



Fylkesmannen i Oppland

MILJØVERNDELINGEN



Sillongen, Kauserudtjern og Slomma

Overvåking 2009

<p style="text-align: center;">RAPPORT</p> <p style="text-align: center;">SILLONGEN, KAUSERUDTJERN OG SLOMMA</p> <p style="text-align: center;">OVERVÅKING 2009</p>	<p>Rapportnr.: 2/10</p> <p>Dato: 29.04.10</p>
<p>Forfatter(e): Trond Stabell</p>	<p>Faggruppe: Naturforvaltning</p>
<p>Prosjektansvarlig: Ola Hegge</p>	<p>Område: Oppland</p>
<p>Finansiering: Vassdragsforbundet for Mjøsa, Vestre Toten kommune, Fylkesmannen i Oppland</p>	<p>Antall sider: 30</p>
<p>Emneord: Sillongen, Kauserudtjern, Slomma, næringsalter, planktonalger.</p>	<p>ISSN-nummer: 0801-8367</p> <p>ISBN-nummer: 978-82-93078-03-6</p>
<p>Sammendrag:</p> <p>Rapporten oppsummerer overvåkingen av vannkvaliteten i tre sjøer i Vestre Toten kommune i 2009. Det er særlig lagt vekt på forhold vedrørende næringsalter og planteplankton, dynamikken mellom disse, og hvordan denne dynamikken påvirker sjøene som økosystemer.</p>	
<p>Referanse: Stabell, T. 2010. Sillongen, Kauserud og Slomma - Overvåking 2009. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapp. nr. 2/10.</p>	

Fylkesmannen i Oppland
Miljøvernavdelingen

Kontoradresse:
Storgt. 170
2626 Lillehammer

Postadresse:
Serviceboks
2626 Lillehammer

Elektronisk post: postmottak@fmop.no
Internett: www.fylkesmannen.no

Telefon: 61 26 60 00
Telefaks: 61 26 61 67

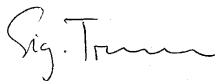
Forord

I de senere år er det flere tegn som har tydet på at vannkvaliteten i Sillongen har blitt dårligere, bl.a. ved kraftig vannvegetasjon, dårlig sikt i vannet og massedød av dammusling. Dette medførte at en gruppe av grunneiere kom sammen med representanter for Vestre Toten kommune for å diskutere om det var noe som kunne gjøres for å forbedre situasjonen. I den sammenheng kom det fram at det fantes lite bakgrunnsdata for innsjøen. For å få en oversikt over tilstanden i dag, ble det besluttet å gjennomføre en del kjemiske, bakteriologiske og biologiske undersøkelser gjennom vekstsesongen i 2009 i Sillongen og de nærliggende innsjøene Slomma og Kauserudtjern. I denne rapporten presenteres resultatene fra denne overvåkingen i 2009.

Undersøkelsen er gjennomført av Tellus Ferskvannsundersøkelser (TEFU). TEFU har utført feltarbeid, analyser av fosfor og planteplankton, og har vært ansvarlig for rapportering. Øvrige kjemiske analyser og alle bakterielle analyser har blitt utført av MjøsLab.

Undersøkelsen er finansiert av Vestre Toten kommune, Vassdragsforbundet for Mjøsa og Fylkesmannen i Oppland.

Lillehammer, 29. april 2010



Sigurd Tremoen
Avdelingsdirektør



Ola Hegge
Seniorrådgiver

Innholdsfortegnelse

	Side
1 Innledning	4
2 Materiale og metoder	7
3 Klassifisering av vannforekomster	8
4 Fosfor	11
5 Planktonalger	13
6 Ihlebekken	18
7 Øvrige prøver	22
8 Konklusjon	23
9 Litteratur	25
Vedlegg 1 Fosfor	26
Vedlegg 2 TKB	27
Vedlegg 3 Planktonalger	28

1. Innledning

I overvåking av ferskvannsforekomster har det de siste årene blitt fokusert mer på biologiske forhold enn tidligere. Dette følges opp i det nye vanndirektivet fra EU, hvor det gjøres pålegg om biologiske analyser i vann og vurdering av lokalitetens økologiske tilstand. Det har vært vanlig at overvåkingssystemer har vært basert kun på kjemiske analyser, men disse sier lite eller ingenting om *effektene* av eventuelle forurensninger på organismene som lever i vannet.

Et annet problem med tradisjonelle overvåkingsprogrammer er at de ofte er svært kostbare. De inneholder gjerne et stort antall analyser og mange prøvetakinger gjennom året, noe som ikke alltid er nødvendig for å gi et godt svar på en konkret problemstilling. Et vanlig resultat av kostbare undersøkelser er at de gjennomføres f.eks. bare hvert 5. eller 10. år. Siden resultater fra år til år vil påvirkes av klimatiske forhold, vil det med et slikt opplegg ta svært lang tid før det er mulig å se en klar utviklingstendens. Alternativt kan det ha skjedd så store forandringer mellom to undersøkelser at det er for sent å sette inn hensiktsmessige tiltak.

I denne undersøkelsen av Sillongen, Kauserudtjern og Slomma (heretter kalt SKS) er disse vurderingene lagt til grunn for å gjennomføre et kostnadseffektivt overvåkingsprogram. Det fokuseres på å få data som kan gi gode og sikre svar på dagens tilstand i disse vannforekomstene, mens analyser som ikke anses å gi nødvendig tilleggsinformasjon i forhold til denne målsettingen, blir utelatt.

Valg av parametre

I nedslagsfeltet til SKS er det betydelig jordbruksaktivitet. Det er også et potensial for å forbedre behandling av kloakk. En viss avrenning av næringssalter til innsjøene vil dermed forventes, og med en slik aktivitet i området er det lite realistisk å tro at det vil være mulig å komme ned mot naturtilstanden, dvs forventet tilstand kun ut fra geologiske forhold.

Siden tilførsel av næringssalter er av så stor betydning for vannkvaliteten, bør det likevel være en målsetting å redusere disse så mye som mulig. Næringssalter er kjemiske forbindelser som er viktige for vekst hos planter, men som bare behøves i små mengder. I vann er det først og fremst salter av nitrogen og fosfor vi er opptatt av. Unntatt i ekstreme tilfeller er det ikke knyttet noen fare til disse saltene i seg selv. Problemet ligger i at dersom konsentrasjonen av dem blir høy, kan vi få kraftig

algevekst. Store mengder alger vil kunne redusere bruksverdien til vannet for oss, og det kan ha negative konsekvenser for plante- og dyrelivet i vannet for øvrig.

I ferskvann er det først og fremst elementet fosfor som er begrensende for algenes vekst. Forventet problem knyttet til alger kan dermed måles indirekte ved å måle konsentrasjonen av fosfor i vannet. Fosfor finnes imidlertid i mange former, og tilgjengeligheten av disse for algene varierer sterkt. I tillegg styres ikke algemengden bare nedenfra, men også ovenifra siden de i sin tur blir spist av små dyr, såkalt dyreplankton.

Algemengden vil kunne påvirkes av flere ting, men altså særlig av mengden av *tilgjengelig* fosfor, og av forekomsten av dyreplankton. I tillegg til kjemiske analyser av næringssalter, er det derfor veldig nyttig også å undersøke algene direkte.

I en innsjø vil mengde og sammensetning av planteplankton, som altså er mikroskopiske alger som lever fritt i vannmassene, gi svært mye nyttig informasjon. Disse planktonalgene vokser hurtig, og responderer derfor raskt på endringer i miljøet. Dette er i hovedsak en fordel, men kan i enkelte perioder være en ulempe. Om våren skjer det så store fysiske og kjemiske forandringer i vannmassene, at sammensetningen av planktonet kan skifte totalt karakter på relativt kort tid. På forsommeren får vi imidlertid en termisk sjiktning av vannmassene. Dette betyr at det bare er vannet i de øverste meterne av innsjøen som sirkulerer. Denne sonen kalles epilimnion. Etter en slik sjiktning kan næringssalter fra de dypere områdene ikke lenger blandes inn i de øvre vannmassene, og det materialet som synker ut fra epilimnion, er tapt. Dermed får vi om sommeren en periode som er fysisk stabil, og hvor nesten alle tilførsler kommer fra eksterne kilder. I denne perioden er planktonalgens hurtige respons en fordel. Øker f.eks. tilførselen av næringssalter fra nedbørfeltet, vil dette gjenspeile seg i at den totale mengden av planktonalger (kalt *algebiomassen*) øker. Ved å sammenlikne forholdene på sommeren fra år til år, kan man dermed få et godt inntrykk av hvordan tilstanden i innsjøen utvikler seg. Siden denne perioden er stabil, kan man også få denne informasjonen selv med relativt få prøver.

I tillegg til at det i vanndirektivet fra EU fokuseres på algevekst, går det også fram at det må gjøres vurderinger av *balansen* mellom organismene som finnes i vannet. En god økologisk tilstand kjennetegnes nettopp av artsmangfold og at det er en slik balanse. I en innsjø forutsetter dette at algeproduksjon blir omsatt i systemet. Dersom algesamfunnet er variert, og består av relativt små arter, tyder det på god

omsetning. Dette fordi slike alger lett kan spises av dyreplankton, som er neste ledd i næringskjeden. I motsatt fall, hvor det er stor forekomst av store, lite beitbare alger, vil omsetningen typisk være dårlig. Dersom det er tilstrekkelig med næringsalter i systemet kan algene da vokse tilnærmet uhindret. Vi får da ofte fullstendig dominans av en art eller noen få arter, omsetningen i systemet stopper opp, og hele dynamikken i økosystemet bryter sammen. Denne *ubalansen* gir et system hvor den økologiske tilstanden må karakteriseres som meget dårlig, og den kan føre til en stor algeoppblomstring, med det resultat at vannet får så dårlig kvalitet at det blir uegnet for de fleste formål. På denne måten er altså vannkvaliteten knyttet til den økologiske tilstanden. Ved ett og samme nivå av f.eks. fosforkonsentrasjon kan en innsjø med god økologisk tilstand ha akseptabel vannkvalitet, mens vi i en tilsvarende innsjø hvor det er en ubalanse mellom produsenter og konsumenter, kan få en langt dårligere vannkvalitet.

