1 DIN 38414-14 mod.
c)*	PFTrDS (Perfluortridekansulfonat)	<1.4 µg/kg TS	1 DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum PFAS4 inkl. 1/2 LOQ	0.11 µg/kg TS	DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum PFAS 4 eksl. LOQ	0.047 µg/kg TS	DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum PFAS inkl. 1/2 LOQ	3.4 µg/kg TS	DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum oppgitte PFAS eksl. LOQ	0.047 µg/kg TS	DIN 38414-14 mod.
a)	Kornstørrelse <2 µm	5.4 % TS	1 Internal Method 6
a)	Kornstørrelse < 63 µm	72.3 %	0.1 Internal Method 6
a)* Pretest - TBT,DTB,MBT			
a)*	Injeksjon	blank value/Imported	GC-MS/MS
b) PBDE(24)			
b)	2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonaBDE (BDE-206)	< 0.574 µg/kg tv	Internal Method 1
b)	2,2',3,3',4,4',5,6,6'-NonaBDE (BDE-207)	< 0.574 µg/kg tv	Internal Method 1
b)	2,2',3,3',4,4',6,6'-OktaBDE (BDE-197)	< 0.287 µg/kg tv	Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4',5,5',6-OktaBDE (BDE-196)	< 0.287 µg/kg tv	Internal Method 1

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Målesikkerhet
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Målesikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om målesikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

b)	2,2',3',4,4',5,6'-HeptaBDE (BDE-183)	< 0.143 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4',5'-HeksaBDE (BDE-138)	< 0.0861 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4',6,6'-HeptaBDE (BDE-184)	< 0.143 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4'-PentaBDE (BDE-85)	< 0.0574 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',5,5'-HeksaBDE (BDE-153)	< 0.0861 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',5,6'-HeksaBDE (BDE-154)	< 0.0861 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',5-PentaBDE (BDE-99)	< 0.0574 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',6-PentaBDE (BDE-100)	< 0.0574 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4'-TetraBDE (BDE-47)	< 0.0287 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,5'-TetraBDE (BDE-49)	< 0.0287 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4-TriBDE (BDE-17)	< 0.0143 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3,3',4,4',5',6'-HeptaBDE (BDE-191)	< 0.143 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3,3',4,4',5-HeksaBDE (BDE-156)	< 0.0861 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3',4,4',6-PentaBDE (BDE-119)	< 0.0574 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3',4,4'-TetraBDE (BDE-66)	< 0.0287 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3',4',6-TetraBDE (BDE-71)	< 0.0287 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,4,4'-TriBDE (BDE-28)	< 0.0143 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	3,3',4,4',5-PentaBDE (BDE-126)	< 0.0574 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	3,3',4,4'-TetraBDE (BDE-77)	< 0.0287 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	DekaBDE (BDE-209)	< 1.43 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	sum HeptaBDEs (inkl. LOQ)	0.430 µg/kg tv	0,108		Internal Method 1
b)	Sum av analysert NonaBDEs (eks. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum av analysert NonaBDEs (inkl. LOQ)	1.15 µg/kg tv	0,287		Internal Method 1
b)	Sum av analysert OctaBDEs (eks. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum av analysert OctaBDEs (inkl. LOQ)	0.574 µg/kg tv	0,143		Internal Method 1
b)	Sum av analysert TriBDEs (eks. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum av analysert TriBDEs (inkl. LOQ)	0.0287 µg/kg tv	0,00717		Internal Method 1
b)	Sum BDE (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum BDE (inkl. LOQ)	4.39 µg/kg tv	1,10		Internal Method 1
b)	sum HeptaBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum HexaBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum HexaBDEs (inkl. LOQ)	0.344 µg/kg tv	0,0861		Internal Method 1
b)	sum PentaBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum PentaBDEs (inkl. LOQ)	0.287 µg/kg tv	0,0717		Internal Method 1
c)*	Sum PFAS SLV 11 inkl. 1/2 LOQ	0.34 µg/kg TS			DIN 38414-14 mod.
b)	PBDE(24)				
b)	sum TetraBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum TetraBDEs (inkl. LOQ)	0.143 µg/kg tv	0,0359		Internal Method 1
a)	Totalt organisk karbon (TOC)				
a)	Totalt organisk karbon	1.96 % C	0.1	0.386	NF EN 15936 - Méthode B
a)	Totalt organisk karbon (TOC)	19600 mg C/kg TS	1000	3862	NF EN 15936 - Méthode B

