



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2020 30 stp**

Fakultet for realfag og teknologi

# **Modellering av forurenset overvann ved bruk av terrengdata og ArcGIS Pro**

Modelling polluted stormwater by using terrain data  
and ArcGIS Pro

**Vilde Ellingsen Bråten**

Vann- og miljøteknikk

**Vinusha Pulendran**

Vann- og miljøteknikk



## **Forord**

Denne masteroppgaven markerer avslutningen på masterstudiet innenfor vann- og miljøteknikk ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgaven er skrevet ved fakultet for realfag og teknologi (REALTEK) og har et omfang på 30 studiepoeng. Masteroppgaven ble utarbeidet i tidsrommet mellom januar og mai 2020 av Vilde Ellingsen Bråten og Vinusha Pulendran.

I oppgaven har modelleringsverktøyet ArcGIS Pro blitt benyttet. På grunn av manglende forkunnskaper har det til tider vært svært frustrerende og krevende å få til de utførte simuleringene. Det ligger dermed mye arbeid bak resultatene. Prosessen med å utvikle den presenterte metoden har imidlertid vært spennende og svært givende. Vi vil gjerne rette en stor takk til vår veileder Kim Haukeland Paus som har vært svært hjelpsom og delaktig i arbeidet. Avslutningsvis ønsker vi å takke familie, venner og samboere for all støtte gjennom skrivearbeidet.

Ås, mai 2020

Vilde Ellingsen Bråten og Vinusha Pulendran



## Sammendrag

Pågående klimaendringer fører til økt intensitet og hyppighet av nedbørshendelser, samtidig øker andel tette flater som følge av urbanisering. Dette medfører økt mengde overflateavrenning. Når overvann føres over urbane overflater, vil det fanges opp forurensningsstoffer som kan forårsake uønskede konsekvenser ved utslipp til resipient. Hensikten med denne masteroppgaven var å undersøke om simulert fordeling av forurensningsproduksjon kan benyttes for å kartlegge hvilke forurensningsbegrensende overvannstiltak som kan implementeres i et område.

I denne oppgaven presenteres en metode der beregning av forurensningsutslipp kombineres med modelleringsverktøyet ArcGIS Pro. Metoden ble utprøvd på et studieområde som inngår i Lørenskog og Oslo kommune. ArcGIS Pro tillater å visualisere hvordan ulike forurensningsstoffer akkumuleres i avrent overvann i et område. Dette ble utført ved å vektlegge beregnet forurensningsutslipp som en egen parameter i beregnede rasterceller for avrenning. Fordelingen ble bestemt på grunnlag av terrengets topografi alene. Metoden kunne videre brukes for å simulere effekten av ulike overvannstiltak. Dette gjorde det mulig å se hvordan ulike tiltak påvirket forurensningsutslippet i det aktuelle nedbørsfeltet. Tiltakene kunne vurderes isolert sett for ulike typeområder eller totalt sett for hele nedbørsfeltet.

Selv om resultatene kun ga et grovt estimat på forurensningsmengde som ikke kunne sammenlignes med målte verdier fra resipienten i studieområdet, var de egnet som sammenligningsgrunnlaget ved vurdering av effekten til ulike overvannstiltak i et nedbørsfelt. Utførte simuleringer viste at tiltak på områder med høy forurensningsproduksjon ga størst utslag på forurensningsutslippet. Tiltakene måtte imidlertid implementeres på en stor andel av typeområdene for å gi vesentlig fjerning av forurensningsstoffene. Utførte kostnadsvurderinger muliggjorde å vurdere kostnadene for simuleringene basert på fjernet forurensningsmengde, total drift- og investeringskostnader beregnet som kostnad per masse forurensning fjernet for de ulike simuleringene. En videreutvikling av metoden knyttet til forenklinger gjør at den kan benyttes til å kartlegge hvilke overvannstiltak som er best egnet i et område, hvor renseeffekt og økonomiske aspekt kan vektlegges. Dette gjør det mulig å benytte metoden i tidlig planleggingsfase tilknyttet overvannshåndtering.



## **Abstract**

Climate change causes an increase in both frequency and intensity of rainfall events. Combined with urbanization and increased density in cities, this increases stormwater runoff. When stormwater runoff is distributed over urban surfaces, different pollutants may accumulate in the runoff. This can potentially harm recipients. The goal of this master thesis was to explore the possibility of identifying best management practices (BMPs) for reducing pollution load in stormwater runoff. This was conducted by simulating the pollution distribution in stormwater runoff.

The thesis presents a method where calculated pollution load is combined with modelling in the GIS-based application ArcGIS Pro. The method was tested on a specific area, namely a watershed located in Lørenskog and Oslo municipality. The use of ArcGIS Pro allowed for visualizing the pattern of polluted stormwater runoff in the chosen area based on terrain topography. This was done by applying the calculated pollution load as a weighted parameter in the simulated raster cells for stormwater runoff. Further, the method was used to simulate how different BMPs affected the stormwater pollution pattern. This allowed for a mapping of the pollution distribution, including how the measures affected specific land use areas as well as the total watershed.

The presented results gave a rough estimate of the pollutant load, which was not comparable with measured concentrations from the watershed. Nevertheless, the results were used to compare the differences in pollution reduction loads for the included BMPs. Conducted simulations showed that implementing BMPs in areas with high initial pollution load gave the greatest impact on pollution removal. However, the measures had to be implemented on a large part of the various land use areas to achieve significant removal rates in the watershed. A cost-benefit analysis was conducted, allowing for an assessment of the total costs of the different simulations. Removed pollution load and associated costs was used to define the cost of removing pollution per unit of mass for each simulation. By further developing the presented method with a focus on simplifications, it can be used to assess which BMPs that are best suited in specific areas, regarding both desired removal rates and economical aspects. Thus, the method can be used as a guiding tool in an early planning phase in stormwater management.





# Innhold

<b>Forord .....</b>	<b>I</b>
<b>Sammendrag.....</b>	<b>III</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>V</b>
<b>Innhold .....</b>	<b>V</b>
<b>Figurer .....</b>	<b>XII</b>
<b>Tabeller .....</b>	<b>XIV</b>
<b>Forkortelser.....</b>	<b>XVII</b>
<b>1 Innledning.....</b>	<b>1</b>
1.1 Introduksjon .....	1
1.2 Problemstilling.....	1
1.3 Delmål.....	2
<b>2 Bakgrunn.....</b>	<b>3</b>
2.1 Overvannshåndtering.....	3
2.2 Fortetning i urbane områder .....	4
2.3 Overvannskvalitet .....	5
2.3.1 First flush .....	8
2.4 Lover, retningslinjer og aktører.....	9
2.4.1 Statens vegvesen .....	9
2.4.2 Forurensningsmyndighet og overvannsplanlegging .....	10
2.5 Beregning av forurensning fra overvann.....	11
2.5.1 Beregning av avrent overvannsvolum.....	12
2.5.2 Beregning av deltagende areal .....	13
2.5.3 Beregning av forurensningskonsentrasjon .....	16
2.6 Tiltak .....	16
2.6.1 Regnbed.....	17

2.6.2	Overvannsdam.....	17
2.6.3	Sandfang.....	18
2.6.4	Vadi.....	19
2.7	<i>Overvannstiltakenes kostnader og nytte</i> .....	19
2.8	<i>ArcGIS Pro</i> .....	20
2.8.1	ArcGIS Pro verktøy.....	21
2.8.2	«Fill» .....	22
2.8.3	«Minus».....	22
2.8.4	«Flow direction» .....	22
2.8.5	«Flow accumulation» .....	23
2.8.6	«Polygon to raster» .....	23
2.8.7	«Raster calculator».....	24
2.8.8	«Buffer» .....	24
2.8.9	“Calculate Field(s)”.....	24
2.8.10	«Mosaic to new raster».....	24
<b>3</b>	<b>Metode</b> .....	<b>25</b>
3.1	<i>Beskrivelse av studieområde</i> .....	25
3.2	<i>Grunnlagsmateriale</i> .....	25
3.3	<i>Oppsett i modell (Model Builder)</i> .....	27
3.4	<i>Steg 1: Arealbruk og tilknyttet forurensning (Kart)</i> .....	27
3.5	<i>Steg 2: Forurensningspolygon til -raster (Model Builder)</i> .....	31
3.6	<i>Steg 3a: Mellomberegning (Model Builder)</i> .....	32
3.7	<i>Steg 3b: Håndtering av celler uten forurensning (Model Builder)</i> .....	33
3.8	<i>Steg 4: Netto vannmengde (Model Builder)</i> .....	33
3.9	<i>Steg 5: Netto forurensningsproduksjon (Model Builder)</i> .....	34
3.10	<i>Steg 6: Evaluering av modell</i> .....	36
3.11	<i>Steg 7: Simulert renseeffekt for ulike overvannstiltak</i> .....	37
3.11.1	Renseeffekt for LOD-tiltak .....	38

3.11.2	Renseeffekt for sandfang.....	39
3.12	Beregning av kostnader .....	40
<b>4</b>	<b>Resultater .....</b>	<b>43</b>
4.1	Forurensningsfordeling tilknyttet arealbruk i studieområdet.....	44
4.2	Verdier for modellevaluering.....	48
4.3	Resultater fra utførte simuleringer .....	49
4.3.1	Kommunale veier med overvannstiltak .....	49
4.3.2	Boligområder med overvannstiltak .....	52
4.3.3	Industriområder med overvannstiltak .....	54
4.3.4	Kombinerte overvannstiltak .....	56
4.4	Beregnet kilopris for forurensning.....	60
<b>5</b>	<b>Diskusjon .....</b>	<b>65</b>
5.1	Generelle betraktninger .....	65
5.2	Evaluering av modell .....	66
5.3	Hovedfunn fra resultater .....	66
5.3.1	Vurderinger av kostander og nytte .....	68
5.4	Formelverk og nødvendige parametere .....	70
5.5	First flush.....	70
5.6	Forenklinger i metode.....	71
5.6.1	Forurensningskonsentrasjoner.....	71
5.6.2	Overvannstiltak .....	71
5.6.3	Modell .....	72
5.6.4	Simuleringer .....	73
<b>6</b>	<b>Konklusjon .....</b>	<b>75</b>
6.1	Videre arbeid .....	76
	<b>Referanser .....</b>	<b>79</b>
	<b>Vedlegg.....</b>	<b>85</b>
Vedlegg A.	Beskrivelse av vei-kategorisering.....	85

<i>Vedlegg B.</i>	<i>Modell for beregning av total forurensning.....</i>	<i>87</i>
<i>Vedlegg C.</i>	<i>Endringer gjort i modell for utførte simuleringer.....</i>	<i>88</i>
<i>Vedlegg D.</i>	<i>Beregning av antall sandfang.....</i>	<i>90</i>
<i>Vedlegg E.</i>	<i>Totalt areal beregnet i ArcGIS Pro.....</i>	<i>91</i>
<i>Vedlegg F.</i>	<i>Simulerte forurensningsmengder ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet.....</i>	<i>92</i>
<i>Vedlegg G.</i>	<i>Beregnet arealbehov for utførte simuleringer.....</i>	<i>94</i>

## Figurer

Figur 2.1. Utvidet fremstilling av tre-trinnsstrategien for håndtering av overvann, her inkluderes trinn 0, 4 og 5 (K. H. Paus, 2019, slide 8).....	4
Figur 2.2. Fremstilling av hvordan avrenningsmønsteret påvirkes av urbaniseringsgrad .....	5
Figur 2.3. Oversikt over noen av aktørene innen overvannshåndtering, ingen enkeltaktører har det helhetlige ansvaret (Bergen kommune, 2019, s.23).....	9
Figur 2.4. Oversikt over hvordan overvannshåndtering foregår i arealplanleggingen, med eksempel fra Bergen kommune (Bergen kommune, 2019, s.41).....	11
Figur 2.5. Utsnitt fra ArcGIS Pro som viser hvordan funksjonene i programmet er organisert i bånd.....	21
Figur 2.6. Grafisk forklaring av fill-verktøyet, hentet fra (Esri, udatert-c). ....	22
Figur 2.7. Framstilling av hvordan strømningsretningen for cellene i rasteret bestemmes ved bruk av flow direction-verktøyet (Esri, udatert-e).....	23
Figur 2.8. Fremstilling av hvordan flow accumulation-verktøyet fungerer (Esri, udatert-d). ....	23
Figur 2.9. Billedlig forklaring av ulike output-typer fra "buffer"-verktøyet .....	24
Figur 3.1. Nedbørsfeltet som ble benyttet til å avgrense studieområdet.....	26
Figur 3.2. Oppsett av modell for å beregne avrenning, fra «Model Builder» i ArcGIS Pro. ....	27
Figur 3.3. Utsnitt fra kartfunksjonen i ArcGIS Pro som viser manuelt inntegnede polygoner som definerer arealbrukslaget brukt i modellen.....	28
Figur 3.4. Oppsett i «Raster Calculator» for beregning av likning 3.1 .....	32
Figur 3.5. «Raster Calculator» som ble benyttet for å konvertere tomme celler til nullverdier.....	33
Figur 3.6.«Raster Calculator» som ble benyttet for å definere mål for forventet fordampning basert på helningen i terrenget. ....	34
Figur 3.7. Oppsett i «Raster Calculator» for beregning av produsert forurensningsmengde.....	35
Figur 3.8. Oppsett av modell for å beregne forurensning utarbeidet i Model Builder i ArcGIS Pro.....	36
Figur 3.9. Skjerm bilde fra kartfunksjon i ArcGIS Pro.....	37

Figur 3.10. Flytskjema som inkluderer oversikt over alle simuleringer gjennomført i ArcGIS Pro.....	38
Figur 4.1. Skjerm bilde av simulert forurensningsproduksjon i et utsnitt av studieområdet metoden er benyttet på.....	44
Figur 4.2. Fremstilling av fordeling av arealbruk i nedbørsfeltet (A), samt forurensningsfordeling av SS (B), sink (C) og PAH <sub>16</sub> (D) for de ulike arealbrukskategoriene. ....	46
Figur 4.3. Fremstilling av forurensningsproduksjon i det spesifikke studieområdet benyttet i denne masteroppgaven.. ....	47
Figur 4.4. Modellert mengde sink (kg/år) som slippes ut ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet .....	50
Figur 4.5. Modellert mengde PAH <sub>16</sub> (kg/år) som slippes ut ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet. ....	51
Figur 4.6. Utsnitt fra ArcGIS Pro som viser forurensningsrasteret for sink ved utførte simuleringer med tiltak på kommunale veier. ....	52
Figur 4.7. Modellert mengde sink (kg/år) som slippes ut ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet .....	53
Figur 4.8. Modellert mengde PAH <sub>16</sub> (kg/år) som slippes ut ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet.....	53
Figur 4.9. Utsnitt fra ArcGIS Pro som viser forurensningsrasteret for sink ved utførte simuleringer med tiltak på eneboligområder blokkbebyggelse.....	54
Figur 4.10. Modellert mengde sink (kg/år) som slippes ut ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet. ....	55
Figur 4.11. Modellert mengde PAH <sub>16</sub> (kg/år) som slippes ut ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet.....	55
Figur 4.12. Utsnitt fra ArcGIS Pro som viser forurensningsrasteret for sink ved utførte simuleringer med tiltak på industriområder. ....	56
Figur 4.13. Modellert mengde sink (kg/år) som slippes ut ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet. ....	58
Figur 4.14. Modellert mengde PAH <sub>16</sub> (kg/år) som slippes ut ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet. ....	59
Figur 4.15. Utsnitt fra ArcGIS Pro som viser forurensningsrasteret for sink ved utførte simuleringer med ulike tiltakskombinasjoner plassert i nedbørsfeltet. ....	60

## Tabeller

Tabell 2.1. Forurensningsstoffer og resipienteffekter ved utslipp av overvann til resipient.....	7
Tabell 2.2. Prosentandel (%) av forurensningsstoffer i overvann som foreligger på partikulær form.....	8
Tabell 2.3. Krav til rensing av forurenset overvann, hentet fra Meland mfl. (2016). ....	10
Tabell 2.4. Utdrag fra EPAs kategorisering av arealbruk med tilhørende inndeling av Sutherlands likninger. ....	15
Tabell 2.5. Oversikt over ulike overvannstiltak med tilhørende verdier for investerings- og driftskostnader basert på oppgitte verdier hentet fra Magnussen mfl. (2015) og Storhaug & Magnussen (2015).. ....	20
Tabell 3.1. Oversikt over andel tett areal og deltagende areal brukt i modell klassifisert etter arealbruk og ledningstype.....	30
Tabell 3.2. Oversikt over forurensningskonsentrasjoner tilknyttet ulikt arealbruk. ....	31
Tabell 3.3. Rensegrader for ulike forurensningsparametere for lokale overvannstiltak benyttet i modellen. ....	39
Tabell 4.1. Oversikt over forurensningskonsentrasjoner ved utløpet til resipienten i modellen for simulering som ble utført uten tiltak.....	48
Tabell 4.2. Beregnede prosentandeler mellom konsentrasjoner fra simuleringer og målte konsentrasjoner.. ....	49
Tabell 4.3. Beregnet kilopris for fjerning av forurensning for oppgitte simuleringer der et overvannstiltak er implementert på et typeområde.....	62
Tabell 4.4. Beregnet kilopris for fjerning av forurensningsproduksjon for simuleringene bestående av kombinerte tiltak på ulike arealbruksområder.....	64





## Forkortelser

BaP	Benzo(a)pyren
Cd	Kadmium
Cu	Kobber
Cr	Krom
GIS	Geografisk informasjonssystem
Hg	Kvikksølv
LOD	Lokal overvannsdistribusjon
Ni	Nikkel
NVDB	Nasjonal vegdatabank
PAH	Polysykliske aromatiske hydrokarboner
Pb	Bly
PCB	Polyklorete bifenyl
SS	Suspendert stoff
SVV	Statens vegvesen
US EPA	United States Environmental Protection Agency
Zn	Sink
ÅDT	Årsdøgntrafikk



# **1 Innledning**

## **1.1 Introduksjon**

Overvann kan by på utfordringer i byer og tettsteder som følge av både klimaendringer og urbanisering. Økt intensitet og hyppighet av nedbørshendelser fører til økt mengde overflateavrenning, spesielt i områder med høy andel tette overflater (I. Hanssen-Bauer, E.J. Førland, I. Haddeland, H. Hisdal, S. Mayer, A. Nesje, J.E.Ø. Nilsen, S. Sandven, A.B. Sandø, A. Sorteberg, 2015; Miljødirektoratet, udatert-a). Videre kan økt fortetningsgrad medføre økt forurensningsutslipp, ettersom betydelige mengder forurensninger avsettes på de tette arealoverflatene (Lindholm, 2004). Overvann kan inneholde betydelige mengder av ulike forurensninger som forringer kvaliteten på vann som slippes ut i vassdrag eller tilføres avløpssystem (Butler & Davies, 2004, s. 93).

Det er et økende fokus på hvordan overvann kan utnyttes som en ressurs i urbane områder, både for rekreasjonsformål og for å styrke biologisk mangfold. Faren for forurensningsutslipp forårsaket overvann har derfor medført et større fokus på forsvarlig miljømessig overvannshåndtering (Åstebøl, 2007a; Miljødirektoratet, udatert-c). Tre-trinnsstrategien er en mulig metode for å håndtere overvann. Første trinn benyttes i hovedsak for håndtering av hverdagslige nedbørshendelser. Overordnet mål er å oppnå naturlig vannbalanse for å redusere vannmengder som overbelaster avløpsnett, samt å rense forurenset overvann (Lindholm, 2018b; K. H. Paus, 2018).

## **1.2 Problemstilling**

Til tross for økt fokus på håndtering av forurenset overvann, er det mangel på konkrete krav og retningslinjer for å oppnå god overvannskvalitet. I dagens overvannshåndtering rettes et spesielt fokus mot overvann som i større grad blir forurenset, eller overvann som ender opp i sårbare resipienter (Ås kommune, 2015; Åstebøl & Hvitved-Jacobsen, 2014; Statens vegvesen, 2018). Videre inngår kun krav til rensing av overvann fra større veier, klassifisert ut fra trafikkmengde (Ås kommune, 2015; Statens vegvesen, 2018). Dette til tross for at andre typeområder bidrar med forurensningsproduksjon i et nedbørsfelt.

Formålet med denne oppgaven var å undersøke hvordan implementering av ulike overvannstiltak kan bidra til å redusere forurensningsutslipp i et nedbørsfelt, som videre kan benyttes for å utvikle bedre nasjonale retningslinjer knyttet til forurensningsbegrensende overvannshåndtering.

På bakgrunn av dette ble følgende problemstilling utarbeidet for masteroppgaven:

- Hvordan kan simulert fordeling av ulike forurensningsstoff benyttes for å kartlegge behovet for forurensningsbegrensende overvannstiltak?

### **1.3 Delmål**

For å svare på problemstillingen ble følgende delmål definert:

1. Hvordan kan forurensningsproduksjon tilknyttet ulike typeområder beregnes ved bruk av terrengdata og GIS-verktøy?
2. Hvordan vil forurensningsutslipp påvirkes ved implementering av ulike overvannstiltak på ulike typeområder?
3. Hvordan vil varierende forurensningsmengde påvirke tiltaksvalg og kostnader?

## 2 Bakgrunn

I dette kapitlet presenteres det teoretiske grunnlaget som anses som nødvendig for å forstå oppgaven. Kapitlet omfatter en beskrivelse av lokal overvannshåndtering, samt utfordringer knyttet til overvannets kvalitet. Videre inngår et delkapittel om beregning av forurensningsproduksjon tilknyttet overvann. I tillegg er ulike overvannstiltak beskrevet, der tilhørende verdier for renseeffekt og anslagsvise kostnader inngår. Avslutningsvis gis en gjennomgang av programvaren ArcGIS Pro.

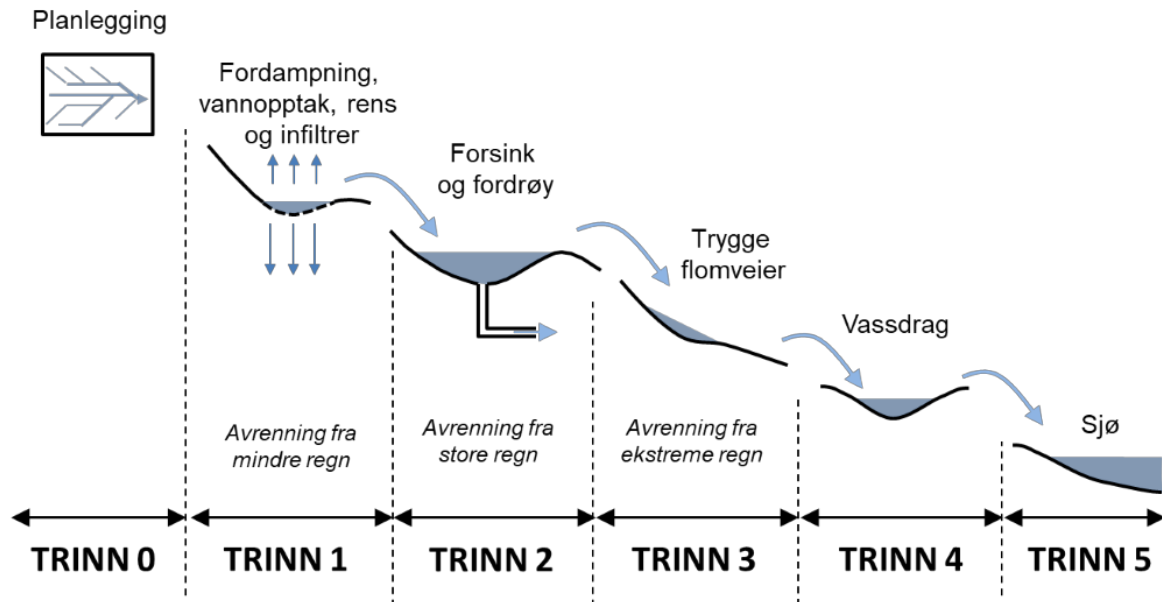
### 2.1 Overvannshåndtering

Overvann er en betegnelse på vannet som renner av på overflaten av ulike tette flater (tak, veier, fortauer, parkeringsplasser o.l.) etter endt regnskyll eller ved snøsmelting. Kraftige nedbørshendelser kan resultere i at store mengder overvann når overflaten og andelen overflateavrenning øker. Dette kan medføre oppstuvning av vann og oversvømmelser, som videre kan påføre skade på infrastruktur og bygninger, samt påvirke natur og helse. Løsninger for overvannshåndtering kreves for å redusere og unngå disse skadevirkningene (Lindholm, 2018b; Miljødirektoratet, udatert-a; K. H. Paus, 2018). Moderne tiltak, som benyttes for å håndtere overvann lokalt og mest mulig naturlig, omtales som lokal overvannsdisponering (LOD) (Ødegaard, 2014, s. 352).

Tre-trinnsstrategien er et verktøy utviklet for å håndtere overvannet, der ulike LOD-tiltak inngår (Ødegaard, 2014, s. 353). Nedbørshendelser og tilhørende avrenningsmengde deles inn i tre ulike kategorier. Disse håndteres videre ut fra anbefalte tiltak som tilegnes hvert av de tre trinnene. Inndelingen i tre-trinnsstrategien er basert på ulik nedbørintensitet. Overordnede mål er å fange opp og infiltrere mindre regn (trinn 1), forsinke og fordøye større regnskyll (trinn 2), og å sikre trygge flomveier ved ekstreme regnhendelser (trinn 3). Metoden kan gjøre det lettere å kartlegge hvilke løsninger som er mest gunstig for å håndtere overvann lokalt (Lindholm, 2018b).

Videre anses overvannets sammensetning som en trussel ettersom forurensninger transporteres ut til både sjø og vassdrag. Dette påvirker kvaliteten til naturområder (Riktvärdesgruppen, 2009). Forurensningsstoffene som ledes til vannkilder via overvannet kan føre til uønskede effekter i disse resipientene. Behovet for rensing av vannet som renner av på tette flater må derfor ses i sammenheng med resipientmessige krav og behov (Miljødirektoratet, udatert-c).

Dette poenget kan illustreres ved å se på en utvidet versjon av tre- trinnstrategien, som vist i Figur 2.1. Her er tre-trinnstrategien utvidet til å inkludere trinn 0, samt trinn 4 og 5. Trinn 0 viser at planleggingsfasen er et avgjørende ledd for å oppnå gode løsninger for håndtering av overvannet. Trinn 4 og 5 tydeliggjør hvordan rensetiltak i de første trinnene kan bidra til å begrense forurensningsutslipp før overvann når ut til resipient (K. H. Paus, 2019).

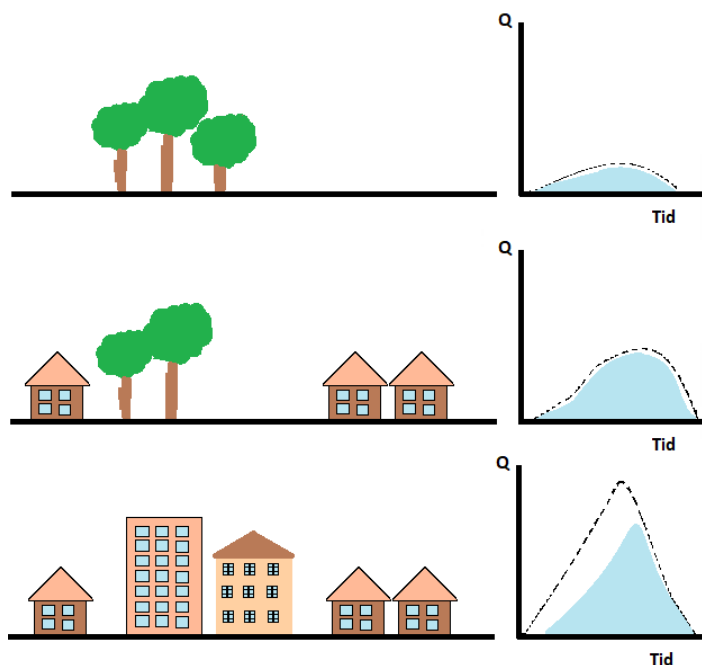


Figur 2.1. Utvidet fremstilling av tre-trinnstrategien for håndtering av overvann, her inkluderes trinn 0, 4 og 5 (K. H. Paus, 2019, slide 8).

## 2.2 Fortetning i urbane områder

I dag bor over 80 % av Norges befolkning i byer og tettsteder (Haug, 2019), som et resultat av urbanisering. Andelen overflater bestående av naturlig permeabel grunn, vegetasjon og trær reduseres og erstattes med impermeable overflater. Dette påvirker det hydrologiske kretsløpet, ettersom nedbørens evne til å infiltrere ned i grunnen hindres eller reduseres. Dette er spesielt av betydning hvis infiltrasjonsevnen til overflaten er betydelig lavere sammenlignet med nedbørsmengden. I tillegg vil evnen til fordrøyning, absorpsjon og fordampning reduseres. Dette medfører en betraktelig økning i overflateavrenning (Bergen Kommune, 2005; Lindholm, 2018b; K. H. Paus, 2018). Avrenningen foregår raskere på tette flater sammenlignet med naturlige overflater, som igjen fører til at den maksimale avrenningshastigheten inntreffer raskere (Butler & Davies, 2004). Figur 2.2 illustrerer hvordan avrenningen varierer over tid ved ubebygde, delvis bebygde og urbane områder (NOU, 2015, s. 31). Videre vil den totale

vannmengden, som ledes til nærliggende resipienter, øke. Dette kan medføre oppstuvning av vann og oversvømmelser. Løsninger for overvannshåndtering kreves derfor for å unngå skader på bygninger, infrastruktur o.l. (Lindholm, 2018b; K. H. Paus, 2018).



Figur 2.2. Fremstilling av hvordan avrenningsmønsteret påvirkes av urbaniseringsgrad. Til venstre i figuren vises graden av urbanisering, og grafene høyre angir hvordan avrenningen varierer med tiden. Figuren er inspirert av (NOU, 2015, s. 31).

Videre har naturlige vannveier og grøfter blitt anlagt i rør- og ledningssystemer. Dette har medført overskredet kapasitet av åpne avløpssystem ettersom de ikke er dimensjonert for å håndtere overvannet. Resultatet er redusert renseeffekt og forringelse av vannkvalitet av lokale resipienter (Bergen Kommune, 2005; Lørenskog kommune, Rælingen kommune, & Skedsmo kommune, 2017; Miljødirektoratet, udatert-a).

### 2.3 Overvannskvalitet

Økningen i andel tette overflater, som følge av urbanisering, har også påvirket overvannets sammensetning. Ved tørrværsepisoder vil det bygge seg opp avsetninger fra urbane overflater. Avsetningene kommer fra kilder som atmosfærisk nedfall, avgasser fra kjøretøy og maskiner, fyring og forbrenning av organisk stoff, rester fra produkter, nedslitning og korrosjon av produkter fra kjøretøy, bygninger, vegdekker og andre konstruksjoner (Lindholm, 2004). Ved regnhendelser og snøsmeltingsperioder vil avrenningen vaske med seg de ulike avsetningene. Ved hjelp av ulike tilførselsveier, vil avsetningene ledes til både overflatevannkilder og

grunnvannsresipienter. Tilførselsveiene varierer, og er avhengig av om ledningssystemet er felles eller separat. I separatsystemet kan overvannsledninger ha direkte utslipp til resipient. Fellessystemet transporterer både spillvann og overvann i samme rør. Systemet kan avlastes ved at vannet ledes i overløp ved større nedbørshendelser. Vannmengden som avlastes føres enten til nærliggende elv eller annen nærliggende vannkilde. I tillegg er det en mulighet at vannet som ledes til renseanlegget går i overløp rett før passering inn til anlegget. (Storhaug & Åstebøl, 2015).

Overvann kan mobilisere avsetninger fra urbane overflater og kan dermed føre til fare for forurensning av vannkilder (Miljødirektoratet, udatert-c). Avsetningene i overvannet kan kategoriseres i undergrupper basert på forurensning. Disse undergruppene består av organisk materiale, næringsstoffer, tungmetaller, organiske mikroforurensninger, suspendert stoff (SS) og patogene mikroorganismer (Hvitved-Jacobsen, Vollertsen, & Nielsen, 2010). Miljøkvalitetsstandarder fra EU indikerer de mest betenkelige stoffene i overvann er følgende: kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni), bly (Pb), sink (Zn) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). PAH omfatter i tillegg benzo(a)pyren (BaP) og polyklorete bifenyler (PCB) (Lindholm, 2015a). For PAH er det vanlig å måle PAH<sub>16</sub>, som er en samlebetegnelse på 16 ulike polysykliske aromatiske hydrokarboner. Disse er pekt ut av United States Environmental Protection Agency (US EPA), og består av følgende forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(j,k) chrysen+trifenylen, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3cd)pyren, dibenz(a,c/a,h)antracen, benzo(ghi)perylen (Lindholm & Haraldsen, 2013). For PCB er det vanlig å måle PCB<sub>7</sub>, som omfatter de syv vanligste PCB-forbindelsene og er en sammenlagt verdi av PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 og PCB 180 (Jartun, Ottesen, Steinnes, & Volden, 2008). I Tabell 2.1 presenteres de ulike miljøgiftene, aktuelle kilder og mulige konsekvenser ved utslipp til resipient.



