



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

NIBIO RAPPORT | NIBIO REPORT

VOL.: 2, NR.: 115, 2016

Evaluering og revidering av tiltaksanalyse for Tunevann



Marianne Bechmann, Sigrun Kværnø, Stein Turtumøygard, Norsk institutt for bioøkonomi;
Sigrid Haande, Norsk Institutt for Vannforskning; Liv Mette Poverud, Norges Miljø- og Biovitenskapelige
Universitet

EVALUERING OG REVIDERING AV TILTAKSANALYSE FOR TUNEVANN

MARIANNE BECHMANN, SIGRID HAANDE, SIGRUN KVÆRNØ, LIV METTE POVERUD,
STEIN TURTUMØYGARD

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
22.11.2016	2/115/2016	Åpen	Prosjektnr 10403	2016/1365
ISBN-NR./ISBN-NO:	ISBN DIGITAL VERSJON/ ISBN DIGITAL VERSION:	ISSN-NR./ISSN-NO:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-01715-8		2464-1162	53	1

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:
Sarpsborg kommune

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:
Charlotte Iversen

STIKKORD/KEYWORDS:

Vannkvalitet, avrenning fra kilder, fosfor
tiltaksanalyse

Water quality, phosphorus sources
mitigation measures

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Vannforurensning

Waterpollution

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Tunevann er et viktig badevann for Sarpsborg by. Det er ofte algeoppblomstringer med giftproduksjon i innsjøen som betyr at vannet blir uegnet for bading. NIBIO, NIVA og NMBU har vurdert tilstanden i innsjøen, fosfortilførsler fra nedbørfeltet og mulige løsninger.

Tunevann is an important location for recreation for the city of Sarpsborg. In the lake there are frequent toxic algae-blooms and the lake cannot be used for bathing during these periods. NIBIO, NIVA and NMBU have evaluated the status of the lake, the phosphorus sources and possible solutions.

GODKJENT /APPROVED



JANNES STOLTE

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



MARIANNE BECHMANN

FORORD

Denne rapporten er skrevet på oppdrag av Sarpsborg kommune i forbindelse med prosjektet «Evaluering og revidering av tiltaksanalyse for Tunevann».

Prosjektet er gjennomført i et samarbeid mellom NIBIO, NIVA og NMBU, og på basis av tidligere gjennomførte undersøkelser og tilgjengelig informasjon om Tunevann og nedbørfeltet til Tunevann, som ble levert av kommunen.

Arbeidet er i hovedsak gjennomført av:

Marianne Bechmann, NIBIO (fosfortilførsler fra nedbørfeltet)

Sigrud Haande, NIVA (fosfornivå og prosesser i innsjøen)

Sigrun Kværnø, NIBIO (beregning av fosfortap fra jordbruket)

Stein Turtumøygard, NIBIO (tilførsler fra spredt avløp)

Liv Mette Poverud, NMBU (sedimentkjerner)

Resultatene er diskutert med Thomas Rohrlack, NMBU og kvalitetssikring ble i tillegg gjort av Anne Falk Øgaard, NIBIO. I tillegg er det avholdt et internt møte på NIBIO med diskusjon av mulige årsakssammenhenger og mulige løsninger.

Ås, 22.11.16

Marianne Bechmann

INNHOLD

SAMMENDRAG.....	6
1 INNLEDNING.....	8
2 BAKGRUNN.....	9
2.1 Eutrofiering og oppblomstring av cyanobakterier.....	9
2.1.1 Hvorfor får vi oppblomstring av cyanobakterier?	9
2.1.2 Det tar tid å restaurere en innsjø	9
2.2 Aktuelle tiltak for å forebygge og kontrollere eutrofiering og oppblomstring av cyanobakterier.....	10
2.2.1 Et godt kunnskapsgrunnlag gir gode forutsetninger for valg av tiltak.....	10
2.2.2 Tiltak for å forhindre, kontrollere og minske oppblomstring av cyanobakterier	11
3 NEDBØRFELTET TIL TUNEVANN	12
4 TUNEVANNET OG UTVIKLING AV VANNKVALITET	14
4.1 Kort beskrivelse av Tunevannet	14
4.2 Utvikling av vannkvalitet	15
4.2.1 Utvikling av vannkvalitet i Tunevannet.....	15
4.2.2 Utvikling av vannkvalitet i Skjørenbekken	17
5 INNSJØINTERNE PROSESSER I TUNEVANNET	19
5.1 Paleolimnologisk undersøkelse av Tunevannet	19
5.1.1 Sedimentkjerne fra Tunevannet	19
5.1.2 Foreløpige resultater og vurdering av utvikling av vannkvalitet	20
5.2 Innsjøinterne prosesser i Tunevannet	21
6 VURDERING AV MILJØMÅL FOR TUNEVANNET	24
6.1 Vannforskriften og miljømål	24
6.2 Vurdering av miljømålet i Tunevannet.....	25
6.3 Vannkvalitet i Tunevannet og påvirkning av et endret klima	26
6.4 Avlastningsbehov	27
7 GJENNOMFØRTE TILTAK	28
7.1 Jordbruk	28
7.2 Kommunalt avløp	29
7.3 Spredt avløp	29
7.4 Innsjøinterne tiltak.....	29
8 FOSFORTILFØRSELER OG TILTAKSEFFEKTER	31
8.1 Jordbruk	31
8.1.1 Arealavrenning av fosfor fra åker og eng	31
8.1.2 Tiltak mot fosfortap fra åker og eng	32
8.1.3 Erosjon og fosforavrenning i dråg og tiltak.....	34
8.2 Kommunalt avløp	36

8.2.1	Lekkasjer på ledningsnett	36
8.2.2	Stans ved pumpestasjoner	37
8.3	Fosfortilførsler fra spredt avløp	37
8.4	Fosfortilførsler fra skog/utmark, parkområder og bebyggelse.....	38
8.5	Erosjon, fosfortilførsler og klimaendringer	39
8.6	Intern fosforomsetning i innsjøen.....	39
8.7	Vannutskiftning i innsjøen og effekter på vannkvalitet i innsjøen.....	40
8.7.1	Vannuttak fra Tunevannet til Nordic paper	40
8.7.2	Vannuttak fra Tunevannet til Husqvarna.....	42
9	FOSFORBUDSJETT	43
10	TILTAK – KOSTNADSEFFEKTIVITET	45
10.1	Jordbruk	45
10.1.1	Arealavrenning.....	46
10.1.2	Erosjon i dråg og hydrotekniske løsninger.....	46
10.1.3	Avgrense beiteområder fra vann	46
10.1.4	Bufferoner	46
10.1.5	Fangdam	47
10.1	Tiltak på andre arealer	47
10.2	Avløpstiltak.....	47
10.2.1	Kommunalt avløp.....	47
10.2.2	Spredt avløp	47
10.3	Vurdering av innsjøinterne tiltak	47
10.3.1	Bio-manipulering ved utfisking av karpefisk	48
10.3.2	Bruk av fosforbindende stoffer.....	48
11	KONKLUSJON	49
	REFERANSER.....	51
	VEDLEGG: BEREGNINGSMETODER	54

SAMMENDRAG

Tunevann har de siste tiårene hatt årlige algeoppblomstringer om sommeren, og dette skyldes høye konsentrasjoner av næringsstoffer i innsjøen. Slike algeoppblomstringer har vært registrert siden begynnelsen av 1990-tallet, og skaper problemer for bruken av vannet som badevann for innbyggerne i Sarpsborg.

Det er gjennomført flere tiltak siden siste tiltaksanalyse i 2002, bl.a. i jordbruket med hydrotekniske tiltak, jordarbeiding og redusert gjødsling. For avløp er det foretatt utbedring av pumpestasjon for kommunalt avløp og opprydding i spredt avløp. Det er mulig at årsaken til at det fortsatt er algeoppblomstringer delvis skyldes at det tar lang tid å se effekter av de gjennomførte tiltakene.

Resultater fra en sedimentkjerne tatt i innsjøen i 2016 viser en kraftig økning i algevekst fra ca. 1980 til 2000, noe som kan tyde på at det har skjedd aktiviteter i nedbørfeltet i det tidsrommet som har bidratt til økte fosforkonsentrasjoner og dermed økt algevekst. Sedimentet i innsjøen består av forholdsvis grove partikler (mindre enn 10 % leire) og ser dermed ikke ut til å kunne relateres alene til jordbruksaktivitetene som foregår på arealer med marin leire. På den andre siden inneholder de marine leirjordtypene mer enn 50% silt og det kan derfor heller ikke utelukkes at jordbruket har betydning. Utbygging av boligfelt og veinett med erosjon på grunn av aktivitetene kan også ha bidratt til høye næringsstoffkonsentrasjoner.

Algene trenger både nitrogen og fosfor, men algeveksten i innsjøer på Østlandet er ofte et resultat av for høye fosforkonsentrasjoner og det er derfor lagt vekt på fosfor i denne sammenstillingen. Fosforkonsentrasjonen i innsjøen er 34 µg/L og miljømålet for innsjøen er en fosforkonsentrasjon på 17 µg/L. Ved hjelp av Fosres-modellen er de teoretiske tilførslene beregnet til 200 kg fosfor/år. En halvering av fosforkonsentrasjonen (fra 34 til 17 µg/L) i innsjøen krever en halvering av tilførslene. Det vil si at avlastningsbehovet er ca 100 kg fosfor/år.

Ut fra vurdering av tilførsler fra hver enkelt fosforkilde i nedbørfeltet er de estimerte fosfortilførslene summert til 168 kg fosfor/år, i tillegg kommer fosforkilder som ikke er kvantifisert. De viktigste kildene til fosfor i nedbørfeltet til Tunevann er jordbruk, estimert til 59 kg fosfor og lekkasjer på ledningsnett med 41 kg fosfor. Biotilgjengeligheten av fosfor fra de to kildene er forskjellig og tilførslene av direkte algetilgjengelig fosfor kan anslås å være 15 kg fra jordbruk og 33 kg fosfor fra ledningsnett. Utslipp fra disse to kildene er regnet som direkte utslipp med samme metode som ellers brukes i Glomma Sør (DAØ-3, 2015; Kværnø m.fl., 2014b) og det er ikke tatt hensyn til tilbakeholdelse som skjer på veien fra utslippet til innsjøen.

Andre kilder til fosfor av betydning i nedbørfeltet omfatter tilførsler fra skog og utmark (24 kg/år), boligfelt og samferdsel (4 kg/år), parkområder (2-3 kg) og tilførsler fra luft (37 kg). I skog kan det være større utslipp på grunn av hogst i skogen og uheldige omstendigheter som fører til økt erosjon i forbindelse med hogsten. Utbygging av boligfelt og bygging av veier kan på samme måte gi risiko for økt erosjon. En del av parkområdene, inklusive noe av arealet som skrånene mot innsjøen gjødsles med fosfor og kan bidra under uheldige omstendigheter med overflateavrenning etter gjødsling.

Betydningen av fosforkilder som ikke er kvantifisert kan være betydelig, f.eks. drag- og fureerosjon på jordbruksarealer på grunn av overflatevann fra skogen og dessuten mulige ukjente overløp.

Basert på undersøkelser av oksygen- og fosforinnhold i bunnvannet og forhold i sedimentene, samt at innsjøen er grunn og uten stabile sjiktningsforhold, konkluderes det med at det ikke anses å være et problem med oksygenfritt bunnvann og interngjødsling av fosfor. Det kan imidlertid være andre innsjøinterne prosesser i Tunevannet som medfører en resuspensjon og på den måten en interngjødsling av fosfor i innsjøen. Det er sannsynlig at vinddreven resuspensjon av fosfor fra sedimentene forekommer i innsjøen. Videre kan det antas at fisk medfører en resuspensjon av fosfor fra sedimentene i Tunevannet. Det er imidlertid ikke mulig å kvantifisere betydningen av disse prosessene i form av hvor mye fosfor som resirkuleres fra sedimentene.

Tiltak som anbefales i nedbørfeltet til Tunevann, omfatter tiltak i jordbruket mot erosjon og høye fosfortall i jorda. Særlig anbefales overvintring i stubb og redusert fosforgjødsling, som er forholdsvis billige tiltak i forhold til effekten, som er beregnet til 20 kg fosfor. Dyrking av høsthvete kan gi store fosfortap på grunn av stor erosjonsrisiko i enkelte år.

Utskifting av gammelt ledningsnett vil kunne redusere fosfortilførslene med 32 kg fosfor/år. Dette tiltaket er allerede planlagt gjennomført i 2018-2021. Det er et kostbart tiltak, men effekten er forventet å være stor. Utskifting av ledningsnett med ukjent alder bør også vurderes.

Redusert gjødsling i parkområder ned til innsjøen har en estimert effekt på <1 kg fosfor/år, men det kan være større effekt dersom gjødsla spres under uheldige omstendigheter.

Tiltak mot erosjon i drag, det vil si grasdekte vannveier; flomdammer eller avskjæringsgrøfter for overflatevann fra skogen, og avgrensing mot beiting ved fangdam og innsjø er billige tiltak. Dessuten anbefales en fangdam og vedlikehold av den eksisterende fangdammen som meget kostnadseffektive tiltak.

Innsjøinterne tiltak som foreslås er i hovedsak å utrede bruk av fosforbindende stoffer, men det vil være svært viktig å gjøre gode vurderinger før et slikt tiltak iverksettes.

Tiltakene som er kvantifisert summeres til rundt 60 kg fosfor/år. Dessuten anbefales flere tiltak der effekten ikke er kvantifisert. Det er mulig at tilførslene i virkeligheten er større enn det som er estimert delvis på grunn av økt nedbør, økt intensitet av nedbøren, og f.eks. økt erosjon i forbindelse med byggeaktivitet (bolig og vei), hogst og drag på jordbruksarealene i nedbørfeltet og dessuten inngår tilførsler fra interngjødsling ikke i regnskapet.

Miljømålet på 17 µg fosfor/L kan være for strengt og muligvis tåler innsjøen høyere konsentrasjoner, men her må vurderingene gjøres etter at alle analyseresultatene fra sedimentkjernen foreligger.

Klimaendringer jobber mot effekt av tiltakene. Mer nedbør og mer intens nedbør vil føre til økt avrenning av næringsstoffer fra landbruket og andre arealer og det vil bidra til å forringe vannkvaliteten. I innsjøen vil klimaendringer føre til mindre stabilt isdekke og dermed mer vindblanding av vannsøylen i innsjøen og en økt lengde på vekstsesongen. Dette vil kunne legge forholdene til rette for oppblomstring av cyanobakterier.

1 INNLEDNING

Tunevannet med omliggende naturområder utgjør et viktig rekreasjonsområde av regional betydning som har stor verdi for innbyggernes helse, velferd og trivsel. Her ligger det attraktive badeplasser og i Tunevannet drives det også med rospport og fritidsfiske.

Bystyret i Sarpsborg vedtok i 2014 å revidere tiltaksplan for Tunevannet. Som et ledd i arbeidet med ny tiltaksplan ble det utlyst et prosjekt som skal evaluere og revidere tidligere tiltaksanalyse og tiltaksvurderinger. Dette skal danne grunnlag for kommunens arbeid med ny tiltaksplan for Tunevannet.

Prosjektet skal i hovedsak systematisere eksisterende og nye data samt eksisterende og ny kunnskap. NIBIO (tidl. Bioforsk), NIVA og NMBU har tidligere gjennomført undersøkelser og gjort beregninger i forhold til vannkvalitet og tilførsler til Tunevann.

Den største utfordringen for god vannkvalitet i Tunevannet har gjennom mange år vært eutrofiering (overgjødning) med årlige oppblomstringer av potensielt giftproduserende cyanobakterier (blågrønnalger). Dette har fått betydning for bruken av innsjøen for lokalbefolkningen, og det har i mange år blitt frarådet å bade i Tunevannet når det har vært algeoppblomstringer (figur 1). Overgjødning i ferskvann skyldes i all hovedsak for høye eksterne og interne tilførsler av fosfor og det er derfor lagt opp til å vurdere behovet for reduksjon av fosfor til og i Tunevannet i arbeidet med den reviderte tiltaksanalysen. Overvåkingsresultatene fra Tunevannet viser at fosforkonsentrasjonen i innsjøen er høy. Overvåkingsresultatene viser også at nitrogenkonsentrasjonen er relativt lav og at nitrogen kan være en begrensende faktor for algevekst i Tunevannet. I tillegg til å redusere fosfornivået vil det også være viktig at tilførselene av nitrogen til innsjøen ikke øker.



Figur 1. Algeoppblomstring i Tunevannet og oppslag med informasjon om at det frarådes å bade i innsjøen (Bilde: S.Haande, fra 2010)

2 BAKGRUNN

2.1 Eutrofiering og oppblomstring av cyanobakterier

2.1.1 Hvorfor får vi oppblomstring av cyanobakterier?

Cyanobakterier (blågrønnalger) er naturlig forekommende i planteplanktonsamfunnet i en innsjø og er en naturlig del av livet i ferskvann. Cyanobakteriene er imidlertid ekstra konkurransedyktige i næringsrikt vann og fortrenger ofte andre typer alger. Under optimale betingelser kan cyanobakteriene utvikle masseforekomster og det oppstår det vi kaller en algeoppblomstring. Oppblomstring av cyanobakterier blir ofte ansett som den ytterste konsekvensen av altfor høy tilførsel av næringsstoffer til en innsjø. Innsjøen blir farget grønn/blågrønn, som spinatsuppe, eller en sjelden gang også rød, dersom en rødpigmentert cyanobakterie danner oppblomstring. I tillegg kan mange cyanobakterier produsere giftstoffer, og resultatet av en slik masseoppblomstring er at bruken av innsjøen til ulike formål som råvannskilde for drikkevann eller rekreasjon av alle slag forringes.

Det kan virke som et enkelt årsaks- og virkningsforhold mellom en algeoppblomstring og for høyt nivå av næringsstoffer. Det er imidlertid et langt mer komplekst forhold mellom mange faktorer, f.eks. forhold i nedbørfelt, hydrologi og økologi, som påvirker hvordan en innsjø eutrofieres og ikke minst hvordan den kan restaureres. Restaurering krever riktig kunnskapsgrunnlag og det tar tid. Mange tiltaksplaner gir ikke bedre vannkvalitet, og dette kan ofte skyldes en kombinasjon av feil forståelse av den økologiske dynamikken i innsjøen og hvilke tiltak som best gir effekt.

2.1.2 Det tar tid å restaurere en innsjø

En lang rekke eksempler viser at kan ta flere tiår fra vellykkede tiltak iverksettes slik at tilførsler av fosfor avtar til under kritisk mengde, til en oppnår god vannkvalitet uten oppblomstring av cyanobakterier. Igjen vil lokale forhold være avgjørende for tidsperspektivet for en vellykket restaurering. Særlig to faktorer er av betydning for tiden det tar å restaurere en innsjø: hva som er miljømålet for fosfor (altså kritisk mengde for å være begrensende for en algeoppblomstring) og innsjøens teoretiske oppholdstid (hvor lang tid det tar å skifte ut alt vannet i en innsjø). I tillegg er det et velkjent økologisk fenomen at det finnes «alternative stabile stadier» i naturen som det kan ta lang tid å veksle mellom før «tippepunktet» mellom stadiene nås. De ulike stabile stadiene kan sies å være «motstandsdyktige mot endringer», noe som skyldes interne mekanismer i økosystemet. Overgangen fra en klar til en turbid (mye partikler) innsjø vil skje i en eutrofieringsprosess, og målet med en restaurering vil være å tilbakeføre den turbide innsjøen til å igjen bli klar. Det er ikke nødvendigvis bare å fjerne næringsstofftilførslene og forvente at algeoppblomstringer forsvinner året etter. Tilbakeføring til opprinnelig status tar tid og det er svært viktig å ha med seg dette perspektivet når en skal sette i gang med en restaureringsprosess i en eutrofiert innsjø.

2.2 Aktuelle tiltak for å forebygge og kontrollere eutrofiering og oppblomstring av cyanobakterier

2.2.1 Et godt kunnskapsgrunnlag gir gode forutsetninger for valg av tiltak

Eutrofiering og oppblomstring av potensielt giftige cyanobakterier er et globalt problem, men det er ofte ulike regionale forskjeller som bestemmer hvorfor en algeoppblomstring kan oppstå. Det er derfor svært viktig å ha et godt kunnskapsgrunnlag om den aktuelle innsjøen og lage gode forvaltningsplaner basert på det aktuelle faktagrunnlaget.

En innsjø er en integrert del av landskapet og en del av det omkringliggende nedbørfeltet. Dette betyr at alt som skjer i nedbørfeltet vil påvirke tilstanden i innsjøen. Det viktigste tiltaket for å forhindre eutrofiering og oppblomstring av cyanobakterier i en innsjø vil derfor alltid være å gjøre noe med de eksterne tilførselene av næringsstoffer fra nedbørfeltet.

Den raskeste effekten oppnås med en kombinasjon av langsiktige tiltak som reduserer ekstern tilførsel av næringsstoffer og tiltak som kan kontrollere oppblomstring i innsjøen. Utfordringen er å velge de rette tiltakene for den aktuelle innsjøen. Tiltak som har vært riktige i én innsjø er ikke nødvendigvis det rette tiltaket i en annen innsjø. Dette må baseres på kunnskapsgrunnlaget for den aktuelle innsjøen.

Kunnskapsgrunnlaget som kan gi riktige prioriteringer av tiltak og løsninger til hvordan slike algeoppblomstringer kan reduseres gjennom eksterne og interne reduksjoner av næringsstoffer, bør omfatte:

1. *Karakterisering av nedbørfeltet*

Identifisere nedbørfeltet og kartlegge alle kilder til næringsstoffer i nedbørfeltet. Både de forventede kildene (landbruk og avløp) og de spesielle kildene for den aktuelle innsjøen. Dessuten må en karakterisere formen på næringsstoffer som tilføres fra de enkelte kildene.