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a)* Eurofins Analyses pour l'Environnement France (S1), 5, rue d'Otterswiller, F-67700, Saverne
a) Eurofins Analyses pour l'Environnement France (S1), 5, rue d'Otterswiller, F-67700, Saverne COFRAC TESTING 1-1488,
b) Eurofins GfA Lab Service GmbH (Hamburg), Neuländer Kamp 1a, D-21079, Hamburg DIN EN ISO/IEC 17025:2018 Dakks D-PL-14629-01-00,
c)* Eurofins Food & Feed Testing Sweden (Lidköping), Sockerbruksg 3, port 2, 531 40, Lidköping
d) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125,

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 4 av 5

AR-001 v 155

**Rapportkommentar:**

-PFAS: Kvantifiseringsgrensen er økt på grunn av høyt vanninnhold i prøven.

Kopi til:

Håvard Hornnæs (fmoshho@statsforvalteren.no)

Moss 11.04.2024

Kjetil Sjaastad

Kjetil Sjaastad
Kundeveileder (ASM)

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 5 av 5

AR-001 v 155

Vedlegg 8: Analyserapport fra Eurofins, prøvestasjon 5



Rakkestad kommune
Postboks 264
1891 RAKKESTAD
Attn: Maria Bislingen

Eurofins Environment Testing Norway
(Moss)

F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
miljo@etn.eurofins.no

AR-24-MM-030359-01

EUNOMO-00411637

Prøvemottak: 21.03.2024
Temperatur:
Analyseperiode: 21.03.2024 07:00 -
11.04.2024 11:32

Referanse: Sedimentanalyser
Rakkestadelva

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2024-03210199	Prøvetakingsdato:	20.03.2024		
Prøvetype:	Ferskvannssedimenter	Prøvetaker:	Krista Quorning		
Prøvemerking:	Stasjon 5 5.1 (s2195200) og 5.2 (s2195201)	Analysestartdato:	21.03.2024		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
d) Tørrstoff	39.0	%	0.1	10%	SS-EN 12880:2000 mod.
d) Arsen (As) Premium LOQ					
d) Arsen (As)	4.4	mg/kg TS	1.2	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Bly (Pb)	26	mg/kg TS	1.2	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Kadmium (Cd)	0.52	mg/kg TS	0.023	30%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Kobber (Cu)	21	mg/kg TS	1.2	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Krom (Cr)	32	mg/kg TS	1.2	35%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Kvikksølv (Hg)	0.19	mg/kg TS	0.023	20%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Nikkel (Ni)	27	mg/kg TS	1.2	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) Sink (Zn)	140	mg/kg TS	5.1	25%	SS 28311:2017mod/SS-EN ISO 17294-2:2016
d) PAH(16) Premium LOQ					

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 5

AR-001 v 195

d) Naftalen	100 µg/kg TS	10	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Acenaftylen	37 µg/kg TS	10	50%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Acenaften	36 µg/kg TS	10	40%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Fluoren	60 µg/kg TS	10	35%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Fenantren	500 µg/kg TS	10	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Antracen	120 µg/kg TS	4.6	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Fluoranten	570 µg/kg TS	10	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Pyren	620 µg/kg TS	10	25%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[a]antracen	120 µg/kg TS	10	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Krysen/Trifenylen	120 µg/kg TS	10	35%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[b]fluoranten	230 µg/kg TS	10	40%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[k]fluoranten	73 µg/kg TS	10	40%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[a]pyren	130 µg/kg TS	10	35%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Indeno[1,2,3-cd]pyren	95 µg/kg TS	10	35%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Dibenzo[a,h]antracen	14 µg/kg TS	10	30%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Benzo[ghi]perylen	130 µg/kg TS	10	40%	SS-ISO 18287:2008, mod
d) Sum PAH(16) EPA	3000 µg/kg TS			SS-ISO 18287:2008, mod
d) PCB(7) Premium LOQ				
d) PCB 28	<0.50 µg/kg TS	0.5		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 52	<0.50 µg/kg TS	0.5		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 101	1.9 µg/kg TS	0.5	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 118	0.54 µg/kg TS	0.5	30%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 153	4.9 µg/kg TS	0.5	45%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 138	3.5 µg/kg TS	0.5	50%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) PCB 180	4.5 µg/kg TS	0.5	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.
d) Sum 7 PCB	15 µg/kg TS		25%	SS-EN 16167:2018+AC:2019