I elver og bekker dannes det ikke egne samfunn av plankton. Der lever det imidlertid mange ulike insektlarver, igler, snegler og andre smådyr på elvebunnen. Ulike arter av disse har ulik toleranse for forurensning. Dette betyr at vi ved å se hva slags bunndyr vi finner i rennende vann kan vurdere forurensningsbelastningen her.

I denne undersøkelsen var det ikke lagt opp til en detaljert undersøkelse av tilløpsbekker. Derimot ble det gjennomført analyser av fosfor og termostabile, koliforme bakterier (TKB) i Ihlebekken, som er den største tilløpsbekken til Sillongen. Formålet med dette var å se på variasjoner i elveløpet, og å kunne vurdere betydningen av tilførsler knyttet til husdyrgjødsel.

2. Materiale og metoder

Prøvetaking av vann til kjemiske og biologiske analyser

I innsjøene ble et beger på ½ l benyttet til å ta en integrert vannsøyle fra 0 til ca 1 meter i epilimnion. Alle prøver for kjemiske og biologiske analyser ble tatt fra denne blandprøven. Prøver fra Ihlebekken ble tatt ved å føre begeret forsiktig ned i vannet, slik at bunnslam ikke kom med.

Planteplankton: 100 ml av blandprøven ble overført til brune plastflasker og tilsatt ca 1 ml Lugols løsning for konservering.

Fosfor: Ca 50ml av prøvene ble overført til et mindre beger. Herfra ble 20ml pipettert over i et lite plastbeger (scintillasjonsbeger). Dette ble så fryst ned og oppbevart ved ca -18 grader fram til analyse.

TKB: Resten av vannprøven ble oppbevart kaldt, inntil den ble fraktet til laboratorium for analyse (innen 24 timer).

Analyser

Vannprøvene ble analysert på totalfosfor og TKB.

Ved to anledninger ble det også kalsiuminnhold, vannfarge, pH og kjemisk oksygenforbruk analysert på vannprøver fra innsjøene.

Alle kjemiske analyser ble analysert i henhold til Norsk Standard.

Det ble utført kvantitative analyser av planteplankton. Disse ble telt ved bruk av et omvendt mikroskop etter standard metode (Tikkanen & Willén 1992). Prøver ble satt til sedimentering i søyler på 25 ml i minst 12 timer. Taksonomien i Tikkanen & Willén (1992) ble fulgt.

3. Klassifisering av vannforekomster

Nylig har det kommet en klassifiseringsveileder som gir informasjon om aktuelle analyser for å vurdere tilstanden i bl.a. ferskvannsforekomster, og forslag til grenser for inndeling i ulike kvalitetsklasser (Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanndirektivet, 2009).

En viktig forandring mellom denne veilederen og tidligere norske klassifiseringssystemer er at det nå forsøkes å ta hensyn til vassdragstype ved klasseinndelingen. Områder med ulik geologi vil for eksempel naturlig ha ulik bakgrunnstilførsel av næringssalter, og selv uten noen menneskelig påvirkning ville vannforekomstene framstå forskjellig både med hensyn til kjemiske og biologiske parametre.

Det ble i to tilfeller gjennomført analyse av pH, fargetall, kalsiuminnhold og kjemisk oksygenforbruk i SKS. I både Sillongen og Slomma var kalsiumkonsentrasjonen ca. 55 mg/l, pH ca 8,5, fargetall ca 20 mgPt/l og kjemisk oksygenforbruk på mindre enn 30 mgO/l. Forholdene i Kausrud var nesten identiske, bortsett fra at kalsiumkonsentrasjonen her lå på ca 35 mg/l, men selv dette er svært høyt i norsk sammenheng.

På bakgrunn av disse analysene falt alle innsjøene i kategorien "Lavland, små, moderat - kalkrike, klare" med kode L-N1. Siden Ihlebekken ligger i samme geologiske område, er det rimelig å plassere den i tilsvarende kategori for rennende vann (R-N1). Grenseverdiene for fosfor er satt noe høyere i rennende vann enn i innsjøer (se tabell 1).

Den nye veilederen for klassifisering av vannforekomster er foreløpig ikke komplett. Blant annet er grenser direkte knyttet til biomasse av planteplankton enda ikke klare. Alle alger inneholder klorofyll, og inntil videre estimeres algebiomassen på bakgrunn av vannets innhold av klorofyll *a*. I og med at sammensetningen av planktonsamfunnet også gir mye nyttig informasjon, er det algebiomasse som er beregnet i denne undersøkelsen. I en tidligere undersøkelse i Arendal var innholdet av klorofyll *a* mellom 0,56 – 1,38 % (gjennomsnitt 1,0 %) av algebiomassen (våtvekt) (Stabell 2005). Dette samsvarer med en større undersøkelse i Europa hvor klorofyll *a* utgjorde 0.08–1.88 % av algebiomassen i 388 grunne innsjøer. (<http://www.springerlink.com/content/m5n4322771421g7u/>)

For å kunne følge det klassifiseringssystemet som nå foreligger, har det her derfor blitt benyttet en omregningsfaktor mellom algebiomasse og klorofyll a på 0,010.

Innholdet av termotolerante, koliforme bakterier (TKB) er også veldig relevant ved vurdering av kvalitet, forurensningskilder og anvendelsesmuligheter i bekker og elver, men denne parameteren er heller ikke inkludert i veilederen. Selv om det ikke sies noe om det i den nye veilederen, høres det rimelig ut at en klassifisering etter TKB bør være lik, og uavhengig av vanntype. Dette fordi innholdet først og fremst vil være knyttet til menneskelig aktivitet, og er uavhengig av områdetets geologi. Dermed benyttes her grensene som er angitt i den tidligere veilederen (Holtan & Rosland 1992).

Tabell 1. Klassifisering av vannkvalitet.

* Grenseverdiene er basert på at klorofyll utgjør 1 % av algenes våtvekt.

** Grenseverdiene er hentet fra tidligere veileder for klassifisering av vannkvalitet i ferskvann (Holtan & Rosland 1992)

<i>KLASSE</i>	I (Svært God)	II (God)	III (Moderat)	IV (Dårlig)	V (Svært dårlig)
(Kalkrike, klare – vanntype LN1					
Totalt fosfor (µg/l)	< 10	10 – 14	14 – 25	25 – 50	> 50
Klorofyll a (µg/l)	< 5	5 – 7.5	7.5 – 15	15– 30	> 30
Algebiomasse (mg/l)*	< 0.5	0.5 – 0.75	0.75 – 1.5	1.5 – 3	> 3
(Moderat kalkrike, klare – vanntype RN1					
Totalt fosfor (µg/l)	< 15	15 – 21	21 – 38	38 – 75	> 75
TKB**	< 5	5 – 50	50 – 200	200 – 1000	> 1000

En stor fordel ved bruk av planktonanalyser er at det kan gjøres vurderinger av det som kan kalles den økologiske tilstanden til systemet. Den gir informasjon om hvor god dynamikken mellom organismer i systemet er. Dersom det er stor grad av konkurranse og effektiv omsetning fra ett ledd i næringskjeden til det neste, kan vi forvente et variert algesamfunn. Dersom en eller noen få arter får et kraftig overtak, er det en indikasjon på at samfunnet er betydelig påvirket av ytre faktorer. Dersom disse artene i tillegg er store, kan beitingen på dem bli svært begrenset, og

økosystemet kan kollapse helt, med store algeoppblomstringer som resultat. I innsjøer er det først og fremst tilførsel av fosfor som kan skape slike forhold.

I den nye veilederen er det ikke gjort noe forsøk på å lage en klassifisering av økologisk tilstand, men dette er forsøkt i en tidligere undersøkelse (Løvstad & Stabell 1997).

Klassifiseringen gjøres på bakgrunn av gjennomsnittsverdien fra minst fire prøver i epilimnion (0.2 - 1m) i sommerperioden, og baserer seg på prosentvis forekomst av kjente problemalger, eller alger som typisk forekommer i innsjøer med betydelige tilførsler av næringssalter. Alle disse ble samlet i en algegruppe Q, som utgjøres av:

Alle blågrønn-bakterier (ofte kalt blågrønn-alger) unntatt Merismopedia tenuissima.

Alle grønnalger i familien Chlorococcales.

Alle fureflagellater med celluloseskall (theka).

Alle øvrige alger med gjennomsnittsstørrelse (på største lengde) > 25 µm, unntatt kiselalger når totalbiomasse er < 0.8 mg/l, men alltid inklusive Fragillaria crotonensis.

En forhøyet næringstilførsel vil av et system tolereres opp til et visst nivå. Dette nivået vil variere fra innsjø til innsjø, og kan således vanskelig fastsettes ved kjemiske analyser. Et karakteristisk kjennetegn når dette toleransenivået overskrides er imidlertid en dominans av alger som faller innenfor algegruppen Q. En tilførsel av næringssalter vil forventes å ha større utslag jo nærmere basis av næringskjedene man beveger seg. Siden planktonalger er første ledd i en slik kjede, er det således svært sannsynlig at dersom en slik tilførsel ikke overskrider innsjøens toleransenivå med tanke på algevekst, vil den heller ikke ha uheldige konsekvenser for organismegrupper høyere opp i næringskjedene. Dersom en innsjø havner i klasse I for økologisk tilstand basert på planktonalger, er det dermed lite trolig at næringssaltbelastningen medfører risiko for utarming av det biologiske mangfoldet eller andre problemer knyttet til bruksverdi.

Tabell 2. Klassifisering av økologisk tilstand.