Tabell 2.1. Forurensningsstoffer og resipienteffekter ved utslipp av overvann til resipient. Forurensningsstoffene er delt inn i grupper bestående av tungmetaller og organiske mikroforurensninger.

Kategori	Stoff	Kilder	Effekt
<b>Tungmetall</b>	Cd	Plastprodukter, bildekk, batterier, maling og lignende (Miljødirektoratet, 2019b)	Utslipp av forhøyede verdier av tungmetaller med hensyn til EUs miljøkvalitetsstandard kan lede til toksiske effekter i resipient. Dette innebærer langtidskonsekvenser for vannlevende organismer og mennesker (Miljødirektoratet, 2019a)
	Cr	Biler (motordeler og bremses), overflater av metallprodukter, veier, impregnert treverk, maling og plastprodukter. (Meland, 2016)	
	Cu	Biler (bremses) og dekk (Meland, 2016)	
	Hg,	Menneskelige utslipp og naturlige kilder. Gammel industri tillegg til utlekking og sirkulasjon av forurensning fra gamle kilder (Miljødirektoratet, 2019c, 2019a)	
	Pb	Biler (bremses) og forbrenning (Meland, 2016)	
	Ni	Galvanisert stål, veimaterialer, dekk og lignende (Hvitved-Jacobsen mfl., 2010)	
	Zn		
<b>Organiske mikroforurensninger</b>	PAH	Ufullstendig forbrenning av organisk stoff, eksos fra biler, slitasje på dekk og asfalt, dieselpartikler og atmosfærisk nedfall (Hvitved-Jacobsen mfl., 2010)	Utslipp av forhøyede verdier av organiske mikroforurensninger i sammenheng med EUs miljøkvalitetsstandard fører til langtidsvirkende konsekvenser for liv i vann og mennesker. Selv i svært små konsentrasjoner fører slike stoffer til kroniske giftvirkninger for landlevende og vannlevende organismer (Miljødirektoratet, 2019d)
	BaP	Fyring av tre og ufullstendig forbrenning av organisk materiale (Hvitved-Jacobsen mfl., 2010)	
	PCB	Maling og bygningsmaterialer	

Organiske mikroforurensninger og tungmetaller er ofte assosiert med suspenderte partikler i vannet. Høyt innhold SS kan lede til ytterligere forurensning. Effektene av SS og eventuelle tilknyttede forurensninger påvirkes av partikkelstørrelsen til SS (Hvitved-Jacobsen mfl., 2010). Videre vil det meste av forurensningsstoffer som binder seg til partikulært materiale binde seg til de mindre partiklene (Norem, Flesjø, Sellevold, Lund, & Viréhn, 2018). Tabell 2.2 fremstiller andelen av forurensningsstoffer som foreligger på partikulær form, basert på funn fra litteratur.

Tabell 2.2. Prosentandel (%) av forurensningsstoffer i overvann som foreligger på partikulær form. Oversikt over funn i litteratur med inspirasjon fra (Lindholm, 2018a).

Referanse	Tungmetaller (%)						Organiske miljøgifter (%)			
	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg	PAH16	BaP	PCB7
K. H. Paus, 2016	50	50				50		> 90		> 90
Leikanger & Roseth, 2016	68-80	66-78	44-92	74-85	70-98	76-84				
Åstebøl & Hvitved-Jacobsen, 2014		40-50			70-80	40-50				
Meland mfl., 2010	68	75	80	29	76	26				
Stormtac 2009-12 (sitert i Alm, Banach, & Larm, 2010, s. 24)	45	50	68	52	80	50	51	86	86	

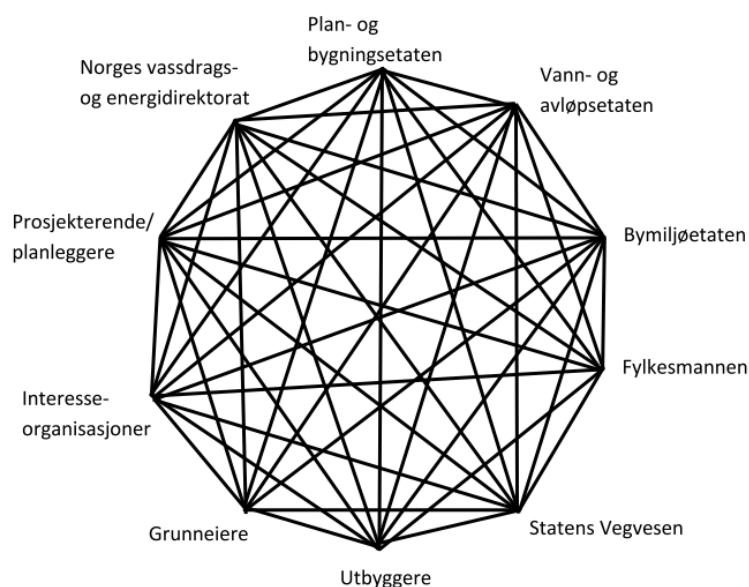
### 2.3.1 First flush

«First flush» er en betegnelse som gjerne benyttes om det første vannet som renner av på overflaten ved en nedbørhendelse (Bergen Kommune, 2005; Lindholm, 2004). Fenomenet går ut på at konsentrasjonen av forurensninger i veiavrenning er ujevnt fordelt ved en nedbørhendelse. Det forventes at konsentrasjonen av ulike forurensninger er høyere ved starten av et regnskyll (Minton, 2005, s.44). Ved lengre tørrværsperioder mellom nedbørshendelser vil forurensningsmengden være mer konsentrert (Åstebøl, 2007a; Åstebøl & Hvitved-Jacobsen, 2014; Bergen Kommune, 2005). Størrelsen på regnskyll og det påfølgende avrenningsvolumet kan også ha innvirkning på den relative konsentrasjonen av forurensning i overvannet (Åstebøl, 2007a).

First flush kan ligge til grunn for hvordan overvann fra tette flater håndteres, spesielt med tanke på rensing. En løsning for å rense overvannet er nemlig å bruke en spesifikk avrenningsdybde som utgangspunkt for hvor stort vannvolum som krever rensing. Denne dybden skal representere first flush, og inneholde den største andelen av forurensning. First flush fenomenet er imidlertid noe kontroversielt, ettersom ulike studier ikke nødvendigvis konkluderer med høyere forurensningskonsentrasjoner i første del av et regnskyll (Minton, 2005, s.44). Videre er det vanskelig å måle first flush, ettersom vannprøver ofte tas i løpet av en regnhendelse og first flush inntreffer som nevnt i begynnelsen av en regnhendelse.

## 2.4 Lover, retningslinjer og aktører

I Norge ligger ulike lovverk og retningslinjer til grunn for nasjonal overvannshåndtering og tilhørende utfordringer. Lover og forskrifter som er spesielt relevante, er Plan- og bygningsloven, Byggeteknisk forskrift (TEK17), Vannressursloven, Forurensningsloven og Naboloven (Bergen Kommune, 2005; Lindholm mfl., 2008; Eidsberg kommune, 2018). I tillegg er ulike direktiver og veiledere av relevans, blant annet EUs vanndirektiv og Vannforvaltningsforskriften, veiledende rapporter fra Norsk Vann, NVE, kommunale veiledere, samt håndbøker og rapporter fra Statens vegvesen (SVV) (Hanssen mfl., 2015). Overvannshåndtering berører flere aktører som har ansvar for at lovverket og retningslinjene ivaretas (Bergen kommune, 2019). Figur 2.3 viser en oversikt over noen av aktørene innen overvannshåndtering. Videre fokuseres det på SVV sitt ansvar knyttet til overvann, samt andre aktører som kan fungere som forurensningsmyndighet ved utslipp av forurenset overvann.



Figur 2.3. Oversikt over noen av aktørene innen overvannshåndtering, ingen enkeltaktører har det helhetlige ansvaret (Bergen kommune, 2019, s.23).

### 2.4.1 Statens vegvesen

Statens vegvesen har et sektoransvar som innebærer oppfølging av nasjonale aktiviteter knyttet til hele vegtransportsystemet (Samferdselsdepartementet, 2019). SVV har samlet ansvar for bygging, drift og vedlikehold av alle riks- og europaveier i Norge (Rannekleiv mfl., 2016).

Videre inkluderer sektoransvaret et miljøansvar, som innebærer følgende: «SVV skal ta ansvar for oversikt over miljøpåvirkninger, problemomfang, virkemidler, kostnader og på eget initiativ iverksette forebyggende, avbøtende eller kompenserende tiltak» (Rannekleiv et al., 2016, s. 9). Når det gjelder rensing av overvann, er det spesielt håndbok N200 utarbeidet av SVV som er av relevans. Et eget kapittel om vannhåndtering inngår, og beskriver når forurenset overvann skal renses. Behovet for rensing er vurdert etter trafikkmengde, ved hjelp av såkalt årsdøgntrafikk (ÅDT), sett i sammenheng med resipientens sårbarhet (Vegdirektoratet, 2018). En oversikt over ÅDT-verdier og definerte behov for rensetiltak er beskrevet i Tabell 2.3 (Meland, Rannekleiv, & Hertel-Aas, 2016). SVV har et særlig sektoransvar for forurenset overvann. Sektoransvaret overføres til kommuner og fylkeskommuner der de er veieiere (NOU 2015:16, s. 31).

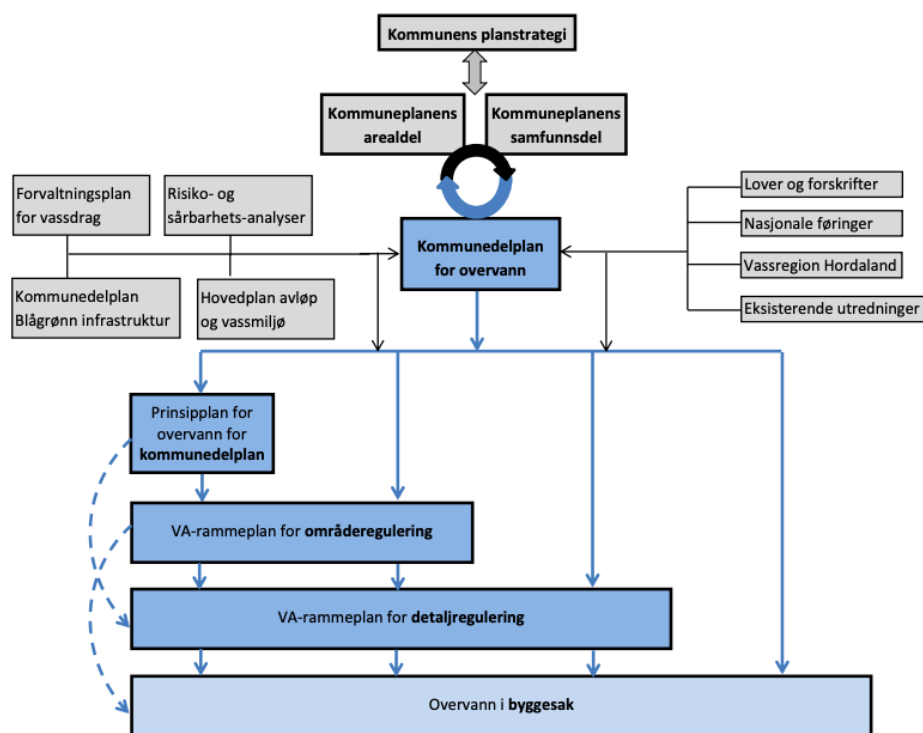
*Tabell 2.3. Krav til rensing av forurenset overvann, hentet fra Meland mfl. (2016). Behovet for rensing er vurdert etter trafikkmengde sett i sammenheng med resipientens sårbarhet.*

ÅDT	Biologisk påvirkning	Behov for rensetiltak
< 3 000	Lav sannsynlighet for biologiske effekter i vannforekomsten.	Ikke rensetiltak, avrenning over vegskulder og infiltrasjon i grunnen.
3 000 – 30 000	Middels til høy sannsynlighet for biologiske effekter i vannforekomsten. Vannforekomstens sårbarhet (lav, middels, høy) er avgjørende.	Rensetiltak skal benyttes hvis vannforekomsten har middels eller høy sårbarhet og hvor ÅDT >15 000 bør rensetiltaket minimum bestå av to trinn.
> 30 000	Høy sannsynlighet for biologiske effekter i vannforekomsten.	Rensetiltak skal benyttes, også ved utslipp til kystvann. Rensetiltak bør minimum bestå av to trinn.

#### **2.4.2 Forurensningsmyndighet og overvannsplanlegging**

Fylkesmannen er forurensningsmyndighet ved utslipp av forurenset overvann som er eller kan tillates ført til avløpsanlegg (Miljødirektoratet, 2014). Dette innebærer å vurdere og pålegge tiltak der det er fare for forurensning ved utslipp av overvann i henhold til Forurensningsloven. Denne faren vurderes etter sammensetningen til overvannet, tilstanden til resipienten, samt brukerinteresser (Miljødirektoratet, 2014). Ved utslipp av overvann fra kommunale avløpsanlegg er det kommunen som er forurensningsmyndighet (Miljødirektoratet, udatert-b). Kommunen har flere roller og funksjoner knyttet til overvann, blant annet et sektoransvar for

overvann i arealplaner. Dette innebærer utarbeidelse av både kommuneplaner og kommunedelplaner, hvor prinsipper for håndtering av overvann skal vurderes og fastsettes (Bergen kommune, 2019). Fylkesmannen deltar i planleggingsprosessene og gir kommunene informasjon om hva de bør ta hensyn til i planleggingen (Miljødirektoratet, udatert-b). Tabell 2.3 brukes som utgangspunkt i kommuneplaner for å definere krav til rensing av forurenset overvann (Bergen Kommune, 2005; Eidsberg kommune, 2018) . Figur 2.4 viser et eksempel på hvordan kommunens planstrategi knyttet til overvann ser ut. For kommunedelplaner vil de største vassdragene og vannforekomstene være sentrale. Nedover i planhierarkiet er det større fokus på detaljert kartlegging av arealer. Dette betyr at de strengeste og mest detaljerte kravene stilles ved detaljregulering og i byggesaker (Bergen kommune, 2019) .



Figur 2.4. Oversikt over hvordan overvannshåndtering foregår i arealplanleggingen, med eksempel fra Bergen kommune (Bergen kommune, 2019, s.41). Øverst i planhierarkiet er de største vassdragene og vannforekomstene sentrale. Nedover øker fokuset på detaljert kartlegging av arealer.

## 2.5 Beregning av forurensning fra overvann

Forurensningsinnhold i overvann kan beregnes ved bruk av ulike metoder. En inndeling som gjerne benyttes, er de fire kategoriene konstant belastning, statistikk, regresjon og modellering (Minton, 2005, s. 45). Førstnevnte innebærer å identifisere en gjennomsnittskonsentrasjon for

ulike forurensningsstoff. Denne benyttes videre for å kalkulere årlig belastning (kg/år). Dette kan eksempelvis utføres ved bruk av en formel der mengde overvann uttrykkes ved hjelp av årlig nedbørsmengde og avrenningskoeffisient tilknyttet overflaten. Overvannsmengden multipliseres videre med en parameter for forurensningskonsentrasjon, slik at forurensningen vektas i beregningen. Likning 2.1 er et eksempel på hvordan konstant belastning kan beregnes.

$$L = X \cdot C \cdot R \cdot R_c \quad (2.1)$$

Der  $L$  er belastning [kg/år],  $C$  er konsentrasjon [kg/L],  $R$  er årlig nedbørsmengde [m],  $R_c$  er avrenningskoeffisient [-], og  $X$  er en enhetskonverteringsfaktor [1/m<sup>2</sup>] (Minton, 2005, s. 46).

Metoden for konstant belastning er enkel i bruk ettersom den krever få inngangsparametere sammenliknet med andre metoder (Fernandes & Barbosa, 2018). Bruk av statistiske metoder og regresjonsmodeller vil muliggjøre hensynet til en rekke faktorer ved beregning av forurensningsmengder. Eksempler på slike faktorer inkluderer sesongvariasjoner, regnvarighet og lengden på tørrværsperioden før regnhendelsen (Fernandes & Barbosa, 2018). På bakgrunn av dette, vil det være mulig å fremstille hvordan forurensningsmengden varierer med tiden og for ulike type regnhendelser. I den siste metoden kan ulike modelleringsverktøy brukes for å simulere forurensningsinnholdet i overvann. Dette ved å inkludere beregningsmetodene for konstant belastning, statistiske modeller eller regresjonsmodeller (Minton, 2005, s. 47).

### ***2.5.1 Beregning av avrent overvannsvolum***

I norsk litteratur er det en metode som går igjen for beregning av forurensningskonsentrasjon i overvann (Åstebøl, Kjølholt, Hvitved-Jacobsen, Berg, & Saunes, 2012; Berge, Ranneklev, Selvik, & Steen, 2013; Lindholm, 2015a; Lindholm & Haraldsen, 2013; Saunes & Åstebøl, 2014; Storhaug & Åstebøl, 2015). Metoden kan kategoriseres under «konstant belastning». Den innebærer å benytte andelen areal bestående av tette overflater direkte. Sammenliknet med metoder som benytter hele nedbørfeltets areal har denne metoden blitt anbefalt (Lindholm, 2004). Dette på bakgrunn av mer realistiske avrenningsverdier ved beregninger, i tillegg til at formelverket som benyttes ikke krever info om parametere som kan være vanskelig å definere (eksempelvis volumavrenningskoeffisienter). Metoden benytter følgende formel fra Statens Naturvårdsverk (sitert i Lindholm, 2004, s. 30):

$$Q_{\text{år}} = a \cdot A \cdot (P - b) \cdot 10^{-3} \quad (2.2)$$

Der

$Q_{\text{år}}$  = Avrenningsvolum gjennom året [m<sup>3</sup>],

$a$  = Andel deltagende aktive tette flater som dreneres til et overvannssystem [-]. (Faktoren tar i betraktning at en del tette flater drenerer direkte ut på permeable flater.)

$A$  = Totalt areal bestående av tette flater i avrenningsområdet [m<sup>2</sup>],

$P$  = Gjennomsnittlig verdi for total årlig nedbørsmengde [mm],

$b$  = Totalt vanntap pga. fordampning [mm]. Områder med stor helning (> 1,5 %) kan benytte en verdi på ca. 50 mm, og for flatere områder kan verdien settes til ca. 100 mm.

Likning 2.2 krever informasjon om hvor stor andel av nedbørsfeltet som består av tette flater, beskrevet med  $A$ . Disse verdiene kan både finnes ved å utføre målinger i kart eller flyfoto, eller ved å benytte GIS-databaser. I tillegg er det mulig å ta i bruk tabellverdier som angir en prosentandel antatt tett overflate for ulike arealbruk. Videre kreves informasjon om andelen deltagende aktive tette flater,  $a$ . Denne parameteren beskriver prosentandelen av de tette flatene som bidrar med avrenning til overvannsnett. Anslagsvise verdier for  $a$  kan beregnes for en områdetype basert på total andel tette flater i nedbørsfeltet eller hentes fra tabellverdier oppgitt i litteratur (Lindholm, 2004).

### **2.5.2 Beregning av deltagende areal**

En metode for å beregne andel deltagende aktive tette flater inkluderer bruken av Sutherlands likninger. Likningene baserer seg på empiriske formler utviklet av United States Geological Survey, som er gjeldende dersom andel tett areal utgjør 10-50 % av det totale arealet. Sutherlands likninger er videreutviklet slik at forholdet mellom andel effektive tette flater og andel tett areal kan beregnes. Dette er uavhengig av hvor stor andel av det totale arealet som består av tette overflater. Andel effektive tette flater defineres som andelen av det tette arealet som er koblet direkte inn på overvannsnett (Sutherland, 2000). Sutherlands likninger kan skrives på følgende generelle form:

$$ETF = a \cdot TF^b \quad (2.3)$$

Der

ETF = andel effektive tette flater [%]

TF = andel tette flater [%],

a, b = koeffisienter definert basert på tilkoblingsgrad til overvannsnett [-].

Fem ulike likninger er utviklet med utgangspunkt i formel 2.3. Koeffisientene a og b varierer basert på ulik andel tilkoblingsgrad til overvannsnett (Sutherland, 2000). Nødvendige inngangsparametere som kreves ved bruk av formlene, er andelen tette flater i prosent. Hvilken formel som benyttes er blant annet avhengig av hvor stor andel av overvann som infiltreres i et område. Det vil derfor være mulig å kategorisere formlene basert på arealbruk (Sohn, Kim, & Li, 2017). US EPA har benyttet inndelingen for tilkoblingsgrad til å utføre en slik kategorisering. Metoden inkluderer en inndeling av arealbruk som baserer seg på GIS data utviklet av det amerikanske MassGIS. Et utdrag av de oppgitte arealbrukskategoriene er vist i Tabell 2.4 (United States Environmental Protection Agency, 2010).



Tabell 2.4. Utdrag fra EPAs kategorisering av arealbruk med tilhørende inndeling av Sutherlands likninger. Basert på (United States Environmental Protection Agency, 2010).

Arealbruk	Beskrivelse	Sutherlands likninger
Sentrums- og industriområde	Middels: Stor andel tilknyttet overvannsnett. Ingen form for drenering eller infiltrasjon. Hustak er ikke direkte tilknyttet overvannsnett	$ETF\% = 0,1 \cdot (TF\%)^{1,5}$
Boligområde, lav tetthet	Delvis tilkoblet: 50 % er tilknyttet overvannsnett. Veigrøfter, gresskledde vadier og hustak er ikke direkte tilkoblet. Noe infiltrasjon.	$ETF\% = 0,04 \cdot (TF\%)^{1,7}$
Boligområde, middels tetthet	Middels: Stor andel tilknyttet overvannsnett. Ingen form for drenering eller infiltrasjon. Hustak er ikke direkte tilknyttet overvannsnett	$ETF\% = 0,1 \cdot (TF\%)^{1,5}$
Boligområde, høy tetthet	Hovedsakelig tilkoblet: Stor andel tilknyttet overvannsnett, også hustak. Ingen form for drenering eller infiltrasjon.	$ETF\% = 0,4 \cdot (TF\%)^{1,2}$
Skog	Hovedsakelig frakoblet: Mesteparten er ikke tilknyttet overvannsnett. 70 % eller mer infiltreres, eller er ikke tilkoblet	$ETF\% = 0,01 \cdot (TF\%)^2$

Tabellen inkluderer fire av Sutherlands likninger. Den siste likningen defineres som «totalt tilknyttet», der  $a$  og  $b$  i likning 2.3 er lik 1 (Sutherland, 2000).

Andel effektive tette flater ( $ETF$ ) i likning 2.3 defineres på samme måte som andel deltagende aktive tette flater ( $a$ ) i likning 2.2, men parameterne beregnes fra ulikt utgangspunkt. Parameteren  $a$  utgjør en prosentandel av tett areal, mens  $ETF$  beregnes med utgangspunkt i det tette arealet.  $ETF$  er dermed ikke en direkte andel av  $TF$  (Sohn mfl., 2017). For å kunne kombinere likning 2.2 og 2.3, må beregnet  $ETF$  gjøres om slik at  $a$  uttrykkes som en prosentandel av andel tette flater. Forholdet mellom  $ETF$  og  $TF$  representerer denne prosentandelen. Følgende formel omgjør  $ETF$  til  $a$ -verdier:

$$a = \frac{ETF}{TF} \cdot 100 \% \quad (2.4)$$

Parameteren  $a$  oppgis i prosent. Videre vil forholdet mellom  $ETF$  og  $TF$  henvises til som aktivt deltagende areal.

### **2.5.3 Beregning av forurensningskonsentrasjon**

Årlig utslipp av forurensninger knyttet til ulike overflatetyper kan beregnes ved bruk av følgende formel:

$$L = Q_{\text{år}} \cdot C \cdot 10^{-3} \quad (2.5)$$

Der

$L$  = forurensningsutslipp for et gitt stoff knyttet til en gitt overflatetype [kg/år],

$Q_{\text{år}}$  = årlig avrenning fra gitt overflatetype [m<sup>3</sup>/år]. Beregnet fra likning 2.2.

$C$  = middelkonsentrasjon for et gitt stoff knyttet til en gitt overflatetype [µg/L] (Åstebøl mfl., 2012; Lindholm, 2004).

For å beregne det årlige utslippet av forurensninger fra overvann kan sjablongverdier hentet fra Stormtac benyttes (Lindholm, 2004). Stormtac er et verktøy utarbeidet av svenske Thomas Larm, og kan blant annet brukes for å beregne forurensningsinnholdet i overvann. Verktøyet inkluderer en database i Excel bestående av standardkonsentrasjoner for en rekke forurensningsstoffer i overvann. Disse verdiene er kalibrert på grunnlag av en stor mengde observerte data, og oppdateres kontinuerlig i tråd med de nyeste målingene som er tilgjengelig. Verdiene ble utarbeidet for å representere svenske forhold, spesielt klimatiske forhold i Stockholm, men antas å være representative for andre områder med relativt likt klima (Larm, 2000).

## **2.6 Tiltak**

Gode overvannstiltak er avgjørende for å håndtere forurensningsproduksjon tilknyttet tette flater. Flere faktorer spiller inn for å identifisere det mest hensiktsmessige tiltaket i et område. Arealtilgang er en viktig faktor. Den kan påvirkes av hvordan arealet i et område benyttes (boligstrøk, næringsområde etc.) og om tiltak skal implementeres ved ny eller eksisterende bebyggelse. Videre må sårbarheten til overvannets resipient vektlegges i prosessen mot å bestemme overvannstiltak. Også innvirkningen av forurensningsutslipp relativt til andre kilder

er av betydning (Saunes & Åstebøl, 2014). Dette delkapittelet beskriver noen overvannstiltak. Disse kan enten kategoriseres som gode rensetiltak under trinn 1 i tre-trinnsstrategien (Ødegaard, 2014), eller som mer tradisjonelle overvannstiltak (Magnussen, Wingstedt, Rasmussen, & Reinvang, 2015).

### **2.6.1 Regnbed**

Regnbed er et lokalt overvannstiltak utformet som en beplantet forsenkning i terrenget. Overvann vil lagres på overflaten til regnbedet før det infiltrerer ned i grunnen eller ledes videre til overvannsnett (K. H. Paus, 2016). Tiltaket plantes med naturlig vegetasjon, som både er stedtilpasset og godt egnet til å håndtere nedbør og avrenning (Braskerud & Paus, 2016). Formålet med tiltaket er både å forsinke og fordrøye overvann, samt å fjerne eller redusere forurensningsmengden som foreligger i det avrente vannvolumet. For å oppnå dette utnyttes både biologiske, fysiske og kjemiske prosesser som foregår naturlig i jorden (Holm, 2013; H. K. Paus & Braskerud, 2013; K. H. Paus, 2016). For selve renseprosessen innebærer dette bunnfelling av forurensningsstoffer som videre tas opp av plantene i regnbedet. I tillegg vil nedbrytning av mikroorganismer, samt filtrering gjennom jordsmonnet, føre til at forurensninger fjernes og tilbakeholdes (Holm, 2013). Paus (2016) oppgir at ca. 90 % av partikler, ca. 80-90 % av løste tungmetaller (Cd, Cu, Pb og Zn), og ca. 70-90 % av PAH-er kan fjernes fra forurenset overvann ved hjelp av et regnbed (K. H. Paus, 2016). Et regnbed kan anslagsvis dimensjoneres som 3-7 % av nedbørsfeltets totale areal (Braskerud & Paus, 2016), eller 7-9% av tilrenningsarealet (tett flate) (Magnussen mfl., 2015).

### **2.6.2 Overvannsdam**

En overvannsdam er et overvannstiltak der formålet er å fordrøye og rense overvann. Tiltaket er utformet som en våt dam med et permanent vannspeil. Dette innebærer at dammen aldri vil bli tørrlagt (Åstebøl, 2007b). Ved tilstrekkelig oppholdstid i dammen vil overvannet renses (Norem mfl., 2018). Ved en nedbørshendelse vil en renset vannmengde som tilsvarer nedbørvolumet sendes videre til utløpet i dammen. Renseeffekten oppstår som resultat av både bunnfelling av forurensninger som foreligger partikulært, samt planters opptak av oppløste forurensninger i overvannet. I tillegg vil forurensninger adsorberes til både planters og sedimenters overflate. I VA-miljøblad nr. 75 oppgis følgende verdier for renseeffekt i overvannsdammer; 85 % for TSS, 76 % for Pb, 71 % for Zn, 58 % for Cu, 60 % for Cd og 85 % for PAH<sub>16</sub>. Verdiene er basert på målinger fra et overvannsbasseng knyttet til E18. Disse

verdiene har vist seg å være sammenlignbare med internasjonale erfaringer (Åstebøl, 2007b; Åstebøl & Hvitved-Jacobsen, 2014). Arealbehovet for en overvannsdam avhenger av ønsket fordrøyningsvolum, men kan anslagsvis dimensjoneres som 15 % av tilrenningsarealet (Magnussen mfl., 2015).

### **2.6.3 Sandfang**

Sandfang brukes i hovedsak for å beskytte ledningsnett som tilføres overvann. Tiltaket er utformet for å forhindre at høy partikkelbelastning fører til tilslamming og slitasje på både avløpsledninger og avløpspumper. Et sandfang vil dermed kunne forhindre at den hydrauliske kapasiteten på ledningsnettet reduseres (Lindholm, 2016). Et sandfang dimensjoneres normalt sett for å håndtere en vannføring på 20-25 l/s. Lagringsvolumet utgjør vanligvis i underkant av 0,8 m<sup>3</sup> (Lindholm, 2016; Storhaug & Magnussen, 2015). Videre anbefales en maksimal avstand mellom sandfangene på 70-100 m (Norem mfl., 2018). Eventuelt kan hvert sandfang tilknyttes et areal på ca. 600 m<sup>2</sup> (Odda kommune, 2020).

Sandfang anlegges ikke med formål om å rense overvann. Ved god utforming og drift kan tiltaket imidlertid bidra til at konsentrasjonen av ulike miljøgifter reduseres (Lindholm, 2015b, 2016). Renseeffekten er forårsaket tilbakeholdelse av forurensninger som foreligger på partikulær form. De partikulære stoffene og tilknyttede forurensninger vil sedimentere i sandfanget (Storhaug & Magnussen, 2015). Tilbakeholdelsen vil variere for ulike forurensninger, samt påvirkes av partiklenes kornfordeling i vannet og vannets hastighet (Lindholm, 2015b). Videre vil tilstrekkelig vedlikehold være en avgjørende faktor for et velfungerende sandfang. Renseeffekten i sandfanget vil i stor grad være avhengig av fyllingsgraden. Øker fyllingsgraden i sandfanget vil renseeffekten gradvis reduseres, særlig for mindre partikler (Lindholm, 2015b; Norem mfl., 2018). Storhaug & Magnussen (2015) foreslår at tømning av sandfang gjennomføres ved en fyllingsgrad på ca. 50 % av lagringsvolumet, eller at systematisk tømning gjennomføres med et intervall på ett til to år (Storhaug & Magnussen, 2015). Tømmingen inngår gjerne i en større rengjøringsprosess for veier, som også inkluderer fjerning av veistøv, grus og oppsamlet søppel, samt spyling, feiing, kosting og oppsuging av oppsamlede masser på veiene (Leikanger & Roseth, 2016).

#### **2.6.4 Vadi**

Vadier er konstruerte vegetasjonskanaler som kan infiltrere, fordrøye og bortlede overvann (Lindholm mfl., 2008). Infiltrasjonen bidrar til rensing av overvannet, og vadier defineres derfor som infiltrasjonsgrøfter i denne oppgaven. Jorda fungerer som et filtermedium hvor partikler tilbakeholdes. Samtidig vil oppløste forurensningsstoffer fjernes ved adsorpsjonsprosesser. Dette foregår ved at tungmetaller, næringsstoffer og organiske forbindelser bindes til overflaten av både organiske og uorganiske partikler. Med tiden vil biologisk aktivitet sørge for at de organiske forurensningene brytes ned. Videre vil tungmetallene hopes opp i de øvre jordlagene (Gabriel & Fiil, 2016). Generelle renseeffekter for vadier er 70 % for TSS, 65 % for tungmetaller og 60 % for organiske mikroforurensninger, i følge Stockholm Vatten (sitert i Trafikverket, 2018, s.19). Infiltrasjonsgrøfter kan dimensjoneres ut fra et arealbehov tilsvarende 15 % av tilrenningsarealet (Magnussen mfl., 2015).