2. *Karakterisering av innsjøen*

Kartlegge morfometri, teoretisk oppholdstid, sjiktningsforhold, økologisk tilstand, utvikling av vannkvalitet ved å se på tidligere overvåkingsdata.

3. *Kartlegging av hvilke cyanobakterier som er dominerende i innsjøen*

Ulike typer cyanobakterier kan ha ulike økologiske egenskaper som gjør dem spesielt tilpasset å dominere under gitte forhold. Det er derfor viktig å vite noe om hvilke cyanobakterier som er dominerende i den gjeldene innsjøen.

4. *Lage en kunnskapsbasert tiltaksplan*

Basert på de tre foregående punktene må aktuelle tiltak vurderes og prioriteres og det må utarbeides en godt planlagt tiltaksplan. Det må unngås å velge og prioritere tiltak utfra såkalte «etablerte sannheter» om hva som kan være kildene til eutrofieringsproblemet i en innsjø, for eksempel hvilke kilder av næringsstoffer som er størst eller om innsjøinnterne prosesser spiller en stor rolle eller ikke, uten at dette faktisk er undersøkt. Det finnes mange eksempler på at feil tiltak har blitt vurdert eller iverksatt på grunnlag av antakelser i stedet for faktiske undersøkelser og kunnskap.

Eksempel: Interngjøsling i Vansjø?

I Vansjø i Østfold var det store problemer med oppblomstring av giftproduserende cyanobakterier på 2000-tallet. Det ble vurdert at interne prosesser som frigjorde fosfor fra sedimentene kunne være en medvirkende årsak til at det kunne dannes store oppblomstringer i innsjøen. En omfattende undersøkelse av mulig utlekking av fosfor fra innsjøsedimentene, samt en kartlegging av fiskens betydning for resuspensjon av fosfor fra sedimentene, ble gjennomført i 2004. Resultatene viste at det var overraskende lite fosfor lagret i sedimentene, langt mindre enn det som ble antatt. Bidraget fra innsjøinterne prosesser ble dermed ansett som tilnærmet ubetydelig, med unntak av at det i perioder kunne være noe tilførsel av fosfor fra resuspensjon av sedimenter av vind eller fisk (Andersen mfl. 2006). Dette viser viktigheten av å fremskaffe kunnskap før tiltak prioriteres og gjennomføres.

2.2.2 Tiltak for å forhindre, kontrollere og minske oppblomstring av cyanobakterier

Tiltak som reduserer oppblomstring av cyanobakterier kan deles inn i tre nivå:

1. Tiltak som **forhindrer** at en oppblomstring kan oppstå gjøres ved varig reduksjon i næringsstoffer som forringer vekstforholdene for alger:
 - Redusere/kontrollere næringsstoffer som tilføres fra nedbørfeltet
 - Redusere/kontrollere intern frigivelse av fosfor fra sedimentene
2. Tiltak som **kontrollerer** at en oppblomstring ikke kan utvikle seg til tross for mye tilgjengelig næringsstoffer:
 - Kunstig miksing av vannsøylen for å forhindre stabile sjiktningsforhold, biomanipulasjon, ulike metoder for felling av fosfor, vannstandsendringer og utspyling
3. Tiltak som **minsker skadene** av en oppblomstring ved å fysisk eller kjemisk redusere de negative effektene:
 - Terminere en begynnende oppblomstring ved å fjerne biomasse (fysisk, kjemisk, biologisk)

Innholdet i dette bakgrunnskapittelet er basert på en nylig utgitt oppsummerende spesialutgave av tidsskriftet Aquatic ecology med temaet «Cyanobacterial blooms. Ecology, prevention, mitigation and control» (Ibelings mfl. 2016).

3 NEDBØRFELTET TIL TUNEVANN

Nedbørfeltet til Tunevann er 6,6 km². Det ligger i det sørøstnorske grunnfjellsområdet, som i hovedsak består av gneis (Bjørndalen m.fl., 1985). Hele nedbørfeltet ligger under marin grense, som i dette området ligger på ca. 180 m, og løsmassene består dermed for en stor del (35%) av marin leire. I sørenden avgrenses feltet av en randmorene.

Arealbruk i nedbørfeltet er gitt i figur 2 og tabell 1. Selve Tunevannet dekker 36 % av arealet. Skog og jordbruk dekker henholdsvis 44 og 11 % av nedbørfeltet. Bebyggelse, veier, parkanlegg og industri, samt bart fjell, dekker ca. 10 %. Det er også litt myr/våtmark i feltet, primært langs vannkanten i nord.



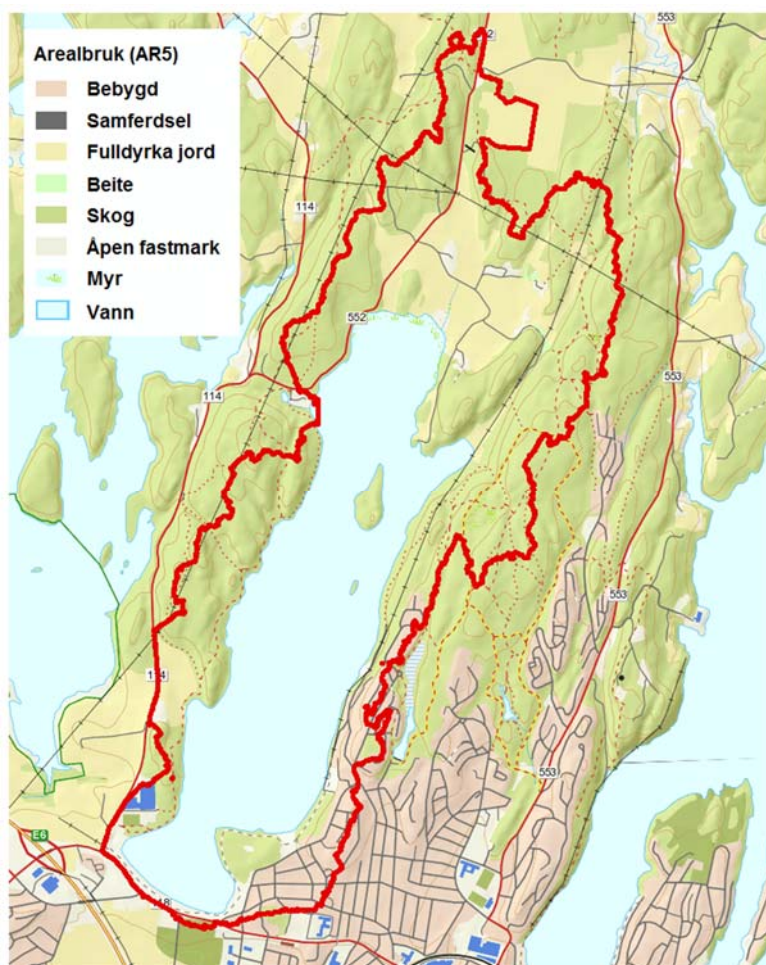
Jordbruksarealet i nordenden av Tunevann (Foto: M. Bechmann).

Tabell 1. Arealbruk i nedbørfeltet til Tunevannet

Arealbruk	Areal, daa	Areal, %
Jordbruk	738	11
Skog/utmark	2 840	44
Bebygd areal	364	6
Samferdsel	99	1
Parkområde (gjødslet)	33	1
Parkområde (ugjødslet)	173	2
Vann	2 327	36
Sum	6 574	100

Avrenningen til Tunevann er 13 L/km²/s ifølge NVE, dette gir en middelavrenning til innsjøen på 63 l/s og ca. 2 mill. m³ per år. Greaker Industrier hadde et uttak av prosessvann på omtrent det samme, men likevel var det vann i utløpsbekken, noe som ifølge Bjørndalen m.fl. (1985) tyder på at det er tilsig av vann fra områder utenfor nedbørfeltet.

I følge rapporten om Tunevann fra 1984, er algevekst i Tunevann begrenset av både fosfor og nitrogen. Det skyldes at nitrogenkonsentrasjonen i vannet er lavere enn det som er vanlig i andre innsjøer i fylket (Bjørndalen m.fl., 1985).



Figur 2. Arealbruk og nedbørfeltgrenser.

4 TUNEVANNET OG UTVIKLING AV VANNKVALITET

4.1 Kort beskrivelse av Tunevannet

Tunevannet ligger nær sentrum av Sarpsborg kommune og er mye brukt til rekreasjon. Innsjøen er et populært badested, og i tillegg har Sarpsborg Roklubb sitt anlegg ved/i innsjøen. Innsjøen er relativt grunn, kun 12 meter på det dypeste. Oppholdstiden for vannet i innsjøen er svært lang (over 6 år) ettersom nedbørfeltet er lite. Dette fører igjen til at innsjøen er svært sensitiv for forurensing, spesielt eutrofiering. Det er årlige oppblomstringer av cyanobakterier i Tunevannet og resultater fra vannkvalitetsovervåking i innsjøen viser at enkelte av artene som dominerer kan produsere giftstoffer av typen microcystin. Figur 3 viser dybdekart over Tunevannet og tabell 2 oppsummerer viktige morfometriske egenskaper ved innsjøen. Tunevannet har innløpsbekker i nordenden av innsjøen og den største innløpsbekken er Skjørenbekken. Det er i tillegg grunnvannstilsig til innsjøen. Stenbekken renner ut i nord-vest delen av innsjøen og ned i Vestvannet. Vannstanden i innsjøen kan variere noe bl.a. grunnet vannuttak i sørenden av innsjøen.



Figur 3. Dybdekart over Tunevannet (etter Bjørndalen m.fl., 1985). Rød prikk for sedimentkjerne.

Tabell 2. Geografiske og morfometriske data for Tunevannet (etter Bjørndalen m.fl., 1985). Geografiske og morfometriske data

Høyde over havet	m	40
Nedbørfelt	km ²	6,6*
Vannoverflate	km ²	2,3**-2,41
Vannvolum	mill. m ³	11,3-12,8***
Teoretisk oppholdstid	År	6,4
Største dyp	m	12
Middel dyp	m	5,4
Tilsig	mill. m ³ /år	2

* Basert på NVEs nedbørfeltregister

** GIS-analyse

***Noe varierende vannstand grunnet vannuttak til industri

4.2 Utvikling av vannkvalitet

4.2.1 Utvikling av vannkvalitet i Tunevannet

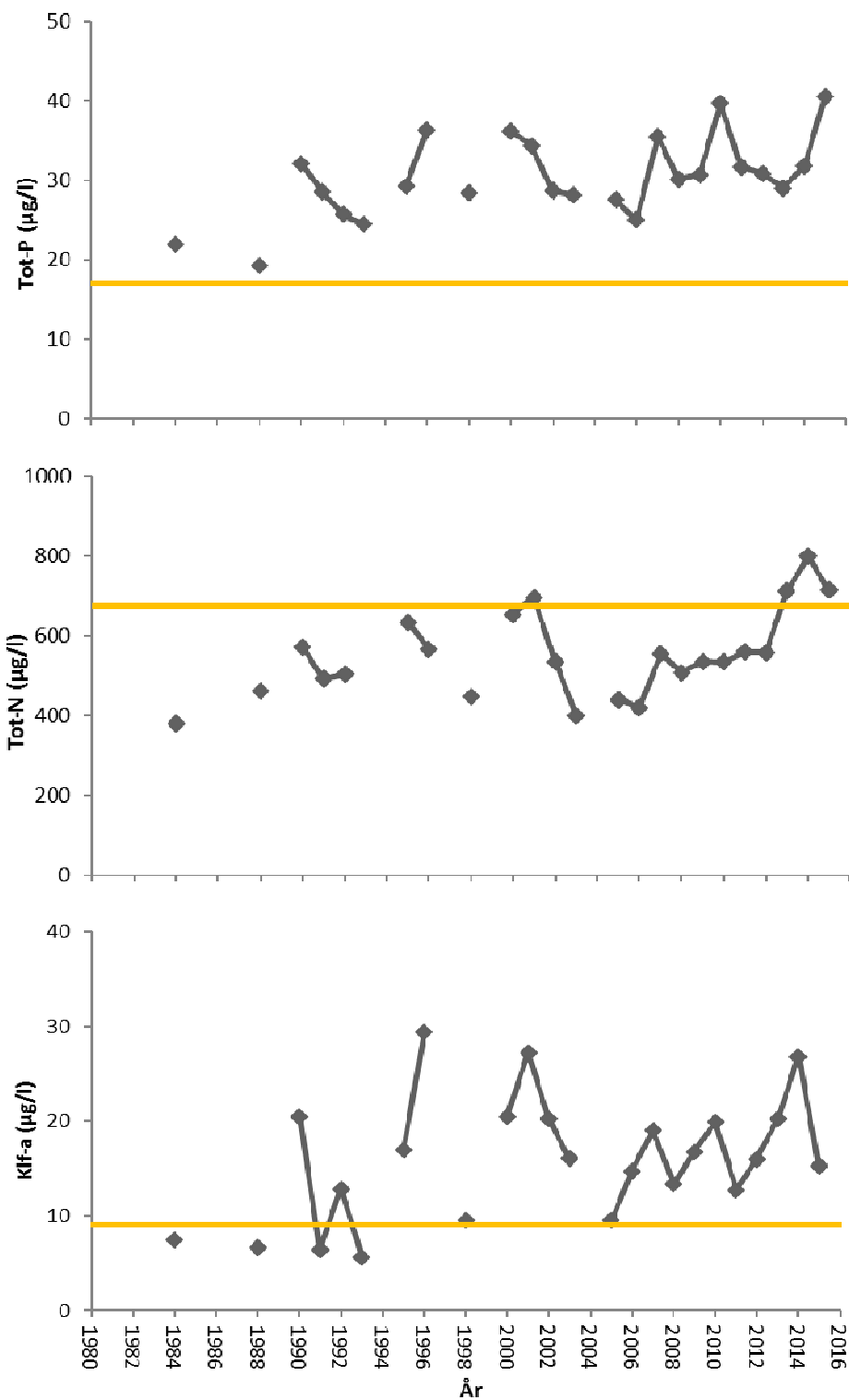
Den første grundige undersøkelsen av fysiske, kjemiske og biologiske forhold i Tunevannet ble gjennomført i 1984 (Bjørndalen m.fl., 1985). På bakgrunn av disse undersøkelsene ble innsjøen karakterisert som en middels næringsrik innsjø, men på grensen til å være næringsrik. Plankteplanktonsamfunnet var dominert av dinoflagellater, cyanobakterier og kiselalger og den gjennomsnittlige klorofyll-a konsentrasjonen gjennom vekstsesongen var 7,4 µg/L. Den neste grundige undersøkelsen i Tunevannet ble gjennomført i 1991-92 (Schartau m.fl., 1993) og det ble rapportert om langt mer næringsrike forhold i innsjøen enn på begynnelsen av 1980-tallet. Innholdet av næringsstoffer (fosfor og nitrogen) og klorofyll-a var høye og planteplanktonsamfunnet var dominert av cyanobakterier. Siden begynnelsen av 1990-tallet og frem til i dag er det gjennomført nesten årlig overvåking i Tunevannet og alle data ligger tilgjengelig i vannmiljøsystemet (<http://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>).

Figur 4 viser utvikling av total fosfor, total nitrogen og klorofyll a i Tunevannet fra 1984 og frem til 2015, og figur 5 viser planteplankton sammensetningen i innsjøen i perioden fra 2005-2015. For utfyllende informasjon om vannforskriften, klassifisering av vannkvalitet og miljømål, se kapittel 6.

Resultatene viser at totalfosforkonsentrasjonen i Tunevannet siden 1990-tallet har variert mellom 25-40 µg/L og at miljømålet på 17 µg/L totalfosfor ikke er nådd. Det er ingen tendenser til økning eller reduksjon i totalfosforkonsentrasjonen i innsjøen, men det er noen år til år variasjoner. En sammenligning mellom middelerdi av totalfosfor for en vekstsesong i innsjøen og årlige nedbørdata fra Sarpsborg viser at det ikke er noen klar sammenheng mellom nedbør og mengde totalfosfor i innsjøen (data er ikke vist her). Totalfosfor kan tilføres innsjøen ved avrenning fra landbruk, overløp eller som direkte lekkasje fra ledningsnett for avløp. Næringsstofftap fra jordbruket forventes å øke med økt avrenning, og det samme gjelder overløp og lekkasje på kommunalt ledningsnett for avløp. Men dette avhenger av tidspunktet for avrenningsepisoder og forhold på arealene. Jordbrukets overvåkingsprogram (JOVA) viser ikke tydelige klima-relaterte trender i fosforavrenning for feltene på Østlandet over de siste 25 årene (Bechmann m.fl., 2014). Det er også viktig å være klar over at totalfosforkonsentrasjonen påvirkes av mye algebiomasse, da alge-biomassen også inneholder fosfor som inngår som en andel av totalfosforkonsentrasjonen i en vannprøve og kan bidra til årlige variasjoner i konsentrasjonene. Overvåkingsdata for ortofosfat viser at det er relativt lite ortofosfat i innsjøen i vekst-sesongen og det kan antas at ortofosfat til tider kan være begrensende for algevekst.

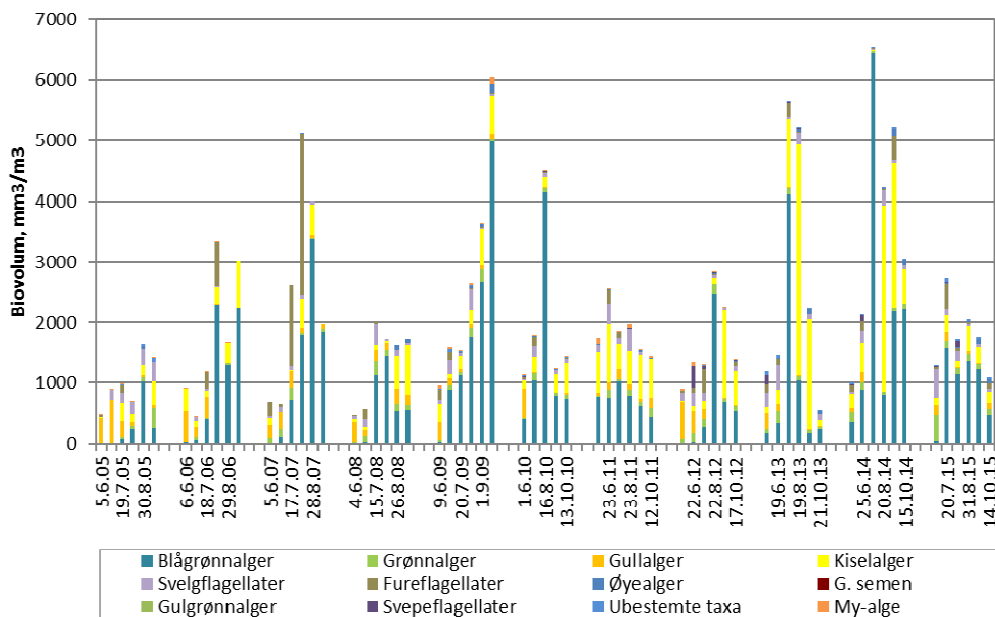
Totalnitrogenkonsentrasjonen varierer mellom 400-800 µg/L i perioden fra 1980-tallet og frem til i dag. Det er store år til år-variasjoner og det kan virke som det kan være en sammenheng mellom nedbør og mengde nitrogen i innsjøen (data er ikke vist her, men det er gjort en sammenligning mellom middelerdi av totalnitrogen for en vekstsesong i innsjøen med årlige nedbørdata fra Sarpsborg). Overvåkingsdata viser også at det er svært lite nitrat og ammonium i innsjøen utover i vekstsesongen og at det ofte er så små mengder av disse plantetilgjengelige fraksjonene av nitrogen at det kan antas at nitrogen er klart begrensende for algevekst. Det kan derfor sies at innsjøen virker å være begrenset av nitrogen, noe som allerede beskrives av Bjørndalen m.fl. (1985).

Klorofyll-a er et mål for den totale mengden plankteplankton. I Tunevannet kan klorofyll-a konsentrasjonen variere mye fra år til år, men den har gjennomgående ligget høyere enn miljømålet på 9 µg/L siden midten av 1990-tallet.



Figur 4. Utvikling av total fosfor, total nitrogen og klorofyll-a i Tunevannet fra 1984 til 2015. De orange linjene viser miljømålet iht. vannforskriften for Tunevannet (jf. Veileder 02:2013, Direktoratetsgruppe 2013)

I år med kraftige oppblomstringer av cyanobakterier er klorofyll a konsentrasjonen spesielt høy. I hele perioden fra 2005 og frem til i dag har planteplanktonsamfunnet i Tunevannet vært dominert av cyanobakterier. Det har ofte vært en dominans av den potensielt giftproduserende slekten *Microcystis* eller av ikke giftproduserende arter i slekten *Dolichospermum* (tidligere kalt *Anabaena*). Det er imidlertid også en lang rekke andre arter og slekter av cyanobakterier tilstede i Tunevannet. Undersøkelser viser at det skjedde en endring i planteplanktonsamfunnet fra 1980-tallet og frem til 1990 tallet (Bjørndalen m.fl., 1985; Schartau m.fl., 1993).



Figur 5. Planteplanktonsammensetning i Tunevannet i perioden fra 2005-2015.

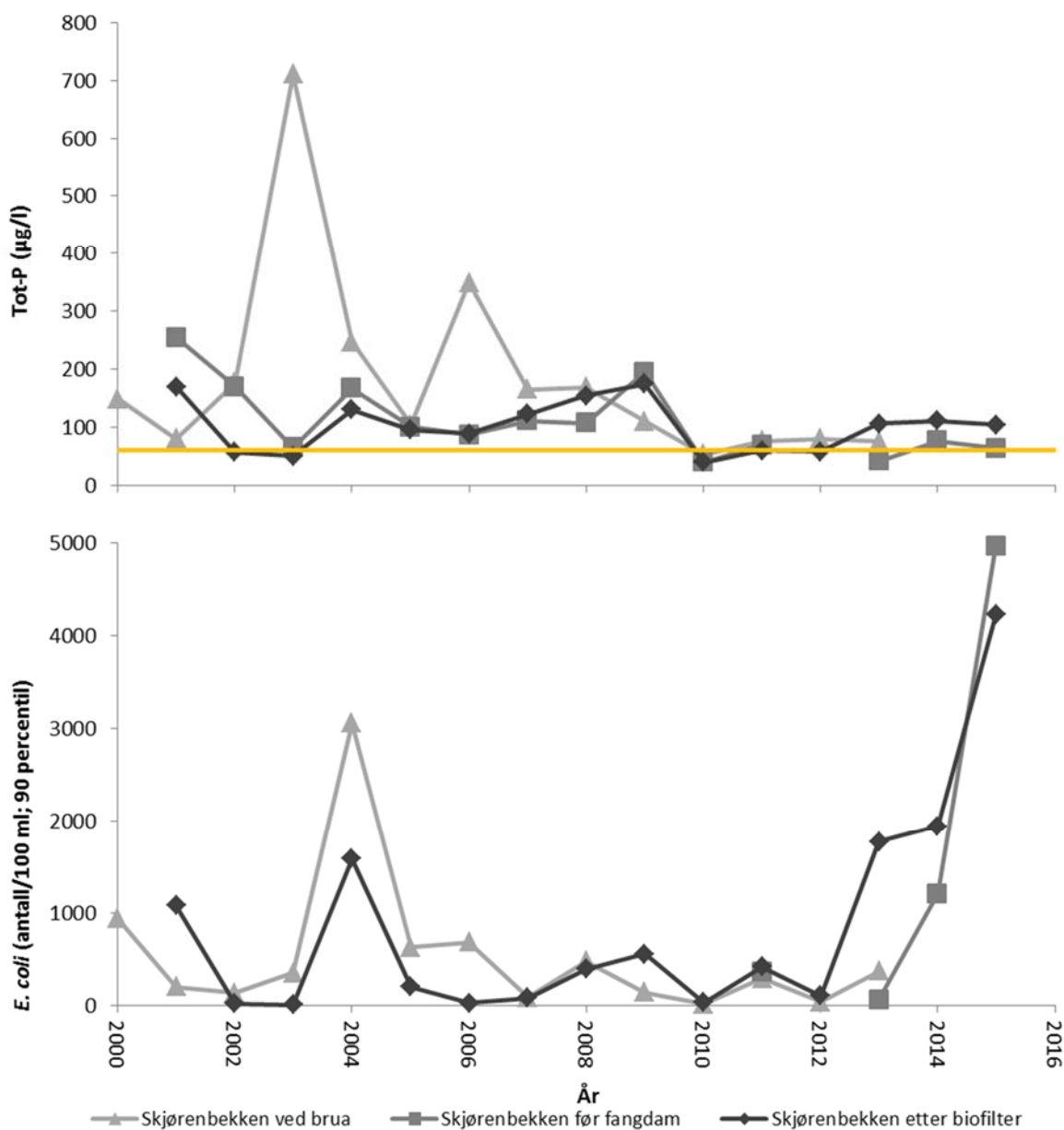
4.2.2 Utvikling av vannkvalitet i Skjørenbekken

Det foreligger også overvåkingsdata fra tre stasjoner i Skjørenbekken som er den største innløpsbekken til Tunevannet (figur 6). Dataene er hentet fra vannmiljøsystemet (<http://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>), men overvåkingsresultatene fra disse stasjonene er også beskrevet av Driftsassistansen i Østfold (DAØ, 2015-1). To av stasjonene i Skjørenbekken ligger før fangdam/biofilter og en stasjon ligger etter biofilter. Den sistnevnte representerer vannkvaliteten på innløpsvannet til Tunevannet. Det er tatt fra 2-6 prøver årlig ved disse stasjonene, og et årsgjennomsnitt basert på disse prøvene er ikke nødvendigvis representativt for fosforkonsentrasjonen gjennom hele året. Flomepisoder med høye konsentrasjoner vil ofte bli underrepresentert ved stikkprøvetaking. Totalfosforkonsentrasjonen på innløpsvannet (Skjørenbekken) til Tunevannet ligger omtrent mellom 60-100 µg/L de siste fem årene og dette er en mye høyere konsentrasjon enn det som måles i innsjøen (figur 4).

Data fra utløpsbekken (Stensbekken) fra 2015 viser at totalfosforkonsentrasjonen i gjennomsnitt er 28 µg/L (basert på fem prøver tatt fra begynnelsen av april til slutten av oktober, DAØ 2015-2). Konsentrasjonen i utløpsbekken er dermed mye lavere enn i innløpsbekken og dette viser at det tilbakeholdes fosfor i innsjøen. *E. coli* er et mål på fekal forurensing fra avløp og gir et inntrykk av at bekken er påvirket av avløp. Boligene i området ble tilsluttet kommunal avløp i 2005 og

vannprøver før det kan være påvirket av avløp, mens høye målinger av *E. coli* de siste årene antagelig har andre årsaker, evt. beitende husdyr. Prøvepunktet i Skjørenbekken etter biofilter har hatt høyere fosforkonsentrasjoner enn før biofilteret de siste årene og dette kan ha sammenheng med tilførsler fra beitende husdyr. Dersom husdyrene har adgang til bekken, fangdammen eller biofilteret kan det gi direkte tilførsler av fosfor til innsjøen.

I 2011 ble det gjennomført en stor tilstandsklassifisering i vannområde Glomma sør, og det ble bl.a. tatt prøver av begroingsalger og bunndyr i elver og bekker (Haande m.fl., 2012). I Skjørenbekken viste analyser av begroingsalger at den økologiske tilstanden var moderat. Bunndyranalysene var noe mer usikre på grunn av veldig leirete substrat, men indikerte dårlig tilstand. Disse biologiske undersøkelsene stemmer godt overens med totalfosforkonsentrasjonen i bekken.



Figur 6. Utvikling av total fosfor og E- coli i Skjørenbekken ved brua, før fangdam og etter biofilter i perioden 2000-2015. Den oransje linja viser miljømålet iht. vannforskriften Skjørenbekken (jf. Veileder 02:2013, Direktoratgruppen 2013). For E. coli er årsgjennomsnittet gitt i 90% percentil.

5 INNSJØINTERNE PROSESSER I TUNEVANNET

5.1 Paleolimnologisk undersøkelse av Tunevannet

Det har blitt igangsatt paleolimnologiske undersøkelser Tunevannet, og det vil si at det har blitt tatt prøver av sedimentene. Sedimentene akkumulerer i innsjøen og er som et arkiv der ulike dyp i sedimentet korresponderer til en ulik tid i innsjøens historie. Paleolimnologiske metoder gir muligheter til å rekonstruere hvordan det akvatiske økosystemet har utviklet seg fra tiden før menneskelige påvirkninger.

Vannforskriftens miljømål er definert utfra et akseptabelt avvik fra naturtilstanden, altså en antatt referansetilstand som innsjøene hadde før menneskelig påvirkning. I klassifiseringssystemet er denne naturtilstanden til en stor grad definert utfra data fra referanselokaliteter som antas å være upåvirkede. God miljøtilstand er når miljømålet er oppnådd. Det er derfor viktig for en god vannforvaltning at miljømålene er så korrekte som mulig for den enkelte vannforekomst.

Tunevannet ligger under marin grense, og innsjøen er leirpåvirket. Det finnes ingen egen vanntype for leirpåvirkede innsjøer, nettopp fordi det har vært vanskelig å finne upåvirkede referanselokaliteter som kan danne basis for utvikling av gode miljømål.

Målet med de paleolimnologiske undersøkelsene for Tunevannet:

- Studere utvikling i vannkvaliteten
- Vurdere årsak til variasjoner i vannkvalitet og oppblomstring av cyanobakterier
- Å vurdere naturtilstanden og om miljømålet er realistisk

Arbeidet er en del av en mastergradarbeidet til Liv Mette Poverud og gjennomføres i studieåret 2016-2017. Sedimentkjernen ble tatt den 20. mai 2016 og noen av analysene vil først gjøres etter at arbeidet med den reviderte tiltaksanalysen er ferdig i løpet av høsten 2016.

5.1.1 Sedimentkjerne fra Tunevannet

Det ble tatt ut en sedimentkjerne fra bunnen av Tunevann den 20. mai 2016. Sedimentkjernen ble tatt ut på det dypeste punktet omtrent midt i innsjøen. Følgende undersøkelser skal gjøres med sedimentkjernen:

- Sedimentkjernen blir delt opp i 1 cm store sjikt og hver cm representerer et gitt antall år.
- Datering av kjernen med Cesium137 isotop (Ce137) med standardmetoder.
- Bestemmelse av tørrvekt og glødetap, samt en kornstørrelsesfordeling av sedimentene.
- Bestemmelse av 19 relevante pigmenter, dette vil gi muligheten til å rekonstruere trofi og planteplanktonsammensetning.
- Mengden av fosfor (indikator for gjødsling, kloakkpåvirkning, generell tilgang til næringsstoffer), svovel (sur nedbør, indikator for anoksiske forhold), bly (trafikk, skytebanen) og kalium (proxy for bruk av mineralgjødsel i nedbørfeltet) og karbon/nitrogen-forhold skal analyseres med ICP baserte metoder for å identifisere mulige påvirkninger og påvirkningsmønster (data foreligger ikke).

5.1.2 Foreløpige resultater og vurdering av utvikling av vannkvalitet

Det må presiseres at det kun er foreløpige resultater fra analysene av sedimentkjernen som kan presenteres i denne rapporten. Resultater fra datering (alder på sedimentkjernen), vanninnhold og den relative endringen i pigmentinnhold vil presenteres og diskuteres kort i denne delen.

Utseende på sedimentkjernen. Sedimentkjernen var ensartet i farge og hadde ingen lameller, altså skifte mellom mørkere og lysere lag. Mørke lameller er et resultat av perioder med oksygenfrie forhold der nedbrytning foregår anaerobt (uten oksygen) og lysere lameller er fra perioder med oksygen i bunnvannet og med aerob nedbrytning. Sedimentkjernen understøtter derfor antakelsen om at oksygenfritt bunnvann ikke forekommer i lange perioder i Tunevannet (se neste kapittel).

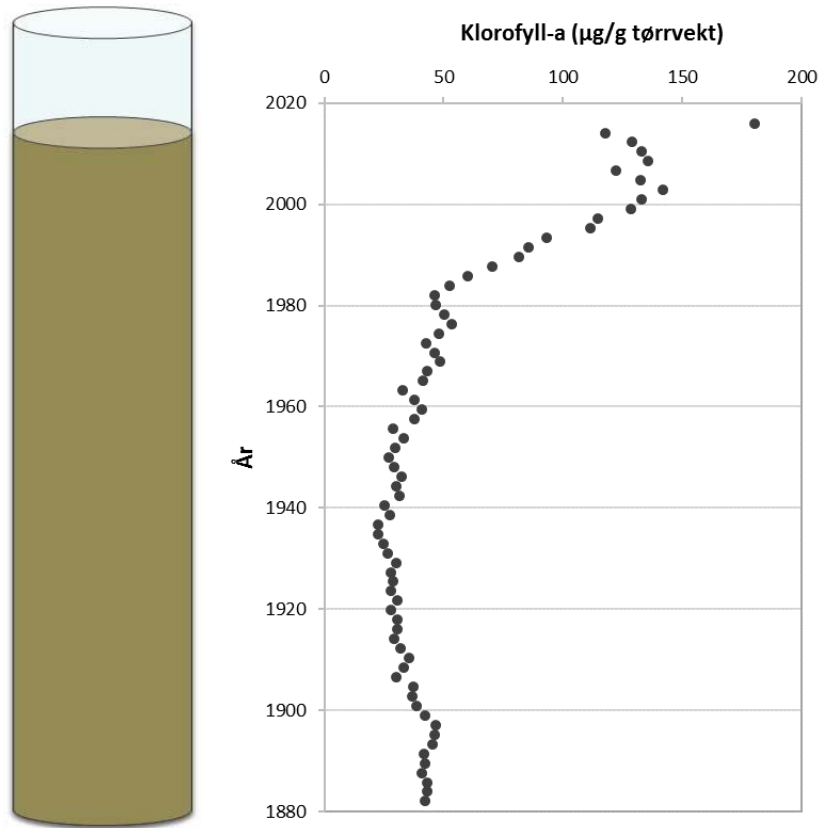
Datering. Sedimentkjernen var 72 cm lang og dateringen anslår at alderen på kjernen er ca. 135 år. Det vil si at den eldste delen av sedimentkjernen (72 cm) er omtrent fra år 1880. Dateringen baserer seg på Ce137 og forekomst relateres til Tjernobylyykkken i 1986. I et uforstyrret sediment vil en kunne forvente en skarp topp med Ce137, gjerne i bare en cm av sedimentet. I sedimentet fra Tunevannet ble det målt en gradient av Ce137 over flere cm av sedimentkjernen, med en markert topp ved 16 cm. Dette er typisk for et mer forstyrret sediment, gjerne på grunn av vinddrevet resuspensjon av sedimentoverflaten. Det kan antas at Tunevannet har slike forhold da innsjøen er relativt grunn og er svært eksponert for vind. Oppvirvling av sediment p.g.a. fisk kan også medføre at sedimentet forstyrres.

Tørrestoffinnhold/kornstørrelsesfordeling. Vanninnholdet i sedimentet er høyt og forblir høyt til om lag 30 cm ned i sedimentkjernen. En analyse av kornstørrelsesfordeling i sedimentene viser for det første at sammensetningen av ulike kornstørrelser er lik i hele sedimentkjernen. Videre så er hoveddelen av sedimentet fin silt og mellomfin silt, mens andelen leire er mindre enn 10 %. At selve sedimentet er såpass grovkornet og at leirinnholdet er lavt (omtrent 10 %) kan indikere at innsjøen ikke bare er påvirket av avrenning fra leirholdig grunn (i nord, med landbruksarealer), men at det også er grovere erosjonsmateriale som antatt kommer fra raområdene i den søndre delen av nedbørfeltet. På den andre siden er erosjons-sedimentasjonsprosessen kompleks. De marine leirjordstypene i jordbruksarealene inneholder > 50 % silt. Silt eroderer lettere og sedimenterer raskere enn leirpartikler, men leirpartiklene finnes ofte sammenkittet i aggregater og vil da sedimentere raskere enn siltpartikler. Sedimentasjonen avhenger også av romlig fordeling i innsjøen, der sedimentkjernen representerer det dypeste område langt fra jordbruksarealene og slik sett skulle inneholde mest av de partiklene fra jordbruket som holder seg flytende lengst.

Pigmenter. Sedimentkjernen viser at det først skjer en gradvis økning i klorofyll-a mengden fra om lag 1960-1980 og at det i perioden mellom 1980-2000 skjer en kraftig økning i klorofyll-a-mengden (figur 7). Det skjer samtidig en endring i pigmentsammensetningen i perioden mellom 1980-2000 og «markørpigmenter» for cyanobakterier øker i denne perioden (data ikke vist her).

Utvikling i vannkvalitet i Tunevannet basert på foreløpige resultater fra sedimentkjernen. De foreløpige resultatene viser altså at det skjedde en økning og endring i algesammensetningen særlig fra 1980. Dette gjenspeiler de forholdene som beskrives i overvåkningsrapportene fra 1984 (Bjørndalen m.fl., 1984) og 1993 (Schartau m.fl., 1993), nemlig at det har skjedd store endringer i planteplanktonsammensetningen fra begynnelsen av 1980-tallet og til begynnelsen av 1990-tallet. Det var mye boligbygging i nedbørfeltet til Tunevannet frem til omtrent 1980, og det kan ha vært økt erosjon i forbindelse med bygging og graving, som kan tenkes å bidra til utvikling av vannkvaliteten i den etterfølgende perioden mellom 1980-2000. Erosjon på

jordbruksarealene kan heller ikke utelukkes, men sedimentkjernen er tatt ut ganske langt mot sør og langt fra jordbruksarealene.



Figur 7. Mengde klorofyll-a i sedimentkjernen fra Tunevannet.

Allerede fra 1940 er det mulig å se en økning i algemengden. Dette kan ha sammenheng med utviklingen i landbruket og utbygging i området med bl.a. etablering av badestrand.

5.2 Innsjøinterne prosesser i Tunevannet

NIVA utarbeidet et notat i 2015 som drøftet lufting av bunnvann som tiltak mot interngjødsling av fosfor i Tunevannet (Haande, 2015). Det foreligger nå ytterligere undersøkelser fra 2016 som kan tas inn i vurderingene. Det er tatt oksygenmålinger fra Tunevannet i forbindelse med overvåking i 2010, 2012, 2015 og 2016 (figur 8). Disse målingene viser at det ikke er stabile sjiktningforhold i den relativt grunne innsjøen og at det ofte er god innblanding av oksygen i hele vannsøylen. Det kan være perioder med mindre oksygen i bunnvannet, men målingene viser at det ikke er oksygenfrie forhold i bunnvannet.

I 2015 ble det i mars, april og oktober målt temperatur- og oksygenprofiler ved seks stasjoner i Tunevannet. Disse målingene ble gjennomført av referansegruppa for Tunevannet og resultatene viser at temperaturen stort sett var lik i hele vannsøylen, noe som bekrefter at det ikke er noen stabil sjiktning i innsjøen. Videre var det gode oksygenforhold til omtrent en meter over bunnen og

så avtar oksygenkonsentrasjonen raskt ned mot sedimentoverflaten. Det må bemerkes at målingene som er tatt i overvåkingsprosjektene og de som er tatt av referansegruppa er tatt med litt ulik metode. I overvåkingen sendes sonden ned til bunnvannet og trekkes opp igjen når sedimentoverflaten er nådd. Referansegruppa har senket sonden ned til sedimentoverflaten og latt sonden synke ned i sedimentene. Dermed vil målingene fra det dypeste punktet være en måling av oksygennivået i porevannet i sedimentet. Det vil alltid være mindre oksygen i porevannet i sedimentet enn i de frie vannmassene, og det er oksygennivået i bunnvannet rett over sedimentet som er interessant for å si noe om interngjødsling. Også målingene fra referansegruppa viser at det aldri er helt oksygenfritt bunnvann, også ikke litt ned i sedimentoverflaten.

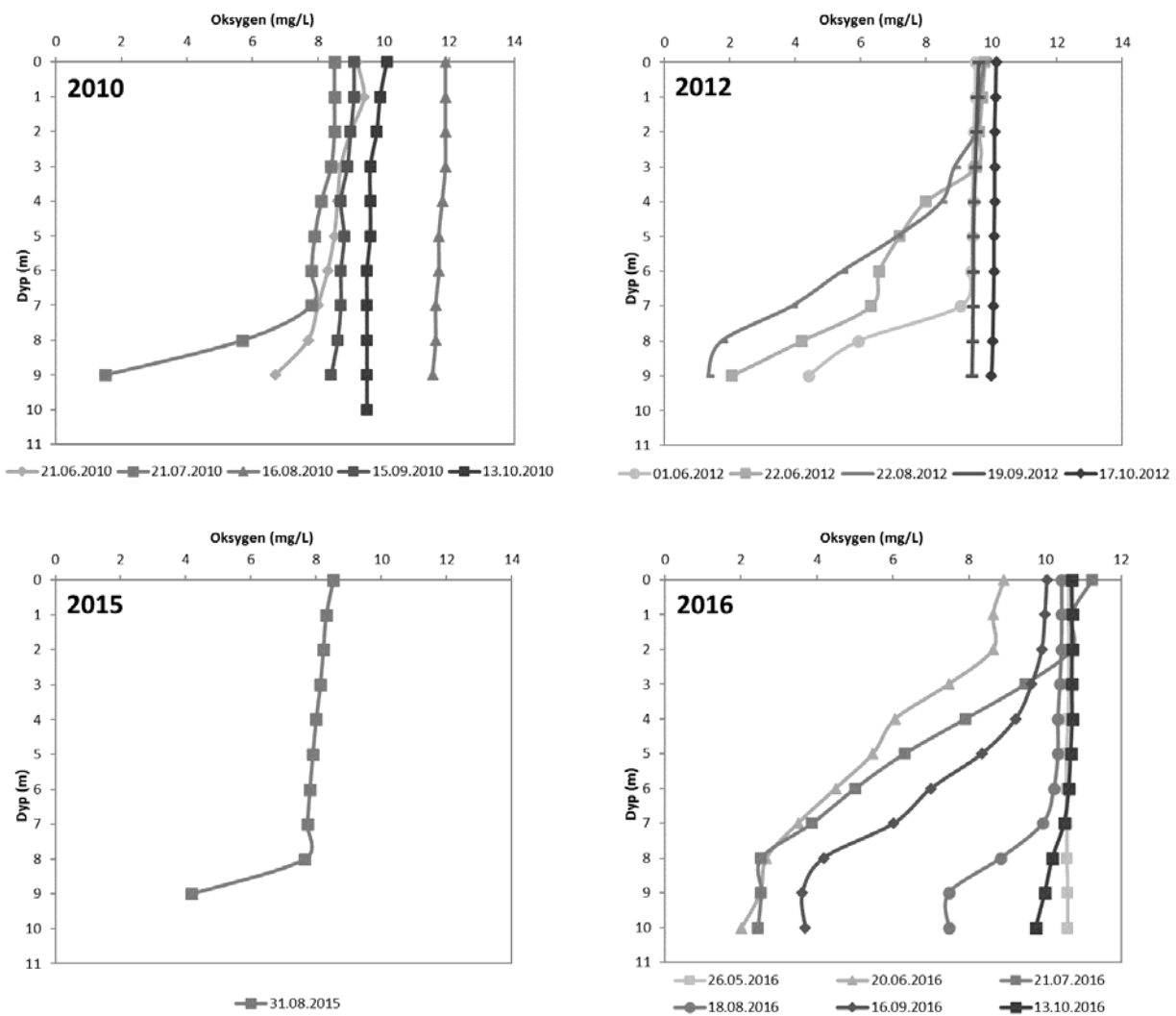
Prøver som er tatt fra bunnvannet rett over sedimentet i Tunevannet i 2016, viser at konsentrasjonen av fosfat er lav og det kan derfor antas at det ikke er et problem at fosfat frigis fra sedimentene i Tunevannet.

Sedimentkjernen som ble tatt i 2016 hadde ingen lameller, altså skifte mellom mørkere og lysere lag. Sedimentkjernen understøtter derfor antakelsen om at oksygenfritt bunnvann ikke forekommer i lange perioder i Tunevannet (se forrige delkapittel).

Det kan imidlertid være andre innsjøinterne prosesser i Tunevannet som medfører en interngjødsling av fosfor i innsjøen, f.eks. ved resuspensjon av partikkelbundet fosfor. Det er sannsynlig at vinddreven resuspensjon av fosfor fra sedimentene forekommer i innsjøen (se foregående delkapittel). Videre kan det antas at fisk medfører en resuspensjon av fosfor fra sedimentene i Tunevannet. Det er imidlertid ikke mulig å kvantifisere betydningen av disse prosessene i form av hvor mye fosfor som resirkuleres fra sedimentene.

Interngjødsling i en innsjø

Innsjøer får tilført fosfat fra nedbørfeltet gjennom elver, bekker, eller med grunnvann. Når det er oksygen til stede, bindes en del av fosfatet umiddelbart til jern eller andre metaller. Under denne prosessen dannes små fnokker som synker til bunns og blir en del av sedimentet. Resten av fosfatet kan tas opp av alger og integreres i deres biomasse. Når algene dør, frigjøres noe av fosfatet igjen. Resten transporteres med biomassen til sedimentet. I de fleste norske innsjøer fjernes på denne måten omtrent 50-70 % av fosfor fra vannet, men denne prosessen er reversibel. Hvis konsentrasjon av oksygen i bunnvannet underskrider 0,1 mg/l frigjøres det fosfat fra sedimentet. Dette skjer vanligvis om sommeren eller vinteren under stagnasjon. Fosfat akkumuleres da direkte over sedimentet og blandes inn i hele vannsøylen under den neste sirkulasjonsperioden. Denne prosessen kalles interngjødsling. Interngjødslingen medfører en resirkulering av fosfat i innsjøen og motvirker dermed tiltak i nedbørfeltet.



Figur 8. Oksygenforhold i Tunevannet, 2010, 2012, 2015 og 2016.



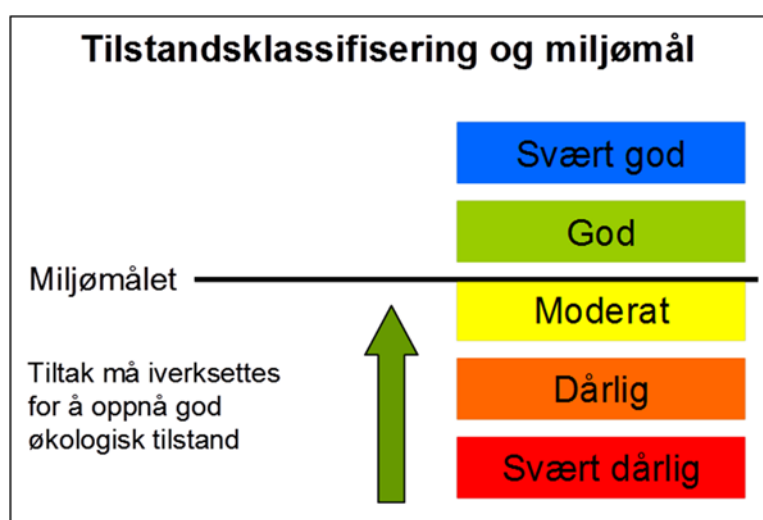
Badeplass i Sarpsborg (Foto: M. Bechmann).

6 VURDERING AV MILJØMÅL FOR TUNEVANNET

6.1 Vannforskriften og miljømål

I forbindelse med implementeringen av EUs Vanddirektiv (vannforskriften) er det utarbeidet nye kriterier for å klassifisere miljøtilstand i elver og innsjøer. Et klassifiseringssystem ble utarbeidet og beskrevet i Veileder 01:2009 (Direktoratsgruppa, 2009), og en revidert utgave av klassifiserings-systemet er nå publisert i Veileder 02:2013 (Direktoratsgruppa, 2013).

Vannforskriftens miljømål er definert utfra et akseptabelt avvik fra naturtilstanden, altså en antatt referansetilstand som innsjøene hadde før menneskelig påvirkning.



Figur 9. Økologisk tilstand, med fem definerte klasser; "Svært god", "God", "Moderat", "Dårlig" og "Svært dårlig". Tiltak skal settes inn der tilstanden klassifiseres som verre enn "God", dvs. under "miljømålet"

Det er utarbeidet en innsjøtypifisering basert på parameterne kalsium og humusinnhold, samt størrelse og høyderegion (høyde over havet). Grunnen til denne vanntypeinndelingen er at ulike vann typer har ulik naturtilstand, og at dagens tilstand uttrykkes som avvik fra denne. Naturtilstanden er definert som den tilstanden som en vannforekomst har hatt før menneskelig påvirkning, og det kan pragmatisk sies å være tilstanden før intensivering av jordbruk og industri. For hver innsjøtype er det utarbeidet en forventet referanseverdi for den aktuelle parameteren, og tilstandsklassene er basert på avvik fra referanseverdi. Klassifiseringssystemet er inndelt i tilstandsklassene svært god, god, moderat, dårlig og svært dårlig, og det er oppgitt en naturtilstand for hver parameter (figur 9). Miljømålet er grensen mellom god og moderat tilstand. God tilstand er når miljømålet er oppnådd, og dersom miljømålet ikke er nådd skal tiltak iverksettes for å bedre tilstanden. Det er derfor viktig for en god vannforvaltning at miljømålene er så korrekte som mulig for den enkelte vannforekomst.

For enkelte vann typer er det mangelfullt eller manglende datagrunnlag for å lage gode miljømål. Dette gjelder blant annet leirpåvirkede elver og innsjøer. Det finnes ingen egen vann type for

leirpåvirkede innsjøer. Dette er relevant for Tunevannet hvor hele nedbørfeltet ligger under den marine grense, og dekningsgraden av leirjord er beregnet å være 28 %.

6.2 Vurdering av miljømålet i Tunevannet

Basert på overvåkingsdata kan Tunevannet defineres som en moderat kalkrik og klar innsjø, type 8/L-N1 (jf. Veileder 02:2013, Direktoratgruppen, 2013). Miljømålet for total fosfor er på 17 µg/l, for total nitrogen på 675 µg/l og for klorofyll-a på 9 µg/l.

Tunevannet var inkludert i den nasjonale «Utprøving av system for basisovervåking i.h.t. Vannforskriften» i 2010 og 2012 og basert på analysedata fra disse to årene så ble Tunevannet definert å ikke være i god økologisk tilstand (Schartau m.fl., 2012, 2013). I 2011-2012 gjennomførte NIVA en tilstandsklassifisering av en rekke utvalgte vannforekomster i vannområde Glomma sør og også i dette arbeidet ble Tunevannet definert å ikke være i god økologisk tilstand (Haande mfl. 2012).

Tunevannets nedbørfelt ligger under den marine grense og det er beregnet en dekningsgrad av leirjord i nedbørfeltet på 28%. Det kan derfor antas at innsjøen er leirpåvirket. Videre så er nedbørfeltet svært lite og innsjøen har svært lang oppholdstid. Innsjøen har også egenskaper som er typiske for naturlig eutrofe innsjøer som for eksempel lav gjennomsnittsdypde og mangel på stabil temperatursjiktning om sommeren. Det er flere faktorer som taler for at det bør gjøres en vurdering av miljømålet for Tunevannet jf. det som gis i vannforskriften.

Den delvis analyserte sedimentkjernen som er tatt i Tunevannet i 2016 kan gi noen indikasjoner.

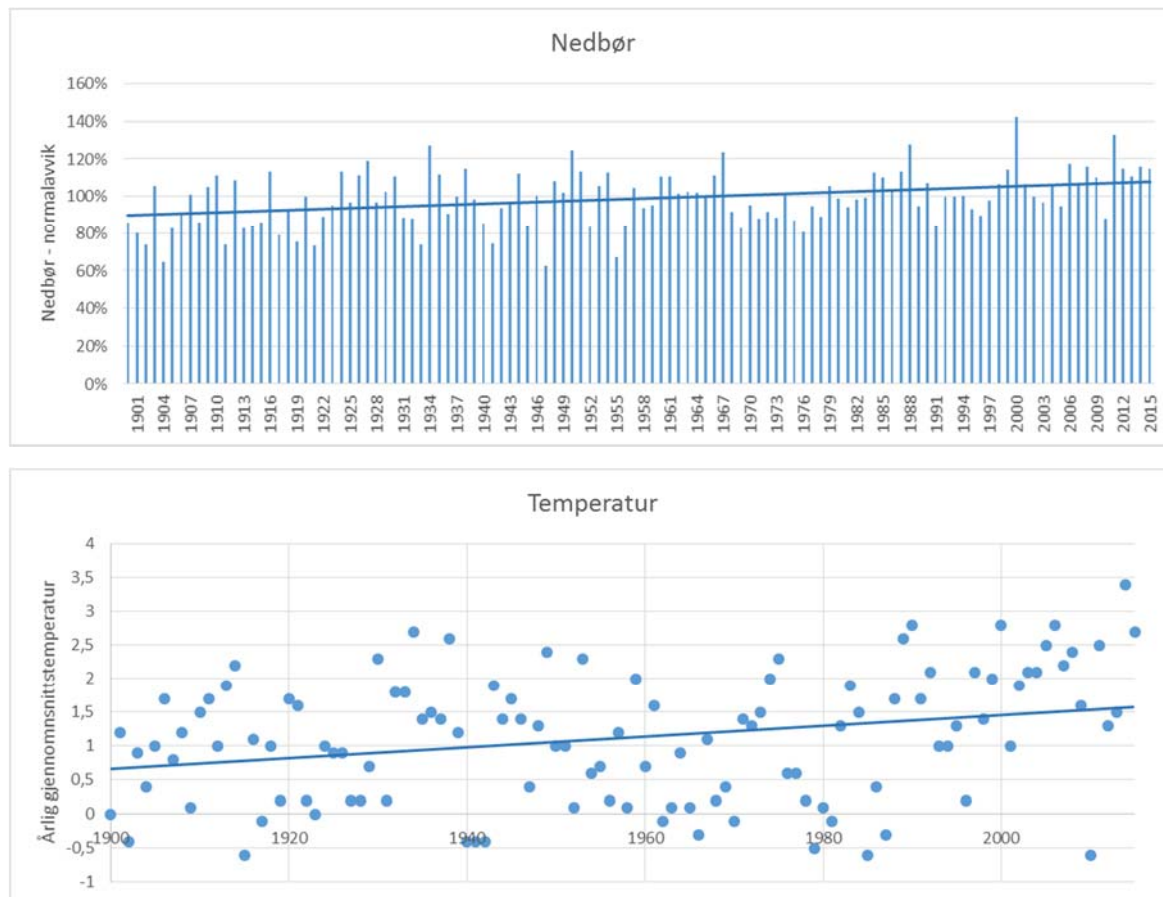
- Det har skjedd endringer i klorofyll-a konsentrasjonen og det har vært langt lavere produktivitet i innsjøen før 1960-årene. Det vitner om at det har skjedd en eutrofieringsprosess i innsjøen.
- Sedimentene har lavt innhold av leire, til tross for at nedbørfeltet ligger under den marine grensen og at leirdekningsgraden er beregnet til å være 28%. Det kan bety at innsjøen også mottar erosjonsmateriale fra områder i nedbørfeltet som består av mer siltholdig materiale, sånn som raområdet i sørenden av innsjøen.
- På den andre siden inneholder leirjord også mye silt, som eroderes lettere enn leirpartikler fra bl.a. jordbruksområdene. Det kan dessuten skje en sortering i sedimentasjonsprosessen slik at silten sedimenterer, mens leire forsvinner ut i utløpsbekken. Ut fra sedimentkjernen kan det derfor ikke utelukkes at jordbruket har en vesentlig betydning.

Analysene av de ulike elementene (e.g. fosfor, svovel, C/N forhold) vil gi et enda bedre bilde av utvikling i vannkvalitet i Tunevannet, men disse datene foreligger ikke enda.

Det kan ikke utelukkes at miljømålet i Tunevannet er for strengt ut fra de forholdene som råder i innsjøen. Det må utredes bedre, basert på de fullstendige analysene fra sedimentkjernen. Vi har valgt å bruke de gitte miljømålene for vanntype 8 (L-N1) i arbeidet med den reviderte tiltaksanalysen.

6.3 Vannkvalitet i Tunevannet og påvirkning av et endret klima

Målinger ved Meteorologisk Institutt viser at både nedbør og temperatur har økt over de siste ca 100 år på Østlandet og ved Sarpsborg meteorologiske stasjon (figur 10).



Figur 10. Temperatur og nedbør ved Sarpsborg brannstasjon siden 1900 (Meteorologisk Institutt).

Det er i all hovedsak eksterne tilførsler av næringsstoffer til Tunevannet som har gitt problemer med eutrofiering og oppblomstring av cyanobakterier i innsjøen. Overvåkingsdata viser at det har skjedd endringer i vannkvaliteten fra begynnelsen av 1980-tallet og frem til 1990-tallet. Fra 1990-tallet og frem til i dag ser en ingen endring i vannkvaliteten i Tunevannet. Det er stabilt høye fosfornivåer i innsjøen og det har vært stort sett årlig oppblomstring av cyanobakterier som har medført at kommunen har advart mot bading i innsjøen (se figur 1). Det vil være viktig å få innholdet av fosfor ned og samtidig holde nitrogeninnholdet lavt.

Det foreligger ingen overvåkingsdata fra før 1980-tallet som kan belyse utvikling i vannkvalitet. Den store endringen fra mesotrofe til eutrofe forhold i innsjøen fra 1980-tallet til 1990-tallet kan kun delvis forklares med økt avrenning fra kommunalt avløp og/eller fra landbruket i samme periode. I en overvåkingsrapport fra begynnelsen av 1990-tallet belyses det samme, nemlig at de observerte endringene i vannkvalitet fra begynnelsen av 1980-tallet til begynnelsen av 1990-tallet ikke alene kan forklares med økte utslipp fra avløp eller økt avrenning fra landbruket (Løvstad m.fl., 1991). Det må derfor i tillegg være andre kilder til tilførsel av næringsstoffer til innsjøen. Det foreligger en del antakelser, særlig angående interne prosesser som kan være av betydning for

intern fosforomsetning i innsjøen. Undersøkelser og vurderinger knyttet til dette ble diskutert grundig i kapittel 5. Resultatene fra oksygenmålinger i innsjøen, målinger av totalfosfor- og fosfatkonsentrasjon i bunnvannet over sedimentet, samt utseende av sedimentkjernen gir et godt grunnlag for å anta at oksygenfritt bunnvann ikke forekommer i lange perioder i Tunevannet og at det derfor ikke er et problem at fosfat frigis fra sedimentene i Tunevannet på grunn av oksygensvikt. Andre innsjøinterne prosesser kan imidlertid medføre en resuspensjon av fosfor fra sedimentene. Innsjøen er grunn og ikke stabilt sjiktet og dermed kan vinddrevet resuspensjon av fosfor fra sedimentene forekomme. Det er også mye fisk som kan føre til resuspensjon av fosfor fra sedimentene. Det er ikke mulig å kvantifisere betydningen av disse prosessene i form av hvor mye fosfor som resirkuleres fra sedimentene.

Klimaendringer, i form av økt temperatur og hyppigere og kraftige nedbørepisoder vil øke problemer med eutrofiering og masseforekomst av cyanobakterier i vannforekomster (Paerl og Huismann, 2008). Mer og kraftigere nedbør vil kunne medføre større tilførsler av næringsstoffer til innsjøen og dermed gi bedre vekstforhold for alger og cyanobakterier. Vi har i kapittel 4.2.1 påpekt at nitrogen kan være en begrensende faktor for algevekst i Tunevannet i løpet av vekstsesongen og at det er en klar sammenheng mellom årsnedbør og mengde nitrogen i innsjøen. En økning i nitrogen vil kunne medføre større problemer med algeoppblomstringer. Selv om det er høye konsentrasjoner av fosfor i Tunevannet, kan det være perioder, som regel mot slutten av vekstsesongen, hvor fosfor er begrensende for algevekst. Derfor vil også økte tilførsler av fosfor være negativt for utvikling av vannkvaliteten i Tunevannet.

Økte temperaturer vil medføre mindre stabilt isdekke og dermed mer vindvind-blanding av vannsøylen i innsjøen og en økt lengde på vekstsesongen. Videre vil høyere vanntemperatur fremme vekst av cyanobakterier fremfor andre grupper av planteplankton. De siste årene har Tunevannet enten ikke blitt islagt eller kun delvis blitt islagt og dette vil kunne ha negative konsekvenser for utvikling av vannkvalitet i innsjøen.

6.4 Avlastningsbehov

Avlastningsbehovet er beregnet med Fosres-modellen som er beskrevet av Berge (1987). Modellen baserer seg på sammenhengen mellom innsjøens fosforkonsentrasjon og fosfortilførslene og er basert på undersøkelser i grunne og middelsgrunne innsjøer i Norge. Disse sammenhengene varierer for hver innsjø og det beregnede avlastningsbehovet er ikke eksakt.

I Fosres-beregningene for Tunevann inngår opplysninger om et middeldyp på 5,4 m, 6,4 års oppholdstid, avrenning på 2 mill. m³, fosforkonsentrasjon i innsjøen på 34 µg/L og et miljømål på 17 µg fosfor/L. På grunnlag av dagens fosforkonsentrasjon i innsjøen er fosfortilførslene teoretisk beregnet til 201 kg fosfor/år. Ved miljømålet er fosfortilførslene beregnet til 101 kg fosfor/år.

Ut fra miljømålet er det altså behov for en halvering av fosforkonsentrasjonen og dermed en halvering av fosfortilførslene. Avlastningsbehovet blir da 100 kg fosfor/år, det vil si en nedgang i fosfortilførselene fra 201 kg fosfor/år ved dagens tilførsler til 101 kg fosfor/år. Avlastningsbehovet i Tiltaksanalysen fra 2002 ble beregnet til 73 kg fosfor/år (Sarpsborg kommune, 2002).

7 GJENNOMFØRTE TILTAK

7.1 Jordbruk

Det er gjennomført en rekke tiltak for å redusere fosforavrenningen fra jordbruksarealene i nedbørfeltet til Tunevann. Det viktigste jordbrukstiltaket er å unngå høstpløying. Det gjelder både høstpløying med og uten høstkorn. I kapittel 8 er det gjort beregninger av effekten av å endre jordarbeidingspraksis fra høstpløying til jordarbeiding på våren. Dersom alt kornareal var høstpløyd ville estimert fosforavrenning vært på 74 kg/år. Med dagens jordarbeidingspraksis (gjennomsnitt over de siste 5 år) er estimert fosforavrenning redusert til 54 kg fosfor. Høstkorndyrking, som utgjorde en stor arealandel høsten 2016, gir i gjennomsnitt mer erosjon og større fosfortap sammenlignet med høstpløying. Det skyldes at høstkorndyrking for det meste betyr at høstpløying blir foretatt tidlig med flere ganger harving, noe som fører til at jorda blir finsmuldret i overflaten og derfor er lett eroderbar.



Overvintring i stubb i nedbørfeltet til Tunevann (Foto: M. Bechmann)

En del av arealet ligger i gras og fosforavrenningen fra disse arealene er lav sammenlignet med om arealene hadde vært høstpløyd.

I Skjørenbekken ble det anlagt en fangdam i 1999. Fangdammen har god effekt på fosforavrenningen dersom den jevnlig renses for sedimenterte masser. Tabell 3 viser at fangdammen kan redusere fosforavrenningen med 20 kg fosfor/år dersom alt areal er høstpløyd. Effekten av fangdammen er mindre når tilførslene er mindre, som f.eks. når alt kornareal overvintrer i stubb.

De senere årene har det også vært fokus på å redusere erosjon i dråg som følge av overflateavrenning. I 2016 er det innvilget tilskudd til en overvannsledning som skal redusere overflateavrenningen og erosjon i dråg på skifte 3c (se vedlegg). Dessuten er det søkt tilskudd til utbedring av erosjon rundt kummer og dårlige sementrør på skifte 5b, 5c og 5d. Tiltakene er

gjennomført i løpet av det siste året og vil føre til redusert erosjon rundt kummer og rør og mindre overflateavrenning. Effekten av tiltakene er ikke estimert.

Det har vært gjennomført redusert fosforgjødsling i nedbørfeltet siden 2002 (Notat fra Sarpsborg kommune til Landbruksutvalget, 2009). Tiltaket består i at vassdragsnære jordbruksarealene med høyt fosforinnhold gjødsles mindre med fosfor for å få redusert fosforinnholdet. Nedgang i jordas fosforinnhold skjer over tid og en tydelig nedgang kan foreløpig ikke registreres i jordprøvene (Øgaard og Pedersen, 2016).