<i>KLASSE</i>	I (Svært God)	II (God)	III (Moderat)	IV (Dårlig)	V (Svært dårlig)
Innsjøer					
Biomasse av algegruppe <i>Q</i> ^{***} / total algebiomasse	< 0.2	0.2 – 0.4	0.4 – 0.6	0.6 – 0.8	> 0.8

*** Se tekst over figur

4. Fosfor

I innsjøer vil økt tilførsel av plantenæringsstoffer, først og fremst fosfor, også gi økt vekst av planktonalger. Ved stor tilførsel av næringssalter kan hele systemet komme ut av balanse og det kan utvikle seg masseoppblomstring av planteplankton, oksygenfrie forhold i dypvannet og fiskedød i ekstreme tilfeller. Denne prosessen kalles *eutrofiering*. Ukontrollert eutrofiering gir en rekke problemer for utnyttelse av innsjøer til drikkevann, fiske og rekreasjon (Faafeng et al. 1991).

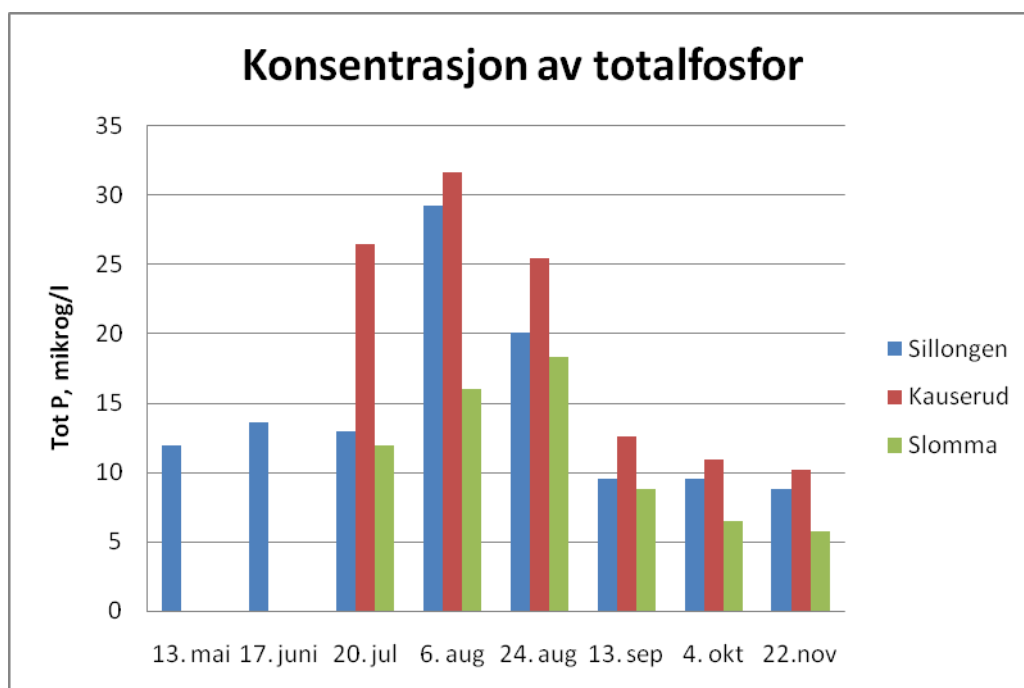
Også i innsjøene i denne undersøkelsen er det etter all sannsynlighet fosfor som er det begrensende element for algevekst. Ved forsøk på å redusere algemengden i innsjøene er det således først og fremst reduksjon i tilførsel av dette elementet det bør fokuseres på.

Som nevnt i innledningen kan like mengder fosfor som stammer fra ulike kilder ha ulikt potensial for algevekst. En del fosfor kan være i partikulær form som er svært lite tilgjengelig for algene. De fleste former for løst fosfor vil imidlertid i relativt stor grad kunne utnyttes. Det kunne derfor vært interessant å følge utviklingen av mengde løst fosfor i vannet. De aller fleste vurderinger av tilstand i vannforekomster knyttet til fosfor gjøres likevel på bakgrunn av det totale fosforinnholdet, ofte bare kalt totalfosfor. Dette er også denne parameteren som er benyttet i det nye klassifikasjonssystem, og derfor også den som er analysert i denne undersøkelsen.

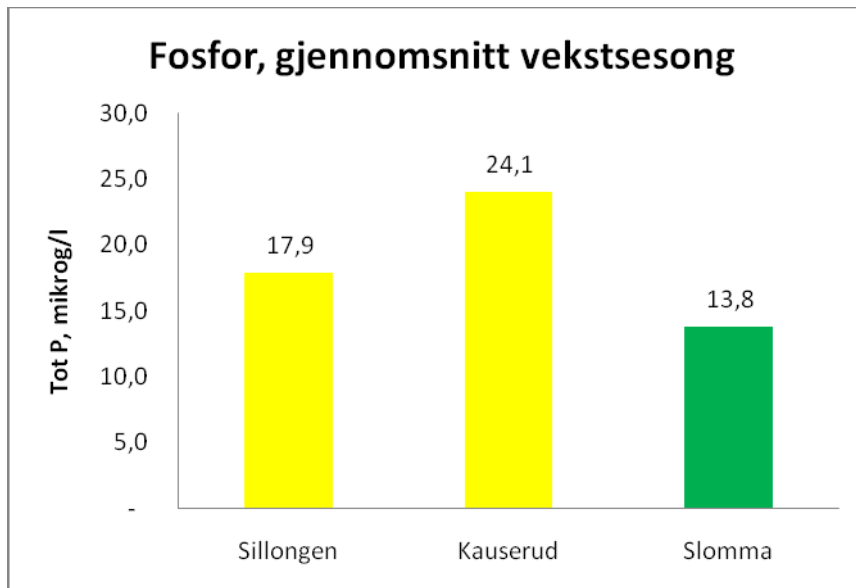
I Sillongen lå konsentrasjonen av fosfor i overfant av 10 µg/l på våren (1000 µg = 1 mg), mens den steg til omtrent det dobbelte på sommeren, for så å falle tilbake til ca 10 µg/l på høsten. Kauserudtjern lå systematisk noe høyere enn Sillongen, mens Slomma på alle målingene lå noe lavere (fig. 1).

Klassifiseringsveilederen baserer seg på gjennomsnittlige verdier for vekstsesongen, noe som betyr at oktober og november ikke bør inkluderes. For å kunne sammenlikne innsjøene best mulig, benyttes derfor gjennomsnittet av målingene fra juli til september.

Vi ser da at både Sillongen og Kauserudtjern havner i klasse 3 (moderat), men Kauserudtjern er svært nær grenseverdien for klasse 4 (dårlig). Slomma havner i klasse 2 (god), men bare så vidt, siden grenseverdien til klasse 3 ligger på 15 µg/l (fig. 2)



Figur 1. Konsentrasjon av totalfosfor (Tot P).



Figur 2. Konsentrasjon av fosfor. Gjennomsnitt for prøvene fra juli – september.

Fargekoder i samsvar med klasseinndeling (tabell 1)

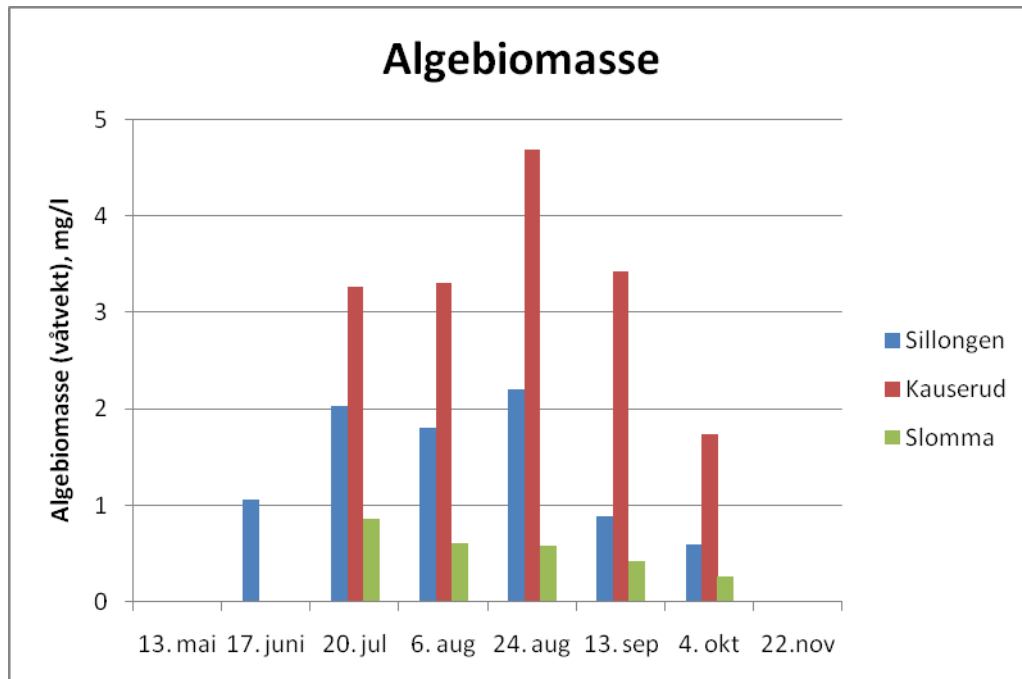
Når konsentrasjonen av totalfosfor er over 10 $\mu\text{g/l}$ vil det kunne være en risiko for større algeoppblomstringer, mens dette er sjelden ved lavere nivåer. Av denne grunn bør det være et mål å komme ned på et slikt nivå. Vår- og høstverdiene indikerer at det på sikt kan være realistisk å komme ned mot et slikt nivå også i sommerperioden.