#### **2.7 Overvannstiltakenes kostnader og nytte**

En total vurdering av kostnader og nytte tilknyttet implementering av et overvannstiltak bør utføres for å identifisere hvilken løsning som fungerer best i et område. Som grunnlag for en slik vurdering kan en samfunnsøkonomisk analyse gjennomføres. Dette innebærer at priser og virkninger ved implementering av et tiltak identifiseres og i best mulig grad kvantifiseres. I en samfunnsøkonomisk analyse inkluderes en rekke fordeler (nyttevirkninger) og ulemper (kostnader). Det kan i utgangspunktet være vanskelig å tilegne disse en verdi (Magnussen mfl., 2015). En oversikt over kostnader knyttet til tiltakene som er beskrevet, er vist i Tabell 2.5, prisjustert for mars 2020 (SSB, udatert).

Tabell 2.5. Oversikt over ulike overvannstiltak med tilhørende verdier for investerings- og driftskostnader basert på oppgitte verdier hentet fra Magnussen mfl. (2015) og Storhaug & Magnussen (2015). Arealbehov er inkludert der dette er aktuelt.

Tiltak	Beskrivelse	Levetid (år)	Investeringskostnad	Driftskostnad
Regnbed	Arealbehov tilsvarende 7-9 % av tilrenningsarealet (tettflate) for nedbørsfrekvens 20 år	40	1580 kr/m <sup>2</sup> *	190 kr/m <sup>2</sup> /år*
Overvannsdam	Arealbehov tilsvarende 15 % av tilrenningsarealet	40	1470 kr/m <sup>2</sup> *	450 kr/m <sup>2</sup> /år*
Infiltrasjonsgrøft	Arealbehov tilsvarende 7-9 % av tilrenningsarealet (tett flate) for nedbørsfrekvens 20 år	40	1015 kr/m <sup>2</sup> *	130 kr/m <sup>2</sup> /år*
Sandfangskummer	Tømming og transport	100	-	750-3100 kr/sandfang***
Sandfangskummer	Deponeringskostnader	100	-	450-750 kr/sandfang***
Sandfangskummer	Totalkostnad	100	16 000 kr/sandfang**	1200-3700 kr/sandfang***

\* Kostnader prisjustert for mars 2020,

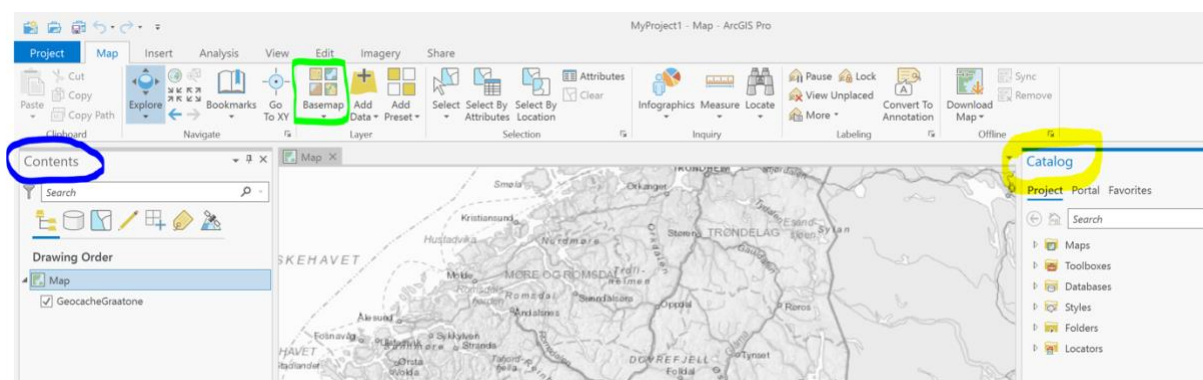
\*\*Anslagsvis investeringskostnad for 2020,

\*\*\*Kostnader prisjustert for mars 2020, der laveste verdi i intervallet representerer kostnad for planlagte tømmeoppdrag og øverste verdi representerer kostnader for uforutsigbare tømmeoppdrag.

## 2.8 ArcGIS Pro

ArcGIS er et geografisk informasjonssystem (GIS) utviklet av ESRI (Environmental Systems Research Institute). Programpakken kan benyttes til å fremstille geografiske data ved hjelp av både analysing, redigering og visualisering. ArcGIS deles hovedsakelig inn i de tre programgruppene desktop GIS, server GIS og mobile GIS (NTNU, udatert). ArcGIS Pro inngår i desktop GIS, og er en programvare som kan benyttes for å utføre rene GIS analyser. I denne oppgaven brukes ArcGIS Pro til å visualisere forurensningsmønsteret fra overvann i et nedbørsfelt. Programvaren tar kun hensyn til terrenget, og det skjer ingen hydrauliske beregninger i ledningsnettet eller på terrenget (Johansen & Moldekleiv, 2016).

ArcGIS Pro er en båndbasert applikasjon, og oppsettet er vist i Figur 2.5. Mange av funksjonene er lett tilgjengelige ved åpning av programmet. Båndene er også tilgjengelig som faner. Sentrale funksjoner brukt i denne oppgaven inngår i Toolbox, Map og Catalog. Toolbox inneholder ulike verktøy som kan brukes for å gjøre forskjellige operasjoner med dataene. Map-fanen benyttes for visualisering av data, og velges i Catalog-fanen. Dataene velges ved å dra inn aktuelle datasett til Map-fanen, fra Catalog-fanen. Denne er markert i gult til høyre i Figur 2.5. Videre vil valgte data vises i Contents-fanen, markert i blått til venstre i Figur 2.5. I Contents-fanen er det også mulig å se egenskapsdata ved å høyreklikke på ett av datasettene og klikke på «open attribute table». Videre kan verktøyene fra Toolbox brukes i kombinasjon med funksjonen Model Builder. Denne funksjonen fungerer som et visuelt programmeringsspråk, og kan brukes for å utføre analyser av geografiske data. En modell i Model Builder presenteres som et diagram hvor ulike prosesser kobles sammen, der outputen til en prosess brukes som input i neste prosess (Esri, udatert-g).



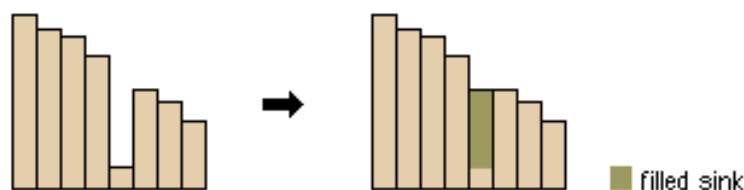
Figur 2.5. Utsnitt fra ArcGIS Pro som viser hvordan funksjonene i programmet er organisert i bånd. Eksempel på et bånd er markert i grønt i figuren. Catalog-fanen som brukes ved visualisering av data er markert i gult til høyre i figuren. Contents-fanen med de aktive dataene som vises er markert i blått til venstre i figuren.

### 2.8.1 ArcGIS Pro verktøy

Dette kapittelet består av forklaringer av samtlige verktøy benyttet i ArcGIS Pro for å bygge en modell i Model Builder. Prosesser for å importere og endre data er også inkludert. Flere av verktøyene har ulike innstillinger. Dersom annet ikke er spesifisert er standardinnstillingene benyttet.

### 2.8.2 «Fill»

Ved bruk av høydedata kan det oppstå hull i modellen på grunn av avrunding av høyder til nærmeste heltall. «Fill»-verktøyet benyttes for å identifisere disse hullene, for så å fylle de opp. Dette er vist i Figur 2.6 (Esri, udatert-c). Til dette benyttes en iterativ prosess (Sørensen, 2019). Dette gjør det mulig å senere visualisere avrenning i et sammenhengende strømningsmønster.



Figur 2.6. Grafisk forklaring av fill-verktøyet, hentet fra (Esri, udatert-c).

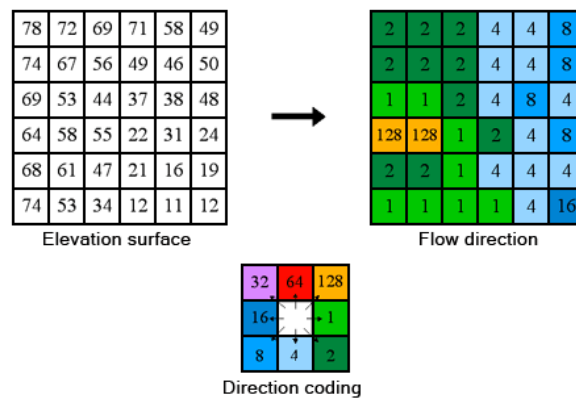
### 2.8.3 «Minus»

«Minus» er et verktøy som kan benyttes for å fjerne «mellomlegget» mellom to raster. Et raster defineres som «en datastruktur som består av et rektangulært rutenett av små punkter med farger» (Kartverket, udatert). I dette verktøyet benyttes to ulike raster som input med verdi 1 og 2. Verktøyet fjerner verdien til det andre rasteret fra verdien til det første rasteret for hver celle. Dersom celler i et av inputrasterene ikke har en verdi («no data»), vil heller ikke den resulterende cellen ha en verdi (Esri, udatert-f).

### 2.8.4 «Flow direction»

«Flow direction» er et verktøy som kan brukes for å kartlegge strømningsretningen i et raster. Høydedata benyttes som input. Strømningsretningen beregnes ved å benytte høydeforskjellen til cellene i rasteret. D8 er en av tre mulige metoder for beregning av strømningsretningen. Ved bruk av D8 bestemmes avrenningsretningen til en celle av de åtte omkringliggende cellene. Hver av de åtte cellene tilegnes en tallverdi («direction coding») som vist i Figur 2.7 (Esri, udatert-e). Strømningen bestemmes ut fra hvilken av nabocellene som ligger lavest i terrenget, ettersom det her vil være brattest helning mellom cellene (Esri, udatert-b; Sørensen, 2019).

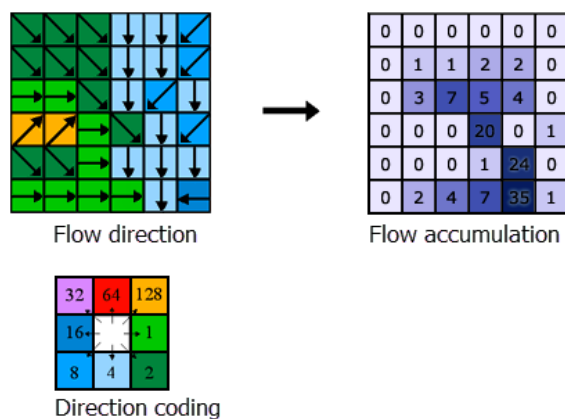




Figur 2.7. Framstilling av hvordan strømningsretningen for cellene i rasteret bestemmes ved bruk av flow direction-verktøyet (Esri, udatert-e).

### 2.8.5 «Flow accumulation»

«Flow accumulation» sier noe om antall celler som bidrar med avrenning til hver celle i et raster. Figur 2.8 viser hvordan verktøyet fungerer. Celler med null i verdi vil være toppunkt i terrenget. Celler med høyere verdier er typisk lavpunkt der man har konsentrert strømning (Esri, udatert-d). Det resulterende rasteret kan benyttes for å visualisere avrenningsmønsteret for det aktuelle området.



Figur 2.8. Fremstilling av hvordan flow accumulation-verktøyet fungerer (Esri, udatert-d).

### 2.8.6 «Polygon to raster»

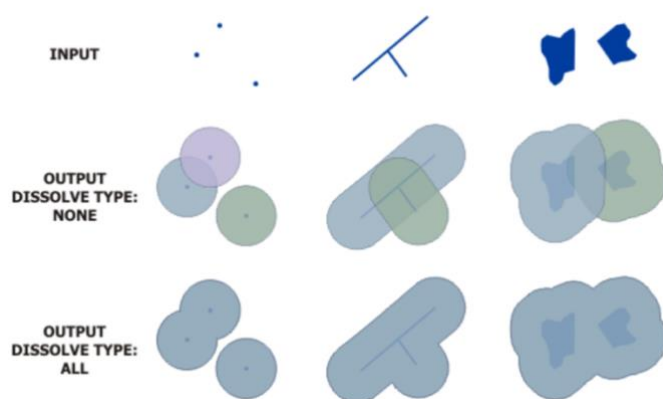
«Polygon to raster» er et verktøy som kan benyttes for å konvertere datasett bestående av polygoner, til rasterdata. Rasteret som dannes vil ha tilsvarende format som inputdatasettet (Esri, udatert-i).

### 2.8.7 «Raster calculator»

«Raster calculator» er et verktøy som brukes for å gjennomføre beregninger i modellen som lages i Model Builder. Et raster benyttes om input til verktøyet, og tilhørende verdier kan benyttes i beregningen. Python-skript benyttes i beregningsuttrykkene (Esri, udatert-k).

### 2.8.8 «Buffer»

Dette verktøyet kan benyttes for å omgjøre eksisterende data til et nytt datalag bestående av (nye) polygoner. Dataene som benyttes som input kan bestå av punkter, linjer eller polygoner. Ulik type oppløsning («dissolve type») kan velges i dette verktøyet, og de ulike variantene er fremstilt i Figur 2.9 (Esri, udatert-a).



Figur 2.9. Billedlig forklaring av ulike output-typer fra "buffer"-verktøyet. Hentet fra (Esri, udatert-a).

### 2.8.9 «Calculate Field(s)»

«Calculate field» og «calculate fields» gjør det mulig å beregne verdier for hhv. et eller flere felt i attributtabelen til et lag.

### 2.8.10 «Mosaic to new raster»

Dette verktøyet gjør det mulig å slå sammen flere datasett som inkluderer data i form av raster til en samlet rasterdatafil. Verktøyet krever at all inputdata foreligger i samme format, og med samme størrelse. I tillegg må outputrasteret settes til samme pikselstørrelse som inputdatasettene for rett oppløsning. Outputrasteret kan lagres på ulike format, blant annet som TIFF-fil (Esri, udatert-h).

### **3 Metode**

I dette kapittelet beskrives fremgangsmåten som ble benyttet for å visualisere hvordan forurensning fordeler seg i et nedbørsfelt. Både oppsettet og fremgangsmåten benyttet for å bygge en modell i ArcGIS Pro er beskrevet. Det er viktig å påpeke at modellen kan inneholde en del feilkilder forårsaket av unøyaktige og feilaktige vurderinger underveis i oppbygningen. Dette vil spesielt være påvirket av at betydelige mengder data er lagt inn manuelt i modellen.

#### **3.1 Beskrivelse av studieområde**

Metoden ble testet på et studieområde avgrenset til et nedbørsfelt. Studieområdet som ble valgt i denne masteroppgaven ligger i hovedsak i Lørenskog kommune, mens en liten del inngår i Oslo kommune. Langvannet er nedbørsfeltets resipient. Innsjøens sårbarhet ligger til grunn for beslutningen av å benytte dette studieområdet. Vannkvaliteten i Langvannet er vurdert som generelt dårlig, ettersom innsjøen i lang tid har vært resipient for avrenning fra industri og avfallsfyllinger. I senere tid har også høy urbaniseringsgrad i stor grad påvirket kvaliteten (Asplan Viak, 2019). Metoden er kun implementert og testet på det angitte nedbørsfeltet, men skal kunne benyttes på ulike studieområder.

#### **3.2 Grunnlagsmateriale**

Utgangspunktet for oppbygningen av modellen i ArcGIS Pro var å opprette et kart. Deretter ble ulike tilleggslag som lå til grunn for utarbeidelse av modellen importert til ArcGIS Pro. Fremgangsmåte og begrunnelse for import er forklart her.

Første steg innebar å importere nedbørsfeltet som benyttes som grunnlag i modellen. Et allerede beregnet nedbørsfelt for området ble importert til kartfunksjonen, og er vist i Figur 3.1. I tillegg ble høydedata for det aktuelle nedbørsfeltet importert fra høydedata.no. Dette fordi høydedata ligger til grunn for avrenningsmønsteret som vises i modellen i ArcGIS Pro. Høydedata ble lastet ned som DTM-fil for å inkludere terrengdata, som viser høydeforskjeller uten hus, trær og lignende (Høydedata, udatert). Grunnet størrelsen på nedbørsfeltet ble høydedata lastet ned i oppdelt form. Ved importering i ArcGIS Pro ble filene fusjonert til en rasterfil (DTM).



*Figur 3.1. Nedbørsfeltet som ble benyttet til å avgrense studieområdet. Bildet er hentet fra kartfunksjonen i ArcGIS Pro.*

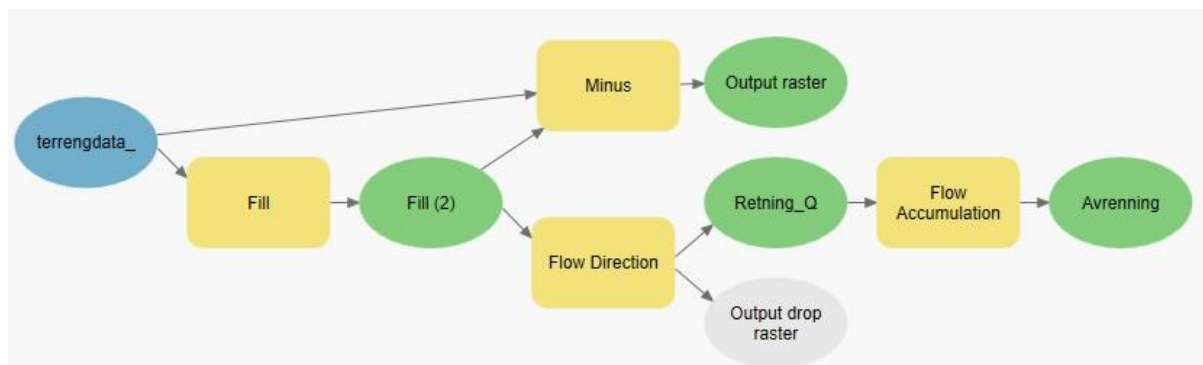
Deretter ble veilag importert ved å laste ned en verktøykasse utviklet av SVV og Geodata AS (Vegdata.no, 2019). Denne kan benyttes i ArcGIS Pro og lignende GIS-verktøy. Verktøykassen baserer seg på Norges vegdatabank (NVDB), som består av informasjon om norske bilveier (Statens vegvesen, 2020). NVDB-verktøyet gjorde det mulig å importere alle veier for ulike fylker. Dette ble gjort i fire omganger, ettersom veiene var kategorisert etter trafikkmengde og veimyndighet i to ulike lag for ulike regioner (her ble Oslo og Akershus benyttet). Dette gjorde det mulig å få en detaljert oversikt over alle veier innenfor nedbørsfeltet, og ble blant annet benyttet for å definere kommunale veier.

Avslutningsvis ble et eget lag for ledningsnett importert fra Gemini VA. Dette er en database bestående av informasjon om ledningsnett i Norge (Powel, udatert). Ledningsnett ble importert fra et eksisterende ArcGIS Pro prosjekt og ble fremstilt i form av et nytt lag i kartet. Flere ledningstyper var inkludert i dette laget. Kun overvannsledninger (OV) og felles avløpsledninger (AF) ble benyttet videre. Det importerte ledningsnett ble benyttet for å gjøre en skjønnsmessig vurdering av tilkoblingsgraden til overvannsnett. Hvordan dette gjøres beskrives nærmere i kapittel 3.4. Det tilgjengelige ledningsnett som ble benyttet omfavnet kun Lørenskog kommune. Delen av nedbørsfeltet som inngikk i Oslo kommune, ble derfor kategorisert basert på antatte forhold. Ettersom Oslo kommune ønsker å ta i bruk lokal overvannshåndtering for å forhindre overbelastning på avløpssystemet, oppfordres det til å

håndtere overvann på egen tomt (Oslo kommune, 2013). På bakgrunn av dette ble det antatt at en del boliger allerede er frakoblet overvannsnett, og dette ble utgangspunktet for kategorisering i modellen.

### 3.3 Oppsett i modell (Model Builder)

Etterfulgt av import av alle kartlag, ble en modell opprettet i Model Builder i ArcGIS Pro. Denne modellen benytter høydedata for å beregne avrenning i nedbørsfeltet. Høydedata (DTM-fil) er utgangspunktet for oppbygningen. «Fill»-verktøyet benyttes først for å fylle opp lavpunkter i terrenget slik at overvannet renner videre gjennom hele nedbørsfeltet. Disse lavpunktene ble deretter fjernet ved bruk av «Minus». Etterfølgende trinn var å beregne strømningsretning og akkumulert vannmengde i hver av cellene i rasteret. Dette ble gjennomført ved bruk av hhv. «Flow Direction» og «Flow Accumulation». Høydedata for beregning av avrenning i rasteret var dermed ferdigstilt, og vises i Figur 3.2. For å inkorporere forurensning i avrenningslinjene ble etterfølgende trinn benyttet.



Figur 3.2. Oppsett av modell for å beregne avrenning, fra «Model Builder» i ArcGIS Pro. Blå representerer inputdatasett, gul indikerer operasjonen som utføres på datasettet og grønn angir outputdatasett. Pilene representerer flyten i modellen.

### 3.4 Steg 1: Arealbruk og tilknyttet forurensning (Kart)

Dette steget forklarer fremgangsmåten for hvordan forurensninger ble fremstilt i modellen. Et nytt lag ble tegnet inn i kartlaget i ArcGIS Pro, avgrenset til nedbørsfeltets utstrekning. Dette laget besto av manuelt inntegnede polygoner. Et utsnitt av laget er vist i Figur 3.3.

Bakgrunnskartet i ArcGIS Pro ble satt til «Bakgrunnskart Bilder UTM 32». Dette kartet ble brukt som utgangspunkt ved inntegning av polygonene. For å bekrefte at polygonene ble klassifisert som sitt faktiske arealbruk, ble Google Maps og tilhørende Street View-funksjon



benyttet. Også kommunebasert reguleringsplankart for Lørenskog og Oslo ble benyttet, hentet fra [kommunekart.com](http://kommunekart.com).



*Figur 3.3. Utsnitt fra kartfunksjonen i ArcGIS Pro som viser manuelt inntegnede polygoner som definerer arealbrukslaget brukt i modellen.*

Hvert enkelt polygon ble klassifisert basert på ulike typer arealbruk i nedbørsfeltet. Kategoriene for arealbruk som brukes videre i denne oppgaven, vises i Tabell 3.1. Kategoriene som inkluderer bygninger (industriområder, sentrumsområder og boligområder) omfatter også tilhørende hage- og grøntarealer, innkjørsel og parkeringsplass/garasje (Stormtac, 2018). Større parkeringsplasser har blitt tilegnet en egen kategori, og inkluderer også andre større asfalterte områder. Videre ble hvert polygon tilegnet en ledningstype med utgangspunkt i data fra Gemini VA, også vist i Tabell 3.1. Hver kategori ble tilegnet verdier for andel tett areal og andel deltagende aktive tette flater som vist i tabellen, og forurensningskonsentrasjoner som vist i Tabell 3.2. Tett areal ble basert på Lindholm (2004). Vurderinger angående hvilke stoffer som vektlegges i oppgaven er basert på miljøkvalitetsstandards fra EU og funn fra litteratur (Lindholm, 2004, 2015a; Miljødirektoratet, 2016).

Andel deltagende aktive tette flater ble beregnet ved bruk av Sutherlands likninger. Typeområdene kategoriseres som «fellesledning», «overvannsledning» og «egen tomt». Førstnevnte ble benyttet der det antas at overvannet håndteres i felles avløpssystem. For «overvannsledning» antas det at overvannet håndteres i egen ledning. «Egen tomt» defineres som typeområder som antas å håndtere overvann på egent tomt, gjennom infiltrasjon på gresskledd overflater, overvannsløsninger eller liknende. For ledningstypekategorien «egen tomt» ble formelen tilknyttet arealbrukskategorien «skog», benyttet. Dette på bakgrunn av antagelsen om at ledningsnettets hovedsakelig er frakoblet ved håndtering av overvann på egen tomt. Kategoriseringen for Osloregionen ble forenklet til villa/eneboliger lik «egen tomt». Rekkehus- og blokkområder ble satt til «overvannsledning». Verdiene ble lagt inn ved å benytte attributt Tabellen tilknyttet arealbrukslaget i ArcGIS Pro. «Calculate Fields»-verktøyet ble benyttet for å skrive inn alle verdiene for polygoner som var kategorisert likt.

Oppførte sjablongverdier for veikategoriene ble hentet fra Stormtac (versjon 14.02.2020). Disse ble overført fra spesifikke ÅDT-kategorier til de oppgitte intervallene vist i tabell A1 (Vedlegg A). De oppgitte verdiene for samtlige intervaller tilsvarer sjablongverdier oppgitt i Stormtac for laveste ÅDT. For eksempel er ÅDT 10 001-25 000 oppført med forurensningskonsentrasjoner tilsvarende ÅDT lik 10 000.

Tabell 3.1. Oversikt over andel tett areal og deltagende areal brukt i modell klassifisert etter arealbruk og ledningstype. Typeområder som antas å håndtere overvannet med overvannsledning er tilknyttet kategoriene med samme navn. Typeområder kategorisert som «fellesledning» antas å håndtere overvannet i felles avløpssystem. «Egen tomt» defineres som typeområder som antas å håndtere overvann på eget tomt, gjennom infiltrasjon på gresskledde overflater, ved overvannsløsninger eller liknende.

Arealbruk	Ledningstype	Andel tett areal (%)	Andel deltagende areal (%)
Villa/enebolig	Overvannsledning	20	35
	Fellesledning	0	0
	Egen tomt	20	20
Rekkehus	Overvannsledning	40	65
	Fellesledning	0	0
	Egen tomt	40	40
Blokkbebyggelse	Overvannsledning	60	90
	Fellesledning	0	0
	Egen tomt	60	60
Industriområder	Overvannsledning	80	90
	Fellesledning	0	0
Sentrumsområder	Overvannsledning	80	90
Idrettsplasser	Overvannsledning	100	90
Jernbane	Overvannsledning	100	100
Parkering	Overvannsledning	100	100
Gang- og sykkelveier	Overvannsledning	100	100
Veier	Overvannsledning	100	100



Tabell 3.2. Oversikt over forurensningskonsentrasjoner tilknyttet ulikt arealbruk. Hentet fra Stormtac (versjon 14.02.2020). Fargekoordineringen er inkludert for å visualisere hvilke typeområder som har høye konsentrasjoner av de ulike forurensningsstoffene. Sterk rødfarge indikerer høy forurensningskonsentrasjon, mens hvit indikerer lavere konsentrasjon, og er fremstilt for de ulike forurensningsstoffene isolert sett.

Kategori	Forurensningskonsentrasjon (µg/L)										
	SS	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	PAH16	BaP	PCB7
Boligområde - Blokk	70000	15	30	100	0,7	12	9	0,025	0,6	0,05	0,082
Boligområde - Rekkehus	45000	12	25	85	0,6	6	7	0,02	0,6	0,05	0,082
Boligområde - Enebolig	45000	10	20	80	0,5	5,8	6	0,015	0,6	0,05	0,082
Gang- og sykkelvei	7400	3,5	23	20	0,3	7	4,0	0,05	0,13	0,01	0,082
Idrettsplass	49000	6	15	25	0,3	3	2	0,02	0,12	0,0084	0,082
Industriområde	100000	30	45	270	1,5	14	16	0,07	1	0,15	0,082
Jernbane	23000	2,9	80	100	0,05	3	4	0,01	0,1	0,03	0,082
Parkering	140000	30	40	140	0,45	15	15	0,08	3,5	0,06	0,082
Sentrumsområde	100000	20	22	140	1	5	8,5	0,07	0,6	0,1	0,082
Vei, ÅDT = 1-1 000	73769	3	21	8,5	0,27	7	5,5	0,08	0,07	0,01	0,082
Vei, ÅDT = 1 001-2 000	75501	3,7	22	16	0,28	7,2	5,7	0,081	0,14	0,011	0,082
Vei, ÅDT = 2 001-5 000	77232	4,5	23	24	0,28	7,5	5,9	0,082	0,22	0,013	0,082
Vei, ÅDT = 5 001-10 000	82427	6,7	26	47	0,31	8,2	6,4	0,086	0,44	0,017	0,082
Vei, ÅDT = 10 001-25 000	91084	10	30	86	0,34	9,4	7,2	0,091	0,81	0,024	0,082
Vei, ÅDT = 25 001-50 000	117057	21	45	202	0,45	13	9,6	0,108	1,92	0,045	0,082
Vei, ÅDT > 50 000	160344	40	68	396	0,62	19	14	0,135	3,76	0,08	0,082

Denne fremgangsmåten ble benyttet ved inntegning av polygoner tilknyttet samtlige arealbrukskategorier, med unntak av veikategoriene. Fremgangsmåten for å fremstille veiene som polygoner er beskrevet i Vedlegg A. Denne ble benyttet ettersom polygonene ble tilknyttet verdier for areal, ÅDT-verdier og veimyndighet.

### 3.5 Steg 2: Forurensningspolygon til -raster (Model Builder)

Dette er det innledende steget i prosessen for å modellere forurensningskonsentrasjoner basert på arealbrukspolygonene. For å kunne utføre beregninger på dataen i kartlaget, ble alle polygonene omgjort til et raster ved bruk av «Polygon to Raster»-verktøyet. Ved å omgjøre polygonene til et raster var det mulig å tilegne verdier til hver enkelt celle i rutenettet. Første steg i oppbyggingen av modellen var derfor å omdanne nødvendige data i arealbrukslaget til rasterform. Dette ble utført for deltagende aktive tette flater, andel tette flater og samtlige

forurensningsstoff. Følgelig var det mulig å benytte verdiene i attributt Tabellen til å gjennomføre beregninger i etterfølgende steg i modellen. Steg 3-5 utdyper modellen videre. SS er benyttet som eksempel.

### 3.6 Steg 3a: Mellomberegning (Model Builder)

Formel 2.2 og formel 2.5 fra kapittel 2.5 ble benyttet for å beregne forurenset overvannsvolum. I dette steget ble første mellomberegning utført, bestående av følgende utregning for hvert av forurensningsstoffene:

$$\text{Produksjonspotensial} = C * a * A_{tett} \quad (3.1)$$

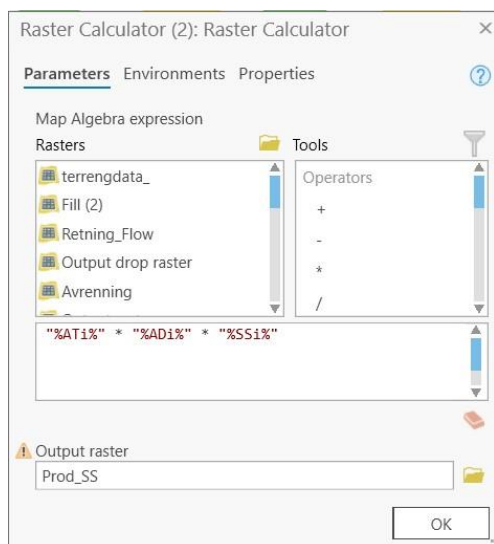
Der

$A_{tett}$  = andel tette flater [%],

$a$  = andel deltagende aktive tette flater [%], og

$C$  = middelkonsentrasjon for et gitt stoff knyttet til en gitt overflatetype [ $\mu\text{g/L}$ ].

Dette ble utført i «Raster Calculator (2)» vist i Figur 3.8. Oppsettet i kalkuleringsverktøyet er vist i Figur 3.4. I figuren er beregningen utført for  $C$  lik SS, oppført som SSI. Videre er  $A_{tett}$  oppført som ATi og  $a$  som ADi.



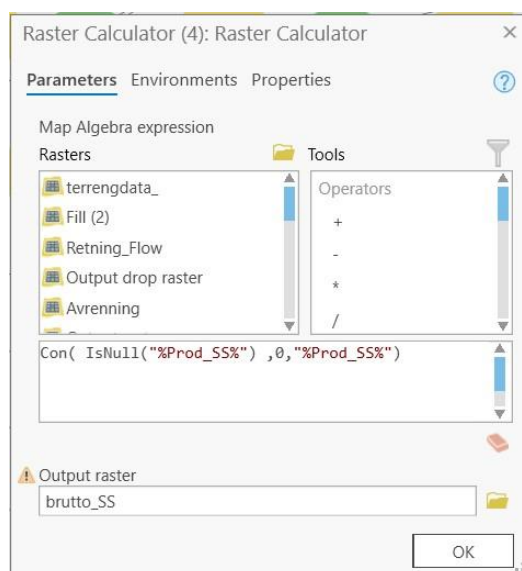
Figur 3.4. Oppsett i «Raster Calculator» for beregning av likning 3.1. I figuren er beregningen utført for  $C$  lik SS, oppført som SSI.  $A_{tett}$  oppført som ATi og  $a$  som ADi.