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 2 av 5

AR-001 v 155

			9 mod.	
a)	Tributyltinn (TBT)	2.6 µg/kg tv	2.5	XP T 90-250
a)	Tributyltinn-Sn (TBT-Sn)	<2.0 µg Sn/kg TS	2	XP T 90-250
a)	Dibutyltinn (DBT)	<2.5 µg/kg tv	2.5	XP T 90-250
a)	Dibutyltinn-Sn (DBT-Sn)	<2.0 µg Sn/kg tv	2	XP T 90-250
a)	Monobutyltinn (MBT)	<2.5 µg/kg tv	2.5	XP T 90-250
a)	Monobutyltinn kation	<2.0 µg Sn/kg tv	2	XP T 90-250
c)*	4:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	<0.036 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	6:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	<0.036 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	8:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	<0.12 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	HPFHpA (7H-Perfluorheptansyre)	<0.12 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PF-3,7-DMOA (Perfluor-3,7-dimetyloktansyre)	<0.59 µg/kg TS	0.5	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDA (Perfluordekansyre)	<0.12 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFBA (Perfluorbutansyre)	<0.12 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFBS (Perfluorbutansulfonat)	<0.036 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDoDA (Perfluordodekansyre)	<0.12 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFTrDA (Perfluortridekansyre)	<0.12 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDS (Perfluordekansulfonat)	<0.036 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHpA (Perfluorheptansyre)	<0.036 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHpS (Perfluorheptansulfonat)	<0.036 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHxA (Perfluorheksansyre)	<0.036 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHxDA (Perfluorheksansyre)	<0.036 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFHxS (Perfluorheksansulfonat)	<0.036 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFNA (Perfluoronansyre)	<0.036 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFOA (Perfluoroktansyre)	<0.036 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFOS (Perfluoroktylsulfonat)	<0.036 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFOSA (Perfluoroktansulfonamid)	<0.12 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFPeA (Perfluorpentansyre)	<0.036 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFTeDA (Perfluortetradekansyre)	<0.036 µg/kg TS	0.03	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFUnDa (Perfluorundekansyre)	<0.12 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFPeS (Perfluorpentansulfonat)	<0.12 µg/kg TS	0.1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFNS (Perfluoronansulfonat)	<0.24 µg/kg TS	0.2	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFUnDS (Perfluorundekansulfonat)	<1.2 µg/kg TS	1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFDoDs (Perfluordodekansulfonat)	<1.2 µg/kg TS	1	DIN 38414-14 mod.
c)*	PFTrDS (Perfluortridekansulfonat)	<1.2 µg/kg TS	1	DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum PFAS4 inkl. 1/2 LOQ	<0.071 µg/kg TS		DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum PFAS 4 eksl. LOQ	nd		DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum PFAS inkl. 1/2 LOQ	<3.0 µg/kg TS		DIN 38414-14 mod.
c)*	Sum oppgitte PFAS eksl. LOQ	nd		DIN 38414-14 mod.
a)	Kornstørrelse <2 µm	5.6 % TS	1	Internal Method 6
a)	Kornstørrelse < 63 µm	79.1 %	0.1	Internal Method 6
a)* Pretest - TBT,DTB,MBT				
a)*	Injeksjon	blank value/imported		GC-MS/MS
b) PBDE(24)				
b)	2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonaBDE (BDE-206)	< 0.537 µg/kg tv		Internal Method 1
b)	2,2',3,3',4,4',5,6,6'-NonaBDE (BDE-207)	< 0.537 µg/kg tv		Internal Method 1
b)	2,2',3,3',4,4',6,6'-OktaBDE (BDE-197)	< 0.268 µg/kg tv		Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4',5,5',6-OktaBDE (BDE-196)	< 0.268 µg/kg tv		Internal Method 1

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Målesikkerhet
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Målesikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om målesikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

b)	2,2',3',4,4',5,6'-HeptaBDE (BDE-183)	< 0.134 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4',5'-HeksaBDE (BDE-138)	< 0.0805 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4',6,6'-HeptaBDE (BDE-184)	< 0.134 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',3,4,4'-PentaBDE (BDE-85)	< 0.0537 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',5,5'-HeksaBDE (BDE-153)	< 0.0805 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',5,6'-HeksaBDE (BDE-154)	< 0.0805 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',5-PentaBDE (BDE-99)	< 0.0537 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4',6-PentaBDE (BDE-100)	< 0.0537 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4,4'-TetraBDE (BDE-47)	0.0312 µg/kg tv	0,00937		Internal Method 1
b)	2,2',4,5'-TetraBDE (BDE-49)	< 0.0268 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,2',4-TriBDE (BDE-17)	< 0.0134 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3,3',4,4',5',6'-HeptaBDE (BDE-191)	< 0.134 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3,3',4,4',5'-HeksaBDE (BDE-156)	< 0.0805 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3',4,4',6-PentaBDE (BDE-119)	< 0.0537 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3',4,4'-TetraBDE (BDE-66)	< 0.0268 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,3',4',6-TetraBDE (BDE-71)	< 0.0268 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	2,4,4'-TriBDE (BDE-28)	< 0.0134 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	3,3',4,4',5-PentaBDE (BDE-126)	< 0.0537 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	3,3',4,4'-TetraBDE (BDE-77)	< 0.0268 µg/kg tv			Internal Method 1
b)	DekaBDE (BDE-209)	1.78 µg/kg tv	0,712		Internal Method 1
b)	sum HeptaBDEs (inkl. LOQ)	0.403 µg/kg tv	0,101		Internal Method 1
b)	Sum av analysert NonaBDEs (eks. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum av analysert NonaBDEs (inkl. LOQ)	1.07 µg/kg tv	0,268		Internal Method 1
b)	Sum av analysert OctaBDEs (eks. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum av analysert OctaBDEs (inkl. LOQ)	0.537 µg/kg tv	0,134		Internal Method 1
b)	Sum av analysert TriBDEs (eks. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	Sum av analysert TriBDEs (inkl. LOQ)	0.0268 µg/kg tv	0,00671		Internal Method 1
b)	Sum BDE (eksl. LOQ)	1.81 µg/kg tv	0,453		Internal Method 1
b)	Sum BDE (inkl. LOQ)	4.55 µg/kg tv	1,14		Internal Method 1
b)	sum HeptaBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum HexaBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum HexaBDEs (inkl. LOQ)	0.322 µg/kg tv	0,0805		Internal Method 1
b)	sum PentaBDEs (eksl. LOQ)	nd			Internal Method 1
b)	sum PentaBDEs (inkl. LOQ)	0.268 µg/kg tv	0,0671		Internal Method 1
c)*	Sum PFAS SLV 11 inkl. 1/2 LOQ	<0.28 µg/kg TS			DIN 38414-14 mod.
b)	PBDE(24)				
b)	sum TetraBDEs (eksl. LOQ)	0.0312 µg/kg tv	0,00781		Internal Method 1
b)	sum TetraBDEs (inkl. LOQ)	0.139 µg/kg tv	0,0347		Internal Method 1
a)	Totalt organisk karbon (TOC)				
a)	Totalt organisk karbon	1.82 % C	0.1	0.359	NF EN 15936 - Méthode B
a)	Totalt organisk karbon (TOC)	18200 mg C/kg TS	1000	3588	NF EN 15936 - Méthode B

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a)* Eurofins Analyses pour l'Environnement France (S1), 5, rue d'Otterswiller, F-67700, Saverne
a) Eurofins Analyses pour l'Environnement France (S1), 5, rue d'Otterswiller, F-67700, Saverne COFRAC TESTING 1-1488,
b) Eurofins GfA Lab Service GmbH (Hamburg), Neuländer Kamp 1a, D-21079, Hamburg DIN EN ISO/IEC 17025:2018 Dakks D-PL-14629-01-00,
c)* Eurofins Food & Feed Testing Sweden (Lidköping), Sockerbruksg 3, port 2, 531 40, Lidköping
d) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125,

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

**Rapportkommentar:**

-PFAS: Kvantifiseringsgrensen er økt på grunn av høyt vanninnhold i prøven.

Kopi til:

Håvard Hornnæs (fmoshho@statsforvalteren.no)

Moss 11.04.2024

Kjetil Sjaastad
Kundeveileder (ASM)

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Beslutningsregel for vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området, er basert på enkle akseptkriterier «delt risiko» (w=0, <50% Probability of False Accept). Det henvises til www.eurofins.no for nærmere beskrivelse.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 5 av 5

AR-001 v 155