De gjennomførte tiltakene i jordbruket i løpet av de siste 15 årene vil bidra til å redusere fosfornivået i Tunevann, men variasjoner i været, som påvirker den årlige fosforavrenningen og tilbakeholdelse i nedbørfeltet gjør det vanskelig å dokumentere slike effekter på kort sikt.

7.2 Kommunalt avløp

Ifølge tiltaksanalyse 2001 var overløp, feilkoblinger og lekkasjer mangelfullt dokumentert (Kraft m.fl., 2001). Lekkasjen fra eldre kommunale gravitasjonsledninger rundt Tunevannet ble vurdert til 5 % av produksjonen fra 250 personer, tilsvarende 7,5 kg fosfor/år. Nyere beregninger baserer seg på en befolkning på 1000 personer og gir derfor høyere fosfortap på tross av at det er gjennomført en rekke tiltak. Tiltakene som er gjennomført siden 2001 omfatter forbedringer på både pumpestasjon og ledningsnett:

- Utbedring av pumpestasjon Bakkeli.
- Kloakkering av bebyggelsen ved Skjørenlandet (2005).
 - Fra spredt avløp til kommunalt nett.
- Kloakkering av deler av boligfelt på østsiden av Tunevann ble gjennomført i 2011.

7.3 Spredt avløp

I Tiltaksanalyse for Tunevannet fra 2001 ble det beregnet et fosforutslipp på 25 kg/år (Kraft m.fl., 2001). Siden da er det gjennomført omfattende tiltak for å redusere disse utslippene. Det gjenstår nå kun én eiendom som ikke er tilknyttet kommunalt avløp samt ca. 10 hytter som delvis ikke har innlagt vann. Utslipp fra disse i 2016 er estimert til ca 1 kg fosfor/år, som beskrevet i kapittel 8.3. Det vil si en reduksjon på 24 kg fosfor/år.

7.4 Innsjøinterne tiltak

Det er gjennomført ulike innsjøinterne tiltak i Tunevannet for å redusere og kontrollere interne omsetning av fosfor i innsjøen. Det har blitt antatt at intern omsetning av fosfor er av stor betydning i Tunevannet, men det har ikke vært datagrunnlag for å lage gode estimater på omfanget av en slik intern fosforomsetning.

Biomanipulering: Både overvåkingsrapporter (Schartau m.fl., 1993 og Løvstad m.fl., 1991), kommunale tiltaksplaner (Sarpsborg kommune, 1997, 2002) og eksterne faglige tiltaksplaner (Naturplan, 2001, Annadotter og Aagren, 2002, Annadotter og Forssblad, 2010) har anbefalt å gjennomføre ulike typer av biomaniplering; altså utfisking av planktonspisende fisk og utsetting

av rovfisk). I Tunevannet har det blitt gjennomført utfisking av karpefisk i 2003-2004 og i 2011 og det har blitt satt ut rovfisk (gjørs) i 2006.

Sivklipping: I perioden 2011-2016 har det årlig blitt klippet siv i nord- og østdelen av innsjøen, samt ved badeplassene i sørenden. Hovedsakelig er dette et tiltak for å hindre gjengroing av rekreasjonsområder. Tiltaket kan kanskje også bidra til å fjerne fosfor som er bundet i plantematerialet i stedet for at plantematerialet brytes ned og fosfor frigjøres.

Uttak av vann til industri: Det har siden 1930-tallet blitt tatt ut vann fra sørenden av Tunevannet til (nåværende) Nordic Paper på Greåker. Det har opp gjennom årene blitt tatt ut ulik mengde vann pr. år (se delkapittel 8.7.1). Dette vannuttaket har medført vannstandsendringer og en økt vannsirkulasjon fra nord til sør i innsjøen.

8 FOSFORTILFØRSELER OG TILTAKSEFFEKTER

Kilder til fosfor i nedbørfeltet til Tunevann er vurdert ut fra opplysninger i tidligere rapporter, digital informasjon, tilgjengelige kart og informasjon fra Sarpsborg kommune. Kildene omfatter jordbruk, kommunalt avløp, spredt avløp, boligfelt og samferdsel, skog og utmark, parkanlegg og tilførsler fra luft. Størrelsen på de enkelte fosforkildene er estimert og det er gjort en vurdering av algetilgjengeligheten av fosforet. En del kilder varierer mye fra år til år på grunn av været og her er det presentert gjennomsnittlige tall for tilførsler for en årrekke.

8.1 Jordbruk

Avrenning fra jordbruket består av arealavrenning og punktutslipp. Det er ikke registrert lager for husdyrgjødsel innenfor nedbørfeltet, så her er det kun regnet med arealavrenning. Arealavrenning av jord- og fosfor er beregnet for åker, eng og beite. Dessuten er det gjort vurderinger av jord- og fosfortap på grunn av drågerosjon.

8.1.1 Arealavrenning av fosfor fra åker og eng

Fosfortilførsler fra åker og eng er beregnet med Agricat2-modellen (Kværnø m.fl., 2014a) og baserer seg på erosjonsrisikokart for området, informasjon om vekster og jordarbeiding og opplysninger om jordas fosforstatus der det er tilgjengelige data. Agricat2-modellen omfatter flate- og rilleerosjon, mens erosjon i dråg ikke ingår i beregningene. Effekten av tiltakene er basert på forsøksresultater bl.a. fra områder med jordtyper og hellinger som svarer til jordbruksarealene i nedbørfeltet til Tunevann. Modellen er kort beskrevet i vedlegg 1 og resultater fra beregningene er presentert i tabell 3 og figur 11. Jordbruksarealene i nedbørfeltet til Tunevann fordeles på 11 % i erosjonsklasse (ERkl) 1, 86 % i ERkl 2 og 3 % i ERkl 3. Jord- og fosfortap ved faktisk drift for de enkelte årene i tabellen varierer på grunn av variasjoner i jordbruksdrift (f.eks. jordarbeiding), men det blir ikke tatt hensyn til værvariasjoner i modellen.

I tillegg til å beregne for faktisk drift i årene 2012-2016, er det også gjennomført beregninger av effekten av følgende jordarbeidingsmetoder (tabell 3):

- Hele jordbruksarealet høstpløyd, og ingen fangdam
- Hele jordbruksarealet høstpløyd, eksisterende fangdam inkludert
- Hele jordbruksarealet overvintret i stubb, eksisterende fangdam inkludert
- Grasarealer som ved faktisk drift, og resten av jordbruksarealet overvintret i stubb, , eksisterende fangdam inkludert
- Gras på hele jordbruksarealet, eksisterende fangdam inkludert
- Drift som ved faktisk drift, og PAL satt til 7 der PAL er større enn 7, eksisterende fangdam inkludert

De gjennomsnittlige (2012-2016) tapene av jord og fosfor ved faktisk drift ble beregnet til henholdsvis 26 tonn jord og 54 kg fosfor. Hvis vi anslår at andelen biotilgjengelig fosfor er ca. 25 %, blir tap av biotilgjengelig fosfor 14 kg.

8.1.2 Tiltak mot fosfortap fra åker og eng

Det ble beregnet jord- og fosfortap for en rekke driftsendringer sammenliknet med faktisk drift.

Referanseverdier uten tiltak. Referanseverdiene forutsetter at alt dyrka areal (inklusive det som i dag er gras- og beitearealer) er høstpløyd, og at det ikke er noen fangdam i feltet.

Referanseverdiene var på henholdsvis ca. 60 tonn jord- og 94 kg fosfortap. Med faktisk drift, inklusive fangdam, var det altså betydelig lavere jord- og fosfortap (26 tonn jord og 54 kg fosfor) sammenliknet med denne referanseverdien.

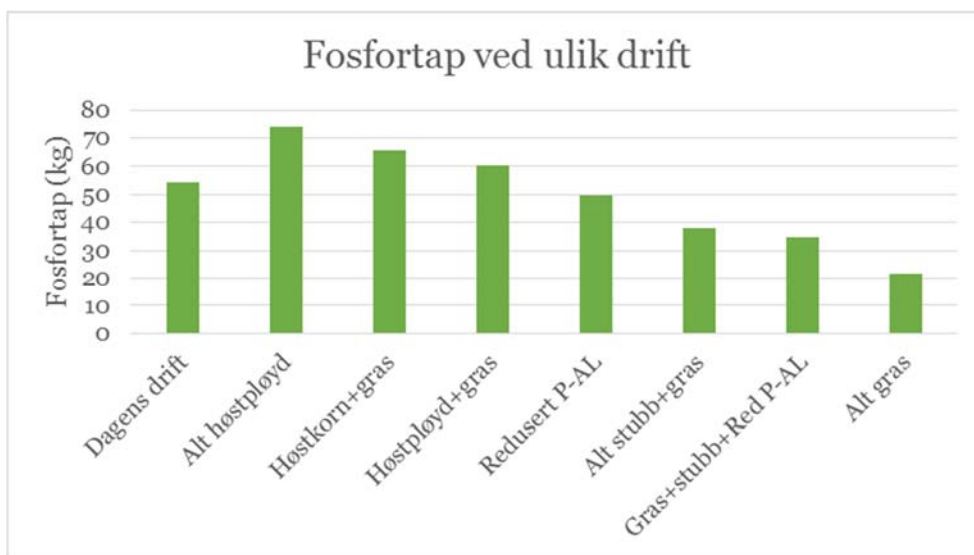
Tabell 3. Jord- og fosfortap fra jordbruksarealene, beregnet i Agricat2, for «faktisk drift» 2012-2016, og for utvalgte scenarier

Årlige tap		
Faktisk drift	tonn jord	kg fosfor
2016	31	63
2015	26	52
2014	25	52
2013	26	55
2012	23	49
Gjennomsnitt 2012-2016	26	54
Endringer i drift/tiltak	tonn jord	kg fosfor
Alt høstpløyd uten fangdam	60	94
Alt høstpløyd	38	74
Høstkorn+gras	33	65
Høstpløyd+gras	30	61
P-AL=7 der P-AL>7	26	50
Stubb+gras	16	38
Gras+stubb+P-AL=7 der P-AL>7	16	35
Alt gras	8	22

Høstpløyd. Det ble også gjort en beregning av alternative eksempler der fangdammen er inkludert. I det ene eksemplet («Alt høstpløyd») er dagens beitearealer beholdt med grasdekke, mens resten av dyrka mark er høstpløyd. I det andre scenariet («Høstpløyd+gras») er også de andre grasarealene beholdt som i dag. Fosfortapet var da 60-74 kg/år, altså 20-30 kg lavere enn når fangdammen ikke var inkludert. Grunnlaget for erosjonsrisikokartet, og dermed modellen, er høstpløying langs fallet. Høstpløying på tvers av fallet er ofte anbefalt som et tiltak, men effekten er ikke kvantifisert.

Høstkorn. Det ble også beregnet et eksempel der grasarealene er beholdt som i dag, og med høstkorn med høstpløying på alle kornarealene («Høstkorn+gras»). Dette ga litt høyere fosfortap enn ved vårkorn med høstpløying, ettersom høstkorn med høstpløying i gjennomsnitt er en mer erosjonsutsatt kultur enn vårkorn med høstpløying. Dette er basert på forsøksdata fra Norge, Sverige, Finland og Danmark. Erosjonsrisikoen vil naturlig nok være lavere i år med spesielt

gunstige forhold for høstkorndyrking, og høyere i mer ugunstige år. Høstpløying til høstkorn foregår normalt tidligere om høsten enn for areal med vårkorn, og nedbør før plantedekket har utviklet seg, gir da økt risiko for erosjon.



Figur 11. Fosfortap (kg) fra jordbruksarealer i nedbørfeltet til Tunevann ved ulik jordbruksdrift. Se tekst for forklaring på de ulike jordarbeidingene.

Jordas fosforstatus. Effekten av redusert gjødsling med fosfor er vist i et eksempel der jordas fosforstatus (P-AL) er redusert. P-AL er satt til 7 mg/100g på skifter der P-AL er større enn 7 («PAL=7 der PAL>7»), og det er tatt utgangspunkt i at driften ellers tilsvarer dagens drift. Effekten av redusert gjødsling på jordas fosforstatus og dermed på fosfortap og vannkvalitet, vil man antakelig ikke se før etter noen år. I denne beregningen ga dette scenariet en reduksjon på ca. 5 kg fosfor (10 %) i forhold til dagens drift.

Overvintring i stubb. Eksemplet der alt kornareal overvintrer i stubb, mens grasarealene ligger fast som i dag («Stubb+gras»), ga en reduksjon på 16 kg fosfor (ca. 30 %) sammenliknet med dagens drift. Ved å kombinere dette med P-AL-reduksjon («Gras+stubb+P-AL=7 der P-AL>7»), ble reduksjonen på 19 kg fosfor i forhold til dagens drift.

Gras/eng. Det mest effektive tiltaket var å legge gras på alle arealene («Alt gras»), noe som ga en reduksjon på drøye ca. 30 kg fosfor (60 %). Kombinert med P-AL-reduksjon ville effekten blitt enda litt bedre (2-3 kg fosfor). Det som imidlertid ikke tas høyde for her, er at utfrysing av fosfor fra plantemateriale antakelig er høyere fra grasarealer enn fra kornarealer, slik at i praksis er effekten antakelig noe mindre enn det beregningene viser.

Beite som buffersone. Det er en mulighet for at beitet på skifte 3c (se vedlegg 1, figur 2) fungerer som en buffersone for avrenning fra ovenforliggende skifter, men det er vanskelig å anslå hvor mye av arealet som drenerer inn i denne. Derfor er dette ikke tatt med i betraktning i disse beregningene. Som buffersone vil dette arealet kunne fange opp noen av partiklene og fosforet som renner av på overflata, mens det som tapes gjennom drenerør ikke vil renses av buffersonen. En

grov tilleggsberegning antyder at dersom dette arealet fungerer tilfredsstillende som buffersone, vil fosfortapet fra det totale jordbruksarealet være omtrent 10 % lavere enn beregnet her.

Betydning av beiting for fosfortilførsler. Det inngår et beregnet tap av partikkelbundet fosfor (Agricat²) fra beitearealet på ca. 6 kg. En kan dessuten regne med et tap av løst fosfor fra husdyrgjødsel på beitearealet på ca. 5 kg (ca. 100 g/daa beiteareal). Tallet er basert på et gjennomsnitt av undersøkelser gjort på beitearealer på våre breddegrader. Dersom dyrene har direkte tilgang til vannet (fangdammen, biofilteret eller innsjøen) vil det være en risiko for økte tilførsler. Ved avgrensning av beitet mot vannet vil en kunne unngå slike direkte tilførsler.

Sedimentasjon. Det er usikkert hvor stor del av det eroderte materialet i beregningene som når fram til resipienten. Arealene er relativt flate, og en del partikler vil antagelig sedimentere underveis. Arealer som ligger lenger unna resipienten vil da bidra mindre til det totale fosfortapet. Derimot vil materiale som når fram til eventuelle nedløpskummer på jordet transporteres direkte ut i dreneringssystemet, og da spiller det mindre rolle hvor langt unna resipienten jordet er.

Fangdammer. Etablering av en ny fangdam på søndre jorde vil kunne fange opp sediment og fosfor i avrenning fra et areal på ca 40 daa. Den beregnede effekten av et slikt tiltak er på ca. 2 kg fosfor/år. Dersom den eksisterende fangdammen i Skjørenbekken utvides til det dobbelte vil en kunne redusere fosfortapet med ytterligere 3 kg/år. Fjerning av sedimenter i den eksisterende fangdammen er en forutsetning for den effekten som er tillagt dammen. For øvrig er det i Hauge (2009) presentert ulike tiltak for å forbedre renseeffekten av den eksisterende fangdammen samt tiltak for å redusere erosjon og overflateavrenning i forbindelse med lukkingsanlegg. Disse tiltakene kommer i tillegg til utbedring av selve lukkingsanlegget som allerede er gjennomført.

8.1.3 Erosjon og fosforavrenning i dråg og tiltak

Kart over flomveier og flybilder indikerer at det er visse problemer med drågerosjon i feltet. De skiftene som synes å ha eller har hatt slike problemer, er først og fremst 3a, 3b, 3c, 3d og 5b (vedlegg 1, figur 2). Problemer og eventuelle løsninger for de aktuelle skiftene er beskrevet herunder.

Skifte 3a, 3b og 3d. Så vidt vi kan bedømme utfra tilgjengelig informasjon, er det ikke gjennomført tiltak mot drågerosjon på skiftene 3a, 3b og 3d, og flere av flybildene, samt kartlagte flomveier, tilsier at det forekommer drågerosjon på disse skiftene (figur 12). På vestsida av den lengste flomveien på 3b er den kartlagt erosjonsrisiko høy (klasse 3). Arealet øst for flomveien har middels erosjonsrisiko, det samme gjelder på hele skifte 3a. Vann fra skifte 3a synes å renne inn på sørvestlige del av skifte 3c, og forårsake overflateavrenning og erosjon i dråg der. Det later også til å være tendenser til drågerosjon sørvest på skifte 3d.

Skifte 3c og 5b. På skifte 3c og 5b er det de siste årene gjennomført omfattende tiltak for å utbedre situasjonen. På Skjøren (særlig skifte 5b) har det vært drenert på nytt, da det var gamle, dårlige teglesteinsrør. Det har også blitt skiftet ut en defekt sementkum, og reparert dårlige sementrør med mange åpne skjøter og lekkasjer. Det er i tillegg gjort tiltak i forbindelse med bekkeutløpet, kummer og kumlukk. Bruker av arealene påpeker etter at tiltak er gjennomført, at det fortsatt er behov for gravearbeid rundt kummer pga. tilsig av jordmasser. På Grønli, skifte 3c, har man skiftet ut en gammel overvannsledning som skapte problemer med overflateavrenning og erosjon. En 610 m lang ny ledning er lagt. Før tiltak ble gjennomført sto det vann på jordet og det rant over veien.

Andre arealer. Det er også andre arealer som ifølge kart over flomveier og flybilder kan være noe utsatt for drågerosjon, f.eks. på skifte 5d, 4b og øst på skifte 3d. Hvorvidt dette forekommer, eller hvor ofte det forekommer, er vanskelig å si.

Vegetasjonsdekke. Hvorvidt det har vært grasdekte vannveier i feltet, er noe usikkert. Ifølge data levert av kommunen, var det i 2015 300 m grasdekt vannvei på skifte 3c, mens det i 2014 var 289 m grasdekt vannvei på skifte 3d. Antakelig er dette en feilslutning, da det i RMP-kartet synes å være snakk om grasdekt buffersone, selv om det ligger inne som grasdekt vannvei. Ifølge RMP-kartet er linjene inntegnet langs beitet 3e, nederst ved skifte 3d. Gårdbruker oppgir at beitet 3e har fungert som buffersone.



Figur 12. Flybilder (tatt i a. 2015; b. 2003; c. 2015) fra www.norgebilder.no. Det var antydning av at det har vært dråg- og grovfureerosjon på a: skifte 3a og 3b og b: skifte 3a og 3d. Bilde c antyder at det er problemområde på skifte 5b.

Overvannshandtering. Bedre overvannshandtering, f.eks. ved avskjæringsgrøfter langs skogen; kummer og evt. flombasseng mot skogen, vil kunne redusere mengden overflateavrenning, erosjon og fosfortap fra problemområdene. Det anbefales også å ha grasdekte vannveier i drågene. Erosjon i drågene er ikke kvantifisert og derfor inngår dette ikke i tilførselsberegningene. Det kan

likevel være viktig med tiltak som f.eks. skogsdammer, avskjæringsgrøfter og grasdekte vannveier for å bevare jorda for jordbruksproduksjon og unngå fosfortilførsler til innsjøen.

8.2 Kommunalt avløp

Fosfortilførsler på grunn av lekkasjer og overløp fra kommunalt avløp er blitt estimert av Driftsassistansen i Østfold (DAØ, 2015-3). Tilførsler fra kommunalt avløp er basert på den rapporten. Det er brukt de samme beregningsmetoder som i Glomma Sør og i andre vannområder.

Beregningene er basert på et anslag på 1000 personer i nedslagsfeltet til Tunevann. En vesentlig usikkerhet er, ifølge DAØ (2015-3) er at man ikke har mengdemålinger i avløpsrørene. Det er derfor tatt utgangspunkt i to metoder:

- 1) produksjon av 160 liter avløpsvann/person med en fosforkonsentrasjon (4,8 mg fosfor/L) som er målt i innløpet til Alvim RA
- 2) Produksjon av 1,6 g fosfor/person tilsvarende 584 kg fosfor/år for 1000 personer.

Tidligere beregninger av fosfortilførsler fra kommunalt avløp i nedbørfeltet til Tunevann har tatt utgangspunkt i 250 personer (Sarpsborg kommune, 2002).

8.2.1 Lekkasjer på ledningsnett

De to metodene gir en estimert fosforlekkasje fra ledningsnettet på henholdsvis 1) 20 kg og 2) 41 kg. Ifølge DAØ-3 (2015) er metode 2) mest pålitelig fordi usikkerheten i mengden avløpsvann er stor og i det følgende er det derfor regnet med en lekkasje på 41 kg fosfor fra ledningsnettet. Lekkasjen, som er beregnet i 2015 og basert på 1000 personer, er betydelig større enn det som ble anslått i 2002 (12,5 kg fosfor), som da var basert på 250 personer.

Tabell 4. Lekkasjer fra ledningsnett i nedbørfeltet til Tunevann (fra DAØ, 2015-3)

Type ledning	Ledning (m)	Andel ledning (%)	Antatt tap (%)	Beregnet utslipp av fosfor (kg/år)
Ledningsnett 2000-2014	4 119	19,6	0	0
Ledningsnett 1980-1999	1 430	6,8	2	0,8
Ledningsnett 1960-1979	3 736	17,8	5	5,2
Ledningsnett 1940-1959	954	4,5	10	2,7
Ledningsnett før 1940	4 145	19,7	20	23,1
Ledningsnett ukjent alder	6 566	31,4	5	9,2
Totale lekkasjer	20 950	100	-	41

Etter hvert som de eldste rørene blir sanert, vil mengden med fosforutlekking bli mindre. Lekkasjer fra ledningsnett fra før 1940 og ledningsnett med ukjent alder utgjør til sammen 32 kg fosfor. For kommunalt avløp er det ikke regnet med tilbakeholdelse i nedbørfeltet på vei fra utslippet til innsjøen. Derfor kan tilførslene reelt være mindre enn det som er estimert. For å spore utslipp fra

kommunalt avløp er det gjennomført flere undersøkelser, bl.a. profilundersøkelser nedenfor eventuelle lekkasjesteder (Øgaard og Pedersen, 2016) og undersøkelser av vannkvaliteten i Skjørenbekken overfor og nedenfor fangdam og biofilter (DAØ-1, 2015). Undersøkelsen av jordprofiler ned til 1 m's dybde viste ingen tydelige tegn til påvirkning av kloakklekkasje (Øgaard og Pedersen, 2016). Resultatene fra målinger i Skjørenbekken tilsier at bekken kan ha vært påvirket av avløp tidligere, men etter kloakkeringen i 2005 er det antagelig andre årsaker som forklarer de høye fosforkonsentrasjonene. Undersøkelsene har dermed ikke vist tegn på lekkasjer fra ledningsnett, men det kan likevel ikke utelukkes at det er lekkasjer fra ledningsnett til innsjøen. Lekkasjene kan evt. følge bergsprekker og komme opp på uventede plasser i innsjøen.

Utskifting av de eldste avløpsledningene vil antagelig gi et vesentlig bidrag til å redusere tilførslene av biotilgjengelig fosfor til Tunevann. Det er planlagt utskifting av det ledningsnett som er fra 1930-1960 i perioden 2018-2021 (Oliversen, pers.medd.).

8.2.2 Stans ved pumpestasjoner

Kommunen har kontinuerlig overvåking av overløp fra alle pumpestasjoner og det kan ved hjelp av dette estimeres hvor mange kg fosfor som har gått ut ved overløpstilfeller (DAØ, 2015-3).

Ifølge DAØ (2015-3) er det noe registrert overløp på pumpestasjonen i nordenden i 2014. Det er 8 hus tilknyttet denne pumpestasjon og fosfortilførsler herfra er estimert til 0,032 kg fosfor i 2014. Biotilgjengeligheten av fosfor fra pumpestasjonene er høy, men det er meget små mengder som kommer fra overløp ved kommunale pumpestasjoner.

Oppfølging er imidlertid viktig for å unngå feil og tilstoppninger. Kommunen har tilsyn ved besøk minimum hver 3. uke på pumpestasjonene og dessuten er det elektronisk overvåking med alarm ved overløp (DAØ, 2015-3). Det er derfor liten risiko for store overløpshendelser fra kommunale pumpestasjoner og det er ikke foreslått noe tiltak her utover det som allerede er i funksjon.

Det ble gjennomført en undersøkelse av private pumpestasjoner i nedbørfeltet til Tunevann i 2016 og det ble registrert problemer med overløp på en felles pumpe for flere eiendommer (Iversen, pers.medd.). Her bør det gis pålegg om utbedring. De private pumpestasjonene er koblet til det kommunale ledningsnett.

Det er gjennomført en undersøkelse av vannkvaliteten i potensielle overløpssteder på østsiden av Tunevann (DAØ-2, 2015). Undersøkelsen viser ikke tegn til overløp av fersk kloakk. Det skal bemerkes at undersøkelsen er gjennomført med stikkprøver og at den derfor gir et øyeblikksbilde av overløpssituasjonen. Det kan dermed ikke utelukkes at overløp og lekkasjer kan forekomme.

8.3 Fosfortilførsler fra spredt avløp

Det er få anlegg for spredt avløp i nedbørfeltet til Tunevann. Fra kommunen har vi fått opplyst at det kun er ett renseanlegg for spredt avløp i nedbørfeltet. Anlegget er et biologisk/kjemisk minirensesanlegg av typen WehoPuts med ekstra slamavskiller og etterpolering. Anleggsår er fra 2014/2015 og belastningen er oppgitt til å være 12 personer.

Utslipp fra anlegget er beregnet under forutsetning av at det driftes forskriftsmessig. Det forventes da å rense minimum 90% fosfor. Utslippet er beregnet til 0,7 kg totalfosfor/år og kan evt. fjernes ved å knytte eiendommen til offentlig nett. Dette anses lite aktuelt og effekten ville dessuten være svært beskjeden.

Kommunen har også opplyst at det finnes ca. 10 hytter i nedbørfeltet. Disse har utedo og antagelig ikke innlagt vann. Vi har ikke fått data om geografisk plassering, belastning og brukstid. Ut fra en antatt gjennomsnittlig belastning på 2 personer i 3 måneder per år, en gjennomsnittlig avstand til resipienten på 50 meter og middels infiltrasjonskapasitet i grunnen har vi forenklet anslått et samlet årlig utslipp på 0,6 kg totalfosfor/år fra disse hyttene. Dersom hytter med utedo ligger slik at avrenning til vannet kan forekomme vil dette kunne bidra mer til fosforkonsentrasjonen i innsjøen enn det som her er antatt.

Totalt fra spredt avløp er det estimert tilførsler på 1,3 kg totalfosfor/år og det er ikke foreslått noe tiltak for å redusere dette utslippet.

8.4 Fosfortilførsler fra skog/utmark, parkområder og bebyggelse

Beregninger av avrenning fra skog/utmark, parkområder og bebygde arealer er basert på standardkoeffisienter (tabell 5). Ifølge kart over hogstområder er ca 15 % av skogen rundt Tunevann hogd de siste 20 årene.

Sarpsborg kommune har gjort beregninger av avrenning fra tette flater og disse ligger til grunn ved vurdering av fosfortilførsler fra tette flater (Oliversen, pers.medd.). Tilførslene av fosfor fra boligfelt og samferdsel kan i perioder med stor utbygging i området ha hatt større betydning på grunn av erosjon og tilførsler av partikkelbundet fosfor i forbindelse med byggeaktiviteten. En del av parkområdene gjødsles, også de som skræner ned mot innsjøen. Det er minimale mengder som tilføres, men uheldige omstendigheter kan føre til økt avrenning av fosfor rett etter gjødsling. Fosforavrenning fra gjødsel vil ha mye større effekt på algevekst sammenlignet med fosfor som kommer med erosjon av partikler.

Tabell 5. Koeffisienter brukt til å beregne avrenning av fosfor fra utmark

Arealtype	Areal (daa)	Kg fosfor/år	Koeffisient	Kilde
Vannflater (tilførsel fra luft)	2327	37	16 g/daa	Oredalen og Aas (2000)
Skog og utmark	2414	19	8 g/daa	Faglig vurdering
Skog, marin leire og/eller arealer med nylig hogst	426	5	11 g/daa	Basert på tidligere undersøkelser
Bebyggelse	364	3	7,5 g/daa	SFT (1995)
Samferdsel	99	1	7,5 g/daa	SFT (1995)
Parkområder (gjødslet)	33	0,5	15 g/daa	Faglig vurdering
Parkområder (ugjødslet)	173	2	11 g/daa	Faglig vurdering

Også nitrogentilførslene til innsjøen kan i den forbindelse ha økt. I forbindelse med veiutbygging er det gjort undersøkelser som viser at nitrogenavrenningen har økt ved sprengning (Bækken og Bergan, 2012).

Avrenningen fra utmark ble i 2001 vurdert til 6 g fosfor/daa, det vil si totalt 20 kg fosfor/år og tilførsler fra luft (deposisjon) med nedbør ble vurdert til 40 kg fosfor/år (Kraft m.fl., 2001). En sammenstilling av undersøkelser vedrørende fosfortap fra skogsområder på Østlandet viser at fosfortapet generelt er høyere her. Skogsområder som ligger under marin grense vil ha et høyere fosforinnhold og for beregninger av fosforavrenning fra skogsområder med høy andel marin leire i nedbørfeltet til Vansjø blir det brukt en faktor på 11 g/daa. Fosfortilførsler fra luft ble vurdert av Oredalen og Aas (2000) for ulike deler av landet og tilsvarer det som ble beregnet i 2001 (Kraft m.fl., 2001).

Fosfortilførsler fra dyr og fugler som beiter i området kan i noen tilfeller bidra med store mengder næringsstoffer. I Steinsfjorden har et tusentalls svaner utgjort en vesentlig faktor i økosystemet (forskning.no), men i Tunevann er det vurdert at antall dyr og fugler er såpass begrenset at det ikke utgjør en vesentlig faktor vedrørende fosforstatus i innsjøen.

8.5 Erosjon, fosfortilførsler og klimaendringer

Erosjon på jordbruksarealene fører partikler og fosfor ut i innsjøen. Fosfor fra jordbruket er først og fremst partikkelbundet fosfor. Jordbruksjorda består av >80% siltig lettleire og siltig mellomleire som inneholder >50 % silt. Leirprosenten i de dominerende jordartene varierer mellom 22 og 42 %. Ved erosjon under vinterforhold vil ofte hele jordmassen eroderes på grunn av tele i bakken, mens ved erosjon på tint jord vil det skje en seleksjon av silt og finsilt i erosjonsprosessen. Silt og finsand er de mest eroderbare partikler, mens leirpartikler i overflateavrenning ofte eroderes som aggregater, som rask vil sedimentere i innsjøen. Leirpartikler som eroderes som enkeltpartikler vil bruke lang tid på å sedimentere og vil evt. følge med vannstrømmen til utløpet av innsjøen etter at en del av det partikkelbundne fosfor er frigjort fra partiklene. Høyere vintertemperaturer med mindre tele vil antagelig påvirke erosjonsprosessen og gi større anrikning av små og fosforrike partikler i avrenningen.

Nedbørmålinger viser at nedbøren har økt siden 1900 (figur 10) og de forventede klimaendringer i fremtiden vil dessuten føre til økt nedbør og økt intensitet i nedbøren. Dette kan i sin tur føre til økt avrenning og dermed økt risiko for tap av fosfor fra arealene. I Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) er det registrert oppadgående trender i fosfortap for to felt over de siste 25 årene. Det kan bety at fosfortilførslene fra jordbruksarealene er større enn det som er beregnet, siden disse er beregnet på grunnlag av normalnedbør. Avrenningen og fosfortapet fra skog, utmark og andre arealer vil også bli påvirket av økt nedbør. Fosfortilførslene kan altså være større enn det som er beregnet og avlastningsbehovet kan dermed også være større enn det som er estimert her.

8.6 Intern fosforomsetning i innsjøen

I tidligere arbeider og tiltaksanalyser for Tunevannet så fokuseres det mye på betydningen av intern fosforomsetning i innsjøen og at dette er av stor betydning. Det har også blitt gjennomført innsjøinterne tiltak i Tunevannet, som utfisking av mort, utsetting av rovfisk (gjørs) og sivkutting for å redusere den interne fosforomsetningen. Overvåkingsdata viser imidlertid at disse tiltakene ikke har gitt noen tydelig og varig effekt på en bedre vannkvalitet i Tunevannet.

I kapittel 5 gjøres det en grundig vurdering av muligheten for at interngjødsling ved oksygenfritt bunnvann medfører frigivelse av fosfat til bunnvannet i Tunevannet. Basert på undersøkelser av

både oksygenforhold, fosforinnhold i bunnvannet og forhold i sedimentene, samt at innsjøen er grunn og at det ikke er stabile sjiktforhold, konkluderes det med at det ikke anses å være et problem med oksygenfritt bunnvann og interngjødsling av fosfor som et resultat av dette. Det anbefales derfor å ikke iverksette tiltak som lufting av bunnvannet da dette ikke vil gi effekt.

Følgende kilder til intern fosforomsetning i innsjøen vurderes imidlertid å være av betydning

- Fisk som hvirvler opp sedimenter (bioturbasjon)
- Vinddrevet resuspensjon av sedimenter

Felles for disse kildene er at det er vanskelig å kvantifisere mengden fosfor som omsettes i innsjøen og det er dermed vanskelig å vekte betydningen disse prosessene. Det vil bli gjennomført analyser av fosforinnhold i sedimentene og det vil kunne gi en bedre innsikt i om det er mye fosfor i sedimentene som kan omsettes.

8.7 Vannutskiftning i innsjøen og effekter på vannkvalitet i innsjøen

8.7.1 Vannuttak fra Tunevannet til Nordic paper

Det har opp gjennom årene blitt tappet et betydelig vannvolum fra Tunevannet til nåværende Nordic Paper i Greåker. I forslag til «Tiltaksplan for Tunevannet (Sarpsborg kommune, 1997) gis en kort oversikt over vannuttak fra Tunevannet til nåværende Nordic Paper. I 1932 ble det inngått en avtale mellom daværende Tune kommune og Greaker Cellulosefabrikk om tillatelse til å ta ut omtrent 1,5 mill. m³ vann pr. år fra Tunevannet, og dette utgjør omtrent $\frac{3}{4}$ av det normale tilsiget til innsjøen. Grunnlagsdata fra Sarpsborg kommune antyder at det tidligere (før 1997) har blitt tappet langt større vannvolum pr. år enn det har blitt gjort de siste 15 årene. Det kan antas at det frem til 1997 ble tappet vannvolum mellom 1,5 og 2 mill. m³ vann pr. år, mens det i årene etter dette har blitt tappet betydelig mindre vann (< 1-0,5 mill. m³ vann) fra Tunevannet. Tidligere tiltaksanalyser har trukket frem mulige negative effekter på vannkvaliteten av redusert uttapping av vann fra Tunevannet. Det har blitt antatt at en økt uttapping av vann gir bedre vanngjennomstrømming og en fortykningseffekt på det næringsrike innsjøvannet.

NIVA har gjort en vurdering av effekten av uttak av vann til Nordic Paper på vannkvaliteten i Tunevannet (Haande, 2016). Hovedkonklusjonen fra denne vurderingen er gjengitt her.

Det er mange faktorer som påvirker sårbarhet av forurensing på en innsjø. Tapping av vann vil, veldig enkelt sagt, både kunne gjøre innsjøen mer og mindre sårbar for forurensing ved at:

- tapping av vann gir mindre vannvolum i innsjøen, mens nedbørfeltets størrelse er konstant, og den teoretiske oppholdstiden vil minske og tilbakeholdelsen av fosfor i innsjøen vil minske,
- vannvolumet som mottar forurenset innløpsvann blir mindre og dermed er «fortyningseffekten» i innsjøen lavere (mindre vannvolum på samme mengde tilførsel).

Det ble gjort en enkel beregning av den teoretiske konsentrasjonen av fosfor i innsjøen, basert på FOSRES-modellen (Berge, 1987), på ulike nivåer av uttapping (fra 0-2,0 m³ mill pr. år). De ulike nivåene i uttapping av vann fra Tunevannet (0-2 mill m³ pr. år) vil gi en forskjell i teoretisk oppholdstid i innsjøen på ett år. Den teoretisk beregnede konsentrasjonen av total fosfor i innsjøen endrer seg kun med 0,9 µg/l. Jo mer vann som tappes, jo høyere blir den teoretiske innsjøkonsentrasjonen av fosfor, av den grunn at innsjøvolumet avtar mens mengden av vann som kommer inn er den samme og har den samme konsentrasjonen av total fosfor. Til tross for en rekke usikkerheter så antyder like fullt modellen at *uttappingsnivåene kun er av liten betydning på de teoretisk beregnede fosfornivåene i Tunevannet, og at mer uttapping vil gi en liten økning i teoretisk fosforkonsentrasjon.* Tunevannet har lang teoretisk oppholdstid også ved uttapping av vann og vil være sårbar for tilførsler av fosforrikt tilførselsvann. *Så lenge innsjøen tilføres mye fosfor i innløpsbakkene, så vil fosforbelastningen på innsjøen være stor.*



Tunevann fra badeplassen (Foto: M. Bechmann)

Vannuttaket kan heller ikke sies å påvirke vannkvaliteten i særlig negativ retning, og det kan være andre faktorer ved uttapping av vann fra sørenden i Tunevannet som vil kunne være positivt for vannkvaliteten i Tunevannet. Når innløp og utløp er i nordenden av innsjøen vil resten av innsjøen kunne være som en bakevje hvor vannet oppholder seg lenge. Ved å tappe vann fra sørenden vil strømningsmønstret i innsjøen være annerledes enn det er fra naturens side. Det er i løpet av sommeren 2016 tatt enkelte prøver fra vannuttaket til Nordic Paper, for å kunne måle særlig fosforinnholdet. En antakelse har vært at dette vannet kan ha vært fosforrikt pga. interngjødsling. Analyseresultatene viser imidlertid at forforinnholdet er likt det som måles i overflaten. Det kan derfor ikke hevdes av vannuttaket til Nordic Paper fjerner fosforrikt bunnvann og at dette gir en fortyningseffekt.

Et vannuttak i sørenden av Tunevannet vil gi en bedre vanngjennomstrømning i innsjøen, men uavhengig av mengden vann som tappes så vil innsjøen mates av fosforrikt innløpsvann som deretter fordeles i innsjøen. Så lenge tapping av vann i sørenden medfører av vannstanden reduseres (vannvolumet minsker), så vil fortynningskapasiteten til innsjøen avta og fosforbelastningen vil øke. Det anbefales derfor å ikke øke vannuttaket til Nordic paper som et tiltak for å forbedre vannkvaliteten i Tunevannet.

8.7.2 Vannuttak fra Tunevannet til Husqvarna

Ved den sørvestre bredden av Tunevannet ligger Husqvarna-fabrikken, bygd av Karl Pettersens Sønner AS (KPS) i 1956. Fabrikken tapper vann fra Tunevannet til kjølevann. Historisk fra 1958 og til ca. 1985-1990 ble Tunevann pumpet opp til fabrikken og returvannet ble sendt til Vestvannet via overvannsnettet. Dette uttaket av vann til Husqvarna, i tillegg til uttak av vann til Nordic Paper (ca. 2 mill m³ pr. år) gav lav vannstand i innsjøen. Mot slutten av 1980 tallet ble det derfor satt krav fra kommunen om at vannet som ble tatt ut til Husqvarna skulle sendes retur til Tunevann. Det opplyses at det i dag daglig tappes ca. 500 m³ vann/år og at dette etter bruk som kjølevann slippes ut i Tunevannet igjen, 1-2 grader varmere enn da det ble tappet (informasjon: Husqvarna og Sarpsborg kommune).

Tapping av vann til Husqvarna påvirker ikke vannmengden i Tunevannet da mengden av vann som hentes ut også tilbakeføres. At vannet holder noe høyere temperatur når det tilbakeføres vil kunne påvirke livet i innsjøen og vannkvaliteten, men det er vanskelig å kvantifisere betydningen at dette.

9 FOSFORBUDSJETT

Oppsummering av beregnede fosfortilførsler fra kilder til fosfor i nedbørfeltet viser at jordbruk og kloakk fortsatt er de viktigste kilden til fosfor med hhv. 59 kg fosfor/år fra jordbruk og 41 kg fosfor/år fra ledningsnett (tabell 6) (DAØ-3, 2015). For å spore utslipp fra kommunalt avløp er det gjennomført flere undersøkelser, bl.a. profilundersøkelser nedenfor mistenkte lekkasjesteder og undersøkelser av vannkvaliteten i de tilknyttede områdene. Disse undersøkelsene har ikke vist tegn på lekkasjer fra ledningsnett, men det kan likevel ikke utelukkes at det er lekkasjer fra ledningsnett til innsjøen.

Tabell 6. Beregnede fosfortilførsler fra ulike kilder i nedbørfeltet til Tunevann

Fosfortilførsler (kg)	Dagens fosfortilførsler	Dagens tilførsler av biotilgjengelig fosfor (kg)	Kommentarer
Jordbruk (flateerosjon)	59	15	Inklusive flateerosjon fra åpen åker, eng og beite
Jordbruk (erosjon i dråg)	Ikke kvantifisert	Lav biotilgjengelighet	Drågerosjon
Kommunalt ledningsnett/overløp	41	33	DAØ-beregninger
Spredt avløp	1	1	1 hus og 10 hytter
Parkanlegg (gjødslet)	0,5	0	Gjødslet parkanlegg
Parkanlegg (ugjødslet)	2	1	Ugjødslet parkanlegg
Skog og utmark	24	6	Ulik status i forhold til hogst
Boligområder og samferdsel	4	1	Ifølge kart over drenering. Informasjon om gjødsling er ikke tilgjengelig
Deposisjon fra luft	37	9	Oredalen og Ås (2000)
Interngjødsling	Ikke kvantifisert	-	Bioturbasjon (fisk) og vinddreven resuspensjon av sedimentene
Sum av kjente kilder	168		
Ikke kvantifiserte kilder	-		
Tilførsler beregnet på grunnlag av fosforkonsentrasjonen i innsjøen	201	-	Teoretisk beregnet tilførsel (Berge, 1987)
Avlastningsbehov	100	-	

Fra parkanlegg er det estimert tilførsel av 2-3 kg fosfor og fra boligområdene inklusive samferdsel er fosfortilførslene estimert til ca. 4 kg. For boligområdene er det ikke tilgjengelig informasjon om gjødsling i hagene, dette kan være en ekstra kilde til fosfor fra boligfeltene som har drenering til innsjøen. Tilførsler fra luft og avrenning fra skog og utmark er naturlige fosforkilder som bidrar med 61 kg fosfor.

Det er flere fosforkilder som ikke er kvantifisert, bl.a. erosjon i drag, effekt av beiting i nærheten av åpent vann og innsjø-interne kilder til fosfor i vannmassene.

Teoretiske fosfortilførsler beregnet med Fosres-modellen tar utgangspunkt i gjennomkonsentrasjonen av fosfor i innsjøen ved dagens status (34 µg/L) og ved miljømålet på (17 µg/L) (Berge, 1987). Avlastningsbehovet tilsvarer da 201 kg/år ved dagens status og 101 kg/år ved miljømålet (tabell 6).

Når en tar hensyn til biotilgjengelighet av fosfor er tilførsler fra kommunalt ledningsnett større enn jordbruk. Kilder som inkluderer avløp, husdyrgjødsel og direkte avrenning etter gjødsling har større algetilgjengelighet sammenlignet med partikkelbundne fosforkilder som skyldes erosjon.

Tabell 7. Beregnede fosfortilførsler ved dagens status sammenlignet med Tiltaksplan II (2002).

Fosfortilførsler	Tiltaksanalysen 2002 (kg)	Dagens fosfortilførsler (kg)
Jordbruk	90	59
Offentlig ledningsnett	12,5	41
Spredt avløp	25	1
Andre kilder	60	68
Total	187	178

Sammenlignet med Tiltaksplan II fra 2002 er dagens beregnede fosfortilførsler omtrent på samme nivå. Fosfortilførslene fra ledningsnettet er i dagens beregninger mye større sammenlignet med beregningene fra 2002 (jf. avsnitt 8.2).

10 TILTAK – KOSTNADSEFFEKTIVITET

Effekter og kostnadseffektivitet er vurdert for de ulike tiltakene i nedbørfeltet til Tunevann (tabell 8). For en del tiltak er effekten ikke mulig å estimere siden det ikke foreligger opplysninger om problemomfanget. Det gjelder f.eks. gjødsling i boligområder.

Tabell 8. Tiltak, effekt og kostnadseffektivitet

Fosforkilder	Tiltak	Estimert effekt Kg fosfor	Kostnadseffektivitet
Jordbruk	Overvintring i stubb	16	Meget god
	Redusert P-gjødsling	3	Meget god
	Fangdammer (se kap. 8.1)	5	Meget god
	Avskjæringsgrøfter	Ikke kvantifisert	-
	Grasdekte vannveier	Ikke kvantifisert	-
	Avgrensning av beitende kyr mot vann	5	Meget god
Kommunalt ledningsnett	Utskifting av eldre ledninger	32	Dyrt
Kommunalt overløp	Oppfølging	<1	Meget god
Spredt avløp	Ingen	0	Ikke aktuelt
Parkareal (gjødslet)	Redusert gjødsling på arealer mot vann	<1	Meget god
Parkareal (ugjødslet)	Ingen	0	Ikke aktuelt
Skog og utmark	Ingen	0	Ikke aktuelt
Boligområder	Redusert gjødsling i hager	Ikke kvantifisert	-
Deposisjon fra luft	Ingen	0	Ikke aktuelt
Innsjøinterne tiltak	Utfisking	Ikke kvantifisert	-
	Bruk av P-bindende stoffer	Ikke kvantifisert	Må utredes
Sum av kjente tiltakseffekter		Ca 60	
Tiltakseffekter – ikke kvantifisert		-	
Beregnet avlastningsbehov		100	

10.1 Jordbruk

Det er gjennomført tiltak i jordbruket, men det er fortsatt mulig å redusere fosfortilførslene. Effekter av tiltak i jordbruket er sammenstilt i avsnitt 8.1. Generelt er det meget god kostnadseffektivitet av jordbrukstiltakene. Det vil si at det koster lite i sammenligning med avløpstiltakene. På den andre siden er biotilgjengeligheten av fosfor fra avløp mye større sammenlignet med jordbruk og effekten på algevekst derfor mye større ved avløpstiltak. Jordbrukstiltakene er dessuten mye mer usikre og effekten av tiltakene varierer mye mer. Det

skyldes at det er stor variasjon i både nedbør og temperatur, noe som er avgjørende for effekten, og dessuten er det stor variasjon i landskapet og lokale forhold som i mange tilfeller avgjør den lokale effekten av et tiltak.

10.1.1 Arealavrenning

De anbefalte tiltakene er fortsatt overvintring i stubb på alt kornareal samt redusert fosforgjødsling på arealer med fosfortall over 7. På arealer med fosfortall over 14 anbefales det å bruke fosforfri mineralgjødsel. Tidligere var redusert fosforgjødsling kun anbefalt på arealer nær vannet, men siden de fleste jordbruksarealer er drenert, vil de kunne bidra direkte til Tunevann selv om de ligger et stykke unna. Effekten av overvintring i stubb og redusert fosforgjødsling gir i sum ca. 20 kg redusert fosfortap/år.

Det er meget lave kostnader forbundet med å gjødsle etter plantenes behov (www.nibio.no), det vil si bl.a. null-gjødsling med fosfor på jord med fosfornivå over 14 mg P-AL/100g jord. Kostnadene består i at fosfor-fri gjødsel er dyrere og vanskeligere å få tak i enn fosforholdig gjødsel.

Dersom alt areal ligger i gras vil en kunne oppnå en reduksjon i fosfortilførslene på 32 kg fosfor (tabell 3), men et sånt tiltak er dyrt for de berørte grunneiere. Dersom arealet brukes til beiting vil effekten av omlegging til gras bli mindre. Fra areal som ligger i gras kan det dessuten gjennom vinteren fryse ut fosfor fra plantemateriale som ikke er høstet. Utfrysingen avhenger av planteart og fosforinnhold i graset ved tidspunkt for frost. Det er ikke mulig å kvalifisere betydningen av dette.

10.1.2 Erosjon i dråg og hydrotekniske løsninger

Viktige tiltak for å redusere erosjon i dråg er å 1) lede overflatevann fra skogområdene utenom jordbruksarealene ved hjelp av avskjæringsgrøfter, 2) grasdekte vannveier og/eller 3) hydrotekniskeløsninger med inntakskummer for overflatevann. Beregning av effekter og kostnader er avhengig av konkret planlegging av tiltakene i området. Problemområder er gjennomgått av Hauge (2009) og kan brukes som grunnlag for videre vurdering av nye tiltak.

10.1.3 Avgrense beiteområder fra vann

Beiteområdet mot innsjøen i nordenden kan fungere som en buffersone for partikkelbundet fosfor fra arealene med åpen åker, men på den andre siden kan det fungere som en kilde til løst fosfor på grunn av beitedyrenes avføring og direkte tilgang til åpent vann. Et tiltak for å redusere denne risikofaktoren er å sette opp et gjerde som gir en buffersone mellom beite og åpent vann. Tilførsler fra beite er estimert til maksimalt 5 kg løst fosfat/år. Dette er fosfor hvor det meste har umiddelbar tilgjengelighet for algene, men det er imidlertid meget stor usikkerhet vedr. dette tallet, fordi det avhenger av hvor mye dyrene trækker i vannet og hvor mye gjødsel som legges igjen der. Kostnadene ved gjerde og øvrige ulemper kan estimeres ved lokal planlegging.

10.1.4 Buffersoner

I Tiltaksplan for Tunevannet fra 1997 ble det foreslått etablering av buffersoner mot dyrka mark, det vil si planting av trær (Sarpsborg kommune, 1997). En slik buffersone er ikke etablert og effekten er forventet å være ubetydelig fordi arealene mot vannet er flate.

10.1.5 Fangdam

I 1997-1999 ble det etablert en fangdam for jordbruksarealene i den nordre enden av Tunevann. Fangdammen er 1500 m² og nedbørfeltet til fangdammen er ca. 1400 daa. Fangdammen har en beregnet effekt på 20 kg fosfor per år når alt er høstpløyd. Effekten er mindre når det er gjennomført andre tiltak i nedbørfeltet. Det er viktig med tømning av dammen når den er full av sedimenter og det er kostnader til årlig vedlikehold på den eksisterende dammen.

Det er i tillegg foreslått å etablere en mindre fangdam sør på et jorde nord-vest for innsjøen (skifte 3d, vedlegg 1, figur 2). Dette kan gjøres ved å etablere en liten demning som demmer opp avrenningen ved store nedbørmengder.

10.1 Tiltak på andre arealer

Gjødsling av parker og idrettsplasser omfattet i 1997 11 daa av de totalt 56 daa plenareal. Det ble gitt 30-40 kg/daa fullgjødsel som svarer til om lag 1 kg fosfor/daa og 7 kg nitrogen/daa (Oliversen, pers.medd.). I 2016 har det gjødsels arealet økt til 33 daa og det blir tilført tilsvarende mengder fosfor per daa som i 1997. Gjødsling på skråninger ned mot innsjøen er spesielt problematiske da det kan skje avrenning direkte til innsjøen i nedbørepisoder.

Det er ikke tilgjengelig informasjon om gjødsling i private hager. For boligfelt som har avrenning til Tunevann kan dette potensielt være en kilde til fosfor. Tiltak mot fosforgjødsling i hager kan være et kostnadseffektivt tiltak.

10.2 Avløpstiltak

10.2.1 Kommunalt avløp

Det er planlagt utskifting av gammelt ledningsnett (1930-1960) i perioden 2018-2021. Ledningsnett av ukjent alder bør også vurderes og evt. utskiftes. Effekten av utskifting av ledningsnett fra før 1940 og ledningsnett med ukjent alder er estimert til 32 kg fosfor/år. Fosfor fra lekkasjer på ledningsnettet har stor betydning for vannkvaliteten fordi dette fosforet er lett tilgjengelig for algevekst i innsjøen.

Ifølge DAØ-3 (2015) er det liten risiko for overløp ved de kommunale pumpestasjonene. Overløp fra de private pumpestasjonene er gjennomgått og det er anbefalt å gi pålegg om utbedringer på samme måte som de kommunale.

10.2.2 Spredt avløp

Basert på informasjon om eksisterende private avløpsløsninger, som tilsier at dette problemet er minimalt, er det ikke foreslått tiltak for å redusere utslipp fra spredt avløp.

10.3 Vurdering av innsjøinterne tiltak

Det finnes en lang rekke utprøvde innsjøinterne tiltak som er brukt med ulik suksess i eutrofierte innsjøer (eg. Ibelings mfl. 2016). I denne reviderte tiltaksanalysen vil vi fremheve to innsjøinterne tiltak som vil kunne gi bedret vannkvalitet, gitt at det samtidig gjøres tiltak for å redusere de eksterne tilførselene til innsjøen. Andre innsjøinterne tiltak anses enten å ikke ha effekt (lufting av

bunnvann) eller er for dyre (mudring av sedimenter, overføring av mindre næringsrikt vann fra nærliggende vannforekomster) til at det er aktuelt å fremheve det her.

10.3.1 Biomanipulering ved utfisking av karpefisk

Utfisking av karpefisk har blitt gjennomført i Tunevannet i 2003-2004 og i 2011.

Overvåkingsresultatene viser imidlertid at det ikke ser ut til å ha hatt spesielt god og varig effekt på vannkvaliteten (Berge m.fl., 2004). I 2004 var det kraftig oppblomstring av cyanobakterier i Tunevannet og det ble antatt at dyreplankton som etter utfisking ikke beites så kraftig av planktonspisende fisk beitet på «gode alger» og at det gav cyanobakteriene spesielt gode vekstbetingelser. Disse resultatene viser at det i så eutrofierte innsjøer som Tunevann er vanskelig å få en god effekt av et utfiskingstiltak.

Slike innsjøinterne tiltak må i tilfelle gjennomføres samtidig som det observeres en reduksjon i eksterne tilførsler av næringsstoffer. Videre så må slike utfiskingstiltak gjentas med noen års mellomrom for at en eventuell effekt skal opprettholdes. Det anbefales derfor å ikke prioritere utfisking i Tunevannet før det observeres en reduksjon i eksterne tilførsler.

10.3.2 Bruk av fosforbindende stoffer

Det finnes en rekke ulike fosforbindende stoffer som kan brukes for å redusere fosformengden i selve innsjøen (Douglas mfl., 2016). Disse stoffene har den egenskapen at de kan tilføres vannsøylen og binde seg til fosfor og sedimentere. P-bindende stoffer kan grovt deles inn i følgende kategorier:

- Naturlig forekommende mineraler, suspenderte partikler, jordmaterialer
- Naturlig eller syntetisk fremstilte materialer
- Modifiserte leirrike mineraler

De fleste typer av P-bindende stoffer, naturlige eller syntetiske, inneholder stoffer som kalsium, jern eller aluminium, eller en kombinasjon av disse. Dersom et slikt tiltak skal gjennomføres i Tunevannet vil det være svært viktig å gjøre en grundig utredning av mulige fordeler og ulemper ved tiltaket.

11 KONKLUSJON

Konklusjonen på denne reviderte tiltaksanalysen er at følgende kilder og faktorer påvirker utvikling av vannkvaliteten i Tunevannet:

1. Eksterne tilførsler av næringsstoffer
 - a. Kommunalt avløp
 - b. Jordbruk
 - c. Utbygging
2. Intern omsetning av fosfor i innsjøen
 - a. Fisk som hvirvler opp sedimenter (bioturbasjon)
 - b. Vinddrevet resuspensjon av sedimenter
3. Andre faktorer som kan påvirke vannkvaliteten i innsjøen
 - a. Uttak av vann til Nordic Paper (påvirker oppholdstiden og gjennomstrømningsmønster i innsjøen)
 - b. Uttak av kjølevann til Husqvarna, sendes tilbake til innsjøen noen grader varmere
4. Klimapåvirkning på grunn av økte tilførsler og ved at innsjøen ikke er stabilt islagt om vinteren
5. Tunevannet har lang oppholdstid og både høy tilførsel av næringsstoffer, samt det som måtte omsettes internt vil bli værende lenge i innsjøen

Tiltak som anbefales i nedbørfeltet til Tunevann, omfatter tiltak i jordbruket mot erosjon og høye fosfortall i jorda. Særlig anbefales overvintring i stubb og redusert fosforgjødsling, som er forholdsvis billige tiltak i forhold til effekten, som er beregnet til 20 kg fosfor. Dyrking av høsthvete kan gi store fosfortap på grunn av stor erosjonsrisiko i enkelte år.

Utskifting av gammelt ledningsnett vil kunne redusere fosfortilførslene med 32 kg fosfor/år. Dette tiltaket er allerede planlagt gjennomført i 2018-2021. Det er et kostbart tiltak, men effekten er forventet å være stor. Utskifting av ledningsnett med ukjent alder bør også vurderes.

Redusert gjødsling i parkområder ned til innsjøen har en estimert effekt på <1 kg fosfor/år, men det kan være større effekt dersom gjødsla spres under uheldige omstendigheter.

Tiltak mot erosjon i drag, det vil si grasdekte vannveier; flomdammer eller avskjæringsgrøfter for overflatevann fra skogen, og avgrensning mot beiting ved fangdam og innsjø er billige tiltak. Dessuten anbefales en fangdam og vedlikehold av den eksisterende fangdammen som meget kostnadseffektive tiltak.

Innsjøinterne tiltak som foreslås er i hovedsak å utrede bruk av fosforbindende stoffer, men det vil være svært viktig å gjøre gode vurderinger før et slikt tiltak iverksettes.

Tiltakene som er kvantifisert summeres til rundt 60 kg fosfor/år. Dessuten anbefales flere tiltak der effekten ikke er kvantifisert. Det er mulig at tilførslene i virkeligheten er større enn det som er

estimert delvis på grunn av økt nedbør, økt intensitet av nedbøren, og f.eks. økt erosjon i forbindelse med byggeaktivitet (bolig og vei), hogst og drag på jordbruksarealene i nedbørfeltet og dessuten inngår tilførsler fra interngjødsling ikke i regnskapet.

REFERANSER

- Annadotter H., og Aagren R. 2002. Utredning av förutsättningar och metoder för en restaurering av Tunevannet i Østfolds fylke. Seawind Sweden HB. 24 s.
- Annadotter H. og Forssblad J. 2010. Restaurering av Tunevannet. Forslag på fortsatta åtgärder och undersökningar. Regito AB. 18 s.
- Andersen, T., Brabrand, Å., Færøvig, P.J., Kaasa, B., Molværsmyr, Å., Skjelbred, B. og Aasberg, T. 2006. Vurdering av mulig interngjødsling i Vestre Vansjø. NIVA rapport 5144-2006. 31 s.
- Bauer-Hanssen, I., Førland, E.J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J.E.Ø., Sandven, S., Sandø, A.B., Sorteberg, A., Ådnlandsvik, B. Klima i Norge 2100. NCCS report nr. 2/2015. 143s.
- Bechmann, M., Stenrød, M., Pengerud, A., Grønsten, H., Deelstra, J., Eggestad, H. O., Hauken, M. 2014. Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt. Sammendragsrapport fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992-2013. Bioforsk Rapport 9 (84). 92 s.
- Berge D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5-15 meter. NIVA-rapport - lnr. 2001, 44 sider.
- Berge, D. 2004. Innsjøinterne – og hydrologiske tiltak i Bjørkelangensjøen. Delutredning i forbindelse med forenklet tiltaksanalyse for Haldenvassdraget. NIVA rapport 4926-2004. 41 s.
- Bjørndalen K, Hauger T, Vallner og Warendorph H. 1985. Tunevannet 1984. En vannfaglig vurdering. Miljøvernavdelingen. Fylkesmannen i Østfold. 20 s.
- Bækken, T. og Bergan, M. 2012. Vegforurensning av innsjøer og vandringsmuligheter for laksefisk ved vegkulverter i Rogaland 2012. NIVA-rapport 6334-2012.
- Direktoratsgruppa. 2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 01:2009. Utgitt av Direktoratets gruppa for gjennomføring av Vanndirektivet. 127 s.
- Direktoratsgruppa. 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2013. Revidert i 2015. Utgitt av Direktoratets gruppa for gjennomføring av Vanndirektivet. 229 s.
- Douglas, G.B., Hamilton, D.P., Robb, M.S., Pan, G., Spears, B.M. and Lurling, M. 2016. Guiding principles for the development and application of solid-phase phosphorous adsorbents for freshwater ecosystems. Aquatic ecology. 50:385-405.
- Driftsassistansen i Østfold IKS, utarbeidet av Arnesen JF. 2015-1. Årsrapport: Resipientkontroll Sarpsborg kommune 2015. 27 s.
- Driftsassistansen i Østfold IKS, utarbeidet av Arnesen JF. 2015-2. Tunevannet- Prøver av mulige overløpssteder. Bakkeli. Årsrapport 2015. 8 s.
- Driftsassistansen i Østfold IKS, utarbeidet av Arnesen JF. 2015-3. Tunevannet – påvirkning av vannkvalitet fra kommunalt nett 2015. 20 s.

- Haande S, Edvardsen H, Eriksen TE, Kile MR, Hagman CHC, Borch H, Brænden R, Arnesen JF, Raudsandmoen L. 2012. Tilstandsklassifisering av vannforekomster i Vannområdet Glomma Sør for Øyeren (2011) i henhold til vannforskriften. NIVA-rapport. Løpenr. 6406-2012. 152 s.
- Haande, S. 2015. Lufting av bunnvann som tiltak mot interngjødsling av fosfor. NIVA-notat, 06.11.2015.
- Haande, S. 2015. Effekt av uttapping av vann fra Tunevannet på vannkvalitet i innsjøen. NIVA-notat, 19.16.2016.
- Hauge, A. 2009. Tiltak mot landbruksforurensing i Tunevannets nedbørfelt – hydroteknikk. Bioforsk rapport 4(149). 19s.
- Ibelings, B.W., Bormans, M., Fastner, J. og Visser, P.M. 2016. CYANOCOST spesial issue on cyanobacterial blooms: synopsis – a critical review of the management options for their prevention, control and mitigation. Aquatic ecology. 50:595-605.
- Kraft, P.I., Turtumøygard, S., Øygarden, L. Tiltaksanalyse for Tunevannet. Jordforsk rapport 102/2001. 21s.
- Krogstad, T. og Løvstad, Ø. 2002. Tunevannets nedbørfelt – Undersøkelse av fosfor i jord 2001. NLH-rapport 6/2002. 4s. Kværnø, S.H., Turtumøygard, S., Grønsten, H.A., Bechmann, M. 2014a. Modellverktøy for beregning av jord- og fosfortap fra jordbruksdominerte områder – Dokumentasjon av modellen Agricat2. Bioforsk rapport 9(108). 35s.
- Kværnø, S.H., Turtumøygard, S., Grønsten, H.A. og Bechmann, M., 2014b. Modellverktøy for beregning av jord- og fosfortap fra jordbruksdominerte områder. Dokumentasjon av modellen Agricat 2. Bioforsk rapport nr. 9(108).
- Kværnø, S.H., Borch, H., Greipsland, I., Blankenberg, A-G.B., Eggestad, H.O. og Bechmann, M. 2014b. Beregning av landbruksavrenning i et utvalg av vannområder i vannregion Glomma. Bioforsk rapport. Vol. 9. Nr. 37. 109 s.
- Løvstad, Ø., Hauger, T., Vallner, P og Larsen, G. 1991. Vassdrag og kystområder. Overvåking i 1990. Fylkesmannen i Østfold, miljøvernavdelingen, rapport nr. 8, 1991:1-96 + tabeller.
- Naturplan 2001. Tiltaksplan for biomanipulering av Tunevannet. Ferskvannsbiologiske undersøkelser av fiskebestanden. 10 s.
- Oredalen, T.J. og Aas, W. 2000. Vurdering av atmosfærisk fosforavsetning i sørøst-norge. NIVA-rapport 4310-2000. 33s.
- Paerl HW, Huisman J, 2008. Blooms like it hot. Science 320, 57-58.
- Sarpsborg kommune. 1997. Tunevannet – tiltaksplan. Redaktør: Tjernshaugen, I. 17 s.
- Sarpsborg kommune, 2002. Utkast – Tunevannet tiltaksplan II (12. februar 2002).
- Sarpsborg kommune. 2016. Brosjyre: Tunevannet Hva kan vi gjøre med algeproblemet? https://sarpsborg.com/globalassets/dokumenter/byggesak-og-teknisk/vann-og-avlop/tunevannet_brosjyre-lav_side.pdf

- Schartau AKL, Sandlund OT, Brabrand Å, Breistein J og Saksgård R. 1993. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tunevannet i 1991-92. Tiltak for å forbedre vannkvaliteten. Oppdragsmelding 256:1-24.
- Schartau AK, Haande S, Fløystad L, Eriksen TE, Halvorsen G, Jensen TC, Mjelde M, Often A, Petrin Z, Rustadbakken A, Saksgård R, Sandlund OT, Selvik JR, Skjelbred B og Lyche Solheim A. 2012. Utprøving av system for basisovervåking i henhold til vannforskriften. Resultater for utvalgte innsjøer 2010. Miljøovervåking i vann 2012-2, 98 s.
- Schartau, A.K., Skjelbred, B., Edvardsen H., Fløystad, L., Jensen, T.C., Mjelde, M., Petrin, Z., Saksgård, R., Sandlund, O.T., 2013. Utprøving av system for basisovervåking i henhold til vannforskriften. Resultater for utvalgte innsjøer 2012. Miljøovervåking i vann 2013-4, 105 s.
- SFT, 1995. Miljømål for vannforekomstene – tilførselsberegninger. SFT TA-1139/1995, SFT-veiledning 95:02, 70 s.
- Øgaard, A.F. og Pedersen, R. 2016. Kartlegging av fosfor i jord rundt Tunevannet. NIBIO rapport 2(26). 21s.

VEDLEGG: BEREGNINGSMETODER

Beregning av fosfortilførsler fra jordbruket

Flateerosjon fra jordbruksarealene og fosfortap som følge av dette, er beregnet med NIBIOs modell *Agricat 2* (Kværnø et al., 2014). Det er i tillegg gjort noen vurderinger av erosjon i dråg, basert på terrengdata, og fosfortap fra beitearealer, basert på koeffisientbaserte metoder. Informasjon fra kommunen tilsier at det ikke er punktkilder (fosfortap fra gjødsellager) av betydning i nedbørfeltet, så dette er ikke nærmere vurdert/beregnet.

Metode for beregning av diffust fosfortap fra åker og eng

Agricat 2, utførlig beskrevet av Kværnø m.fl. (2014), er en enkel, empirisk modell som er utviklet ved NIBIO. Modellen beregner jord- og fosfortap fra jordbruksarealer, basert på faktisk drift i spesifiserte år og/eller for ulike scenarier og tiltakspakker. Resultatene kan derfor brukes som støtte i målretting og prioritering av tiltak.

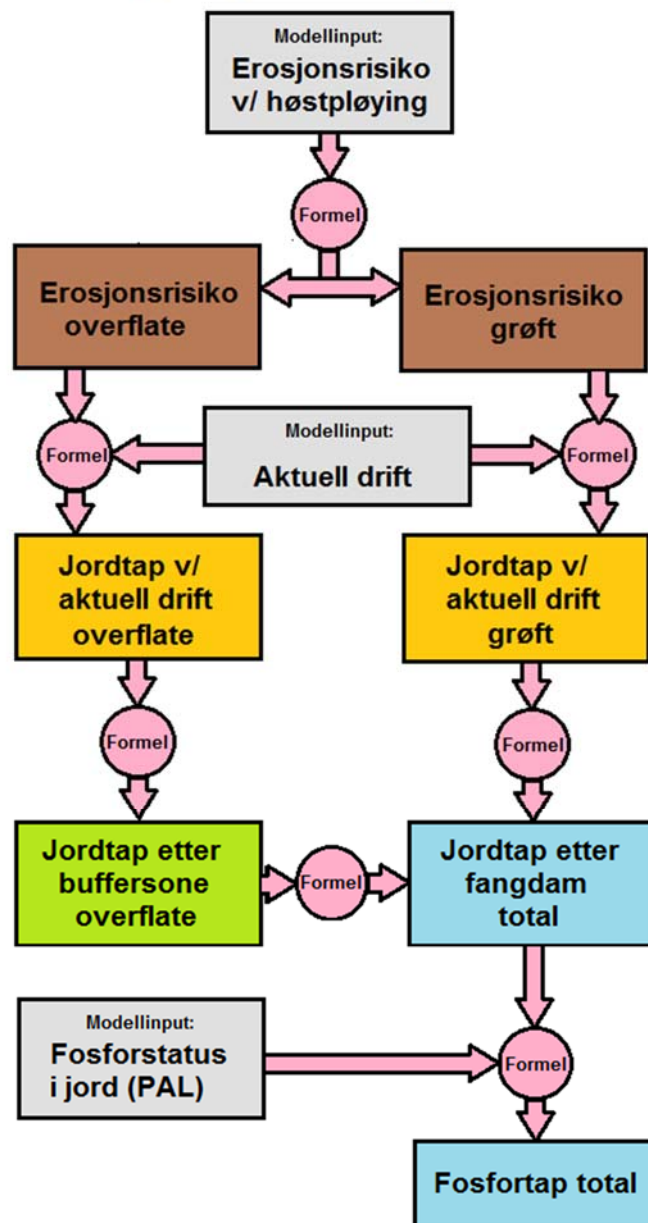
Et forenklet flytdiagram for de ulike beregningsstegene i *Agricat 2* er vist i Figur 2. Modellen tar hensyn til samspillseffekter. Først beregnes jordtapet med utgangspunkt i erosjonsrisiko ved høstpløying, modifisert gjennom empiriske formler («jordarbeidingsfaktorer») for å representere aktuell drift (vekst og jordarbeiding). Verken erosjonsrisiko-kart eller jordarbeidings-faktorer tar hensyn til andre erosjonsformer enn flateerosjon, f.eks. erosjon i dråg. Det «aktuelle» jordtapet modifiseres så ved rensing i en eventuell grasdekt buffersone, og deretter ved sedimentasjon i en eventuell fangdam. Grasdekte vannveier behandles i modellen ikke som et eget tiltak, men kun som et grasdekt areal. Jordarbeidingsfaktorene og tilbakeholdelsen beregnes utfra empiriske formler basert på målinger i norske feltforsøk. Eksempler på jordarbeidingsfaktorer for de driftstypene det opereres med i *Agricat 2*, er vist i Tabell 1.

Fosfortapet beregnes basert på jordtapet og fosforinnhold på jordpartiklene. Fosforinnholdet beregnes vha. empiriske formler basert på fosforstatus i jord (PAL) og jordart, og tar hensyn til at fosforinnholdet er høyere på de minste jordpartiklene. Jord- og fosfortap fordeles på henholdsvis overflate- og grøfteavrenning. Fosfortapsberegningene i *Agricat 2* er validert mot måledata på rutefelt- og skifteskala (Kværnø et al., 2014).

Beregningene gjøres for små enheter (polygoner kalt GID) med unike egenskaper, og resultatene summeres deretter for å representere større enheter som f.eks. nedbørfelter.

I tiltaksanalyser kjøres først *Agricat 2* for en referansesituasjon, som vanligvis er faktisk/aktuell drift for arealene et gitt år, og deretter for utvalgte «scenarier», som kan representere f.eks. ulike tiltakspakker.

Flytdiagram for Agricat 2



Figur 1. Flytdiagram for beregninger i Agricat 2. Diagrammet gjelder for beregninger som skjer på enkeltenheter. Aktuell drift betegner her både faktisk drift og drift definert i scenario

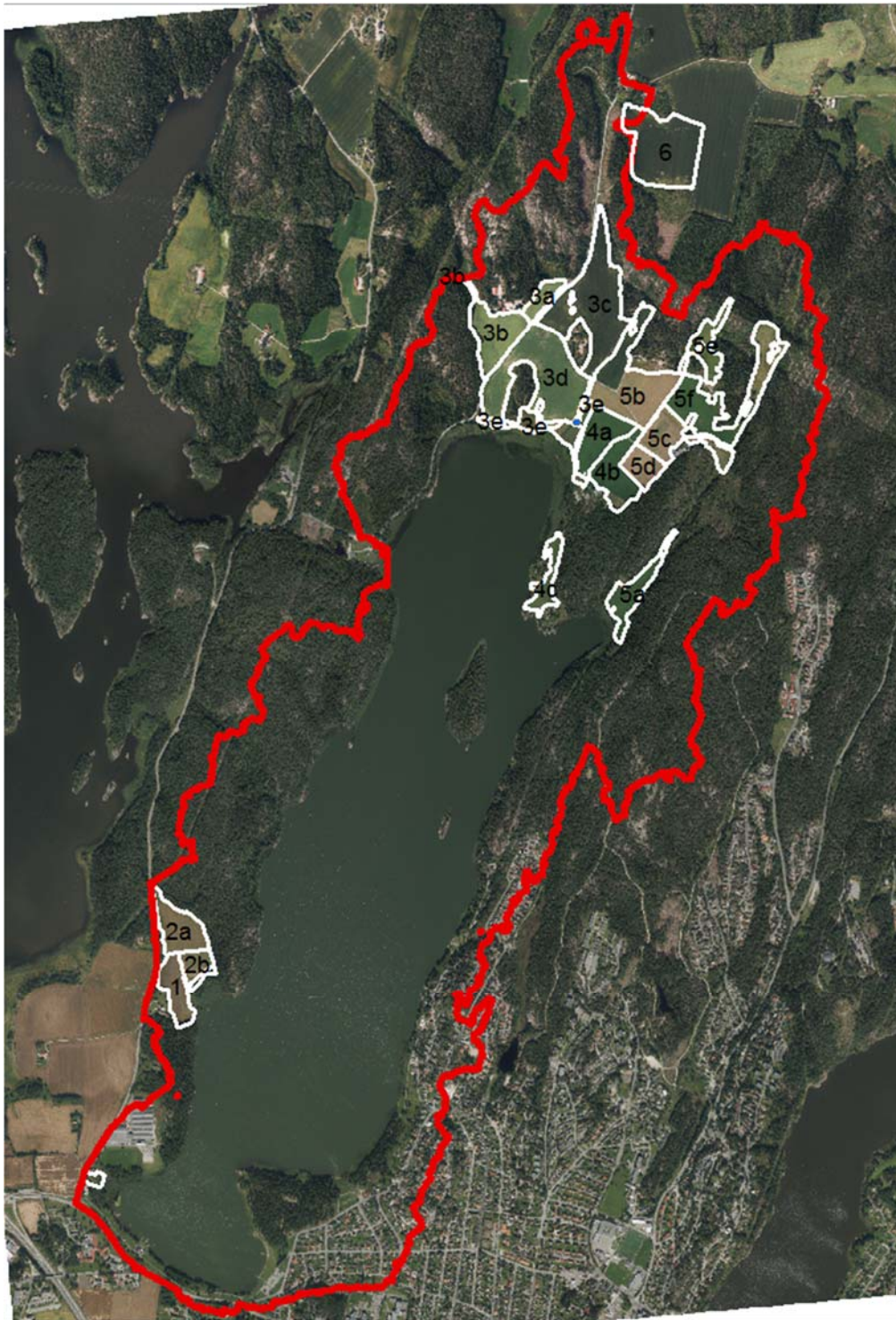
Tabell 1. Eksempler på jordarbeidingsfaktorer for jordtap via overflateavrenning for fire nivåer av erosjonsrisiko ved høstpløying (Kværnø et al., 2014b)

Driftsform	Erosjonsrisiko (kg/daa/år) (klasse)			
	25 (1)	125 (2)	500 (3)	1500 (4)
Høstkorn m/høstpløying	1,2	1,2	1,2	1,2
Poteter, rotgrønnsaker	1,2	1,2	1,2	1,2
Vårkorn m/høstpløying, grønnsaker over jorda	1	1	1	1
Vårkorn og høstkorn m/høstharving, frukt og bær	1	0,66	0,46	0,34
Vårkorn m/stubb, høstkorn direktesådd	0,49	0,27	0,16	0,11
Gras (eng, beite, grasdekt buffersone, grasdekt vannvei)	0,21	0,09	0,04	0,02

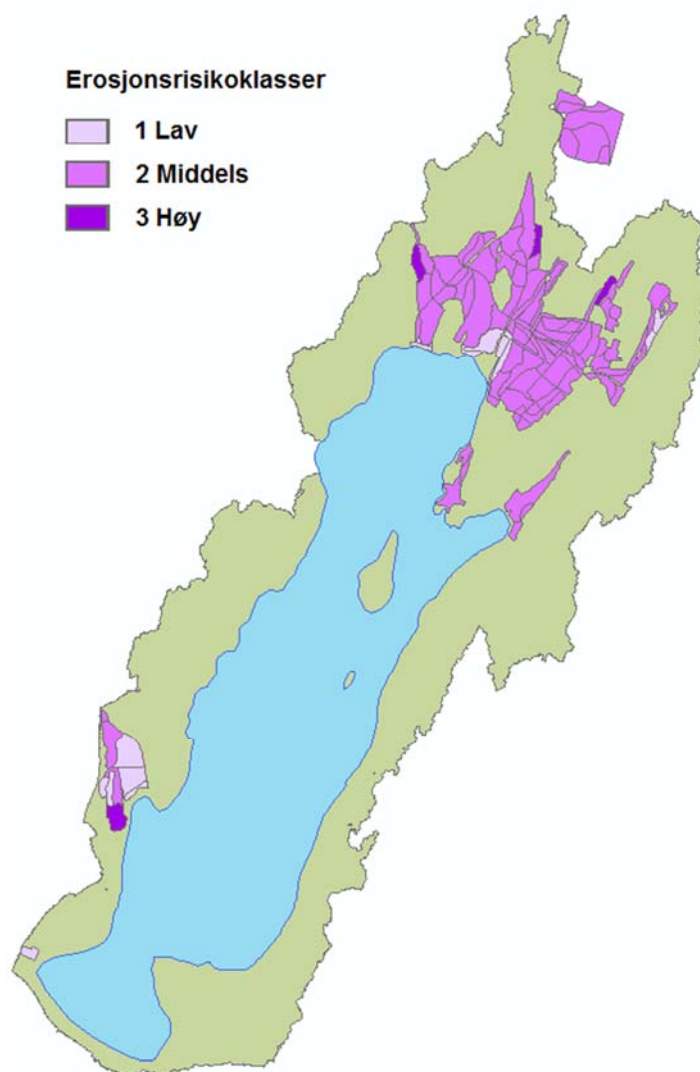
Agricat 2 bruker en rekke kart og tabeller som grunnlag (inputdata) for beregningene, og det er et viktig prinsipp at disse datakildene skal være allment og lett tilgjengelige. Hvordan disse dataene brukes inn i beregningene er beskrevet i større detalj av Kværnø m.fl. (2014). Følgende datakilder er brukt i beregningene for jordbruksarealene i nedbørfeltet til Tunevannet:

- Digitalt kart over nedbørfeltgrenser, basert på høydedata fra lasermålinger (LIDAR), levert av Sarpsborg kommune. Disse nedbørfeltgrensene utelater et areal helt i nord som også drenerer inn i feltet (pers.medd. gårbruker på Holleby).
- Kart over skifteinndeling på papirformat, levert av Sarpsborg kommune. Digitalisert av NIBIO. Kart over skiftегrenser er vist i vedlegget figur 2.
- Digitalt jordsmonnskart og erosjonsrisikokart (figur 2) fra NIBIO.
- Informasjon om drift (vekst, jordarbeiding) og fosforstatus i jord (PAL) på skiftenivå, levert av Sarpsborg kommune. Driftsdata er levert for årene 2012-2016, samt 2006. I disse opplysningene ligger også noe ufullstendig informasjon om buffersoner og grasdekte vannveier.
- Informasjon om omtrentlig plassering og størrelse (1,5 daa) av fangdam. NIBIO har gjort en «grovdigitalisering» av antatt nedslagsfelt for fangdammen. Totalt areal av nedslagsfeltet til fangdammen skal ifølge Tiltaksplan for Tunevannet (1997) være ca. 1400 daa.

Det presiseres at Agricat 2 som beregningsverktøy, har en rekke begrensninger og usikkerheter: Alle ledd i en modellberegning inneholder usikkerheter, som grovt kan deles i usikkerheter forbundet med 1) hvilke prosesser modellen beskriver, og hvordan, 2) formelverket i modellen, 3) kvalitet, egnethet og tilgjengelighet av inputdata, og 4) kalibrering/validering og parameterisering. Dette er nærmere beskrevet av Kværnø et al. (2014).



Figur 2. Kart over skiftegrenser, med skiftenummerering som brukt i dette prosjektet. Bakgrunnsfoto (2015) fra www.norgebilder.no.



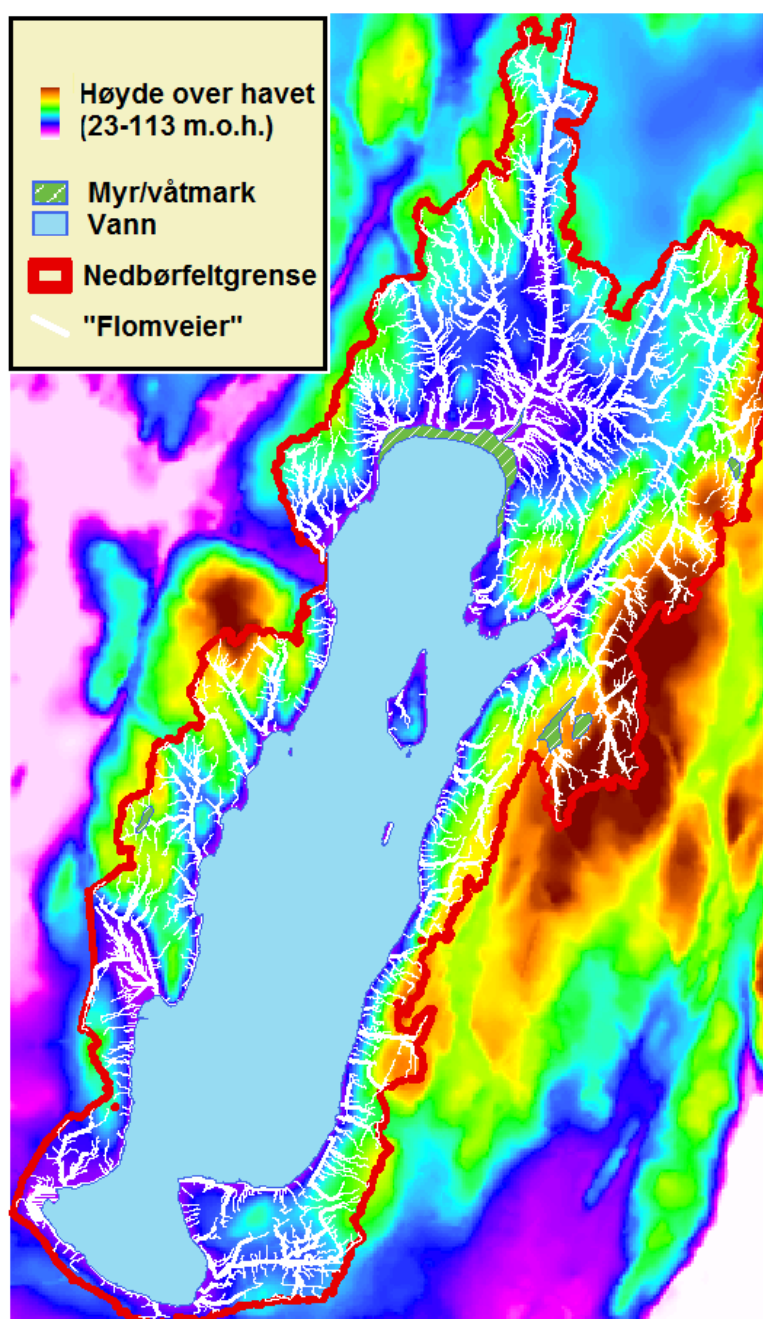
Figur 3. Erosjonsrisikokart for dyrka mark i nedbørfeltet til Tunevannet. Forventet jordtap i de ulike erosjonsrisikoklassene er 0-50, 50-200 og 200-800 kg/daa/år i henholdsvis erosjonsrisikoklasse 1, 2 og 3

Metode for beregning av fosfortap fra beite

Fosfortap fra beitearealer er estimert vha. modellen APLE (Vadas m.fl., 2014), oppdatert med informasjon tilpasset norske forhold (f.eks. mengde gjødsel produsert pr. dyr og mengde fosfor pr. vektenhet gjødsel). Informasjon om antall og type husdyr på beite er levert av Sarpsborg kommune. På skifte 3e beiter 10 storfe (4 ammekuer, 4 kalver, 1 okse, 1 kvige). På skifte 4c beiter 20 sauer. Modellen trenger også informasjon om jordegenskaper som leirinnhold, moldinnhold og jordtetthet i «matjordlaget», og mengde overflateavrenning. Dette var ikke tilgjengelig, og følgende verdier ble anslått: leirinnhold = 30 %, moldinnhold = 6 % og jordtetthet = 1 g/cm³. Mengde overflateavrenning ble satt til 100 mm/år.

Metode for vurdering av drågerosjon

Drågerosjon er meget vanskelig å estimere, og mulige «hotspots» for drågerosjon er i dette prosjektet kun vurdert utfra flomveier beregnet utfra terrengdata (LIDAR) og informasjon om utbedring av hydrotekniske anlegg, begge deler levert av Sarpsborg kommune, samt gjennomgang av tilgjengelige flybilder fra området. Det er ikke gjort forsøk på å kvantifisere jord- og fosfortap som følge av drågerosjon, da omfanget av drågerosjon i nedbørfeltet ikke er kjent.



Figur 4. Kart over estimerte (fra LIDAR-data) flomveier i nedbørfeltet til Tunevannet



Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.



Forsidefoto: Marianne Bechmann