### 3.7 Steg 3b: Håndtering av celler uten forurensning (Model Builder)

Tomme celler i attributtabelen vil ikke automatisk benyttes videre når modellen kjøres. For å inkludere disse cellene i beregning av forurensningsproduksjon, ble «Raster Calculator (4)» i Figur 3.8 benyttet. Oppsettet for denne beregning er vist i Figur 3.5. Alle «tomme» celler ble konvertert til å inneholde nullverdier på tallform. Dermed ble produksjonspotensial for samtlige celler beregnet. Følgende uttrykk benyttes:

$$\text{Con}(\text{IsNull}(\text{"\%Prod\_SS\%"}), 0, \text{"\%Prod\_SS\%"})$$

Der *Con* beskriver betingelsen (fra «Condition») som skal oppfylles, *IsNull* representerer alle celler som ikke har noen verdi, oppført som "<Null>". *Prod\_SS* representerer produksjonsverdier for SS.



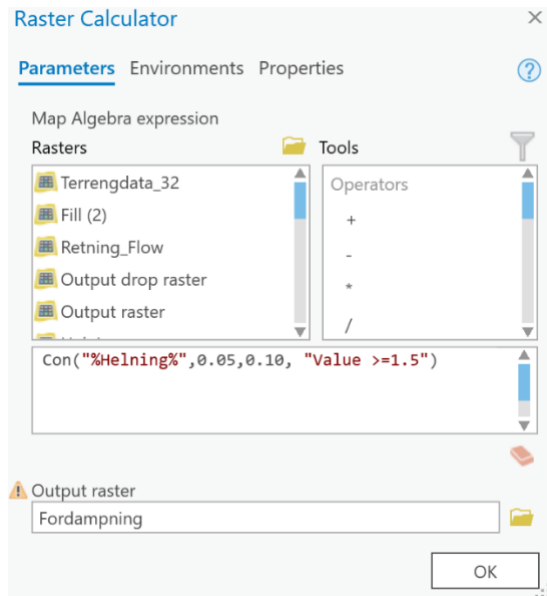
Figur 3.5. «Raster Calculator» som ble benyttet for å konvertere tomme celler til nullverdier.

### 3.8 Steg 4: Netto vannmengde (Model Builder)

Mengden vanntap ble beregnet parallelt med produksjonspotensial. Høydedata for nedbørsfeltet benyttes som utgangspunkt. Helningen i terrenget ble benyttet som et mål på forventet fordampning. Fra formel 2.2 i delkapittel 2.5.1 ble parameteren *b* benyttet som totalt vanntap pga. fordampning. Inndelingen ble basert på helning. Dette beregnes i «Raster Calculator» vist i Figur 3.8, og ble lagt inn på følgende måte:

$Con("%Helning\%", 0.05, 0.10, "Value \geq 1.5")$

Resultatet av denne beregningen var at celler tilegnes en verdi for fordampning på 50 mm eller 100 mm basert på helning henholdsvis større eller mindre enn 1,5 %. Oppsettet for beregningen vises i Figur 3.6.



Figur 3.6. «Raster Calculator» som ble benyttet for å definere mål for forventet fordampning basert på helningen i terrenget.

### 3.9 Steg 5: Netto forurensningsproduksjon (Model Builder)

I neste steg ble følgende mellomberegning lagt inn i modellen:

$$Produksjon = Produksjonspotensial * (P - b) \quad (3.2)$$

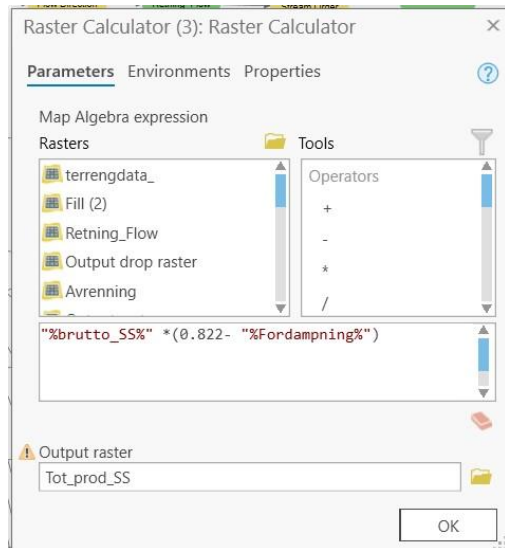
Der

$P$  = årsnedbør [m]. Verdien er satt til 0,822 m basert på data fra nedbørsfeltet hos NVEs lavvannskart (NVE, 2020),

$b$  = totalt vanntap pga. fordampning [m] beregnet i steg 4, og

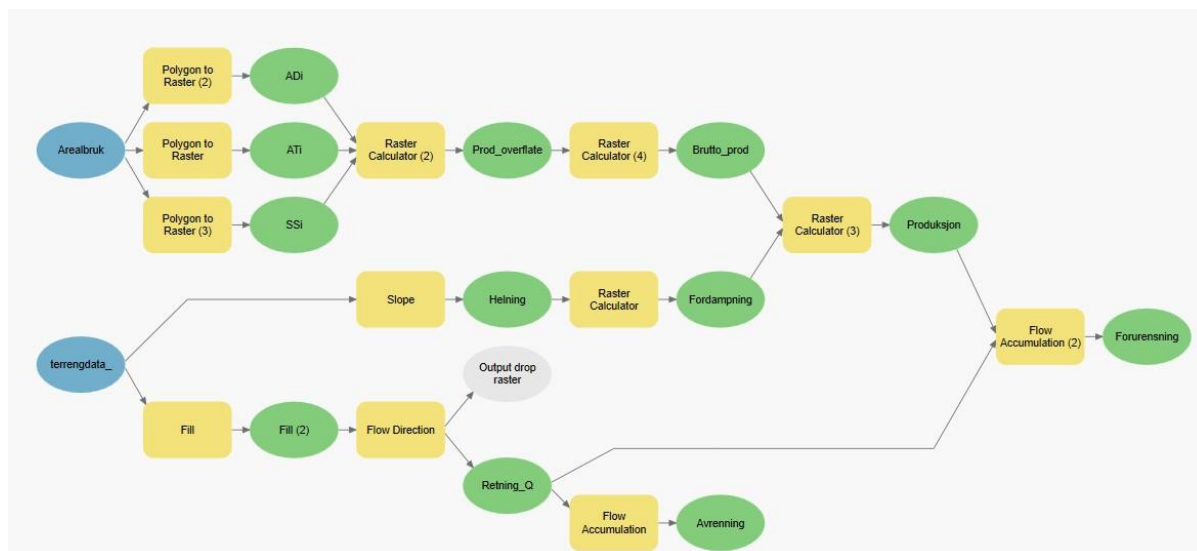
$Produksjonspotensial$  representerer output fra steg 3a og 3b.

*Produksjon* blir dermed en verdi for forurensningsmengde tilknyttet netto nedbørsmengde i hver rastercelle. Beregningen gjort ved bruk av «Raster Calculator (3)» fra Figur 3.8 er vist i Figur 3.7.



Figur 3.7. Oppsett i «Raster Calculator» for beregning av produsert forurensningsmengde.

Videre ble forurensningsproduksjonen lagt inn som en parameter i «Flow Accumulation» som ble benyttet i steg 1 for å beregne avrenningsraster. Det resulterende avrenningsrasteret skulle dermed fremstille forurenset overvann i kartlaget. Et utdrag av modellens foreløpige oppbygning er vist i Figur 3.8, forenklet til å vise oppsettet for beregnet forurensningsproduksjon for SS. «Forurensning», oppført som siste steg, representerer dermed kun forurensning forårsaket av SS.



Figur 3.8. Oppsett av modell for å beregne forurensning utarbeidet i Model Builder i ArcGIS Pro. Blå representerer inputdatasett, gul indikerer operasjonen som utføres på datasettet, og grønn angir outputdatasettet. Pilene representerer flyten i modellen.

Fremgangsmåten fra steg 2 til steg 5 ble gjennomført for hvert enkelt forurensningsstoff. Den resulterende modellen i Model Builder er vist i Figur B1 (Vedlegg B). Metoden gjorde det mulig å fremstille hvert enkelt stoff i kartlaget i ArcGIS Pro, og forhindre at varierende konsentrasjonsnivå blant de ulike stoffene overkjørte hverandre i fremstillingen av akkumulert forurensning. Forurensningsrasterene for samtlige stoffer ble deretter lagt til i kartfunksjonen i ArcGIS Pro.

### 3.10 Steg 6: Evaluering av modell

For å undersøke hvor anvendbar modellen var, ble simulerte forurensningskonsentrasjoner sammenliknet med målte forurensningskonsentrasjoner i resipienten til studieområdet. Konsentrasjonen for samtlige forurensningsstoff ble beregnet for en rastercelle i modellen. Den valgte cellen er vist i Figur 3.9, og ligger ved utløpet til Langvannet. Følgende beregning ble gjennomført:

$$C = \frac{F}{Q} \quad (3.3)$$

Der  $C$  er forurensningskonsentrasjonen [ $\mu\text{g/L}$ ], og  $F$  er årlig forurensningsbelastning [ $\text{mg}/\text{år}$ ] hentet fra forurensningsrasteret for den spesifikke rastercellen.  $Q$  er årlig avrenning [ $\text{m}^3/\text{år}$ ] beregnet som følger:

$$Q = q * A \quad (3.4)$$

Der  $q$  er spesifikk middelvannføring i nedbørsfeltet, her satt til 20,7 l/s/km<sup>2</sup> (NVE, 2020).  $A$  er nedbørsfeltets størrelse, som angis for den spesifikke rastercellen i avrenningsrasteret. For utløpet ble denne verdien hentet fra modellen og satt til 34,6 km<sup>2</sup>.



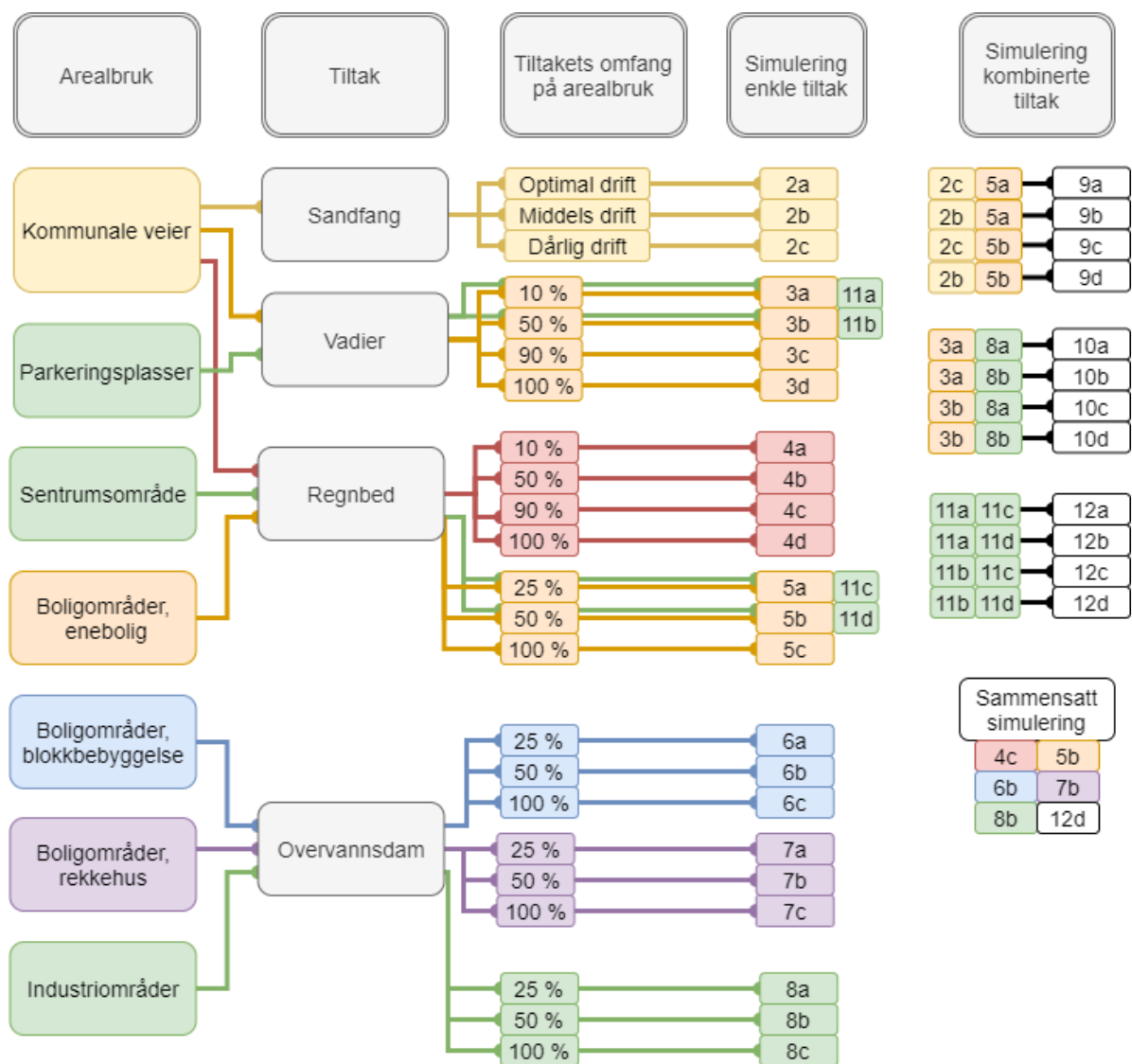
Figur 3.9. Skjerm bilde fra kartfunksjon i ArcGIS Pro. Her vises forurensningsraster ved utløpet til Langvannet.

Utgangspunktet for modellen var en simulering uten tiltak, og ble videre benyttet som sammenlikningsgrunnlag.

### 3.11 Steg 7: Simulert renseeffekt for ulike overvannstiltak

I dette steget ble renseeffekt av ulike overvannstiltak tilknyttet trinn 1 testet ut ved å gjennomføre ulike simuleringer. Disse simuleringene vises i flytskjemaet i

Figur 3.10, der de ulike typeområdene ble benyttet som utgangspunkt (arealbruk). Videre ble tiltakene implementert i ulik grad, oppført under «tiltakets omfang på arealbruk». Dette innebærer hvor stor andel av det totale arealet av typeområdet som tiltaket implementeres på. For hver simulering ble det valgt et eller flere tiltak som ble plassert på områder med ulike arealbruk. Videre ble en sammensatt simulering definert, som inkluderer simuleringene som ga størst utslag på fjerning av de ulike miljøgiftene på de ulike arealbrukskategoriene. Simuleringene inkluderte overvannstiltakene beskrevet i delkapittel 2.6.



Figur 3.10. Flytskjema som inkluderer oversikt over alle simuleringer gjennomført i ArcGIS Pro. Her inngår de ulike arealbrukskategoriene der tiltak er implementert, de ulike tiltakene, samt hvor stor andel av det totale arealet til arealbrukskategoriene tiltakene har blitt implementert på. Videre inngår en nummerering på simuleringene. Linjene viser hvordan simuleringene er satt opp.

### 3.11.1 Renseeffekt for LOD-tiltak

For å framstille renseeffekten av de ulike tiltakene i modellen, ble verdiene i attributt Tabellen til arealbrukslaget endret ved å benytte «Calculate Fields». Prosentandeler for deltagende areal, samt verdier for forurensning ble justert. Renseeffekten for de ulike LOD-tiltakene ble bestemt basert på tall fra litteraturen og vises i Tabell 3.3. Renseeffektene ble justert for hvert stoff, og videre multiplisert med oppgitt prosent for andelen av typeområdene som har tiltak.



Tabell 3.3. Rensegrader for ulike forurensningsparametere for lokale overvannstiltak benyttet i modellen.

Tiltak	Rensegrad for ulike forurensningsparametere (%)										
	Tungmetaller							Organiske miljøgifter			
	SS	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	PAH16	BaP	PCB7
<b>Regnbed</b>	90	95	80	95	95	85	85	85	90	90	90
<b>Overvannsdam</b>	85	75	60	70	60	60	60	60	85	85	85
<b>Vadi</b>	70	65	65	65	65	65	65	65	60	60	60

For å fremstille renseeffekten for en gitt prosentandel av et typeområde, ble prosentandelen overført til en verdi som var representativ for hele typeområdet. Dermed ble alle polygoner som var kategorisert innenfor en gitt arealbrukskategori, multiplisert med en renseeffekt tilsvarende renseeffekten på en mindre andel av typeområdet. Gjennomførte endringer i attributtabelen for samtlige simuleringer er vist i Tabell C1 (Vedlegg C). For eksempel ble det gjennomført en simulering hvor 50 % av de kommunale veiene håndterte overvannet i regnbed. Istedenfor å justere forurensningskonsentrasjonen på 50 % av veiene, ble forurensningskonsentrasjonene til samtlige av de kommunale veiene justert. Dette for å tilsvare en effekt hvor 50 % av veiene håndterte overvannet i regnbed.

Nedjusteringen av andelen deltagende aktive tette flater ble gjort etter hvilken grad tiltaket ble implementert som forklart over. Tiltakenes utstrekning varierer mellom 10 % og 100 %, som gir nye  $a$ -verdier som varierer mellom 0 og 0,9. For simuleringene som ble gjort med tiltak på 100 % av arealbrukskategorien innebar dette en  $a$ -verdi på 0. Ved å benytte nullverdiene videre i beregningsstegene i modellen, ble resulterende rensegrad tilsvarende forurensningsproduksjon tilknyttet det gitte typeområdet. Simuleringene med tiltak implementert på 100 % av typeområdene ble derfor kun brukt videre som sammenlikningsgrunnlag.

### 3.11.2 Renseeffekt for sandfang

For å simulere antatt renseeffekt i sandfang ble andelen overvann som går i sandfang benyttet, i tillegg til tilbakeholdelse av partikler. Simuleringene ble inndelt i optimal-, middels- og dårlig drift. Ved optimal drift antas det at 50 % av partikulært materiale i overvannet tilbakeholdes i sandfanget. Denne prosenten ble satt til 25 % og 12,5 % for henholdsvis middels- og dårlig

drift. Videre antas det at 50 % av overvann som renner av på kommunale veier håndteres i sandfang. Renseeffekten ble dermed beregnet som følger;

$$\text{Renseeffekt} = \% \text{ av overvann til sandfang} * \text{tilbakeholdt SS} * \text{partikulær fraksjon}$$

Der *tilbakeholdt SS* er mengden suspendert materiale som holdes tilbake i sandfang. *Partikulær fraksjon* er andelen av et forurensningsstoff som antas å være partikulær. Denne faktoren ble benyttet for samtlige forurensningsstoffer i modellen. Verdiene ble antatt basert på Tabell 2.2. Andelen ble satt til 50 % for Cd, Cu, Cr, Ni, Zn og Hg, 80 % for Pb, og 90 % for PAH<sub>16</sub>, BaP og PCB<sub>7</sub>. Disse er definert basert på skjønn. Nyeste norsk faglitteratur ble hovedsakelig vektlagt.

### 3.12 Beregning av kostnader

For å kartlegge total kostnader for de ulike simuleringene relativt til renseeffekten som oppnås, ble følgende beregninger utført for å definere en kilopris på fjernet forurensningsmengde. Med unntak av simuleringene som inkluderte sandfang, ble følgende beregninger utført. For simuleringene med sandfang ble kostnadsberegningene basert ut fra antall sandfang. Fremgangsmåten er vist i Vedlegg D.

Fortrinnsvis ble arealbehov som kreves for å implementere tiltakene i de ulike simuleringene beregnet. Følgende formel ble benyttet:

$$\text{Arealbehov [m}^2\text{]} = A_{\text{tot}} * A_{\text{tilrenning}} \quad (3.5)$$

Der

$A_{\text{tot}}$  er tilrenningsarealets totale areal [m<sup>2</sup>], definert som det totale arealet for et typeområde der et tiltak implementeres. Verdiene ble hentet fra attributt Tabellen til arealbrukslaget i ArcGIS Pro, og

$A_{\text{tilrenning}}$  er andelen av tilrenningsarealet som kreves for dimensjonering av det gitte tiltaket [%], hentet fra litteratur.

Arealbehovet er altså beregnet som en prosentandel av det totale arealet til tilrenningsarealet. Dette gir et overslag på nødvendig dimensjon på de ulike overvannstiltakene.

Videre ble investeringskostnad for tiltakene beregnet ved bruk av følgende formel:

$$Investeringskostnad [kr] = arealbehov * Investeringskostnad \quad (3.6)$$

Driftskostnadene for samtlige tiltak ble beregnet ved følgende formel:

$$Driftskostnad \left[ \frac{kr}{\text{år}} \right] = arealbehov * driftskostnad \quad (3.7)$$

Likning 3.7 ble også benyttet til å beregne totale driftskostnader for de ulike tiltakene basert på antatt levetid. Dette ble beregnet ved å multiplisere driftskostnader (kr/år) med levetid (år).

Avslutningsvis ble kilopris for forurensningsmengde beregnet for investeringskostnad, driftskostnad, og sammenlagte kostnader ved følgende formel:

$$Forurensningskostnad \left[ \frac{kr}{kg} \right] = \frac{kostnad}{forurensningsmengde} \quad (3.8)$$

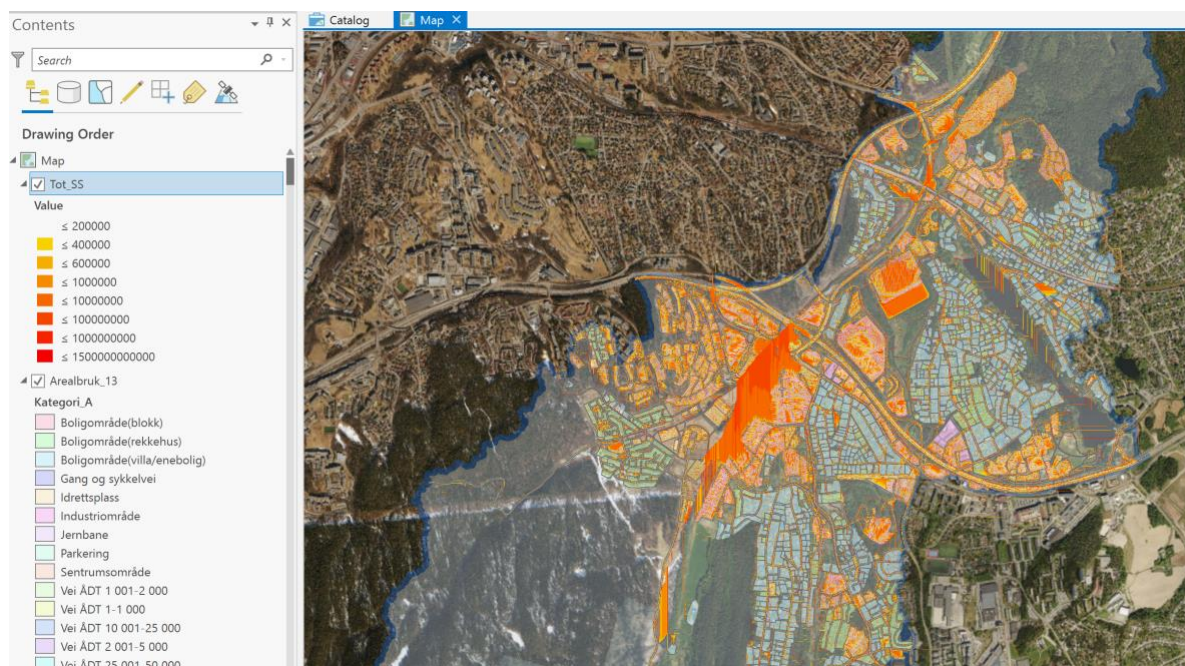
Der *kostnad* representerer investerings- og driftskostnader for en gitt simulering. *Forurensningsmengde* representerer mengde fjernet forurensning som oppnås i simuleringen. Forurensningskostnaden tilsvarer kilopris, som representerer kostnad per masse forurensning fjernet.



## 4 Resultater

I dette kapitlet presenteres funnene fra den fremlagte metoden. Innledningsvis fremlegges studieområdets spesifikke arealfordeling. Videre presenteres mer spesifikke forurensningsfordelinger inndelt etter arealbruk i studieområdet. Gyldigheten av simulerte verdier for forurensningsutslipp ble evaluert opp mot målte forurensningskonsentrasjoner hentet fra litteratur. Følgelig presenteres resultatene fra de ulike simuleringene, inndelt etter type arealbruk for å fremstille hvordan de ulike tiltakene påvirker samme område. Avslutningsvis inngår beregninger tilknyttet vurderingen av kostnad og nytte for de ulike simuleringene.

Utførte simuleringer i ArcGIS Pro viser at det er mulig å fremstille akkumulert forurensningsmengde ved bruk av metoden utarbeidet i dette masterarbeidet. Figur 4.1 viser et skjermbilde av simulert forurensningsproduksjon i et utsnitt av studieområdet. Figuren visualiserer hvordan forurensningsfordeling utspiller seg i kartfunksjonen i ArcGIS Pro. Resultatene fremstilles som «avrenningslinjer» der forurensningsproduksjon er en vektet parameter. «Avrenningslinjene» foreligger på rasterformat, men vil for enkelhets skyld henvises til som linjer.



Figur 4.1. Skjerm bilde av simulert forurensningsproduksjon i et utsnitt av studieområdet metoden er benyttet på. Kartutsnittet viser deler av nedbørsfeltet som avgrenser oppgavens utstrekning, fremstilt med transparent blå kontur. Videre er arealbrukslaget inkludert, med tilhørende symbolforklaring vist nederst til venstre under Contents. Simulert forurensning for SS er inkludert, med symbolforklaring øverst til venstre under Contents. Symbolforklaringen er inndelt i ulike intervaller for forurensningsmengde (mg/år).

#### 4.1 Forurensningsfordeling tilknyttet arealbruk i studieområdet

I Figur 4.2 er nedbørsfeltets arealbruksfordeling fremstilt, i tillegg til arealbruksfordeling med vektlagt forurensningsproduksjon. Figuren er inkludert for å visualisere effekten av å vektlegge forurensningsproduksjon tilknyttet de ulike arealbrukskategoriene. Grafene gir et bilde på hvilke arealbrukskategorier som i størst grad bidrar til forurensningsproduksjon av de ulike forurensningsstoffene. Figuren fremstiller typeområder som opptar mye areal i studieområdet (A). Disse verdiene kan sammenliknes med påvirkning når forurensningsproduksjon (B, C, og D) tas i betraktning ved bruk av metoden i denne masteroppgaven. For eksempel viser figuren at særlig boligområder med eneboligbebyggelse utgjør en lite vesentlig andel av forurensningsproduksjon i studieområdet. Dette til tross for at denne kategorien utgjør en stor andel av arealbruket. I tillegg utgjør parkeringsplasser en mindre andel utstrekning i areal, men bidrar til betydelige mengder forurensning.

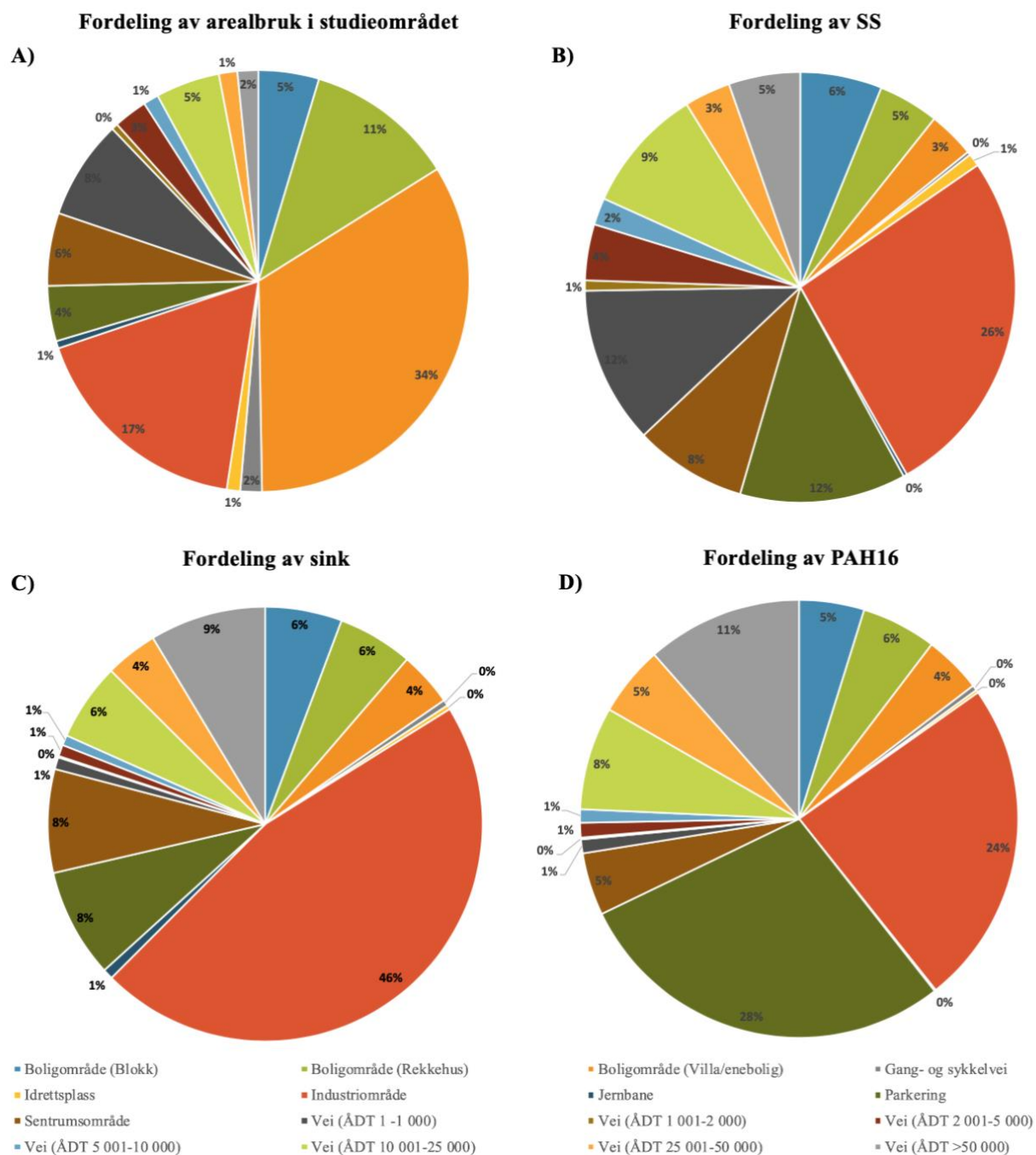
Figur 4.2 A) fremstiller fordelingen av de ulike arealbrukskategoriene i det gitte studieområdet. Diagrammet gir et bilde på fordelingen av de ulike typeområdene som bidrar med

forurensningsproduksjon grunnet tett overflateareal. Forholdet mellom totalt areal av hvert arealbruk og totalt tett areal i nedbørsfeltet ligger til grunn for fremstillingen. Diagrammet viser at boligområder med eneboliger opptar størst totalt areal i det gitte nedbørsfeltet, etterfulgt av industriområder og boligområder med rekkehus. Diagrammet baserer seg på totalt areal for hver kategori hentet fra attributt Tabellen til arealbrukslaget i ArcGIS Pro, som er fremstilt i Tabell E1 (Vedlegg E).

Figur 4.2 B) viser forurensningsproduksjon av SS tilknyttet det totale arealet til de ulike arealbrukskategoriene for det gitte studieområdet. Forurensningsproduksjonen er fremstilt ved å benytte totalt areal for hver arealbrukskategori og tilhørende verdier for produksjonspotensial beregnet fra formel 3.1. Diagrammet gir dermed et bilde på hvilke arealtyper som bidrar med høyest utslipp i modellen, basert på forurensningsproduksjon og totalt areal. Fra diagrammet fremkommer det at industriområder (i rødt) utgjør en betraktelig høyere andel sammenliknet med resterende kategorier. Deretter følger parkeringsplasser (mørkegrønn), veier med ÅDT lik 1-1 000 (mørk grå) og 10 001-25 000 (lys grønn), og sentrumsområder (brun).

