



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

NIBIO RAPPORT | NIBIO REPORT

VOL.: 2, NR.: 31, 2016

Avlastningsbehov og kilderegnskap Eidsvatnet

Inga Greipsland, Sigrun H. Kværnø, Anne-Grete Buseth Blankenberg

NIBIO, Miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

AVLASTNINGSBEHOV OG KILDEREGNSKAP EIDSVATNET

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Inga Greipsland, Sigrun H. Kværnø, Anne-Grete Buseth Blankenberg

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
25.05.16	2/31/16	Åpen	8986	
ISBN-NR./ISBN-NO:	ISBN DIGITAL VERSJON/ ISBN DIGITAL VERSION:	ISSN-NR./ISSN-NO:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-01592-5		2464-1162	30	1

OPPDRAGSGIVER/EMPLOYER:

Bjugn Kommune

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Ingrid Verbaan

STIKKORD/KEYWORDS:

Vannkvalitet, Jordbruk

Water quality, Agriculture

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Vannkvalitet

SAMMENDRAG/SUMMARY:

I rapporten finnes en sammenstilling av overvåking av Eidsvatnet og tilførselsbekker i 2015, samt en teoretisk beregning av avlastningsbehovet for fosfortilførsler gitt miljømålet. Det er beregnet et enkelt kilderegnskap av fosfor, der tilførsler er splittet opp i jordbruk, avløp og utmarksavrenning.

LAND/COUNTRY:

Norge

FYLKE/COUNTY:

Sør Trøndelag

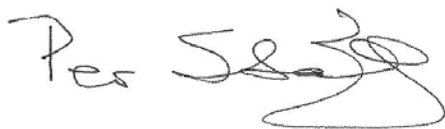
KOMMUNE/MUNICIPALITY:

Bjugn

STED/LOKALITET:

Eidsvatnet

GODKJENT /APPROVED



NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



NAVN/NAME



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

FORORD

Rapporten er utført på vegne av Bjugn kommune, som har ønsket å beregne et avlastningsbehov og kilderegnskap for Eidsvatnet, Sør Trøndelag. Prosjektleder hos NIBIO har vært Inga Greipsland, Sigrun H. Kværnø har hatt ansvar for Agricat 2 beregninger mens Anne-Grete Busetth Blankenberg har hatt ansvar for beregninger av fosfortap fra husdyrgjødsel. Kvalitetssikring er utført av Per Stålnacke.

Ås, 16.02.17

Inga Greipsland

INNHOOLD

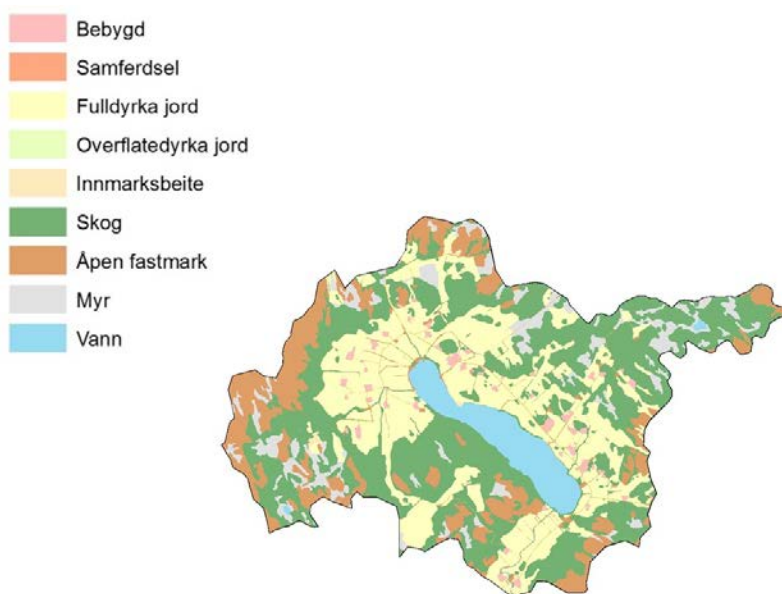
1	INNLEDNING.....	5
2	METODIKK	6
2.1	Prøvetaking og analyse	6
2.2	Nedbørfelt	7
2.3	Prøvepunkter og arealfordeling	7
2.4	Teoretiske tilførselsberegninger	8
2.5	Avlastningsbehov	14
3	RESULTATER	16
3.1	Sammendrag av analyseresultater	16
3.2	Tilførselsberegninger basert på gjennomsnittlig målt Tot-P.....	17
3.3	Tap av Tot-P fra ulike kilder.....	18
3.4	Avlastningsbehov	19
4	KILDEFORDELING OG OPPSUMMERING.....	21
4.1	Videre arbeid.....	22
5	LITTERATURREFERANSER	23
6	VEDLEGG.....	24
	Betraktninger rundt usikkerheter og begrensninger i tilførselsberegningene med Agricat 2.....	24

1 INNLEDNING

I mange vannområder i Norge er det problemer med for mye avrenning av næringsstoffer til innsjøer og tilhørende problemer med algeoppblomstring. I EUs Vannrammedirektiv er det et generelt mål om god økologisk status i alle vannforekomster innen 2021. I forbindelse med dette arbeidet stilles det krav om kartlegging, overvåking, tilstandsvurdering og risikovurdering i vannforekomstene. Eidsvatnet er en innsjø i Bjugn Kommune, Sør Trøndelag (Figur 1), der det antas at landbruksavrenning fra jordbruksarealer gir et vesentlig bidrag til dårlig vannkvalitet. I forbindelse med forvaltningens implementering av EUs vannrammedirektiv skal det utarbeides en tiltaksplan for Eidsvatnet. I 2015 ble Eidsvatnet, 7 tilløpsbekker til Eidsvatnet og Eidselva ved utløpet til fjorden prøvetatt og analysert for ulike parametere med hensyn til vannkvalitet. Ut i fra denne overvåkingen kan det bestemmes et avlastningsbehov med tanke på fosfor (Tot-P). Dette er nyttig for å kunne bestemme omfanget av tiltak for å kunne oppnå en god økologisk status. Bjugn kommune har også ønsket å beregne det teoretiske bidraget av forurensing fra landbruk, spredt avløp og utmark i området.

Det fins mange typer modeller som i prinsippet kan brukes til å beregne landbruksavrenning. Modellene har ulik detaljeringsgrad i hvordan prosessene er beskrevet i modellen, hvor store usikkerheter som er forbundet med beregningene, hva slags inndata som trengs, hvilken skala de kan brukes på og hvor mye ressurser som kreves for å bruke modellen. I dette prosjektet er det brukt en enkel empirisk modell (Agricat 2) og en koeffisientbasert metode til å beregne bidraget fra jordbruk. Bidrag fra spredt avløp og utmark er estimert svært grovt basert på arealfordeling, antall mennesker som bor i nedbørfeltet og koeffisienter. Beregninger av Tot-P_{tap} fra husdyrgjødsel er gjennomført i en regnearksbasert modell som er dokumentert i Simonsen & Bendixby (2009).

Hensikten med denne rapporten er å sammenstille resultatene fra overvåkingen, samt gjøre en teoretisk beregning av avlastningsbehovet for Tot-P tilførsler gitt miljømålet. Resultatene er sammenstilt til et enkelt kilderegnskap av Tot-P, der tilførsler er splittet opp i jordbruk, avløp og utmarksavrenning.