5. Planktonalger

Mengden av planktonalger kan enten beregnes direkte i mikroskop, eller det kan dras nytte av at alle alger inneholder klorofyll, og vurdere algemengden ved å måle klorofyllinnholdet i vannprøvene. Det er det siste som benyttes i klassifiseringsveilederen. Siden det i denne undersøkelsen er algebiomassen som er beregnet, er denne konvertert til klorofyll *a* ved å benytte en konverteringsfaktor på 0,01.

Mønsteret i Sillongen følger veldig nært det som ble funnet for fosfor. Tidlig og sent på sesongen var total algebiomasse på ca 1 mg/l eller noe lavere, mens den i sommerperioden var omtrent det dobbelte. Forskjellene mellom innsjøene fulgte

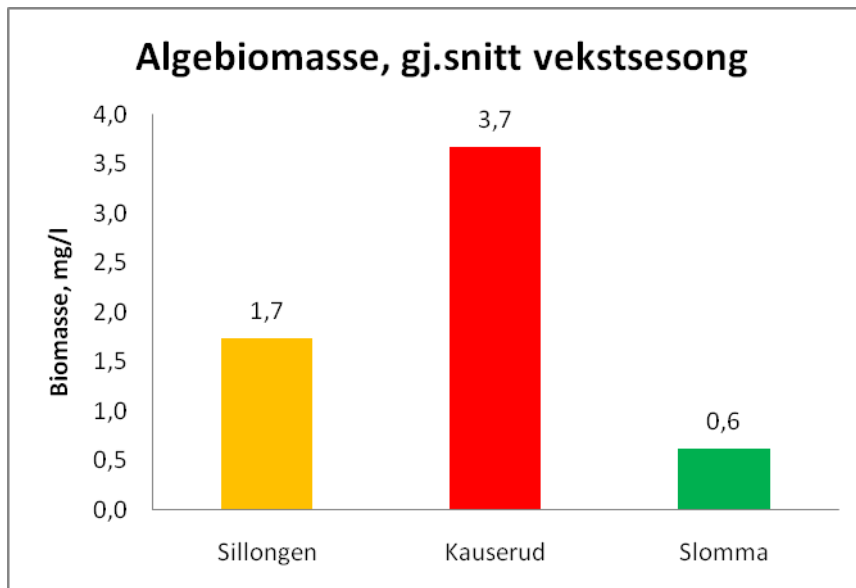
også samme mønster som for fosfor, men de var langt mer markerte. Biomassen i Kauserudtjern var tidvis over det dobbelte av det som ble funnet i Sillongen, mens den i Slomma var langt mindre enn halvparten (fig. 3).



Figur 3. Biomasse (våtvekt) av planktonalger

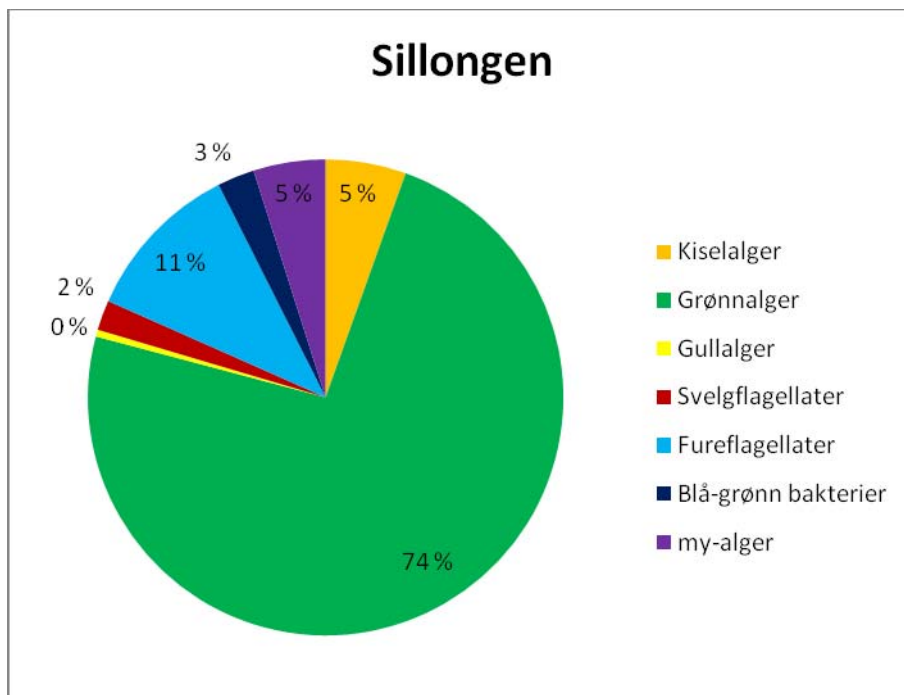
Hvis vi nå ser på gjennomsnittsverdier for perioden juli – september også for algebiomasse, ser vi at Sillongen på denne parameteren havner i klasse 4 (dårlig), Kauserudtjern i klasse 5 (svært dårlig) og Slomma fortsatt i klasse 2 (god) (fig. 4).

For Sillongen, men særlig for Kauserudtjern, er disse verdiene på et såpass høyt nivå at det er grunn til bekymring.

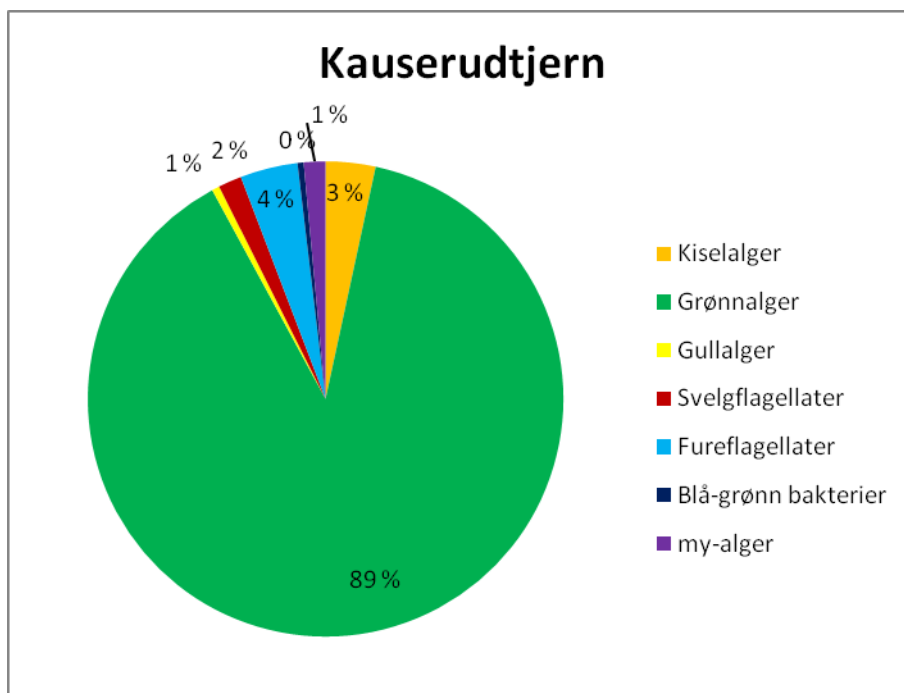


Figur 4. Biomasse av planktonalger. Gjennomsnitt for prøvene fra juli – september. Fargekoder i samsvar med klasseinndeling (tabell 1)

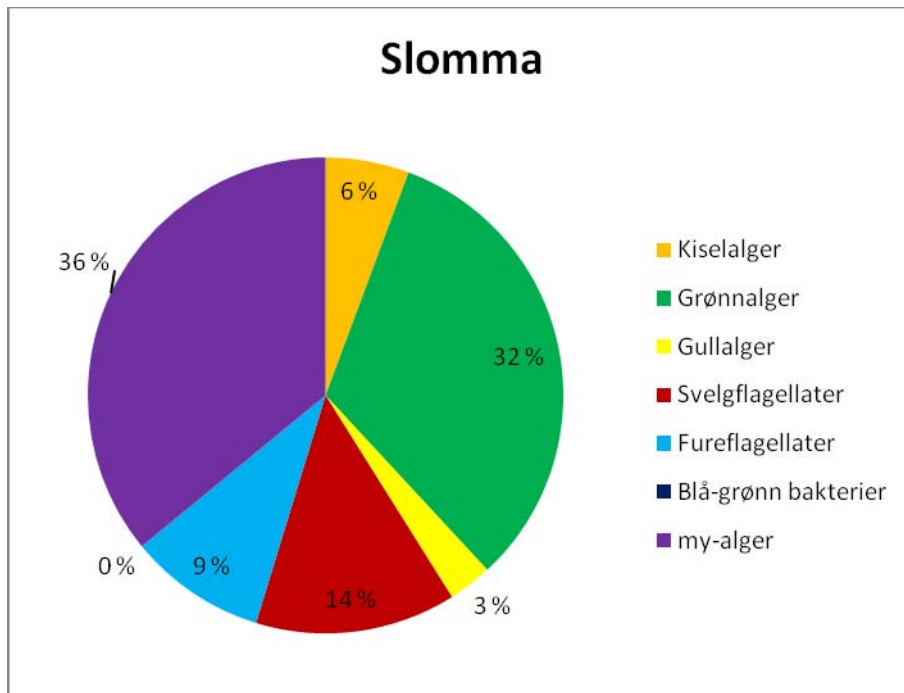
Ser vi videre på sammensetningen av algesamfunnet, så dominerer små arter av grønnalger stort i både Sillongen og Kauserudtjern (fig. 5 og 6). Det er de samme artene vi finner i begge innsjøene, og selv om disse utgjør et betydelig innslag også i Slomma, er det der langt større innslag også av andre grupper av alger (fig. 7). Veldig små alger, i en samlebetegnelse kalt μ (my)-alger, utgjorde faktisk den største gruppen i Slomma, mens svelgflagellater også hadde langt større relativ forekomst her enn i de to andre innsjøene. Begge disse algegruppene er svært god føde for dyreplankton.