Figur 4.2 C) viser forurensningsproduksjon av sink knyttet til det totale arealet for hver arealbrukskategori. Sink benyttes som eksempel for å fremstille forholdene for tungmetaller i modellen. Dette er tungmetallet som bidrar med høyeste forurensningskonsentrasjoner. Fra figuren kommer det fram at industriområder (rød) bidrar til nærmere 50 % av den totale forurensningen av sink i studieområdet. Deretter følger parkeringsplasser (mørkegrønn), veier med ÅDT over 50 000 (grå) og sentrumsområder (brun).

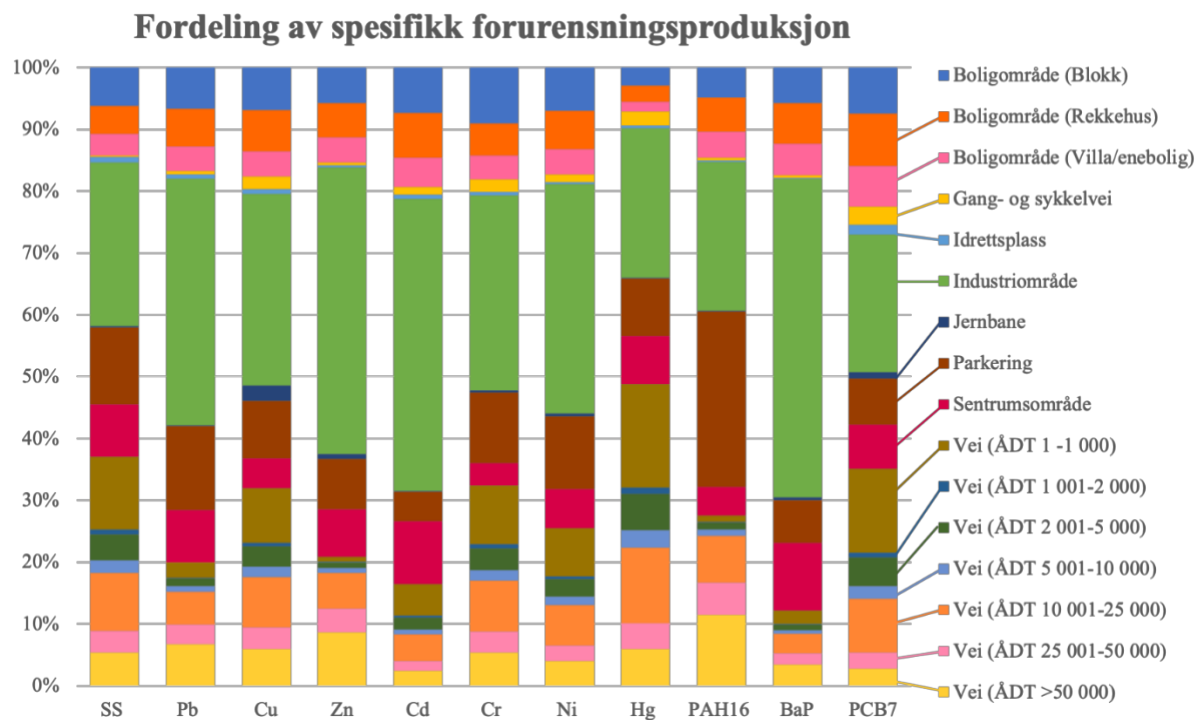
Figur 4.2 D) viser forurensningsproduksjon av PAH<sub>16</sub> fra de ulike arealbrukskategoriene basert på totalt areal. PAH<sub>16</sub> benyttes for å visualisere forurensningsproduksjon fra organiske miljøgifter. Denne bidrar med høyest forurensningskonsentrasjoner sammenliknet med PCB<sub>7</sub> og BaP. Parkeringsområder (mørkegrønn) og industriområder (rød) utgjør i overkant av halvparten av denne forurensningsproduksjonen. Videre er bidraget fra veier med ÅDT over 50 000 (grå) også relativt høyt, med 11 %.



Figur 4.2. Fremstilling av fordeling av arealbruk i nedbørsfeltet (A), samt forurensningsfordeling av SS (B), sink (C) og PAH<sub>16</sub> (D) for de ulike arealbrukskategoriene. Oppgitte prosenter angir andelen hver arealbrukskategori utgjør, og kategorier med verdi på 0 % indikerer at prosentandelen er lavere enn 1. Følgende kategorier er inkludert i diagrammene: Boligområdene blokk (blå), rekkehus (grønn) og enebolig (oransje), gang- og sykkelvei (grå), idrettsplass (gul), industriområde (rød), jernbane (gråblå), parkering (mørkegrønn), sentrumsområde (brun), ÅDT 1- 1 000 (mørk grå), ÅDT 1 001-2 000 (lys brun), ÅDT 2 001-5 000 (burgunder), ÅDT 5 001-10 000 (lys blå), ÅDT 10 001-25 000 (lys grønn), ÅDT 25 001-50 000 (lys oransje), og ÅDT >50 000 (grå).



I Figur 4.3 fremstilles fordelingen av typeområdenes bidrag til forurensningsproduksjon, inndelt i forurensningsstoffer. Forurensningsproduksjonen for de ulike miljøgiftene er oppført som en total verdi på 100 %, som representerer total forurensningsproduksjon for det de spesifikke miljøgiftene. Forurensningsproduksjonen er produktet av forurensningskonsentrasjoner, andel tett areal, andel deltagende aktive tette flater, og det totale arealet til hver av arealbrukskategoriene. Figuren gir et bilde på fordelingen av typeområdenes bidrag til forurensningsproduksjon, inndelt i forurensningsstoffer. Figuren indikerer hvilke arealbruk som bidrar til bemerkelsesverdig forurensningsproduksjon. For eksempel vil parkeringsplasser i hovedsak bidra til forurensningsproduksjon av PAH<sub>16</sub>, også sammenliknet med annet arealbruk. Videre viser figuren at industriområder bidrar til høy forurensningsproduksjon for samtlige forurensningsstoffer.



Figur 4.3. Fremstilling av forurensningsproduksjon i det spesifikke studieområdet benyttet i denne masteroppgaven. Forurensningsproduksjonen fremstilles som prosentandeler, og representer produktet av andel tett areal, andel deltagende aktive tette flater, forurensningskonsentrasjoner og total andel tett areal for de ulike arealbrukskategoriene. Her tydeliggjøres arealbrukskategorier og forurensningsstoffer som er av spesiell betydning for forurensningsbildet i det gitte studieområdet. Prosentfordelingen er benyttet for å fremstille relative forskjeller for forurensningsproduksjon for de ulike arealbrukskategoriene, og 100 % representerer total konsentrasjon av de ulike forurensningsstoffene.

## 4.2 Verdier for modellevaluering

De simulerte forurensningskonsentrasjonene som beregnes i modellen i steg 5 (delkapittel 3.9) er vist i Tabell 4.1. Verdiene representerer målte konsentrasjoner ved utløpet av Langvannet ved simulering uten noen tiltak. I tillegg inkluderes målte konsentrasjoner for noen tungmetaller som er undersøkt i Langvannet. Disse verdiene ble målt i 2010 og 2018, og er hentet fra Bækken & Haugen (2012), og Saunes mfl. (2018). Fra tabellen kommer det frem at konsentrasjonene fra simuleringene er betydelig høyere sammenlignet med målte konsentrasjoner.

Tabell 4.1. Oversikt over forurensningskonsentrasjoner ved utløpet til resipienten i modellen for simulering som ble utført uten tiltak.

Forurensningsstoff	Forurensningskonsentrasjoner (µg/L)		
	Simulering	Målte verdier 2018	Målte verdier 2010
SS	6 544		
Bly	1 346	0,175	0,279
Kobber	2 491	4,10	1,08
Sink	10 503	5,05	4,38
Kadmium	56,1	0,00650	0,0140
Krom	762	0,100	0,100
Nikkel	757	1,20	0,510
Kvikksølv	5,06		
PAH16	74,6		
BaP	5,28		
PCB7	6,04		

Tabell 4.2 viser beregnet forurensningsforhold mellom de målte forurensningskonsentrasjonene i resipienten i nedbørsfeltet og de simulerte forurensningsmengdene. Forholdet er vist som prosentandeler, der simulert forurensningsmengde representerer 100 %. De målte forurensningskonsentrasjonene er oppført som en andel av denne prosenten. For tungmetallene som ble målt i 2018, har kobber og nikkel størst prosentmessig avvik sammenliknet med simulerte konsentrasjoner. Også sink skiller seg ut sammenlignet med de resterende tungmetallene. For målingene gjennomført i 2010, er også avviket størst for kobber, nikkel og sink. De beregnede forholdene viser imidlertid større variasjon mellom de ulike stoffene som er vurdert.

Tabell 4.2. Beregnede prosentandeler mellom konsentrasjoner fra simuleringer og målte konsentrasjoner.. Prosentandelene er beregnet basert på verdier oppgitt i litteratur, og oppførte årstall henviser til årstallet forurensningskonsentrasjonene er målt. Konsentrasjonen fra simuleringene brukes som 100% for de ulike stoffene. De målte forurensningskonsentrasjonene er oppført som prosentandel miljøgiftene utgjør av simulert konsentrasjon. Hvit farge representerer lave forholdstall og mørk rød farge angir høye forholdstall.

Forurensningsstoff	Forurensningsforhold (%)		
	Simulering	2018	2010
SS	100 %		
Bly	100 %	0,013 %	0,021 %
Kobber	100 %	0,165 %	0,043 %
Sink	100 %	0,048 %	0,042 %
Kadmium	100 %	0,012 %	0,025 %
Krom	100 %	0,013 %	0,013 %
Nikkel	100 %	0,158 %	0,067 %
Kvikksølv	100 %		
PAH16	100 %		
BaP	100 %		
PCB7	100 %		

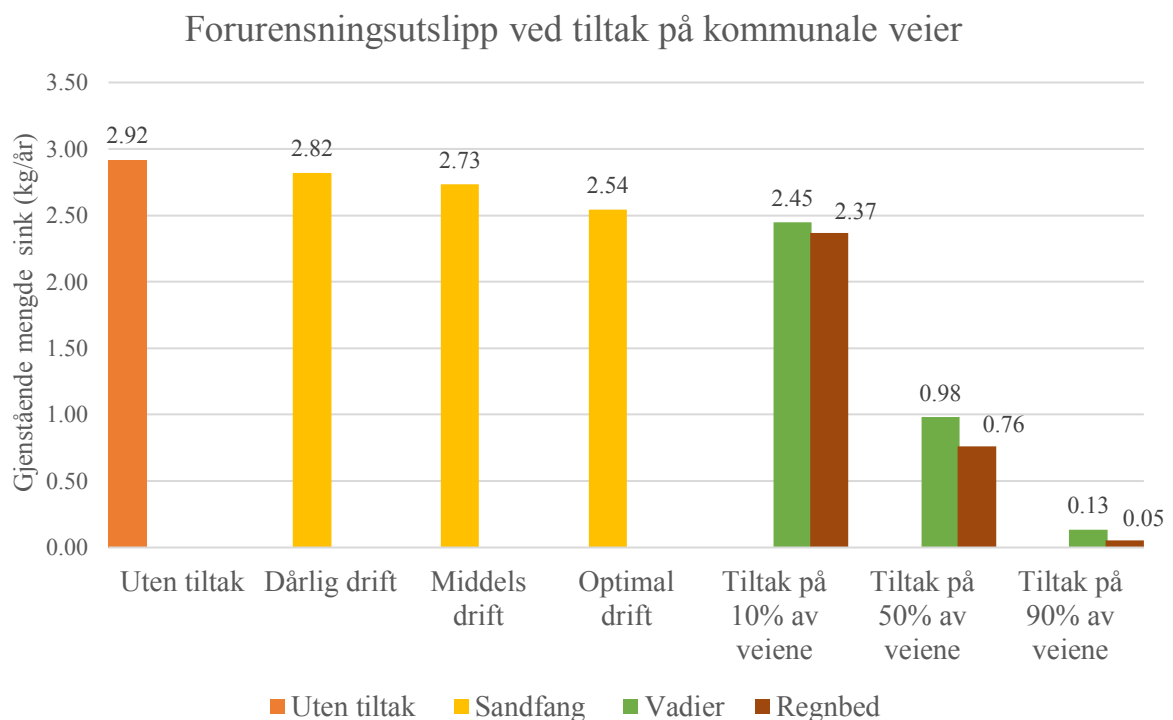
### 4.3 Resultater fra utførte simuleringer

I dette kapitlet fremstilles resultatene fra de utførte simuleringene med inndeling etter hvor ulike tiltak er plassert. Enkle simuleringer med tiltak plassert på kommunale veier, ulike boligområder, samt industriområder fremstilles for seg selv. I tillegg fremstilles resultater fra simuleringene der flere tiltak er tatt i bruk på ulike typeområder. Disse sammenliknes med forurensningsproduksjonen i nedbørsfeltet totalt sett. Generelt viser resultatene at reduksjon i forurensningsmengde som følge av simulerte tiltak i nedbørsfeltet, er svært begrenset. Dette kan ses i Tabell F1 (Vedlegg F), som viser gjenstående mengde forurensningskonsentrasjoner for de utførte simuleringene. En generell trend er at arealbrukskategorier med høy forurensningsproduksjon oppnår bedre renseeffekt som resultat av at en prosentverdi fjernes. Videre viser resultatene at tiltak kreves på en betydelig andel av typeområdene for å oppnå en vesentlig fjerningsgrad.

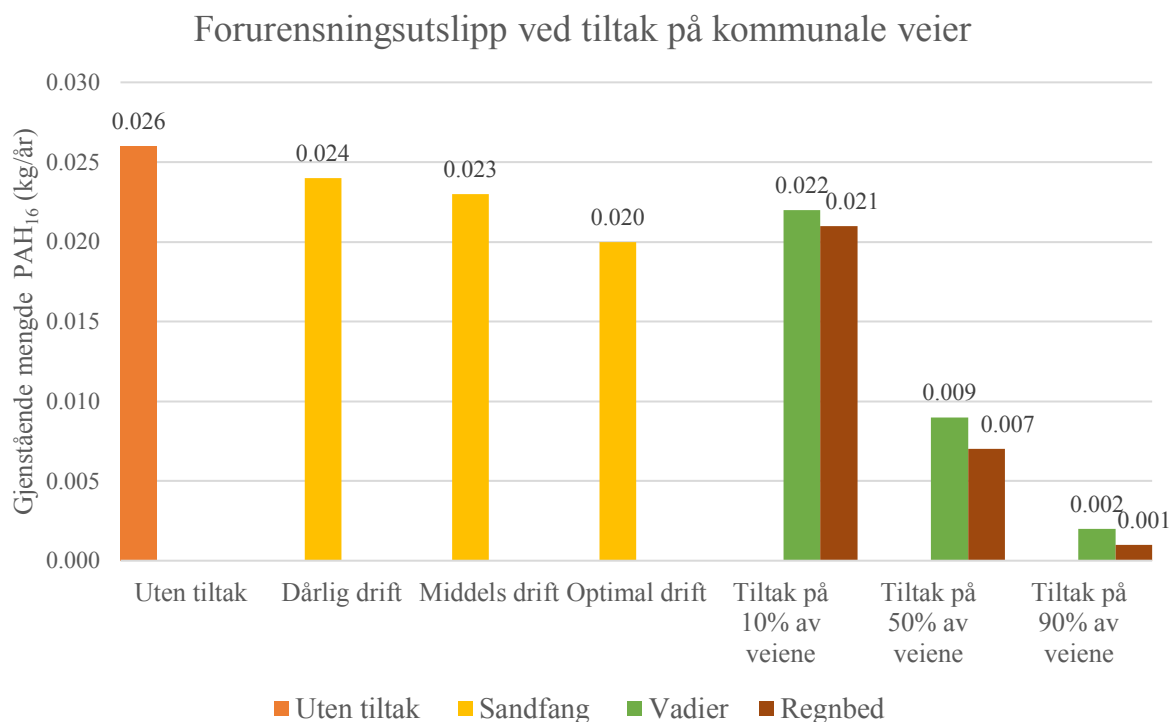
#### 4.3.1 Kommunale veier med overvannstiltak

De kommunale veiene i det gitte studieområdet består i hovedsak av veier med ÅDT på 1 - 5 000. Dette er i motsetning til veier med ÅDT på over 25 000, der ingen er registrert som kommunale. Figur 4.4 og Figur 4.5 viser gjenstående forurensningsmengde (kg/år) for hhv.

sink og PAH<sub>16</sub> ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet ved implementering av regnbed, vadier og sandfang på kommunale veier. I tillegg er den opprinnelige forurensningsmengden fra simulering uten overvannstiltak på veiene inkludert som referanse. Fra figurene fremkommer det at fjerningsgraden av både sink og PAH<sub>16</sub> utgjør liten til ingen forskjell i modellen når sandfang tilknyttes kommunale veier. Heller ikke LOD-tiltak på 10 % av veiene gir betydelige renseeffekter, og oppnår maksimalt 19 % reduksjon i forurensningsmengde (kg/år). Ved implementering av LOD-tiltak på 50 % av de kommunale veiene vil imidlertid forurensningsmengden av både sink og PAH<sub>16</sub> reduseres med 65-74 %. Også LOD-tiltak på 90 % av de kommunale veiene gir vesentlig renseeffekt, der opptil 98 % av forurensningsmengden kan fjernes for sink.



*Figur 4.4. Modellert mengde sink (kg/år) som slippes ut ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet. Forurensningsutslippet representerer gjenstående mengde sink etter at ulike overvannstiltak er inkludert på kommunale veier. Simuleringen definert som «uten tiltak» representerer den totale forurensningsproduksjonen fra kommunale veier i modellen i ArcGIS Pro. Denne brukes som en referansesituasjon. Simuleringene med sandfang er inndelt etter type drift. Prosentene oppgitt for vadier og regnbed angir hvor stor andel av veiene som håndterer overvannet ved hjelp av LOD-tiltakene.*



Figur 4.5. Modellert mengde PAH<sub>16</sub> (kg/år) som slippes ut ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet. Forurensningsutslippet representerer gjenstående mengde PAH<sub>16</sub> etter at ulike overvannstiltak er inkludert på kommunale veier. Simuleringen definert som «uten tiltak» representerer den totale forurensningsproduksjonen fra kommunale veier i modellen i ArcGIS Pro. Denne brukes som en referansesituasjon. Simuleringene med sandfang er inndelt etter type drift. Prosentene oppgitt for vadier og regnbed angir hvor stor andel av veiene som håndterer overvannet ved hjelp av LOD-tiltakene.

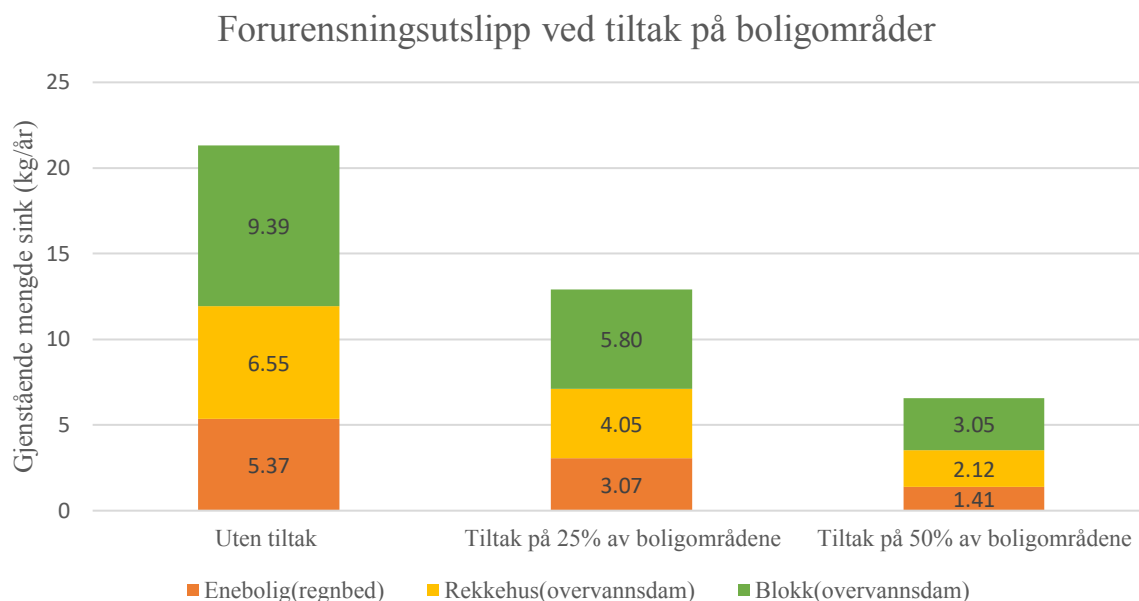
Figur 4.6 viser et eksempel på hvordan forurensningsfordelingen vil se ut ved implementering av tiltak i ArcGIS Pro. I figuren fremstilles simuleringen med middels driftede sandfang, i tillegg til simuleringen med regnbed på 50 % av veiene. For å best mulig kunne sammenlikne simuleringene er det brukt samme intervall på symbolforklaringen til modellert forurensningsutslipp for begge simuleringene. Simuleringen utført med sandfang har dårligere renseeffekt, som kommer frem ved at flere rasterceller for forurensning vises, i tillegg til at cellenes farger blir mørkere.



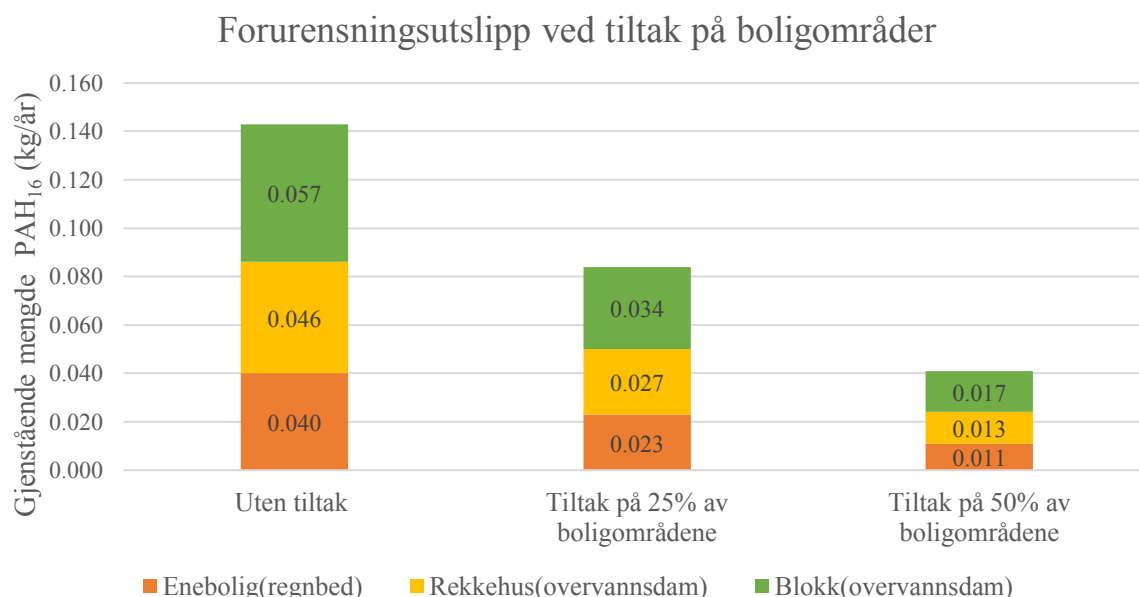
Figur 4.6. Utsnitt fra ArcGIS Pro som viser forurensningsrasteret for sink ved utførte simuleringer med tiltak på kommunale veier. Simuleringen som ble utført med sandfang (middels drift) er vist til venstre i figuren. Til høyre i figuren brukes regnbed som tiltak på 50 % av de kommunale veiene. Symbolforklaringen til venstre viser inndelingen av modellert mengde sink (mg/år) som slippes ut, hvor samme inndeling er brukt for begge simuleringene. Dette medfører at flere rasterceller inkluderes ved høyere forurensningsproduksjon, i tillegg til at fargen på cellene blir mørkere.

#### 4.3.2 Boligområder med overvannstiltak

Figur 4.7 og Figur 4.8 viser gjenstående forurensningsmengde (kg/år) for hhv. sink og PAH<sub>16</sub> ved utløpet til resipienten i studieområdet, fra simuleringer der LOD-tiltak er implementert på ulike boligområder. Her benyttes regnbed på eneboligområder, og overvannsdammer på blokk- og rekkehusområder. Tiltakene sammenlignes med en referansesituasjon hvor det antas ingen fungerende tiltak på boligområdene. Fra figurene kommer det frem at forurensningsmengden av både sink og PAH<sub>16</sub> er betydelig høyere for blokkområder sammenliknet med både rekkehus- og eneboligområder. Ved å sammenlikne den totale fjerningsgraden for boligområdene, vil tiltak på blokkområder gi størst renseeffekt. Dette indikerer at en økt reduksjon i mengde forurensning oppnås dersom forurensningsproduksjonen i utgangspunktet er høy. Figurene viser at tiltak på en fjerdedel på boligområdene gir en total fjerningsgrad på omtrent 40 % for sink og PAH<sub>16</sub>. Ved implementering av tiltak på halvparten av boligområdene fjernes ytterligere 30 % av forurensningen.



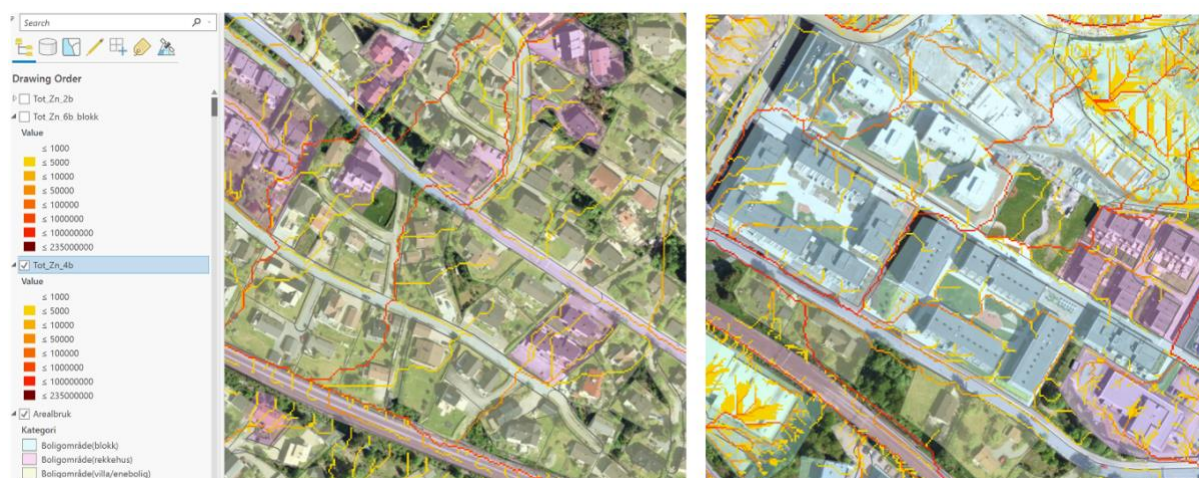
Figur 4.7. Modellert mengde sink (kg/år) som slippes ut ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet. Forurensningsutslippet representerer gjenstående mengde sink etter at ulike overvannstiltak er inkludert på ulike boligområder. Simuleringen definert som «uten tiltak» representerer den samlede forurensningsproduksjonen fra blokk-, enebolig- og rekkehusområder. Denne brukes som en referansesituasjon. Videre vises forurensningsutslippet fra hver boligkategori i hver sin farge for både referansesituasjonen og for simuleringene med tiltak.



Figur 4.8. Modellert mengde PAH<sub>16</sub> (kg/år) som slippes ut ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet. Forurensningsutslippet representerer gjenstående mengde PAH<sub>16</sub> etter at ulike overvannstiltak er inkludert på ulike boligområder. Simuleringen definert som «uten tiltak» representerer den samlede forurensningsproduksjonen fra blokk-, enebolig- og rekkehusområder. Denne brukes som en referansesituasjon. Videre vises forurensningsutslippet fra hver boligkategori i hver sin farge for både referansesituasjonen og for simuleringene med tiltak.



Figur 4.9 viser et eksempel fra ArcGIS Pro på hvordan forurensningsfordelingen til sink ser ut ved implementering av tiltak på 50 % av enebolig- og blokkområder.



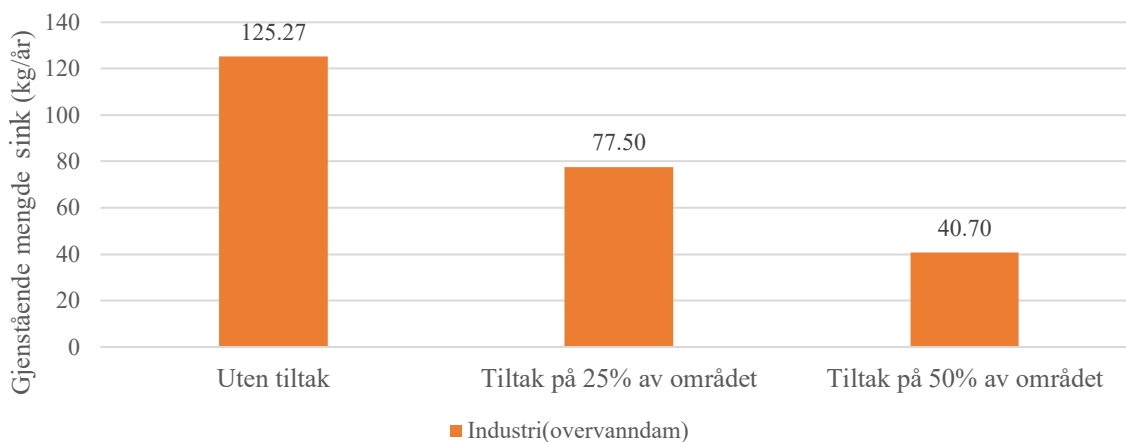
Figur 4.9. Utsnitt fra ArcGIS Pro som viser forurensningsrasteret for sink ved utførte simuleringer med tiltak på eneboligområder blokkbebyggelse.. Til venstre i figuren vises simuleringen som ble utført med regnbed på 50 % av eneboligområdene og til høyre vises resultatet av overvannsdam som tiltak på 50 % av blokkområdene. Symbolforklaringen til venstre viser inndelingen av modellert mengde sink (mg/år) som slippes ut. I områder med mørkere farge på skalaen, vil det være større mengde akkumulert sink.

### 4.3.3 Industriområder med overvannstiltak

Figur 4.10 og Figur 4.11 viser gjenstående forurensningsmengde for hhv. sink og PAH<sub>16</sub> ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet, ved implementering av overvannsdammer på industriområder. I tillegg inkluderes en referansesituasjon for sammenlikningsgrunnlag, hvor det antas ingen fungerende tiltak på industriområder. Figur 4.10 viser at industriområder bidrar til betydelig høy forurensningsproduksjon av sink, og derfor oppnår en relativt høy renseeffekt. Figurene indikerer at tiltak på en fjerdedel av industriområdene oppnår en fjerningsgrad på rundt 40 % av sink og PAH<sub>16</sub>. Dersom andelen industriområder med overvannstiltak doubles, oppnås en ytterligere fjerningsgrad på omtrent 30 %.

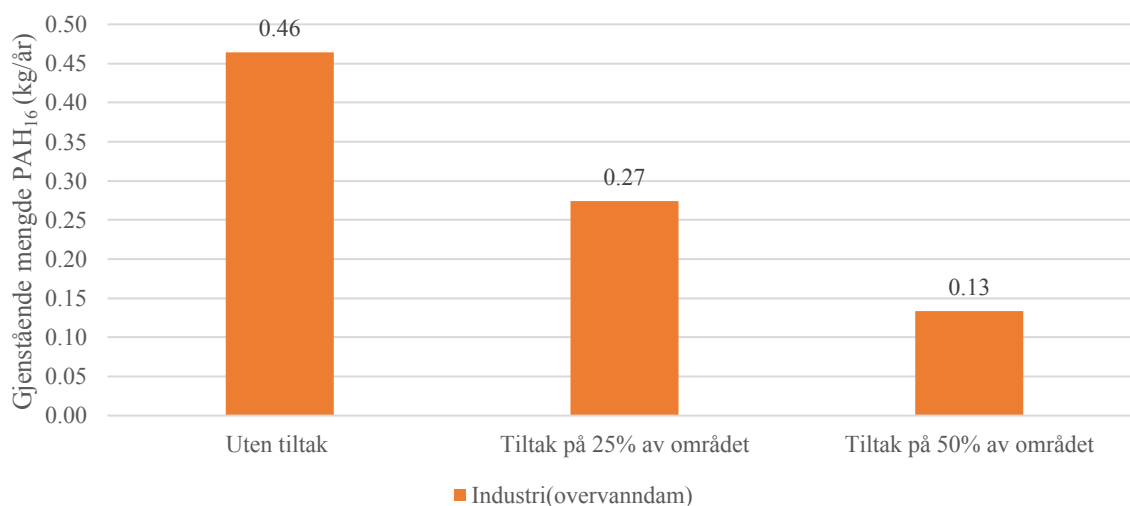


### Forurensningsutslipp ved tiltak på industriområder



Figur 4.10. Modellert mengde sink (kg/år) som slippes ut ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet. Forurensningsutslippet representerer gjenstående mengde sink etter implementering av overvannsdam på industriområder. Simuleringen definert som «uten tiltak» representerer den totale forurensningsproduksjonen fra industriområder. Denne brukes som en referansesituasjon. Oppgitte prosenter for angir hvor stor andel av industriområdene som har tiltaket implementert.