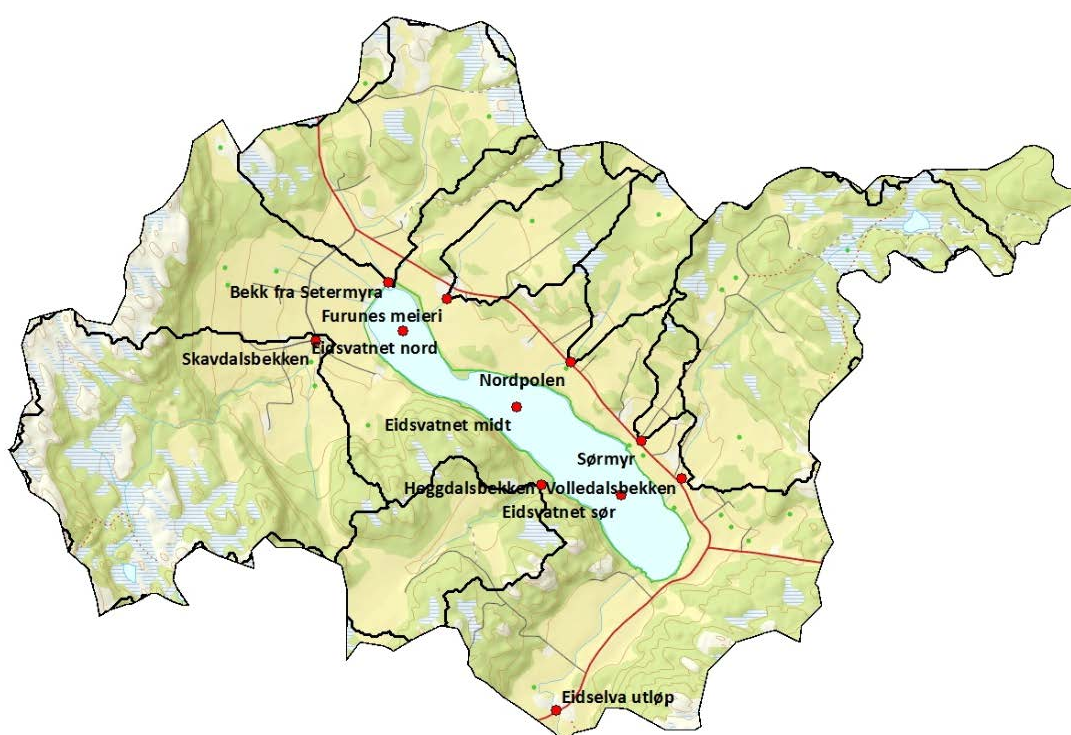


Figur 1. Arealbruk rundt Eidsvatnet.

2 METODIKK

2.1 Prøvetaking og analyse

Eidsvatnet og 7 tilløpsbekker, pluss Eidselva ved utløpet til fjorden ble prøvetatt i perioden 3.06.2015 til 19.10.2015. Prøvelokalitetene er vist i Figur 2. Selve Eidsvatnet ble prøvetatt 5 ganger ved 3 lokaliteter og vannprøvene ble analysert for Klorofyll a, Total Tot-P, Total nitrogen (Tot-N), fargetall og alkalinitet. Tilløpsbekker og Eidselva ble prøvetatt 6 ganger og vannprøvene ble analysert for termotolerante koliforme bakterier (TKB), kalsium (Ca), Tot-P, Tot-N og farge. Dato for prøvetaking og koordinater til punktene er vist i Tabell 1. Oppdragsgiver har hatt ansvar for prøvetaking og analyse.



Figur 2. Eidsvatnet reginefelt med prøvepunkt og tilhørende nedbørfelt.

Tabell 1. Lokalteter og koordinater

Lokalitet	Øst (UTM33)	Nord (UTM33)
Eidselva oppstrøms FV231	245333	7076687
Volledalsbekken	246106	7077844
Sørmyr	245910	7078059
Nordpolen	245580	7078507
Furunes meieri	244963	7078904
Bekk fra Setermyra	244661	7079017
Skavdalsbekken	244249	7078744
Heggdalsbekken	245364	7077880
Eidsvatnet sør	245779	7077787
Eidsvatnet midt	245272	7078298
Eidsvatnet nord	244714	7078757

2.2 Nedbørfelt

Nedbørfeltene til prøvepunktene ble bestemt ved hjelp av en digital høydemodell (DEM) med 10 meters oppløsning, hentet fra www.norgedigitalt.no. Beregningene ble gjort i ArcGIS. Informasjon om arealfordeling er innhentet på kommunenivå fra www.norgedigitalt.no og beregnet for nedbørfeltene i ArcGIS.

Ved beregning av teoretiske tilførsler fra jordbruk og husdyr er hele REGINE-enheten brukt. Noe av arealet i REGINE-enheten tilhører ikke nedbørfeltet til Eidsvatnet og er dermed fjernet i kilderegnskapet, se metodekapittel.

2.3 Prøvepunkter og arealfordeling

Tabell 2 viser prosentvis arealfordeling i nedbørfeltet til Eidsvatnet (REGINE-enheten). Tilførselsbekkene varierer i areal fra 0,1 km² (Sørmyr) til 2 km² (Skavdalsbekken) og fra ca. 19 % (Skavdalsbekken) til ca. 48 % jordbruksareal (Furunes meierier). Det er størst bebyggelse, i prosent, ved Sørmyr.

Tabell 2. Arealbruk rundt Eidsvatnet, REGINE-enhet.

	Areal (Km ²)	Dyrka jord (%)	Innmarks- Beite jord (%)	Bebyggd/ Samferdsel (%)	Utmark/vann (%)
Eidsvatnet	11	29	0	2	68
Heggdalsvannet	0,7	32	0	0	67
Skavdalsbekken	2,0	19	1	1	79
Bekk fra Setermyra	1,1	32	1	2	64
Volledalsbekken	1,6	21	0	2	77
Sørmyr	0,1	43	1	10	46
Nordpolen	0,3	35	0	1	64
Furunnes meieri	0,4	48	0	3	49

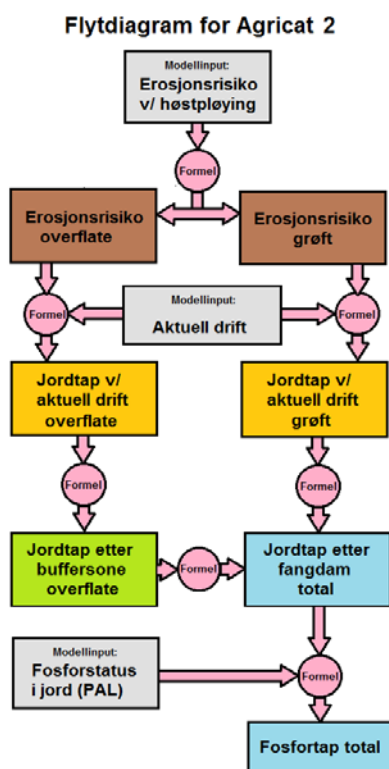
2.4 Teoretiske tilførselsberegninger

2.4.1 Beregning av aktuelt jordtap og diffust Tot-Ptap med Agricat 2-XLS

Den enkle, empiriske modellen Agricat 2 (Kværnø et al., 2014a) ble brukt til å beregne aktuelt jordtap og diffust fosfortap (hovedsakelig tap av partikulært fosfor) fra dyrka mark i nedbørfeltet. Denne modellen og dens forløper Agricat har vært mye benyttet i tiltaksanalyser på bestilling fra forvaltningen. I dette prosjektet brukte vi en regneark-versjon av modellen (Agricat 2-XLS) som er enklere å bruke enn den web-baserte fullversjonsmodellen når datagrunnlaget er såpass tynt som i Eidsvatnet. Beregningsmåten er den samme, forskjellen ligger i at det er mer avanserte rutiner for fordeling av faktisk drift i fullversjonsmodellen, samt at denne er bedre egnet for beregninger i større områder. Agricat-versjonen fra 2013 er kalibrert og validert mot målte data for jord- og fosfortap i tre JOVA-nedbørfelter (Follo, Romerike, Hedmarken) for å få et mål på om nivå for jord- og fosfortap er realistisk (Kværnø et al., 2014b). Fosfor tapsberegningene i Agricat 2 er validert mot måledata på rutefelt- og skifteskala (Kværnø et al., 2014a).