Figur 5. Algesammensetning i Sillongen. Gjennomsnitt for prøvene fra juli – september

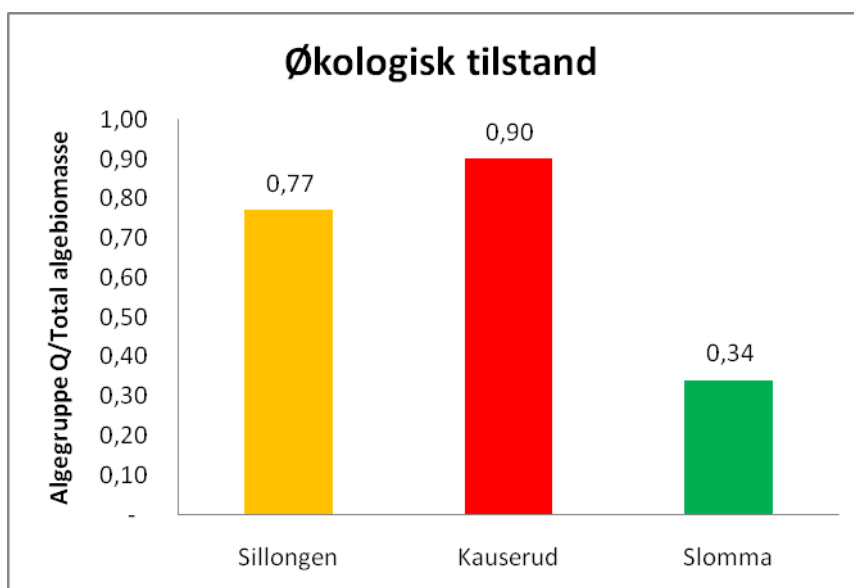


Figur 6. Algesammensetning i Kauserudtjern. Gjennomsnitt for prøvene fra juli - september



Figur 7. Algesammensetning i Slomma. Gjennomsnitt for prøvene fra juli - september

En klassifisering av økologisk tilstand gir akkurat samme bilde som når algebiomasse ble benyttet (fig. 8). Grunnen til dette er den veldig kraftige dominansen av noen få arter av grønnalger. Selv om den økologiske tilstanden karakteriseres som dårlig, kunne situasjonen faktisk vært langt verre. Disse grønnalgene spises relativt lett av dyreplankton, og vi vil derfor ha en viss effektivitet i energistrømmen oppover i næringskjedene. Dersom arter av blågrønn-bakterier skulle få overtaket heller enn grønnalgene, ville potensialet for algeforekomst trolig være minst det dobbelte av det som ble funnet i denne undersøkelsen.



Figur 8. Vurdering av økologisk tilstand.

Fargekoder i samsvar med klasseinndeling (tabell 2)

6. Ihlebekken

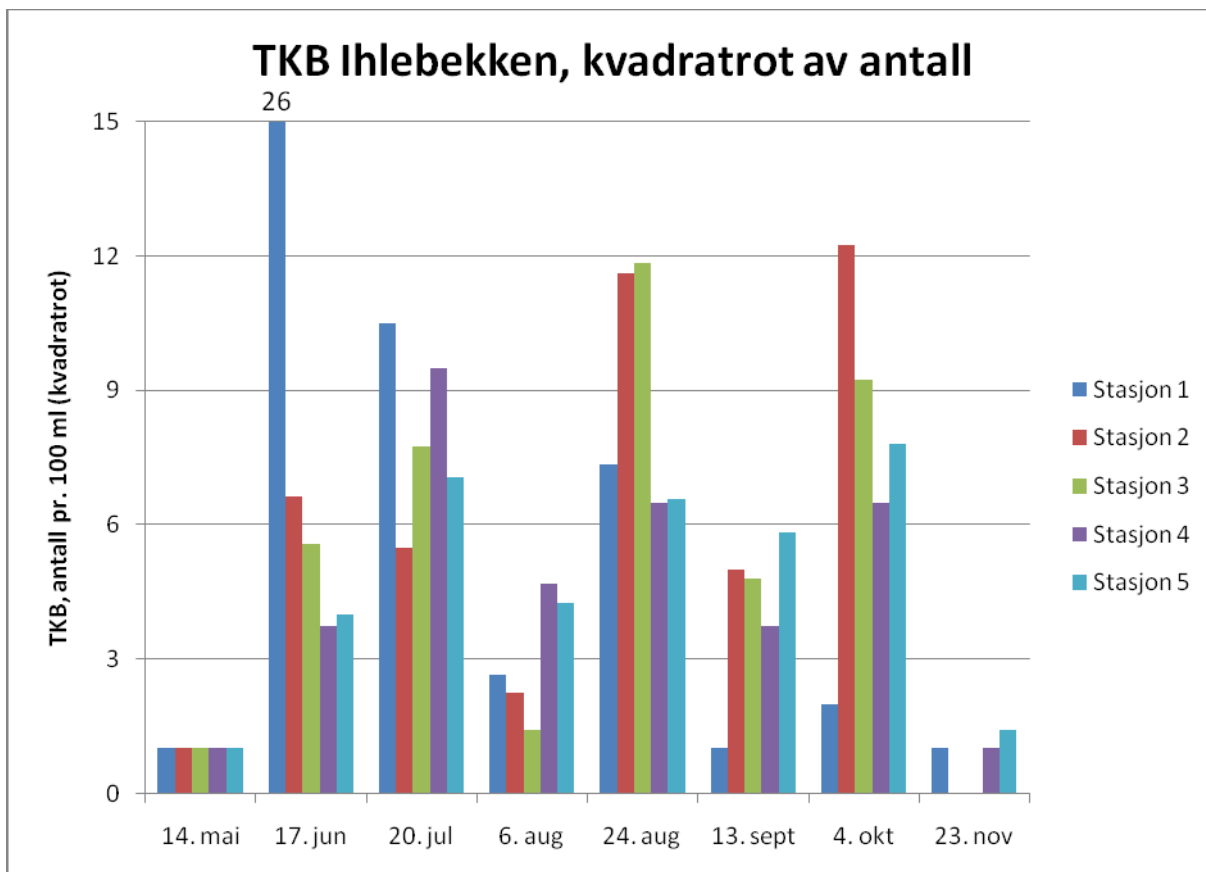
Ihlebekken er det største vanninnløpet til Sillongen. Det var derfor naturlig å undersøke denne for å kunne vurdere betydningen den kan ha på vannkvaliteten i Sillongen. Mulige kilder for næringssalter til denne bekken kan inkludere kloakk, husdyrgjødsel og kunstgjødsel. Fersk fekal forurensning vil kunne spores ved at det vil resultere i stor forekomst av termotabile, koliforme bakterier (TKB) i vannet, mens den totale belastningen kan registreres ved å analysere konsentrasjonen av næringssalter. Siden fosfor er det grunnstoffet som er mest kritisk for algevekst i tilstøtende innsjøer, er det denne parameteren som ble undersøkt her.

I forhold til innsjøer, vil vi i rennende vann forvente langt større variasjon mellom ulike prøvetakinger. Det vil derfor ikke være like enkelt å vurdere tilstanden, men med et visst antall målinger gjennom sesonger er det i alle fall mulig å vurdere hva slags nivå systemet grovt sett ligger på.

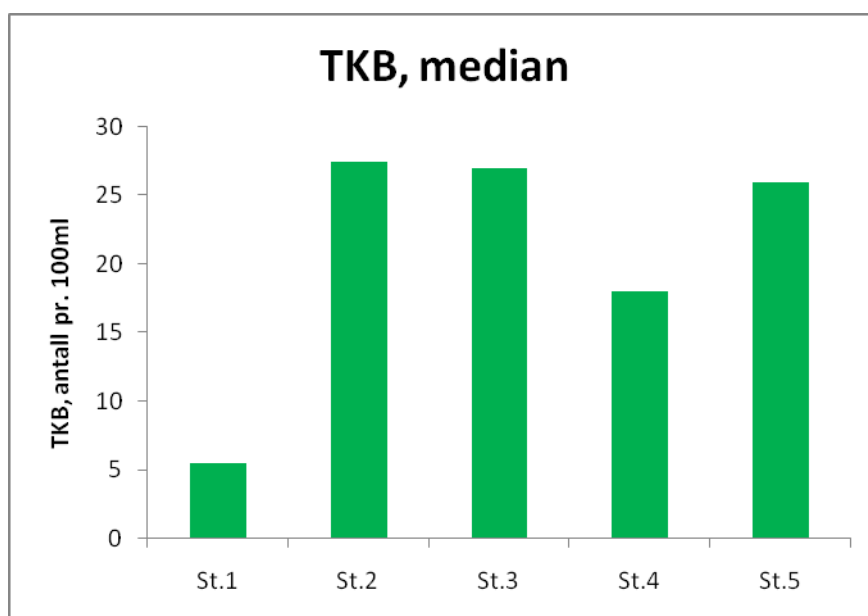
En slik variasjon er særlig påfallende for TKB, og det er ikke helt enkelt å uttrykke innholdet rent visuelt. For å hjelpe litt på dette, er det vanlig å transformere data, for eksempel ved å ta logaritmen av dem, eller ta kvadratroten slik det er gjort her (fig. 9). Det høyeste registrerte innholdet av TKP var 680 bakterier pr. 100 ml på stasjon 1 i juni-prøven (26 som kvadratrot), men typisk var innholdet under 50 pr. 100 ml.

Med stor variasjon er det også problematisk å benytte gjennomsnitt, og median vil i slike tilfeller gi et bedre uttrykk for sentraltendensen. Stasjon 1 gir da et resultat som trolig er lavere enn den sanne verdien, mens de øvrige stasjonene med dette trolig gir et godt uttrykk for hva som kan sies å være et typisk innhold av TKB (fig. 10). I så fall vil alle stasjonene kunne klassifiseres i klasse 2 (god).

Selv om resultatene indikerer at det tidvis kan være betydelig innhold av TKB i Ihlebekken, og at det bør opprettholdes oppmerksomhet på dette, forteller også datasettet at omfanget av forurensning knyttet til fersk fekal forurensning trolig ikke er så stort at det innebærer noen vesentlig forringelse av vannkvaliteten i bekken.



Figur 9. Termotolerante, koliforme bakterier i Ihlebekken. Kvadratrotten av antallet.

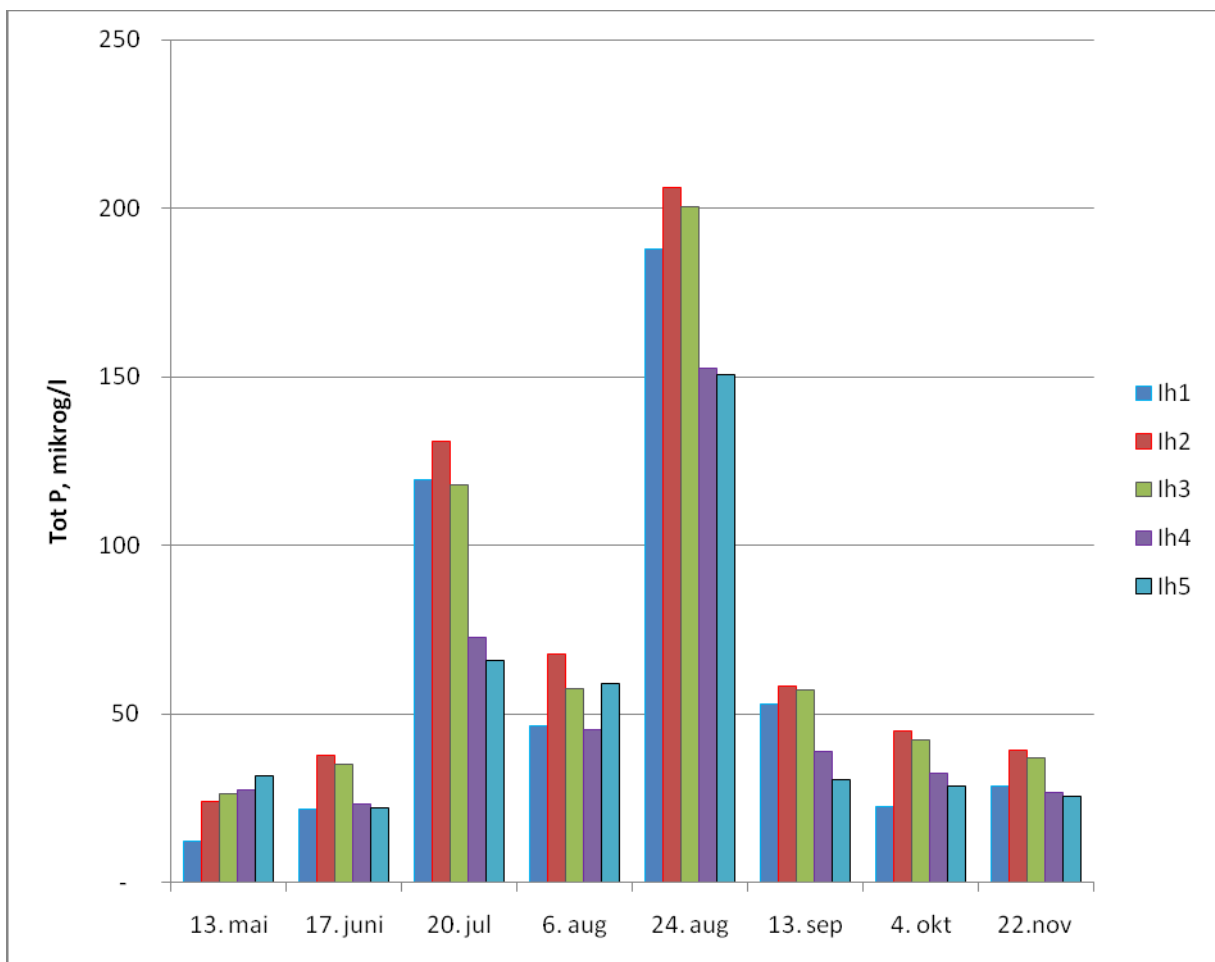


Figur 10. Medianverdier for innhold av TKB på de ulike stasjonene i Ihlebekken.

Fargekoder i samsvar med klasseinndeling (tabell 1)

Som forventet var det også relativt stor variasjon i fosforkonsentrasjon fra prøve til prøve. Denne variasjonen vil i stor grad være koblet til nedbørforhold. Ved mye nedbør vil store mengder partikler vaskes ut og fosforkonsentrasjonen vil også øke. I slike tilfeller vil en stor andel av fosforet være bundet til partikler, og trolig i liten grad

være tilgjengelig for algevekst. Det er derfor godt mulig at de konsentrasjonene som finnes ved normal vannføring gir et mer korrekt bilde på den belastningen til systemet med tanke på algevekst. I denne undersøkelsen ble det funnet to kraftige topper, en i juli og en mot slutten av august. I begge tilfeller var det høy vannføring og store mengder partikler i vannet. For øvrig ble det i Ihlebekken funnet konsentrasjoner på 50 $\mu\text{g/l}$ eller lavere (fig. 11). Likevel var det systematisk høyere konsentrasjoner i denne bekken enn i Sillongen, noe som tilsier at den er en åpenbar fosforkilde til innsjøen.

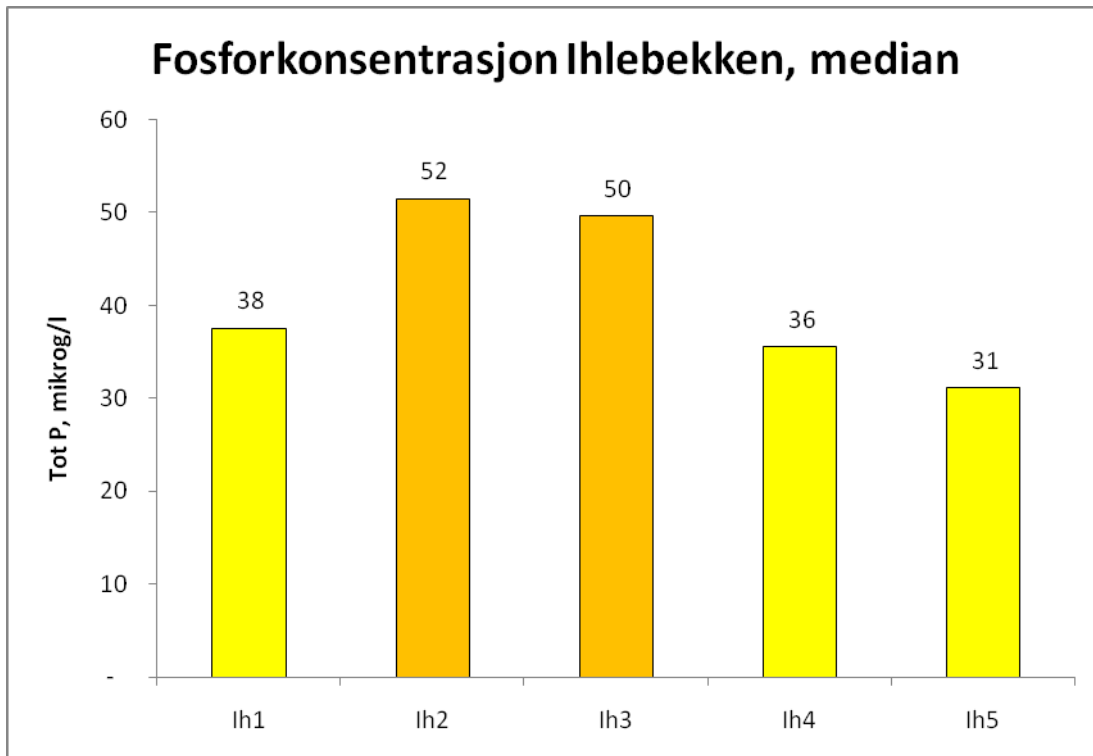


Figur 11. Konsentrasjon av totalfosfor (TotP) i Ihlebekken.

Siden variasjonen mellom prøvene er så stor, er det igjen mer korrekt å benytte median enn gjennomsnitt for å få et inntrykk av sentraltendensen. Disse viser at det er mellom stasjon 1 og stasjon 2 det ser ut til å være en økning i vannets innhold av fosfor. Deretter synker fosforkonsentrasjonen gradvis, noe som må bety at vanntilførsel nedenfor stasjon 2 har en fosforkonsentrasjon som er lavere enn i bekken, og dermed virker fortynnende. For å redusere tilførsel av fosfor til Sillongen fra Ihlebekken, vil det være fornuftig å se på hvilke potensielle kilder som ligger mellom stasjon 1 og 2, og se om det vil være mulig å redusere disse. Indikasjonen

på at noe skjer mellom stasjon 1 og 2 styrkes av at det observerte mønsteret for fosfor likner på det som ble funnet for TKB (fig. 10).

Etter klassifiseringsveilederen ligger stasjon 1 akkurat mellom klasse 3 og 4, stasjon 2 og 3 er helt klart i klasse 4, mens fortynning gjør at de nederste stasjonene igjen havner i klasse 3 (fig. 12).



Figur 12. Totalfosfor i Ihlebekken. Median for hele prøveperioden.

7. Øvrige prøver

Det renner også ut en liten bekk i den nordvestre delen av Sillongen. Gjennom hele sesongen ble det også her gjort målinger av TKB og totalt fosfor. Det ble i alle prøvene funnet enten 0 eller 1 TKB pr. 100ml, så her kan vi med sikkerhet si at TKB ikke utgjør et problem. Fosforkonsentrasjonene lå imidlertid mellom 50 og 123 µg/l (gjennomsnitt 79 µg/l), noe som er høyere enn i Ihlebekken. Ved de fleste prøvetakingene var det imidlertid bare så vidt det sildret vann i denne bekken. Uten å ha beregnet dette, anslås vannvolumet herfra til å utgjøre langt mindre enn 10 % enn det i Ihlebekken. Selv om konsentrasjonene er høye, vil dette derfor være en vesentlig mindre fosforkilde. I arbeidet med å hindre fosfortilførsel til innsjøen bør imidlertid heller ikke denne kilden overses.

I Sillongen ble det ved alle prøvetakingstidspunktene også tatt ut prøver for TKB. Den 24. august ble det funnet 4 pr 100 ml, mens det i de øvrige prøvene ble funnet 0 eller 1 pr 100ml. Dette er i alle tilfellene under det som kreves selv til drikkevannsformål. Dersom vi får i oss bakterier av denne typen, kan det føre til diaré og annet ubehag. Blant annet fordi Sillongen er en populær innsjø å bade i på sommeren, er det derfor en fordel å kjenne til innholdet av TKB. Resultatene i denne undersøkelsen tilsier at badende ikke har noe å frykte i så måte.

8. Konklusjon

Situasjonen i Kauserudtjern er absolutt bekymringsfull. Her er fosforkonsentrasjonene i sommerperioden såpass høye at det periodevis må forventes at algeforekomster vil forringe innsjøens bruks- og rekreasjonsverdi. I tillegg vil en slik situasjon være negativ for det biologiske mangfoldet i systemet. Den økologiske tilstanden må karakteriseres som dårlig, siden algesamfunnet fullstendig domineres av noen få arter av grønnalger. Heldigvis er disse beitbare, slik at energistrømmen i økosystemet ikke stopper opp, men andre år kan det være andre arter som kan få overtaket, pga andre klimatiske forhold. Med et så høyt innhold av fosfor, vil innsjøen være labil, og dersom det oppstår dominans av store, lite beitbare alger eller blågrønn-bakterier, ville innsjøen ganske sikkert oppleve en stor algeoppblomstring.

Selv om Slomma ligger veldig nær Kauserudtjern, og også har jordbruksaktivitet i nedslagsfeltet, er situasjonen her en helt annen. Fosforkonsentrasjonene er klart lavere og det samme gjelder algebiomassen. Sammensetningen av alger er også langt mer balansert, noe som indikerer et sunnere økosystem. Årsakene til de markante forskjellene er ikke kjent, men her kan for eksempel en faktor som vanngjennomstrømming spille inn.

Sillongen ligger noe i mellom disse, men med en situasjon som må sies å være nærmere Kauserudtjern enn Slomma. Også her finner vi at noen få grønnalger dominerer algesamfunnet i sommerperioden, men totalbiomassen ligger likevel vesentlig lavere enn i Kauserudtjern. Innholdet av fosfor ligger også en del lavere, men fortsatt på et såpass høyt nivå at det vil være fare for langt høyere algeforekomster enn det som ble funnet denne sesongen.

Det ser ut til at problemer knyttet til fersk fekal forurensning er begrenset. Det ble funnet noen høye verdier i Ihlebekken, men vurderes situasjonen ut fra alle prøvene, må innholdet av TKB anses å være akseptabelt. Dette gjenspeiles i at det alltid var svært lav forekomst av TKB i Sillongen.

Ihlebekken må imidlertid betraktes som en betydningsfull fosforkilde til innsjøen, siden dette er den største tilløpsbekken, og den konsekvent har høyere fosforinnhold enn innsjøen. Ut fra resultatene i denne undersøkelsen ser det ut til at det i første omgang vil være viktig å finne mulige kilder mellom stasjon 1 og 2, og vurdere tiltak

for å redusere disse. Til tross for at den totale fosfortilførselen er langt mindre fra den lille tilløpsbekken i nordvestre del av innsjøen, bør det også vurderes tiltak for å redusere disse. Det samme gjelder for andre mulige fosforkilder som kan identifiseres.

Dersom det på bakgrunn av alle analysene skal gjøres et forsøk på å fastsette hvilken klasse hver enkelt innsjø havner i, så vurderes Sillongen til klasse 3, Kauserudtjern til klasse 4 og Slomma til klasse 2 (tab. 3).

Sillongen havner klart i klasse 3 med hensyn på fosfor, men algesituasjonen er noe verre enn denne skulle tilsi. Selv om denne parameteren havner i klasse 4, er den såpass nær klasse 3, at det føles mest riktig å plassere innsjøen i klasse 3, om enn i øvre del av denne klassen.

Kauserudtjern holder seg så vidt i klasse 3 med hensyn til fosfor, mens algesituasjonen ble karakterisert som svært dårlig. Den må derfor kunne sies å være godt inne i klasse 4.

For Slomma falt alle parametre i klasse 2, så der var det ikke vanskelig å gjøre en totalvurdering. Slomma kan i tillegg gi en god pekepinn på hva eventuelle målsettinger for de andre innsjøene kan ligge på. Geologien rundt alle innsjøene er tilnærmet lik, og det skulle derfor ikke være urealistisk å komme ned på et nivå for fosfor på 10 – 15 µg/l også i Sillongen og Kauserudtjern. Dersom det lykkes, vil algesituasjonen og den generelle vannkvaliteten oppleves som vesentlig bedre enn i dag.

Tabell 3. Totalvurdering av klasse

	Sillongen	Kauserudtjern	Slomma
Total fosfor	Klasse 3	Klasse 3	Klasse 2
Algebiomasse	Klasse 4	Klasse 5	Klasse 2
Økologisk tilstand	Klasse 4	Klasse 5	Klasse 2
Totalvurdering	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 2

9. Litteratur

Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanndirektivet (2009). *Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifisering for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften*. Veileder 01:2009

Faafeng, B., Hessen, D.O. & Brettum, P. (1991). *Eutrofiering av innsjøer i Norge*. SFT rapport 497/92

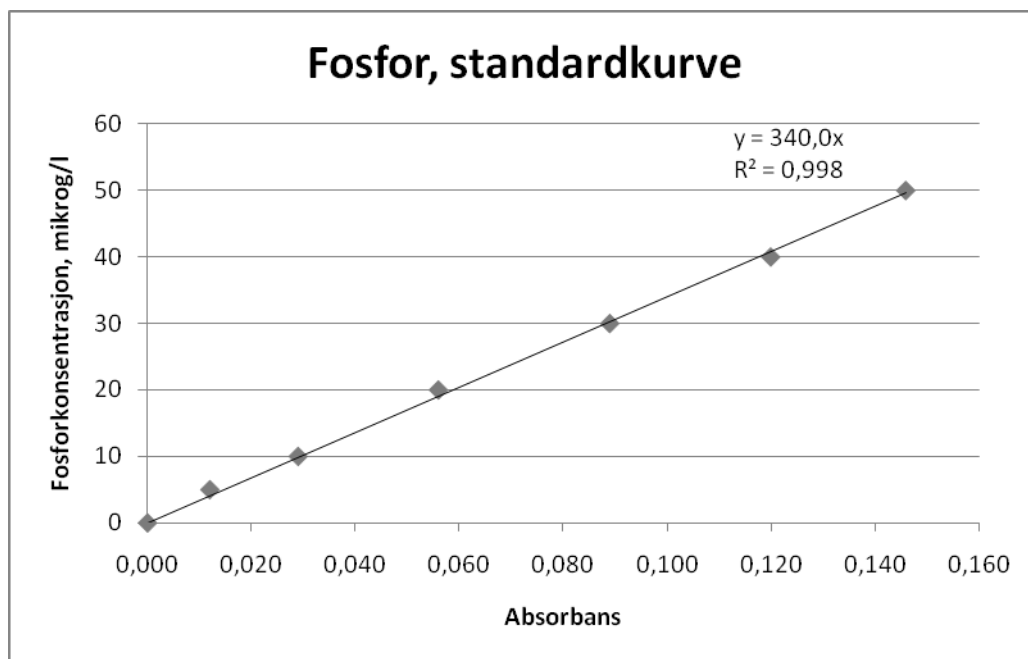
Holtan, H. & Rosland, D.S. (1992). *Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann*. Kortversjon. Statens Forurensningstilsyn. TA-905/1992

Løvstad, Ø. & Stabell, T. (1997). LIMNOLOVA – LIMNOlogisk, Lokal Vannkvalitetsovervåking. Et biologisk klassifiseringssystem for bruk i den lokale overvåkingen av ferskvannsføremster. TEFU rapp. R-030197

Stabell, T. (2005). *Barbuvasdraget i Arendal kommune. Overvåking 2005*. TEFU-rapport

Tikkanen, T. & Willén, T. (1992). *Växtplanktonflora*. - Naturvårdsverket.

Vedlegg 1 Fosfor



Figur V1. Samsvar mellom absorbans på spektrofotometer og fosforkonsentrasjon

Tabell V1. Rådata, konsentrasjoner av total fosfor (mikrogram/l)

	Ihle1	Ihle2	Ihle3	Ihle4	Ihle5	Tilløp	Sillongen	Kauserud	Slomma
13.mai	12	24	26	28	32	123	12		
17.jun	22	38	35	23	22	71	14		
20.jul	119	131	118	73	66	97	13	27	12
06.aug	47	68	57	45	59	76	29	32	16
24.aug	188	206	201	153	151	79	20	26	18
13.sep	53	58	57	39	31	66	10	13	9
04.okt	22	45	42	32	29	67	10	11	6
22.nov	29	39	37	27	26	51	9	10	6

Vedlegg 2 TKB

Tabell V2. Innhold av termostabile, koliforme bakterier pr. 100ml

	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 3	Stasjon 4	Stasjon 5	Tilløp	Sillongen
14.mai	0	0	0	0	0	0	0
17.jun	680	44	31	14	16	0	1
20.jul	110	30	60	90	50	1	0
06.aug	7	5	2	22	18	1	0
24.aug	54	135	140	42	43	0	4
13.sep	1	25	23	14	34	0	1
04.okt	4	150	85	42	61	1	0
23.nov	1	0	0	1	2	0	0

Vedlegg 3 Planktonalger

Tabell V3. Planktonalger i Sillongen (våtvekt, mikrogram/l)

	17. jun.	20. jul.	6. aug.	24. aug.	13. sep.	6. okt.
Kiselalger						
Cyclotella sp.1	336,0	-	10,7	7,1	32,2	82,2
Cyclotella sp.2	-	7,0	-	125,6	-	41,9
Fragiallaria crotonensis						
Synedra cf ulna	108,4	66,7	41,7	35,4	16,7	46,4
Tabellaria flocculosa	28,6	-	-	28,6	-	-
	-	-	-	-	-	-
Grønnaalger	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-
Chlorococcales, koloni	40,0	4,5	20,1	28,5	-	2,6
Chlorococcales, solitære	34,8	12,3	-	-	8,0	-
Chrysamoeba sp.	-	17,0	-	2,1	8,5	4,2
Coelastrum cf reticulatum	50,3	186,4	138,2	497,0	125,6	147,6
Crucigeniella sp.	1,9	-	-	1,9	-	0,9
Elakatothrix sp.	-	0,7	5,4	4,0	1,0	1,7
Koliella sp.	65,5	24,4	3,6	10,9	0,5	1,0
Monoraphidium minutum	174,0	324,3	493,6	224,6	75,9	47,5
Pediastrum duplex	28,8	3,8	-	28,8	-	-
Pediastrum tetras	9,3	-	-	-	-	-
Scenedesmus sp. 1 (2, stor)	0,4	42,3	55,0	46,5	12,7	4,2
Scenedesmus sp. 2 (2, liten)	3,8	710,1	323,6	530,3	224,7	116,8
Scenedesmus sp. 3 (4 celler)	35,6	117,6	117,6	369,6	184,8	16,8
Tetraedron minimum	2,1	3,2	26,5	6,4	4,2	1,1
	-	-	-	-	-	-
Gullalger	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-
Dinobryon sp.	3,2	1,6	-	2,1	1,6	-
Mallomonas spp.	-	-	-	2,9	-	5,8
Ubest. > 10 mikrom	-	1,8	-	3,6	10,7	-
Ubest. 4-10	34,7	-	-	-	5,9	13,8
	-	-	-	-	-	-
Svelgflagellater	-	-	-	-	-	-
Cryptomonas spp.	4,5	26,8	87,2	46,9	6,7	6,7
Rhodomonas lacustris	40,6	8,6	20,2	18,4	3,7	34,8
	-	-	-	-	-	-
Fureflagellater	-	-	-	-	-	-
Gymnodinium sp. 1 (liten)	6,4	57,9	186,7	60,1	-	2,1
Gymnodinium sp. 2 (m. stor)	-	242,9	-	-	79,6	-
Peridinium sp.	-	13,1	8,4	8,8	8,8	-
	-	-	-	-	-	-
Blågrønn-bakterier	-	-	-	-	-	-
Anabaena sp.	0,3	-	-	-	-	-
Gomphosphaeria naegiliana	-	45,2	83,3	-	-	-
Microcystis sp.	-	-	9,1	-	-	-
Snowella lacustris	9,9	24,2	-	24,5	18,8	-
	-	-	-	-	-	-
my - alger < 2mikrom	4,5	6,6	17,1	11,9	8,3	6,6
my - alger 2-4 mikrom	35,5	90,2	165,8	86,9	51,3	16,1
Totalbiomasse	1 059,1	2 038,8	1 813,7	2 213,6	890,1	600,8

Tabell V4. Planktonalger i Kauserdutjern (våtvekt, mikrogram/l)

	20. jul.	6. aug.	24. aug.	13. sep.	6. okt.
Kiselalger					
Cyclotella sp.1	7,1	-	-	7,1	14,3
Cyclotella sp.2	27,9	7,0	41,9	-	14,0
Fragiallaria crotonensis					
Synedra cf ulna	89,6	118,8	143,8	54,2	32,8
Tabellaria flocculosa	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-
Grønnalger	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-
Chlorococcales, koloni	38,1	26,3	65,6	-	12,4
Chlorococcales, solitære	4,5	10,1	50,6	5,3	4,3
Chryamoeba sp.	4,2	2,1	17,0	-	10,6
Coelastrum cf reticulatum	427,1	552,8	636,8	276,4	178,6
Crucigeniella sp.	2,8	7,4	2,8	-	-
Elakathrix sp.	0,3	3,7	2,7	0,3	0,3
Koliella sp.	26,9	11,5	21,0	0,7	0,2
Monoraphidium minutum	185,1	137,6	181,9	15,8	60,1
Pediastrum duplex	15,1	34,9	57,5	-	46,5
Pediastrum tetras	-	-	-	-	-
Scenedesmus sp. 1 (2, stor)	80,3	33,8	97,2	21,1	8,5
Scenedesmus sp. 2 (2, liten)	1 716,7	1 788,6	2 525,6	2 570,6	898,8
Scenedesmus sp. 3 (4 celler)	285,6	168,0	537,6	151,2	16,8
Tetraedron minimum	30,8	38,2	46,7	120,3	70,2
	-	-	-	-	-
Gullalger	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-
Dinobryon sp.	-	1,6	-	-	-
Mallomonas spp.	2,9	-	5,8	-	-
Ubest. > 10 mikrom	10,7	4,5	25,9	3,6	4,5
Ubest. 4-10	5,4	6,8	7,3	1,7	20,8
	-	-	-	-	-
Sveglflagellater	-	-	-	-	-
Cryptomonas spp.	62,6	51,4	24,6	2,2	11,2
Rhodomonas lacustris	39,9	32,5	17,8	2,5	98,5
	-	-	-	-	-
Fureflagellater	-	-	-	-	-
Gymnodinium sp. 1 (liten)	47,2	32,2	27,9	-	6,4
Gymnodinium sp. 2 (m. stor)	41,9	159,1	50,3	129,8	209,4
Peridinium sp.	39,4	8,4	26,3	13,1	-
	-	-	-	-	-
Blågrønn-bakterier	-	-	-	-	-
Anabaena sp.	-	-	-	-	-
Gomphosphaeria naegiliana	26,2	-	-	-	-
Microcystis sp.	-	3,8	-	-	-
Snowella lacustris	4,0	16,9	9,8	-	-
	-	-	-	-	-
my - alger < 2mikrom	21,7	18,1	9,9	3,1	9,1
my - alger 2-4 mikrom	22,5	39,5	54,7	47,4	9,7
Totalbiomasse	3 266,6	3 315,7	4 688,9	3 426,5	1 737,9

Tabell V5. Planktonalger i Slomma (våttvekt, mikrogram/l)

	20. jul.	6. aug.	24. aug.	13. sep.	6. okt.
Kiselalger					
Cyclotella sp.1	3,6	-	10,7	9,8	10,7
Cyclotella sp.2	20,9	14,0	7,0	-	14,0
Fragiellaria crotonensis					2,1
Synedra cf ulna	29,2	16,7	18,8	4,2	21,3
Tabellaria flocculosa	-	-	7,2	-	-
	-	-	-	-	-
Grønnalger	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-
Chlorococcales, koloni	7,3	0,8	1,0	5,9	2,0
Chlorococcales, solitære	5,9	5,1	9,3	4,0	0,8
Chrysamoeba sp.	-	-	2,1	-	-
Coelastrum cf reticulatum	42,3	24,9	46,6	56,3	13,6
Crucigeniella sp.	0,9	-	-	-	-
Elakatothrix sp.	1,7	0,3	-	0,7	1,0
Koliella sp.	6,7	0,3	39,5	0,8	25,2
Monoraphidium minutum	28,5	23,7	19,0	14,2	47,5
Pediastrum duplex	1,3	-	-	-	-
Pediastrum tetras	-	-	-	-	-
Scenedesmus sp. 1 (2, stor)	8,5	4,2	12,7	-	-
Scenedesmus sp. 2 (2, liten)	152,8	80,9	62,9	44,9	53,9
Scenedesmus sp. 3 (4 celler)	23,5	16,8	10,1	16,8	-
Tetraedron minimum	7,4	4,2	9,6	5,3	20,0
	-	-	-	-	-
Gullalger	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-
Dinobryon sp.	-	1,6	1,1	2,7	1,7
Mallomonas spp.	2,9	-	-	2,3	14,5
Ubest. > 10 mikrom	7,1	5,4	2,7	4,5	0,5
Ubest. 4-10	18,6	13,7	7,6	4,4	6,9
	-	-	-	-	-
Svelgflagellater	-	-	-	-	-
Cryptomonas spp.	116,2	69,3	44,7	26,8	8,4
Rhodomonas lacustris	25,2	20,2	20,9	17,8	29,0
	-	-	-	-	-
Fureflagellater	-	-	-	-	-
Gymnodinium sp. 1 (liten)	-	4,3	-	-	4,3
Gymnodinium sp. 2 (m. stor)	25,1	67,0	75,4	54,4	4,2
Peridinium sp.	4,4	-	-	2,5	-
	-	-	-	-	-
Blågrønn-bakterier	-	-	-	-	-
Anabaena sp.	-	-	-	-	-
Gomphosphaeria naegiliana	-	-	-	-	-
Microcystis sp.	-	-	-	-	-
Snowella lacustris	0,2	-	-	-	-
	-	-	-	-	-
my - alger < 2mikrom	98,8	75,6	67,2	57,8	7,1
my - alger 2-4 mikrom	235,1	161,9	106,3	94,8	6,4
Totalbiomasse	870,4	610,8	582,1	421,1	270,3