### Forurensningsutslipp ved tiltak på industriområder



Figur 4.11. Modellert mengde PAH<sub>16</sub> (kg/år) som slippes ut ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet. Forurensningsutslippet representerer gjenstående mengde PAH<sub>16</sub> etter implementering av overvannsdam på industriområder. Simuleringen definert som «uten tiltak» representerer den totale forurensningsproduksjonen fra industriområder. Denne brukes som en referansesituasjon. Oppgitte prosenter for angir hvor stor andel av industriområdene som har tiltaket implementert.

Figur 4.12 viser et eksempel fra ArcGIS Pro på hvordan forurensningsrasteret endres som følge av implementering av tiltak på industriområder. Fra figuren er det mulig å se at det akkumuleres mer forurensning i tilfellet uten tiltak sammenliknet med et scenario med overvannsdammer. Dette kommer frem ved at flere rasterceller vises, samt at disse cellene blir mørkere.



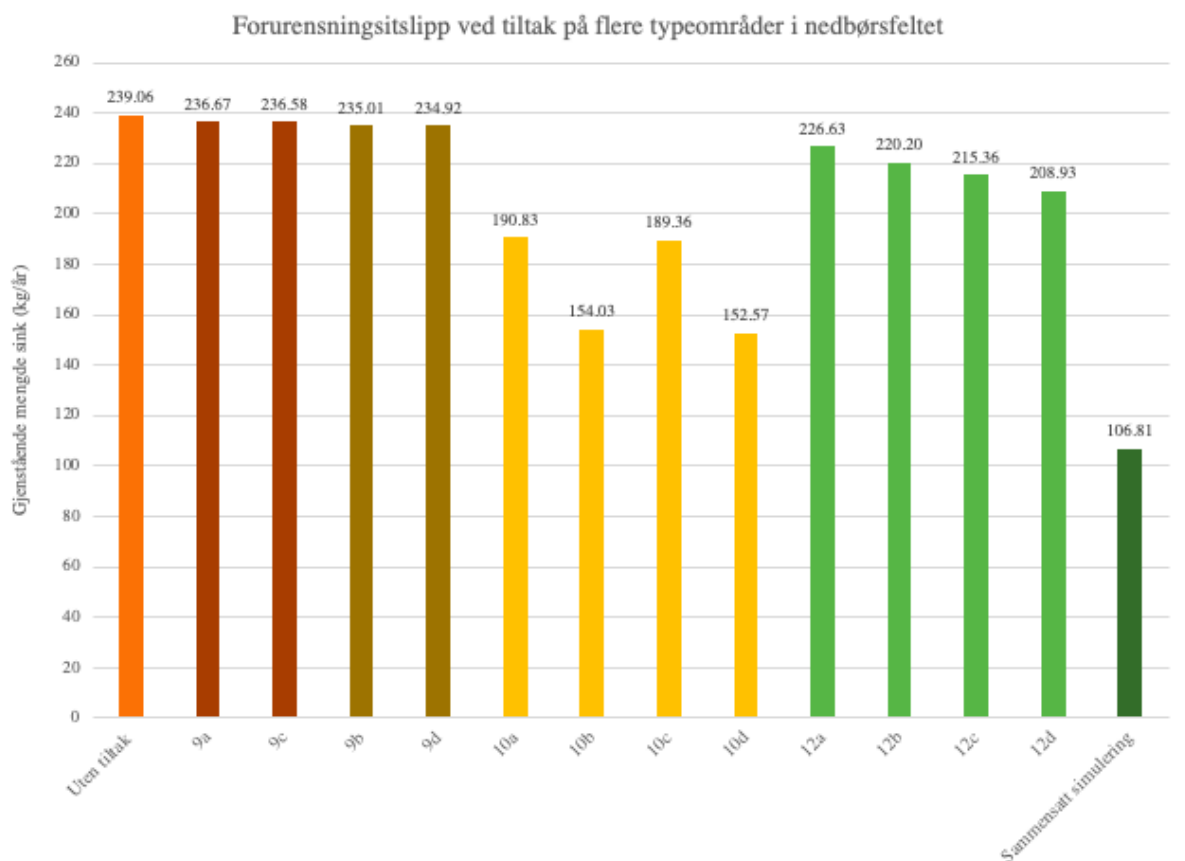
Figur 4.12. Utsnitt fra ArcGIS Pro som viser forurensningsrasteret for sink ved utførte simuleringer med tiltak på industriområder. Til venstre i figuren vises simuleringen som ble utført uten noen fungerende tiltak i nedbørsfeltet. Til høyre i figuren brukes overvannsdam som tiltak på 50% av industriområdene. Symbolforklaringen til venstre viser inndelingen av modellert mengde sink (mg/år) som slippes ut. Mørkere farge indikerer høyere mengde akkumulert sink, i tillegg til at flere rasterceller vises i områder med større forurensningsproduksjon.

#### 4.3.4 Kombinerte overvannstiltak

Figur 4.13 og Figur 4.14 viser gjenstående forurensningsmengde (kg/år) av hhv. sink og PAH<sub>16</sub> ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet, der to tiltak er implementert på to ulike typeområder. De ulike kombinasjonene sammenliknes med en referansesituasjon der ingen fungerende tiltak inngår i nedbørsfeltet. Videre inkluderes en simulering der flere tiltak er implementert på ulike typeområder i nedbørsfeltet for ytterligere sammenlikningsgrunnlag. Simuleringen henvises til som sammensatt simulering. Denne simuleringen omfatter overvannsdammer på 50 % av industriområder, blokk- og rekkehusområder, samt regnbed på 90 % av veier, 50 % av enebolig- og sentrumsområder, og vadier på 50 % av parkeringsplasser. Fra figurene kommer det frem at implementering av overvannstiltak i noen typeområder har liten innvirkning på fjernet forurensningsmengde (kg/år) sett i sammenheng med forurensningsproduksjonen i hele nedbørsfeltet.

Figur 4.13 indikerer at implementering av LOD-tiltak på industriområder og kommunale veier er eneste tiltakskombinasjon som utgjør en betydelig forskjell på fjernet mengde sink. Her

oppnås en fjerningsgrad på mellom 20,8 % og 36 % i nedbørsfeltet. For de resterende simuleringene med ulike tiltakskombinasjoner, varierer fjerningsgraden av sink med mellom 1 % og 12,6 %. Den sammensatte simuleringen oppnår en fjerningsgrad på 56 % for sink. Fjerningsgraden av PAH<sub>16</sub> fremstilles i Figur 4.14, der den sammensatte simuleringen oppnår en fjerning på 52 %. Videre vil regnbed og vadier på hhv. sentrumsområder og parkeringsplasser gi renseeffekter på mellom 7 % og 25 %, mens vadier og overvannsdammer på hhv. kommunale veier og industriområder resulterer i fjerningsgrad på mellom 11,5 % og 20,5 %.



9a: Sandfang(dårlig drift) + 25% enebolig med regnbed

9b: Sandfang(middels drift) + 25% enebolig med regnbed

9c: Sandfang(dårlig drift) + 50% enebolig med regnbed

9d: Sandfang(middels drift) + 50% enebolig med regnbed

10a: 10% av vei med vadier + 25% av industri med overvannsdam

10b: 10% av vei med vadier + 50% av industri med overvannsdam

10c: 50% av vei med vadier + 25% av industri med overvannsdam

10d: 50% av veier med vadier + 50% av industri med overvannsdam

12a: 10% av parkering med vadier + 25% sentrum med regnbed

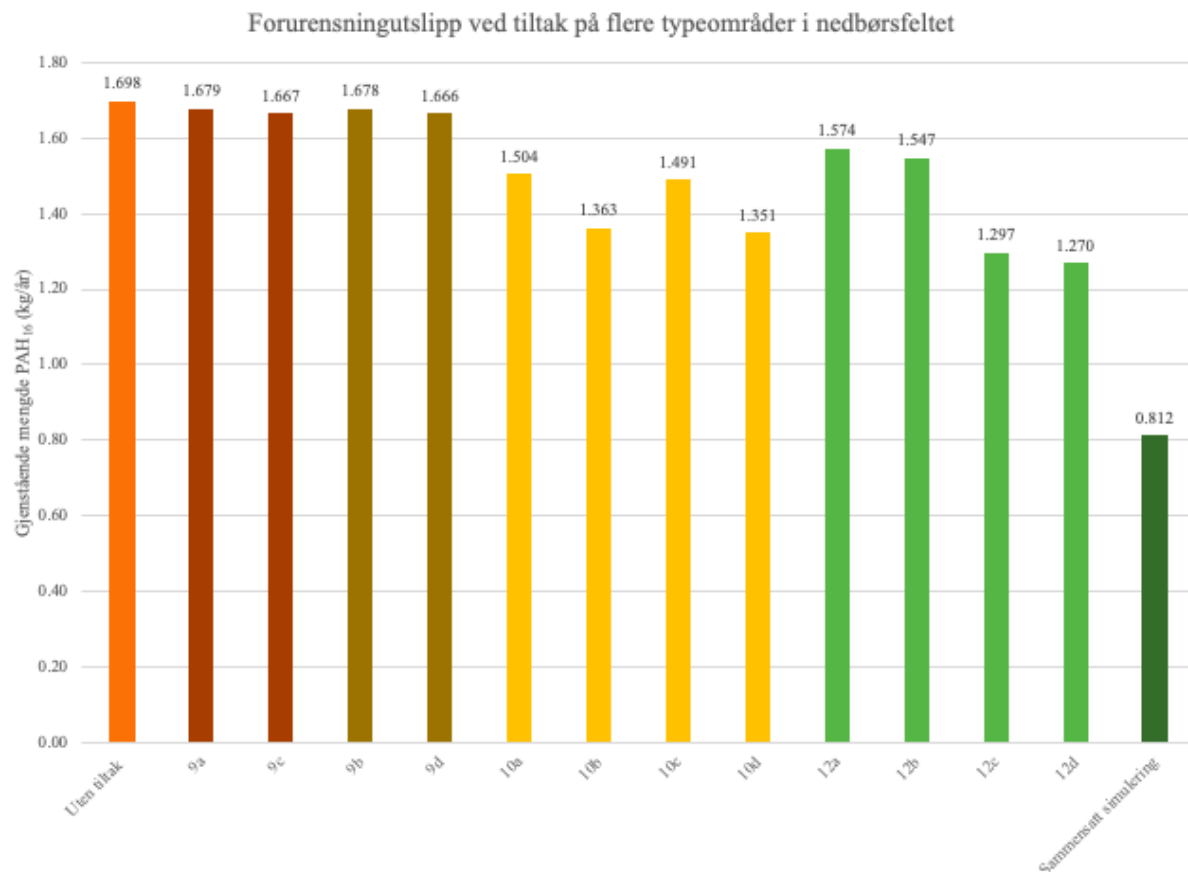
12b: 10% av parkering med vadier + 50% sentrum med regnbed

12c: 50% av parkering med vadier + 25% sentrum med regnbed

12 d: 50% av parkering med vadier + 50% av sentrum med regnbed

Samensatt løsning: 90% av vei med regnbed, 50% av blokk, rekkehus og industri med overvannsdam, 50% av sentrum og enebolig med regnbed og 50% av parkeringsplassene med vadier

Figur 4.13. Modellert mengde sink (kg/år) som slippes ut ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet. Forurensningsutslippet representerer gjenstående mengde sink etter implementering av overvannstiltak på flere typeområder i nedbørsfeltet. Simuleringen definert som «uten tiltak» representerer den totale forurensningsproduksjonen fra nedbørsfeltet. Denne brukes som en referansesituasjon. Den sammensatte simuleringen inkluderer overvannsdammer på 50 % av industri- og blokkområder, samt regnbed på 90 % av veier, 50 % av enebolig- og sentrumsområder med regnbed, og 50% av parkeringsplassene med vadier.



9a: Sandfang(dårlig drift) + 25% enebolig med regnbed

9b: Sandfang(middels drift) + 25% enebolig med regnbed

9c: Sandfang(dårlig drift) + 50% enebolig med regnbed

9d: Sandfang(middels drift) + 50% enebolig med regnbed

10a: 10% av vei med vadier + 25% av industri med overvannsdam

10b: 10% av vei med vadier + 50% av industri med overvannsdam

10c: 50% av vei med vadier + 25% av industri med overvannsdam

10d: 50% av veier med vadier + 50% av industri med overvannsdam

12a: 10% av parkering med vadier + 25% sentrum med regnbed

12b: 10% av parkering med vadier + 50% sentrum med regnbed

12c: 50% av parkering med vadier + 25% sentrum med regnbed

12 d: 50% av parkering med vadier + 50% av sentrum med regnbed

Samensatt løsning: 90% av vei med regnbed, 50% av blokk, rekkehus og industri med overvannsdam, 50% av sentrum og enebolig med regnbed og 50% av parkeringsplassene med vadier

Figur 4.14. Modellert mengde PAH<sub>16</sub> (kg/år) som slippes ut ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet. Forurensningsutslippet representerer gjenstående mengde PAH<sub>16</sub> etter implementering av overvannstiltak på flere typeområder i nedbørsfeltet. Simuleringen definert som «uten tiltak» representerer den totale forurensningsproduksjonen fra nedbørsfeltet. Denne brukes som en referansesituasjon. Den sammensatte simuleringen inkluderer overvannsdammer på 50 % av industri- og blokkområder, samt regnbed på 90 % av veier, 50 % av enebolig- og sentrumsområder med regnbed, og 50% av parkeringsplassene med vadier.

I Figur 4.15 fremstilles forurensningsfordelingen for kombinerte tiltak med et eksempel fra ArcGIS Pro. Her inkluderes simuleringen uten noen fungerende tiltak i nedbørsfeltet, i tillegg til den sammensatte simuleringen. Figuren viser at det akkumuleres mer forurensning i tilfellet uten tiltak sammenliknet med den sammensatte simuleringen. Dette ettersom flere rasterceller fremstilles ved høyere forurensningsproduksjon, i tillegg til at cellenes farge blir mørkere ved høyere andel akkumulert forurensning.



Figur 4.15. Utsnitt fra ArcGIS Pro som viser forurensningsrasteret for sink ved utførte simuleringer med ulike tiltakskombinasjoner plassert i nedbørsfeltet. Til venstre i figuren vises simuleringen som ble utført uten noen fungerende tiltak i nedbørsfeltet. Til høyre i figuren vises simuleringen som ble gjort ved den sammensatte løsningen. Symbolforklaringen til venstre viser inndelingen av modellert mengde sink (mg/år) som slippes ut.

#### 4.4 Beregnet kilopris for forurensning

Tabell 4.3 og Tabell 4.4 fremstiller beregnede verdier for å vurdere kostnad og nytte av de ulike simuleringene, inndelt i hhv. enkle tiltak og kombinerte tiltak. Her inngår total forurensningsmengde som fjernes for de ulike simuleringene, samt tilhørende kostnader for investering og drift for å oppnå simuleringens renseeffekt. Videre inngår beregnet kilopris for fjerning av sammenlagt forurensningsmengde i de ulike simuleringene. Oppførte kostnader er prisjustert for mars 2020. Utregnede verdier for arealbehov som ligger til grunn for kostnadsberegningene, er vist i Tabell G1 (Vedlegg G). Totalkostnad gjennom tiltakenes antatte levetid oppgis for både investering og drift, i tillegg til årlige kostnader for drift. Fjernet forurensningsmengde som oppnås ved simuleringer med 100 % tiltak på ulike typeområder tilsvarer den totale forurensningsproduksjonen for typeområdet. Disse simuleringene ble derfor inkludert for å representere fjerningsgrad og kostnader dersom den totale forurensningsmengden tilknyttet et typeområde fjernes. Disse inkluderes som sammenlikningsgrunnlag. Den oppførte kiloprisen for de ulike simuleringene representerer forholdet mellom total forurensningsproduksjon og beregnet totalkostnad.

Fra Tabell 4.3 kommer det frem at vadier og regnbed fjerner en betydelig større andel av forurensningsproduksjonen fra kommunale veier sammenliknet med sandfang. Sett i sammenheng med investerings- og driftskostnader, vil fjerning av total forurensningsmengde ha en betydelig høyere kilopris for sandfang sammenliknet med LOD-tiltakene. Videre vil overvannsdammer ha en betraktelig høyere effekt ved implementering i typeområder der forurensningsproduksjonen i utgangspunktet er høy. Dette kommer frem ved å sammenlikne oppførte fjerningsgrader, kostnader og kilopriser for industriområder og boligområder med overvannsdammer. Videre viser tabellen at eneboliger med regnbed har en spesielt høy kilopris sammenliknet med samtlige simuleringer. Dette forklares med relativt lav fjerningsgrad av forurensninger sammenliknet med investerings- og driftskostnader.

Tabell 4.3. Beregnet kilopris for fjerning av forurensning for oppgitte simuleringer der et overvannstiltak er implementert på et typeområde. Total kilopris indikerer total kostnader for å fjerne total forurensningsproduksjon. Årlig kilopris representerer den beregnede årlige kostnaden for årlig fjerning av forurensninger basert på tiltakets totale levetid.

Simulering	Fjernet forurensningsmengde (kg/år)	Total investeringskostnad (kr)	Årlig driftskostnad (kr/år)	Total driftskostnad (kr)	Sammenlagt total kilopris
Sandfang, kommunale veier, optimal drift	3 929	3 728 000	275 916	13 795 814	4 460
Sandfang, kommunale veier, middels drift	1 968	3 728 000	564 971	8 071 020	5 996
Sandfang, kommunale veier, dårlig drift	948	3 728 000	854 027	5 693 510	9 937
Vadier, kommunale veier (10 %)	2 565	2 268 854	25 209	1 008 380	1 278
Vadier, kommunale veier (50 %)	10 600	11 344 271	126 047	5 041 898	1 546
Vadier, kommunale veier (100 %)	15 701	22 688 543	252 095	10 083 797	2 087
Vadier, kommunale veier (90 %)	15 113	20 419 688	226 885	9 075 417	1 952
Regnbed, enebolig (25 %)	1 273	10 707 249	114 721	4 588 821	12 011
Regnbed, enebolig (50 %)	2 200	21 414 498	229 441	9 177 642	13 908
Regnbed, enebolig (100 %)	3 031	42 828 996	458 882	18 355 284	20 183
Regnbed, kommunale veier (10 %)	2 847	3 529 329	37 814	1 512 570	1 771
Regnbed, kommunale veier (50 %)	11 385	17 646 644	189 071	7 562 848	2 214
Regnbed, kommunale veier (100 %)	15 701	35 293 288	378 142	15 125 695	3 211
Regnbed, kommunale veier (90 %)	15 396	31 763 960	340 328	13 613 126	2 947
Overvannsdam, blokk (25 %)	2 697	7 718 149	207 796	8 311 852	5 943
Overvannsdam, blokk (50 %)	4 694	15 436 297	415 593	16 623 705	6 830
Overvannsdam, blokk (100 %)	6 586	30 872 594	831 185	33 247 409	9 736
Overvannsdam, industri (25 %)	19 050	38 641 587	1 040 350	41 614 016	4 213
Overvannsdam, industri (50 %)	33 183	77 283 173	2 080 701	83 228 033	4 837
Overvannsdam, rekkehus (25 %)	1 426	12 695 970	341 815	13 672 583	18 485
Overvannsdam, rekkehus (50 %)	2 480	25 391 940	683 629	27 345 166	21 264
Overvannsdam, rekkehus (100 %)	3 479	50 783 879	1 367 258	54 690 331	30 320



For de kombinerte simuleringene fremstilt i Tabell 4.4, fjernes størst forurensningsmengde ved vadier på kommunale veier og overvannsdammer på industriområder. De tilhørende totale kostnadene for investering og drift er imidlertid relativt høye for samme simuleringer. Simuleringene med flere tiltak som tilsynelatende kommer best ut med tanke på kostnad av fjernet forurensningsmengde, er sentrumsområder og parkeringsplasser med hhv. regnbed og vadier. Disse simuleringene har relativt høy fjerningsgrad av forurensninger, i tillegg til at investerings- og driftskostnader er relativt lave.

Tabell 4.4. Beregnet kilopris for fjerning av forurensningsproduksjon for simuleringene bestående av kombinerte tiltak på ulike arealbruksområder. Kostnadene er inndelt i total kilopris og årlig kilopris. Førstnevnte representerer totalkostnader for å fjerne forurensningskonsentrasjoner, og årlig kilopris er beregnet årlig kostnad for fjerning av årlig forurensningsproduksjon basert på tiltakets totale levetid.

Simulering	Fjernet forurensningsmengde (kg/år)	Total investeringskostnad (kr)	Årlig driftskostnad (kr/år)	Total driftskostnad (kr)	Sammenlagt total kilopris
Sandfang (kommunale veier, dårlig drift), regnbed (enebolig, 25 %)	2 215	14 435 249	968 747	38 749 883	26 250
Sandfang (kommunale veier, middels drift), regnbed (enebolig, 25 %)	3 234	14 435 249	679 692	27 187 677	13 943
Sandfang (kommunale veier, dårlig drift), regnbed (enebolig, 50 %)	3 141	25 142 498	1 083 468	43 338 704	23 565
Sandfang (kommunale veier, middels drift), regnbed (enebolig, 50 %)	4 161	25 142 498	794 412	31 776 498	14 656
Vadier (kommunale veier, 10 %), overvannsdam (industri, 25 %)	21 608	40 910 441	1 065 560	42 622 396	4 118
Vadier (kommunale veier, 10 %), overvannsdam (industri, 50 %)	35 741	79 552 028	2 105 910	84 236 412	4 884
Vadier (kommunale veier, 50 %), overvannsdam (industri, 25 %)	29 643	49 985 858	1 166 398	46 655 915	3 461
Vadier (kommunale veier, 50 %), overvannsdam (industri, 50 %)	43 776	88 627 445	2 206 748	88 269 931	4 299
Regnbed (sentrum, 25 %), vadier (parkering, 10 %)	9 878	569 275	6 129	245 143	86
Regnbed (sentrum, 50 %), vadier (parkering, 10 %)	14 427	1 064 975	11 440	457 586	110
Regnbed (sentrum, 25 %), vadier (parkering, 50 %)	21 344	863 572	9 399	375 941	60
Regnbed (sentrum, 50 %), vadier (parkering, 50 %)	25 894	1 359 272	14 710	588 385	78
Sammensatt simulering	87 839	238 421 204	5 130 878	205 235 137	5 349

## 5 Diskusjon

I dette kapittelet diskuteres funnene fra simuleringene gjennomført i metoden i lys av målene som er satt for masteroppgaven. Videre gjennomgås alle forenklinger og antagelser som inngår i oppgaven.

### 5.1 Generelle betraktninger

Målet med denne masteroppgaven var å vurdere muligheten for å benytte avrenning fra tette flater sammen med forurensningsmengde, for å videre kartlegge egnede overvannstiltak som kan implementeres i et nedbørsfelt. Metoden som fremlegges kan videreutvikles til å fungere som et overordnet planleggingsverktøy for valg av ulike overvannstiltak, til bruk for kommuner og andre planleggere. Eksempelvis ved utforming av kommunedelplaner eller planer for områderegulering. En avgrensning gjort ved fremstilling av metoden var å ikke inkludere sårbarhetsanalyse knyttet til resipienten i studieområdet. Ved videreutvikling av den fremstilte metoden, kan det imidlertid være en fordel å inkorporere en slik analyse, for å kartlegge særskilte behov på lokalt nivå. Dette krever grundigere vurderinger av både forurensningsutslipp og kostnadsberegninger.

ArcGIS Pro ble benyttet i denne masteroppgaven på grunn av brukervennligheten til programmet. I tillegg muliggjør programmet å benytte terrengdata for å kartlegge fordelingen til ulike forurensningsstoffer, på grunn av innebygde hydrologiske verktøy. Den presenterte metoden er imidlertid kun testet på et eksempelområde. Ettersom et fokus rettes mot å utvikle et verktøy som kan benyttes på et overordnet nivå, ville utprøving på flere eksempelområder styrket oppgaven. Terrengdataen som ligger til grunn for simulert forurensningsfordeling er stedsspesifikk, som gjør det vanskelig å trekke generelle konklusjoner. Dersom tiden hadde strukket til, ville metoden blitt testet ut på flere områder.

Ved utførelse av den fremlagte metoden, ble en betydelig mengde data håndtert og lagt inn i modellen manuelt. Denne fremgangsmåten kan ha medført at den fremstilte modellen inneholder unøyaktige og feilaktige data som følge av definisjonsusikkerhet. Eksempelvis ble arealbruksfordelingen i nedbørsfeltet kartlagt og tegnet inn manuelt i kartfunksjonen til ArcGIS Pro. Også tilhørende parametere for forurensningsberegning ( $C$ ,  $A$ ,  $a$ , type ledningsnett, etc.) ble manuelt lagt inn for de ulike arealbrukskategoriene i arealbrukslagets attributtabell. Ved

videre bruk av denne metoden bør derfor muligheter for å automatisere denne fremgangsmåten undersøkes.

## **5.2 Evaluering av modell**

Verdiene for forurensningsmengde fra de gjennomførte simuleringene ga et overestimat sammenliknet med målte konsentrasjoner fra resipienten i nedbørsfeltet. Dette tydeliggjøres ved å sammenlikne konsentrasjonene i Tabell 4.1. Bruken av ArcGIS Pro medførte derfor et forenklet bilde av forurensningsforløpet i nedbørsfeltet. Programvaren baserer seg kun på områdets topografi og tar ikke hensyn til hydrauliske beregninger for verken ledningsnett eller på terrenget (Johansen & Moldekleiv, 2016). Forurensningsforløpet i studieområdet vil dermed i realiteten kompliseres av både infiltrasjon i grøntarealer, håndtering i ledningsnett, samt akkumulering av overvann i lavpunkter i terrenget. Dette kan være en årsak til vesentlig høyere verdier for simulert forurensningsutslipp ved utløpet til studieområdets resipient. Det antas derfor at bruken av ArcGIS Pro i seg selv medfører at simulert fordeling av de ulike forurensningsstoffene i modellen avviker fra den reelle situasjonen i nedbørsfeltet.

Simulerte verdier for forurensningsutslipp var ikke direkte sammenliknbare med målte verdier oppgitt i litteratur. Dette begrunnes med at funn i litteratur ikke har undersøkt forurensningskonsentrasjoner for alle miljøgiftene benyttet i denne oppgaven. En sammenlikning ble imidlertid utført for tungmetallene der det foreligger data på forurensningsnivåer i nedbørsfeltets resipient. Dette ble utført for å undersøke grunnlaget for å benytte funnene fra simuleringene, til å trekke konklusjoner. Beregnede forhold mellom simuleringer og målte verdier fra 2018 kan tyde på at tungmetallene representerer 0,13 % av simulerte konsentrasjoner. Dette gjaldt imidlertid ikke for kobber, nikkel og sink. Forholdstall beregnet for verdiene i 2010 viste dog ingen sammenheng. Det kan derfor diskuteres om sjablongverdiene gir et godt nok estimat på forurensningskonsentrasjoner. Resultatene ble allikevel benyttet for å betrakte relative forskjeller for de gjennomførte simuleringene. Det må påpekes at siden forholdstallene ikke viser en tydelig trend vil stoffene i varierende grad overestimeres.

## **5.3 Hovedfunn fra resultater**

De ulike typeområdene som benyttes i oppgaven kan være forbundet med høye forurensningskonsentrasjoner, men likevel bidra til lav forurensningsproduksjon i

nedbørsfeltet i sin helhet. Videre kan også typeområder som opptar en vesentlig andel av det totale arealet av nedbørsfeltet bidra med ubetydelige mengder forurensning i det totale nedbørsfeltet. Dette tydeliggjøres der sammenhengen mellom arealfordeling og tilhørende forurensningsfordeling fremstilles for de ulike typeområdene i studieområdet. Parkeringsplasser vil eksempelvis kun utgjøre 4 % av det totale arealet i nedbørsfeltet, men bidrar med 28 % av det totale forurensningsutslippet av PAH<sub>16</sub>. På den annen side utgjør eneboligområder 36 % av det totale arealet i nedbørsfeltet, men bidrar med 4 % av forurensningsutslippet til PAH<sub>16</sub>. Dette medførte at tiltak på eneboliger ble mindre utslagsgivende i nedbørsfeltet totalt sett. Både kategoriens totale areal i nedbørsfeltet, samt tilhørende andel tett areal og andel deltagende aktive tette flater, påvirker det totale forurensningsbildet. Dette viste viktigheten av å gjennomføre kritiske vurderinger av samtlige parametere som virker inn på forurensningsproduksjonen.

Et videre funn tydeliggjøres ved å sammenlikne Figur 4.2 og oppførte tabellverdier i Tabell 3.2. Sjablongverdiene som ble benyttet for forurensningskonsentrasjoner i oppgaven, indikerte at veier med høy ÅDT-verdi, industri-, sentrumsområder og parkeringsplasser bidro med størst mengde forurensning. I det valgte studieområdet kom det frem fra utførte simuleringer at de samme arealkategoriene og veier med lav ÅDT-verdi bidro med forurensning i størst grad. Veier med lav ÅDT skilte seg derfor ut etter hva som kunne forventes ved å utelukkende basere seg på sjablongverdiene. I dette nedbørsfeltet viste det seg også å være gunstig å sette inn tiltak på veier med lav ÅDT-verdi. Veier med lav ÅDT-verdi inngår som regel ikke ved utforming av rensekrav knyttet til overvann. Resultatene kan derfor benyttes som argument for at denne kategorien også bør tas i betraktning ved utforming av rensekrav knyttet til overvann. For å videre utforske dette, er en mulighet å kartlegge fordelingen til de ulike miljøgifter tilknyttet øvrige veier. Dette kan videre sammenliknes med tiltak på kommunale veier.

Generelt sett viste utførte simuleringer at implementerte tiltak ga en begrenset renseeffekt i studieområdet. I Figur 4.4 fremstilles effekten av overvannstiltak på kommunale veier for fjerning av sink. Figuren indikerte at LOD-tiltak måtte implementeres på minst 50 % av veiene for at fjernet forurensningsmengde skulle være av vesentlig betydning. Simulert effekt av sandfang ga videre svært begrenset renseeffekt uavhengig av drift. Også simuleringene med tiltakskombinasjoner indikerte at overvannstiltakene har liten effekt. Fra Figur 4.13 og Figur 4.14 kom det frem at den sammensatte simuleringen var den eneste simuleringen som oppnådde en betydelig fjerningsgrad av forurensningsmengde i nedbørsfeltet. Fjerningsgraden

for sink var i overkant av 50 %, sammenliknet med oppnådd fjerningsgrad på opp mot 36 % ved LOD-tiltak på industriområder og kommunale veier. Dette resultatet indikerer at en fordel hadde vært å inkorporere flere tiltak på ulike typeområder, for å oppnå et bedre sammenligningsgrunnlag i det totale nedbørsfeltet.

I den utarbeidede metoden ble forurensningsproduksjon for de ulike miljøgiftene beregnet hver for seg. Dette medførte at utslippet av de ulike miljøgiftene varierte for de ulike typeområdene. Dette bunner i varierende forurensningskonsentrasjoner for de ulike miljøgiftene i ulike typeområder, samt varierende oppnådd renseeffekt for de ulike LOD-tiltakene. I Figur 4.3 fremstilles fordelingen av arealbrukskategorier for de ulike miljøgiftene. Figuren gjorde det mulig å kartlegge hvordan de ulike arealbrukskategoriene bidro med varierende forurensningskonsentrasjoner for ulike miljøgifter. Basert på figuren var det dermed mulig å kartlegge hvilke arealbruk som var av størst betydning for å begrense forurensningsproduksjon for ulike miljøgifter.