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 erosjonsrisikokart eller jordarbeidings-faktorer tar hensyn til andre erosjonsformer enn flateerosjon, f.eks. erosjon i drag. Det «aktuelle» jordtapet modifiseres så ved retensjon i en eventuell grasdekt buffersone, og deretter ved retensjon i en eventuell fangdam. Grasdekte vannveier behandles i modellen ikke som et eget

tiltak, men kun som et grasdekt areal. Jordarbeidingsfaktorene og retensjons-prosentene 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 3. Fosfortapet beregnes utfra 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.



Figur 2. 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. Modellinput kommer fra offentlige kart og registre.

Tabell 3. 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 buffersoner, grasdekt vannvei)	0,21	0,09	0,04	0,02

Beregningene gjøres for små enheter (polygoner) med unike egenskaper, og resultatene summeres deretter for å representere større enheter som f.eks. nedbørfelter. 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 et al. (2014a). I dette prosjektet har vi brukt følgende datakilder som input til Agricat 2:

- Kart over nedbørfeltgrenser – fra Regine, NVE. Fordi dette kartet også dekker utløpet til fjorden er ikke denne grensen det samme som nedbørfeltet til Eidsvatnet.
- Eiendomskart med gårds- og bruksnummer – fra Kartverket (Matrikkeldata).
- Digital terrengmodell – fra Kartverket.
- Erosjonsrisikokart – ikke tilgjengelig for Eidsvatnet, og ble derfor laget i dette prosjektet – se beskrivelse under.
- Løsmassekart med avsetningstyper – fra NGU.
- Informasjon om fosforstatus i jord (PAL), kornfordeling og moldinnhold – fra Jordatabanken og nasjonal jordsmonnsdatabase ved NIBIO, og fra Terranimo-modellen (<http://www.terranimo.dk/Pages/InputOutputTerranimo.aspx?Country=NO&Language=nb-NO>, <http://www.terranimo.dk/Dialogs/SoilTypeDescription/Jordtypebeskrivelser.pdf>).
- Informasjon om jordleie – fra Landbruksdirektoratets Jordleieregister.
- Informasjon om/kart over jordbruksdrift (vekst, jordarbeiding), grasdekte buffersoner og grasdekte vannveier i 2014 – fra Landbruksdirektoratet gjennom søknad om produksjonstilskudd og RMP-tilskudd (via eStil). På eiendommer der slik informasjon mangler, tas det utgangspunkt i gjennomsnittlig fordeling av drift i resten av delnedbørfeltet.
- Informasjon om/kart over grasdekte buffersoner, grasdekte vannveier og fangdammer i 2014 – grasdekte buffersoner og vannveier er ikke kartfestet, og følgelig ikke tatt med i beregningene. Oppdragsgiver har opplyst at det ikke er fangdammer i nedbørfeltet.

2.4.1.1 Beregning av erosjonsrisiko

Erosjonsrisiko ved høstpløying er en nøkkelvariabel som brukes som input i Agricat 2. I tillegg er en beregning av erosjonsrisiko nyttig ved planlegging av miljøtiltak. Vanligvis kommer dette fra erosjonsrisikokart avledet av jordsmonnskart. Jordsmonnet i nedbørfeltet til Eidsvatnet er ikke kartlagt, derfor eksisterer heller ikke erosjonsrisikokart her. Vi måtte derfor estimere erosjonsrisiko ut fra annen informasjon. Erosjonsrisikokart for dyrka mark i Eidsvatnets nedbørfelt ble laget på følgende måte:

Kart over dyrka mark i nedbørfeltet ble hentet ut fra arealressurskart AR5 for Bjugn kommune. For de dyrka arealene ble avsetningstyper bestemt ved å koble AR5-kartet med løsmassekart fra NGU. Dette ble videre koblet med digitalt eiendomskart (DEK). Hvert polygon ble tilordnet teksturklasse/jordart, moldinnhold og fosfor

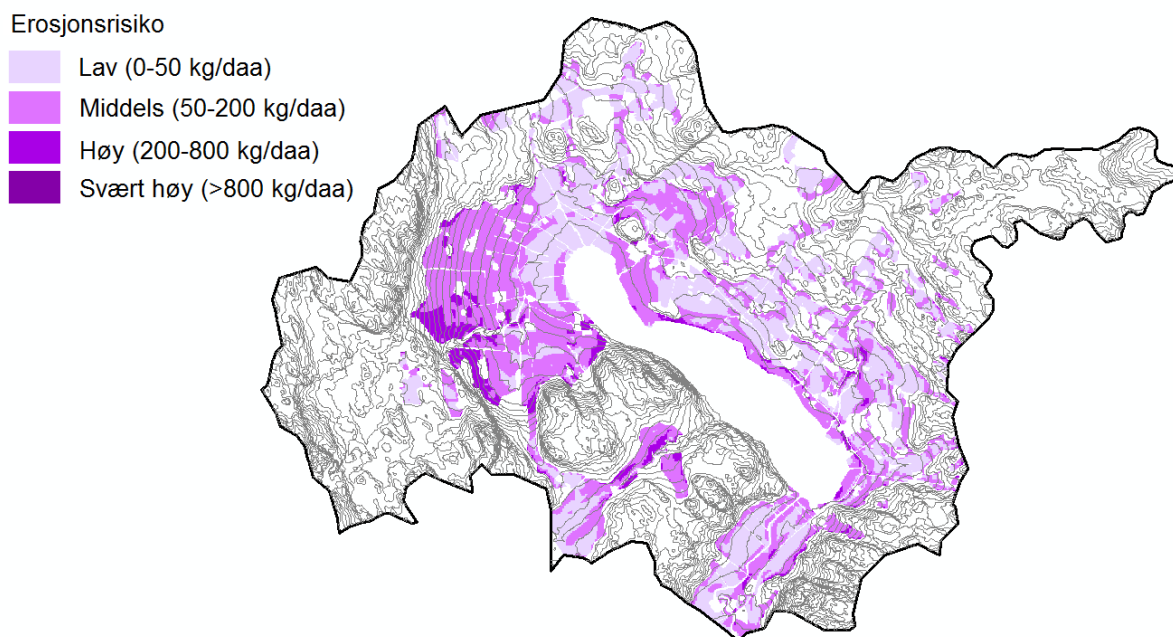
status i jord (PAL) basert på data fra NIBIOs Jordatabank, hentet ut for driftsenheter innenfor nedbørfeltet. Denne operasjonen var relativt subjektiv, da tilgjengelig informasjon var begrenset og kartgrunnlaget inneholdt en del usikkerheter. Med utgangspunkt i avsetningstype, teksturklasse og moldinnhold ble det gjort en omklassifisering til «standard jordtyper» jf. Terranimo-modellen. For disse jordtypene forelå det konkrete verdier for leir-, silt- og sandinnhold. Ytterligere tall for innhold av finsand, svært fin sand og grus ble avledet fra en database som inneholder profildata for

alle kartlagte jordtyper i Norge. Bakkeplanering er ikke tatt høyde for, da det ikke var noe informasjon om dette i tilgjengelig datamateriale.

Jordkartet ble tilslutt koblet mot et hellingsgradskart. Hellingsgraden ble beregnet utfra den digitale terrengmodellen. Hellingsgradskartet ble forenklet ved å dele inn hellingsgradene i klasser. Kun hellingsgrader på dyrka arealer fra AR5-kartet ble brukt videre. Det resulterende kartet inneholdt polygoner med ulike kombinasjoner av hellingsgrad, løsmasse, jordart, prosent leir, silt, sand, finsand, svært fin sand, grus og moldinnhold, PAL, og gårds- og bruksnummer. PAL varierte mellom 6 og 22 mg/100 g, og arealveid gjennomsnittlig PAL var 13 mg/100 g. Arealene fordelte seg videre mellom 14 % organisk jord, 43 % sandjord (mest siltig sand) og 43 % leirjord (mest lettleire). Som en kvalitetssjekk ble det nye «jordsmonnskartet» sammenliknet med et noe ufullstendig jordsmonnskart (uten erosjonsrisiko, dessverre) for nabokommunen Ørland, for å se om jordinformasjonen var noenlunde sammenliknbar. Det var den.

Dataene fra det nye «jordsmonnskartet» ble lagt inn i et regneark som beregner erosjonsrisiko ved høstpløying med den universelle jordtaplikningen (USLE). Beregningsmetodikken er den samme som brukes i de nasjonale erosjonsrisikokartene. Beregnet erosjonsrisiko varierte mellom 1 og 1821 kg/daa/år (Figur 3). Mesteparten av de dyrka arealene i nedbørfeltet havnet i erosjonsrisikoklasse 1 (erosjonsrisiko 0-50 kg/daa/år; 43 % av dyrka areal) og 2 (50-200 kg/daa/år; 50 % av dyrka areal), og det var ubetydelig andel i erosjonsrisikoklasse 3 (200-800 kg/daa/år; 7 % av dyrka areal) og 4 (>800 kg/daa/år; 0 % av dyrka areal). Arealveid gjennomsnittlig erosjonsrisiko var 79 kg/daa/år. Vi hadde lite grunnlag for å vurdere realismen i dette, men anser det som realistisk utfra datagrunnlaget (mye flate arealer, jevnt over betydelig moldinnhold).

Erosjonsrisikokartet gir tall for forventet langsiktig gjennomsnittlig jordtap for vårkorn med høstpløying. Agricat 2 regner om erosjonsrisiko ved høstpløying til jordtap ved «faktisk drift», som kan være ulike vekster og ulik jordarbeiding. Fordeling av faktisk drift i nedbørfeltet ble basert på informasjon fra søknad om produksjonstilskudd, jordleieregisteret og eStil-data fra søknad om RMP-midler – alle tilgjengelige fra Landbruksdirektoratet. Tall for 2014 ble brukt. Kun eStil-dataene er direkte kartfestet på skiftenivå, de andre dataene måtte fordeles tilfeldig (romlig sett) innenfor hver driftsenhet. De driftsformene det var mulig å skille ut basert på eksisterende informasjon, var gras, eng og beite (85 % av arealet), overvintring i stubb (8 %) og vårkorn med høstpløying (7 %). Det var ikke mulig å skille ut om noen arealer f.eks. var harvet i stedet for pløyd.



Figur 3. Eidsvatnet reginefelt med topografisk kart (5 m koter) og erosjonsrisikokart.

2.4.2 Beregning av fosfortap fra husdyrgjødsel

Tap av næringsstoffer fra husdyrproduksjon er knyttet til tap fra gjødsellager, tap ved spredning av husdyrgjødsel og tap via overflateavrenning på beitearealer. Her er det beregnet tap av næringsstoffer i form av tap fra gjødsellager og avrenning fra høstspredt bløtgjødsel i nedbørfeltet til Eidsvatnet. Tap fra beitearealer er ikke inkludert pga. mangelfullt datagrunnlag. Beregningene er gjennomført i en regnearksbasert modell som er dokumentert i Simonsen & Bendixby (2009). Bruk av husdyrgjødsel blir sett på som ordinær gjødsling på lik linje med bruk av kunstgjødsel. Det er ikke tatt med spesielle tapseffekter av vårspredning av gjødsel da erfaringer viser at tapene er svært små så fremt en følger en gjødselplan. Beite med tråkkskader ved foringsplasser og lignende kan medføre noe avrenning, men dette er vanskelig å kvantifisere. For å kunne anslå om dette har en effekt er det behov for en fysisk befaring, men det antas her at denne effekten er liten.

Data om husdyrbesetning er hentet fra SSB - landbruksproduksjonsregisteret (Landbruksdirektoratet), basert på produksjonstilskudd for 2014. Datamaterialet er hentet inn pr gnr/ bnr, og er her gjengitt samlet for hele nedbørfeltet. Tabell 4 viser en oversikt over husdyr i nedbørfeltet til, samt gjødseldyrenheter (GDE). GDE er beregnet ut fra gjeldende «Forskrift om husdyrgjødsel» §5. Krav om spredeareal og gjødseldyrenheter, kategori 1 (Lovdata).

I «Forskrift om husdyrgjødsel» §5 står det angitt at en GDE tilsvarer en utskilt mengde Tot-P på omlag 14 kg i husdyrgjødsel. Den årlige gjødselproduksjonen som går til bløtgjødsellager inneholder totalt ca. 4170 kg total Tot-P og 13700 kg Tot-N.

Tabell 4. Husdyrbesetning og gjødseldyrenheter i nedbørfeltet til Eidsvatnet i Bjugn, 2014.

Dyreslag	Antall	GDE
Melkekyr	117	117
Ammekyr	52	34,7
Ungdyr storfe	281	93,7
Avlspurker/-råner	91	36,4
Slaktesvin	1350	75

2.4.3 Spredt avløp

Et menneske produserer daglig omkring 1,6 g Tot-P som går ut i avløpssystemet. Rundt Eidsvatnet bor det ca. 130 mennesker (opplyst fra arbeidsgiver). I Eidsvatnet er den vanligste metoden for å rense avløp slamavskillere, men det er også registrert to minirenseanlegg. Renseeffekten til en slamavskiller uten etterbehandling er estimert til 5 %, mens renseeffekten til et kjemiske minirenseanlegg er estimert til 90 % (Hamilton et al., 2015) Det finnes ingen informasjon om eventuelle etterbehandlinger eller andre typer rensemetoder rundt Eidsvatnet. I beregningen er det derfor antatt at alle beboere rundt Eidsvatnet har slamavskillere uten etterbehandling, med unntak av to minirenseanlegg med ca. 6 personer tilknyttet. Beregningen blir da: Antall personer_{SLAMAVSKILLER} * 1,6g TOT-P * Renseevne(0,95) + Antall personer_{minirenseanlegg} * 1,6*TOT-P * Renseevne(0,10). Det er mulig at denne metoden overestimerer tilførslene hvis det i virkeligheten finnes andre typer rensebehandlinger som ikke er registrert. Det er heller ikke gjort beregninger med hensyn til avstand til bekk og sannsynlighet for at Tot-P fra et spredt avløpssystem finner veien til innsjøen. Dette vil sannsynligvis også overestimere tilførslene fra spredt avløp.

2.4.4 Beregning av fosfortap fra utmark

Fra utmark er fosfortapet satt til 6 g Tot-P per dekar. Dette er en gjennomsnittlig verdi som er basert på faglige vurderinger ved NIBIO og den er dermed usikker. Verdien brukes blant annet i store prosjekt som JOVA (Jord og vannovervåking i landbruket).

2.4.5 Beregning av fosfortilførsler basert på overvåking av vannkvalitet.

Gjennomsnittlig konsentrasjon av TOT-P i hver tilførselsbekk til Eidsvatnet ble multiplisert med årlig arealveid avrenningsmengde i nedbørfeltet til bekkene (700, 900 og 1100 mm). Overvåkingen i Eidsvatnet ble gjennomført i sommerhalvåret og bare som stikkprøver. Det er svært stor variasjon i fosforkonsentrasjon over tid, og det er derfor svært usikkert hvor representativ den gjennomsnittlige verdien funnet i overvåkingen er på årsbasis. For eksempel er det kjent at en stor andel av jord og fosfortapet på årsbasis skjer på våren i forbindelse med snøsmelting, og denne perioden er i overvåkingen ikke inkludert. Stikkprøver er i tillegg usikkert fordi mye av den årlige

fosfortransporten skjer ved høy vannføring. Om alle prøvene i overvåkingen er hentet ved lav eller gjennomsnittlig vannføring er det grunn til å tro at de beregnede tilførslene blir underestimert.

Resultatet fra alle bekker ble summert. De overvåkede arealene dekket ca. 65 % av nedbørfeltet til Eidsvatnet. For å få et bilde at de totale tilførslene ble derfor summen av Tot-P tilført fra de overvåkede bekkene ganget med en faktor på 1,53. Denne metoden tilfører en ny usikkerhet fordi det ikke er klart om de overvåkende områdene kan representerer resten av nedbørfeltet.

2.5 Avlastningsbehov

Avlastningsbehov er mengde tilført Tot-P som må reduseres for å nå et gitt miljømål.

Avlastningsbehovet til Eidsvatnet er beregnet med en fosforresponsmodell (FOSRES) utviklet av Berge (1985). Modellen er kalibrert og testet i norske innsjøer med middeldyp mellom 1,5 og 15 m. Modellen beregner årlig Tot-P tilførsler basert på middel konsentrasjon av Tot-P i innsjøen i produksjonssesongen og deretter et avlastningsbehov.

Som «input» krevet modellen innsjøareal, middeldyp, spesifikk avrenning og størrelse på nedbørfeltet. Disse data ble hovedsakelig opplyst av oppdragsgiver og er gjengitt i tabell 5. Årlig Tot-Ptilførsler er svært sensitive til årlig avrenning, men det finnes ingen representativ vannføringsstasjon i nærheten av Eidsvatnet. Årlig tilførsler av Tot-P er svært avhengig av mengde avrenning, FOSRES-modellen antar en lineær sammenheng mellom avrenning og fosfor tilførsel, i virkeligheten vil også mange flere faktorer enn avrenning være viktig.

Gjennomsnittlig nedbør i perioden 1961-1990 målt på Ørlandet var bare 1048 mm/år, dette var også nedbøren i året 2015 (1050 mm). Det er mulig at det denne nedbørstasjonen underestimerer nedbørmengden i området rundt Eidsvatnet, men det er også mulig at avrenningen er overestimert. NVE opplyser selv at usikkerheten i deres data er på 20 %. Dette tilsier en årlig avrenning i området mellom 928mm og 1392 mm. En gjennomgang av bl.a. avrenningsdata fra en rekke forsøksfelter i Norge viser at differansen mellom nedbør og avrenning i to forsøksfelter i Trøndelag (Kvithamar i Stjørdal og Skjetlein i Trondheim) lå på rundt 350 mm i gjennomsnitt. Dersom det anslås at denne differansen er representativ for fordampingen i Eidsvatnet, og at nedbøren er 1050 mm, kan årlig avrenning anslås til ca. 700 mm. Dette er tilsvarende som gjennomsnittlig årlig avrenning ved NIBIOs målestasjon i Levanger (722 mm i perioden 1992-2013). Årlig avrenning kan ikke være høyere enn årlig nedbør, men begge deler kan variere mellom år. For å ta hensyn til usikkerhet i vannføring og variasjon mellom år er det gjort beregninger med en årlig avrenning på 700, 900 og 1100 mm. I år 2015 vil en avrenning på 700 mm være mest sannsynlig utfra nedbøren.

Tabell 5. Fakta om Eidsvatnet.

Nedbørfelt	9,5 km ²
Høyde over havet (m)	8,1
Overflateareal, (km²)	0,64
Største målte dyp (m)	9,0
Volum (mill m³)	2,979
Middeldyp (volum : overflate) (m)	4,67
Vannets midlere teoretiske oppholdstid (døgn)	109
Tilsig (mill m³)	13,18
Avrenning (mm)	700-1100

3 RESULTATER

3.1 Sammendrag av analyseresultater

3.1.1 Eidsvatnet

Eidsvatnet er i «Vann-nett» klassifisert som en middels stor, moderat kalkrik og humøs innsjø. Analyseresultatene av alkalinitet og fargetall bekrefter denne klassifiseringen. Klassegrensene for Klorofyll a, Tot-P og Tot-N er derfor basert på vanntype L-N8 definert i veilederen «Klassifisering av miljøtilstand i vann» (Veileder 01:20013). I denne klassen er miljømålet med hensyn til Klorofyll a tilfredsstilt om Klorofyll a er mindre enn 10,5, tilsvarende er miljømålet tilfredsstilt med hensyn til Tot-P og Tot-N ved hhv. 20 µg P/l og 775 µg N/L.

Analysene viser at Eidsvatnet har en moderat miljøtilstand med hensyn til Klorofyll a, en god tilstand med hensyn til Tot-N, mens miljøtilstanden med hensyn til Tot-P er dårlig (Tabell 6).

Tabell 6. Analyseresultater ved tre lokaliteter i Eidsvatnet, tabellen viser gjennomsnitt av 5 prøver.

	Klorofyll a	Tot-P (µg/l)	Tot-N (µg/L)	Fargetall	Alkalinitet
Gjennomsnitt sør	12	36	621	76	0,5
Gjennomsnitt midt	12	33	569	78	0,5
Gjennomsnitt nord	13	48	550	77	0,5
Gjennomsnitt Eidsvatnet	12	39	580	77	0,5

3.1.2 Tilløpsbekker

Tilløpsbekkene til Eidsvatnet har for lite nedbørfelt og avrenning til å kunne klassifiseres etter vannforskriften, som er utarbeidet for større elve- og bekkesystemer. Målte verdier av kalsium og farge bekrefter imidlertid bildet av moderat kalkrike og humøse vanntyper i området. Fargetallet er mye høyere i bekkene enn i innsjøen og tilsier transport av organisk materiale og/eller leirpartikler.

Gjennomsnittlig konsentrasjon av Tot-P og Tot-N varierer mellom hhv. 25 µg Tot-P/L og 717 µg Tot-N/L i Heggedalsbekken og hhv 262 µg Tot-P/L og 3733 µg Tot-N/L ved Sørmyr (Tabell 7). Både Bekk setermyra og Furunes meieri har også svært høye gjennomsnittlige konsentrasjoner av Tot-P og Tot-N. Et høyt antall TKB viser påvirkning fra avløp i Bekk Setermyra, Furunes meieri, Skavdalsbekken og Sørmyr.

Tabell 7. Analyseresultater ved tilløpsbekkene til Eidsvatnet, tabellen viser gjennomsnitt av 6 prøver.

	Ca mg/L	Tot-P µg/L	Tot-N µg/L	TKB*	Fargetall
Bekk setermyra	26	124	2033	3550	193
Eidselva utløp	12	37	782	118	92
Furunes meieri	18	198	3562	1875	167
Heggedalsbekken	7	25	717	210	213
Nordpolen	17	41	2383	164	192
Skavdalsbekken	13	53	1283	800	164
Sørmyr	24	262	3733	5905	125
Volledalsbekken	9	62	1278	305	155

*TKB oppgis som 90. persentil, dvs at 90 % av målte data ligger under gitt verdi.

3.2 Tilførselsberegninger basert på gjennomsnittlig målt fosfor

Tilførsler av Tot-P er estimert på samme måte som avlastningsbehovet med tre ulike estimater på avrenning (700, 900 og 1100 mm). Tilførslene er høyest i bekk fra Setermyra, og deretter i feltene Skavdalsbekken og Volledalsbekken. Furunes meieri og Sørmyr har begge svært høye konsentrasjoner av Tot-P, men bekkene har små nedbørfelt og dermed små vannmengder.

De overvåkede områdene dekker bare ca. 65 % av nedbørfeltet til Eidsvatnet. For å kunne gi et estimat for hele nedbørfeltet er derfor fosfortilførslene skalert opp med en faktor på 1,53. Tilførsler av Tot-P ble da estimert til å være mellom 511 og 803 kg per år avhengig av avrenning (tabell 8).

Tabell 8. Beregning av Tot-Ptilførsel basert på målte konsentrasjoner av Tot-P.

	Tot-P ($\mu\text{g/L}$)	Tot-Ptilførsel (kg) 700 mm	Tot-Ptilførsel (kg) 900 mm	Tot-Ptilførsel (kg) 1100 mm
Eidsvatnet				
Heggdalsbekken	25	12	16	19
Skavdalsbekken	53	74	95	117
Bekk fra Setermyra	124	95	123	150
Volledalsbekken	62	69	89	109
Sørmyr	262	18	24	29
Nordpolen	41	9	11	14
Furunnes meieri	198	55	71	87
SUM		334	429	524
Oppskalert areal (SUM*1,53)		511	658	803

3.3 Tap av fosfor fra ulike kilder

3.3.1 Diffust jord- og fosfortap («arealavrenning»)

Estimert jordtap fra dyrka mark innenfor REGINE-enheten Eidsvatnet var 72 tonn (21 kg/daa), mens estimert tap av Tot-P var 351 kg (105 g/daa). Tot-P tapet er i samme størrelsesorden som bl.a. er beregnet for mange andre nedbørfelter i Glommavassdraget (Kværnø et al., 2014b): Glommaregionens vannområder som var dominert av marine avsetninger hadde diffuse Tot-P tap mellom ca. 120 og 430 g/daa dyrka mark, mens morenedominerte felt i innlandet hadde diffuse Tot-P tap på ca. 25-65 g/daa. Det er mest relevant å sammenlikne Eidsvatnet med de marint dominerte vannområdene/nedbørfeltene mht. erosjonsrisiko. Åpenbare årsaker til at det for disse feltene var estimert høyere Tot-P tap, var at feltene hadde betydelig lavere grasdekt areal enn Eidsvatnet, og dessuten betydelige arealer med erosjonsutsatt bakkeplanert jord. Verdier for diffuse Tot-P tap til Eidsvatnet synes derfor å være realistiske. Det påpekes at modellen inneholder mange usikkerheter, bl.a. tas det ikke hensyn til andre erosjonsprosesser enn flateerosjon. F.eks. er erosjon i dråg (forsenkninger i terrenget) ikke representert, selv om dette er en viktig erosjonsprosess som antas å bidra betydelig til det totale jordtapet. Samtidig er sedimentasjon av erodert materiale, en prosess som potensielt vil redusere mengde partikler og Tot-P som når bekken, heller ikke representert i modellen. Vedlegg 1 har en mer utførlig oversikt over usikkerheter i modellen.

3.3.2 Dyretetthet og krav om spredeareal

I «Forskrift om husdyrgjødsel» §5, beskrives at husdyrgjødsel bare kan spres på godkjent spredeareal. Det skal være tilstrekkelig disponibelt areal for spredning av husdyrgjødsel, normalt

minimum 4 dekar fulldyrket eller overflatedyrket jord pr. GDE. Det er totalt ca. 357 GDE i nedbørfeltet, og dette krever et totalt spredeareal på ca. 1430 daa. Det er om lag 3350 daa dyrka mark i feltet, hvilket i sum er mer enn tilstrekkelig.

3.3.3 Tap av næringsstoffer fra gjødsellager

I beregningene er det, da annet ikke er oppgitt, forutsatt at det er god tilstand på gjødselkjellere i nedbørfeltet. I beregningene er det forutsatt at 95 % av gjødsellagrene i nedbørfeltene har høy standard og 5 % har middels standard. Tapet fra gjødsellagrene i nedbørfeltet er beregnet til å være 4 kg tot. P/år og 68 kg tot. N/år.

3.3.4 Høstspredt bløtgjødsel – avrenning til vassdrag

Da det ikke er oppgitt andel høstspredt bløtgjødsel, er denne andelen satt til 5%, basert på erfaringstall fra tidligere prosjekter. Avrenning til vassdrag gjennom høstspredt bløtgjødsel er beregnet til å være 4 kg tot. P/år og 340 kg tot. N/år.

3.3.5 Spredt avløp

Tilførsler av Tot-P fra spredt avløp er beregnet til ca. 72 kg (Tabell 9).

Tabell 9. Tilførsler av Tot-P fra spredt avløp.

Generering av TOT-P per person og dag = 1,6 g	Antall personer	Tilførsel Tot-P etter rensing (kg)
Slamavskiller	124	69,1
Minirenselanlegg (kjemisk)	6	0,4
SUM	130	69,2

3.4 Avlastningsbehov

FOSRES modellen beregner fosfortilførsler basert på middelkonsentrasjon av TOT-P i innsjøen i produksjonssesongen og det er derfor interessant å sammenligne det med Tot-Ptilførsler basert på målt gjennomsnittlig konsentrasjon av TOT-P i tilførselbekkene. Som vist i Tabell 11 gir de to metodene sammenlignbare resultat og indikerer at FOSRES modellen kan fungere tilfredstillende i Eidsvatnet for å beregne avlastningsbehovet. Avlastningsbehovet ved et miljømål på 20 ug/L ble beregnet til mellom 254 og 371 kg Tot-P i året (Tabell 10). Dette tilsvarer en reduksjon på hhv. 49, 48 og 47 %.

Tabel. 10. Tot-P tilførsler basert på målt gjennomsnittlig konsentrasjon av Tot-P i tilførselbekkene og Tot-P tilførsler basert på FOSRES modellen.

Avrenning	Tot-P tilførsel beregnet med FOSRES-modellen	Tot-P tilførsel beregnet fra overvåking av tilførselsbekker	Gjennomsnitt
700	521	511	516
900	643	658	650
1100	761	803	782

Tabell 11. Avrenning, estimert Tot-P tilførsel med FOSRES og avlastningsbehov i Eidsvatnet.

Avrenning	Tot-P tilførsel beregnet ved 39 µg/L TP i innsjø (kg Tot-P)	Avlastningsbehov ved miljømål på 20 µg/L (kg Tot-P)
700	521	254
900	643	313
1100	761	371

4 KILDEFORDELING OG OPPSUMMERING

Beregnete totale tilførsler av TOT-P til Eidsvatnet er mellom ca. 500 og 800 kg per år (Tabell 12). Avlastningsbehovet for å oppfylle et miljømål på 20 µg/L ble beregnet til mellom 254 og 371 kg TOT-P per år og tilsvarer en reduksjon på mellom 47 og 49 %.

I kilderegnskapet er det beregnet en tilførsel av Tot-P på 359 kg fra jordbruk, 69 kg fra spredt avløp og 40 kg fra utmark (Tabell 13). Beregningene tilsier en gjennomsnittsverdi over mange år og kan derfor ikke sammenlignes direkte med tilførselsberegningene og avlastningsbehovet. Men kilderegnskapet indikerer hvor de største tilførslene av Tot-P kommer fra og hvor det største potensialet for tiltak ligger. Jordbruk er den største kilden til Tot-P og ca. 77% av total Tot-P tilført Eidsvatnet kommer fra jordbruk, deretter følger spredt avløp med ca. 15 % og utmarksavrenning på ca. 8 %. Denne beregningen tar ikke hensyn til på hvilken form fosfor foreligger og dermed hvor biotilgjengelig fosforet vil være for alger. Tot-P fra spredt avløp vil generelt ha mye større biotilgjengelighet enn Tot-P fra jordbruk.

Beregningene av tilførsler fra spredt avløp forutsetter at de fleste huster har en enkel slamavskiller med en renseevne på bare 5 %. Minirenseanlegg og diverse andre rensetyper for spredt avløp kan ha en renseeffekt opp mot 90 %. Om spredt avløp ble utbedret i nedbørfeltet kunne tilførslene av Tot-P bli redusert med opptil 10 % totalt. Potensialet for tiltak i jordbruket er i større grad usikkert og en vurdering av tiltakseffekter i jordbruket anbefales til videre arbeid.

Tabell 12. Tilførsler av Tot-P til Eidsvatnet og avlastningsbehov gitt et miljømål på 20 µg/L.

Estimert avrenning	700 mm	900 mm	1100 mm
	Tot-P (kg pr år)	Tot-P (kg pr år)	Tot-P (kg pr år)
Gjennomsnittlige totale tilførsler beregnet fra overvåking/FOSRES-modellen	516	650	782
Avlastningsbehov basert på FOSRES modellen	254	313	371

Tabell 13. Kilderegnskap for Tot-P tilført Eidsvatnet.

Kilderegnskap*	Tot-P (kg/år)	Prosent
Sum Jordbruk	359	77
Arealavrenning	351	
Gjødsellager	4	
Høstspredt gjødsel	4	
Sum Spredt avløp	69	15
Sum Utmarksavrenning	40	8
SUM Kilderegnskap	468	100

*Beregnet for hele REGINE enheten.

4.1 Videre arbeid

Overvåking

- Overvåkingen bør fortsette i flere år, og tilførselsbekkene bør ideelt sett overvåkes hele året. Det anbefales også å inkludere suspendert stoff i overvåkingen.

Spredt avløp

- For å bedre beregningsgrunnlaget anbefales det å utføre en bedre kartlegging av spredt avløp.
- WebGIS avløp er et fagsystem for kommunenes registrering, drift og overvåking av avløpsløsninger i spredt bebygde strøk, som kan vurderes å tas i bruk. Systemet beregner renseeffekt og utslipp fra renseanlegg, utslipp til resipienter og påvirkningen på miljøet. Det kan derfor benyttes som et sentralt hjelpemiddel i kommunens administrative oppgaver, ved prioritering av tiltak og planlegging av nye anlegg. Modellen omfatter også de naturbaserte renseløsningene fra NAT-programmet. WebGIS avløp er tatt i bruk i mer enn 50 kommuner, blant annet Ringerike, Hole, Ullensaker, Gjerdrum, Frogn, Ås, Oslo, Morsa-prosjektet, Haldenvassdraget, Aksjon Jærvassdrag m.fl.

Jordbruk

- NIBIO har bred erfaring med tiltaksanalyser i jordbruket, og kan om ønskelig kjøre scenarier med ulike tiltakspakker i Agricat 2 for å vurdere tiltakseffekter.

5 LITTERATURREFERANSER

Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne sjøer. NIVA rapport 0-85110.

Lovdata. <https://lovdata.no>

Hamilton et al., 2015. Investigating cross-sectoral synergies through integrated aquaculture, fisheries and agriculture phosphorus assessments: A case study of Norway. Appendix, Journal of industrial ecology. In press

Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann. *Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften*. 2013. Direktoratgruppen for gjennomføring av vannforskriften.

Kværnø, S. & Bechmann, M. 2010. Transport av jord og næringsstoffer i overflate- og grøftevann. Sammenstilling av resultater fra rutefelter og småfelter i Norge. Bioforsk RAPPORT 5(30):65s.

Kværnø, S.H., Turtumøygard, S., Grønsten, H.A., Bechmann, M., 2014a. Modellverktøy for beregning av jord- og fosfortap fra jordbruks-dominerte områder. Dokumentasjon av modellen Agricat 2. Bioforsk rapport 9(108), 26 s.

Kværnø, S.H., Borch, H., Greipsland, I., Blankenberg, A.-G. B., Eggestad, H.O., Bechmann, M., 2014b. Beregning av landbruksavrenning i et utvalg av vannområder i vannregion Glomma. Bioforsk rapport 9(37).

Simonsen, L. & Bendixby, L., 2009, Nytt forurensningsregnskap for Vestfold - Fase 1: Metode, 09-145-1, Oslo: Ask Rådgivning.

6 VEDLEGG

Betraktninger rundt usikkerheter og begrensninger i tilførselsberegningene med Agricat 2.

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. Teksten under er i det vesentlige hentet fra Kværnø et al. (2015)¹, men er noe redigert og tilpasset inneværende prosjekt om Eidsvatnet.

6.1.1 Hvilke prosesser modellen beskriver, og hvordan

Agricat 2 brukes til å beregne jord og fosfortap fra store nedbørfelter, men beregningene skjer for individuelle responsenheter, dvs. polygonene i kartet som framkommer ved å koble alle kart og datakilder. Resultatene fra responsenhetene summeres opp for nedbørfeltene tilslutt, uten å ta hensyn til hvordan responsenhetene ligger i landskapet. Det er også en del fosfortapsprosesser som ikke er inkludert pga. manglende kunnskap om disse.

Følgende prosesser/elementer er ikke inkludert i Agricat 2:

- regionale klimaforskjeller
- beregning av hydrologien, dvs. avrenningen, verken på årlig eller langsiktig basis (modellen bruker langsiktig *erosjonsrisiko* i kg/daa direkte fra erosjonsrisikokartet)
- erosjon i elve- og bekkeløp
- effekter av flom
- innsjøretensjon
- sedimentasjon av eroderte partikler før de når resipienten (unntatt det som sedimenterer/holdes tilbake i buffersoner og fangdammer)
- konsentrert strømning og erosjon i «drag», og effekt av grasdekte vannveier
- sammenheng/transport mellom landskapsenheter (såkalt «konnektivitet»)
- transport gjennom naturlige buffersoner eller andre landskapselementer som kan tilbakeholde partikler
- transport gjennom landskapselementer som kan initiere eller øke erosjon
- effekter av hydrotekniske anlegg
- tap av løst fosfor, bl.a. ved utfrysing av fosfor fra planter/planterester
- tap av fosfor knyttet til spredning av husdyrgjødsel
- tilførsler fra andre kilder (annen arealbruk, spredt og kommunalt avløp)
- naturlig bakgrunnsavrenning

¹ Kværnø, S.H., Turtumøygard, S., 2015. Agricat2-beregninger av jord- og fosfortap i vannområde Øyeren, basert på arealbruk i 2013. Bioforsk-rapport 10(10) 2015, 17 s. ISBN 13: 978-82-17-01392-1.

De tre siste punktene er i dette prosjektet ivaretatt gjennom tilleggsberegninger. Metoden for beregning av «Tap av fosfor knyttet til spredning av husdyrgjødsel» omfatter ikke:

- Effekt av at husdyrgjødsel moldes ned
- Effekt av tidspunkt for spredning av husdyrgjødsel
- Tap dersom gjødsla spres om våren
- Evt. andre tapsprosesser enn overflateavrenning

«Tilførsler fra andre kilder» og «naturlig bakgrunnsavrenning» er basert på henholdsvis grove koeffisienter og regresjoner som tar lite eller ingen hensyn til lokale forhold.

6.1.2 Formlene i modellen

Beregningsformlene i Agricat 2 er basert på måledata og ekspertvurderinger. Det kan ofte være stor spredning i datamaterialet fordi prosessene er så komplekse at de vanskelig lar seg beskrive med enkle formler. I mange tilfeller er det også et begrenset datamateriale som ligger til grunn. Noen ganger kan man ha omfattende datasett for noen «felttyper» (her definert ved feltkarakteristika som jordsmonn, terreng, klima og drift), men begrenset/manglende data for andre felttyper. Da er det vanskelig å generalisere og ekstrapolere mellom ulike felttyper.

Følgende begrensninger er verdt å merke seg for formelverket for jordtap i Agricat 2:

- Erosjonsrisiko ved høstpløying (fra erosjonsrisikokartet) er beregnet med en modifisert form av den amerikanske USLE-likningen. Hovedsvakheter ved dagens erosjonsrisikokart er at erosjonsrisiko ikke er korrigert for lokale klima- og avrenningsforhold, at det opereres med konstant hellingslengde (100 m) og ikke tas hensyn til terrengform (konkav/konveks, «drag»). Det er også knyttet usikkerheter til eroderbarhetsfaktoren i likningen, f.eks. at den har et begrenset gyldighetsområde for innhold av organisk materiale i jord og ikke inkluderer effekt av grove fragmenter og opphavsmateriale/mineralogi. Dersom erosjonsrisiko er korrigert for lokal avrenning vha. f.eks. avrenningskart fra NVE, bidrar også dette til usikkerhet, både grunnet modellen som er brukt til å estimere avrenningen, og grunnet metoden for avrenningskorreksjon.
- Funksjonen for fordeling av jordtap på overflate- og grøfteavrenning i Agricat 2 er basert på et meget begrenset datamateriale og er svakt dokumentert.
- Funksjonene for effekter av drift (jordarbeidingsfaktorer) er basert på et begrenset datamateriale der felter med leirjord og/eller høy erosjonsrisiko og dyrking av vårkorn er overrepresentert. Datagrunnlaget er betydelig mindre for sand- og siltjord og/eller lav erosjonsrisiko, og for driftsformer med potet, frukt, bær, høstharving og høstkorn. Det er også betydelig mindre datagrunnlag for effekter av drift på jordtap via grøfteavrenning enn for jordtap via overflateavrenning.
- Formlene for renseseffekter av grasdekte buffersoner og fangdammer (ikke relevant i dette prosjektet) er basert på målinger i norske feltforsøk, fortrinnsvis i Sørøst Norge, med et begrenset utvalg av buffersonebredden og fangdamstørrelser, jord- og klimaforhold.

For fosfortap beregnet i Agricat 2 og med metoden for fosfortap fra husdyrgjødsel, kan man særlig peke på:

- Estimering av P_{tot} i jord utfra PAL kan være en kilde til usikkerhet. Formlene er basert på store datasett for tre jordtyper. Det er endel spredning i datamaterialet, med overlapp mellom de tre gruppene. Kanskje kan det skilles mer mellom ulike jordarter og avsetningstyper, men dette gir ikke datamaterialet grunnlag for.
- Fosfortap fra organisk jord er basert på ekspertkunnskap pga. stor mangel på empiriske data.
- Formelen for anrikningsfaktoren er basert på en laboratoriestudie i USA med simulert nedbør. Om resultatet fra denne studien kan utvides til å gjelde naturlige feltforhold i Norge, er usikkert.

- Fosforinnhold i husdyrgjødsel: standardkoeffisienter er brukt, men i virkeligheten kan det være betydelige forskjeller i fosforinnholdet.

Testing av Agricat 2 mot jord- og fosfortapsdata fra norske rute- og småfelter (Kværnø et al., 2014a) indikerer at usikkerhetene i formelverket til Agricat 2 er sterkere knyttet til dagens erosjonsrisikokart enn til formlene for beregning av fosformengder på partikler, i hvert fall for de jordtypene og klimaregionene som er representert i valideringsdataene. Det er ikke kjent at metoden for å beregne tap av fosfor fra husdyrgjødsel noen gang er testet ut på/validert mot empiriske data.

6.1.3 Inputdata

Usikkerheter i resultatene fra en modell avhenger mye av tilgjengelighet, egnethet og kvalitet på inputdataene til modellen. For Agricat 2 kan nevnes, for dette spesifikke prosjektet:

- Erosjonsrisikokart: usikkerhetene i beregnet erosjonsrisiko er nevnt i avsnittet over. I dette prosjektet var det ytterligere usikkerheter knyttet til dette ettersom det ikke eksisterer noe erosjonsrisikokart for det aktuelle området. Dette måtte da lages av oppdragstaker, basert på grove og forenklete data for løsmasser, jordanalyser, etc.
- Informasjon om grasdekte buffersoner: for Eidsvatnet manglet det informasjon eller kart som kunne brukes til å identifisere og plassere buffersoner i feltet. Tapene kan dermed være noe overestimert dersom det er fungerende buffersoner i feltet.
- PAL-verdier: disse dataene foreligger vanligvis på en slik form at de i beste fall bare kan knyttes til driftsenheten som helhet, og ikke til den enkelte teig. Ofte mangler det dessuten data for deler av arealer. I Agricat 2 løses det ved å bruke gjennomsnittsverdier for arealer der data er tilgjengelig, og det medfører usikkerhet.
- Fordeling av drift: I Agricat 2 er fordeling av drift basert på RMP-kart fra eStil, hvilket gir en betydelig reduksjon i usikkerheten sammenliknet med tidligere versjoner av modellen der all drift måtte fordeles utfra rutiner i modellen. I regioner med spesielle krav, f.eks. forskrift om miljøkrav, kan usikkerhetene potensielt være ytterligere redusert når disse kravene er forsøkt implementert i arealfordelingen. Jordleie bidrar også til økt usikkerhet.
- Husdyrgjødsel og beite: dyr på beite er det sparsomt med informasjon om, og den informasjonen som fins sier ikke noe om hvor disse dyra går på beite, det kan like gjerne være utenfor nedbørfeltet som inne i nedbørfeltet. I dette prosjektet er denne kilden derfor ikke tatt med, utover det den koeffisientbaserte metoden for beregning fra «andre kilder» bidrar med (som er koeffisientbasert). Tallene for mengde husdyrgjødsel er basert på antall dyr og koeffisienter, i virkeligheten vil det være avvik. I dette prosjektet var det også mangelfull informasjon om gjødsellagertilstand og høstspredning, så her ble bare antakelser gjort fra oppdragstakers side.

Kalibrering og validering

Kalibrering og validering av en modell er også forbundet med usikkerheter og utfordringer. For Agricat 2 er de viktigste:

- Tidsoppløsning: Agricat 2 er en statisk modell, dvs. at den kun gir som output et langsiktig gjennomsnitt for jord- og fosfortap per responsenhet, uten å ta hensyn til variasjoner i vær- og avrenningsforhold. Derfor må modellen testes/valideres mot en tidsserie som er så lang som mulig, men med lavest mulig tidsoppløsning. Man kan ikke forvente gode resultater på årlig basis, mens gjennomsnittlig tendens kan forventes å bli rimelig bra reflektert.
- Romlig skala: Agricat 2 bør først og fremst kalibreres og valideres mot måledata på liten skala (rutefelt/småfelt), for på nedbørfeltskala er det meget vanskelig å skille ut effekter av enkeltfaktorer, samt at mange nedbørfeltprosesser ikke er inkludert i modellen. Testing mot måledata fra nedbørfelter er likevel nyttig for å illustrere avvik på denne skalaen, ettersom man i praksis rapporterer resultatene

fra modellen for større nedbørfelter. Man bør unngå å kalibrere modellen mot data på nedbørfeltskala, med mindre man har svært gode grunner for å gjøre det. For kalibrering og validering av fangdameffekter er imidlertid nedbørfeltskala det eneste relevante, selv om det byr på utfordringer knyttet til manglende prosessbeskrivelser.

- Måledata: Måling av vannføring, innsamling av prøver, lagring av prøver og analysering av prøver er beheftet med usikkerhet/feil, særlig ved dårlige måleforhold og lite kvalitetskontroll. Måledata representerer derfor ikke fasiten, men sier likevel mye om modellberegningene ligger innenfor et akseptabelt nivå.



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.