Ved å sammenligne trendene vist i Figur 4.13 og Figur 4.14 tydeliggjøres effekten av variasjoner i miljøgiftenes konsentrasjoner. Her benyttes samme overvannstiltak, men simuleringene viser varierende forurensningsutslipp. For sink fjernes betydelige mengder forurensning ved LOD-tiltak på kommunale veier og industriområder. For PAH<sub>16</sub> er imidlertid simuleringer der LOD-tiltak inngår på 50 % av industriområder og 50 % av parkeringsplasser utslagsgivende. Disse resultatene kan dermed benyttes for å videre kartlegge hvilket LOD-tiltak som fungerer best for å fjerne spesifikke miljøgifter. Dette gjør det mulig å identifisere områder der spesifikke miljøgifter akkumuleres, som videre kan være en fordel for å kartlegge hvilket forurensningsbegrensende tiltak som bør benyttes i et specifikt område.

### ***5.3.1 Vurderinger av kostander og nytte***

Resultatene som fremkommer fra kostnad-nytte-analysen viste at tiltak med lav kilopris ikke nødvendigvis ga best fjerningsgrad. Kostnad-nytte-analysen fremstiller forholdet mellom fjernet forurensningsmengde og kostnader for både investering og drift for samtlige simuleringer. Denne vurderingen ga dermed kun et bilde på relative forhold mellom renseeffekt og kostnader for de ulike tiltakene. Noen simuleringer kom dermed godt ut i analysen på bakgrunn av relativt lave kostnader sammenliknet med oppnådd renseeffekt. Dette poenget tydeliggjøres der vadier og regnbed ble implementert på 90 % av de kommunale veiene i studieområdet. Totalkostnader tilknyttet vadier er lavere enn for regnbed. Til tross for at

regnbed oppnår en bedre fjerningsgrad, vil vadier derfor komme best ut i analysen grunnet kostnadene. Kostnadene for de ulike tiltakene representerte dermed større forskjeller enn forskjellene i fjerningsgrad. Fjerningsgrad av total forurensningsmengde kan veies opp mot betalingsvillighet for de ulike simuleringene.

Fra kostnad-nytte-analysen vil de enkle og kombinerte tiltakene som fjerner store mengder forurensning, i tillegg til å ha en lav kostnad, komme best ut. Simuleringene som fjerner store mengder forurensninger var imidlertid områder med høy forurensningsproduksjon i utgangspunktet, og som gjerne forårsakes en høy andel tett overflateareal, samt høy andel deltagende aktive tette flater. Ved implementering av overvannsdamper på 50 % av industriområdene i nedbørsfeltet, oppnås en årlig fjerningsgrad på nærmere 85 kg for sink. Dette krever imidlertid et totalt arealbehov på bortimot 5,3 ha. Videre kreves et totalt areal på i overkant av 1,1 ha for å implementere regnbed og vadier på 50 % av de kommunale veiene i nedbørsfeltet. Sammenliknes dette med bruken av sandfang, som i hovedsak opptar areal under bakken, kan dette være utslagsgivende på hvilket tiltak som velges i et område. Til tross for at LOD-tiltakene kom bedre ut enn sandfang med tanke på renseeffekt, er det ikke alltid realistisk å anlegge et tiltak som opptar et stort areal. Dersom sandfang er det eneste mulige valget, vil det derfor være mulig å kartlegge effekten av drift ved hjelp av den utførte kostnad-nytte-analysen. Her tydeliggjøres nytteverdien av god drift, med over dobbelt kilopris for fjerning av forurensninger fra optimal drift til dårlig drift.

Vurderingen av kostnader og nytte ga kun et overslag på kostnader for de ulike tiltakene. Når tiltakene anlegges kreves blant annet en vurdering av stedlige masser ved bruk av LOD-tiltak, og generelt sett vil bruk av materiale for anlegging av samtlige tiltak påvirke den totale prisen. Videre vil dimensjoneringskrav variere, som også har betydelig innvirkning på kostnadene. I tillegg ekskluderes tomtekostnader fra analysen, til tross for at disse kostnadene kan være av vesentlig betydning i urbane områder (Magnussen mfl., 2015). En mer omfattende kostnad-nytte-analyse kunne derfor styrket oppgaven. Verdier for LOD-tiltakene benyttet i masteroppgaven ble hentet fra samme litteratur, som gjorde det lettere å sammenlikne disse kostnadene. For sandfang ble imidlertid annen litteratur benyttet, i tillegg til at kostnadene ble justert for ulik grad av drift og vedlikehold. Dette medførte stor grad av usikkerhet tilknyttet sammenlikningen av simuleringenes kostnader. Utførelse av en kostnadsvurdering der samme betingelser ligger til grunn for beregning av verdier for samtlige overvannstiltak, kunne styrket kostnad-nytte-analysen.

## **5.4 Formelverk og nødvendige parametere**

For å avgjøre hvilke formelverk som skulle benyttes i masteroppgaven, ble funn i norsk litteratur i hovedsak vektlagt. Også skandinavisk litteratur ble definert som relevant, men er imidlertid i stor grad allerede omtalt i norsk litteratur. I tillegg ble metoder og formelverk som vektla generell anvendelse prioritert. Dette medførte at internasjonal litteratur ble benyttet der norsk og skandinavisk litteratur ikke oppfulgte dette kravet.

For å beregne verdier for andel deltagende aktive tette flater, ble Sutherlands likninger benyttet. Dette ettersom likningene ga et bredere grunnlag for anvendelse av formel 2.2. Formelverket tillater å beregne verdier for et større spenn av arealbruksområder, sammenliknet med andre formelverk (Sutherland, 2000), og tabellverdier som oppgis i norsk litteratur. Dette fordi likningene er anvendbare for alle verdier for andel tette flater, og ikke begrenses til et visst intervall. Det må imidlertid påpekes at bruk av formelverket resulterte i større relative forskjeller mellom arealbrukskategoriene sammenliknet med verdier som tidligere har blitt brukt i norsk litteratur. Det samme gjelder for verdiene innenfor hver arealbrukskategori. For videre arbeid vil det derfor anbefales å sammenlikne beregnede verdier i dette masterarbeidet med oppførte tabellverdier for norske forhold, både anslagsvise verdier fra litteratur og målte verdier.

Videre muliggjorde Sutherlands likninger, kombinert med en skjønnsmessig vurdering av ledningsnett, en ytterligere inndeling av arealbrukskategoriene. Dette innebar beregning av nye verdier for andel tette flater og andel deltagende aktive tette flater for de ulike kategoriene. Sammenliknet med tabellverdier oppgitt i norsk litteratur (Lindholm, 2004; Saunes & Åstebøl, 2014), resulterte metoden i en mer kompleks tabell for andel deltagende aktive tette flater. Det kan derfor argumenteres for at dette bidrar til å gi et mer realistisk bilde på forurensningsproduksjonen i studieområdet. Det vil også være mulig å benytte de beregnede overslagsverdiene med en større utstrekning enn tabellverdier i norsk litteratur, ettersom de kan benyttes for et større intervall. Dette krever imidlertid at informasjon om ledningsnett i et område er tilgjengelig.

## **5.5 First flush**

Metoden som ble utarbeidet i denne masteroppgaven tar ikke hensyn til first flush. Dette kommer av at den fremstilte metoden ikke tar hensyn til tidsvariasjoner. Det var dermed ikke



mulig å skille på varierende forurensningskonsentrasjoner i overvannet under et regnskyll, hvilket er nødvendig ved betraktning av first flush. Inngangsdataene som ble brukt i modellen i ArcGIS Pro var målte gjennomsnittskonsentrasjoner. Brukte inngangsdata kombinert med beregningsmetoden som ble benyttet, begrenser muligheten for å inkludere effekten av first flush. En mulighet som kan utforskes videre, er å inkludere en generell beregning av first flush som kan inkorporeres i dimensjoneringskrav for de ulike overvannstiltakene.

## **5.6 Forenklinger i metode**

### ***5.6.1 Forurensningskonsentrasjoner***

En forenkling tilknyttet forurensningskonsentrasjonene, var overgangen fra spesifikke veikategorier til inndeling i veiintervaller. Ved å benytte laveste ÅDT-verdi til å definere intervallene, ble forurensningskonsentrasjonene tilknyttet veikategoriene noe konservative. Dette medførte underestimert forurensningsutslipp fra veiene sammenliknet med oppgitte sjablongverdier for veier. Dette forårsaket et videre underestimat av faktiske forhold. Verdiene kunne fordelaktig blitt satt til gjennomsnittsverdier for de ulike intervallene, for å gi et mer realistisk bilde på forurensningssituasjonen.

### ***5.6.2 Overvannstiltak***

Anslagsvise dimensjoneringskriterier for de ulike overvannstiltakene oppgitt i litteratur lå til grunn for å kartlegge arealbehovet til de ulike simuleringene. Beregnet arealbehov representerer derfor en gitt prosentandel av det totale tilrenningsarealet til de ulike typeområdene. Dette er en forenkling i seg selv. I likhet med den fremstilte metoden i sin helhet, preges arealbehovet av forenklinger. Lokale faktorer av betydning inkluderer derfor infiltrasjonskapasitet i stedlige masser, nedbørintensitet tiltaket dimensjoneres for, samt stedlige krav til påslipp til offentlig ledningsnett eller vassdrag. I denne masteroppgaven ble imidlertid kun de oppgitte verdiene for anslagsvis arealbehov tatt i betraktning for å dimensjonere tiltakene. I realiteten kreves lokale vurderinger for å si noe om nødvendig dimensjon for de ulike overvannstiltakene.

Videre antas det at oppgitte anslagsvise renseeffekter oppfylles. For å simulere renseeffekt i studieområdet i ArcGIS Pro, ble generelle verdier fra litteratur benyttet. For å oppnå disse renseeffektene forutsettes imidlertid god utforming av tiltakene, optimal drift, samt at gode

filtermasser benyttes om nødvendig (Åstebøl, Robba, Stenvik, Kristofffersen, & Olsen, 2013). Dette utgjør dermed en forutsetning for å benytte resultatene i dette masterarbeidet. Videre ble renseeffekt for sandfang definert basert på tilbakeholdelse av partikler, samt faktisk mengde overvann som håndteres i sandfanget. Flere antagelser ble tatt for å fremstille realistisk renseeffekt tilknyttet sandfangene, som kunne blitt unngått dersom det var mulig å innhente informasjon om faktisk vedlikehold tilknyttet sandfangene, i tillegg til informasjon om faktisk grad av tilbakeholdt partikkelmengde. Studier har imidlertid sett på variasjon i tilbakeholdelse for ulike partikkelstørrelser i overvann, som påpekt i (Lindholm, 2018a). For bedre å anslå renseeffekten i sandfang kunne derfor partikkelstørrelser blitt benyttet.

### **5.6.3 Modell**

For å utføre metoden på det valgte studieområdet, ble data tilknyttet eksisterende ledningsnett i Lørenskog kommune benyttet. Dette for å bestemme tilknytningsgrad til ledningsnettet, for å videre kartlegge andelen deltagende aktive tette flater i nedbørsfeltet. På områder uten data ble tilkoblingsgraden antatt. Dette krevde dog en viss kjennskap til området, i tillegg til at beregningene i større grad preges av usikkerhet. Ved å beregne andel deltagende aktive tette flater i et område basert på vurderinger fra ledningsnettet, vil metoden gi et mer virkelighetsnært bilde på forurensningsutslipp. Ved å innhente ytterligere data om ledningsnettet, som inkluderer faktorer som sandfang, sluk, kulverter og lignende, kunne simuleringene i større grad visualisert situasjonen i nedbørsfeltet. Generelt sett vil det derfor være en fordel å inkludere mer omfattende data.

I modellen avgrenses studieområdet til nedbørsfeltets grenser. Denne forenklingen begrunnes med at alt overvann som bidrar med avrenning til nedbørsfeltets resipient tas i betraktning. Forenklingen medførte imidlertid at deler av ledningsnettet som ledes inn i nedbørsfeltet ble ekskludert. Dette medførte blant annet at overvann som ble tilført resipienten i nedbørsfeltet også ble ekskludert i vurderingen av forurensningsutslipp og tilhørende fordeling. Et eksempel der dette tydeliggjøres i det gitte studieområdet, er ved anlagt rensepark ved utløpet til Langvannet. Her håndteres overvann fra områder som ligger utenfor det avgrensede området benyttet i denne oppgaven. Dette vil i realiteten påvirke forurensningsutslippet ved utløpet til Langvannet, og viser viktigheten av å inkludere lokale vurderinger. Det ville derfor vært gunstig å gjennomføre en mer omfattende vurdering på hvilke deler av ledningsnettet som kan bidra med forurenset overvann.

#### 5.6.4 *Simuleringer*

For å simulere renseeffekten til de ulike overvannstiltakene, ble forurensningskonsentrasjoner og andel deltagende aktive tette flater justert til å representere en prosentandel av opprinnelige verdier. Ved å justere verdiene på denne måten, ble renseeffekten forenklet til å være uniform for hele arealet for en gitt områdetype. I tillegg resulterte dette i at variasjoner innad i de ulike typeområdene ikke utspilte seg i modellen. Dette underbygger imidlertid argumentet om at metoden kun tillater generell anvendelse på overordnet nivå. Valget om å fremstille renseeffekt i simuleringene på hele typeområdet ble tatt for å se på den overordnede effekten av å implementere tiltak i nedbørsfeltet. En mulighet ved videreutvikling av arbeidet i denne masteroppgaven kan derfor være å sammenlikne denne fremgangsmåten med å implementere rensetiltak i ulike regioner i nedbørsfeltet.

Videre må det ikke utelukkes at flere overvannstiltak kan være aktuelle for å begrense forurensningsutslippet. Inkorporering av flere tiltak og flere tiltakskombinasjoner i simuleringene kunne derfor styrket oppgaven. Dessuten er det også en mulighet å inkludere flere tiltak på et typeområde for å oppnå en ytterligere renseeffekt. For eksempel brukes gjerne vadier som forbehandling for å forbedre renseeffekt (Ødegaard, 2014), og infiltrasjonsbasseng kan kombineres med filteranlegg for å oppnå videregående rensing (Åstebøl mfl., 2013). Et bredere spekter av simuleringer kunne derfor styrket oppgaven.



## 6 Konklusjon

Formålet med oppgaven var å vurdere om simulert fordeling for ulike forurensningsstoff kan benyttes for å kartlegge hvilke forurensningsbegrensende overvannstiltak som kan implementeres i et område. Målet var å kartlegge forurensningsutslipp for å videreutvikle et verktøy for kommuner o.l. i planleggingsfasen ved nybygging eller utbygging av områder der implementering av overvannstiltak skal inkluderes. For å utføre dette ble forurensningsproduksjonen beregnet ved å benytte anslagsvise verdier for forurensningskonsentrasjon, studieområdets totale areal, andel tette overflater og andel deltagende aktive tette flater i området.

Den utarbeidede metoden viste at det er mulig å fremstille en romlig transport og fordeling av forurensning ved å kombinere en beregning for forurensningsproduksjon sammen med terrengdata i modelleringsverktøyet ArcGIS Pro. Selv om de simulerte forurensningsmengdene er urealistiske sammenliknet med målte verdier i resipienten i studieområdet, er resultatene egnet som grunnlag for å identifisere hvilke tiltak som gir best utslag på forurensningsproduksjon. Både i ulike typeområder og i nedbørsfeltet totalt sett. Forurensningsmengden som fremkommer ved bruk av modellen er i stor grad avhengig av arealbrukets totale areal i nedbørsfeltet, i tillegg til parameterne som påvirker forurensningsproduksjonen. Totalt sett viste resultatene at LOD-tiltak har størst påvirkning på forurensningsutslipp ved implementering på typeområder med relativt høy forurensningsproduksjon. Videre viste resultatene at tiltak må implementeres på en vesentlig andel av typeområdene for å påvirke forurensningsutslippet.

Metoden muliggjør for å kartlegge best egnede overvannstiltak i et område, tilpasset til ønsket renseeffekt og kostnader. Effekten av tiltakene kan også vurderes etter type forurensningsstoff som ønskes fjernet. En kostnad-nytte-analyse inkluderes som grunnlag for kartleggingen, representert som en kilopris. Denne må imidlertid ses i sammenheng med fjernet forurensningsmengde og totale kostnader for å gi et helhetlig bilde på hvilke tiltak som er best egnet. For at den fremlagte metoden skal kunne benyttes i sin helhet, kreves en videreutvikling der forenklinger og antagelser tas hensyn til. Dette kan dermed medføre at fremgangsmåten kan benyttes som et verktøy i tidlig planleggingsfaser tilknyttet overvannshåndtering.

## 6.1 Videre arbeid

Masteroppgaven inkluderer flere begrensninger og forenklinger, som beskrevet i diskusjon. En rekke forbedringer kunne styrket oppgaven. Følgende punkter bør derfor tas i betraktning ved videre arbeid:

- Utprøving av metoden på flere studieområder. På denne måten styrkes grunnlaget for å bekrefte eller avkrefte sammenhenger som identifiseres i resultatene.
- Utvide antallet simuleringer. Dette vil videre styrke sammenlikningsgrunnlaget, i tillegg til at en mer kompleks oversikt over renseeffekt og kostnadsvurderinger vil kunne utarbeides.
- Undersøke metoder for å effektivisere fremgangsmåten på enkelte prosesser som ble utført manuelt i ArcGIS Pro. Dette vil tillate for å benytte metoden på en mer tidsbesparende måte.
- Utføre en mer nøyaktig kartlegging av arealfordelingen i studieområdet som benyttes, som blant annet kan utføres ved å inkludere allerede implementerte overvannstiltak. Dette medfører at simulerte forurensningsforløp i modellen blir mer virkelighetsnære.
- Utføre en mer omfattende kostnad-nytte-analyse, der samme antagelser ligger til grunn for samtlige overvannstiltak som benyttes. Bedre prisgrunnlag vil styrke grunnlaget for å trekke konklusjoner basert på vurderingen.
- Utforske muligheten for å ta first flush i betraktning ved bruk av annet formelverk for beregning av forurensningsutslipp. Dette kan gjøre det mulig å utarbeide mer spesifikke dimensjoneringskrav for ulike typeområder, som videre kan benyttes i kostnadsvurderingen.
- Utforske muligheten til å benytte andre beregningsmetoder og andre programvarer for å kartlegge forurensningsutslipp. Både ved å benytte ArcGIS Pro i kombinasjon med

andre beregningsmetoder, men også ved å benytte andre programvarer som kan modellere transport av forurensning i avløpsnett (f.eks. SWMM eller Mike).

- Beskrivelse av lokale forhold som vil påvirke forurensningskonsentrasjoner (infiltrasjon, tilbakeholdelse i grøft o.l.)
- Undersøke metoder for å automatisere enkelte av prosessene som er gjort manuelt i ArcGIS Pro





## Referanser

- Alm, H., Banach, A., & Larm, T. (2010). *Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten*. Hentet fra [http://vav.griffel.net/filer/Rapport\\_2010-06.pdf](http://vav.griffel.net/filer/Rapport_2010-06.pdf)
- Asplan Viak. (2019). *Handlingsplan for å bedre vannkvaliteten i Langvannet, Lørenskog kommune*.
- Bækken, T., & Haugen, T. (2012). Vegsalt og tungmetaller i innsjøer langs veger i Sør-Norge 2010, Vegdirektoratet Rapport Nr. 50. *Statens vegvesen*, 54 s. Hentet fra [http://www.vegvesen.no/\\_attachment/298061/binary/525976?fast\\_title=Vegsalt+og+tungmetaller+i+innsjøer+langs+veger+i+Sør-Norge+2010.pdf](http://www.vegvesen.no/_attachment/298061/binary/525976?fast_title=Vegsalt+og+tungmetaller+i+innsjøer+langs+veger+i+Sør-Norge+2010.pdf)
- Berge, J. A., Rannekleiv, S., Selvik, J. R., & Steen, A. O. (2013). *Indre Oslofjord – Sammenstilling av data om miljøgifttilførsler og forekomst av miljøgifter i sediment (NIVA rapport l.nr. 6565-2013)*. Hentet fra [https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/216437/6565-2013\\_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/216437/6565-2013_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Bergen kommune. (2019). *Kommunedelplan for overvann 2019 – 2029*. 82 s.
- Bergen Kommune. (2005). *Retningslinjer for overvannshåndtering i Bergen kommune*. Hentet fra [https://www.bergen.kommune.no/bk/multimedia/archive/00010/Retningslinjer\\_for\\_o\\_10779a.pdf](https://www.bergen.kommune.no/bk/multimedia/archive/00010/Retningslinjer_for_o_10779a.pdf)
- Braskerud, B. C., & Paus, K. H. (2016). *Regnbed for lokal flomdemping*. Rapport fra Oslo kommune 01/2016. Hentet fra <https://www.nve.no/Media/5027/overvann-regnbed-for-lokal-flomdemping.pdf>
- Butler, D., & Davies, J. w. (2004). *Urban Drainage 2nd Edition*. London: Spon Press.
- Eidsberg kommune. (2018). *OVERVANNSVEILEDER FOR KOMMUNENE I VANNOMRÅDENE MORSA OG GLOMMA SØR*.
- Esri. (udatert-a). Buffer (Analysis). Hentet 14. april 2020, fra <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/analysis/buffer.htm>
- Esri. (udatert-b). Flow Direction Function. Hentet 14. april 2020, fra <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/help/data/imagery/flow-direction-raster-function.htm>
- Esri. (udatert-c). How Fill works. Hentet 1. april 2020, fra <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/how-fill-works.htm>
- Esri. (udatert-d). How flow accumulation works. Hentet 16. april 2020, fra <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/how-flow-accumulation-works.htm>
- Esri. (udatert-e). How flow direction works. Hentet 16. april 2020, fra <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/how-flow-direction-works.htm>
- Esri. (udatert-f). Minus (3D Analyst). Hentet 15. april 2020, fra <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/3d-analyst/minus.htm>
- Esri. (udatert-g). Modelbuilder. Hentet 16. april 2020, fra <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/help/analysis/geoprocessing/modelbuilder/what-is-modelbuilder-.htm>
- Esri. (udatert-h). Mosaic to New Raster (Data Management). Hentet 14. april 2020, fra <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/data-management/mosaic-to-new-raster.htm>
- Esri. (udatert-i). Polygon to Raster (Conversion). Hentet 1. april 2020, fra <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/conversion/polygon-to-raster.htm>
- Esri. (udatert-j). Polyline. Hentet 26. mars 2020, fra <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/arcpy/classes/polyline.htm>
- Esri. (udatert-k). Raster Calculator (Spatial Analyst). Hentet 1. april 2020, fra

- <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/raster-calculator.htm#GUID-4A33A63C-054D-49D9-8D0D-B27EE12E7D05>
- Fernandes, J. N., & Barbosa, A. E. (2018). *Proper Project - WPI. Prediction of pollutant loads and concentrations in road runoff. Task 1.2. Critical review of the tools to predict road runoff.*
- Gabriel, S., & Fiil, L. (2016). *Vadi - byens grønne vannveier*. Rapport fra Oslo kommune 01/2016.
- Haug, M. (2019). Mer enn 8 av 10 bor i tettsteder. Hentet fra SSB. Publisert: 04.11.2019. website: <https://www.ssb.no/befolkning/artikler-og-publikasjoner/mer-enn-8-av-10-bor-i-tettsteder>
- Holm, E. (2013). Regnbed, renner og nedsivningsarealer. *VA/Miljø-blad nr. 106*, 6 s. Hentet fra <http://www.va-blad.no/regnbed-renner-og-nedsivningsarealer/>
- Høydedata. (udatert). Brukerdokumentasjon Høydedata. Hentet 15. mai 2020, fra [https://hoydedata.no/LaserInnsyn/help\\_no/index.htm?context=130](https://hoydedata.no/LaserInnsyn/help_no/index.htm?context=130)
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., & Nielsen, A. H. (2010). *Urban and highway stormwater pollution: Concepts and engineering*. <https://doi.org/10.1201/9781439826867>
- I. Hanssen-Bauer, E.J. Førland, I. Haddeland, H. Hisdal, S. Mayer, A. Nesje, J.E.Ø. Nilsen, S. Sandven, A.B. Sandø, A. Sorteberg, B. Å. (2015). *Klima i Norge 2100 Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015 (NCCS report no 2/2015)*. Hentet fra [www.miljodirektoratet.no/20804](http://www.miljodirektoratet.no/20804)
- Jartun, M., Ottesen, R. T., Steinnes, E., & Volden, T. (2008). Runoff of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps. *Science of the Total Environment*, 396, s. 147-163. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.002>
- Johansen, J. A., & Moldekleiv, H. J. S. (2016). *Utpøving av metodikker for modellering av overvann i et urbant område ved bruk av ArcGIS, MIKE21 og MIKE FLOOD (Mastergradsavhandling)* (Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet, Ås). Hentet fra <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/2398555>
- Kartverket. (udatert). Raster. Hentet 26. mars 2020, fra <https://kartverket.no/Systemsider/Ordbok/R/Raster/>
- Larm, T. (2000). *Watershed-based design of stormwater treatment facilities: model development and applications (Doktoravhandling)* (Royal Institute of Technology). Hentet fra [http://www.stormtac.com/?page\\_id=145](http://www.stormtac.com/?page_id=145)
- Leikanger, E., & Roseth, R. (2016). *Veiavrenning og driftstiltak Overvåking av avrenning samt oppfølging av feie - og sandfangmasser ved ulik veidrift (NIBIO rapport 2(144)2016)*. 47 s.
- Lindholm, O. (2004). *Miljøgifter i overvann fra tette flater (NIVA rapport lnr. 4775-2004)*.
- Lindholm, O. (2015a). Beregning av utslipp av miljøgifter til vannforekomster. *VA/Miljø-blad nr. 114*, 5 s. Hentet fra [http://www.va-blad.no/wp-content/uploads/2015/05/Blad-114\\_08.02.16.pdf](http://www.va-blad.no/wp-content/uploads/2015/05/Blad-114_08.02.16.pdf)
- Lindholm, O. (2015b). Forurensingstilførsler fra veg og betydningen av å tømme sandfang. *VANN*, (01), 93–100. Hentet fra [https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2015\\_924560.pdf](https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2015_924560.pdf)
- Lindholm, O. (2016). Gatesandfang. *VA/Miljø-blad nr. 117*, 4 s. Hentet fra <http://www.va-blad.no/gatesandfang/>
- Lindholm, O. (2018a). *Generelt om sandfang og rensing av miljøgifter [Presentasjon]*. Hentet fra <https://biologi.tekna.no/wp-content/uploads/2018/11/1.-Norsk-vannforening-20-nov-2018-OL-sandfang.pdf>
- Lindholm, O. (2018b). Håndtering av overvann LOD. *VA/Miljø-blad nr. 125*, 11 s. Hentet fra <http://www.va-blad.no/wp-content/uploads/2018/06/Blad-125-31.05.18.pdf>

- Lindholm, O., Endresen, S., Thorolfson, S., Sægrov, S., Jakobsen, G., & Aaby, L. (2008). *Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering (Norsk Vann rapport 162-2008)*. 79 s. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2016.09.006>
- Lindholm, O., & Haraldsen, S. (2013). Miljøgifter i overvann fra tette flater , renseanlegg og overløp – Case Indre Oslofjord. *VANN*, 02, 223–229. Hentet fra [https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2013\\_875971.pdf](https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2013_875971.pdf)
- Lørenskog kommune, Rælingen kommune, & Skedsmo kommune. (2017). *Retningslinjer for overvannshåndtering for kommunene Lørenskog, Rælingen og Skedsmo*. Hentet fra [https://www.lorenskog.kommune.no/\\_f/p11/i3cc789c6-8622-40f4-a418-285ecc76b136/retningslinjer-overvannshandtering.pdf](https://www.lorenskog.kommune.no/_f/p11/i3cc789c6-8622-40f4-a418-285ecc76b136/retningslinjer-overvannshandtering.pdf)
- Magnussen, K., Wingstedt, A., Rasmussen, I., & Reinvang, R. (2015). *Kostnader og nytte ved overvannstiltak (Rapport nr. M-305)*. 81 s.
- Meland, S. (2016). *Management of contaminated runoff water : current practice and future research needs*. 84 s. Hentet fra <http://www.cedr.eu/download/Publications/2016/CEDR2016-1-Management-of-contaminated-runoff-water.pdf>
- Meland, S., Borgstrøm, R., Heier, L. S., Rosseland, B. O., Lindholm, O., & Salbu, B. (2010). Chemical and ecological effects of contaminated tunnel wash water runoff to a small Norwegian stream. *Science of the Total Environment*, 408, s. 4107-4117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.034>
- Meland, S., Ranneklev, S. B., & Hertel-Aas, T. (2016). Forslag til nye retningslinjer for rensing av veiavrenning og tunnelvaskevann. *VANN*, 03, s. 263-273. Hentet fra <https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2016/12/Meland-Ranneklev-og-Hertel-Aas.pdf>
- Miljødirektoratet. (udatert-a). Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning. Hentet 18. februar 2020, fra Miljødirektoratet website: <https://www.miljodirektoratet.no/myndigheter/klimaarbeid/klimatilpasning/kunnskapsgrunnlag-for-klimatilpasning/>
- Miljødirektoratet. (udatert-b). Overvann. Hentet 20. mai 2020, fra Miljødirektoratet website: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/vann-hav-og-kyst/overvann/>
- Miljødirektoratet. (udatert-c). Vurder fare for forurensning og beslutt tiltaksbehov. Hentet 26. mars 2020, fra Miljødirektoratet website: <https://www.miljodirektoratet.no/myndigheter/vannforvaltning/overvannshandtering/vurder-fare-for-forurensning-og-tiltaksbehov/>
- Miljødirektoratet. (2014). *Fylkesmannens myndighet for utslipp av forurensset overvann*. Oslo.
- Miljødirektoratet. (2016). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota (M-nummer 608)*. 24 s. Hentet fra <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M608/M608.pdf>
- Miljødirektoratet. (2019a). Bly og blyforbindelser. Hentet 27. mars 2020, fra Miljøstatus. Publisert: 27.05.2019. website: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/bly-og-blyforbindelser/>
- Miljødirektoratet. (2019b). Kadmium og kadmiumforbindelser. Hentet 27. mars 2020, fra Miljøstatus. Publisert: 03.06.2019. website: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/kadmium-og-kadmiumforbindelser/>
- Miljødirektoratet. (2019c). Kvikksølv og kvikksølvforbindelser. Hentet 27. mars 2020, fra Miljøstatus. Publisert: 31.07.2019. website: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/kvikksolv-og-kvikksolvforbindelser/>

- Miljødirektoratet. (2019d). Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Hentet 27. mars 2020, fra Miljøstatus. Publisert: 30.08.2019. website: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/polysykliske-aromatiske-hydrokarboner-pah/>
- Minton, G. (2005). *Stormwater Treatment: Biological, Chemical and Engineering Principles*. Seattle, WA: Resource Planning Associates.
- Norem, H., Flesjø, K., Sellevold, J., Lund, M. R., & Viréhn, P. L. E. (2018). *Lærebok Drenering og håndtering av overvann (Statens vegvesen rapport nr. 681)*. 176 s. Hentet fra [https://www.vegvesen.no/fag/publikasjoner/publikasjoner/Statens+vegvesens+rapporter/\\_attachment/2162096?\\_ts=1617a9850d0&download=true&fast\\_title=Lærebok%3A+Dr+enering+og+håndtering+av+overvann+%28PDF%2C+9+MB%29](https://www.vegvesen.no/fag/publikasjoner/publikasjoner/Statens+vegvesens+rapporter/_attachment/2162096?_ts=1617a9850d0&download=true&fast_title=Lærebok%3A+Dr+enering+og+håndtering+av+overvann+%28PDF%2C+9+MB%29)
- NOU 2015:16. (2015). *Overvann i byer og tettsteder Som problem og ressurs*. 16.
- NTNU. (udatert). ArcGIS. Hentet 16. april 2020, fra <https://innsida.ntnu.no/wiki/-/wiki/Norsk/ArcGIS>
- NVE. (2020). *Lavvannskart*. Hentet fra <http://atlas.nve.no/Geocortex/Essentials/REST/TempFiles/NevinaRapport.pdf?guid=6653bda1-a34c-4b25-b978-dd5e79d957f0&contentType=application%2Fpdf>
- Odda kommune. (2020). *Odda kommune Hovedplan overann 2020 - 2031*.
- Ødegaard, H. (Red.). (2014). *Vann- og avløpsteknikk (2.)*. Norsk Vann.
- Oslo kommune. (2013). *Strategi for overvannshåndtering i Oslo 2013-2030*. Oslo.
- Paus, H. K., & Braskerud, B. C. (2013). Forslag til dimensjonering og utforming av regnbed for norske forhold. *Vann*, 01, s. 54-67.
- Paus, K. H. (2016). *Regnbed som renseløsning for forurenset vann*. Rapport fra Oslo kommune 01/2016. Hentet fra <https://www.oslo.kommune.no/getfile.php/1398687/Innhold/Plan%2C+bygg+og+eiendom/Byggesaksveiledere%2C+normer+og+skjemaer/Overvann+-+Regnbed+som+renseløsning.pdf>
- Paus, K. H. (2018). *Forslag til dimensjonerende verdier for trinn 1 i Norsk Vann sin tre-trinns strategi for håndtering av overvann*. 12.
- Paus, K. H. (2019). *Vassdrag vs overvann [Presentasjon]*. Hentet fra <https://vannforeningen.no/foredrag/15-10-2019-vassdrag-versus-overvann/>
- Powel. (udatert). Gemini VA. Hentet 14. mai 2020, fra <https://www.powel.no/vann-og-miljo/VA-Ledningsdokumentasjon/gemini-va>
- Ranneklev, S. B., Jensen, T. C., Solheim, A. L., Haande, S., Meland, S., Vikan, H., ... Kronvall, K. W. (2016). Vannforekomstens sårbarhet for avrenningsvann fra vei under anlegg- og driftsfasen (Statens vegvesen rapport nr. 597). *Statens vegvesen*, 45 s.
- Riktvärdesgruppen. (2009). *Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp*. Hentet fra [http://stormtac.com/admin/Uploads/Riktvarden\\_dagvatten\\_feb\\_2009.pdf](http://stormtac.com/admin/Uploads/Riktvarden_dagvatten_feb_2009.pdf)
- Samferdselsdepartementet. (2019). Instruks for statens vegvesen. Hentet 22. mai 2020, fra <https://www.regjeringen.no/contentassets/087954c97c8e47b7b2a733e350a25b4a/instruk-s-svv-pr.-17.12.19.pdf>
- Saunes, H., & Åstebøl, S. O. (2014). *Beregning av forurensning i overvann fra tette flater i glomma vannregion*. (April), 34s. Hentet fra [https://www.huvo.no/filer/dokumenter/rapporter/interne/Beregning\\_av\\_miljogifter\\_i\\_overvann\\_Glomma\\_COWI.pdf](https://www.huvo.no/filer/dokumenter/rapporter/interne/Beregning_av_miljogifter_i_overvann_Glomma_COWI.pdf)
- Saunes, H., Værøy, N., Benz, R., Næss, M., Ørsnes, G., Hjelle, I., ... Eide, O. R. (2018). Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge (Rapport nr.218). *Statens vegvesen*. Hentet fra [https://www.vegvesen.no/\\_attachment/2382234/binary/1272354?fast\\_title=Undersøkelse+av+vegnære+innsjøer.pdf](https://www.vegvesen.no/_attachment/2382234/binary/1272354?fast_title=Undersøkelse+av+vegnære+innsjøer.pdf)

- Sohn, W., Kim, J. H., & Li, M. H. (2017). Low-impact development for impervious surface connectivity mitigation: assessment of directly connected impervious areas (DCIAs). *Journal of Environmental Planning and Management*, 60(10), 1871–1889. <https://doi.org/10.1080/09640568.2016.1264929>
- Sørensen, V. M. (2019). *Modellering av vannveier med ArcGIS Pro og bruk av modellerte vannveier til forbedring av FKB- Vann (mastergradsavhandling)* (Norges miljø-og biovitenskapelige universitet, Ås). Hentet fra <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2607940>
- SSB. (udatert). SSB: Konsumprisindeks. Hentet 14. mai 2020, fra <https://www.ssb.no/kpi?fokus=true>
- Statens vegvesen. (2018). Håndbok N200 Vegbygging. *Statens vegvesen*, ISBN: 9788272077234. Hentet fra [https://www.vegvesen.no/\\_attachment/2364236/binary/1269980?fast\\_title=Håndbok+N200+Vegbygging+%2810+MB%29.pdf](https://www.vegvesen.no/_attachment/2364236/binary/1269980?fast_title=Håndbok+N200+Vegbygging+%2810+MB%29.pdf)
- Statens vegvesen. (2019). Håndbok N100 Veg- og gateutforming. *Statens vegvesen*, ISBN: 978-82-7207-664-0. Hentet fra [http://www.vegvesen.no/\\_attachment/61414](http://www.vegvesen.no/_attachment/61414)
- Statens vegvesen. (2020). Nasjonal vegdatabank (NVDB). Hentet 25. mars 2020, fra Publisert 04.02.2020 website: <https://www.vegvesen.no/fag/teknologi/nasjonal+vegdatabank>
- Storhaug, R., & Åstebøl, S. O. (2015). *Avrenning av miljøgifter fra tette flater - Litteraturstudium*. Hentet fra <http://www.indre-oslofjord.no/uploads/RapportO-14073Avrenningavmiljøgifterfratetteflater.pdf>
- Storhaug, R., & Magnussen, R. A. G. (2015). *Tømming av sandfangkummer System for oppfølging og kostnader*. Hentet fra <http://www.miljokommune.no/Documents/Overvann/M427.pdf>
- Stormtac. (2018). Description of land uses implemented in StormTac , v . 2018-03-30. Hentet 24. mai 2020, fra [http://www.stormtac.com/?page\\_id=145](http://www.stormtac.com/?page_id=145)
- Sutherland, R. C. (2000). Methods for Estimating the Effective Impervious Area of Urban Watersheds. *Watershed Protection Techniques*, 2(1), 282–284.
- Trafikverket. (2018). Reducing Highway Runoff Pollution (REHIRUP). Sustainable design and maintenance of stormwater treatment facilities (Rapport nr.166). *Statens vegvesen*, s.1-20. Hentet fra [https://trafikverket.ineko.se/Files/sv-SE/47197/Ineko.Product.RelatedFiles/2018\\_155\\_reducing\\_highway\\_runoff\\_pollution\\_sustainable\\_design\\_and\\_maintenance\\_of\\_stormwater\\_treatment.pdf](https://trafikverket.ineko.se/Files/sv-SE/47197/Ineko.Product.RelatedFiles/2018_155_reducing_highway_runoff_pollution_sustainable_design_and_maintenance_of_stormwater_treatment.pdf)
- United States Environmental Protection Agency. (2010). *EPA's methodology to calculate baseline estimates of impervious area (IA) and directly connected impervious (DCIA) for Massachusetts communities*. 7s.
- Vegdata.no. (2019). Rask tilgang til NVDB-data i ArcMap. Hentet 25. mars 2020, fra Publisert 21.06.2019 website: <https://www.vegdata.no/2017/07/07/rask-tilgang-til-nvdb-data-i-arcmap/>
- Ås kommune. (2015). *Norm for overvannshåndtering*. Ås.
- Åstebøl, S. O. (2007a). Rensing av overvann i byområder - Kompakte renseløsninger (Rapport UTB 2007/2). *Statens vegvesen*, ISSN: 1890-2472. Hentet fra <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/handle/11250/193196>
- Åstebøl, S. O. (2007b). Utforming av overvannsdammer. *VA/Miljø-blad nr. 75*, 6 s. Hentet fra <https://www.va-blad.no/utforming-av-overvannsdammer/>
- Åstebøl, S. O., & Hvitved-Jacobsen, T. (2014). Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging (Rapport nr. 295). *Statens vegvesen*, 90 s. Hentet fra [https://www.vegvesen.no/\\_attachment/1160093/binary/1086413?fast\\_title=Vannbeskyttelse+i+vegplanlegging+og+vegbygging](https://www.vegvesen.no/_attachment/1160093/binary/1086413?fast_title=Vannbeskyttelse+i+vegplanlegging+og+vegbygging)
- Åstebøl, S. O., Kjølholt, J., Hvitved-Jacobsen, T., Berg, G., & Saunes, H. (2012). *Beregning*

*av forurensning fra overvann. 70 s.*

Åstebøl, S. O., Robba, S., Stenvik, G., Kristofffersen, H. V., & Olsen, S. B. (2013). *På lag med regnet. Veileder for lokal overvannshåndtering.* Hentet fra [https://prosjekt.fylkesmannen.no/Documents/PlanOppland/Dokumenter/lysark/COWI\\_Veileder\\_overvann\\_27-sept-2013.pdf](https://prosjekt.fylkesmannen.no/Documents/PlanOppland/Dokumenter/lysark/COWI_Veileder_overvann_27-sept-2013.pdf)

## Vedlegg

### Vedlegg A. Beskrivelse av vei-kategorisering

De importerte veilagene benyttet i ArcGIS Pro foreligger som polylinjer, en geometrisk form som består av mindre linjer som kobles sammen til et større objekt (Esri, udatert-j). Disse linjene har kun en lengde, og for å tilegne disse objektene et areal ble de omgjort til polygoner ved bruk av «Buffer»-verktøyet. I omgjøringsprosessen ble veiene tildelt en bredde basert på verdier hentet fra SVV håndbok N100 (Statens vegvesen, 2019). Verdiene som ble brukt er vist i Tabell A1. Normaler for veibredde oppgitt i N100 baseres både på trafikkmengde (ÅDT) og fartsgrense, mens det i NVDB kun er oppgitt ÅDT-verdier. Derfor er verdiene for veibreddene oppgitt i Tabell A1 justert til veiene i modellen. Videre ble vei-intervallene definert basert på sjablongverdier hentet fra Stormtac (versjon 14.02.2020). Kolonnen for spesifikke ÅDT-verdier oppført i tabellen representerer inndelingen av ÅDT-kategorier oppført i Stormtac.

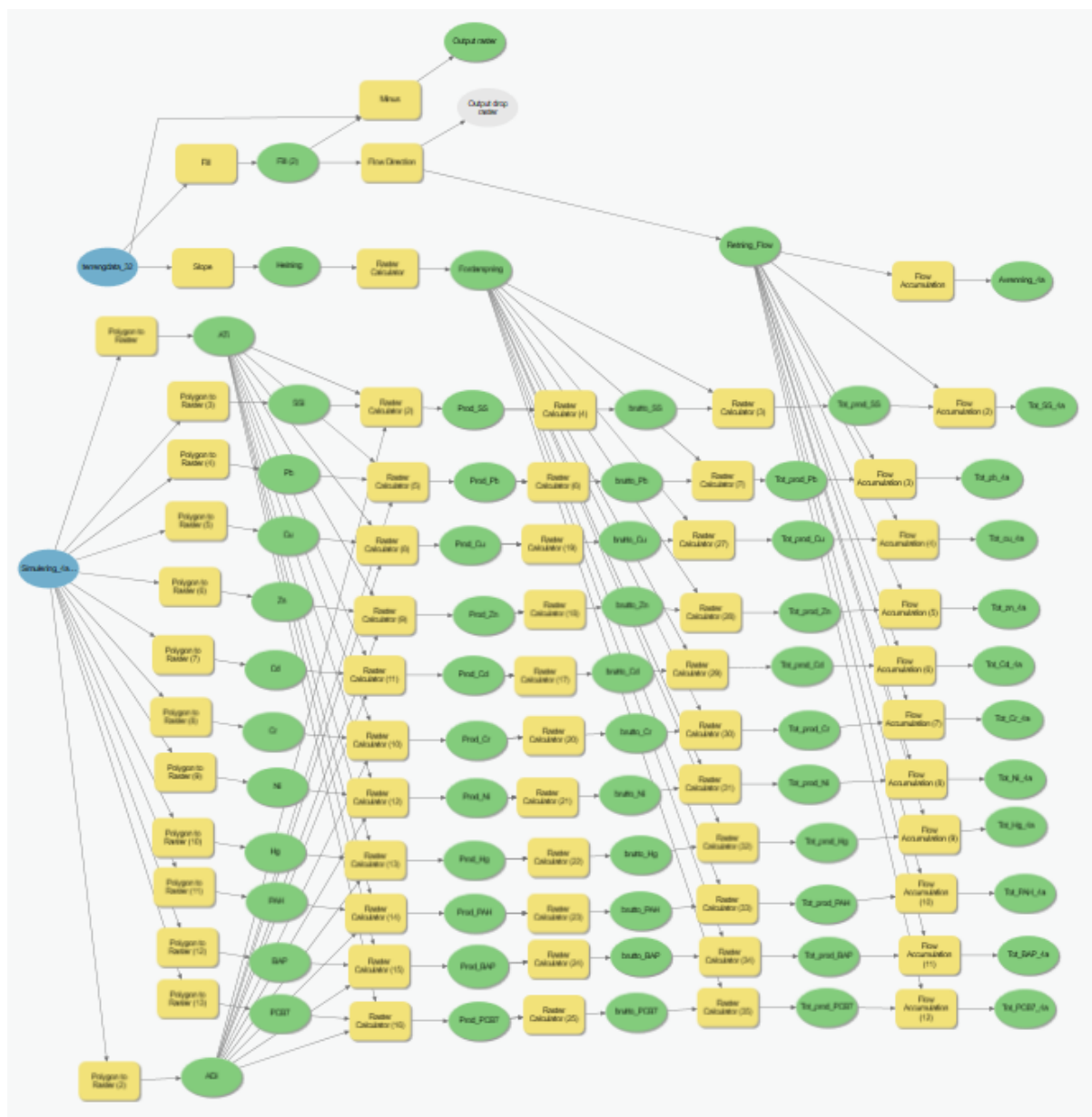
Tabell A1. Veikategoriernes tilhørende karakteristikk. Veibredden benyttet i modellen baseres på ÅDT-verdier, og verdiene er hentet fra SVV (Statens vegvesen, 2019). Videre tilegnes hver kategori sjablongverdier for forurensningskonsentrasjoner basert på Stormtac, med verdier hentet fra kategori oppført under «spesifikke ÅDT-verdier».

Spesifikke ÅDT-verdier	ÅDT-intervaller	Veibredde (m)
Vei (ÅDT = 0)	1 - 1 000	7,5
Vei (ÅDT = 1 000)	1 001 - 2 000	7,5
Vei (ÅDT = 2 000)	2 001 - 5 000	8
Vei (ÅDT = 5 000)	5 001 - 10 000	9
Vei (ÅDT = 10 000)	10 001 - 25 000	23
Vei (ÅDT = 25 000)	25 001 - 50 000	23
Vei (ÅDT = 50 000)	>50 001	23



## Vedlegg B. Modell for beregning av total forurensning

Figur B1 viser sluttresultatet i Model Builder etter samtlige forurensningsstoffer er inkludert med tilhørende prosesser for gjennomføring av beregning av forurensningsmengde i det gitte nedbørsfeltet.



Figur B1. Skjermbilde av modellen i ArcGIS Pro for beregning av forurensningskonsentrasjoner i nedbørsfeltet.

## Vedlegg C. Endringer gjort i modell for utførte simuleringer

For å kunne kjøre de ulike simuleringene ble forurensningskonsentrasjoner og andel deltagende aktive tette flater endret i modellen. Endringer i forurensningskonsentrasjoner representerer resulterende forurensningsmengde etter overvannstiltak er implementert. Tabell C1 viser en oversikt over hvilke verdier og prosentandeler som ble benyttet for å endre de opprinnelige verdiene for deltagende areal og forurensningskonsentrasjon. Endringene er vist for simuleringene som ble gjort med enkle tiltak, og disse ble videre benyttet som utgangspunkt for simuleringene med kombinerte tiltak.

Endringer gjort i attributt Tabellen for de ulike simuleringene ble gjennomført på følgende måte, vist med simulering 5a for fjerning av SS som eksempel. 25 % av eneboligene håndterer overvannet i eget regnbed. Deltagende areal reduseres derfor med 25 %. Dette gir ny  $a = (1 - 0,25) \cdot a$ . For SS antas 80 % fjerning med regnbed. Denne prosentandelen ble omgjort til å representere gjenstående mengde SS i det totale nedbørsfeltet. Prosentandelen som multipliseres med SS-verdiene er derfor 80 %, beregnet ved følgende beregning: prosentandel for gjenstående SS =  $1 - (0,25 \cdot 0,8)$ .

*Tabell C1. Oversikt over justeringer av forurensningskonsentrasjoner og andel deltagende aktive tette flater ved simuleringer i ArcGIS Pro. Endring i konsentrasjon representerer prosentandeler som multipliseres med opprinnelige forurensningskonsentrasjoner hentet fra Stormtac (versjon 14.02.2020). Verdiene er beregnet med utgangspunkt i oppgitt renseeffekt for de ulike overvannstiltakene.*

Simulering	Endring i andel deltagende areal, a	Endring i konsentrasjon (%) for SS, tungmetaller og miljøgifter										
		SS	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	PAH16	BaP	PCB7
Sandfang optimal drift	-	75	80	87,5	87,5	87,5	87,5	87,5	87,5	77,5	77,5	77,5
Sandfang middels drift	-	87,5	90	94	94	94	94	94	94	89	89	89
Sandfang dårlig drift	-	94	95	97	97	97	97	97	97	94,4	94,4	94,4
10 % av kommunale veier med vadier	0,90*a	93	93,5	93,5	93,5	93,5	93,5	93,5	93,5	94	94	94
50 % av kommunale veier med vadier	0,50*a	65	67,5	67,5	67,5	67,5	67,5	67,5	67,5	70	70	70
100 % av kommunale veier med vadier	0*a	30	35	35	35	35	35	35	35	40	40	40

90 % av kommunale veier med vadier	0,1*a	37	41,5	41,5	41,5	41,5	41,5	41,5	41,5	41,5	46	46	46
25 % eneboliger med vadier	0,75*a	77,5	76,3	80	76,3	76,3	78,8	78,8	78,8	77,5	77,5	77,5	77,5
50 % eneboliger med regnbed	0,50*a	55	52,5	60	52,5	52,5	57,5	57,5	57,5	55	55	55	55
100 % eneboliger med regnbed	0*a	10	5	20	5	5	15	15	15	10	10	10	10
10 % av kommunale veier med regnbed	0,90*a	91	90,5	92	90,5	90,5	91,5	91,5	91,5	91	91	91	91
50 % av kommunale veier med regnbed	0,50*a	55	52,5	60	52,5	52,5	57,5	57,5	57,5	55	55	55	55
100 % av kommunale veier med regnbed	0*a	10	5	20	5	5	15	15	15	10	10	10	10
90 % av kommunale veier med regnbed	0,1*a	19	14,5	28	14,5	14,5	23,5	23,5	23,5	19	19	19	19
25 % av blokkbebyggelse med overvannsdam	0,75*a	78,8	81,3	85	82,5	85	85	85	85	78,8	78,8	78,8	78,8
50 % av blokkbebyggelse med overvannsdam	0,50*a	57,5	62,5	70	65	70	70	70	70	57,5	57,5	57,5	57,5
100 % av blokkbebyggelse med overvannsdam	0*a	15	25	40	30	40	40	40	40	15	15	15	15
25% av industriområder med overvannsdammer	0,75*a	78,8	81,3	85	82,5	85	85	85	85	78,8	78,8	78,8	78,8
50% av industriområder med overvannsdammer	0,50*a	57,5	62,5	70	65	70	70	70	70	57,5	57,5	57,5	57,5
100% av industriområder med overvannsdammer	0*a	15	25	40	30	40	40	40	40	15	15	15	15
25 % av rekkehus med overvannsdammer	0,75*a	78,8	81,3	85	82,5	85	85	85	85	78,8	78,8	78,8	78,8
50 % av rekkehus med overvannsdammer	0,50*a	57,5	62,5	70	65	70	70	70	70	57,5	57,5	57,5	57,5
100% av rekkehus med overvannsdammer	0*a	15	25	40	30	40	40	40	40	15	15	15	15

## Vedlegg D. Beregning av antall sandfang

For å beregne kostnader tilknyttet simuleringene som inkluderte sandfang, krevdes informasjon om antall sandfang i nedbørsfeltet (oppgitte kostnader er per sandfang). Følgende beregningssteg ble derfor benyttet for å definere et anslagsvis antall.

Antar at 50 % av overvannet som renner av på kommunale veier håndteres i sandfang. Antar videre at sandfangene er jevnt fordelt utover langs de kommunale veiene i modellen. Det totale arealet av kommunale veier hentes fra attributt Tabellen for arealbruk i ArcGIS Pro. Arealet til veiene registrert som kommunale ble summert, og utgjorde et totalt areal på 279 410 m<sup>2</sup>. Det totale arealet som håndteres i sandfang er dermed gitt som følger:

$$\begin{aligned} A_{\text{sandfang}} &= \% \text{ av overvann til sandfang} * A_{\text{vei,kommunal}} \\ &= 0,50 * 279410 \text{ m}^2 = 13970,5 \text{ m}^2 \end{aligned}$$

Videre tilknyttet hvert sandfang et areal på 600 m<sup>2</sup>. Dette gir følgende uttrykk for å anslå antall sandfang som inngår i modellen:

$$\text{Antall sandfang} = \frac{A_{\text{sandfang}}}{600 \frac{\text{m}^2}{\text{sandfang}}} = \frac{13970,5 \text{ m}^2}{600 \frac{\text{m}^2}{\text{sandfang}}} = 233 \text{ sandfang}$$

Det antas derfor at 233 sandfang er jevnt fordelt på de kommunale veiene i nedbørsfeltet.

Videre ble investering- og driftskostnader beregnet ved å multiplisere total kostnader tilknyttet hvert sandfang.

## Vedlegg E. Totalt areal beregnet i ArcGIS Pro

I Tabell E1 inkluderes det totale arealet til samtlige arealbrukskategorier benyttet i masteroppgaven. Også arealbrukskategoriernes prosentandel av det totale arealet tett areal i studieområdet inkluderes.

*Tabell E1. Oversikt over totalt areal hvert arealbruk utgjør i modellen. Også forholdet mellom hvert typeområde og studieområdets totale areal av tette overflater er inkludert, vist som prosentandeler.*

Arealbruk	Totalt areal [m <sup>2</sup> ]	Forhold areal [%]
Boligområde (Blokk)	233967	4,64
Boligområde (Rekkehus)	577297	11,45
Boligområde (Villa/enebolig)	1695344	33,64
Gang- og sykkelvei	83048	1,65
Idrettsplass	51831	1,03
Industriområde	878533	17,43
Jernbane	28287	0,56
Parkering	213701	4,24
Sentrumsområde	281281	5,58
Vei (ÅDT 1 -1 000)	383586	7,61
Vei (ÅDT 1 001-2 000)	24511	0,49
Vei (ÅDT 2 001-5 000)	130604	2,59
Vei (ÅDT 5 001-10 000)	59087	1,17
Vei (ÅDT 10 001-25 000)	247710	4,91
Vei (ÅDT 25 001-50 000)	71116	1,41
Vei (ÅDT >50 000)	80337	1,59
Tot tett areal	5040241	100

## Vedlegg F. Simulerte forurensningsmengder ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet

I tabell F1 er det gitt en oversikt over gjestående mengde forurensning ved utløpet til resipienten i nedbørsfeltet for samtlige av de utførte simuleringene.

*Tabell F1. Simulerte forurensningsmengder ved utløpet til resipienten til nedbørsfeltet for utførte simuleringer. Forurensningsmengdene oppgis i tonn/år for SS og kg/år for de øvrige forurensningsstoffene.*

	SS	Bly	Kobber	Sink	Kadmium	Krom	Nikkel	Kvikksølv	PAH <sub>16</sub>	BaP	PCB <sub>7</sub>
<b>Simuleringer</b>	tonn/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år
Uten tiltak	148,9	30,6	56,69	239,0	1,28	17,34	17,22	0,115	1,70	0,120	0,137
Sandfang, optimal drift	145,0	30,4	56,12	238,6	1,27	17,15	17,07	0,113	1,69	0,120	0,134
Sandfang, middels drift	146,9	30,5	56,42	238,8	1,27	17,25	17,15	0,114	1,69	0,120	0,136
Sandfang, dårlig drift	148,0	30,5	56,56	238,9	1,28	17,30	17,19	0,115	1,70	0,120	0,136
Vadier, vei (10%)	146,3	30,5	55,97	238,5	1,27	17,10	17,03	0,112	1,69	0,120	0,135
Vadier, vei (50%)	138,3	30,1	53,69	237,1	1,24	16,35	16,43	0,104	1,68	0,119	0,126
Vadier, vei (90%)	133,8	29,9	52,35	236,2	1,22	15,90	16,08	0,099	1,67	0,118	0,121
Vadier, vei (100%)	133,2	29,8	52,16	236,1	1,22	15,84	16,03	0,098	1,67	0,118	0,120
Regnbed, enebolig (25%)	147,6	30,3	56,16	236,7	1,26	17,18	17,00	0,115	1,68	0,119	0,135
Regnbed, enebolig (50%)	146,7	30,1	55,75	235,1	1,25	17,06	16,94	0,114	1,67	0,118	0,133
Regnbed, enebolig (100%)	145,9	29,9	55,35	233,6	1,24	16,95	16,82	0,114	1,66	0,117	0,132
Regnbed, vei (10%)	146,1	30,4	55,91	238,5	1,27	17,08	17,01	0,112	1,69	0,120	0,134
Regnbed, vei (50%)	137,5	30,0	53,52	236,9	1,23	16,27	16,37	0,103	1,68	0,119	0,125
Regnbed, vei (90%)	133,5	29,9	52,29	236,2	1,22	15,88	16,06	0,099	1,67	0,118	0,121
Regnbed, vei (100%)	133,2	29,8	52,16	236,1	1,22	15,84	16,03	0,098	1,67	0,118	0,120
Overvannsdam, blokk (25%)	146,2	30,0	55,67	235,4	1,25	16,93	16,92	0,114	1,67	0,118	0,134
Overvannsdam, blokk (50%)	144,2	29,6	54,86	232,7	1,23	16,61	16,68	0,114	1,66	0,117	0,132
Overvannsdam, blokk (100%)	142,3	29,2	53,88	229,6	1,21	16,22	16,38	0,113	1,64	0,116	0,130
Overvannsdam, industri (25%)	129,9	25,2	49,12	191,2	1,02	14,99	14,53	0,103	1,51	0,092	0,122
Overvannsdam, industri (50%)	115,8	21,0	43,12	154,4	0,82	13,12	12,40	0,094	1,37	0,071	0,110
Overvannsdam, industri (100%)	102,5	16,7	35,82	113,7	0,58	10,85	9,80	0,08	1,23	0,051	0,099
Overvannsdam, rekkehus (25%)	147,5	30,2	55,99	236,5	1,26	17,17	17,03	0,115	1,68	0,119	0,135
Overvannsdam, rekkehus (50%)	146,4	29,9	55,44	234,6	1,25	17,04	16,87	0,114	1,66	0,118	0,133
Overvannsdam, rekkehus (100%)	145,4	29,7	54,77	232,5	1,23	16,88	16,69	0,114	1,65	0,116	0,131
Sandfang (dårlig drift-vei), regnbed (25%-enebolig)	146,73	30,30	56,02	236,67	1,26	17,14	17,02	0,114	1,68	0,119	0,134
Sandfang (middels drift-vei), regnbed (25%-enebolig)	145,71	30,27	55,88	236,58	1,26	17,09	16,99	0,114	1,68	0,119	0,133
Sandfang (dårlig drift-vei), regnbed(50%-enebolig)	145,81	30,10	55,62	235,01	1,25	17,02	16,90	0,114	1,67	0,118	0,132
Sandfang (middels drift-vei), regnbed(50%-enebolig)	144,79	30,06	55,48	234,92	1,25	16,97	16,87	0,113	1,67	0,118	0,132
Vadier(10%-vei), overvannsdam(25%-industri)	127,40	25,08	48,40	190,83	1,02	14,75	14,34	0,101	1,50	0,091	0,119

Vadier(10%-vei), overvannsdam(50%- industri)	113,32	20,94	42,40	154,03	0,82	12,88	12,21	0,091	1,36	0,070	0,108
Vadier(50%-vei), overvannsdam(25%- industri)	119,38	24,71	46,12	189,36	0,99	13,99	13,74	0,092	1,49	0,090	0,111
Vadier(50%-vei), overvannsdam(50%- industri)	105,29	20,57	40,12	152,57	0,79	12,13	11,61	0,083	1,35	0,069	0,099
Regnbed (25%-sentrum), vadier (10%-parkering)	139,09	28,60	54,37	226,63	1,20	16,66	16,33	0,109	1,57	0,113	0,130
Regnbed (50%-sentrum), vadier (10%-parkering)	134,54	27,68	53,40	220,20	1,16	16,43	15,95	0,106	1,55	0,108	0,127
Regnbed (25%-sentrum), vadier (50%-parkering)	127,64	26,19	51,16	215,36	1,17	15,45	15,12	0,102	1,30	0,108	0,124
Regnbed (50%-sentrum), vadier (50%-parkering)	123,10	25,27	50,18	208,93	1,12	15,23	14,74	0,099	1,27	0,103	0,120
Sammensatt simulering *	65,33	12,88	28,18	106,81	0,51	8,23	7,56	0,06	0,81	0,043	0,062

\* Sammensatt simulering består av tiltak på 50% regnbed enebolig, 50% overvannsdam (rekkehus, industri og blokk), 90% regnbed på vei og 50% sentrum (regnbed) og parkering (vadier)

## Vedlegg G. Beregnet arealbehov for utførte simuleringer

I Tabell G1 fremstilles totalt areal de ulike simuleringene utgjør i studieområdet. Videre er beregnet tett arealbehov fremstilt, som indikerer arealbehovet simuleringene krever ut fra det tette arealet.

*Tabell G1. Oversikt over totalt areal de utførte simuleringene utgjør i modellen, med tilhørende arealbehov for å implementere de ulike tiltakene. Arealbehovet for sandfang er ikke inkludert, og simuleringer som inkluderer flere tiltak representerer arealbehov uavhengig av sandfang.*

Simulering	Totalt areal (m <sup>2</sup> )	Påvirket tett areal (m <sup>2</sup> )	Tett Arealbehov (m <sup>2</sup> )
Sandfang, kommunale veier, optimal drift	279 410	279 410	-
Sandfang, kommunale veier, middels drift	279 410	279 410	-
Sandfang, kommunale veier, dårlig drift	279 410	279 410	-
Vadier, kommunale veier (10 %)	27 941	27 941	2 235
Vadier, kommunale veier (50 %)	139 705	139 705	11 176
Vadier, kommunale veier (100 %)	279 410	279 410	22 353
Vadier, kommunale veier (90 %)	251 469	251 469	20 118
Regnbed, enebolig (25 %)	423 836	84 767	6 781
Regnbed, enebolig (50 %)	847 672	169 534	13 563
Regnbed, enebolig (100 %)	1 695 344	339 069	27 126
Regnbed, kommunale veier (10 %)	27 941	27 941	2 235
Regnbed, kommunale veier (50 %)	139 705	139 705	11 176
Regnbed, kommunale veier (100 %)	279 410	279 410	22 353
Regnbed, kommunale veier (90 %)	251 469	251 469	20 118
Overvannsdam, blokk (25 %)	58 492	35 095	5 264
Overvannsdam, blokk (50 %)	116 984	70 190	10 529
Overvannsdam, blokk (100 %)	233 967	140 380	21 057
Overvannsdam, industri (25 %)	219 633	175 707	26 356
Overvannsdam, industri (50 %)	439 267	351 413	52 712
Overvannsdam, rekkehus (25 %)	144 324	57 730	8 659
Overvannsdam, rekkehus (50 %)	288 648	115 459	17 319
Overvannsdam, rekkehus (100 %)	577 297	230 919	34 638
Sandfang (kommunale veier, dårlig drift), regnbed (enebolig, 25 %)	703 246	364 177	6 781
Sandfang (kommunale veier, middels drift), regnbed (enebolig, 25 %)	703 246	364 177	6 781
Sandfang (kommunale veier, dårlig drift), regnbed (enebolig, 50 %)	1 127 082	448 944	13 563
Sandfang (kommunale veier, middels drift), regnbed (enebolig, 50 %)	1 127 082	448 944	13 563
Vadier (kommunale veier, 10 %), overvannsdam (industri, 25 %)	247 574	203 648	28 591
Vadier (kommunale veier, 10 %), overvannsdam (industri, 50 %)	467 208	379 354	54 947
Vadier (kommunale veier, 50 %), overvannsdam (industri, 25 %)	359 338	315 412	37 532



Vadier (kommunale veier, 50 %), overvannsdam (industri, 50 %)	578 972	491 118	63 888
Regnbed (sentrum, 25 %), vadier (parkering, 10 %)	91 690	77 626	386
Regnbed (sentrum, 50 %), vadier (parkering, 10 %)	162 011	133 882	700
Regnbed (sentrum, 25 %), vadier (parkering, 50 %)	177 171	163 107	676
Regnbed (sentrum, 50 %), vadier (parkering, 50 %)	247 491	219 363	990
Optimal	3 472 776	1 560 554	158 875



**Norges miljø- og biovitenskapelige universitet**  
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet  
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway